

ejemplo/11.3 Continuación

Determine el tiempo de detención y la tasa de desbordamiento a flujo pico:

$$\begin{aligned} \text{en flujo pico} &= \frac{(Q \text{ en flujo pico})/2}{\text{área}} \\ &= \frac{15\,000 \text{ m}^3/\text{día}}{154 \text{ m}^2} = 97.4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{día} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} [\text{tiempo de detención en flujo pico}] &= \frac{\text{volumen clarificado}}{Q \text{ en flujo pico}} \\ &= \frac{616 \text{ m}^3 \times 24 \text{ h/día}}{30\,000 \text{ m}^3/\text{día}/2} = 0.99 \text{ h} \end{aligned}$$

En el flujo promedio, los valores calculados de tiempo de detención y de tasa de desbordamiento están dentro de los rangos comentados en el capítulo previo (sección 10.7). En el flujo pico, el valor calculado del tiempo de detención está bien, pero la tasa de desbordamiento puede reducir un poco más de lo deseado. El diseño final del clarificador puede necesitar un área de superficie incrementada para proporcionar suficiente tiempo de detención para que se asienten suficientes sólidos.

11.6 Tratamiento secundario

El agua residual que sale del clarificador primario ha perdido una cantidad significativa de la materia de partículas que contenía, pero aún tiene una alta demanda de oxígeno debido a una abundancia de materia orgánica disuelta (medida como BOD). El **tratamiento secundario** (el cual es una forma de tratamiento biológico) utiliza microorganismos para descomponer estas moléculas de alta energía.

Existen dos enfoques básicos para el tratamiento biológico, difiriendo en la manera en la que el desecho es llevado a hacer contacto con los microorganismos. En los *reactores de crecimiento suspendido*, los organismos se adjuntan a una estructura de soporte y el agua residual se pasa sobre los organismos.

11.6.1 REACTORES DE CRECIMIENTO SUSPENDIDO: LODO ACTIVADO

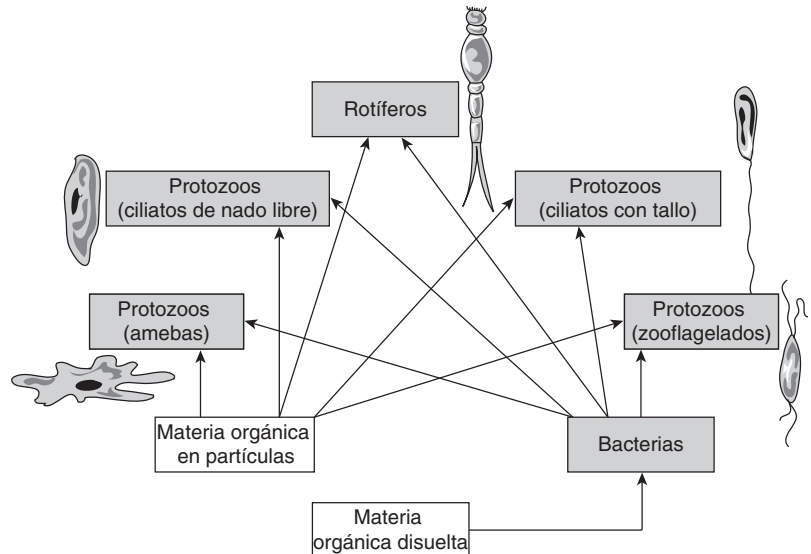
El sistema de tratamiento biológico más común es un sistema de **crecimiento suspendido** llamado proceso de **lodo activado**. El efluente del clarificador primario es enrutado hacia un **tanque de aireación** (también referido como **cuenca de aireación**), usualmente por gravedad, y mezclado con una masa diversa de microorganismos que comprenden bacterias, hongos, rotíferos y protozoos. La mezcla de líquido, desechos sólidos y microorganismos se llama **licor mezclado**. Una medición de TSS obtenida de la cuenca de aireación es llamada **sólidos suspendidos del licor mezclado (MLSS)**, expresados en mg/L. Los sólidos suspendidos volátiles (VSS) se pueden utilizar como sustitutos para describir la biomasa del reactor. Esto es debido a que la mayoría de los sólidos son



Tratamiento secundario

Figura 11.9 Trama alimentaria del proceso de lodo activado

De Mihelcic (1999). Reimpreso con el permiso de John Wiley & Sons, Inc.



microorganismos que tienen un alto contenido de carbono en su estructura celular. Típicamente, la fracción volátil **sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado (MLVSS)**, expresados en mg/L, es de 60 a 80% del MLSS.

La trama alimentaria del proceso de lodo activado se muestra en la figura 11.9. La trama alimentaria es un poco truncada, lateral (los productores primarios no son importantes debido a que el desecho proporciona una fuente de materia orgánica) y verticalmente (los consumidores más altos están ausentes debido a que el sistema está diseñado para parar en un punto en donde el remanente de materia en partículas es fácilmente removido por la sedimentación).

Diferentes grupos de organismos predominan dependiendo del grado de estabilización del desecho. En primera, los protozoos de amebas y zooflagelados dominan utilizando la materia orgánica en partículas y disuelta presente inicialmente. Después los protozoos zooflagelados y los ciliatos de nado libre aumentan en números, alimentando las poblaciones en desarrollo de bacterias. Finalmente, los ciliatos de tallo y los rotíferos se vuelven más abundantes, alimentándose de las superficies de flóculos de lodo activado. Las prácticas de operación de las plantas —como el tiempo de retención de sólidos (SRT), las cuales se comentarán después— dictaminan el grado de estabilización y, por lo tanto, la posición de sucesión de la comunidad microbológica. Las técnicas de biología molecular se utilizan actualmente para un mayor entendimiento de la ecología microbiana única de los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

La mayoría del BOD es degradado en presencia de oxígeno, por lo que se añade aire al reactor para proporcionar oxígeno, el cual se debe transferir para la fase acuosa. Esto requiere insumos de energía. En la práctica, las concentraciones de oxígeno disuelto en un tanque de aireación se mantienen a 1.5 a 4.0 mg/L, siendo 2 mg/L un valor común. Los niveles mayores a 4 mg/L no mejoran significativamente la operación pero elevan costos de operación debido a la energía asociada con forzar el aire hacia el sistema. Los bajos niveles de oxígeno pueden llevar a *acopio de lodo*, una abundancia de organismos filamentosos con pobres características de asentamiento.



Las bacterias son principalmente responsables de la asimilación de la materia orgánica disuelta en el agua residual, y los rotíferos y protozoos son útiles para remover la bacteria dispersa, la cual de otra manera no se asentaría. Esto causaría que el efluente de la planta no cumpliera con los requisitos de permisos para los sólidos suspendidos. La energía derivada del proceso de descomposición es utilizada principalmente para el mantenimiento de celdas y para producir más microorganismos. Una vez que la mayoría de los orgánicos disueltos se han utilizado, los microorganismos son enrutados hacia el segundo (o final) clarificador para su separación.

En el clarificador secundario se producen dos corrientes: 1) un efluente clarificado, el cual es enviado a la siguiente etapa del tratamiento (generalmente la desinfección) y, 2) un lodo líquido-sólido comprendiendo en gran medida microorganismos (pero tal vez de 2 a 4% de sólidos). Tendidos en el fondo del clarificador secundario, sin una fuente de alimento, estos organismos se vuelven carentes de nutrientes o *activados*. Una porción del lodo es entonces bombeada hacia la carga del tanque (**lodo activado regresado**), en donde el proceso comienza nuevamente. El remanente del lodo es removido del sistema y es procesado para su desecho (**lodo activado de desecho**). Como verá en varias de las siguientes secciones, es necesario desechar el lodo del sistema para balancear las ganancias en biomasa que suceden a través del crecimiento microbiano.

La Cámara Nacional de Compensación de Flujos Pequeños proporciona asistencia técnica para ayudar a pequeñas comunidades y dueños de casas con su tratamiento de aguas residuales

<http://www.nesc.wvu.edu/wastewater.cfm>

DISEÑO DEL SISTEMA DE LODO ACTIVADO Un conjunto de ecuaciones permite dar tamaño al reactor biológico y, muy importante, entender las relaciones en el sistema de lodo activado entre la concentración de microorganismos, la eliminación de sólidos y la materia orgánica afluente. La figura 11.10 muestra una esquemática del proceso de lodo activado con un volumen de control añadido para el balance de masa.

Debido a que la suspensión de agua residual y los organismos suspendidos parece mezclada, la cuenca de aireación es modelada como un *reactor de flujo de mezcla completa* (CMFR). En este reactor, los organismos convierten la materia orgánica disuelta (medida como CBOD y NBOD) en CO₂ gaseoso, agua, nitrato y materia orgánica en partículas (más microorganismos). Un tanque de asentamiento (llamado *clarificador secundario*) que sigue al reactor biológico captura la materia de partículas (lodo).

La vida típica de un microorganismo en una planta de tratamiento de aguas residuales es primero alimentar la cuenca de aireación durante varias horas (4 a 6 horas, por ejemplo), luego fluir hacia el clarificador secundario por varias horas adicionales, en donde el organismo descansa

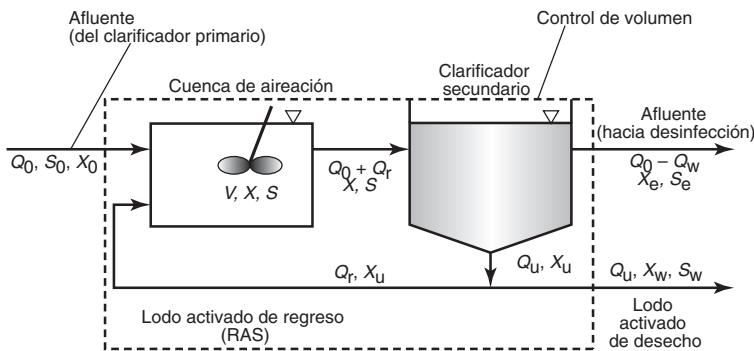


Figura 11.10 Esquema del proceso de lodo activado

De Mihelcic (1999). Reimpreso con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

mientras se asienta en el fondo del tanque. Cuando los organismos están otra vez hambrientos, son reciclados de vuelta al reactor biológico para plantar al reactor biológico con un grupo de organismos metabólicamente activos (hambrientos). Para un microorganismo en el proceso, este proceso se repite varias veces (alimentación y descanso, alimentación y descanso, alimentación y descanso, y así en adelante).

Debido a que la población de microorganismos está aumentando debido a la presencia de sustrato (CBOD y NBOD) y el operador de la planta necesita mantener una concentración constante de los microorganismos en la cuenca de aireación, algunos organismos se deben remover del clarificador secundario. Estos organismos son *desechados* del proceso; por lo tanto, el término **desecho de lodo** es utilizado para describir la eliminación de sólidos del sistema de lodo activado mediante el clarificador secundario.

Para desarrollar una ecuación maestra de diseño, primero se establecen y analizan dos balances de masa, conducidos en materia orgánica disuelta (sustrato) y sólidos (biomasa). Este análisis, al combinarlo con el entendimiento del crecimiento microbiano, permitirá determinar el volumen de la cuenca de aireación. En todas estas expresiones, Q representa el flujo, expresado en $\text{m}^3/\text{día}$; S es la concentración de sustrato (usualmente medida como mg de BOD o COD por L); X es la concentración de sólidos (biomasa) medida como mg de SS/L o mg de VSS/L y, V es el volumen del tanque de aireación expresado en m^3 . Los subíndices se refieren al afluente (o), efluente (e), reciclaje (r), subdesbordamiento de los clarificadores (u) y sólidos desechados (w).

BALANCE DE MASA EN SÓLIDOS (BIOMASA) Un balance de masa en microorganismos (sólidos) dentro del volumen de control establecido (la línea punteada en la figura 11.10) se puede expresar como sigue:

$$\left[\begin{array}{c} \text{biomasa que entra a la} \\ \text{cuenca de aireación} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{biomasa producida} \\ \text{por el crecimiento en la} \\ \text{cuenca de aireación} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{biomasa que} \\ \text{sale el sistema} \end{array} \right] \quad (11.1)$$

Al utilizar la ecuación 11.1, la figura 11.10 y el volumen de control establecido, la expresión matemática que describe el *balance de masa de los sólidos* es

$$Q_o X_o + V \frac{dX}{dt} = (Q_o - Q_w) X_e + Q_w X_w \quad (11.2)$$

Al asumir que la **cinética de Monod** describe el crecimiento microbiano y que la decadencia de primer orden describe la muerte microbiana, la tasa global del crecimiento biomásico en la cuenca de aireación (dX/dt) que resulta del crecimiento y la decadencia se puede escribir como sigue:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{\mu_{\text{máx}} S X}{(K_s + S)} - k_d X \quad (11.3)$$

Este término de crecimiento global (ecuación 11.3) puede sustituirse en la expresión de balance de masa mostrada en la ecuación 11.2 para dX/dt . En adición, se puede asumir que X_o y X_e son muy pequeñas en relación con X (que es, $X_o \approx X_e \approx 0$). Esta es una buena suposición debido a que la concen-

tracción de biomasa en el reactor, X , es mantenido a aproximadamente 2000 a 4000 mg TSS/L, mientras que los sólidos afluentes hacia la cuenca de aireación (X_o) pueden ser de 100 mg SS/L y los sólidos efluentes (X_e) de menos de 25 mg/L. (Advierta que X es el MLSS o MLVSS previamente definido.)

Después de realizar esta sustitución y hacer las suposiciones de que X_o y X_e no son convenientes en términos de concentración de sólidos, la expresión resultante puede ser reacomodada para arrojar:

$$\frac{\mu_{\max}S}{K_s + S} = \frac{Q_w X_w}{VX} + k_d \quad (11.4)$$

La ecuación 11.4 es importante. Se utilizará en la siguiente sección, así es que los lectores deben familiarizarse con ella.

BALANCE DE MASA EN SUSTRATO (BOD) Enseguida se realiza un balance de masa sobre el material orgánico disuelto (el BOD), el cual es sustrato para los organismos. Un balance de masa en sustrato (alimento) dentro del volumen de control establecido (la línea punteada en la figura 11.10) puede ser redactado como sigue:

$$\left[\begin{array}{c} \text{sustrato que entra a la} \\ \text{cuenca de aireación} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{sustrato consumido por} \\ \text{los microorganismos} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{sustrato que sale} \\ \text{del sistema} \end{array} \right] \quad (11.5)$$

Al utilizar la ecuación 11.5, la figura 11.10 y el volumen de control establecido, se puede escribir la expresión que describe el *balance de masa del sustrato*:

$$Q_o S_o - V \frac{dS}{dt} = (Q_o - Q_w)S \quad (11.6)$$

Aquí, el sustrato efluente, S_e , y el sustrato en el lodo de desecho, S_w , se asume que igualan a S ($S = S_e = S_w$). Esto debería tener sentido ya que el propósito del segundo clarificador es el de remover los sólidos, no el de transformar biológicamente el sustrato a dióxido de carbono y agua.

El coeficiente de rendimiento (Y) relaciona el cambio en la concentración de sustrato con el cambio en la concentración de biomasa. Por lo tanto, el cambio en la concentración de sustrato con este momento, dS/dt , puede escribirse como sigue:

$$\frac{dS}{dt} = \left(\frac{1}{Y} \right) \left(\frac{\mu_{\max}S}{K_s + S} \right) X \quad (11.7)$$

Esta expresión para dS/dt puede ser sustituida en el balance de masa de sustrato (ecuación 11.6). Reacomodar la expresión global entonces resulta en

$$\frac{\mu_{\max}S}{K_s + S} = \frac{Q_o Y}{VX} (S_o - S) \quad (11.8)$$

Tabla / 11.6

Explicación de términos utilizados en la expresión de diseño para lodo activado (ecuación 11.9)

Término(s) en la expresión final de diseño	Explicación
Coefficiente de rendimiento (Y) y coeficiente de decadencia (k_d)	Coefficientes biocinéticos los cuales son medidos o calculados (vea el capítulo 5 para valores de ejemplo)
Concentración de sustrato en el reactor (S)	Concentración efluente de la planta, la cual se asienta por el estado a través de las NPDES que permiten el proceso.
Concentración inicial de sustrato que entra al reactor reactor (S_o) y reactor de flujo entrante (Q_o)	Parámetros independientes que son una función de demografía de comunidad como población, salud comunitaria, medidas de conservación del agua y actividad comercial e industrial en una comunidad.
Tasa de lodo desechado (Q_w) y concentración de sólidos en el lodo desechado (X_w)	Asuntos que un operador de planta puede controlar mediante el desecho de lodo, especialmente a una tasa en la que los sólidos son removidos (desechados) del sistema.

Advierta que el lado izquierdo de las dos expresiones finales reacomodadas obtenidas de los sólidos (ecuación 11.4) y los balances de masa de sustrato (ecuación 11.8) son lo mismo. Por lo tanto, estas dos expresiones pueden establecerse igual para proporcionar una expresión de diseño:

$$\frac{Q_w X_w}{VX} = \frac{Q_o Y}{VX} (S_o - S) - k_d \quad (11.9)$$

La ecuación 11.9 se puede utilizar para encontrar el volumen de la cuenca de aireación (V). Esto es debido a que todos los otros términos puedan ser medidos o fijados. La tabla 11.6 proporciona una explicación para el mundo real de los términos en esta expresión de diseño de lodo activado (ecuación 11.9). Sin embargo, un problema surge con la ecuación 11.9 para encontrar V ; el término volumen aparece en ambos lados de la ecuación. Afortunadamente, como se verá en la siguiente sección, los términos en el lado izquierdo de la ecuación 11.9 pueden combinarse en un solo término, referido como el tiempo de retención de sólidos (SRT).

TIEMPO DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS El término en el lado izquierdo de la ecuación 11.9 es una expresión importante para el diseño y la operación de una planta de lodo activado. Es el inverso de un término referido como el **tiempo de retención de sólidos (SRT)**. El SRT es algunas veces también referido como la **edad del lodo** y el **tiempo medio de retención celular (MCRT)**. El SRT se define como

$$\text{SRT} = \frac{VX}{Q_w X_w} \quad (11.10)$$

Si mira fijamente a las unidades de esta expresión, verá que tiene unidades de tiempo (típicamente días). La edad del lodo en la mayoría de las plantas de tratamiento típicamente va de 2 a 30 días.

El SRT no es el tiempo de retención hidráulica (V/Q). La edad del lodo se refiere al tiempo promedio que un microorganismo pasa en el proceso de lodo activado antes de ser expelido o desechado del sistema.

Recuerde que los organismos se alimentan en la cuenca de aireación y luego se dejan en reposo en el clarificador secundario hasta que son reciclados nuevamente en la cuenca de aireación para alimentar, y después son enviados de vuelta al clarificador secundario para descansar. Este proceso se repite muchas veces hasta que el organismo es finalmente removido del proceso o desechado. El SRT, por lo tanto, se refiere al número de días al que un microorganismo promedio es sometido en este ciclo de alimentación y reposo.

La ecuación 11.10 puede sustituir a la ecuación 11.9 para arrojar la ecuación de diseño final:

$$\frac{1}{\text{SRT}} = \frac{Q_o Y}{VX} (S_o - S) - k_d \quad (11.11)$$

La ecuación 11.11 se puede utilizar para dar tamaño a la cuenca de aireación (encuentre V) para un SRT dado (o su rango).

ejemplo/11.4 Diseño de la cuenca de aireación con base en el tiempo de retención de sólidos

Dada la siguiente información, determine el volumen de diseño de la cuenca de aireación y el periodo de aireación del agua residual para un proceso de tratamiento de lodo activado: población = 150 000; tasa de flujo de 33.75×10^6 L/día (igual a 225 L/persona por día), y la concentración afluente de BOD_5 es de 444 mg/L (observe que ésta es un agua residual de alta fuerza). Asuma que la agencia regulatoria pone en marcha un estándar efluente de $\text{BOD}_5 = 20$ mg/L y un estándar de sólidos suspendidos de 20 mg/L en el agua residual tratada.

Una muestra de agua residual es recolectada del reactor biológico y se encuentra que contiene una concentración de sólidos suspendidos de 4 300 mg/L. La concentración de sólidos suspendidos en el afluente de la planta es de 200 mg/L, y del que deja el clarificador primario es de 100 mg/L. Los microorganismos en el proceso de lodo activado pueden convertir 100 g de BOD_5 en 55 g de biomasa. Tienen una tasa máxima de crecimiento de 0.1/día y una tasa constante de muerte de primer orden de 0.05/día, y alcanzan la mitad de su tasa máxima de crecimiento cuando la concentración de BOD_5 es de 10 mg/L. El diseño de tiempo de retención de sólidos es de 4 días, y el lodo es procesado en el filtro de prensa cada 5 días.

solución

1. *Para el volumen de la cuenca de aireación.* Este problema proporciona mucha información. Para encontrar el volumen de la cuenca de aireación (V), necesita saber qué información es importante y cuál no es requerida. Mire muy de cerca la ecuación 11.11. Aquí, S_o es igual al sustrato (para BOD_5) entrando al reactor biológico, así es que suponga que algún BOD_5 es hecho partículas y removido hacia el clarificador primario. Si se asume

ejemplo/11.4 Continuación

que 30% del afluente de la planta de BOD₅ es removido durante la sedimentación primaria, esto significa que $S_o = 0.70 \times 444 \text{ mg/L} = 310 \text{ mg/L}$. De conformidad,

$$\frac{1}{\text{SRT}} = \frac{Q_o Y}{VX} (S_o - S) - k_d$$

$$\frac{1}{4 \text{ días}} = \frac{\left(33.75 \times 10^6 \frac{\text{L}}{\text{día}}\right) \times \left(0.55 \frac{\text{gm SS}}{\text{gm BOD}_5}\right)}{V \times \left(4300 \frac{\text{mg SS}}{\text{L}}\right)} \times \left(310 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 20 \frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) - \frac{0.05}{\text{día}}$$

Encuentre $V = 4.713 \times 10^6 \text{ L}$.

2. *Para el periodo de aireación.* El periodo de aireación de la planta es el número de horas en las que el agua residual es aireada durante el proceso de lodo activado. Esto es igual al tiempo de detención hidráulica del reactor biológico:

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{4.713 \times 10^6 \text{ L}}{33.75 \times 10^6 \frac{\text{L}}{\text{día}}} = 0.12 \text{ día} = 3 \text{ h}$$

ejemplo/11.5 Uso de tiempo de retención de sólidos para calcular el procesamiento de sólidos

Al usar los datos proporcionados en el ejemplo 11.4, ¿cuántos kg de sólidos secos primarios y secundarios necesitan ser procesados diariamente del agua de tratamiento?

solución

Suponga que la cantidad de sólidos procesada de los tanques de sedimentación primarios igualan la diferencia en la concentración de sólidos suspendidos (afluente menos efluente) medidos a través de los tanques de sedimentación multiplicada por la tasa de flujo de la planta:

$$33.75 \times 10^6 \frac{\text{L}}{\text{día}} \times \left(200 \frac{\text{mg TSS}}{\text{L}} - 100 \frac{\text{mg TSS}}{\text{L}}\right) \times \left(\frac{\text{kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}}\right)$$

$$= 3\,375 \text{ kg de sólidos primarios por día}$$

No se proporciona la diferencia de concentración de sólidos suspendidos a través de los tanques secundarios de sedimentación, por lo que no se puede determinar la cantidad de sólidos secundarios producidos diariamente en la

ejemplo/11.5 Continuación

misma manera que se utilizaron para los sólidos primarios. Sin embargo, la examinación cuidadosa de la expresión del tiempo de retención de sólidos (SRT = 4 días) muestra que el término $Q_w X_w$ iguala la respuesta. Por lo tanto:

$$4 \text{ días} = \frac{VX}{Q_w X_w} = \frac{4.173 \times 10^6 \text{ L} \times \left(4300 \frac{\text{mg SS}}{\text{L}}\right)}{Q_w \times X_w}$$

Encuentre $Q_w X_w$, el cual es igual a 4 486 kg de sólidos secos secundarios por día.

RELACIÓN DE TIEMPO DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS CON LA TASA DE CRECIMIENTO MICROBIANO Usted puede ya haber notado que el inverso de SRT tiene las unidades de día⁻¹. Al recordar del capítulo 5 la definición de *tasa de crecimiento específico* de los microorganismos,

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (11.12)$$

Esta expresión se puede acomodar para encontrar la tasa de crecimiento específico, μ :

$$\mu = \frac{dX/dt}{X} \quad (11.13)$$

La ecuación 11.13 muestra que la tasa de crecimiento específico (unidades de día⁻¹) es igual a la masa de biomasa producida en la base de aireación (kg de MLSS producidos al día) dividida entre la masa de biomasa presente en el reactor (kg de MLSS).

Recuerde que el SRT se refiere al tiempo promedio que un microorganismo gasta en el proceso de lodo activado antes de que sea expelido o desechado del sistema. Si un operador de planta de tratamiento quiere mantener la misma concentración de biomasa en el reactor biológico (es decir, X), el operador tendría que desechar el mismo volumen de sólidos por día ($Q_w X_w / V$) que se producen mediante crecimiento biológico (dX/dt).

Las ecuaciones 11.13 y 11.10 están, por lo tanto, relacionadas. De hecho, para un proceso de lodo activado completamente mezclado, el SRT (el cual es controlado por sólidos desechados) es el inverso del promedio de la tasa de crecimiento específico de los microorganismos:

$$\frac{1}{\text{SRT}} = \mu \quad (11.14)$$

La relación mostrada en la ecuación 11.14 es importante para un ingeniero de diseño y un operador de planta debido a que dice en dónde hay un valor *crítico* de SRT. Por debajo de este valor **crítico SRT** (algunas veces referido como SRT_{min}), las células microbianas en el proceso de lodo activado

serán **eliminadas** o removidas del sistema más rápido de lo que se pueden reproducir. Esto no sería bueno, debido a que si tipos específicos de microorganismos se eliminan del sistema, el proceso de lodo activado perderá su capacidad de degradar los contaminantes particulares. Por ejemplo, el eliminar los organismos nitrificantes resultará en la mala eliminación de nitrógeno de amonio, y el eliminar organismos heterotróficos resultará en la mala eliminación de BOD.

Afortunadamente, el SRT_{\min} puede ser aproximado como:

$$\frac{1}{SRT_{\min}} \approx \mu_{\max} - k_d \quad (11.15)$$

μ_{\max} y k_d fueron definidos previamente en el capítulo 5. ¡Nunca diseñe un proceso de tratamiento biológico en donde el SRT sea igual al SRT_{\min} ! De hecho, muchas plantas de tratamiento son diseñadas para un SRT que es de 2 a 20 veces más grande que el SRT_{\min} .

PROPORCIÓN DE ALIMENTO A MICROORGANISMO La tasa de introducción de alimento (carga de BOD) es en gran parte fijado por la tasa de flujo (Q_o) y el BOD (S_o) del afluente. El tamaño de la población microbiana es igual al de la concentración del producto del MLSS (o MLVSS) en el reactor biológico (X) y el volumen del reactor (V). Antes se estableció que la experiencia de operación en las plantas de tratamiento de desechos sugiere que las concentraciones de MLSS en el reactor se deberían mantener en niveles con rangos de 2 000 a 4 000 mg/L. Concentraciones demasiado bajas (menos de 1 000 mg(L) pueden llevar a un mal asentamiento, y concentraciones muy altas (mayores a 4 000 mg/L) pueden resultar en pérdidas de sólidos en el desbordamiento del clarificador secundario y requerimientos excesivos de oxígeno.

Otro parámetro clave del diseño de proceso (además del SRT) es referido como **proporción de alimento a microorganismo (F/M)**, por sus siglas en inglés). También puede ser utilizado para calcular el volumen de tanque requerido. Esencialmente, una tasa de alimentación, la proporción de alimento a microorganismo (F/M) es equivalente a la tasa de carga de BOD dividido entre la masa del MLSS en el reactor. La **tasa de carga de BOD** (kg de BOD/m³-día) es la masa de alimento que entra al reactor biológico por día dividido entre el volumen del reactor.

Al usar la terminología de la figura 11.10

$$F/M = \frac{S_o Q_o}{XV} \quad (11.16)$$

F/M tiene unidades de kg de BOD/kg de MLSS-día. Al recordar del capítulo 4 la definición del **tiempo de retención hidráulica** ($\theta = V/Q$), la proporción de alimento a microorganismo se puede escribir también como:

$$F/M = \frac{S_o}{\theta X} \quad (11.17)$$

Al referirnos de nuevo a la tabla 11.6, S_o y Q_o son en gran parte fijadas por la demografía local como la población, la abundancia y la mezcla de asentamientos habitacionales y comerciales en una comunidad. Advierta que las medidas de conservación del agua no reducirán la masa de alimento que entra

ejemplo/11.6 Cálculo de la proporción de F/M

Determine la proporción de F/M (en unidades de lb BOD₅/lb. MLSS-día) con los datos proporcionados en el ejemplo 11.4.

solución

Recuerde por definición,

$$\begin{aligned} F/M &= \frac{Q \times S_0}{X \times V} = \frac{\left(33.75 \times 10^6 \frac{\text{L}}{\text{día}}\right) \times \left(310 \frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)}{\left(4\,300 \frac{\text{mg SS}}{\text{L}}\right) \times \left(4.173 \times 10^6 \text{ L}\right)} \\ &= 0.58 \frac{\text{kg BOD}_5}{\text{kg MLSS-día}} \\ &= 0.58 \frac{\text{lb. BOD}_5}{\text{lb. MLSS-día}} \end{aligned}$$

Advierta que las unidades de conversión de proporciones de F/M de unidades métricas a inglesas no requieren de un factor de conversión debido a que la unidad de masa está en el numerador y el denominador. También, sea cuidadoso en sus unidades para F/M, debido a que el denominador puede tener unidades de MLSS o MLVSS.

al sistema. La conservación del agua reducirá Q_v , pero el S_0 resultante aumentará proporcionalmente. Recuerde también que la concentración de microorganismos en el reactor biológico (X) es controlado por la cantidad de sólidos que el operador desecha. Por lo tanto, un volumen de reactor particular (V) se puede seleccionar para lograr la proporción deseada de F/M.

La ecuación 11.16 muestra que la proporción de F/M es realmente una tasa de alimentación. Mientras más baja la proporción de F/M, más baja es la tasa de alimentación, más hambrientos los microorganismos y más eficiente la eliminación. Igualmente, si el SRT es reducido, el operador estará aumentando el inventario de sólidos (X creciente). La examinación de la ecuación 11.16 muestra que en este caso, con SRT menor y X mayor, la proporción de F/M aumentará.

La examinación de F/M no entrará a mayor detalle. Sin embargo, los lectores necesitan entender que el SRT y el F/M están relacionados (tabla 11.17). Esta relación incluye la eficiencia de la eliminación de BOD y algunos parámetros microbianos comentados en el capítulo 5 (Y y k_d). Los SRT más altos igualan a los F/M más bajos, y los SRT más bajos igualan el F/M más alto. Esto debe tener sentido. En un SRT más alto, más células se están desechando del sistema, así es que la concentración de microorganismos en el reactor biológico (X) se reducirá. Debido a que el alimento entrante (S_0 por Q_v) no es controlado por el operador de la planta, la examinación de la ecuación 11.16 muestra que la proporción de F/M se reducirá.

En las proporciones F/M bajas, los microorganismos se mantienen en la **fase de crecimiento muerto** o **fase de crecimiento endógeno**, queriendo decir que son dejados con hambre y por lo tanto muy eficientes en la eliminación de BOD. Debido a que el S_0 es relativamente constante para los desechos

Tabla / 11.7

Relación entre tiempo de retención de sólidos (SRT) y proporción de alimento a microorganismo (F/M)

SRT (días)	F/M (g BOD/g VSS-día)
5-7	0.3-0.5
20-30	0.10-0.05

FUENTE: Valores obtenidos de Tchobanoglous et al. (2003).

domésticos y debido a que hay límites en los niveles de X que un reactor puede soportar, el mantenimiento de una proporción baja de F/M requiere ya sea un flujo muy pequeño o un volumen de tanque muy grande. En cualquiera de los casos, esto lleva a un tiempo de residencia (aireación) hidráulica muy largo.

El operar una planta de lodo activado a proporciones bajas de F/M se denomina **aireación extendida**. El costo de operación y mantenimiento es alto para los grandes volúmenes del tanque, así es que la aireación extendida es en gran parte limitada para los sistemas con pequeñas cargas orgánicas (por ejemplo, en parques de casas móviles e instalaciones de recreación).

En proporciones altas de F/M , los microorganismos se mantienen en la fase de crecimiento exponencial. Estos organismos están más saturados de alimentos, lo que significa que hay un exceso de sustrato, por lo que la eliminación de BOD es menos eficiente. Este enfoque se llama *lodo activado de tasa alta*. En este enfoque, las mayores concentraciones de MLSS se utilizan, por lo que una residencia hidráulica más corta es lograda, y se requieren volúmenes de tanques de aireación más pequeños.

En adición a influir la eficiencia de eliminación de BOD, la selección de una proporción de F/M afecta la decantación del lodo y por lo tanto la eficiencia de eliminación de TSS. En general, a medida que la proporción de F/M se reduce, la decantación del lodo aumenta. Los microorganismos hambrientos floculan y por lo tanto se asientan bien, mientras que aquéllos mantenidos en altas proporciones de F/M forman crecimientos filamentosos flotantes, los cuales se asientan pobremente, una condición llamada *acopio de lodo*.

CARACTERÍSTICAS DE ASENTAMIENTO DEL LODO ACTIVADO El diseño de clarificadores de asentamiento es similar a aquél de clarificadores primarios a excepción de que las tasas de detención hidráulica y las tasas de desbordamiento reflejan el hecho de que las

ejemplo/11.7 Relacionar el F/M con el volumen del tanque de aireación

La concentración de sólidos suspendidos es de 220 mg/L en el afluente de la planta; 4 000 mg/L en el lodo primario; 15 000 mg/L en el lodo secundario y 3 000 mg/L que salen de la cuenca de aireación. La concentración de sólidos disueltos totales en el afluente de la planta es de 300 mg/L, y la concentración de sólidos disueltos totales que salen de la cuenca de aireación es de 3 300 mg/L. La BOD_5 es de 150 mg/L medida después del tratamiento primario y de 15 mg/L que salen de la planta. Los niveles de nitrógeno totales en la planta son de aproximadamente 30 mg N/L.

Si la proporción F/M es de 0.33 lb de BOD_5 /lb de MLSS-día, calcule el tiempo total de retención hidráulica de las cuencas de aireación si el flujo total de la planta es de 5 millones de galones al día.

solución

Advierta que la enunciación de este problema proporciona mucho material extra, por lo que los lectores deben entender el orden de varios procesos unitarios en una planta de tratamiento de aguas residuales, así como la

ejemplo/11.7 Continuación

definición de la proporción de F/M. La masa de alimentos que los microorganismos ven igual a la tasa de flujo de la planta multiplicado por la concentración de BOD₅ que sale del tanque de sedimentación (el cual, por lo tanto, ingresa a la cuenca de aireación). Este valor es S_o.

$$F/M = 0.33 \frac{\text{lb. BOD}_5}{\text{lb. MLSS-día}} = \frac{Q \times S_o}{V \times X} = \frac{Q \times \left(150 \frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)}{V \times 3000 \frac{\text{mg MLSS}}{\text{L}}}$$

$Q/V = 6.6/\text{día}$, y debido a que el tiempo de detención hidráulica es igual a V/Q , el tiempo de detención (θ) es igual a 0.15 día o 3.6 horas. El tamaño de las cuencas de aireación puede ser entonces encontrado a partir del conocimiento del flujo de diseño (o Q) de la planta: $V = Q \times \theta$.

partículas son más pequeñas en un asentamiento primario. La eficiencia de asentamiento en el segundo clarificador está influida por el grado al que el MLSS flocule (esto es, la capacidad del MLSS para pegarse y formar una masa más grande de partículas). Esta capacidad de **floculación** es más baja en las poblaciones en fase de crecimiento exponencial (alta proporción de F/M), aumenta en las poblaciones en fase de crecimiento en declive (proporción intermedia de F/M), y es más alta en las poblaciones en fase de crecimiento endógeno (baja proporción de F/M).

Existen dos razones para este comportamiento. Primero, la floculación es ayudada por la presencia de limo producido por microbios (gomas de polisacárido), lo que ayuda a las partículas a pegarse unas con otras. El limo se produce mediante el desgaste de capas de limo en las masas de película biológica. Las capas de limo son en su mayoría abundantes en poblaciones crecidas bajo la fase endógena y son menos abundantes en las poblaciones en fase exponencial. Segundo, como se describió en el capítulo previo, la floculación es mayor bajo condiciones en las que las partículas se pueden juntar más fácilmente. Las células inactivas, en fase endógena, se comportan como simples coloides y floculan bien. Las partículas activas, altamente móviles, características de poblaciones en fase exponencial (alta proporción de F/M) tienden a flocular de manera pobre.

Si colocara algo de lodo activado en un cilindro graduado de 1000 mL y observara el lodo asentarse con el tiempo, podría observar cuatro zonas de asentamiento. Cerca de la parte alta del cilindro, observaría **asentamiento discreto**, lo cual es típico de concentraciones de partículas bajas. En esta zona, las partículas se asientan solas de acuerdo con la **ley de Stokes**. Además de esto, observará el **asentamiento floculante**. Aquí, las partículas se unen durante la sedimentación, y la muestra está aún relativamente diluida. La tercera zona se llama **asentamiento obstaculizado**. Aquí, a medida que las concentraciones de sólidos incrementan, las fuerzas interparticulares obstaculizan el asentamiento de partículas vecinas. Puede de hecho observar el asentamiento de partículas como una unidad y observa una interfase sólida-líquida. La zona final, llamada el **asentamiento por compresión**, sucede cerca del fondo del cilindro y es visible a medida que el tiempo pasa. Aquí, la concentración de sólidos es ahora grande, por lo que el movimiento hacia abajo de los sólidos

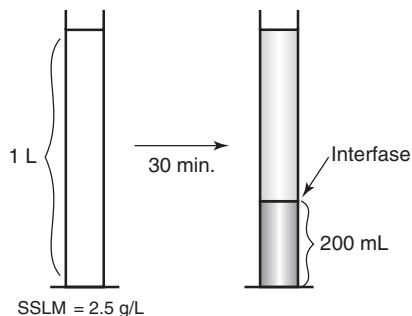


Figura 11.11 Determinación de índice de volumen de lodo El índice de volumen de lodo (SVI) se mide para determinar la decantación del lodo. El SVI es el volumen (en mL) ocupado por un MLSS de 1 g (peso seco) después de asentarse durante 30 minutos en un cilindro graduado de 1000 mL. En la situación aquí ilustrada, 2.5 g de MLSS ocupan 200 mL de volumen después de 30 min de asentamiento, por lo que el SVI es 80.

Tabla / 11.8

Interpretación del índice de volumen de lodo (SVI)	
Valor del índice de volumen de lodo (SVI)	Decantación del lodo
0-100	Buena
100-200	Aceptable
>200	Mala

es opuesto por el movimiento hacia arriba del agua. En este caso, no puede ocurrir ningún asentamiento hasta que el agua del lodo es comprimida.

El ensayo **índice de volumen de lodo (SVI)** se lleva a cabo en la planta de tratamiento para determinar la decantación del lodo. El SVI es el volumen (en mL) ocupado por 1 g de MLSS (peso seco) después de asentarse durante 30 min en un cilindro graduado de 1000 mL (vea la figura 11.11). Las unidades del SVI son mL/g.

Otra manera de pensar en el SVI es el porcentaje de volumen ocupado por el lodo en una muestra de MLSS. Por lo tanto le dice qué tan bien el lodo se está asentando actualmente. La tabla 11.8 proporciona un método para interpretar el valor de SVI en términos de qué tan bien el lodo se asentará.

Las características de buen asentamiento (SVI bajo) son una indicación de una planta de tratamiento de aguas residuales de funcionamiento apropiado. Una persona en dicha planta que recolecta una muestra del reactor biológico primero observaría una cantidad moderada de **espuma** en la muestra. Después de que a la muestra se le ha permitido quietarse por unos pocos minutos, el flotante resultante debería verse claro y tener un BOD bajo. Una mayor examinación de los contenidos del reactor biológico bajo un microscopio mostraría un lodo de buena floculación con grandes números de ciliatos y bacterias de nado libre.

Durante la aireación extendida, la **respiración endógena** se lleva a cabo debido a que no hay suficiente alimento (BOD) para soportar la población de microorganismos. Los microorganismos entonces comenzarán a usar comida que han almacenado en su estructura celular y algunos organismos comenzarán a morir. Comienza la lisis en las células de organismos muertos y subsecuentemente se convierten en alimentos para otros, los organismos más altos como los ciliatos con tallo y rotíferos. Durante la respiración endógena, los sólidos biológicos parecen muy densos (por lo que el SVI es muy bajo).

Una ocurrencia común en una planta de lodo activado es el sitio de un mal asentamiento de espuma café que es alta en TSS. Los microorganismos encontrados en esta espuma tienen paredes celulares hidrofóbicas. La mayoría de estos organismos pertenecen a un grupo llamado organismos **nocardioformes**. Debido a la pared celular hidrofóbica, las burbujas de aire del proceso de aireación pueden adjuntarse al microorganismo y los flóculos biológicos asociados. Como resultado, el flóculo biológico se eleva a la superficie. En la superficie, la burbuja de aire finalmente se colapsará pero dejará atrás los sólidos flotantes, los cuales aparecen como espuma.

Afortunadamente, varias técnicas de diseño y operación pueden eliminar o reducir la formación de espuma. Por ejemplo, las plantas de tratamiento necesitan observar sus insumos de químicos tóxicos que pueden cambiar la ecología del reactor y pueden favorecer la presencia de estas bacterias dispersas. También, las plantas de lodo activado pueden ser operadas con un SRT bajo en un intento de eliminar los organismos nocardioformes. El reciclar la espuma que contiene estos organismos de vuelta a la parte frontal de la planta debe ser desalentado. En adición, se ha encontrado que los sistemas de lodo activado que contienen extracción de cuencas de aireación subsuperficiales y deflectores de espuma secundarios tienen niveles mayores de nocardioformes que los sistemas sin extracción de cuencas de aireación y sin deflectores clarificadores superficiales. Aparentemente, las características del reactor que fomentan la selección de nocardioformes dispersados sobre flóculos biológicos agrupados y capaces de asentarse resultan en una mayor oportunidad para formar espuma (Jenkins, 2007).

Tabla / 11.9

Ejemplos de modificaciones al proceso hechas al sistema convencional de lodo activado	
Proceso	Descripción
Lodo activado convencional	Principalmente lodos activados efluentes y de regreso se introducen en la carga de la cuenca de aireación. La aireación es proporcionada en una manera no uniforme sobre la longitud del tanque a medida que se requiere más aireación al comienzo del tanque, ya que la carga orgánica es más alta ahí porque el BOD es eliminado a lo largo de la longitud de la cuenca de aireación.
Aireación de paso de alimentación	La modificación en donde el efluente del clarificador primario es introducido en diversos puntos a lo largo del principio de la cuenca de aireación. Por lo tanto, la demanda pico de oxígeno se distribuye más igualmente a lo largo del tanque de aireación. La aireación es uniforme a lo largo de la longitud de la cuenca de aireación.
Estabilización por contacto	La cuenca de aireación se separa hacia una zona de estabilización seguida por una pequeña zona de contacto. El efluente del clarificador primario es primero enrutado hacia la zona de contacto. El lodo activado de regreso es reciclado nuevamente hacia la zona de estabilización.
Aireación extendida	Similar al lodo activado convencional a excepción de que el clarificador primario es generalmente eliminado, el SRT es muy grande (20-30 días), y los tiempos de detención hidráulica son cercanos a un día. Utilizados principalmente por comunidades más pequeñas, escuelas, hoteles.
Zanja de oxidación	Reactor óvalo en donde el agua residual se mueve a velocidades relativamente altas. El lodo activado de regreso es reciclado de vuelta al principio del reactor.
Reactor de lotes secuenciales	Reactores de llenado y vaciado en donde se usan un mínimo de dos reactores. Mientras que un reactor está siendo llenado, el otro reactor está supervisando las reacciones biológicas, el asentamiento de sólidos y la eliminación de agua residual asentada.

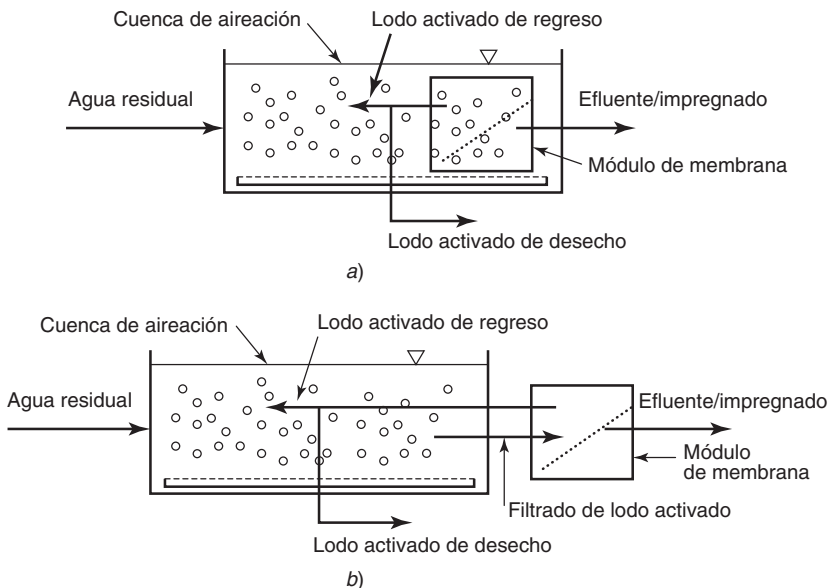
11.7 Modificaciones al proceso de lodo activado

La operación del proceso de lodo activado a un rango medio de proporciones F/M con microorganismos en la fase de crecimiento disminuido es denominada **lodo activado convencional**. Esta opción ofrece un balance entre la eficiencia de eliminación y el costo de operación. Varias configuraciones de reactor están disponibles (vea la tabla 11.9), cada una con su propio conjunto de ventajas y desventajas. Los dos tipos básicos son los reactores de flujo en pistón y de flujo de mezcla completa. Los reactores de flujo en pistón ofrecen una eficiencia de tratamiento más alta que los reactores de flujo de mezcla completa pero son menos capaces de manejar las espigas en la carga de BOD. Otras modificaciones del proceso están basadas en la manera en la que el desecho y el oxígeno se introducen al sistema.

11.7.1 BIORREACTORES DE MEMBRANA (MBRs)

Uno de los segmentos de mayor crecimiento de los procesos biológicos de tratamientos de aguas residuales es el uso de **biorreactores de membrana (MBRs)**. Los MBRs combinan el proceso de lodo activado de crecimiento suspendido previamente descrito con el proceso de microfiltración de membrana (comentado en el capítulo 10). La figura 11.12 despliega

Figura 11.12 Dos procesos de biorreactor de membrana a) Biorreactor de membrana en donde las membranas son sumergidas en la cuenca de aireación. b) Biorreactor de membrana en donde las membranas son externas a la cuenca de aireación.



dos tipos de configuraciones de procesos: 1) *el proceso de membrana sumergida* y 2) *el proceso de membrana externa*.

Para ambas configuraciones de proceso de flujo, el licor mezclado en la cuenca de aireación es filtrado a través de la membrana, separando los biosólidos del agua efluente. En el proceso de membrana sumergida, un vacío de menos de 50 kPa se aplica a la membrana que filtra el agua a través de la membrana al mismo tiempo que deja los biosólidos en la cuenca de aireación. Para el sistema externo de membranas, una bomba se utiliza para presurizar el licor mezclado a menos de 100 kPa, y el agua es filtrada a través de la membrana mientras que los biosólidos son enviados de vuelta a la cuenca de aireación. En ambos sistemas, el desecho de sólidos se hace directamente desde la cuenca de aireación.

Los MBRs tienen diversas ventajas sobre los sistemas de lodo activado convencional (Tchobanoglous et al., 2003). El uso de MBRs elimina la necesidad de clarificadores o filtros secundarios. Los MBRs pueden operar a muchas más altas cargas de MLSS, lo cual reduce el tamaño de la cuenca de aireación; pueden operar a SRTs más grandes, llevando a menor producción de lodo; y pueden operar a menores concentraciones de DO con el potencial de nitrificación/desnitrificación a grandes SRTs. El MBRs requiere alrededor de 40 a 60% de menos rastros de uso de suelo que una planta convencional de lodo activado, la cual es especialmente importante en áreas urbanas, en donde la tierra es una prima y las poblaciones se están expandiendo. También, la calidad de efluente es mucho mejor en términos de BOD, baja turbiedad, TSS y bacterias.

En adición, los MBRs no tienen las cuestiones problemáticas como el acopio de lodo, crecimiento de organismos filamentosos y flóculo de identificación, algunas veces experimentado en muchas instalaciones de lodo activado convencional. Sin embargo, contienen más microorganismos dispersos, y los flóculos biológicos resultantes tienden a ser más pequeños que los obtenidos del asentamiento por gravedad. Para un ejemplo de una instalación que ha realizado algunos de estos beneficios, vea las figuras 11.13 y 11.14 y la tabla 11.10.

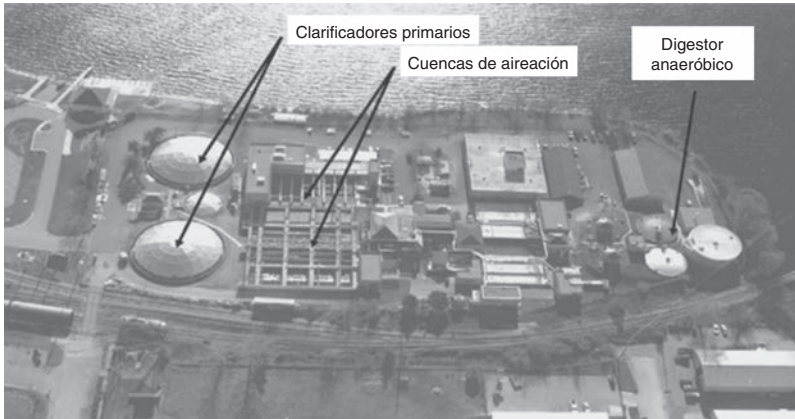


Figura 11.13 Vista aérea de la instalación de tratamiento de aguas residuales de Traverse City, Michigan, resaltando algunos procesos unitarios principales. La planta emplea biorreactores de una membrana. La planta consiste de 8 trenes que contienen 13 casetes, y cada casete consiste de 32 módulos de membrana. La planta fue inicialmente diseñada para tratar 19 000 m³/día (flujo mensual máximo) y fue mejorada con el sistema de biorreactor de membrana para tratar 32 000 m³/día (flujo mensual máximo) a 68 000 m³/día (flujo pico diario) de agua residual. Con la adición de los biorreactores de membrana, el rastro físico de la planta fue reducido en aproximadamente 40%, ya que los dos clarificadores secundarios ya no eran requeridos.

Foto cortesía de David Hand.

Los MBRs tienen algunas desventajas, incluyendo 1) costos de capital más altos, 2) el potencial de vida de membrana corta debido al ensuciamiento de la membrana y costos más altos de energía resultantes de la aireación del módulo y, 3) la cuestión operacional de que las membranas necesitan limpiarse en una base cíclica. En adición, se requiere de personal de operación más preparado en caso de problemas con los disturbios de la planta, los cuales pueden alterar muy rápidamente la operación de la planta.

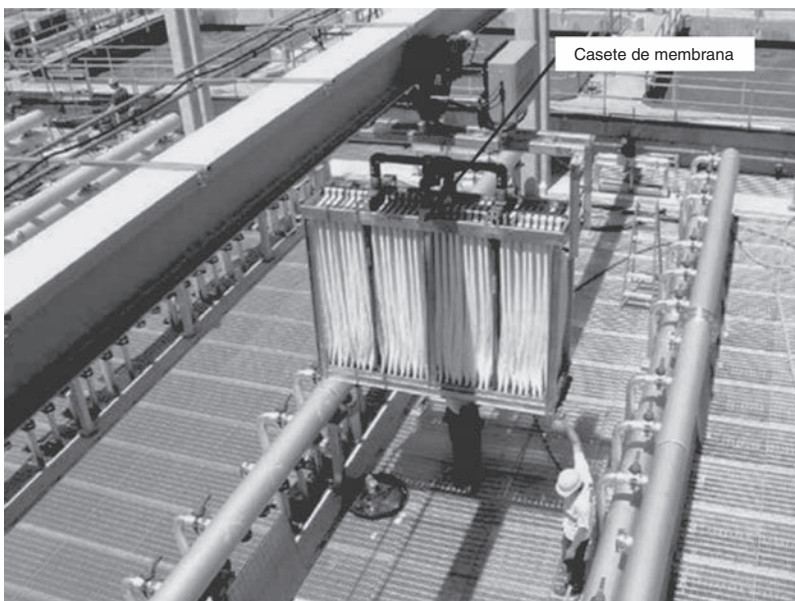


Figura 11.14 Casete de membrana bajado hacia la cuenta de aireación en la Planta de aguas residuales de Traverse City, Michigan

Foto cortesía de David Hand.

Tabla / 11.10

Comparación de las características efluentes del biorreactor de membrana (MBR) y el tratamiento de aguas residuales convencional en la Planta de tratamiento de aguas residuales de Traverse City, Michigan

Parámetro	Desempeño de la planta convencional de lodo activado antes de la instalación del biorreactor de membrana	Después de la instalación del biorreactor de membrana
BOD ₅	2-5 mg/L	<2 mg/L
TSS	8-20 mg/L	<1 mg/L
NH ₃ -N	<0.03-20 mg/L	<0.03 mg/L
PO ₄ -P	0.6-4.0 mg/L	<0.5 mg/L
Coliformes fecales	50-200 ufc (unidades formadoras de colonias)/100 ml	<1 ufc/100 ml

11.8 Reactores de crecimiento adjunto

En contraste con los sistemas de tratamiento de crecimiento suspendido, comentados en la sección previa, los microorganismos también pueden ser adjuntados (o fijados) a una superficie durante el tratamiento biológico. La tabla 11.11 proporciona una mirada global a los tipos específicos de procesos de **crecimiento adjunto**, procesos, identificando algunas ventajas y desventajas asociadas con cada uno de ellos.

En el **filtro percolador** el efluente primario es “goteado” y se cuela a través de un tanque de 1 m a 3 m de profundidad llenado con medios de piedra, escoria o medios plásticos (denominados la cama filtro). Un crecimiento biológico activo se forma en las superficies sólidas (el grosor de

Tabla / 11.11

Procesos de crecimiento adjunto utilizados para tratar el agua residual Los tres procesos están configurados en diversos tipos específicos de reactores, los cuales tienen distintas ventajas y desventajas.

Procesos de crecimiento adjunto	Tipo específico	Ventajas y desventajas
Sistemas de crecimiento adjunto no sumergidos	Filtros percoladores; biotorres, contactores biológicos rotativos (RBCs)	Menos requerimiento de energía; operación más simple y menos necesidades de mantenimiento de equipo que los sistemas de crecimiento suspendido; mejor recuperación de cargas tóxicas de choque que los sistemas de crecimiento suspendido; dificultad para lograr eliminación biológica de N y P comparado con los diseños suspendidos.
Procesos de crecimiento suspendido con empaque de película fija	RBCs sumergidos; cuencas de aireación con materiales de empaque sumergido	Capacidad de tratamiento incrementada; mayor estabilidad del proceso; cargas de sólidos reducidas en el clarificador secundario; sin incremento en los costos de operación y mantenimiento
Procesos aeróbicos de crecimiento adjunto suspendidos	Reactores de cama empacada de flujo hacia arriba y flujo hacia abajo y reactores de cama fluidizada que no usan clarificación secundaria	Pequeño rastro físico con un requerimiento de área de una quinta a una tercera parte de la necesaria para el tratamiento de lodo activado

la biopelícula activa varía de 0.07 mm a 4.0 mm) y la materia orgánica disuelta (BOD) se difunde de la fase de agua hacia la biopelícula a medida que el agua residual gotea. El diseño de los filtros percoladores está basado en una carga hidráulica máxima permisible ($5\text{--}10\text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$) y una carga orgánica máxima ($250\text{--}500\text{ g BOD m}^3/\text{d}$). La carga orgánica debe ser limitada para que las capacidades de consumo de sustrato del sistema no sean saturadas (lo que resultaría en una baja eficiencia de eliminación). La carga hidráulica debe ser limitada para que el filtro no sea inundado. En este caso podría darse el encharcamiento, lo que limitaría la transferencia de oxígeno hacia el sistema.

Recuadro / 11.2 Biofiltración para el control de aire oloroso

La emisión y el control de gases olorosos son una preocupación creciente en la recolección y tratamiento de aguas residuales municipales y algunos procesos industriales. El olor es principalmente causado por el ácido sulfhídrico (H_2S) y otros compuestos de azufre reducidos como el metil mercaptano y el sulfuro de dimetilo. La presencia de estos químicos puede resultar en quejas de los miembros de la comunidad que viven cerca de una planta de tratamiento (o estación de bombeo). Estos químicos también pueden dañar la salud humana y corroer la infraestructura y el equipo.

Este problema puede direccionarse con unidades de **biofiltración** (vea la figura 11.15), lo cual puede clasificarse en dos categorías: *filtros de biopercolación* y *biofiltros*. La biofiltración utiliza microorganismos que están adjuntos a un material de empaque (sintético o natural) para romper los contaminantes en una corriente de aire contaminada que es pasada a través del material de empaque. Si se añade agua consistentemente, el sistema es llamado filtro de biopercolación. Si la cantidad de agua aplicada es mínima, el sistema es llamado biofiltro. El medio de empaque típicamente consiste en una combinación de astillas de madera y composta, piedra de lava o material sintético de empaque. Las unidades de biofiltración también pueden ser construidas arriba o debajo de la superficie de la tierra.

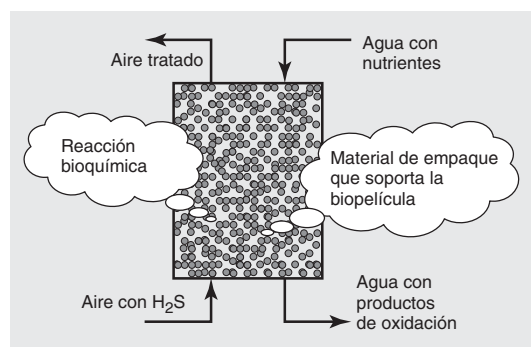


Figura 11.15 Biofiltración de aire oloroso Las unidades de biofiltración consisten de medios de empaque en los que el aire oloroso es pasado a través de la columna. En este caso, el aire oloroso contiene ácido sulfhídrico (H_2S). El agua es ya sea intermitentemente añadida (como con un biofiltro) o consistentemente añadida (como con un filtro de biopercolación). Los microorganismos oxidados reducen el sulfuro a sulfato (SO_4^{2-}) y en el proceso producen acidez (H^+). Ver Martin et al. (2004) para mayor información sobre los factores que influyen el diseño y el desempeño.

11.9 Eliminación de nutrientes: nitrógeno y fósforo

El tratamiento secundario es algunas veces inadecuado para proteger el agua receptora. La eliminación adicional de contaminantes, especialmente el nitrógeno (N) y el fósforo (P), se logra mediante una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos colectivamente llamados **tratamiento de aguas residuales terciario** o avanzado. Como se verá, la eliminación avanzada de nutrientes como el N y el P ahora está siendo incorporada en el proceso biológico existente.

El día de hoy los sistemas de crecimiento suspendido o adjunto pueden tratar el nitrógeno inorgánico y bajarlo a 1 a 1.5 mg/L y el fósforo tan bajo como a 0.1 mg/L (después de la filtración). Las concentraciones de nitrógeno orgánico disuelto permanecerán en un rango de 0.5 a 1.5 mg/L. Una



Eliminación de nutrientes



Discusión en clase

Piense sobre las ventajas y desventajas de separar la orina de las heces en escala doméstica y comunitaria. ¿Qué cuestiones ambientales, sociales y económicas necesitarían direccionarse si los métodos establecidos para recolectar y tratar el agua residual se cambiaran?

excelente revisión de la historia de la eliminación biológica del nitrógeno y el fósforo se encuentra en otro lugar (Barnard, 2006).

Una fracción significativa del fósforo se eliminó en algunas partes del mundo mediante la reducción de fuentes al eliminarlo de los jabones y detergentes. De manera interesante, aproximadamente 90% del nitrógeno total y 75% del fósforo total descargado de un hogar hacia una alcantarilla sanitaria se encuentra en la orina. Mucha de ésta es diluida mediante el uso excesivo de agua encontrado en los hogares y los distritos comerciales estadounidenses. Algunos países están ahora proponiendo el desarrollo de inodoros que separen la orina de las heces y los sistemas de alcantarillado dual que manejen cada corriente de desecho.

Los inodoros de composta también se pueden diseñar para separar la orina de las heces. Se utilizan a través del mundo y se pueden construir a partir de bloques de concreto o unidades modulares de plástico que asemejan a los inodoros de cerámica (recuadro 11.1). El autor líder de este libro tiene un inodoro de composta funcionando. Ambos, la orina y las heces de composta se pueden utilizar para modificar las tierras agrícolas.

11.9.1 NITRÓGENO

Las plantas de tratamiento de América del Norte típicamente reciben nitrógeno afluyente en el rango de 25 a 40 mg N/L. Este valor puede alcanzar los bajos cientos de mg N/L en las áreas en donde el agua residual es principalmente aguas negras y éstas no son diluidas por el uso excesivo de agua. Por lo menos, las plantas de tratamiento buscan la eliminación del amonio, pero se está haciendo más común el remover totalmente el nitrógeno de un efluente de agua residual.

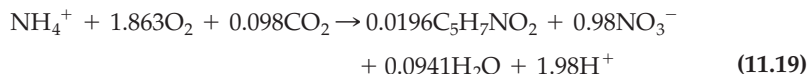
Aproximadamente, 10% de la porción de no agua de una célula microbiana es nitrógeno. Por lo tanto, el crecimiento de sólidos biológicos elimina algo de nitrógeno de la fase disuelta hacia la parte de partículas. Sin embargo, esta eliminación de nitrógeno en ninguna parte es suficiente para proteger los cuerpos de aguas receptoras de la contaminación.

La **nitrificación**, la conversión de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) y luego a nitrato (NO_3^-), se logra durante el tratamiento secundario por géneros especializados de bacterias litotróficas. Las bacterias *Nitrosomonas* (y las *Nitrosococcus*) convierten el amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), y las bacterias *Nitrobacteria* (y *Nitrospira*) convierten el nitrito en nitrato (NO_3^-). La reacción global para estos dos procesos puede escribirse como sigue:



Si resuelve la estequiometría en la ecuación 11.18, encontrará que 4.57 gm de oxígeno se requieren para oxidar cada 1 gm de nitrógeno (como N).

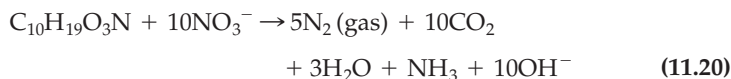
La ecuación 11.19 no sólo incluye la nitrificación del amonio sino también la incorporación de carbón inorgánico disuelto y algo del amonio en la biomasa (escrito como $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$):



En la ecuación 11.19, sólo 4.52 g de oxígeno se requieren para oxidar cada gramo de nitrógeno (como N). Este valor estequiométrico es menor a la ecuación 11.18 debido a que la ecuación 11.19 cuenta con algo de amonio utilizado para la síntesis de nuevas células. La ecuación 11.19 también muestra que los microorganismos litotróficos obtienen carbono de su masa celular y no del carbón orgánico disuelto, sino al convertir el carbón inorgánico CO_2 disuelto). Las ecuaciones 11.18 y 11.19 muestran que alguna alcalinidad se consume para cada mol de amonio oxidado.

Las reacciones de nitrificación proceden lentamente, requieren oxígeno adecuado (más de 0.5 mg/L) y alcalinidad, y son sensibles a la temperatura, pH (prefiriendo un pH cercano a 7) y la presencia de químicos tóxicos. Para una eliminación total de nitrógeno, una variedad de bacterias, incluyendo las del género *Pseudomonas*, pueden convertir el nitrato a gas nitrógeno (N_2). Algo del gas nitrógeno producido en este proceso (no mostrado en la ecuación 11.20) es de hecho N_2O , un **gas de invernadero**. (Vea cómo las poblaciones en crecimiento producirán cantidades en crecimiento de gases de invernadero debido a los constituyentes encontrados en las corrientes de agua doméstica.) En esta reacción, el nitrato sirve como el receptor de electrones (tal como el oxígeno lo hace en la oxidación carbonácea) y el material orgánico en el agua residual es el donador de electrones.

Al asumir que el material orgánico biodegradable (medido como CBOD) en el agua residual puede escribirse como $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$, la eliminación de nitrato al gas nitrógeno puede escribirse como sigue:



En la ecuación 11.20, la alcalinidad se produce (escrita como OH^-) y ningún oxígeno disuelto se escribe en la expresión. De hecho, la presencia de oxígeno disuelto inhibirá las enzimas reductoras de nitrato requeridas para la reacción de desnitrificación. Esto sucede en concentraciones de oxígeno disuelto tan bajas como 0.1 o 0.2 mg/L.

Durante el diseño y la operación del reactor biológico para desnitrificar el nitrato, la cantidad de CBOD en el agua residual es un parámetro de diseño crítico. Si el carbón orgánico se está limitando en la corriente residual, una corriente residual orgánica (por ejemplo, el desecho diario) o los químicos (por ejemplo, el metanol) se pueden añadir en cantidades cuidadosamente controladas para apoyar la **desnitrificación**. Sin embargo, la cantidad añadida se debe controlar cuidadosamente para asegurar que no quede ningún residuo de BOD no tratado.

Más de nueve métodos patentados están disponibles para configurar el reactor biológico de tal forma que el nitrógeno pueda removerse vía reacciones de nitrificación y desnitrificación. La figura 11.16 muestra el proceso más comúnmente utilizado, denominado **proceso Ludzak-Ettinger modificado (MLE)**. Aquí, una zona anóxica está ubicada al inicio del reactor biológico. Todos los procesos utilizan una combinación de zonas aeróbicas y anóxicas en donde el reactor biológico es configurado para remover carbón orgánico (en las zonas aeróbicas y anóxicas), convertir el nitrógeno de amonio inorgánico (en la zona aeróbica) y remover nitrógeno de nitrato inorgánico (en la zona anóxica).

En la zona anóxica, el carbón interno del agua residual (medida como CBOD) es oxidada a dióxido de carbono y nueva biomasa, mientras que el

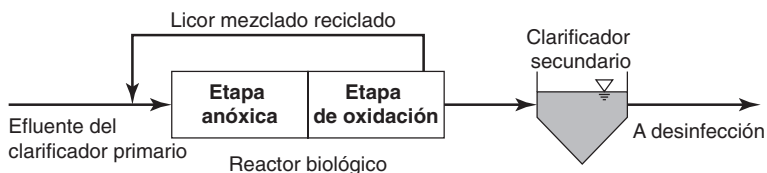


Figura 11.16 Proceso de Ludzak-Ettinger modificado (MLE) para configurar un reactor biológico para remover nitrógeno. En el segundo compartimiento oxigenado (oxidación), la nitrificación del amonio a nitrato sucede y el nitrato contenido en el licor mezclado es reciclado de vuelta a la primera etapa anóxica (anóxica) para su desnitrificación.

nitrato, que sirve como el receptor de electrones, es reducido a gas nitrógeno. El nitrato es producido en la zona aeróbica (mediante reacciones de nitrificación que convierten el amonio en nitrato) y es reciclado a la zona anóxica del reactor biológico.

Una clave para la eliminación de nitrógeno biológico es la de prevenir el lavado de la bacteria autotrófica de crecimiento lento (por ejemplo, las *Nitrosomonas*) que convierten el nitrógeno de amonio a nitrato. Esto requiere que el tiempo de retención de sólidos (SRT) sea mayor que el inverso del rango de crecimiento de la bacteria nitrificante. Los nitrificadores son también más sensibles a la inhibición por los químicos tóxicos que pueden hallar su camino hacia una planta de tratamiento.

Comparado con el tratamiento tradicional de aguas residuales o una planta que trata el BOD y el nitrógeno de amonio, los procesos nitrificadores/desnitrificadores han resultado tener menores costos operacionales si se considera el costo de la aireación, los costos de desecho de lodo y los créditos por liberar menos metano. La tabla 11.12 resume esta información a detalle.

Tabla / 11.12

Costos operacionales para las prácticas de lodo activado Suposiciones: flujo de planta de 20 000 m³/día, afluente de 350 mg BOD/L y efluente de 20 mg BOD/L.

	Lodo activado convencional	Lodo activado convencional con nitrificación	Lodo activado convencional con nitrificación y desnitrificación
Rango de tiempo de retención de sólidos (SRT) (días)	1.2–8.5	12–21	4.7–22
Costos de desecho de lodo (\$/día)	140	78	69
Requerimientos de oxígeno (kg O ₂ /día)	3800	5034	3469
Costos de aireación (\$/día)	39	52	36
Créditos de producción de metano (\$/día)	96	36	32
Costo total (costo de desecho de lodo + costo de aireación – crédito de producción de metano) (\$/día)	83	94	73

FUENTE: Resultados de Rosso y Stenstrom (2005).

Los costos de desecho del lodo (tabla 11.12) son mayores en el lodo activado convencional debido a que el SRT es menor. Recuerde que cuando el SRT es alto, existe una respiración endógena mayor, por lo que más del lodo de desecho resultante es oxidado durante el proceso de tratamiento y menor lodo es producido. Cuando menores sólidos se producen del reactor biológico, habrá menos lodo producido que requerirá digestión del lodo.

Como se verá después en este capítulo, la digestión anaeróbica del lodo produce **metano**, y si se produce menos lodo, también se producirá menos metano. Por supuesto, este metano se puede utilizar como una fuente de energía para proveer calor o electricidad. Esto es por lo que los procesos convencionales enlistados en la tabla 11.12 muestran un mayor crédito de producción de metano que los otros procesos.

Los lectores deberán investigar si su planta local de tratamiento de aguas residuales recupera el metano que se produce para usarlo para generación de calor o electricidad. Con las necesidades futuras de energía y el calentamiento global sobre nosotros, las plantas de tratamiento deberían tener como primera regla la recuperación exitosa y el uso de metano generado en la planta de tratamiento. Sin embargo, la tecnología para convertir el metano a electricidad aún produce CO_2 ya que es un producto final de la combustión de metano con el oxígeno.

En todos los tres procesos comparados en la tabla 11.12, el oxígeno requiere oxidar el carbón orgánico (CBOD) y el nitrógeno de amonio (NBOD). La tabla 11.12 demuestra cómo el lodo activado convencional con nitrificación incrementa el requerimiento de oxígeno (y por lo tanto, el costo de aireación) comparado con el lodo activado convencional. Sin embargo, con la adición de nitrificación y desnitrificación, los requerimientos de oxígeno se reducen debido a que el nitrato que se produce durante el proceso de nitrificación se puede utilizar como receptor de electrones en el proceso de desnitrificación (en donde desplaza al oxígeno como el receptor de electrones).

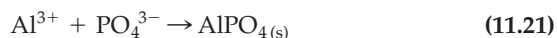


Discusión en clase

Dadas todas las opciones de la tabla 11.12, ¿cómo operaría una planta municipal de tratamiento de aguas residuales para balancear las cuestiones ambientales, sociales y económicas de una manera sustentable?

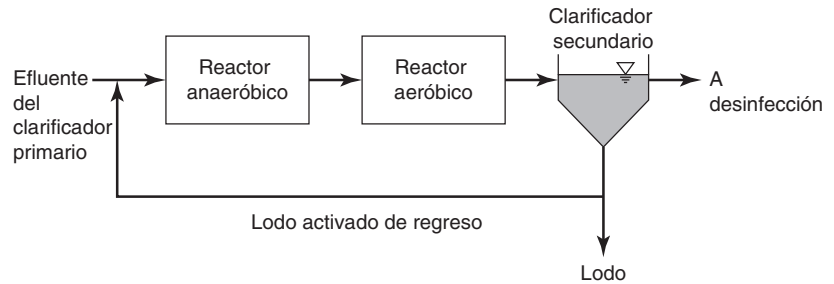
11.9.2 FÓSFORO

Tradicionalmente, los químicos como el alumbre ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), el sulfato de hierro ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), y el cloruro de hierro (FeCl_3) se han añadido para remover el **fósforo** mediante precipitación. Los tres precipitados químicos disolvieron los polifosfatos (como se ilustra aquí para el alumbre):



Los químicos son típicamente añadidos ya sea durante el tratamiento primario o secundario. Entonces generan un lodo químico en adición al lodo asociado con los procesos de tratamiento respectivos. Por supuesto, las actividades de prevención de contaminación como el prevenir el uso del fósforo en los detergentes puede reducir la necesidad de una porción de este requerimiento de tratamiento. Los procesos biológicos también se pueden utilizar para eliminar cantidades significativas de fósforo y están generando un uso ampliado. El contenido de fósforo de una célula seca típica es de aproximadamente 1%, por lo que algo de fósforo es removido simplemente mediante el crecimiento y subsecuente pérdida de lodo. Típicamente, algunos híbridos de adición química y consumo biológico mejorado se utilizan para alcanzar la concentración baja de P en el efluente y minimizar el uso químico.

Figura 11.17 Configuración de un reactor biológico para remover fósforo En el compartimiento anaeróbico, el fosfato es almacenado internamente por los microorganismos acumuladores de fosfato. El fósforo es entonces removido al convertirlo de fosfato disuelto a fosfato en partículas almacenado en celdas biológicas, las cuales son removidas en el clarificador secundario.



En los años setenta se determinó que la eliminación biológica mejorada de fósforo era posible por el uso de organismos llamados **organismos acumuladores de fosfato (PAO)**. Estos organismos resultaron consumir el fósforo por arriba de 1% típico de la mayoría de los microorganismos. Afortunadamente, los PAO están presentes en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Tienen la capacidad de tomar los ácidos grasos volátiles como el ácido acético cuando el oxígeno y los nitratos no están presentes. Se encontró que si los PAO fueran primeramente expuestos a una zona anaeróbica (sin oxígeno presente) seguida por una zona anaeróbica, tomarían fosfato extra a medida que crecieran en el carbón orgánico en la zona aireada del reactor biológico (figura 11.17). Este fosfato extra es almacenado en las cadenas de polifosfato ricas en energía, las cuales son utilizadas subsecuentemente para tomar los ácidos grasos volátiles. Esta capacidad para transferir fósforo en la fase acuosa disuelta a la fase microbiana de partículas no requiere adición química, y el fósforo de partículas se puede remover como lodo.

11.10 Desinfección y aireación

El paso final antes de medir el flujo y descargarlo hacia el agua receptora es la **desinfección**. El propósito de la desinfección es el de asegurar la eliminación de organismos patógenos. Esto se logra más comúnmente por la adición de hipoclorito de sodio líquido, dióxido de cloro o gas de cloro; la generación in situ de hipoclorito; ozonización o exposición a luz ultravioleta. La desinfección fue vista en el capítulo 10, por lo que no se comentará más en este capítulo.

Durante la aireación, el oxígeno es transferido de una fase gaseosa a la fase líquida. Recuerde que en el capítulo 3 se exploró la solubilidad del oxígeno en el agua. Aunque el oxígeno conforma aproximadamente 21% de la atmósfera de la Tierra, sólo de 8 a 11 partes por millón (mg/L) de oxígeno pueden disolverse en el agua en equilibrio si el aire es utilizado como la fuente.

La tabla 11.13 compara los tres métodos comúnmente utilizados para airear el agua residual: 1) *aireación superficial*, 2) *difusión de poros finos*, y, 3) *difusión de burbuja gruesa*. La tabla 11.13 también proporciona información sobre el uso de energía asociado con cada una de estas tecnologías de aireación. Los difusores de poro fino reducen los costos de energía en 50% sobre los difusores de burbuja gruesa, pero son más fácilmente ensuciados por los constituyentes encontrados en el agua residual. La figura 11.18 muestra ejemplos de difusores de poro fino puestos en una cuenca de aireación.



Desinfección

Desinfección de cloro de desbordamientos de alcantarillas combinadas

<http://www.epa.gov/OWM/mtb/chlor.pdf>

Tabla / 11.13

Dispositivos de aireación utilizados durante el tratamiento de aguas residuales

Dispositivos de aireación	Descripción
Aireador superficial	Superficie cortante de agua residual con un mezclador o turbina para producir un rocío de gotas finas que aterrizan en la superficie del agua residual sobre un radio de diversos metros. Puede ser conectado a una bomba de energía solar.
Difusores (poro fino y burbuja gruesa) Las burbujas finas tienen un diámetro de menos de 5 mm; las burbujas gruesas tienen diámetros tan grandes como 50 mm.	<p>Las boquillas o las superficies porosas son colocadas en el fondo del tanque, en donde liberan las burbujas que viajan hacia la superficie del tanque.</p> <p>Los difusores de poro fino son utilizados más en Estados Unidos y Europa que los difusores de burbuja gruesa. Los difusores de poro fino reducen los costos de energía en 50% sobre los difusores de burbuja gruesa.</p> <p>Los difusores de poro fino pueden ensuciarse o experimentar creación de escoria, por lo que necesitan más limpieza. La limpieza típicamente consiste ya sea en vaciar el tanque, usar una manguera para limpiar los difusores o depurarlos con una solución de HCl de 10-15%. Advierta que el vaciar un tanque funciona mejor en la situación en la que una planta tiene exceso de capacidad (típicamente en las plantas más grandes). La limpieza periódica mantendrá la eficiencia del difusor, lo que no reducirá los requerimientos de energía.</p> <p>La eficiencia de transferencia de gas a líquido en la presencia de contaminantes de aguas residuales (por ejemplo, surfactantes, materia orgánica disuelta) es cuantificada por el factor α. Este factor alfa es más bajo para los difusores de poro fino, el cual sugiere que la presencia de contaminantes inhibe la transferencia de oxígeno a una mayor extensión que para las burbujas gruesas.</p>

FUENTE: Rosso y Stenstrom (2006).



Figura 11.18 **Difusores de poro fino** a) Difusores de poro fino en el fondo de cuencas de aireación rectangulares. b) Difusores de poro fino en operación en la misma cuenca de aireación.

Foto cortesía de James Mihelcic.

Recuadro / 11.3 Producción de agua utilizable de aguas residuales

La conservación, la mejora en la eficiencia de uso, y la **reclamación y reutilización del agua** son todos métodos que se pueden utilizar para cerrar la brecha entre la demanda y la provisión de agua. La tecnología de tratamiento está tan avanzada hoy en día que el agua residual puede convertirse en una fuente de agua para su uso en una variedad de aplicaciones habitacionales, comerciales, industriales y agrícolas. Globalmente, la capacidad de reutilización del agua se está incrementando rápidamente. Un reto, sin embargo, es hacer coincidir las cuestiones de calidad, demanda y provisión. Por ejemplo, las necesidades extensivas de agua para la agricultura están típicamente ubicadas lejos de las plantas de tratamiento que recolectan aguas residuales, las cuales están localizadas en áreas urbanas. En este caso, no tiene sentido utilizar la energía para bombear agua residual tratada de vuelta a áreas rurales. Una solución a este problema es la de utilizar **procesos de reclamación satelital** de

pequeña escala. Estos tipos de plantas pequeñas tratan y reclaman el agua residual en donde es necesaria.

WateReuse Association

<http://www.watereuse.org/>

Un ejemplo del uso de la tecnología comentada en nuestros capítulos de agua potable y agua residual para reclamar el agua residual es la Fábrica de Agua de Gippsland, ubicada en Traralgon (Victoria, Australia). Cada día esta instalación trata 16 000 m³ de aguas residuales municipales y 19 000 m³ de aguas residuales industriales. La figura 11.19 proporciona un ejemplo de cómo la Fábrica de Agua de Gippsland (Australia) ha combinado los procesos de tratamiento utilizados para producir el agua reclamada. En este caso, el agua reclamada se está utilizando para suplementar una fuente actual de agua subterránea (Daigger et al., 2007).

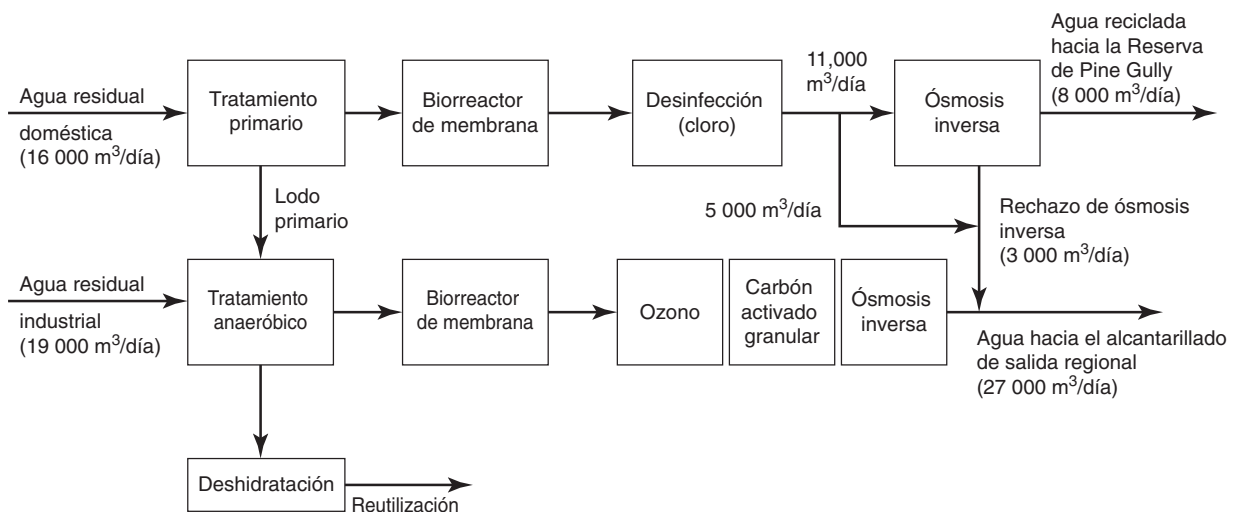


Figura 11.19 Combinación de procesos unitarios de agua potable y de aguas residuales empleados para producir agua utilizable de una fuente de agua residual doméstica y municipal Este ejemplo es de la Fábrica de Agua de Gippsland ubicada en Victoria, Australia.

Reimpreso con el permiso de *Proceedings of the 80th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*. Derechos Reservados © (2007). Water Environment Federation: Alexandria, Virginia.

11.11 Tratamiento y desecho del lodo

El lodo generado a través de tratamientos primarios y secundarios tiene tres características que hacen de su desecho directo algo difícil: 1) es estéticamente desagradable en términos de olor, 2) es potencialmente dañino debido a la presencia de patógenos y, 3) contiene demasiada agua, lo que hace

difícil su procesamiento y desecho. Los primeros dos problemas se resuelven con frecuencia mediante la *estabilización del lodo*, y la tercera por la *deshidratación*.

11.11.1 ESTABILIZACIÓN DEL LODO

El objetivo de la **estabilización del lodo** es el de reducir los problemas asociados con el olor del lodo y la putrefacción y la presencia de organismos patógenos. La primera alternativa de estabilización, la **digestión aeróbica**, es simplemente una extensión del proceso de lodo activado. El lodo activado de desecho es bombeado hacia tanques dedicados a la aireación durante un periodo mucho más largo que con el proceso de lodo activado. Se permite que los sólidos concentrados progresen bien hacia la fase de respiración endógena, en la que el alimento es obtenido mediante la destrucción de organismos viables. El resultado es una reducción neta en la materia orgánica.

Otro método de tratamiento del lodo es la **digestión anaeróbica**. Es más comúnmente empleada, ya que no requiere aireación de intensiva energía. Es primariamente un proceso bioquímico de tres pasos mediado por grupos especializados de microorganismos (tabla 11.14).

Un pH casi neutral es preferido para la digestión anaeróbica, y a un pH por debajo de 6.8, los formadores de metano comienzan a ser inhibidos. Si el digestor no es apropiadamente operado, la bacteria formante de metano no será capaz de usar el hidrógeno que se produce a una tasa suficientemente rápida. En este caso, el pH del reactor puede caer debido a una acumulación de ácidos grasos volátiles de la etapa de fermentación. Los formadores de metano pueden además volverse inhibidos por el pH bajo; sin embargo, los formadores de ácido continúan mediando el segundo paso. Esto además reduce el pH, el cual puede *agriar* el digestor y detener el proceso. La cal es con frecuencia añadida para corregir este problema.

El gas resultante de un digestor anaeróbico es de aproximadamente 35% de CO₂ y 65% de CH₄. En términos de emisiones de gases de invernadero, recuerde que en el capítulo 2 aprendió que la fuerza radiativa de los gases



Discusión en clase

Divida su clase en varios grupos de involucrados para el contexto específico de su ubicación geográfica (esto es, ingenieros de planta, dueños de hogares, personal regulatorio, defensores de negocios, recreacionales y ambientales). Sostenga una audiencia pública sobre una nueva propuesta para la ubicación de una instalación de reclamación y reutilización de agua en su comunidad con el entendimiento de que el agua no es un recurso finito. Esté consciente y sea susceptible a las distintas percepciones culturales en la audiencia.

Comente ejemplos de empuje que se podrían utilizar para introducir el nuevo comportamiento y tecnología en su comunidad para lidiar con asuntos de escasez de agua. Los economistas del comportamiento se abocan a empujar a la gente a una nueva dirección al alterar las opciones que se les presentan. El proporcionar a los usuarios de agua reclamada un rango de inventario de precios ligeramente más favorable es un ejemplo de este tema.

Tabla / 11.14

Proceso bioquímico de tres pasos durante la digestión anaeróbica de los sólidos de aguas residuales

Paso	Descripción
Paso 1: hidrólisis	Los microorganismos producen enzimas extracelulares, las cuales solubilizan los orgánicos de partículas en la presencia del agua.
Paso 2: fermentación	Algunas veces referida como acidogénesis. Un grupo especializado de bacterias denominado formadoras de ácido convierten los orgánicos solubles (cosas como azúcares, aminoácidos, ácidos grasos) a ácidos grasos volátiles (por ejemplo, ácidos orgánicos débiles como acetato y propionato). En este proceso, el hidrógeno y el dióxido de carbono también se forman. Los microorganismos que median los pasos de hidrólisis y fermentación ocurren opcionalmente y obligan a las bacterias anaeróbicas.
Paso 3: metanogénesis	Un grupo de bacterias especializadas, las formadoras de metano, convierten a los ácidos orgánicos que las formadores de ácido produjeron para los productos finales metano y dióxido de carbono . Las bacterias formadoras de metano se denominan anaerobias estrictas obligadas.

difiere. Por lo tanto, una tonelada de emisiones de metano es igual a 25 toneladas de emisiones de dióxido de carbono en términos de su potencial equivalente como gases de invernadero. El metano resultante de la digestión anaeróbica debe ser visto como un gas valuable que no debería ser emitido directamente hacia la atmósfera.

El metano generado en una planta de tratamiento de aguas residuales puede ser convertido a electricidad o utilizado para calentamiento. El metano en combustión aún resulta en la producción de gases de invernadero, de conformidad con la siguiente ecuación:



La ecuación 11.22 muestra que, en una base equivalente, 2.75 kg de CO_2 se producen por cada 1 kg de CH_4 que hace combustión. Pero aunque algún gas de invernadero se produce por el metano en combustión, no hay sólo un beneficio de convertir el metano en dióxido de carbono, sino también alguna compensación de carbono asociada con la generación de electricidad del metano. Recuerde los créditos de producción de metano comparados en la tabla 11.12. Éstos se relacionan con la cantidad de lodo producida durante las diferentes configuraciones biológicas del proceso de lodo activado utilizado para remover el nitrógeno.

Recuadro / 11.4 Producción de energía del agua residual y el desecho sólido

El potencial para la producción de electricidad del tratamiento de aguas residuales no es trivial. Además de la posibilidad real de usar energía solar, energía eólica o energía microhidro, el agua residual también debería ser vista como una fuente de energía. Sólo como un ejemplo, el Distrito de Saneamiento de Los Ángeles trata aproximadamente 520 millones de galones de agua residual cada día y maneja la disposición final de la mitad de las 40 000 toneladas/día de desecho sólido no peligroso generado en el Condado de Los Ángeles. A partir de esto, el Distrito de Saneamiento obtiene actualmente 23 MW

de electricidad del gas digestor, 63 MW del gas de relleno sanitario y 40 MW de la combustión del desecho sólido. En comparación con las necesidades del Distrito de Saneamiento, esta producción de 126 MW de electricidad empujeña los 41 MW de electricidad requeridos por el distrito (McDannel y Wheless, 2007). El metano del gas digestor es aún utilizado en una celda de combustible después de que ha sido transformado en hidrógeno corriente arriba. Las celdas de combustible generan electricidad mediante el uso de reacciones electroquímicas entre el hidrógeno y el oxígeno.

11.11.2 DIGESTORES

En el pasado se empleaba un **digestor** de dos etapas. En este proceso, el tanque primario era cubierto, calentado a 35° C y mantenido bien mezclado para reforzar la tasa de reacción. El tanque secundario tenía una cubierta flotante. El tanque secundario no sería mezclado o calentado y era utilizado para el almacenamiento de gas y para la concentración de sólidos mediante el asentamiento. Los sólidos asentados (denominados **lodo digerido**) eran enrutados a un proceso de deshidratación, y el flotante del líquido era reciclado hacia el principio de la planta de tratamiento. La razón por la que los digestores de dos etapas dejaron de preferirse es el costo asociado con la construcción de un segundo tanque para ser utilizado principalmente para el almacenamiento.



Tratamiento y desecho
del lodo

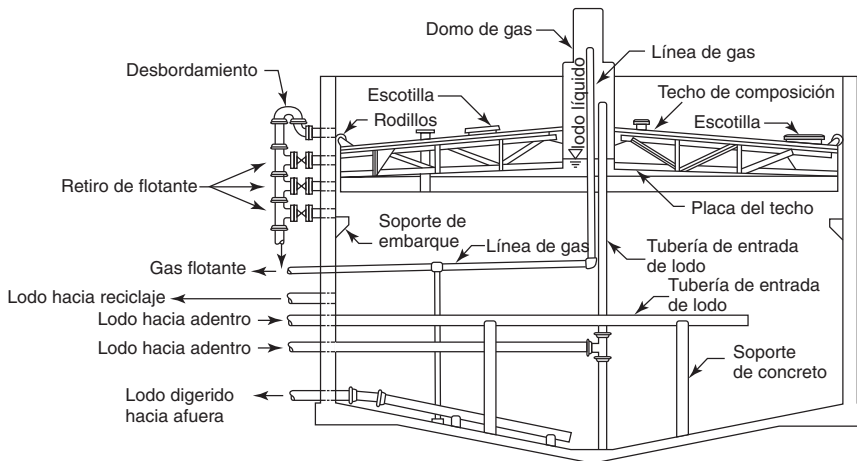


Figura 11.20 Digestor de una sola etapa utilizado para estabilizar los sólidos primarios y secundarios en una planta de tratamiento

En el digestor de una sola etapa (vea la figura 11.20), el lodo es bombeado hacia el reactor cada 30 a 120 minutos para mantener las condiciones constantes dentro del digestor. Al digestor se le da tamaño típicamente con base en un tiempo de retención de sólidos de diseño. En este caso, el tiempo de retención de sólidos es igual a la masa de sólidos en el reactor dividida entre la masa de sólidos removida cada día. Los diseños de SRTs típicos para los digestores anaeróbicos varían de 15 a 30 días.

11.11.3 DESHIDRATACIÓN

Después de la estabilización, los sólidos son típicamente deshidratados antes de su desecho. La *deshidratación* es generalmente el método final de la reducción de volumen antes del desecho final. El lodo bombeado de los clarificadores primario y secundario tiene un contenido de sólidos de solo 0.5 a un bajo porcentaje. La deshidratación puede mejorarlo de 15 a 50 por ciento.

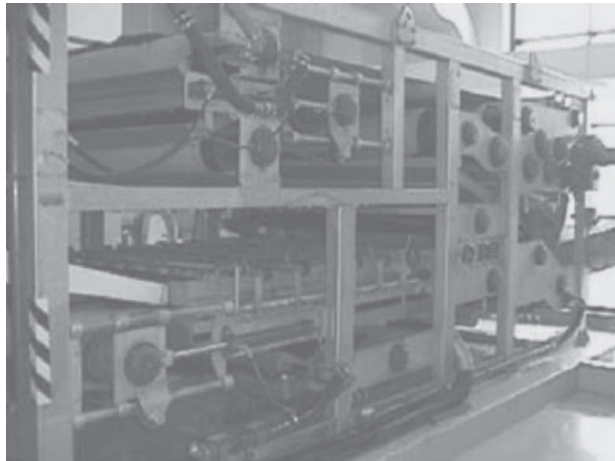
El método de deshidratación más simple y más efectivo en costo si la tierra está disponible y los costos de trabajo son bajos es el de utilizar *camas secantes*. Las camas consisten de drenajes de baldosa en grava cubiertos por alrededor de 10 pulg de arena. El líquido se pierde por la filtración hacia la arena y por evaporación. Un tiempo de secado típico es de 3 mo. Si la deshidratación mediante camas de arena se considera impráctica, pueden emplearse técnicas mecánicas. Un método de deshidratación mecánica es un filtro de prensa (figura 11.21), en donde el lodo es introducido hacia un cinturón en movimiento y exprimido para eliminar el agua, produciendo una torta de lodo. Un segundo método mecánico es el centrífugo, un tazón sólido en donde los sólidos son movidos hacia la pared mediante fuerza centrífuga y rastrillados por un tornillo sin fin. El desempeño de los dispositivos de deshidratación mecánica puede ser mejorado por alguna clase de pretratamiento químico. Aquí, los polímeros se añaden para mejorar la deshidratación.

11.11.4 DESECHO

El lodo deshidratado es típicamente incinerado, aplicado a una tierra agrícola, hecho composta, proporcionado al público o a un municipio como acondicionador de tierra o dispuesto en un relleno sanitario. Recientemente, los entierros en un relleno sanitario no eran considerados

Figura 11.21 Filtros prensa Este es un ejemplo de un método mecánico de deshidratación comúnmente utilizado.

Foto cortesía de Woodridge Greene Valley Treatment Plant, Illinois.



como un método preferido de desecho debido a la falta de espacio de rellenos sanitarios. Sin embargo, el entierro en un relleno sanitario ahora se está considerando como una opción de desecho para poder secuestrar carbón. El uso de lodo deshidratado (también referido como lodo o biosólidos) en las áreas agrícolas puede ser visto como una manera de retornar los nutrientes al medio ambiente. El material resultante puede entonces utilizarse para apoyar la producción agrícola de alimento o como un acondicionador de tierra que puede utilizarse en jardines comunitarios.

En una base global, el fósforo fácilmente disponible (P) que es utilizado para promover actividad agrícola en tierras deficientes de fósforo se espera que trabaje en los siguientes 50 a 100 años. El fósforo que se acumula en los biosólidos es una fuente de P. Una simple manera para determinar la gran masa de P que está potencialmente disponible para la sociedad del tratamiento de aguas residuales es hacer el balance de masa con base en la tasa de flujo de planta y las concentraciones de P afluentes. Por supuesto, el lodo no debería ser contaminado con desechos peligrosos domésticos e industriales. Por lo tanto, un programa integrado para utilizar los sólidos de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales debería coordinarse con un programa de buena publicidad y monitoreo agresivo de recolección de desechos peligrosos domésticos y ejecución de estándares de pretratamiento industrial en donde las industrias descargan en el alcantarillado municipal.

Dos preocupaciones sobre los biosólidos son la escorrentía y la contaminación de agua subterránea asociadas con los constituyentes químicos en el lodo y la presencia de patógenos. La tabla 11.15 muestra los tiempos de supervivencia de los patógenos en la tierra. Los tiempos de supervivencia para algunos patógenos van de días a varios años. Ésta es una razón para tratar los biosólidos antes de su aplicación o para minimizar el riesgo al prevenir la exposición humana mediante la colocación de los sólidos en un área con poco contacto humano.

El lodo que se aplica a la tierra es separado en *biosólidos Clase A* y *Clase B*. Los sólidos de Clase A pueden ser aplicados en áreas abiertas al público. Estos biosólidos pueden ser proporcionados (o vendidos) al público en una pequeña bolsa. Por lo tanto, los sólidos de Clase A deben ser más tratados por tratamiento de calor o químico para reducir la presencia de patógenos a niveles indetectables. El tratamiento térmico puede consistir en

Biosólidos

<http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids>

Tabla / 11.15

Tiempos de supervivencia en la tierra para patógenos de ocurrencia común encontrados en el agua residual doméstica

Patógeno	Máximo absoluto	Máximo común observado
Bacteria	1 año	2 meses
Virus	6 meses	3 meses
Protozoo	10 días	2 días
Helmintos	7 años	2 años

FUENTE: Datos de Kowal (1995).

secamiento por calor o composta. El tratamiento químico típicamente involucra una combinación de pH y temperatura elevados.

Los sólidos de Clase B están procesados hasta un punto en el que los patógenos aún pueden estar presentes, pero las restricciones de tierra están

Recuadro / 11.5 Lidar con desechos alimenticios domésticos

Los desechos de basura se han convertido en una característica estándar en muchos hogares debido a las percepciones del consumidor en cuanto al estatus y la conveniencia. El desecho de la basura resulta en una fracción mayor de desechos alimenticios que entran al sistema de recolección de aguas residuales. Esto puede incrementar el BOD y el TSS del agua residual en 10 a 20%. Como se explicó en este capítulo, la eliminación de dichos contaminantes requiere de una capacidad de planta adicional (más o más grandes reactores) y de energía para bombear y airear el agua residual. También, algunos de los carbonos orgánicos encontrados en los desechos alimenticios serán convertidos a sólidos, lo que requerirá tratamiento y manejo. Otra parte del carbono orgánico será convertido en gases de invernadero causantes del cambio climático como CO_2 y CH_4 .



Foto cortesía de James R. Mihelcic

Otras opciones para lidar con los restos alimenticios incluyen depositarlos en la corriente de desecho sólido, en donde pueden ser enviados a los rellenos sanitarios; reutilizarlos como alimento animal para las granjas locales; recolectarlos a nivel comunitario para la composta y tratarlos con composta de jardín. Los rellenos sanitarios producen los gases de invernadero CH_4 y CO_2 . La composta puede darse en el hogar o puede ser organizada a nivel comunitario. Pero aún con la composta, los procesos biológicos separarán la materia orgánica y producirán CO_2 . Algunas personas pueden tener un prejuicio negativo en contra de la composta doméstica, pero la composta de jardín no requiere de costos de transportación o energía mecánica en la forma de la aireación mecánica de la composta.

**Discusión en clase**

Cada opción de desecho para restos alimenticios tiene diferentes impactos en el medio ambiente, asuntos estéticos y niveles de aceptación social. El pensar sobre el ciclo de vida total de los restos alimenticios (desde la producción por un granjero, y en la casa hasta el tratamiento o desecho final), si estuviera tratando de minimizar el impacto ambiental de lidar con los desechos alimenticios, ¿qué sugeriría para: 1) su familia y 2) un cliente municipal? Si lo piensa cuidadosamente, puede ver que la respuesta requiere un enfoque sistemático amplio para lograr una solución más sustentable. Una solución que están utilizando algunas comunidades es la de recolectar restos alimenticios y añadirlos a los biodigestores anaeróbicos que pueden producir energía.

en el lugar para limitar la exposición del público. El ejemplo más común del uso de tierra restringido en donde la exposición humana está limitada sería aplicar en tierra sólidos de Clase B a un campo agrícola. Las restricciones están además colocadas en el tiempo cuando los cultivos de raíces o los cultivos sobre tierra pueden ser cosechados después de la aplicación final de tierra de lodo de agua residual municipal. También hay restricciones en cuanto a la aplicación de sólidos a tierras agrícolas para asegurar que la escorrentía del campo no cause problemas con la calidad del agua en arroyos y lagos locales.

11.12 Sistemas naturales de tratamiento

Los sistemas naturales de tratamiento de desechos se comentan en esta sección, lo cual enfatiza las tecnologías de tratamiento de las lagunas y humedales. Estas tecnologías no sólo utilizan métodos más naturales para tratar el agua residual, sino que tienen costos de capital más bajos debido a que no emplean reactores de superficie contruidos de concreto reforzado en acero, metal o plástico. También tienen típicamente menores costos operacionales debido a que pueden basarse en los métodos de aireación natural (contra aireación mecánica) y pueden utilizar procesos biológicos no oxigenados. Los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales también son utilizados en los sistemas descentralizados de tratamiento. La figura 11.22 muestra uno de dichos sistemas, la Living Machine®, la cual puede ser escalada a hogares, dormitorios, oficinas y escuelas.

25% de los hogares estadounidenses tienen sistemas sépticos

<http://cfpub.epa.gov/own/septic/index.cfm>

11.12.1 ESTANQUES DE ESTABILIZACIÓN

Los estanques de estabilización son referidos como **lagunas** o **estanques de oxidación**. La laguna es esencialmente un diseño de ingeniería de agujero en la tierra para confinar el agua residual para el tratamiento antes de la descarga hacia un curso de agua natural. Las lagunas típicamente se encuentran en comunidades más pequeñas. La tabla 11.16 describe los varios tipos de tanques

Figura 11.22 La Living Machine® Este ejemplo de procesos de ingeniería naturales utiliza métodos que incorporan bacterias, protozoos, plantas y caracoles para tratar agua residual. La EPA reporta que el más grande de estos sistemas puede tratar 80 000 gpd. Han producido efluente con BOD₅, TSS y nitrógeno total de menos de 10 mg/L. La eliminación del fósforo se reporta como de 50% con efluentes en el rango de 5-11 mg/L.

Adaptado de EPA (2001).

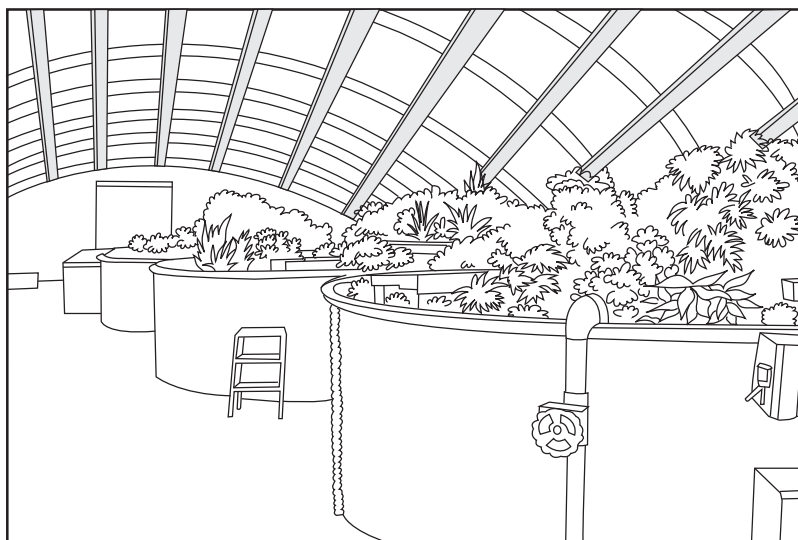


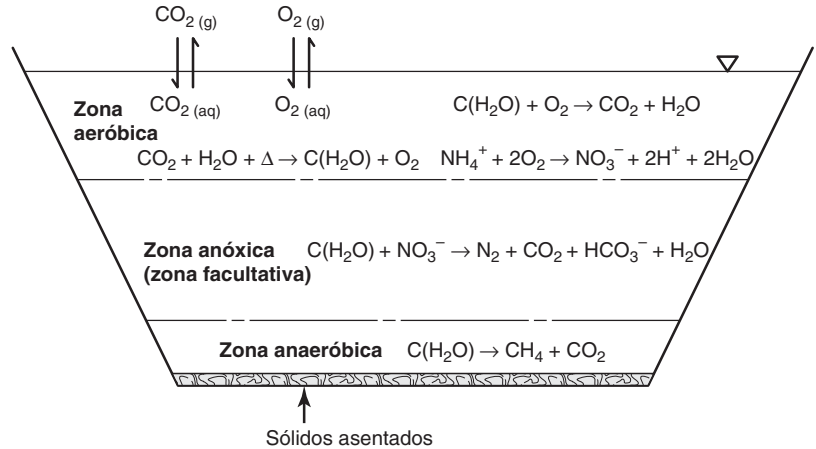
Tabla / 11.16

Tipos de estanques de estabilización de desechos e información de diseño asociada			
Tipo de estanque de estabilización	Comentarios	Profundidad del agua (m)	Tiempo de detención (días)
Laguna facultativa	Utiliza combinación de procesos aeróbicos, anóxicos y anaeróbicos. No mezclado o aireado típicamente. No funciona bien en climas más fríos.	1.2–2.4	20–180
Laguna aireada	Colocado típicamente en series, enfrente de un estanque facultativo. La aireación consiste ya sea de aireadores superficiales mecánicos o sistemas de aireación sumergidos. Requiere menor área que una laguna facultativa y puede operar efectivamente en el invierno.	1.8–6	10–30
Estanque anaeróbico	Usualmente utilizado para pretratar aguas residuales de alta resistencia. Profundas, no aireadas y no mezcladas. El desempeño disminuye a temperaturas por debajo de los 15° C.	>8	≤50
Estanque terciario	Típicamente trata el efluente tratado de un proceso de lodo activado o un filtro percolador. También referido como un estanque de maduración o de pulido.	<1	10–5

de estabilización. Cada tipo de estanque de estabilización soporta diferentes procesos biológicos. El tipo de biología está influido por la profundidad de la laguna por el hecho de si la laguna está mezclada y aireada. La capacidad de los sistemas de tratamiento de lagunas para cumplir con los lineamientos de la calidad del agua y proteger la salud pública y la integridad ambiental, junto con su efectividad de costo y facilidad de operación y manejo, las hacen una tecnología muy deseable, particularmente para comunidades más pequeñas y países en desarrollo. Están diseñadas de tal manera como para remover los constituyentes primarios del agua residual, incluyendo los sólidos totales suspendidos (TSS), la demanda biológica de oxígeno (BOD), nutrientes y patógenos. Los mecanismos principales de eliminación de patógenos en los estanques incluyen la sedimentación, absorción a partículas, falta de alimento y nutrientes, radiación solar ultravioleta, temperatura, pH, depredadores, esfuerzo/filtración en sedimentos, toxinas y antibióticos excretados por algunos organismos y mortandad natural.

La figura 11.23 muestra las varias zonas encontradas en una **laguna facultativa** y los respectivos procesos biológicos que suceden. Una *zona aeróbica* está ubicada cerca de la superficie. Es aireada debido a la transferencia de oxígeno del aire suprayacente hacia el agua y también por la fotosíntesis de algas. La cantidad de producción de **oxígeno fotosintético** puede ser relevante y no requiere ningún ingreso de energía, excepto por el sol. En la presencia de oxígeno, el CBOD se convierte a CO_2 , y el NBOD se convierte a nitrato (junto con la producción de sólidos biomásicos). Una *zona anaeróbica* se forma en el fondo de la laguna, en donde los sólidos se asientan. Esta parte de la laguna soporta los procesos de fermentación biológica anaeróbica comentados en la sección de digestión de lodo y convierte el CBOD en CH_4 y CO_2 . Entre estas dos capas se encuentra una *una capa anóxica*, también denominada la zona facultativa. En esta zona, las reacciones de desnitrificación tienen lugar en donde el nitrato puede ser reducido a gas nitrógeno y en el proceso oxidar el CBOD.

Figura 11.23 Zonas de una laguna facultativa Existen tres diferentes zonas para tratamiento de aguas residuales. El oxígeno es transferido a la zona aeróbica superior vía difusión gaseosa o fotosíntesis de algas. Aquí el CBOD, escrito como $C(H_2O)$, es oxidado, y el NBOD, escrito como NH_4^+ , es oxidado a NO_3^- . En la zona anóxica media, el CBOD es oxidado, y el NO_3^- es reducido mediante reacciones de desnitrificación. En la zona anaeróbica más baja, los sólidos se acumulan y las reacciones de fermentación separan el CBOD en CH_4 y CO_2 .



Los valores de carga orgánica típicos de los estanques facultativos van de 15 a 80 kg/ha/día. Un posible problema con estos estanques es que enfrían rápidamente y pueden experimentar una gran reducción en una actividad biológica durante los meses de invierno de los climas del norte. En adición, las algas se pueden acumular en el efluente del estanque, lo que causará problemas con el TSS efluente que va bien por arriba de 20 a 100 mg/L en una laguna pobremente diseñada.

11.12.2 HUMEDALES

Los ecosistemas naturales como los humedales son el prototipo para elevar la calidad del agua mediante el uso de energía natural (luz del sol) y temperatura y presiones ambientales, sin añadir materiales o sin requerir grandes cantidades de trabajo humano. También pueden proporcionar al

Figura 11.24 Aireador a base de energía solar Los aireadores a base de energía solar pueden proporcionar oxígeno a lagos, reservas, estanques de aguas pluviales y lagunas de aguas residuales. El aireador en esta foto puede mover hasta 10 000 galones de agua por minuto de profundidades de hasta 100 pies. Estos tipos de aireadores pueden desplazar hasta 30 hp (25 000 W) de equipo conectado con redes eléctricas cada día, lo cual iguala a 148 toneladas de dióxido de carbono al año.

Foto cortesía de SolarBee, Inc.



público espacios verdes. Un sistema de tratamiento de aguas residuales diseñado con ese prototipo en mente puede ser sustentable en términos de energía e ingreso/egreso de material así como beneficios sociales y ambientales. Las tecnologías de tratamiento de aguas residuales que combinan el medio ambiente de tierra-agua-aire-vegetación incluyen humedales construidos y camas de evapotranspiración. Ambos requieren pretratamiento de la carga de sólidos afluentes ya sea con un tanque séptico, tanque de oxidación u otra estructura de tratamiento primario para el asentamiento de sólidos. Los dos tipos de humedales construidos son el humedal de flujo libre superficial (FWS) y el humedal de flujo de la subsuperficie (SSF) (figura 11.25). Sólo los humedales de flujo libre superficial serán descritos a detalle en este capítulo.

En algunas literaturas, el término **humedal creado** se refiere a un humedal construido para propósitos de mitigación, y el **humedal construido** denota un humedal diseñado para el tratamiento de desechos. Los desechos que son comúnmente tratados con los humedales construidos incluyen el alcantarillado doméstico, la escorrentía agrícola, la escorrentía de aguas pluviales y los desechos de minería. Aunque los humedales creados y construidos pueden compartir muchas características en común, los lineamientos para la construcción así como los reglamentos que se aplican son diferentes; por

Tratamiento de aguas residuales descentralizado

<http://www.epa.gov/seahome/decent.html>



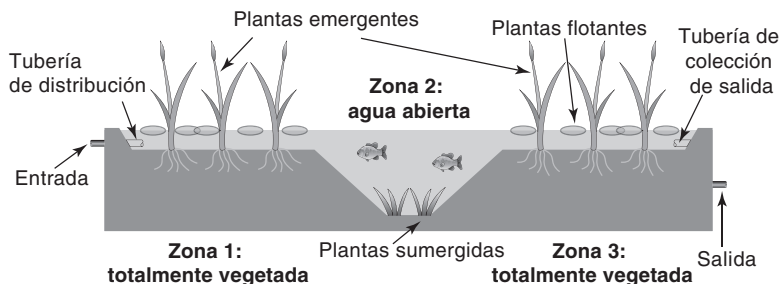
Tratamiento natural



Figura 11.25 Humedal de flujo de subsuperficie (antes de la plantación de vegetación) que sirve a más de 200 estudiantes en la Escuela para todas las edades de Písgah (Jamaica) Los humedales de flujo de subsuperficie (SSF) típicamente utilizan grava como el medio de ruteo acuático de la planta, y el nivel del agua es intencionalmente mantenido por debajo de la superficie de la grava. Diversos regímenes hidráulicos pueden emplearse: flujo horizontal, flujo hacia arriba vertical y flujo hacia abajo vertical. Los tanques sépticos y los humedales tratan sólo aguas negras de los inodoros y no tratan aguas grises. El humedal tiene dos camas de medio de piedra paralelas delineadas en plástico (separadas por el plástico negro en el centro de la cama). Cada cama tiene dimensiones internas de 19.1 m de longitud por 4.7 m de ancho por 0.5 m de profundidad de medio. Los medios son piedras lavadas formadas irregularmente ordenadas como “guijarros de río de 1/2 pulgada” y el volumen de los rangos de piedra en tamaño de ¼ a 1 pulg (6-25 mm) de diámetro. La porosidad del medio fue medida en 37.7% sin raíces de planta.

Foto cortesía de Edward Stewart.

Figura 11.26 Zonas de humedales de flujo libre superficial



esta razón, las dos categorías con frecuencia se consideran por separado. Los humedales creados se comentaron en el capítulo 8; los humedales construidos se consideran en la siguiente sección.

HUMEDALES DE FLUJO LIBRE SUPERFICIAL (FWS) Los **humedales de flujo libre superficial (FWS)**, también llamados **humedales de flujo superficial**, son similares a los humedales de agua abierta natural en apariencia y mecanismos de tratamiento (vea la figura 11.26). La mayoría del área de superficie del humedal tiene plantas acuáticas con las raíces en la tierra o la arena por debajo de la superficie del agua. El agua residual viaja en flujo laminar profundo sobre la arena y a través de los tallos de las plantas (zonas 1 y 3). El área (zona 2) sin vegetación superficial está expuesta a la luz y abierta al aire para incrementar el potencial para transferencia de oxígeno de la fase gaseosa a la fase acuosa. La zona 2 puede también tener plantas acuáticas sumergidas para mejorar el contenido de oxígeno disuelto.

La primer zona vegetada (a una profundidad de agua de aproximadamente 1 pie) actúa como una cámara de asentamiento anaeróbica para que solo sea necesario un tiempo de retención hidráulica de 1 o 2 días para lograr las reacciones requeridas. El tiempo de residencia hidráulica de la zona abierta (zona 2 a una profundidad de agua de aproximadamente 3 pie) debería ser menos que la cantidad de tiempo requerido para que las algas se formen y dependerán del clima y la temperatura y de las limitaciones de nutrientes. En Estados Unidos y Canadá este tiempo está típicamente entre 2 y 3 días. El tiempo de residencia hidráulica para la segunda zona vegetada (zona 3 a una profundidad de agua aproximada de 1 pie) es de 1 día para lograr la desnitrificación.

Puede haber múltiples zonas vegetadas y abiertas para lograr los objetivos de tratamiento deseados. El cálculo de pérdida de carga a lo largo de la longitud de un humedal FWS usualmente no es necesario, ya que un humedal FWS típico con una proporción de aspecto recomendado de 5:1 a 10:1 (L:W) puede tener un gradiente de pendiente hidráulica de sólo 1 cm en 100 m (EPA, 2000). Los lineamientos del uso de tiempo de residencia hidráulica y la carga de área máxima (vea la tabla 11.17) hacen del tamaño de los TSS, la BOD y el nitrógeno un proceso de diseño iterativo. Los valores proporcionados en la tabla 11.17 representan las tasas mensuales máximas de carga másica que debe mantener confiablemente el efluente de un humedal FLS por debajo de la concentración observada.

La tabla 11.18 compara los humedales de flujo libre superficial (FWS) con los humedales de flujo subsuperficial (SSF). Una ventaja de los humedales FWS es que se pueden diseñar para proporcionar eliminación de nitrógeno a largo plazo debido a las zonas aeróbicas de agua abierta que permiten la nitrificación biológica. Sin embargo, esto solo aplica para los humedales que

Tabla / 11.17

Valores de carga másica de área máxima en humedales y concentraciones de efluente resultantes típicas			
Los datos se obtuvieron para una variedad de aplicaciones, de alcantarillado a agua pluvial, y cubren un rango de locaciones climáticas templadas, de Florida a Canadá.			
Constituyente	Carga de humedal de flujo libre superficial	Carga de humedal de flujo subsuperficial	Concentración de efluente
BOD	60 kg/ha-d	60 kg/ha-d	30 mg/L
TSS	50 kg/ha-d	200 kg/ha-d	30 mg/L
TKN	5 kg/ha-d	No aplica	10 mg/L

FUENTE: EPA (2000).

Tabla / 11.18

Comparación de humedales de flujo libre superficial y humedales de flujo subsuperficial		
Características	Superficie de flujo libre	Flujo subsuperficial
Exposición a agua residual	Las zonas aeróbicas de agua abierta mejoran la nitrificación biológica y proporcionan hábitat a la vida salvaje.	El agua residual permanece de 2-4 pulg por debajo del medio de superficie, por lo que no existe agua superficial para atraer pájaros acuáticos, poco riesgo de exposición humana y sin cría de mosquitos.
Hidráulica	No es probable el desbordamiento por acumulación de sólidos en la entrada.	La inundación de la superficie ocurrirá en la entrada si hay excesiva acumulación de sólidos.
Estratificación	El medio de enraizamiento de plantas de tierra o de marga arenosa tiene un costo de materiales más bajo que el medio de grava utilizado en los humedales FSS.	El medio de rocas de enraizamiento de plantas debe tener diámetros de 0.25-1.5 pulg y estar relativamente libre de partículas muy pequeñas. Esto es más caro que el medio de humedal FWS.
Dimensiones	La proporción de aspecto recomendado (L:W) es de 5:1 a 10:1. La profundidad del agua puede variar de unas cuantas pulgadas en zonas vegetadas a 4 pies en zonas de flujo abierto.	La proporción de aspecto recomendado está en la proporción de 1:1 a 0.25:1. La profundidad de la grava puede ser de 1 a 2 pie.

son poco profundos o están mezclados. En zonas de aguas más profundas, una buena mezcla de arriba a abajo puede no suceder, por lo que el agua más profunda puede no lograr los niveles de nitrificación. Los humedales SSF típicamente no proporcionarán eliminación de nitrógeno a largo plazo sin la recolección de plantas o algo de oxigenación en el agua mediante cascadas o una aireación mecánica.

11.13 Uso de energía durante el tratamiento de aguas residuales

El uso de **energía** durante el tratamiento de aguas residuales no es trivial. De hecho, el tratamiento de agua potable y aguas residuales combinado cuenta para 3% de uso de energía en Estados Unidos, y los costos de energía



Discusión en clase

Después de visitar su planta de tratamiento de aguas residuales local, ¿cómo rediseñaría la planta para que fuera más sustentable considerando las cuestiones del crecimiento futuro de la población, preferencias culturales de los habitantes, neutralidad del carbono, reutilización de nutrientes y la minimización del uso del agua? ¿Qué reducción de fuente implementaría?

Demandas de energía en recursos de agua: Reporte al congreso

<http://www.sandia.gov/energy-water>

pueden contar para hasta 30% de los costos totales de mantenimiento y operación de una planta de tratamiento. Los sistemas mecánicos se han comentado en gran parte de este capítulo y se han preferido en áreas altamente pobladas. Los sistemas de tratamiento de tierras utilizan arena y plantas sin la necesidad relevante de reactores y trabajo operacional, energía y químicos. Los sistemas de tratamiento de lagunas también son menos mecanizados y se comentaron previamente. Mientras que las grandes plantas de tratamiento (en exceso de 100 MGD) dan servicio a muchas ciudades y a un gran porcentaje de la población estadounidense, la mayoría de las plantas de tratamiento en Estados Unidos dan servicio a pequeñas comunidades. De hecho, la EPA reporta que hay más de 16 000 plantas de tratamiento de aguas residuales, y más de 80% de las plantas existentes tienen una capacidad de menos de 5 MGD.

Los costos de operación y mantenimiento asociados con el tratamiento de aguas residuales incluyen el trabajo, la compra de químicos y equipo de reemplazo, y la energía para airear, elevar el agua y bombear sólidos. Las plantas mecanizadas obviamente cuestan más para poner en marcha que las formas menos mecanizadas de tratamiento. La tabla 11.19 muestra un desglose de uso de energía en una planta de tratamiento de 7.5 MGD. Como se espera, el proceso de lodo activado cuenta para más uso de energía que el asentamiento por gravedad y la deshidratación del lodo. Para plantas más pequeñas, la etapa de vida operacional del ciclo de vida se ha encontrado que tiene el mayor consumo de energía (95%), comparado con las etapas de construcción y remodelación/demolición. Esto es significativo, ya que la producción de energía y su uso están asociados con muchos problemas ambientales, incluyendo la liberación de contaminantes aerotransportados y de calentamiento global.

La figura 11.27 muestra un ejemplo de requerimientos de energía para tratar millones de galones por día (MGD) de agua residual en sistemas de tratamientos mecánicos, de laguna y terrestres. Advierta los costos de energía mucho más altos asociados con el tratamiento mecánico, lo cual cuenta para 45 a 75% de los costos de energía de una planta de tratamiento. Sin embargo, los sistemas de tratamiento mecánico están bien

Tabla / 11.19

Desglose de uso de energía en una planta de tratamiento de aguas residuales de 7.5 MGD

Proceso/actividad de unidad	Porcentaje de uso total de energía
Lodo activado	55
Clarificador primario	10
Calentamiento	7
Deshidratación de sólidos	7
Bombeo de agua residual cruda	5
Clarificador secundario (lodo activado de regreso)	4
Otros	12

FUENTE: Comisión de Energía de California.

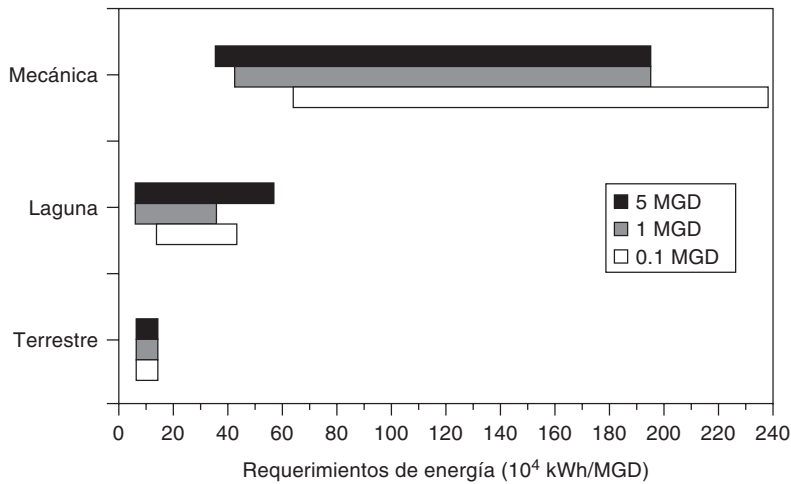


Figura 11.27 Requerimientos totales de energía para varios tamaños y tipos de plantas de tratamiento de aguas residuales ubicadas en las áreas intermontañas de Estados Unidos

Los requisitos totales de electricidad se miden en kWh/MGD a rangos de flujo de 0.1, 1 y 5 MGD.

Esta cifra fue publicada en el *Journal of Environmental Management* 88, H.E. Muga y J. R. Mihelcic, "Sustainability of Wastewater Treatment Technologies", 437-447. Derechos reservados Elsevier (2008).

documentados por ser muy efectivos para tratar los constituyentes de las aguas residuales a los niveles especificados, especialmente dado el menor requerimiento de área de tierra por unidad de agua residual tratada. Obviamente, el futuro del tratamiento de aguas residuales necesita ver más allá de los objetivos de tratamiento e integrar asuntos de energía y uso de materiales a través del ciclo de vida del proceso. Para solo un pequeño ejemplo, las bombas seleccionadas para el tratamiento de aguas residuales y aguas potables son típicamente compradas con base en los costos iniciales y no en las eficiencias de bombeo.

Términos clave

- agua residual municipal de resistencia promedio
- aireación extendida
- arenilla
- asentamiento discreto
- asentamiento floculante
- asentamiento obstaculizado
- asentamiento por compresión
- bastidor de barra
- biofiltración
- biorreactores de membrana (MBRs)
- cinética de Monod
- clarificadores
- constituyentes de aguas residuales municipales
- crecimiento adjunto
- crecimiento suspendido
- cuenca de aireación
- desecho de lodo
- desinfección de agua residual doméstica
- desnitrificación
- digestión aeróbica
- digestión anaeróbica
- digestor
- dióxido de carbono
- eculización de flujo
- edad del lodo
- energía
- espuma
- estabilización del lodo
- fase de crecimiento endógeno
- fase de crecimiento muerto
- filtros de barra
- filtros percoladores
- floculación
- flotación
- fósforo
- gas de invernadero
- humedal construido
- humedal creado
- humedales de flujo superficial
- índice de volumen de lodo (SVI)
- laguna
- laguna facultativa
- lavados
- Ley de agua limpia
- ley de Stokes
- licor mezclado

- lodo activado
- lodo activado convencional
- lodo activado de desecho
- lodo activado de regreso
- lodo digerido
- metano
- nitrificación
- nocardioforme
- oxígeno fotosintético
- planta municipal de tratamiento de aguas residuales
- proceso modificado de Ludzak-Ettinger (MLE)
- procesos de reclamación satelital
- proporción de alimento a microorganismo (F/M)
- pulverizador
- químicos emergentes preocupantes
- reclamación y reutilización del agua
- respiración endógena
- Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES)
- sólidos suspendidos del licor mezclado (MLSS)
- sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado (MLVSS)
- tanque de aireación
- tanque desarenador
- tanques de asentamiento
- tanques de estabilización
- tanques de oxidación, organismos acumuladores de fosfato (PAO)
- tanques de sedimentación
- tasa de carga de BOD
- tasa de desbordamiento
- SRT crítico
- tiempo de retención de sólidos (SRT)
- tiempo de retención hidráulica
- tiempo medio de retención celular
- trabajos de tratamiento de propiedad pública (POTW)
- tratamiento preliminar
- tratamiento primario
- tratamiento secundario
- tratamiento terciario de aguas residuales

capítulo/Once Problemas



11.1 Investigue un químico preocupante emergente que se pueda descargar en una planta de tratamiento de aguas residuales o en un sistema séptico doméstico. Los ejemplos incluirían farmacéuticos, cafeína, surfactantes encontrados en los detergentes, fragancias y perfumes. Escriba un ensayo de hasta tres cuartillas sobre la concentración de este químico encontrado en el afluente del agua residual. Determine si el químico que está investigando es tratado en la planta, pasa a través de los no tratados o se acumula en el lodo. Identifique cualquier impacto adverso en la salud humana o el ecosistema que haya sido encontrado para este químico.

11.2 Investigue si existen programas de prevención de contaminación estatales o regionales para mantener al mercurio fuera de su planta municipal de tratamiento de aguas residuales. Este mercurio puede venir de los laboratorios de su universidad o las oficinas dentales y hospitales locales. ¿Cuáles son algunas de las especificaciones de estos programas? ¿Cuánto mercurio se ha mantenido fuera del ambiente desde el inicio del programa?

11.3 Una planta de tratamiento de aguas residuales recibe un flujo de $35\,000\text{ m}^3/\text{día}$. Calcule el volumen requerido (m^3) para un tanque desarenador de flujo horizontal de 3 m de profundidad que removerá partículas con una gravedad específica de más de 1.9 y un tamaño más grande de 0.2 mm de diámetro.

11.4 Una planta de tratamiento de aguas residuales recibirá un flujo de $35\,000\text{ m}^3/\text{día}$. Calcule el área de superficie (m^2), el diámetro (m), el volumen (m^3) y el tiempo de retención hidráulica de un clarificador primario circular de 3 m de profundidad que removerá 50% de los sólidos suspendidos. Suponga que la tasa de desbordamiento de la superficie utilizada para el diseño es de $60\text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$.

11.5 Suponga un flujo de planta de $12\,000\text{ m}^3/\text{día}$. Determine el tiempo de detención real observado en el campo de dos tanques de asentamiento circulares con una profundidad de 3.5 m que fueron diseñados para tener una tasa de desbordamiento que no exceda los $60\text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ y un tiempo de detención de al menos 2 h.

11.6 Una planta de tratamiento de aguas residuales tiene un flujo de $35\,000\text{ m}^3/\text{día}$. Calcule la masa de lodo desechado cada día ($Q_w X_w$, expresado en $\text{kg}/\text{día}$) para un sistema de lodo activado operado a un tiempo de retención de sólidos (SRT) de 5 días. Suponga un volumen de tanque de aireación de $1\,640\text{ m}^3$ y una concentración de MLSS de $2\,000\text{ mg}/\text{L}$.

11.7 Se le proporciona la siguiente información sobre una planta municipal de tratamiento de aguas residuales. Esta planta utiliza el proceso tradicional de lodo activado. Suponga que los microorganismos son 55% eficientes en convertir el alimento en biomasa, los organismos tienen una tasa constante de muerte de primer orden de $0.05/\text{día}$, y los microbios alcanzan la mitad de su tasa máxima de crecimiento cuando la concentración de BOD_5 es de $10\text{ mg}/\text{L}$. Existen 150 000 personas en la comunidad (su producción de agua residual es de $225\text{ L}/\text{día-cápita}$, $0.1\text{ kg BOD}_5/\text{cápita-día}$). El estándar de efluente es de $\text{BOD}_5 = 20\text{ mg}/\text{L}$ y $\text{TSS} = 20\text{ mg}/\text{L}$. Los sólidos suspendidos fueron medidos como $4\,300\text{ mg}/\text{L}$ en una muestra de agua residual obtenida del reactor biológico, $15\,000\text{ mg}/\text{L}$ en el lodo secundario, $200\text{ mg}/\text{L}$ en el afluente de la planta y $100\text{ mg}/\text{L}$ en el efluente del clarificador primario. El SRT es igual a 4 días. *a)* ¿Cuál es el volumen de diseño de la cuenca de aireación (m^3)? *b)* ¿Cuál es el periodo de aireación de la planta (días)? *c)* ¿Cuántos kg de sólidos secos secundarios necesitan procesarse diariamente de las plantas de tratamiento? *d)* Si la tasa de desecho de lodo (Q_w) se incrementa en la planta, ¿el tiempo de retención de los sólidos aumentará, reducirá, o permanecerá igual? *e)* Determine la proporción de F/M en unidades de $\text{kg BOD}_5/\text{kg SSVLM-día}$. *f)* ¿Cuál es el tiempo de residencia celular medio?

11.8 Al utilizar la información proporcionada en el ejemplo 11.7, determine el valor crítico de SRT (algunas veces referido como SRT_{min}). Este término se refiere al SRT en donde las células en el proceso de lodo activado serían lavadas o removidas del sistema más rápido de lo que se pueden producir.

11.9 En los siguientes enunciados encierre en una circunferencia el término correcto en negritas. Si el tiempo de retención de sólidos (SRT) es bajo (por ejemplo, 4 días), ¿qué condiciones existen? *a)* La proporción F/M es **bajo/alto**. *b)* Los requerimientos de energía para la aireación serán **menores/mayores**. *c)* Los microorganismos estarán **hambrientos/saturados** de comida. *d)* El tiempo medio de retención celular es **bajo/alto**. *e)* La edad del lodo es **baja/alta**. *f)* La tasa de desecho de lodo puede haber sido recientemente **incrementada/reducida**. *g)* El MLSS puede haber sido **incrementado/reducido**.

11.10 Determine el índice de volumen de lodo (SVI) para una prueba en donde 3 g de MLSS ocupan un volumen de 450 ml después de un asentamiento de 30 minutos.

11.11 Una muestra de 2 g de MLSS obtenida de una cuenca de aireación es colocada en un cilindro graduado de 1 000 ml. Después de 30 min de asentamiento, el MLSS ocupa 600 ml. ¿El lodo siguiente tiene características de asentamiento buenas, aceptables o malas?

11.12 La figura 11.16 muestra el proceso modificado de Ludzak-Ettinger (MLE), el cual se usa para configurar un reactor biológico para remover nitrógeno. Explique el papel de los dos compartimientos en términos de: *a)* si están oxigenados; *b)* si el CBOD es removido en el compartimiento; *c)* si el amonio es convertido en el compartimiento; *d)* si el nitrógeno es eliminado de la fase acuosa en el compartimiento y, *e)* el(los) donador(es) de electrones y receptor(es) de electrones principal(es) en cada compartimiento.

11.13 Investigue los mecanismos específicos por los que el nitrógeno de amonio, el nitrógeno total y el fósforo son removidos en su planta municipal de tratamiento de aguas residuales. ¿Los procesos son químicos o bioquímicos (o una combinación)? Comente su respuesta.

11.14 Investigue los mecanismos específicos que su planta municipal de tratamiento de aguas residuales usa para la aireación. ¿Es aireación de superficie, aireación de burbujas finas o gruesas o aireación natural (vía laguna facultativa o sistema de crecimiento adjunto)?

11.15 Una planta de tratamiento de aguas residuales recibirá un flujo de 35 000 m³/d (~10 MGD) con un CBOD₅ de agua residual cruda de 250 mg/L. El tratamiento primario remueve ~25% del BOD. Calcule el volumen (m³) y el tiempo de retención hidráulica aproximado (h) de la cuenca de aireación requerido para trabajar la planta como una instalación de "alto rango" (F/M = 2 kg BOD/kg MLSS-día). La concentración de MLSS en la cuenca de aireación será mantenida a 2 000 mg MLSS/L.

11.16 La tabla 11.20 proporciona concentraciones de sólidos suspendidos en varias corrientes de desecho diferentes en una planta municipal de tratamiento de aguas residuales. El BOD₅ se mide en la alcantarilla ubicada justo antes de la planta de tratamiento como 250 mg/L, después del tratamiento primario es de 150 mg/L, y después del tratamiento secundario es de 15 mg/L. Los niveles totales de nitrógeno en la planta son aproximadamente 30 mg N/L.

a) Si el tiempo de retención hidráulica de diseño de cada una de las cuatro cuencas de aireación operadas en paralelo es igual a 6 horas y el flujo total de la planta es de 5 millones de galones por día, ¿cuál es la proporción de F/M en unidades de libras de BOD₅/libras de MLVSS-día?

Tabla / 11.20

Concentración de sólidos suspendidos para diferentes corrientes de proceso en el problema 11.16

Corriente de proceso	Concentración de sólidos suspendidos (mg SS/L)
Afluente de planta	200
Lodo primario	5 000
Lodo secundario	15 000
Efluente de cuenca de aireación	3 000

b) Suponga que el ingeniero de planta desea incrementar la concentración de microorganismos en el reactor biológico debido a que espera que el nivel de sustrato aumente. ¿Qué ordenaría hacer al operador para lograr esta meta?

11.17 La comunidad de San Antonio está ubicada en la Provincia de Caranavi, Bolivia. De acuerdo con la encuesta anual de 2005, existen 420 habitantes en esta comunidad. La población se estima que crecerá a 940 para el año 2035. El flujo pico promedio es actualmente de 1.2 L/s y se espera que aumente a 2.14 L/s para 2035. La carga orgánica se estima en 45 gramos BOD₅/cápita-día. La comunidad está considerando un humedal libre superficial o laguna facultativa para tratar su agua residual. *a)* ¿Cuál es la carga de BOD₅ generada en el año 2035 (kg/día)? *b)* Utilice la carga de BOD para calcular el área máxima de superficie (ha) requerida para un humedal libre superficial que daría servicio a la comunidad en 2035 y remover el BOD y TSS a 30 mg/L. *c)* ¿Cuál es el área de superficie requerida (m²) para que una laguna facultativa maneje el flujo pico en 2035, suponiendo un diseño de profundidad de agua de 4 m y un tiempo de detención de 20 días (vea la tabla 11.16)?

11.18 La tabla 11.1 mostró que las letrinas de cubo son consideradas una tecnología mejorada para tratar el agua residual. Determine la profundidad requerida para una letrina de cubo de 1 m × 1 m en un área que da servicio a una casa de 7 personas y tiene una vida de diseño de 10 años. Suponga que el cubo es cavado sobre la tabla de agua y los ocupantes usan materiales voluminosos o no biodegradables para la limpieza anal (ej., mazorcas de maíz, piedras, periódico); por lo tanto, el rango de acumulación de sólidos se supone que sea 0.09 m³/persona/año. Permita un espacio de 0.5 m entre la superficie de la tierra y el tope de los sólidos al final de la vida de diseño el cual es el punto en el que el cubo se llena.

Referencias

- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 2000. *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA 625/R-99/010. Oficina de Investigación y Desarrollo, Cincinnati, Ohio.
- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 2001. *The "Living Machine" Wastewater Treatment Technology: An Evaluation of Performance and System Cost*. EPA 832-R-01-004.
- Barnard, J.L. 2006 "Biological Nutrient Removal: Where We Have Been, Where We Are Going", *Procedimientos de la 79 Conferencia y Exhibición Técnica Anual de la Federación Ambiental*, Dallas, Texas.
- Cairncross, S. y R. G. Feachem. 1993. *Environmental Health Engineering in the Tropics: An Introductory Text*. Nueva York: John Wiley.
- Daigger, G. T., A. Hodgkinson y D. Evans 2007. "A Sustainable Near-Potable Quality Water Reclamation Plant for Municipal and Industrial Wastewater". *Procedimientos de la 80 Conferencia y Exhibición Técnica Anual de la Federación Ambiental*. San Diego.
- Fry, L. M., J. R. Mihelcic, D. W. Watkins. 2008. "Water and Non-Water Related Challenges of Achieving Global Sanitation Coverage", *Environmental Science & Technology*, 42(4):4298-4304.
- Jenkins, D. 2007. "From TSS to MBTs and Beyond: A Personal View of Biological Wastewater Treatment Process Population Dynamics". *Procedimientos de la 80 Conferencia y Exhibición Técnica Anual de la Federación Ambiental*. San Diego.
- Kowal, N. E. 1985. "Health Effects of Land Application of Municipal Sludge". EPA/600/1-85/015. Laboratorio de Investigación de los Efectos en la Salud, EPA, Cincinnati, Ohio.
- Martin Jr., R. W., J. R. Mihelcic, J. C. Crittenden. 2004. "Design and Performance Characterization Strategy Using Modeling for Biofiltration Control of Odorous Hydrogen Sulfide". *Journal of Air & Waste Management Association*, 54:834-844.
- McDannel, M. y E. Wheless. 2007. The Power of Digester Gas: A Technology Review from Micro to Megawatts", *Procedimientos de la 80 Conferencia y Exhibición Técnica Anual de la Federación Ambiental*, San Diego.
- Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons.
- Mihelcic, J. R., E. A. Myre, L. M. Fry, L. D. Phillips, B. D. Barkdoll. 2009. *Field Guide in Environmental Engineering for Development Workers: Water, Sanitation, Indoor Air*. Reston, VA: Prensa de la Sociedad Americana de Ingenieros Civiles (ASCE).
- Muga, H. E. y J. R. Mihelcic. 2008. "Sustainability of Wastewater Treatment Technologies". *Journal of Environmental Management* 88 (3):437-447.
- Programa Conjunto de Monitoreo de la Organización Mundial de la Salud y el Fondo Infantil de las Naciones Unidas para la Provisión de Agua y el Saneamiento (JMP). 2008. Progreso en el Agua Potable y el Saneamiento: Enfoque Especial en Saneamiento. UNICEF, Nueva York y OMS, Génova.
- Rosso, D. y M. K. Stenstrom. 2005. "Comparative Economic Analysis of the Impacts of Mean Cell Retention Time and Denitrification on Aeration Systems". *Water Research* 39:3773-3780.
- Rosso, D. y M. K. Stenstrom. 2006. "Surfactant Effects on α -Factors in Aeration Systems". *Water Research* 40:1397-1404.
- Tchobanoglous, G., F. L. Burton y H. D. Stensel. 2004. *Wastewater Engineering*. Boston: Metcalf & Eddy/ McGraw-Hill