

capítulo/Ocho Calidad del agua

Martin T. Auer, James R. Mihelcic, Noel R. Urban, Alex S. Mayer, Michael R. Penn

Dos disciplinas extremadamente aliadas están asociadas con el agua: la ingeniería de recursos hidráulicos lidia con la cantidad de agua (por ejemplo, su almacenaje y transportación) y la ingeniería de la calidad del agua se preocupa por la naturaleza biológica, química y física del agua. Este capítulo proporciona conceptos clave, principios y cálculos que soportan una propuesta de ingeniería al manejo de la calidad del agua. Se considerarán cinco sistemas: ríos, lagos, agua pluvial, humedales y aguas subterráneas. El capítulo describe una propuesta relativamente nueva para el manejo del agua pluvial llamado desarrollo de bajo impacto. La presentación se enfocará en las cuestiones de gestión, características para un sistema en particular, encontradas comúnmente en las prácticas de ingeniería.

Secciones principales

- 8.1 Introducción
- 8.2 Calidad del agua de río
- 8.3 Calidad del agua de lagos y de reservas
- 8.4 Humedales
- 8.5 Desarrollo de bajo impacto
- 8.6 Calidad de aguas subterráneas

Objetivos de aprendizaje

1. Aplicar conceptos de balance de masa y reactores tubulares para investigar cuestiones relacionadas con la calidad del agua superficial.
2. Determinar el déficit de oxígeno en un río.
3. Describir las características de la curva de hundimiento del oxígeno disuelto (DO), y determinar la ubicación del punto crítico y de la concentración de oxígeno en el punto crítico para un flujo determinado y un escenario de descarga.
4. Describir el proceso de estratificación de lagos y reservas, y relacionarlo con las cuestiones de calidad del agua.
5. Describir ocho métodos de gestión de ingeniería de lagos.
6. Relacionar cuestiones de crecimiento de población, urbanización y uso de suelo con el agua superficial y la calidad de aguas subterráneas.
7. Definir los cuatro tipos de humedales y describir las funciones de los humedales.
8. Comentar los beneficios sociales, económicos y ambientales provistos por los humedales.
9. Resumir cómo se puede integrar la protección de la biodiversidad con la gestión de ingeniería de las aguas urbanas y rurales.
10. Describir las prácticas de mejor manejo (BMP) para el control de aguas pluviales urbanas como jardines de lluvia, pavimentos permeables, azoteas verdes y bioswales (riachuelos urbanos).
11. Diseñar una celda de bioretención para escenarios de diseño y precipitación determinados.
12. Describir cómo la advección y la dispersión influyen en el movimiento de los contaminantes de las aguas subterráneas.
13. Calcular el tiempo de viaje de un químico de la subsuperficie con y sin retardo químico.
14. Describir un reto de calidad de agua regional, nacional y global, y presentar una solución que lleve a la sociedad hacia un manejo sustentable de los recursos hidráulicos.



8.1 Introducción

La *contaminación* puede definirse como la introducción de una sustancia en el medio ambiente a niveles que llevan a la pérdida del uso benéfico de un recurso o la degradación de la salud de los seres humanos, la vida silvestre o los ecosistemas. Los contaminantes se descargan en sistemas acuáticos desde **fuentes puntuales** (ubicaciones estacionarias como una tubería de efluentes) y desde **fuentes no puntuales** (también llamadas *difusas*) como el escurrimiento de la tierra y la atmósfera. El flujo de masa de un contaminante se denomina su **carga** y se expresa en unidades de masa por unidades de tiempo.

Los avances de ingeniería en cuanto al manejo de la contaminación varían con el tipo de material en cuestión. Los **macrocontaminantes** como nitrógeno, fósforo, materia orgánica y sólidos suspendidos se descargan en los ríos del mundo en decenas de millones de toneladas por año. La figura 8.1a muestra la carga de BOD (en megatonnes por año) hacia las vías del agua para los sectores cultural, doméstico e industrial en 1995, así como las descargas esperadas en 2010 y 2020 para los países que son miembros y no miembros de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE). La figura 8.1b muestra la carga de nitrógeno en la agricultura para los países miembros y no miembros de la OCDE durante los mismos periodos. Advierta la gran contribución del sector agrícola para las cargas globales de BOD y de nitrógeno.

La **Ley de agua limpia** convoca al mantenimiento de condiciones aptas para pescar y nadar en las aguas estadounidenses. La Agencia de Protección

Visualizar los problemas de agua de Florida

www.wateratlas.org



Discusión en clase

¿Qué métodos protegerán a los ecosistemas de agua para las futuras generaciones al tiempo que la población y la urbanización crecen, ocurren cambios en el uso de suelo y la población y la afluencia incrementada manejan aumentos en la demanda de alimentos y biocombustibles?

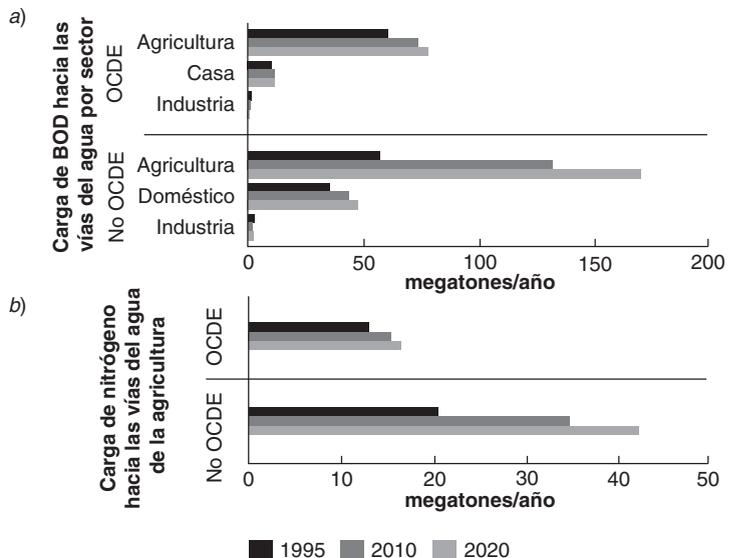


Figura 8.1 Macrocontaminantes en las vías de agua globales a) Carga anual de BOD (megatonnes) hacia las vías del agua (en países miembros y no miembros de la OCDE) para los sectores de agricultura, doméstico e industrial para 1995 y estimados para 2010 y 2020. b) Carga de nitrógeno (megatonnes) para los países miembros y no miembros de la OCDE para el sector agrícola hacia las vías globales para 1995 y estimados para 2010 y 2020.

Datos de la UNESCO, 2003.

Ambiental de Estados Unidos (EPA) ha establecido estándares para lograr esta meta, retener usos benéficos y proteger la salud humana y la del ecosistema. Algunos estándares están basados en la tecnología, requiriendo un nivel particular de tratamiento sin importar la condición del agua receptora. Otros estándares están basados en la calidad del agua, convocando tratamiento adicional en donde las condiciones permanecen degradadas después de la implementación de tecnologías estándar. De acuerdo con el **Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES)**, se requieren permisos para todos aquellos que buscan descargar efluentes sobre el agua superficial o agua subterránea. Los estándares pueden entonces alcanzarse al regular las condiciones del permiso, esto es, la carga que puede descargarse. En los casos en los que los controles no son lo suficientemente rigurosos como para mantener la calidad deseada del agua, se lleva a cabo un análisis para establecer la *carga total máxima diaria (TMDL)* que puede descargarse en un cuerpo de agua, y los permisos se establecen de conformidad.

8.2 Calidad del agua de río

El tratamiento de la calidad del agua de río en esta sección se enfoca en el manejo del **oxígeno disuelto (DO)** en relación con la descarga de los desperdicios demandantes de oxígeno. Este es un problema clásico en cuanto a la calidad del agua superficial que tiene interés hoy en día con respecto a la emisión de permisos de descarga y el establecimiento de cargas totales máximas diarias para aguas receptoras.

8.2.1 OXÍGENO DISUELTO Y BOD

El oxígeno disuelto se requiere para mantener una comunidad balanceada de organismos en lagos, ríos y el océano. Cuando un desperdicio demandante de oxígeno (medido como BOD) se añade al agua, la velocidad a la que el oxígeno es consumido al oxidar dicho desperdicio (**desoxigenación**) puede exceder la velocidad a la que el oxígeno se vuelve a suplir desde la atmósfera (**reaereación**). Esto puede llevar al agotamiento de los recursos de oxígeno, con concentraciones muy por debajo de los niveles de saturación (figura 8.2). Cuando los niveles de oxígeno caen por debajo de los 4 a 5 mg O₂/L, la reproducción de los peces y los macroinvertebrados es desproporcionada. El agotamiento del oxígeno con frecuencia es lo suficientemente severo como para desarrollar condiciones anaeróbicas, con una pérdida de asistencia de biodiversidad y estética pobre (turbidez y problemas de olor). La figura 8.2 también ilustra la respuesta del flujo de la biota hacia las descargas de BOD.

La consideración del destino del BOD después de la descarga hacia un río es un punto de inicio útil para examinar el impacto de los desperdicios demandantes de oxígeno sobre los recursos de oxígeno. El ejemplo 8.1 aplica los conceptos de la cuenca de mezcla (capítulo 4) y la cinética de BOD (capítulo 5) para examinar la oxidación de un desperdicio orgánico después de la descarga hacia y mezcla con un río.

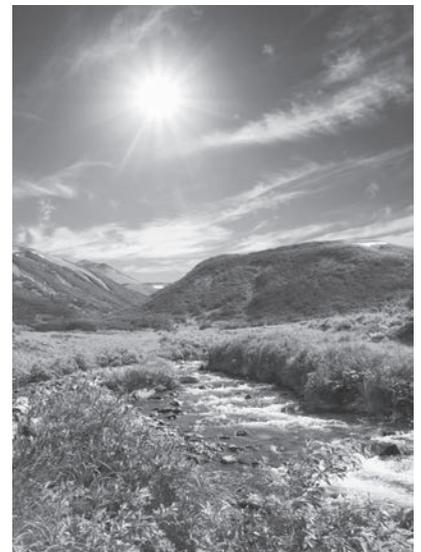
En el ejemplo 8.1, más de 23 mg O₂/L de la más reciente CBOD se ejerce sobre el área de 50 km río abajo de la descarga. Para apreciar el impacto de esta demanda sobre los recursos de oxígeno de un río, es necesario entender la capacidad del agua de retener oxígeno (saturación) y la velocidad a la que el oxígeno puede ser reprovisto desde la atmósfera (reaereación).

Ley de agua limpia

<http://www.epa.gov/regulations/laws/cwa.html>

Navegue por su cuenca

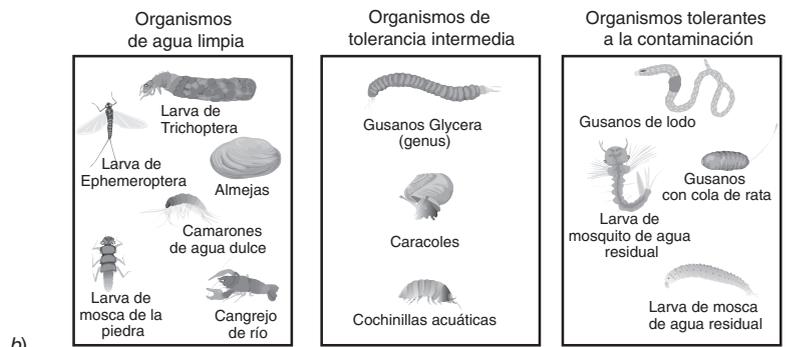
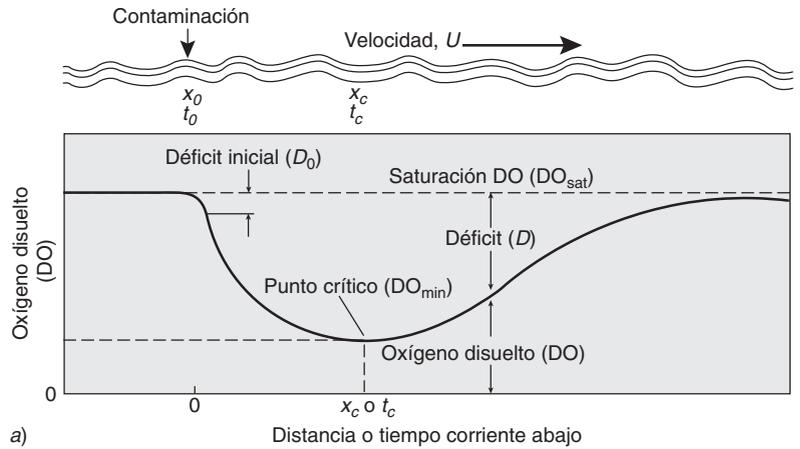
<http://cfpub.epa.gov/surf/locate/index.cfm>



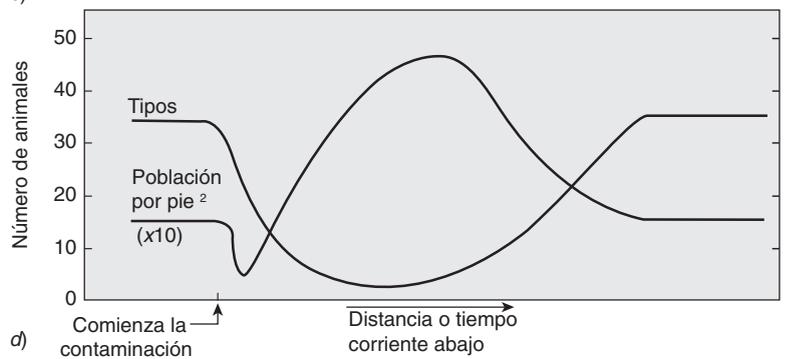
© Galyna Andrushko/iStockphoto.

Figura 8.2 Curva de hundimiento de oxígeno disuelto a) y las zonas asociadas de calidad del agua ((b)-(d)) reflejando los impactos en las condiciones físicas y la diversidad y abundancia de organismos.

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



| | Zonas de flujo | | | | |
|------------------------|--|--|--|---|--|
| | Agua limpia | Degradación | Daño | Recuperación | Agua limpia |
| Condición física | Agua limpia, sin lodo en el fondo | Sólidos flotantes; lodo en el fondo | Agua turbia; gases malolientes; lodo en el fondo | Agua turbia; lodo en el fondo | Agua limpia, sin lodo en el fondo |
| Especies de peces | Juego de aguas frío o tibio y peces forrajeros; trucha, lubina | Peces tolerantes a la contaminación; carpas, pez aguja, búfalo | Ninguna | Peces tolerantes a la contaminación; carpa, pez aguja, búfalo | Juego de aguas frío o tibio y peces forrajeros; trucha, lubina |
| Invertebrado bentónico | Agua limpia | Tolerancia intermedia | Tolerante a la contaminación | Tolerancia intermedia | Agua limpia |



ejemplo/8.1 Cálculo de cuenca de mezcla para CBOD

Un desperdicio con un CBOD de 5 días (y_5) de 200 mg de O_2/L y un k_L de 0.1/día se descarga en un río a una velocidad de 1 m³/s. Calcule la última CBOD (L_0) del desperdicio antes de la descarga hacia el río. Asuma la mezcla instantánea después de la descarga, calcule el último CBOD del agua del río después de que recibió el desperdicio. El río tiene una velocidad de flujo (Q) igual a 9 m³/s y un último fondo de CBOD de 2 mg O_2/L corriente arriba de la descarga de desperdicio. También calcule el último CBOD (L_0) y CBOD₅ (y_5) en el río 50 km corriente abajo del punto de descarga. El río tiene un ancho (W) de 20 m y una profundidad (H) de 5 m.

solución

Este problema tiene varios pasos. Primero, calcule el último CBOD del desperdicio antes de la descarga:

$$L_{0,\text{desperdicio}} = \frac{y_5}{(1 - e^{-k_L \times 5 \text{ días}})} = \frac{200 \text{ mg } O_2/L}{(1 - e^{-0.1/\text{día} \times 5 \text{ días}})} = 508 \text{ mg } O_2/L$$

Después, desarrolle un cálculo de cuenca de mezcla de balance de masa para determinar el último CBOD después de que el desperdicio se descargó y mezcló con el río. La relación general para el cálculo de la concentración de cualquier químico en una cuenca de mezcla (C_{mb}) es

$$C_{mb} = \frac{C_{up} \times Q_{up} + C_{in} \times Q_{in}}{Q_{mb}}$$

Aquí, el flujo total, Q_{mb} , es igual a $Q_{up} + Q_{in}$, y el último CBOD es igual a

$$\begin{aligned} L_{0,mb} &= \frac{2 \text{ mg } O_2/L \times 9 \text{ m}^3/\text{s} + 508 \text{ mg } O_2/L \times 1 \text{ m}^3/\text{s}}{10 \text{ m}^3/\text{s}} \\ &= 52.6 \text{ mg } O_2/L \end{aligned}$$

Este es el valor del último CBOD del agua del río después de que ha recibido el desperdicio.

Para responder las dos últimas preguntas con respecto al último CBOD y el CBOD de 5 días corriente abajo de la descarga, primero calcule el CBOD de 5 días del agua del río después de que ha recibido la descarga:

$$\begin{aligned} y_t &= L_0 \times (1 - e^{-k_L \times t}) \\ y_{5,mb} &= 52.6 \text{ mg } O_2/L \times (1 - e^{-0.1/\text{día} \times 5 \text{ días}}) \\ y_{5,mb} &= 20.7 \text{ mg } O_2/L \end{aligned}$$

Después, calcule el último CBOD 50 km corriente abajo del punto de descarga. Mientras el desperdicio viaja corriente abajo, éste decaerá y agotará el oxígeno de acuerdo con la cinética de primer orden. La corriente

ejemplo/8.1 Continuación

río abajo de la zona de mezcla se puede modelar como un reactor tubular (PFR). Por lo tanto,

$$L_t = L_0 \times e^{-k_L \times t}$$

Sin embargo, el tiempo de viaje necesita calcularse. La velocidad del río (U) está dada por

$$U = \frac{Q}{A} = \frac{Q}{W \times H} = \frac{10 \text{ m}^3/\text{s}}{20 \text{ m} \times 5 \text{ m}} = 0.1 \text{ m/s} \times \frac{86\,400 \text{ s}}{\text{día}} \times \frac{\text{km}}{1\,000 \text{ m}}$$

$$= 8.64 \text{ km/día}$$

Entonces, para determinar el tiempo de viaje, divida la distancia entre la velocidad del río:

$$t = \frac{x}{U} = \frac{50 \text{ km}}{8.64 \text{ km/día}} = 5.78 \text{ días}$$

Este valor puede entonces utilizarse para determinar el último CBOD de 5.78 días corriente abajo:

$$L_{0,50 \text{ km}} = L_{0, \text{mb}} \times e^{-k_L \times t} = 52.6 \times e^{-0.1/\text{día} \times 5.78 \text{ días}} = 29.5 \text{ mg O}_2/\text{L}$$

y un CBOD de 5 días de

$$y_t = L_0 \times (1 - e^{-k_L \times t})$$

$$y_{5, 50 \text{ km}} = 29.5 \times (1 - e^{-0.1/\text{día} \times 5 \text{ días}}) = 11.6 \text{ mg O}_2/\text{L}$$

8.2.2 SATURACIÓN DE OXÍGENO

La cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua a una temperatura determinada (su **concentración de saturación** o equilibrio) puede determinarse mediante la constante de la ley de Henry, K_H :

$$\text{DO}_{\text{sat}} = K_H \times P_{\text{O}_2} \quad (8.1)$$

en donde DO_{sat} es la concentración de saturación de oxígeno disuelto (en mol O_2/L), K_H es la constante de la ley de Henry ($1.36 \times 10^{-3} \text{ mol/L-atm}$ a 20°C) y P_{O_2} es la presión parcial de oxígeno en la atmósfera (~21% de 0.21 atm).

La constante de la ley de Henry varía según la temperatura (vea el capítulo 3), por lo que la concentración de saturación del oxígeno disuelto varía también. El ejemplo 8.2 ilustra el cálculo de la concentración de la saturación del oxígeno disuelto.

ejemplo/8.2 Determinación de concentración de saturación de oxígeno disuelto

Determine la concentración de saturación de oxígeno disuelto, DO_{sat} , a 20° C.

solución

Determine DO_{sat} a partir de la constante de Henry dependiente de la temperatura apropiada y la presión parcial de oxígeno:

$$DO_{\text{sat}} = \frac{1.36 \times 10^{-3} \text{ mol}}{\text{L-atm}} \times 0.21 \text{ atm} = \frac{2.85 \times 10^{-4} \text{ mol O}_2}{\text{L}}$$

Convertirla a $\text{mg O}_2/\text{L}$:

$$\begin{aligned} DO_{\text{sat}} &= \frac{2.85 \times 10^{-4} \text{ mol O}_2}{\text{L}} \times \frac{32 \text{ g O}_2}{\text{mol O}_2} \times \frac{1000 \text{ mg O}_2}{\text{g O}_2} \\ &= \frac{9.1 \text{ mg O}_2}{\text{L}} \end{aligned}$$

Advierta que las frases *concentración de saturación de oxígeno disuelto* y la *solubilidad del oxígeno* intercambiamente se usan.

El valor para DO_{sat} varía de aproximadamente 14.6 $\text{mg O}_2/\text{L}$ a 0° C a 7.6 $\text{mg O}_2/\text{L}$ a 30° C. Estos son extremos de temperatura típicos para los sistemas naturales y de ingeniería. Esto muestra porqué los peces con alto requerimiento de oxígeno se asocian con las aguas más frías y porqué los impactos de los desperdicios demandantes de oxígeno en la calidad del agua pueden ser mayores en el verano. En los meses más calientes del verano, el flujo de la corriente es típicamente más bajo también, ofreciendo menor dilución del desperdicio. La concentración de oxígeno en el agua también se reduce al tiempo que la salinidad aumenta, lo cual se hace importante en las condiciones estuarinas y oceánicas.

8.2.3 DÉFICIT DE OXÍGENO

El **déficit de oxígeno** (D , expresado en $\text{mg O}_2/\text{L}$) se define como la salida de la concentración ambiental de oxígeno disuelto de la saturación.

$$D = DO_{\text{sat}} - DO_{\text{act}} \quad (8.2)$$

DO_{act} es la concentración ambiental o medida del oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2/\text{L}$).

Advierta que los déficits negativos pueden suceder cuando las concentraciones ambientales de oxígeno exceden el valor de la saturación. Esto sucede en los lagos y en los ríos que se encuentran en condiciones inactivas

ejemplo/8.3 Determinar el déficit de oxígeno

Determine el déficit de oxígeno disuelto, D , a 20° C para un río con una concentración ambiental de oxígeno disuelto de 5 mg O₂/L.

solución

Del ejemplo 8.2, el DO_{sat} a 20° C se determinó que era 9.1 mg O₂/L. Al aplicar la ecuación 8.2 arroja el déficit:

$$D = 9.1 - 5 = 4.1 \text{ mg O}_2/\text{L}$$

El DO real en este caso es 5 mg O₂/L, el cual se encuentra por debajo del nivel de saturación. La oxidación microbiana para la materia orgánica o el amoníaco-nitrógeno en este río puede llevar al agotamiento del oxígeno.

y no turbulentas cuando las algas y los macrófitos se encuentran activamente en fotosíntesis y producen oxígeno disuelto. Esta **sobresaturación** se elimina cuando existe suficiente turbulencia, por ejemplo, debido a los rápidos, las olas y las cascadas.

8.2.4 BALANCE DE MASA DEL OXÍGENO

Los ejemplos 8.1 a 8.3 demostraron que la ejecución del BOD (por ejemplo, 29.5 mg O₂/L sobre un área específica de 50 km) puede exceder los recursos de oxígeno de un río, aun cuando hay saturación. El decremento (oxígeno presente menos el oxígeno requerido) debe hacerse mediante intercambio atmosférico, esto es, reaereación. Cuando la demanda de la desoxigenación excede la provisión de la reaereación, los niveles de oxígeno caen y pueden desarrollarse condiciones anaeróbicas. La interacción dinámica entre la fuente de oxígeno (reaereación) y los términos de hundimiento (desoxigenación) pueden examinarse a través de un balance de masa de oxígeno en el río. La desoxigenación sucede al tiempo que el BOD es ejecutado y se describe en la ecuación 8.3. La velocidad de reaereación es proporcional al déficit y es descrito al utilizar cinética de primer orden:

$$\frac{dO_2}{dt} = k_2 \times D - k_1 \times L \quad (8.3)$$

Aquí, el coeficiente de velocidad de desoxigenación *dentro de la corriente* (k_1 , día⁻¹) es comparable con (y, para el propósito de esta presentación, el mismo que) el coeficiente de velocidad de reacción de *laboratorio* o *botella* del CBOD (k_1), pero también incluye fenómenos dentro de la corriente como los efectos de sorción, turbulencia y dureza. El coeficiente de velocidad de la reaereación (k_2 , día⁻¹) varía con la temperatura y la turbulencia (la velocidad y profundidad del río) y varía de ~0.1 a 1.2/día.

En la práctica, el balance de masa se escribe en términos del déficit:

$$\frac{dD}{dt} = k_1 \times L - k_2 \times D \quad (8.4)$$

Advierta cómo la ecuación 8.4 es una simple inversión del orden de los términos de fuente-hundimiento presentados en la ecuación 8.3. La ecuación 8.4 se puede integrar y resulta en una expresión que describe el déficit de oxígeno en cualquier ubicación corriente abajo de un punto de inicio arbitrariamente establecido, como sería el punto en el que un desperdicio se descarga hacia un río:

$$D_t = \frac{k_1 \times L_0}{(k_2 - k_1)} \times (e^{-k_1 \times t} - e^{-k_2 \times t}) + D_0 \times e^{-k_2 \times t} \quad (8.5)$$

en donde L_0 es el último CBOD y D_0 es el déficit de oxígeno en el punto de inicio ($x = 0, t = 0$) y D_t es el déficit de oxígeno en alguna ubicación corriente abajo ($x = x, t = t$). La notación t se refiere al tiempo de viaje, definido aquí como el tiempo requerido para una parcela de agua que va a viajar una distancia x corriente abajo. Por lo tanto, $t = x/U$, en donde x es la distancia corriente abajo y U es la velocidad del río.

La relación tiempo-distancia permite la expresión de la solución analítica para el déficit de oxígeno en términos de x , la distancia corriente abajo del punto de inicio:

$$D_x = \frac{k_1 \times L_0}{(k_2 - k_1)} \times \left(e^{-k_1 \times \frac{x}{U}} - e^{-k_2 \times \frac{x}{U}} \right) + D_0 \times e^{-k_2 \times \frac{x}{U}} \quad (8.6)$$

La ecuación 8.6 se llama **modelo de Streeter-Phelps** y fue desarrollada en los años veinte para los estudios de la contaminación en el Río Ohio.

8.2.5 CURVA DE HUNDIMIENTO Y DISTANCIA CRÍTICA DEL OXÍGENO DISUELTO

La descarga de los desperdicios demandantes de oxígeno hacia un río arroja una respuesta característica en los niveles de oxígeno denominada la curva de hundimiento de oxígeno disuelto (figura 8.2). La figura 8.2 demuestra que una curva de hundimiento de oxígeno disuelto típica tiene tres fases de respuesta:

1. Un intervalo en donde los niveles de oxígeno disuelto caen debido a que la velocidad de la desoxigenación es más grande que la velocidad de la reaeración ($k_1 \times L > k_2 \times D$)
2. Un mínimo (llamado **punto crítico**) en donde las velocidades de la desoxigenación y la reaeración son iguales a ($k_1 \times L = k_2 \times D$)
3. Un intervalo en donde los niveles de oxígeno disuelto se incrementan (finalmente alcanzando la saturación) debido a que los niveles de BOD se están reduciendo y la velocidad de la desoxigenación es menor que la velocidad de la reaeración ($k_1 \times L < k_2 \times D$)

La ubicación del punto crítico y la concentración de oxígeno en dicha ubicación son de interés principal, debido a que aquí es en donde las condiciones de calidad del agua están en su peor punto. Los cálculos de diseño se basan en esta ubicación debido a que, si se logran los estándares en el



Simulador de oxígeno disuelto en el río

punto crítico, se lograrán en cualquier otro punto. Para determinar la ubicación del punto crítico, primero utilice la ecuación 8.7 para determinar el *tiempo crítico*, y entonces multiplique el tiempo crítico por la velocidad del río para determinar la *distancia crítica*:

$$t_{\text{crit}} = \frac{1}{k_2 - k_1} \times \ln \left(\frac{k_2}{k_1} \times \left(1 - \frac{D_0 \times (k_2 - k_1)}{k_1 \times L_0} \right) \right) \quad (8.7)$$

Para encontrar el déficit de oxígeno en la distancia crítica, se sustituye el tiempo crítico en la ecuación 8.5. El conocimiento del DO_{sat} proporciona entonces la concentración de DO real en la distancia crítica. El ejemplo 8.4 ilustra esta propuesta que sugiere oportunidades para su aplicación en la gestión de los ríos.

ejemplo/8.4 Determinar las características de la curva de hundimiento del DO

Después de recibir la descarga de una planta de tratamiento de aguas residuales, un río tiene una concentración de oxígeno disuelto de 8 mg O_2/L , y un último CBOD de 20 mg O_2/L . La concentración de saturación de oxígeno disuelto es de 10 mg O_2/L , el coeficiente de velocidad de desoxigenación k_1 es de 0.2/día y el coeficiente de velocidad de reaeración k_2 es de 0.6/día. El río viaja a una velocidad de 10 km/día. Calcule la ubicación del punto crítico (tiempo y distancia) y el déficit y la concentración de oxígeno en el punto crítico.

solución

Primero determine el déficit inicial de DO en el punto de descarga con la ecuación 8.2:

$$\begin{aligned} D_0 &= \text{DO}_{\text{sat}} - \text{DO}_{\text{act}} \\ &= 10 - 8 = 2 \text{ mg } \text{O}_2/\text{L} \end{aligned}$$

Después utilice la ecuación 8.7 para determinar el tiempo crítico y el conocimiento de la velocidad del río para determinar la distancia crítica:

$$t_{\text{crit}} = \frac{1}{k_2 - k_1} \times \ln \left(\frac{k_2}{k_1} \times \left(1 - \frac{D_0 \times (k_2 - k_1)}{k_1 \times L_0} \right) \right)$$

$$t_{\text{crit}} = \frac{1}{0.6/\text{día} - 0.2/\text{día}} \times \ln \left(\frac{0.6/\text{día}}{0.2/\text{día}} \times \left(1 - \frac{2 \text{ mg } \text{O}_2/\text{L} \times (0.6/\text{día} - 0.2/\text{día})}{0.2/\text{día} \times 20 \text{ mg } \text{O}_2/\text{L}} \right) \right)$$

$$t_{\text{crit}} = 2.2 \text{ días}$$

$$x_{\text{crit}} = 2.2 \text{ días} \times 10 \text{ km/día} = 22 \text{ km}$$

ejemplo/8.4 Continuación

Finalmente, utilice la ecuación 8.5 para determinar el déficit de oxígeno y la ecuación 8.2 para determinar la concentración real de oxígeno disuelto para el tiempo crítico como se acaba de calcular:

$$D_t = \frac{k_1 \times L_0}{(k_2 - k_1)} \times (e^{-k_1 \times t} - e^{-k_2 \times t}) + D_0 \times e^{-k_2 \times t}$$

$$D_t = \frac{0.2/\text{día} \times 20 \text{ mg O}_2/\text{L}}{(0.6/\text{día} - 0.2/\text{día})} \times (e^{-0.2/\text{día} \times 2.2 \text{ días}} - e^{-0.6/\text{día} \times 2.2 \text{ días}}) + 2 \text{ mg O}_2/\text{L} \times e^{-0.6/\text{día} \times 2.2 \text{ días}}$$

$$D_t = 4.3 \text{ mg O}_2/\text{L}$$

$$DO = 10 - 4.3 = 5.7 \text{ mg O}_2/\text{L}$$

En este ejemplo, el déficit ocurre 22 km corriente abajo del punto de la descarga inicial.

8.3 Calidad del agua de lagos y reservas

Las condiciones de calidad del agua en lagos y reservas se encuentran influenciadas por la magnitud y ruta de los flujos químicos y energéticos que pasan a través de ciclos biogeoquímicos. Las perturbaciones culturales de dos de dichos ciclos, el fósforo y el nitrógeno, causan un problema de calidad del agua de amplio interés: *eutrofización*.

Agencia de planificación del Lago Tahoe

<http://www/trpa.org>

8.3.1 ESTRATIFICACIÓN TÉRMICA DE LAGOS Y RESERVAS

Una gran diferencia entre los lagos y los ríos yace en los medios de transporte de masas. Los ríos están completamente mezclados, mientras que en las latitudes templadas, los lagos se someten a *estratificación térmica*, dividiendo el sistema en capas y restringiendo el transporte de masas. Los periodos de estratificación se alternan a un máximo con periodos de mezcla total con transporte de masas. La restricción de transporte de masas durante la estratificación influye en el ciclo de muchas especies químicas (como hierro, oxígeno y fósforo) y puede tener efectos profundos sobre la calidad del agua.

El proceso de estratificación térmica se lleva a cabo por la relación entre la temperatura del agua y la densidad. La densidad máxima del agua se da a 3.94° C (figura 8.3). Entonces el hielo flota y los lagos se congelan de arriba hacia abajo, en vez de abajo hacia arriba, como lo harían si su máxima densidad fuera a los 0° C. (Considere las implicaciones de la situación opuesta.) Durante la estratificación del verano, una capa superior de agua tibia, menos densa, flota sobre una capa de agua fría, más densa.

A las capas se les asignan tres nombres como se muestra en la figura 8.4: 1) el **epilimnion**, una capa superficial tibia, bien mezclada; 2) el **metalimnion**, una región de transición en donde la temperatura cambia al menos 1° C con cada metro de profundidad y, 3) el **hipolimnion**, una capa de fondo

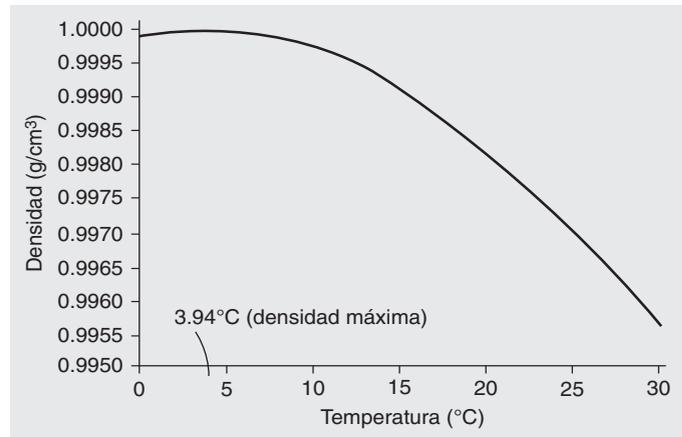
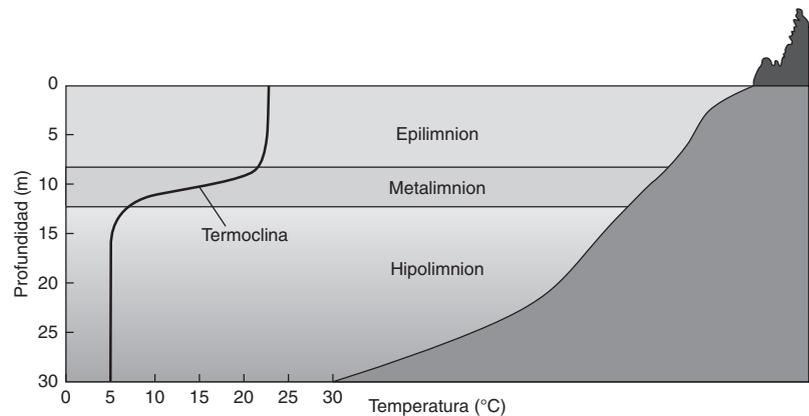


Figura 8.3 Densidad máxima del agua La densidad máxima se da a los 3.94° C. Por lo tanto, el agua a aproximadamente 4° C se encontrará por debajo de las aguas más frías (hielo a 0° C) en el invierno y las más calientes (20° C) en el verano.

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

Figura 8.4 Perfil de temperatura de mitad de verano para un lago estratificado térmicamente Advierta el epilimnion, el metalimnion (con una termoclina) y el hipolimnion.

Adaptado de Mihelcic (1999). Reimpreso con permiso de John Willey & Sons, Inc.



fría bien mezclada. El plano en el metalimnion en donde la gradiente de temperatura-profundidad está más empinada se llama **termoclina**.

Los procesos de estratificación y desestratificación (mezcla) siguen un patrón estacional predecible como se muestra en la figura 8.5. En el invierno, el lago es térmicamente estratificado con agua fría (~0° C) cerca de la superficie y con aguas más calientes (2° C a 4° C) y densas cerca del fondo. A medida que la superficie se calienta hacia los 4° C en la primavera, se hacen más densas y se sumergen, sacando a las aguas más frías a la superficie para que se calienten.

El proceso de mezclado por convección, ayudado por la energía del viento, hace circular la columna de agua, llevándola a una condición isotérmica llamada **cambio de primavera**. A medida que las aguas del lago comienzan a calentarse por arriba de los 4° C, el lago se estratifica térmicamente. Las aguas superficiales son significativamente más calientes y menos densas que las aguas más bajas durante la **estratificación de verano**. En el otoño se reduce el ingreso solar y se pierde el calor del lago más rápi-

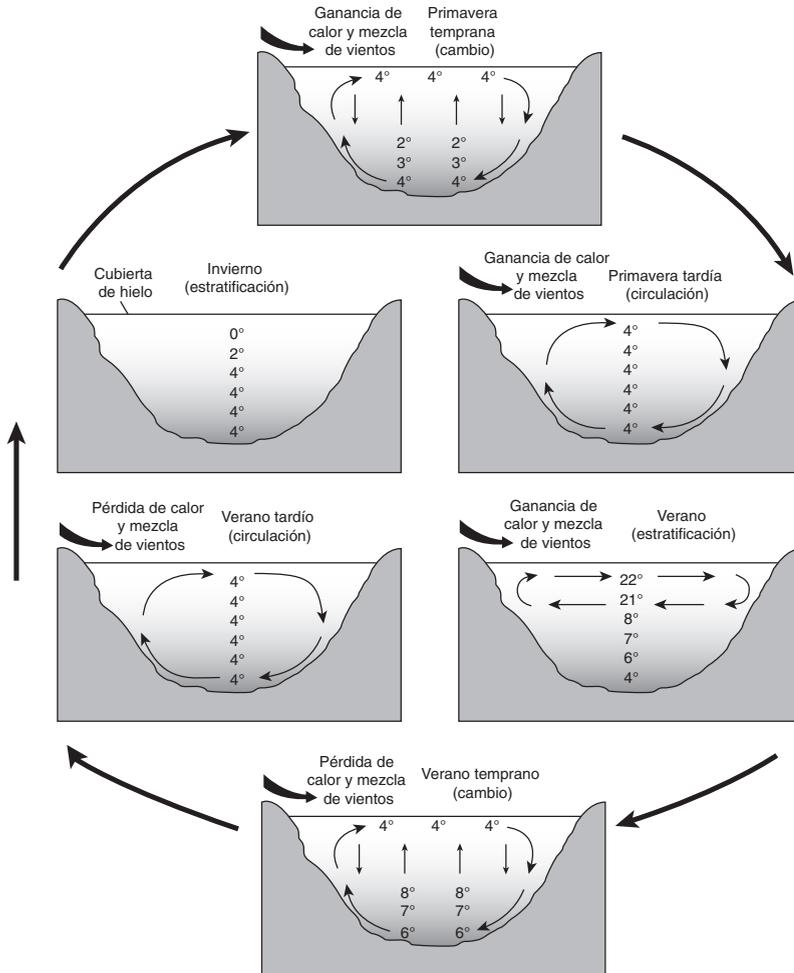


Figura 8.5 Ciclo anual de estratificación, cambio y circulación en lagos y reservas templados La variación en las condiciones meteorológicas (temperatura, velocidad del viento) pueden causar una variación significativa al tiempo y extensión de estos eventos.

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

damente de lo que se gana. A medida que las aguas superficiales se enfrían, se hacen más densas, se hunden y promueven la circulación a través de la convección, ayudadas por el viento. Este fenómeno, llamado **cambio de otoño**, otra vez lleva a condiciones isotérmicas. Finalmente, a medida que el lago se enfría más, las aguas frías de baja densidad se reúnen en la superficie, y el lago reingresa a la **estratificación de invierno**.

8.3.2 MATERIA ORGÁNICA, ESTRATIFICACIÓN TÉRMICA Y AGOTAMIENTO DEL OXÍGENO

La producción interna de la materia orgánica en los lagos, resultante del crecimiento de algas y macrófitos y estimulada por descargas de nutrientes limitantes del crecimiento (fósforo y nitrógeno) pueden empequeñecer ese suplemento externo, por ejemplo, mediante las plantas de tratamiento residuales y la escorrentía superficial. La materia orgánica producida en las aguas superiores iluminadas se va hacia el fondo, en donde se descompone, consumiendo oxígeno. Existe poco reprovisionamiento de oxígeno

Implicaciones de agua de los biocombustibles

http://dels.nas.edu/dels/rpt_briefs/biofuels_brief_final.pdf



© jean schweitzer/iStockphoto.

bajo condiciones de estratificación, y si el crecimiento de algas y/o macrófitos crea un gran problema de materia orgánica, puede resultar en un agotamiento hipolimnético de oxígeno. Las concentraciones de oxígeno en las aguas del fondo de los lagos productivos son más bajas que las de las aguas superficiales, y lo opuesto es verdad en las aguas improductivas, en donde las aguas del fondo frías tienen una saturación más alta de oxígeno que las aguas más tibias de las superficies.

El agotamiento del oxígeno lleva a una aceleración en el ciclo de los químicos que residen en los sedimentos del lago (en especial el hierro y el fósforo), la generación de varias especies químicas no deseadas y potencialmente peligrosas (NH_3 , H_2S , CH_4) y la extirpación de peces y macroinvertebrados. El agotamiento del oxígeno es uno de los problemas de calidad del agua más importantes y más comúnmente observados en lagos, bahías y estuarios. También es importante en las reservas de agua potable, en donde los consumos pueden encontrarse con molesto crecimiento de algas en la superficie y acumulaciones de químicos nocivos cerca del fondo.

8.3.3 LIMITACIÓN DE NUTRIENTES Y ESTADO TRÓFICO

Trófico se define como el rango en el que la materia orgánica provee a los lagos desde la cuenca y a través de la producción interna. El crecimiento de algas y macrófitos en los lagos se ve influido por las condiciones de luz y temperatura y por la provisión de nutrientes limitantes del crecimiento. Debido a que los niveles de luz y temperatura son más o menos constantes a nivel regional, lo trófico se determina principalmente por la disponibilidad de nutrientes limitantes de crecimiento. Como antes se mencionó, el fósforo en general se considera como el nutriente limitante del crecimiento de plantas en los ambientes de aguas frescas. Debido a que los minerales de fósforo naturalmente ocurrentes son escasamente solubles, las entradas antropogénicas pueden afectar en forma dramática la velocidad de crecimiento de algas y macrófitos y la producción de materia orgánica. La tabla 8.1 muestra cómo los lagos pueden clasificarse en tres grupos de acuerdo con su estado trófico: **oligotrófico**, **mesotrófico** y **eutrófico**.

El proceso de enriquecimiento de nutrientes de un cuerpo de agua, con incrementos en la materia orgánica, se llama **eutrofización**. Esto se considera como un proceso de envejecimiento natural en los lagos. La figura 8.6 muestra la sucesión de cuerpos de agua recientemente formados hacia la

Tabla / 8.1

Clasificación de cuerpos de agua basada en sus estados tróficos

| | |
|--------------|--|
| Oligotrófico | Pobres de nutrientes; bajos niveles de algas, macrófitos y materia orgánica; buena transparencia; oxígeno abundante. |
| Eutrófico | Rico en nutrientes; altos niveles de algas, macrófitos y materia orgánica; pobre transparencia; con frecuencia con agotamiento de oxígeno en el hipolimnion. |
| Mesotrófico | Zona intermedia; con frecuencia con abundante vida de peces debido a sus elevados niveles de producción de materia orgánica y provisión adecuada de oxígeno. |

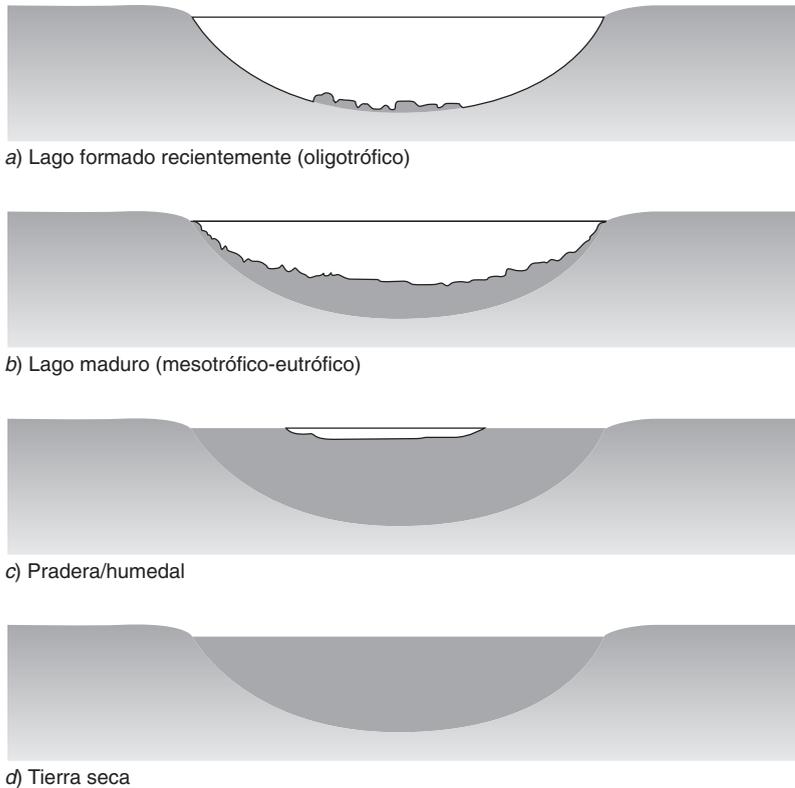


Figura 8.6 Sucesión natural en los lagos Un concepto de sucesión natural en los lagos sugiere que estos sistemas pasan a través de una serie de etapas al tiempo que se enriquecen con los nutrientes y la materia orgánica y finalmente transformados a tierra seca. La velocidad de envejecimiento del lago está importantemente influenciado por las condiciones meteorológicas locales, la profundidad del lago y el tamaño y fertilidad de la cuenca del drenaje.

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

Recuadro / 8.1 Zonas muertas con agotamiento de oxígeno alrededor del mundo

Más de 400 áreas costeras en el mundo reportan la experiencia de alguna forma de eutrofización (figura 8.7). De éstas, 169 reportan la experiencia de hipoxia. Estas supuestamente llamadas zonas muertas experimentan muy bajos niveles de oxígeno (menos que 2 mg/L) que pueden ser estacionales o continuas.

Una zona muerta pequeña puede ocupar 1 km² y darse en una bahía o estuario. La gran zona muerta ubicada en el Golfo de México ha sido medida en más de 22 000 km² (el tamaño de Massachusetts). Esta ubicación, fuera de la playa de Louisiana, contiene la pesca comercial más importante en los 48 estados más bajos y se alimenta mediante la escorrentía del Río Mississippi.

El Mississippi drena 41% de la masa de tierra de los 48 estados más bajos e incluye estados del Cinturón de Maíz

como Ohio, Indiana, Illinois y Iowa. Además de utilizar cantidades excesivas de fertilizantes, estos estados han drenado hasta 80% de sus humedales, los cuales sirven como almacenes de nutrientes. De hecho, 65% de la entrada de nutrientes hacia la zona muerta de la Costa del Golfo se origina en el Cinturón de Maíz, un área que proporciona alimento para una población creciente y ahora es vista por algunos como una fuente de independencia de energía a través de biocombustibles. Otras entradas de nutrientes (que contienen nitrógeno y/o fósforo) se asocian con las aguas residuales municipales que incluyen descargas industriales, escorrentía urbana y deposición atmosférica asociada con la combustión de combustible fósil.

Las entradas atmosféricas pueden ser grandes contribuyentes. Por ejemplo, las entradas de nitrógeno atmosférico

Recuadro / 8.1 Continuación**Figura 8.7 Zonas costeras eutróficas e hipóxicas**

Identificadas por Selman et al. (2008).



rico que se originan con combustión de combustible fósil contribuyen en 25% de la entrada del nitrógeno hacia la zona muerta de la Bahía Chesapeake.

Si no se tocan, las zonas muertas pueden causar el colapso de los ecosistemas y los sistemas económicos y sociales que dependen de éstas. Afortunadamente, las zonas muertas pueden revertirse. Por ejemplo, el Mar

Negro alguna vez tuvo una zona muerta que ocupaba 20 000 km². Después del colapso de muchas economías centralizadas en países ubicados en las vertientes que drenaban hacia el Mar Negro en los años ochenta, las entradas de nitrógeno cayeron 60%. Esto finalmente resultó en el encogimiento de la zona muerta y de hecho desapareció en 1996 (Larson, 2004; Selman et al., 2008).

**Discusión en clase**

¿Cómo dirigiría el manejo de nutrientes utilizando una propuesta de sistemas? La densidad de población promedio en las áreas costeras es dos veces el promedio global, mientras que la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos costeros y de agua fresca continúa declinando. Los incrementos en la población y la urbanización concentran nutrientes (N y P) en las áreas urbanas, en donde las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales y escorrentía urbanas pueden crear estragos en el agua fresca y los ecosistemas costeros. Aún estos nutrientes se requieren en las áreas rurales, en donde la producción vegetal es la mayor.

tierra seca. La adición de fósforo a través de actividades humanas y el envejecimiento resultante del lago son llamadas **eutrofización cultural**. La variación en el uso de suelo y la densidad de población puede llevar a un rango de estados tróficos dentro de una región dada, por ejemplo, del oligotrófico Lago Superior al eutrófico Lago Erie.

8.3.4 GESTIÓN DE INGENIERÍA DE LAGOS

La opción preferida en el manejo de calidad de las aguas superficiales siempre es la de prevenir o eliminar las descargas. El enfoque de la gestión de lagos está típicamente en el control del fósforo; sin embargo, la mayoría de las soluciones aquí presentadas aplican para otros contaminantes. (Recuerde que en el recuadro 8.1, el manejo de las zonas muertas también consideraría la minimización de las entradas de nitrógeno.) La figura 8.8 resume ocho métodos de gestión de lagos. En el caso del fósforo, los grandes avances en cuanto a las tecnologías de tratamiento han reducido las concentraciones de fósforo en los efluentes municipales de aguas residuales en más de dos órdenes de magnitud del afluente. Una variedad de prácticas de manejo de tierras puede reducir las cargas de fósforo de las cuencas hidrográficas. Finalmente, las cuencas de detención de aguas pluviales, humedales artificiales y el desarrollo de bajo impacto pueden emplearse para atrapar el fósforo (y nitrógeno y otros materiales como sedimentos y trazas metálicas) lavados de la tierra y las superficies pavimentadas.



Calculador de gestión trófica estatal de lagos

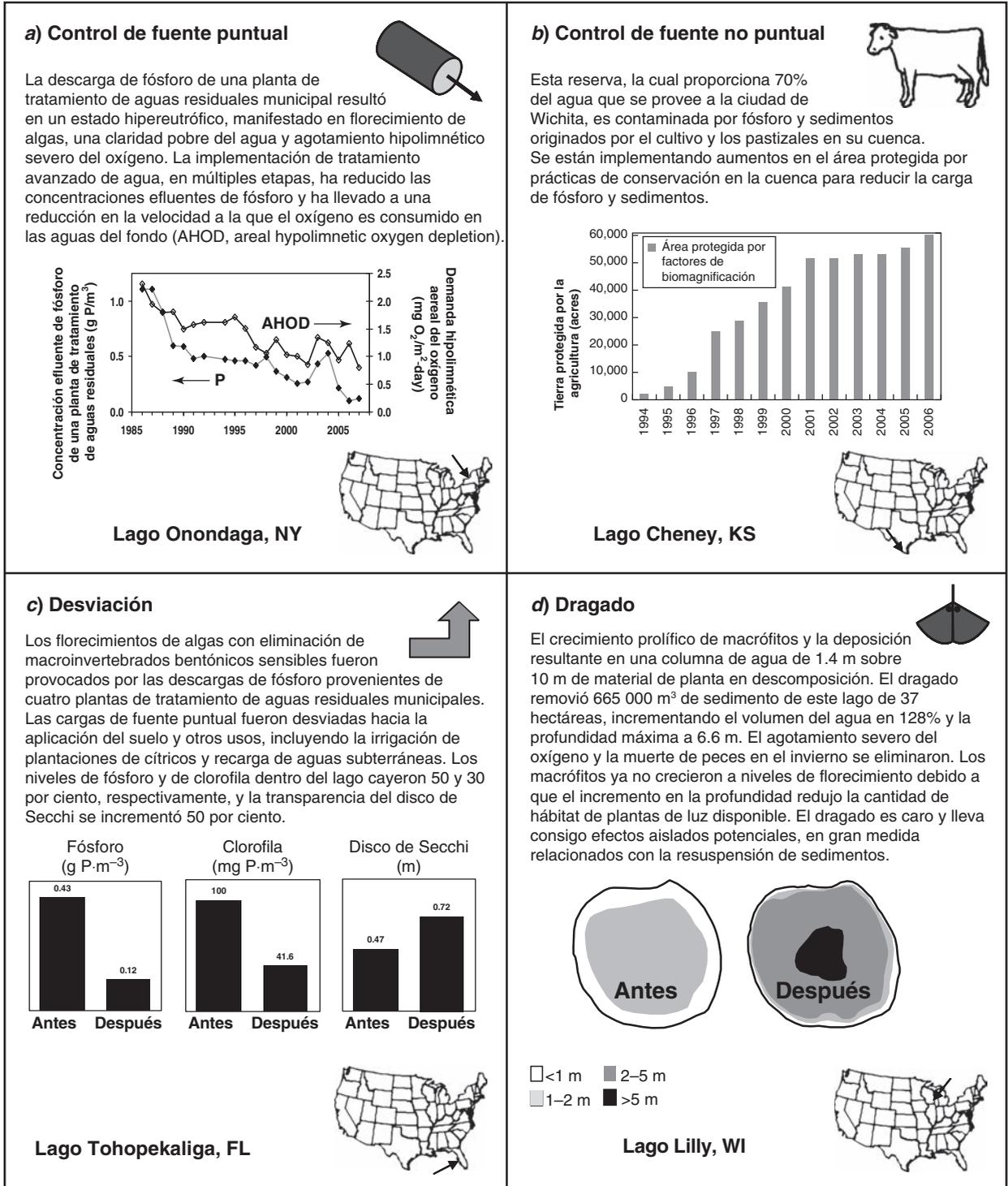


Figura 8.8 Ejemplos de gestión de ingeniería de lagos

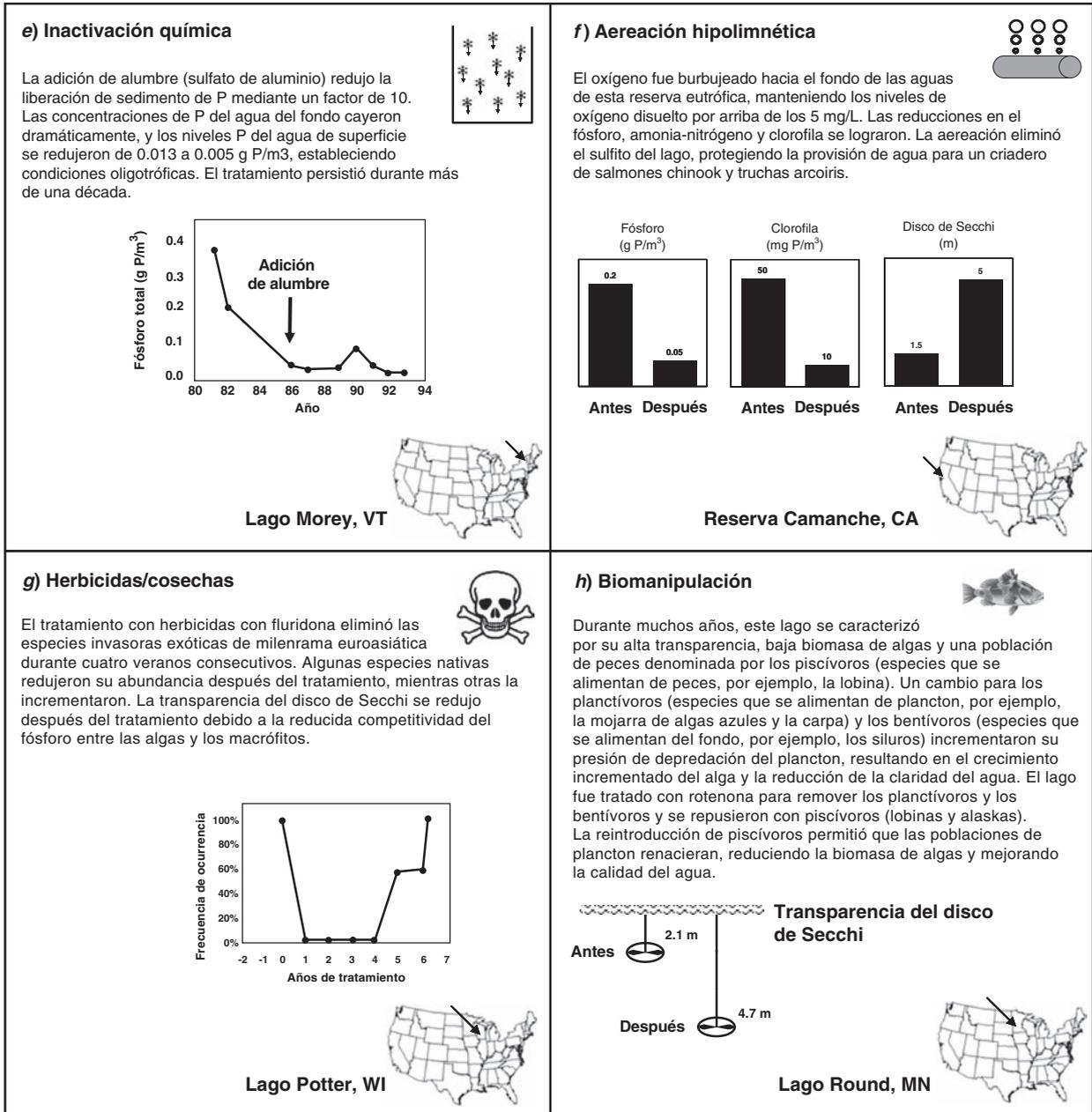


Figura 8.8 (Continuación)

8.4 Humedales

Históricamente, los **humedales** fueron considerados como una molestia que proporcionaba caldos de cultivo para enfermedades y se interponía en

el camino de la agricultura, la navegación y la urbanización. Más de 50% de los humedales que existían antes de 1700 en los 48 estados contiguos más bajos de Estados Unidos se han destruido; para algunos estados individuales, el porcentaje de pérdidas de humedales es mayor a 90%. La tabla 8.2 enlista los contribuyentes más comunes para la pérdida de humedales.

En 1989, Estados Unidos declaró una política nacional de *ninguna pérdida neta* de humedales; esto fue seguido por una meta de incremento neto de 100 000 acres/año de humedales en el Plan de Acción de Aguas Claras de 1998. Como resultado, las actividades cambiaron de la eliminación a la identificación, delineación, preservación, restauración y construcción de humedales. La mayoría de esta actividad se maneja mediante un requisito de la Ley de agua clara que emite el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos como permiso para cualquier humedal que será llenado.

Bajo estas iniciativas federales, la pérdida neta de humedales se ha vuelto más lenta y potencialmente se ha hecho a la inversa. Las proporciones de pérdida de humedales bajaron de 1 854 km² al año en el periodo comprendido de 1950-1975 a 1 174 km² al año durante 1975-1985 y a 237 km² al año durante 1985-1997. En el reporte 1998-2004 hubo un *incremento* neto en áreas de humedales de 129 km² al año (Dahl, 2006).

Siempre y cuando sean parte de las aguas de Estados Unidos, los humedales están sujetos a las mismas protecciones que los ríos y los lagos según la Ley de agua clara. La descarga de desperdicios hacia los humedales se regula según el Sistema Nacional de Descargas de Contaminantes, el mismo programa de permisos que se aplica a los lagos y arroyos. Más aún, la Ley de agua clara prohíbe la descarga de material de draga (o relleno) hacia los humedales sin un permiso del Cuerpo de Ingenieros del Ejército. Si el daño a un humedal se considera como inevitable, se deben crear humedales nuevos o mejorados para reemplazar las funciones perdidas en el humedal dañado. La creación o restauración de humedales para compensar los daños a otros humedales se llama **mitigación compensatoria**.

8.4.1 TIPOS DE HUMEDALES

Los humedales representan un *ecotono* o transición entre ambientes terrestres y acuáticos. En cualquier momento que las tierras se saturan de agua, la entrada de oxígeno es severamente restringida y se desarrolla una condición anaeróbica. Los tipos de humedales pueden identificarse con base en las variaciones en la fuente del agua (lluvia directa, descarga de aguas subterráneas o entradas de un lago o río adyacente), la posición de la tabla de agua (por arriba o por debajo de la superficie del agua), el **hidroperiodo** (patrón temporal de profundidad de agua) y los niveles de productividad y enriquecimiento de nutrientes y materia orgánica.

La tabla 8.3 compara los cuatro tipos de humedales: **marismas**, **pantanos**, **ciénagas** y **esteros**. Los humedales también se caracterizan por su proximidad con otros hábitats como el humedal ribereño (adyacente a los ríos) y los humedales costeros (adyacentes a océanos y grandes lagos). Debido a la amplia variedad en los tipos y características de humedales, una definición legal ha permanecido elusiva. Mientras que la definición aceptada puede diferir (aún entre agencias federales), un sitio puede caracterizarse como un humedal si 1) está inundado o saturado de agua por al menos parte del año, 2) tiene tierras hídricas y, 3) soporta predominantemente plantas hidrofíticas.

Tabla / 8.2

Contribuyentes más comunes para la pérdida de humedales hoy en día

| |
|---|
| Actividades agrícolas |
| Desarrollo residencial y comercial (urbanización) |
| Construcción de caminos y carreteras |

Inventario Nacional de Humedales

<http://www.fws.gov/wetlands>

Tabla / 8.3

Clases de humedales

| Tipo de humedal | Descripción |
|-----------------|--|
| Marisma | Inundado frecuente o continuamente con agua; caracterizado por vegetación emergente de suave deriva. |
| Pantano | Dominado por vegetación boscosa (opuesto a la suave deriva) |
| Ciénaga | Humedales que forman turba que recibe toda la entrada de agua y nutrientes de la deposición atmosférica; típicamente pobre de acidez y de nutrientes. |
| Estero | Recibe nutrientes del drenaje de la entrada de la tierra de los minerales y las aguas subterráneas; típicamente más ricas en acidez y nutrientes que las ciénagas. |

FUENTE: Definido por la Oficina de Humedales, Océanos y Cuencas de la EPA.

Las **tierras hídricas** existen bajo condiciones anegadas y anaeróbicas y presentan características químicas y físicas particulares. Esto incluye olores (por ejemplo, de sulfito de hidrógeno), la presencia de capas con riqueza orgánica, una apariencia anegada o moteada y un bajo potencial redox. Las raíces de la mayoría de las plantas no toleran condiciones anaeróbicas, debido a que el oxígeno de la tierra es la única fuente de oxígeno para la respiración del tejido de raíz. Sin embargo, las plantas **hidrofíticas** han desarrollado adaptaciones que les permite crecer en suelos con deficiencia de oxígeno. En la práctica, la agrimensura de la vegetación se utiliza para delimitar las fronteras de los humedales. Para un área que se considera humedal, las plantas hidrofíticas deben prevalecer; por ejemplo, al menos la mitad de las plantas dominantes deben ser especies de humedales.

8.4.2 FUNCIONES DE LOS HUMEDALES

Los humedales tienen diversas funciones importantes: 1) almacenamiento de aguas y mitigación de inundaciones, 2) filtración de agua y remoción de sólidos suspendidos, bacterias, nutrientes y sustancias tóxicas, 3) hábitat de vida silvestre y, 4) ciclo biogeoquímico de materiales que son importantes en escalas locales a globales.

Los humedales tienen una gran capacidad para almacenar agua, en el orden de 1 m^3 por m^2 de superficie. También amortiguan los eventos de lluvia extremos y los aumentos repentinos de tormentas. De hecho, la pérdida de humedales costeros a lo largo del Golfo de México contribuyó a la severidad del impacto del huracán Katrina. Los humedales también quitan sustancias que pueden deteriorar la calidad del agua. Debido a que el flujo del agua es retardado en los humedales, los sedimentos son capaces de establecerse y colectarse ahí mismo. Las plantas de los humedales también anclan la tierra y reducen la erosión que podría ser inducida por las olas. Los microorganismos y la vegetación presente en los humedales remueven los nutrientes del flujo del agua a través del sistema y por lo tanto ayudan a proteger la calidad de los lagos y arroyos adyacentes. La velocidad redu-



Ecosistemas de humedales

Pérdida de tierra costera de Louisiana

<http://www.nwrc.usgs.gov/special/landloss.htm>

cida del flujo de agua y las aguas poco profundas de los humedales promueven la muerte de bacterias causantes de enfermedades, minimizando el transporte de patógenos hacia las aguas superficiales. Los suelos de los humedales con frecuencia son ricos en materia orgánica o tienen horizontes enriquecidos con óxidos de hierro; ambos sustratos son capaces de absorber y remover un número de contaminantes (por ejemplo, el fósforo y el benceno) del agua que pasa a través del humedal.

Es difícil exagerar la importancia de los humedales para con la biodiversidad. Los humedales representan sólo 5% del área de suelo de Estados Unidos pero son los hogares de 31% de las especies de plantas de esa región. Se calcula que 50% de las especies de pájaros del lugar anidan o se alimentan en los humedales. Aproximadamente 46% de todas las especies en peligro en Estados Unidos dependen de alguna forma de los humedales. La materia orgánica producida por las plantas en los humedales alimenta no sólo la cadena alimentaria dentro del humedal sino que también puede, a través de exportación hidrológica, servir como una importante fuente de comida para los organismos ya removidos del humedal. Debido a que los humedales son tan importantes para la vida silvestre, también son críticos en cuanto al soporte de la pesca comercial y deportiva, así como para la caza y otras actividades de ocio.

Los humedales son tan importantes como las reservas globales de carbono y como las fuentes y los sumideros para gases traza importantes, incluyendo CH_4 , H_2S y N_2O . Mundialmente, 75% de las emisiones naturales de metano se originan en los humedales. Los ríos, estuarios y sus humedales



Discusión en clase

¿Cómo manejaría los Everglades al mismo tiempo que equilibra las cuestiones sociales, económicas, de justicia y ambientales para que no lleven a la pérdida de oportunidades para las generaciones futuras y actuales? ¿Cuáles son algunas cuestiones clave asociadas con el almacenamiento y calidad del agua, la biodiversidad y la economía en esta área? ¿Cómo participan los ingenieros en el desarrollo de soluciones a los problemas relacionados con estas cuestiones? (Para mayor información, vea www.evergladesplan.org).

Recuadro / 8.2 Los Everglades de Florida

Los Everglades en el estado de Florida son uno de los verdaderamente únicos ecosistemas en el mundo. Incluye humedales y un río que alguna vez se calculó que tenía 50 millas de ancho. Más de 50% de los humedales originales se han perdido por la conversión a la agricultura y urbanización. Los esfuerzos para proteger este recurso se han reforzado pero con frecuencia entran en conflicto con las demandas en aumento de desarrollo para las poblaciones residentes y turísticas. Desde 1930, la población del sur de Florida se ha incrementado 25 veces, de 200 000 a más de 5 millones, una tasa de crecimiento aproximadamente diez veces más rápida que la de Estados Unidos. El Parque Nacional Everglades se fundó en 1947. Ahora cubre 1.4 millones de acres (casi 5% del área terrenal de Florida) y ha triplicado su tamaño desde que se estableció.

En el 2000 el Congreso de Estados Unidos autorizó el Plan de Restauración Completo de los Everglades, el proyecto de restauración más grande de la historia, con un marco de tiempo de 30 años y un presupuesto de \$10.5 mil millones de dólares. Como parte del plan de restauración, 400 km de canales y diques (instalados en los años cuarenta para controlar y desviar el agua) se removerán. Se tomarán medidas para controlar las especies invasoras y exóticas, y 6.4 mil millones de litros por día de escorrentía

serán tratados para remover los nutrientes y otros contaminantes. La escorrentía se almacenará y redireccionará hacia patrones de flujo preestablecidos (naturales) más cercanos a la bahía de Florida como se muestra en la figura 8.9. Más de 200 000 acres de tierra se han comprado (50% de la meta del proyecto) para controlar el **uso de suelo**.

En un sitio web dedicado a reportar acerca de este plan (www.evergladesplan.org), el Cuerpo de Ingeniería del Ejército habla de su promesa e importancia:

La implementación del plan de restauración resultará en la recuperación de ecosistemas saludables y sustentables en el sur de Florida... El plan redireccionará la manera en que el agua es almacenada en el sur de Florida para que el agua de exceso no se pierda en el océano, y en su lugar se pueda usar para apoyar al ecosistema así como las necesidades agrícolas y urbanas... La capacidad de apoyar los recursos naturales de la región, la economía y la calidad de vida depende, en gran medida, del éxito de los esfuerzos para mejorar, proteger y gestionar de una mejor manera los recursos acuíferos de la región. (USACE, 2008a)

Un elemento clave para el plan de gestión es la pantera de Florida, una subespecie del león de montaña. La pantera alguna vez tuvo un rango de población en ocho estados

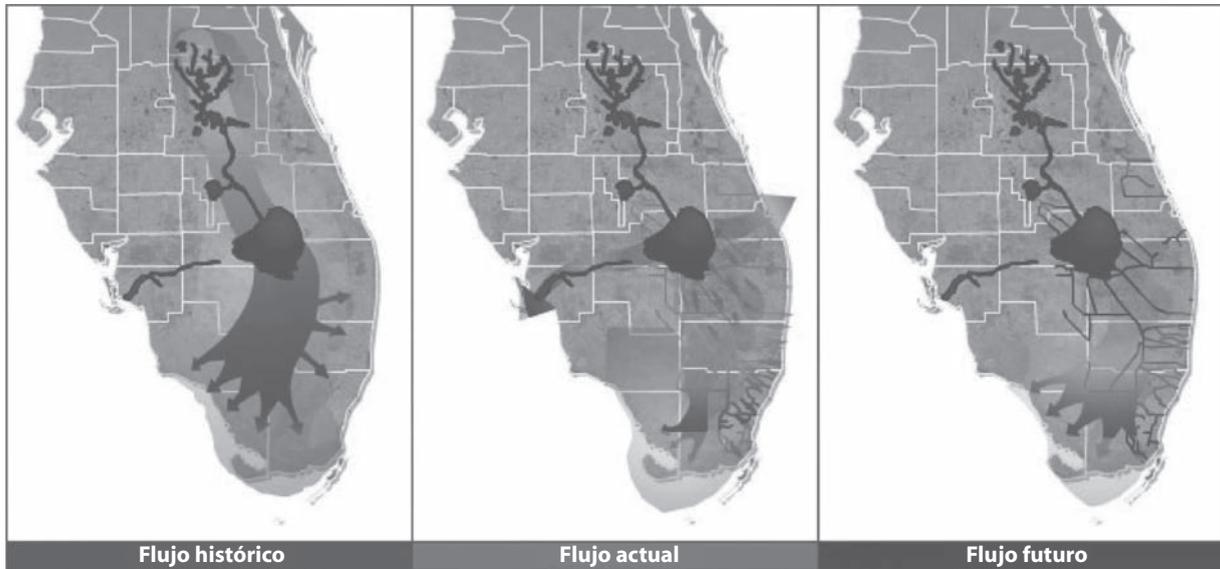
Recuadro / 8.2 Continuación

Figura 8.9 Los Everglades de Florida muestran el flujo de agua desde escenarios históricos, actuales y futuros

De www.evergladesplan.org, un esfuerzo del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos en sociedad con el Distrito de Administración de Agua del Sur de Florida y muchos otros socios tribales, federales, estatales y locales). USACE (2008 b).

alrededor del sudeste de Estados Unidos, pero ahora tiene un rango reducido a aproximadamente 10 condados en el sur de Florida (menos de 5% de su rango nativo). La población actual se calcula en aproximadamente 90 animales. La población se redujo dramáticamente durante el siglo pasado debido a la caza y a la pérdida de hábitat. La pérdida de hábitat se debe principalmente a la expansión urbana y la conversión de tierras boscosas a agrícolas. Mientras la pérdida del hábitat es importante, la degradación y la fragmentación también implican importantes amenazas.

La presa preferida para la pantera es el venado de cola blanca, cuya población también se ha reducido. Los recur-

asos alimenticios secundarios son cerdos salvajes liberados para caza, armadillos y mapaches. En las áreas con baja población de venados, los mapaches son una parte importante que se incrementa en la dieta de la pantera. Debido a que los mapaches se alimentan de peces y cangrejos de río, éstos han incrementado su contenido de mercurio de la bioacumulación. Los niveles elevados de mercurio en las panteras pueden estar vinculados con la disminución de la salud y del éxito reproductivo, pero estudios científicos conclusivos no han probado o desaprobado esta hipótesis. Las colisiones de vehículos también han sido una fuente importante de la mortalidad de la pantera, con 24 muertes registradas de 1978 a 1998.

asociados pueden contabilizar 20% de las emisiones antropogénicas de otro gas importante de efecto invernadero, el N_2O (Seitzinger y Kroeze, 1998).

8.4.3 CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES

Como se define casi al inicio de la sección 8.4, la **mitigación compensatoria** se refiere a la creación de humedales para compensar la destrucción permitida de los humedales. El **almacenamiento** es la creación de humedales para compensar la futura destrucción de humedales, en cuyo momento los humedales almacenados se convertirán en humedales de mitigación. El término **humedal creado** se refiere a un humedal construido con propósitos de mitigación, y el **humedal construido** se refiere a un humedal diseñado para remover

contaminantes (por ejemplo, el tratamiento de aguas residuales municipales, escorrentía agricultura, aguas fluviales y residuos de minas). Aunque los humedales creados y construidos pueden compartir muchas características comunes, los lineamientos para los humedales construidos y los reglamentos para la operación difieren; por esta razón, las dos categorías frecuentemente se consideran por separado. Los humedales creados son tratados en la siguiente sección; los humedales construidos se describen en el capítulo 11.

8.4.4 HUMEDALES CREADOS: UNA OPCIÓN PARA LA MITIGACIÓN

Según el sistema reglamentario ambiental de Estados Unidos, se debe evitar la destrucción de humedales cuando existan alternativas practicables menos dañinas. Cuando los impactos adversos son inevitables, dichos impactos deberán minimizarse a la mayor práctica posible mediante la modificación de la actividad propuesta. La mitigación compensatoria se debe permitir sólo después de que las dos primeras opciones han sido implementadas. El sistema ha destruirse se deberá inventariar para caracterizar y cuantificar las clases de humedales y las funciones que se perderán. Podría decirse que, para llenar las mismas funciones de almacenamiento de aguas, filtración de aguas y ciclado biogeoquímico, los humedales creados deberían tener ajustes hidrológicos similares (por ejemplo, altura de la tabla de agua, rangos de flujo del agua e hidroperiodo) dentro de sus cuencas que aquellos degradados o destruidos.

La mitigación compensatoria pretende compensar la pérdida de las funciones de humedales al crear, restaurar o mejorar los humedales que tendrán un papel similar. La restauración de humedales históricos que han sido drenados es el método mejor pensado para asegurar la restauración de las funciones naturales. A pesar de esta meta, la medición utilizada para cuantificar la pérdida de humedales no es generalmente la función, sino el área. Cuando un humedal creado es menos eficiente para desarrollar una función que el humedal que reemplaza, el nuevo humedal puede hacerse más grande. Para evitar la degradación del humedal, las funciones perdidas por la destrucción de un humedal deberán reemplazarse en la misma cuenca. Esta meta es difícil de lograr, aun cuando se practica la mitigación compensatoria en una base regional.

La creación de un humedal incluye dos fases: la selección del sitio y el desarrollo del sitio. La tabla 8.4 presenta algunos lineamientos para la selección del sitio: buscar el aseguramiento de que el humedal funcione adecuadamente, esté en armonía con su cuenca y ofrezca el mayor beneficio ambiental. El desarrollo del sitio será específico para su ubicación y funciones planeadas del humedal, con atención dada al hidroperiodo deseado y la vegetación de humedal deseada. Los componentes de desarrollo del sitio relacionados con el régimen hidrológico incluyen la gradación para asegurar el flujo del agua (pendientes de 0.0001 a 0.01), la instalación de una placa impermeable en donde no se presente naturalmente, la creación de bermas de confinamiento y la construcción de un dispositivo para regular o restringir la corriente hacia afuera.

Los humedales artificiales deben tener geometrías irregulares y propiedades no uniformes para promover la complementación de múltiples funciones, incluyendo el mantenimiento de la biodiversidad. También es importante planear una capacidad adecuada para la acumulación de sedimentos introducidos. Frecuentemente es útil tener múltiples *celdas* de humedales o unidades con diferentes vías de flujo. Esta variedad puede ayudar al humedal a cumplir diversas funciones así como a promover la biodiversidad de plantas y animales.

Hechos reales de los humedales

<http://www.epa.gov/owow/wetlands>

Tabla / 8.4

Lineamientos de selección de sitio para un humedal creado

| Los humedales creados deben tener: | Esto significa que el sitio debe: |
|------------------------------------|--|
| Función | <ul style="list-style-type: none"> • Tener una provisión de agua adecuada y confiable. • Tener tierras que sean hídricas o hidrológicamente modificadas. • Tener áreas de tierras altas asociadas para funcionar como tope del humedal. |
| Armonía | <ul style="list-style-type: none"> • Haber tenido humedales previamente. • Estar conectado con humedales existentes. • Estar distante de usos de suelo incompatibles. • Estar cerca de un área de vida silvestre de relevancia. • No dañar otras áreas ecológicas relevantes. |
| Beneficio | <ul style="list-style-type: none"> • Estar cerca de áreas de prioridad designadas como las tierras de manejo público o preservas. • Mejorar la biodiversidad, recreación externa y/o valor científico. |

FUENTE: Adaptado de ELI, 2002.

Al igual que con la delineación de humedales, la inspección de la vegetación puede utilizarse para calibrar el éxito de los humedales creados. Debido a que la vegetación de humedales y su funcionamiento hidrológico no puede establecerse de inmediato, el monitoreo después de la creación debe mantenerse en un tiempo apropiado. Un periodo de monitoreo de cinco a diez años es recomendado por el Cuerpo de Ingenieros del Ejército.

8.5 Desarrollo de bajo impacto

Un problema más grande del **medio ambiente construido** es el impacto de las *superficies no permeables* en el ciclo hidrológico natural y la calidad del agua. La figura 8.10 muestra cómo el cubrir las superficies naturales con edificios, techos, carreteras y estacionamientos reduce la cantidad de precipitación que se infiltra hacia las aguas subterráneas. En los sistemas naturales, aproximadamente 50% de la precipitación se recarga hacia la subsuperficie, pero en un medio ambiente altamente urbanizado, ésta se declina a 15% y sólo 5% alcanza las aguas subterráneas.

El impacto de la urbanización en la escorrentía también afecta la capacidad de una ciudad para almacenar agua fresca. Por ejemplo, en las áreas costeras urbanizadas, la precipitación que se vuelve escorrentía viajará rápidamente hacia el agua de mar salina, en donde se vuelve intensa de energía y cara para tratar para los estándares de agua para beber o de agricultura. Este problema es significativo, ya que 21 de las 33 megaciudades del mundo están ubicadas en áreas costeras, y la densidad de población promedio en las áreas costeras es del doble del promedio global. La promoción de la recarga de aguas subterráneas al preferir superficies permeables debe, por lo tanto, considerarse como un método para almacenar agua fresca para ser usada después por los ecosistemas y por los humanos. Esto es especialmente importante debido a que las aguas subterráneas hacen más de 30% de la reserva mundial de aguas frescas.



Desarrollo de bajo
impacto

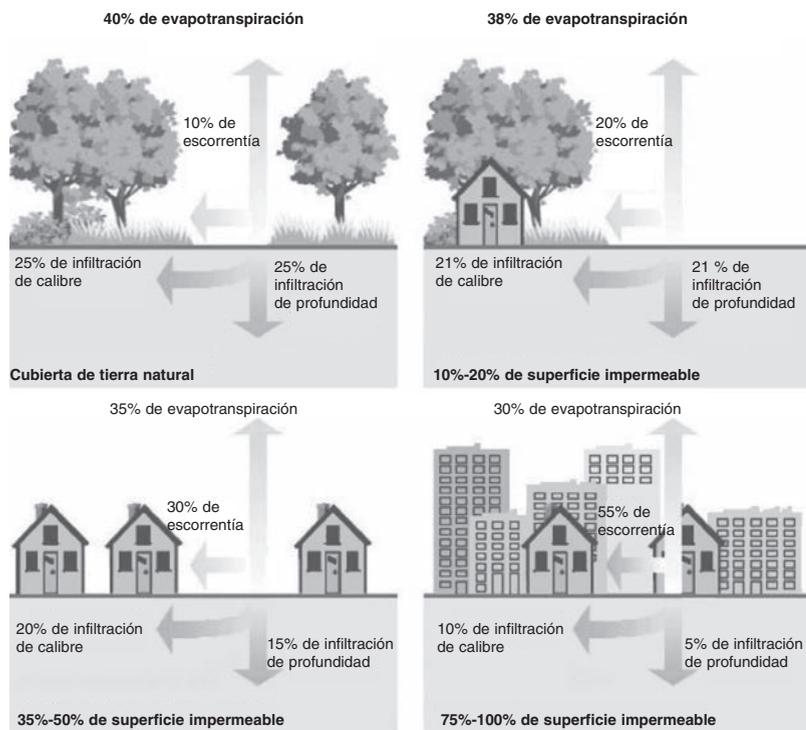


Figura 8.10 Cómo las superficies no permeables asociadas con el medio ambiente construido cambian los ciclos hidrológicos naturales. Al tiempo que la cubierta de tierra natural es removida y reemplazada con superficies no permeables como edificios, carreteras y estacionamientos, existe una escorrentía incrementada y una significativamente menor recarga de aguas subterráneas. También, la evaporación se reduce en un área con grandes cantidades de cubiertas no permeables. El proceso de evaporación resulta en un proceso de enfriamiento (muy parecido a como la piel se enfría cuando suda), lo cual niega el impacto de la isla de calor urbano.

EPA (2000).

Debido a los problemas de agua asociados con las superficies no permeables, la fase II del Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES) requiere a los pequeños municipios con sistemas de alcantarillados separados (llamados MS4) que direccionen la escorrentía del agua pluvial de su sitio con el uso recomendado de las **prácticas de mejor manejo (BMP)** estructuradas. Ejemplos de BMP relacionadas con este reglamento son los surcos de hierba, pavimentos permeables y celdas de bioretención (EPA, 2000). Afortunadamente, las BMP con facilidad se integran en un desarrollo nuevo o existente, aun a nivel de hogar.

El manejo tradicional de **aguas pluviales** utiliza depósitos y tuberías de captura de hormigón que transportan las aguas pluviales hacia un depósito de detención más grande, en donde el agua es descargada por un orificio o tubería de descarga en un rango pico específico. Esta técnica tradicional está hecha únicamente para reducir el rango pico de flujo. El **desarrollo de bajo impacto** imita la hidrología natural que existía antes de que se diera el desarrollo. No sólo reduce el rango pico de flujo, sino que también considera el tiempo de la descarga fuera del sitio así como la retención de aguas de lluvia. También integra los principios de biodiversidad, espacios verdes, almacenamiento de agua, recarga de aguas subterráneas y mejoras en la calidad del agua dentro de todo el plan. La tabla 8.5 compara las filosofías del manejo de aguas pluviales tradicional con el desarrollo de bajo impacto.

8.5.1 AZOTEAS VERDES

La escorrentía de las azoteas puede ser un contribuyente sustancial para los sistemas de alcantarillado municipales. Para dar una idea de la extensión

Básicos de aguas Fluviales

<http://cfpub.epa.gov/npdes/stormwater/swbasicinfo.cfm>

Tabla / 8.5

Comparación de filosofías de manejo de aguas pluviales Los planos de sitio típicamente integrarán el uso de diversas prácticas de mejor manejo (BMP) como jardines de lluvia, pavimento permeable (adoquines y grava), azoteas verdes, bioswales (riachuelos urbanos) y aun camas de grava del subsuelo para la detención de aguas pluviales.

| Manejo tradicional | Desarrollo de bajo impacto |
|---|---|
| Depósitos y tuberías de hormigón | Cunetas |
| Depósito de detención cortado | Depósito plantado como en las celdas de bioretención |
| Estanque de detención central grande | Áreas de detención pequeñas y distribuidas |
| Rango de escorrentía | Volumen y rango de escorrentía |
| La inundación es la preocupación principal | La calidad del agua y la inundación son las preocupaciones principales |
| El tiempo de concentración se reduce significativamente | El tiempo de concentración se mantiene o se extiende |
| La escorrentía tiene nutrientes, partículas suspendidas y materiales peligrosos | Los constituyentes de la escorrentía tratados por la gravedad, filtración, absorción e interacción con los microorganismos y la vegetación. |

FUENTE: Ward, 2007.

de las áreas de azotea urbanas, el área de azoteas calculada en el área metropolitana de Chicago es de 680 km², y en ciudades como Phoenix, Seattle y Birmingham se estima que las azoteas residenciales conectadas contabilizan 30 a 35 por ciento del volumen anual de escorrentía.

Comparado con los techos de asfalto y de metal, las **azoteas verdes** proporcionan muchos beneficios privados y públicos enlistados en la tabla 8.6. Algunos de estos beneficios incluyen el manejo mejorado de las aguas pluviales, la reducción en los costos de energía de construcción, el incremento de los espacios verdes y el hábitat y la reducción en la isla de calor urbana.

Existen tres tipos de azoteas verdes:

1. *Azoteas verdes intensivas* que tienen una capa de tierra más delgada (150-400 mm) y pesan más, por lo que requieren más soporte estructural. Trabajan bien con los techos de concreto existentes (por ejemplo, las plataformas de estacionamiento).
2. *Azoteas verdes extensivas* que tienen una capa de tierra más delgada (60-200 mm), por lo que requieren menos soporte estructural.
3. Las *azoteas verdes semiintensivas* tienen algunos componentes de los sistemas de azoteas intensivas y extensivas.

La tabla 8.7 resume el criterio de diseño y mantenimiento para cada tipo de azotea verde.

La vegetación nativa siempre es la alternativa de preferencia. Ya sea que las plantas sean o no nativas juegan un papel importante en la determinación del grado de mantenimiento e irrigación. Las azoteas verdes intensivas son las más cuidadas con una gran cantidad de cobertura de mantillo y vegetación sedum, implementando la necesidad de deshierbar regularmente a través de la vida de la azotea. Las azoteas verdes intensivas suelen incorporar vegetación más nativa.

Tabla / 8.6

Beneficios privados y públicos de las azoteas verdes

| Beneficio | Descripción |
|-----------------------------------|--|
| Mayor vida del techo | La esperanza de vida de un techo plano “desnudo” es de 15 a 25 años debido a las altas temperaturas de superficie y la degradación debido a la radiación UV. Las azoteas verdes incrementan la vida del techo al moderar estos impactos. |
| Reducción en los niveles de ruido | El sonido se refleja en hasta 3 dB, y el aislamiento del ruido se mejora en hasta 8 db. |
| Aislamiento térmico | Proporciona aislamiento adicional, lo que reduce los costos de calentamiento y enfriamiento. |
| Protector de calor | La transpiración durante la temporada de crecimiento resulta en un clima más frío en el edificio. |
| Uso de espacio | Puede ser incorporado en espacios personales, comerciales y públicos. |
| Hábitat | Proporciona un hábitat para especies de plantas y animales. |
| Retención de aguas fluviales | La escorrentía puede reducirse hasta en 50-90%, especialmente importante durante los eventos de precipitación pico |
| Isla de calor urbano | La transpiración resulta en superficies de techo más frías, lo que reduce la contribución del edificio al calentamiento del medio ambiente de la construcción local. |

FUENTE: Información cortesía de la International Green Roof Association, Berlín.

Tabla / 8.7

Criterio de diseño y mantenimiento para los tipos de azoteas verdes Cada una tiene diferentes características en términos de la profundidad de lo plantado y los requerimientos de carga estructural.

| | Altura del sistema de acumulación | Peso | Costo | Uso posible |
|-----------------------------------|--|--|-------|------------------------------|
| Azotea verde extensiva | 60–200 mm | 60–150 kg/m ² 13–30 lb./pie ² | Bajo | Capa de protección ecológica |
| Azotea verde semiintensiva | 120–250 mm | 120–200 kg/m ² 25–40 lb./pie ² | Medio | Azoteas verdes diseñadas |
| Azotea verde intensiva | 150–400 mm En cocheras subterráneas > 1 000 mm | 180–500 kg/m ² 35–100 lb./pie ² | Alto | Jardín parecido a un parque |

FUENTE: Información cortesía de la International Green Roof Association, Berlín.

La azotea verde del edificio del ayuntamiento de Chicago está plantada de vegetación nativa de pradera. La vegetación nativa puede crecer más densamente (por lo que no requiere mucho mantillo) y replica más certeramente un ecosistema nativo. El uso de especies nativas en el diseño de una azotea verde intensiva requiere deshierbe pesado de especies invasoras durante los primeros 2 a 3 años pero se requiere de poco mantenimiento después de este periodo inicial. En contraste, una azotea verde extensiva cuidada y plantada

Azoteas verdes de Chicago

www.chicagogreenroofs.org/

con sedum requerirá mantenimiento durante toda su vida. La vegetación nativa también soporta mejor la variación climática que las especies ornamentadas e introducidas. Esto implica una menor necesidad de irrigación en una azotea verde plantada con especies nativas.

Advierta que las necesidades de irrigación y la relación con el tipo de vegetación dependerán de la profundidad de la tierra. Por ejemplo, los requerimientos de irrigación para una planta no nativa suculenta podrían igualar a los de la vegetación nativa en la tierra poco profunda de una azotea verde. Esto se debe a que la ventaja en la profundidad de las raíces de algunas plantas nativas se reduce en las capas de tierra poco profundas de las azoteas verdes.

La figura 8.11 muestra los componentes de una azotea verde típica. Tal azotea consiste en un sistema multicapas que se sitúa por arriba de los techos de cubierta y proporciona protección al agua y las raíces (incisos 3-7 en la figura 8.11). Estas capas se sitúan debajo de un sistema de drenaje (inciso 9). Encima de la capa de drenaje hay un poco de material creciento (como la tierra), el cual es plantado (incisos 11 y 12, respectivamente).

El volumen del agua que una azotea verde puede almacenar después de un evento de lluvia (V) se determina como

$$V = P \times A \times C \quad (8.8)$$

en donde P es la precipitación (mm), A es el área de la azotea y C es una medida de la capacidad de almacenamiento de agua del medio creciento (varía de 0 a 1). Este volumen de agua almacenada puede compararse con el volumen de agua pluvial generado por un techo convencional ($P \times A$).

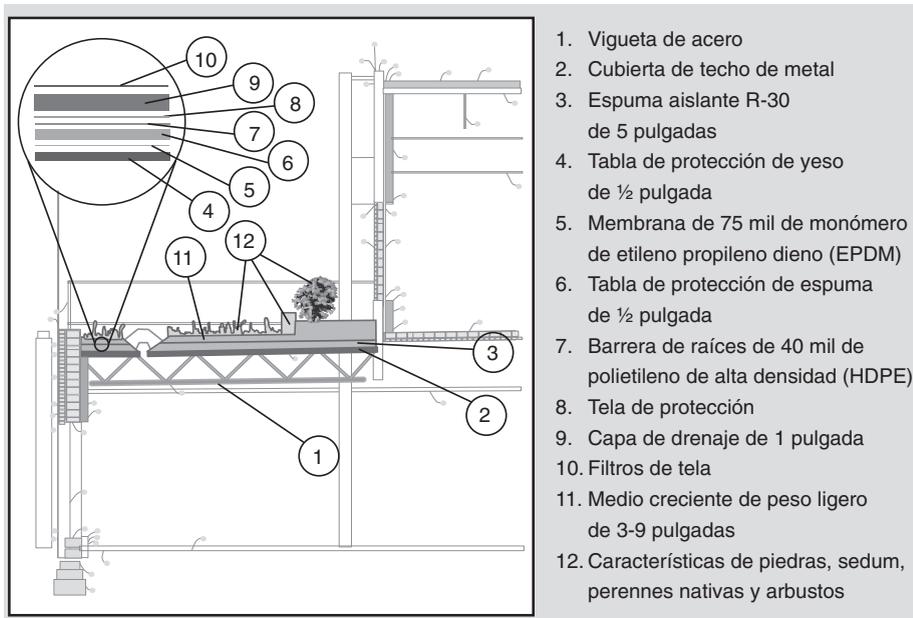


Figura 8.11 Componentes de una azotea verde Esta azotea en particular utiliza una combinación de áreas de plantación extensivas (3-4 pulg de tierra) e intensiva (4-9 pulg de tierra). Redujo el área de las superficies no permeables (3 626 pie²), requirió un soporte de ingeniería de 62 lb/pie² y costó \$31.80 dólares/pie² en 2005.

Cortesía de Wetlands Studies and Solutions, Inc., Gainesville, Va.

8.5.2 PAVIMENTOS PERMEABLES (O POROSOS)

El **pavimento permeable (o poroso)** es el pavimento que permite el pasaje vertical del agua. Este pavimento no sólo reduce la escorrentía al mejorar la recarga de aguas subterráneas, sino que también reduce la isla de calor urbano. Los pavimentos permeables también se consideran como más resistentes al antideslizamiento y más silenciosos que los pavimentos convencionales. También eliminan la necesidad de algunos sistemas de drenaje (igual que otros BMP).

El pavimento permeable se puede construir con pasto, grava, piedra triturada, adoquines de concreto, concreto y asfalto (vea la tabla 8.8). El pavimento poroso puede ser tan simple como las superficies de pasto y los adoquines de enclavamiento que permiten el crecimiento de la vegetación entre los bordes. Las piedras de pavimentación también pueden ponerse entre los árboles debido a que no dañarán los sistemas de raíces como lo hace el pavimento tradicional. También puede referirse a un sistema multicapas que incluye un curso permeable de piedras de pavimentación (o grava) en la superficie, una sub-base de arena compactada inmediatamente por debajo de la cubierta permeable, una fibra de tela y una base compactada en el fondo.

En las situaciones en las que el endurecimiento del material de pavimentación es una preocupación, el pavimento permeable puede mezclarse con el pavimento tradicional. En este escenario, las áreas de estacionamiento y las zonas peatonales son especificadas como pavimento poroso, y los materiales de pavimentación tradicionales se usan en áreas de uso limitado en donde se traen cargas pesadas (por ejemplo, paso de camiones hacia muelles de carga). En este caso, las marcas o señalamientos de pavimentaciones pueden guiar a los camiones de entregas más grandes para que permanezcan fuera del pavimento poroso que rodea al pavimento tradicional.

El *concreto permeable* consiste de diversos materiales de concreto convencionales con la limitación del agregado grueso en su rango de tamaños, y con la mínima o carencia de presencia de agregados finos (PCA, 2004). El *asfalto poroso* es algunas veces referido como agregado grueso de clasificación abierta, aglomerado con cemento de asfalto, con suficientes huecos interconectados como para hacerlo permeable al agua (EPA, 1999).

Tabla / 8.8

Ejemplos de pavimento permeable (poroso)

| Pavimento permeable (poroso) | Ejemplos |
|------------------------------|--|
| Pasto | Excelente opción para situaciones en las cuales es necesario en estacionamientos comerciales durante los meses de invierno cuando la cubierta del suelo se congela o sólo se necesita varias veces al año (por ejemplo, las afueras de un estadio de fútbol o en la orilla de las grandes tiendas) |
| Grava o piedra triturada | Común en muchas carreteras y caminos |
| Adoquín hueco | Consiste de grava lavada, red plástica y filtros de tela; tiene un rango de infiltración y remueve los sedimentos |
| Adoquín | Rangos altos de infiltración y filtración de sedimentos; fácil de colocar y mantener. |
| Concreto poroso o asfalto | Para concreto poroso, cemento y agua con muy poca a nada de arena o agregado; alta permeabilidad (15-25% de vacíos, rangos de flujo alrededor de las 480 pulg en la profundidad del agua por hora); filtra sedimentos; fácil de arar y mantener. |

8.5.3 CELDAS DE BIORETENCIÓN

Las **celdas de bioretención** son depresiones poco profundas en la tierra hacia la que el agua pluvial se dirige para su almacenamiento y para maximizar su infiltración. Algunas veces son referidas como *celdas de bioinfiltración*, *biofiltros vegetados* y *jardines de lluvia*. Son más comúnmente mantilladas (por valor estético y de tratamiento de aguas) y plantadas con vegetación nativa que promueve la evapotranspiración. El objetivo de diseño para maximizar la infiltración reducirá el volumen del agua que necesita ser almacenada y/o tratada (de ahí el nombre de celda de bioinfiltración).

La figura 8.12 muestra el diseño detallado de una celda de bioretención. Incluye el uso de un relleno de agregado sustancial de drenaje del subsuelo y un revestimiento de geotextil. Las celdas de bioretención con frecuencia se incorporan entre las calles para atrapar la escorrentía del camino, lo que requiere la inclusión de un corte de bordillo. Un aspecto noble es que se pueden diseñar para incorporar una amplia variedad de usos, desde la alta infiltración hasta el pretratamiento de la escorrentía urbana y la eliminación del nitrógeno (vea la figura 8.13 para ejemplos). También pueden ser hechas a la medida e instaladas por los dueños de casas (WDNR, 2003).

Al tiempo que la cubierta vegetativa crece, se espera que las celdas de bioretención tengan capacidad incrementada para aceptar el agua al tiempo que la red de raíces de las plantas evoluciona e incrementa la transpiración. En contraste con los campos de drenaje de tanques sépticos, en donde los tapetes microbianos pueden desarrollarse debido a cargas orgánicas y de nutrientes relativamente altas, ningún estudio ha encontrado pérdida en el desarrollo de infiltración en las celdas de bioretención. De ser necesario, la tierra puede ser aflojada cuidadosamente (y aerada) para restaurar la capacidad infiltrativa y romper el tapete microbiano que pudiera desarrollarse en el plano superior horizontal de la celda en donde entra el agua.

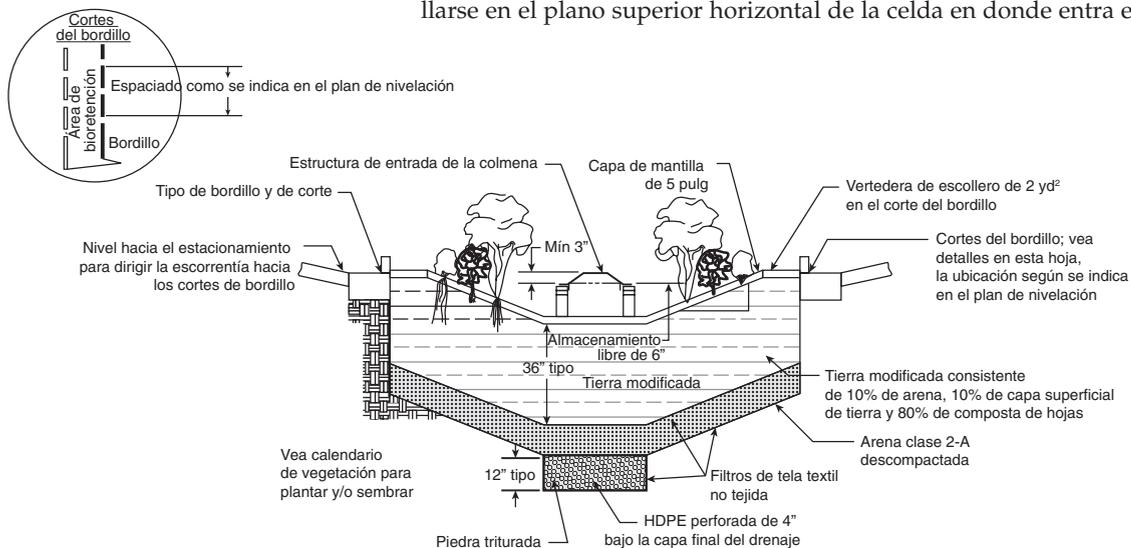


Figura 8.12 Diseño típico de una celda de bioretención comercial Advierta la ubicación de las tierras modificadas, drenajes de subsuelo, estructuras de salida, vegetación y protección de entradas. Estos tipos de celdas de bioretención generalmente incluyen el uso de un drenaje de subsuelo, relleno sustancial de agregado o revestimiento geotextil.

Cortesía de Spicer Group, Inc., Saginaw, Mich. Detalle desarrollado en 2006.

Un mito común es que las celdas de bioretención atraen a los mosquitos. Los mosquitos requieren de 7 a 12 días para poner y después eclosionar sus huevos. El agua que se mantiene en una celda de bioretención apropiadamente diseñada estará presente durante sólo algunas horas después de un evento de lluvia. También, las plantas atraerán a las libélulas, las cuales hacen presas a los mosquitos.

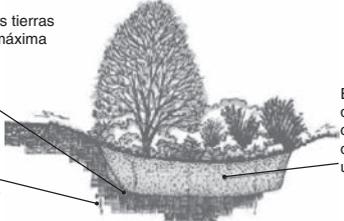
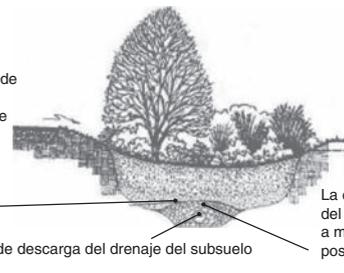
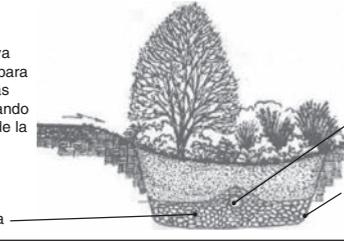
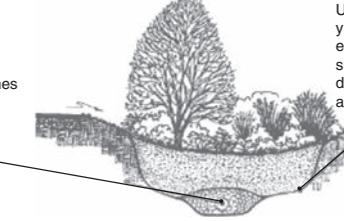
DISEÑO Y CONCEPTO DEL PRIMER RAUDAL DE AGUA

Muchos estados ahora recomiendan o requieren que el primer raudal de agua de un evento de tormenta sea capturado y tratado. A las celdas de bioretención se les puede dar tamaño con base en el concepto del primer raudal de agua. El **primer raudal de agua** se define como la primer 0.5 a 1 pulgada de escorrentía asociada con un evento de lluvia y se calcula sobre el área no permeable total de un sitio.

Figura 8.13 Celdas de bioretención diseñadas para diferentes propósitos

De arriba hacia abajo: a) instalación de infiltración y recarga para la infiltración mejorada; b) instalación de filtración y recarga parcial; c) instalación de infiltración, filtración y recarga y, d) celda de bioretención sólo de filtración.

Copiado de *The Bioretention Manual*, desarrollado por el gobierno del condado de Prince George, Md., 2006.

| | |
|--|---|
| <p>a) Esta celda de bioretención facilita la alta recarga de aguas subterráneas. Aquí se recomienda que las tierras in situ tengan velocidades de infiltración de al menos 1 pulg/h y una profundidad de por lo menos 2.5 L para una filtración adecuada.</p> | <p>Ninguna tela de forro o geotextil permite que las tierras in situ se infiltren a su máxima capacidad</p> <p>Las tierras in situ deben tener una alta porosidad para permitir que la escorrentía se infiltre a una velocidad más grande que 1 pulg/h</p>  <p>El medio de tierra consistente de 50-60% de arena, 20-30% de capa superior del suelo y 20-30% de compuesto de hojas permite una alta capacidad de infiltración</p> |
| <p>b) Esta celda de bioretención facilita la alta filtración y la recarga parcial de escorrentía. La ubicación del drenaje del subsuelo asegura una tasa deseada de drenaje. Otra vez, la profundidad es de al menos 2.5 pies.</p> | <p>Coloque el filtro de tela únicamente sobre la cama de grava en la vecindad de la tubería del drenaje del subsuelo</p>  <p>Tubería de descarga del drenaje del subsuelo</p> <p>La cama de grava alrededor del drenaje del subsuelo ayuda a mantener el drenaje libre de posible transportación de tierra</p> |
| <p>c) Esta celda de bioretención está diseñada para manejar mayores cargas de nutrientes al facilitar una zona fluctuante aeróbica/anaeróbica en la capa debajo del drenaje del subsuelo. El área debajo del drenaje del subsuelo también proporciona un área de almacenamiento y una zona de recarga.</p> | <p>El área de cama de grava debe usarse para lograr diversas funciones cuando la elevación de la descarga de la tubería del drenaje del subsuelo se hace más alta</p>  <p>Tubería de descarga</p> <p>No se utiliza ningún filtro de tela en las paredes laterales o en lo inverso de las instalaciones</p> |
| <p>d) Esta celda de bioretención está diseñada para el pretratamiento de aguas altamente contaminadas antes de la descarga en la tubería de salida. El forro previene la contaminación de las aguas subterráneas.</p> | <p>Al nivelar la tubería del drenaje del subsuelo, esta clase de instalaciones pueden ser usadas para capturar derrames accidentales y para contener el nivel de contaminación</p>  <p>Un forro entre las tierras in situ y los medios de tierras para plantar evita que el efluente penetre el suelo y reduce la probabilidad de contaminación de aguas subterráneas</p> |

En un hogar residencial en donde un patio tiene pendiente hacia la celda de bioretención, el área no permeable (por ejemplo, el techo) se incrementaría por el área del patio que está drenando hacia la celda de bioretención. La razón para incluir el área del patio que drena hacia la celda es que existe una mala concepción de que los patios residenciales constituyen un espacio verde de alta infiltración. De hecho, los efectos de la compactación de tierra durante el desarrollo son sustanciales, esto es por lo que la alteración de las tierras debe ser minimizado durante cualquier desarrollo de tierra. Por razones similares a la compactación de tierras, nunca debe viajar equipo pesado a través de la celda durante la construcción.

Debido a que los climas varían entre los estados, algunos estados tienen lineamientos en términos de la liberación del primer raudal de agua. Por ejemplo, en Michigan, este volumen de agua debe ser liberado durante un periodo de 1-2 días o infiltrado hacia el suelo dentro de 3 días. Para las aplicaciones de detención regional, Michigan sugiere el tratamiento de 90% de tormenta no excedente (el evento de tormenta para el que 90% de todas las tormentas que producen escorrentías son más pequeñas o iguales a la tormenta especificada) (Ward, 2007).

Los sistemas de bioretención obtienen su tamaño con base en varios métodos diferentes, incluyendo el método manual del condado de Prince George, el método de frecuencia de escorrentía y el método racional. Los programas modeladores como EPA SWMM, WIN-TR-55, HEC-HMS e HydroCad son aplicables para el modelaje del agua pluvial en el pequeño sitio en escala regional. Estas herramientas tienen limitaciones en términos de simular mecanismos hidrológicos específicos en bioretención a la escala del sitio, pero los usuarios conocedores los han aplicado para desarrollar diseños conservativos. Dos buenos ejemplos de modelos ampliamente usados son el módulo BMP del condado de Prince George (Maryland) y RECARGA (de la Universidad de Wisconsin-Madison).

Las celdas de bioretención también se pueden diseñar con base en el primer raudal de agua y dependiendo si el agua es almacenada por debajo o por encima del grado. Dar tamaño a la celda con base en el almacenamiento por grado abajo requerirá un estimado de la porosidad de la celda. Dar tamaño a la celda con base en el volumen del agua que puede ser almacenada por grado abajo requiere un entendimiento de qué tan profundo debe ser el nivel del agua para que sobrevivan las especies de plantas durante un periodo corto, junto con la cuenta del volumen de grado por encima con el que cuentan las plantas.

Para calcular el volumen de una celda de bioretención requerido para almacenar el primer raudal de agua por grado abajo, determine el volumen de agua pluvial generada en un sitio:

$$\text{volumen de agua de lluvia a almacenar} = \text{primer raudal de agua} \times \text{área no permeable} \quad (8.9)$$

En la ecuación 8.9, el primer raudal de agua es de 0.5 a 1.0 pulgadas de agua pluvial generadas durante un evento de precipitación, y el área no permeable incluye el área que es drenada hacia la celda. El volumen máximo de la celda de bioretención grado abajo puede determinarse como sigue:

$$\text{volumen de la celda de bioretención} = \frac{\text{volumen del agua de lluvia a almacenar}}{\text{porosidad del suelo}} \quad (8.10)$$

La porosidad se define como

$$n = \frac{\text{volumen del espacio hueco}}{\text{volumen total}} = \frac{V_v}{V_t} \quad (8.11)$$

La ecuación 8.10 supone que la porosidad de la tierra está saturada con precipitación asociada con el primer raudal de agua. Debido a que la porosidad de la tierra tiene unidades de huecos de volumen divididos entre el volumen total, el área de la celda de bioretención puede escribirse como:

$$A = \frac{\text{volumen de la celda de bioretención}}{\text{profundidad}} \quad (8.12)$$

en donde la profundidad grado abajo es típicamente de 3 a 8 pulgadas.

Cuando se diseña una celda de bioretención para almacenar agua grado arriba, el diseñador debe considerar el volumen de agua generado por las superficies no permeables y la profundidad que puede sumergir una porción de la vegetación plantada durante un corto tiempo, junto con el volumen grado arriba ocupado por las plantas. El volumen requerido grado arriba para que la celda de bioretención almacene el primer raudal de agua del evento de precipitación es

$$\left[\begin{array}{c} \text{volumen total} \\ \text{requerido} \\ \text{grado arriba} \\ \text{para la celda} \\ \text{de bioretención} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{volumen} \\ \text{de agua de} \\ \text{lluvia a} \\ \text{almacenar} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{volumen} \\ \text{tomado} \\ \text{por la} \\ \text{vegetación} \end{array} \right] \quad (8.13)$$

En la ecuación 8.13, el volumen de agua pluvial asociado con el primer raudal de agua que necesitará almacenarse se determina en la ecuación 8.9. El volumen grado arriba tomado por la vegetación es

$$V = \left[\begin{array}{c} \text{número} \\ \text{de} \\ \text{plantas} \end{array} \right] \times \left[\begin{array}{c} \text{área} \\ \text{transversal} \\ \text{del tallo de} \\ \text{la planta} \end{array} \right] \times \left[\begin{array}{c} \text{profundidad permisible} \\ \text{en la que la planta} \\ \text{puede sumergirse} \\ \text{para una corta duración} \end{array} \right] \quad (8.14)$$

Con la información proporcionada por la ecuación 8.14, el volumen total requerido grado arriba para la celda de bioretención puede determinarse en la ecuación 8.13. Este volumen puede dividirse entre la profundidad permisible específica vegetativa en la que una planta puede sumergirse durante un corto tiempo (variable en la ecuación 8.14) para determinar el área requerida. Esta área puede estar restringida por las limitaciones del sitio. También, los pavimentos permeables pueden usarse para reducir el volumen del primer raudal de agua que se genera.

Puede diseñar y construir fácilmente un jardín de lluvia para su hogar. Una celda de bioretención residencial, como las comerciales, generalmente tiene una profundidad de 4 a 8 pulgadas. El área de una celda de bioretención residencial que trata la escorrentía de un techo de un dueño de casa típicamente tiene un rango de 100 a 300 pies². En todos los casos, las celdas de bioretención (especialmente aquellas sin un drenaje de sobreflujo) están graduadas para que cuando tengan escorrentía, el agua fluya lejos de los edificios. Los sistemas de bioretención de los estacionamientos entre las filas de aparcamiento algunas veces tienen una pendiente más profunda,

Manual de jardín de lluvia residencial

<http://cee.eng.usf.edu/peacecorps>

Tabla / 8.9

Factores de tamaño para dar tamaño a las celdas de bioretención residenciales

| Tipo de suelo | Profundidad de la celda | | |
|-----------------|-------------------------|----------|--------|
| | 3-5 pulg | 6-7 pulg | 8 pulg |
| Suelo arenoso | 0.19 | 0.15 | 0.08 |
| Suelo limoso | 0.34 | 0.25 | 0.16 |
| Suelo arcilloso | 0.43 | 0.32 | 0.20 |

FUENTE: WDNR, 2003.

pero el nivel de tal salida reflejaría los requerimientos específicos de inundación de las plantas y/o reflejaría el volumen capturado deseado (por ejemplo, un diseño de primer raudal de agua o un diseño 90% no excedente).

A las celdas de bioretención residenciales se les puede dar tamaño con base en el entendimiento de la profundidad especificada de la celda (con base en las tolerancias de inundación de la vegetación) junto con el conocimiento del tipo de suelo. En este caso, el área de la celda se determina como sigue:

$$\left[\begin{array}{l} \text{área de la celda de} \\ \text{bioretención residencial} \end{array} \right] = \text{área no permeable} \times \text{tamaño del factor} \quad (8.15)$$

El tamaño del factor está relacionado con la porosidad del suelo y su capacidad para infiltrar agua pluvial. La tabla 8.9 proporciona tamaño de factores para celdas de bioretención residencial como una función de profundidad de celda y tipo de suelo.

8.5.4 BIOSWALES (RIACHUELOS URBANOS) Y OTRAS TÉCNICAS DE USO DE SUELO

Los **bioswales (riachuelos urbanos)** (también referidos como *swales de pasto* o *trincheras de infiltración*) son canales de transporte ingenieriles que consisten de vegetación nativa. No están delineados con un material como el concreto. Para el ojo no entrenado, un bioswale parecerá como un canal pastoso con una cresta de tierra más alta situada en cualquier lado del canal, probablemente plantado con árboles o arbustos.

Los bioswales están diseñados con la mayor ruta de transporte en la mente. Por lo tanto, a medida que el agua fluye a través del bioswale, transpira a través de las plantas o se infiltra a través de la tierra. Un canal de transportación serpenteante ayuda a la infiltración. Cuando es imposible una vía de flujo serpenteante, las presas de control de roca porosa pueden usarse en intervalos entre los bioswales para filtración adicional y reducción en el rango de escorrentía. Los bioswales usualmente son instalados a lo largo de las carreteras o entre las filas de un estacionamiento. Tienen paredes en pendiente y también tienen pendientes a lo largo del camino de transportación. Cuando se sitúan a lo largo de las carreteras, algunas veces los bordillos son totalmente removidos. (Para tomar un paseo virtual de los bioswales, revise el proyecto de SEAStreets de Seattle en www2.cityofseattle.net/util/tours/seastreet/slide1.htm).

Otra forma de reducir el impacto de las cubiertas no permeables es la de retener la vegetación natural y preservar los humedales. Como se mencionó previamente, la cubierta de pasto es un pavimento permeable, especialmente en las aplicaciones en donde el espacio es necesario para los meses de invierno (como es el caso de la temporada de compras navideñas), cuando se congela el piso, o cuando se necesita con frecuencia (por ejemplo, eventos deportivos y ferias alrededor). Las áreas de **espacios verdes** también pueden ser preservadas para proporcionar el almacenamiento de inundaciones estacionales. Aquí el espacio verde puede inundarse durante los eventos estacionales de fuertes lluvias o después del derretimiento de nieve. Durante estos tiempos, el espacio también proporcionará hábitat para la vida silvestre y la recreación tal como la observación de los pájaros. Cuando el espacio se seca más adelante en el verano y el otoño, puede utilizarse como espacio verde recreacional.

8.5.5 SELECCIÓN DE VEGETACIÓN

Las plantas nativas siempre son preferidas por sobre las plantas no nativas, debido a su adaptación a las tendencias climáticas regionales. Por ejemplo, en



Discusión en clase

¿Cómo podría su clase manejar el agua pluvial generada en el techo del edificio del salón de clases y un área pavimentada externa? ¿A dónde se va actualmente el agua pluvial? ¿Cómo maximizaría el beneficio del desarrollo de bajo impacto tomando en cuenta el movimiento de estudiantes, facultad, profesionales, servicios, agua y biodiversidad? ¿Cómo diseñaría un sistema que utilice lo menos de energía y materiales? ¿Qué beneficios económicos, sociales y ambientales se preservarían para futuras generaciones?

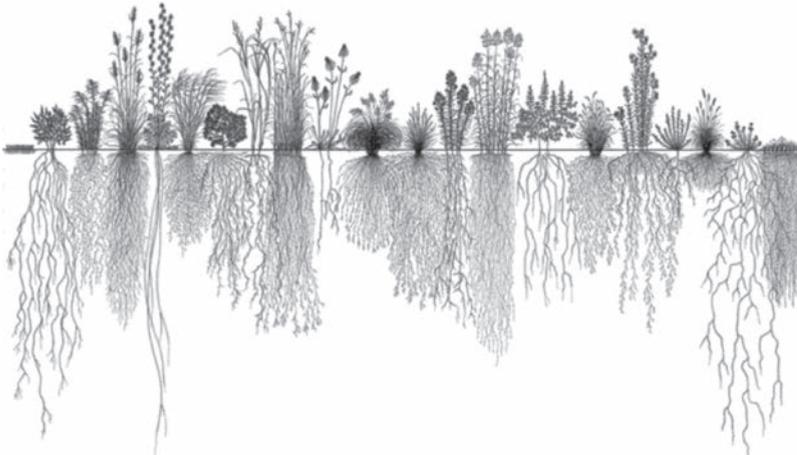


Figura 8.14 Sistemas de raíz de plantas de pradera Este dibujo demuestra la longitud proporcional del césped (mostrado en la orilla izquierda con poca profundidad de raíz) y varias plantas de pradera nativas. Las raíces más grandes mostradas son de 15 pies de largo.

Heidi Natura, Living Habitats © 1995.

las celdas de bioretención del Medio Oeste, las especies de praderas mexicanas son preferidas por sobre otras especies de plantas. (*México* es la designación para un nivel de sequía de un ecosistema; cae en la mitad de mojado y seco.) Para otras regiones de Estados Unidos, el Jardín Botánico de Brooklyn proporciona listas de inicio de plantas para las celdas de bioretención (BBG, 2007).

La selección de plantas es crítica para cualquier sistema de ingeniería basado en las plantas. Se deberá consultar a un profesional experimentado en plantas, y se deberán usar plantas nativas siempre que sea posible. No sólo las plantas nativas incrementan la biodiversidad, sino que se adaptan a las tendencias climáticas regionales y requieren menor irrigación y mantenimiento a largo término.

Al seleccionar plantas nativas, es importante considerar la profundidad de la raíz de la planta. La figura 8.14 visualmente muestra la profundidad de raíz proporcional de una variedad de especies de pradera nativas en relación con el césped, el cual es común en los medio ambientes urbanos y penetra sólo unas cuantas pulgadas. En comparación, las raíces más grandes en la figura 8.14 se extienden hacia abajo 15 pies. Las raíces grandes y las masas de raíces grandes le dan capacidad a las plantas para ubicar el agua en periodos de sequía y pueden servir como conductos para transferir oxígeno hacia la subsuperficie.

8.6 Calidad de las aguas subterráneas

Durante muchos años, la premisa que prevaleció fue que los contaminantes liberados en la subsuperficie serían limpiados por materiales acuíferos o diluidos en el agua acuífera. Sin embargo, un amplio rango de sustancias tóxicas, incluyendo químicos orgánicos sintéticos, trazas metálicas y microorganismos patógenos, se han detectado a niveles potencialmente dañinos en el agua subterránea, y ha crecido la preocupación en cuanto a la contaminación de la subsuperficie.

8.6.1 FUENTES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS CONTAMINANTES DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Los **contaminantes de las aguas subterráneas** se originan de una amplia variedad de fuentes naturales y antropogénicas. La tabla 8.10 enlista fuentes de contaminación, las cuales exhiben diferentes características de área y de temporada. Por ejemplo, los patógenos liberados de un tanque séptico

Tabla / 8.10

Fuentes seleccionadas de contaminación de aguas subterráneas

| | |
|--|---|
| Tanques sépticos | Fuga de tanques de almacenamiento subterráneo |
| Actividades de agricultura | Actividades industriales |
| Rellenos sanitarios: doméstico y peligroso | Actividades mineras |
| Derrames químicos | Extracción de petróleo |
| Disposición inapropiada de desperdicio peligroso | Cuidado del césped doméstico |

pueden originarse en un área pequeña, mientras que las aplicaciones de pesticidas pueden involucrar más de 1 000 km². Las liberaciones de contaminantes pueden suceder en un lapso corto, como las asociadas con un vertido químico sencillo, esencialmente instantáneo, o en un lapso más grande (incluso décadas) como la fuga de desperdicios químicos mal almacenados. El conocimiento de la extensión de área y de temporada de la liberación de un químico es requerido en el diseño de los planes de remediación y las medidas preventivas.

Los contaminantes del agua subterránea incluyen químicos inorgánicos patógenos de ocurrencia natural (por ejemplo, arsénico), radionucleidos (por ejemplo, uranio) y químicos inorgánicos antropogénicos (por ejemplo, nitratos y metales) y orgánicos (pesticidas, solventes y productos petroleros). Los patógenos se originan usualmente de tanques sépticos diseñados o mantenidos inapropiadamente. La contaminación por radionucleidos, aunque algunas veces se asocia con la composición mineral de materiales acuíferos, se asocia con más frecuencia con las instalaciones de procesos nucleares. Los nutrientes (por ejemplo, nitrato) y los pesticidas se asocian con actividades de agricultura y de cuidado del césped. Los químicos orgánicos pueden originarse de derrames químicos, disposición inapropiada de desperdicios peligrosos, fuga de tanques de almacenamiento subterráneo y actividades industriales.

Los **líquidos de fase no acuosa (NAPL)** son una clase especializada de contaminantes orgánicos que no se mezclan fácilmente con el agua (el significado de no acuoso). Después de que los NAPL son liberados en un acuífero, permanecen más o menos separados de las aguas subterráneas. Los NAPL más ligeros que el agua como la gasolina, tienden a juntarse en la parte superior de la tabla de agua. Los NAPL más densos que el agua (DNAPL, por sus siglas en inglés) como los solventes clorados, penetrarán la tabla de agua y migrarán verticalmente hasta que encuentren un material acuífero con conductividad hidráulica baja (por ejemplo, arcilla o roca). Los NAPL casi no son solubles, por lo que una pequeña descarga puede contaminar grandes volúmenes de agua; aun en estas bajas solubilidades, sin embargo, los NAPL generalmente logran concentraciones que exceden los límites de toxicidad (Mayer y Hassanizadeh, 2005).

8.6.2 DESTINO Y TRANSPORTE DE LOS CONTAMINANTES EN EL AGUA SUBTERRÁNEA

Los contaminantes del agua subterránea son transportados mediante dos procesos: advección y dispersión. La **advección** sucede cuando el contaminante es transportado con el flujo en volumen, esto es, agua subterránea en

Crisis global del arsénico

<http://www.who.int/topics/arsenic/en/>

Tanques de almacenamiento subterráneo en su área

<http://www.epa.gov/OUST/wheruliv.htm>

movimiento. Ya que el movimiento en la subsuperficie puede darse en todas las tres dimensiones simultáneamente y puede cambiar en tiempo y espacio, la predicción de transporte advectivo puede ser complicada. Sin embargo, en un sistema simple de una sola dimensión en donde el flujo del agua subterránea es constante en el tiempo y el espacio, el tiempo de viaje de un contaminante en una longitud determinada puede estimarse como

$$t = \frac{L}{v} \quad (8.16)$$

en donde t es el tiempo de transporte (días), L es la longitud (m) y v es la velocidad (intersticial o de filtración) del poro (m/día).

La *descarga específica* es el rango del flujo del agua subterránea por unidad de área transversal del acuífero ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ o $\text{m}/\text{día}$). La descarga específica está relacionada con la *conductividad hidráulica* (K , $\text{m}^3/\text{m-día}$) y el *gradiente hidráulico* (dh/dx , sin dimensión) por la **ley de Darcy**. Advierta, sin embargo, que estos términos expresan el flujo normalizado del agua subterránea hacia la sección transversal completa, esto es, debido al espacio de los poros y el material sólido. Debido a que el flujo de hecho sucede sólo a través del espacio poroso, la porosidad debe ser acomodada en el cálculo de la velocidad del transporte del agua subterránea. Esto se hace al normalizar descargas específicas y la ley de Darcy para la porosidad del acuífero (n , sin dimensión):

$$v = \frac{q}{n} = -\frac{K}{n} \frac{dh}{dx} \quad (8.17)$$

Debido a que $0 < n < 1$, la velocidad porosa siempre será más grande que la descarga específica.

ejemplo/8.5 Cálculo del tiempo de transporte del agua subterránea

Un contaminante tóxico se libera 1 km corriente arriba de un pozo de provisión de agua potable. Las propiedades relevantes del acuífero son las siguientes: conductividad hidráulica $K = 10^{-5}$ m/s; porosidad $n = 0.3$ y gradiente hidráulico $dh/dx = -10^{-2}$. Determine cuánto tiempo tomará para que el contaminante llegue al pozo de provisión de agua potable.

solución

La velocidad del poro puede determinarse de la ecuación 8.17.

$$v = \frac{q}{n} = -\frac{K}{n} \frac{dh}{dx} = -\left(\frac{10^{-5} \text{ m/s}}{0.3}\right) \times -10^{-2} = 3.33 \times 10^{-7} \text{ m/s}$$

El tiempo de transportación entonces se determina de la ecuación 8.16:

$$t = \frac{L}{v} = \frac{1\,000 \text{ m}}{3.33 \times 10^{-7} \text{ m/s}} = 3.00 \times 10^9 \text{ s} = 95 \text{ años}$$

El largo tiempo de transportación calculado aquí subraya el hecho de que el transporte de aguas subterráneas puede ser lento y puede sugerir que no hay por qué preocuparse por la contaminación durante mucho tiempo. Sin embargo, para el momento en que la contaminación pueda ser detectada en el pozo, una gran porción del acuífero y un volumen significativo de agua subterránea puede estar contaminada tanto como la extensión de la pluma.

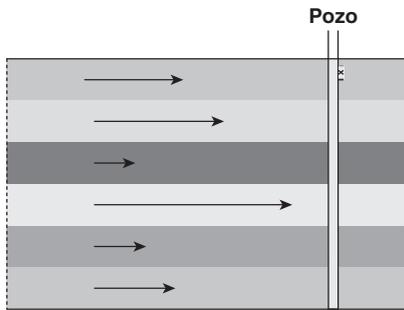


Figura 8.15 Procesos de dispersión de escala acuífera que suceden en las aguas subterráneas El sombreado en las capas indica el valor relativo de la conductividad hidráulica y las sombras más claras indican valores más altos. La longitud de las flechas indica la velocidad relativa de aguas subterráneas en cada capa. (Los procesos de escala de dispersión de poros fueron comentados en el capítulo 4.)

Los contaminantes tienden a esparcirse o mezclarse (dispersarse) según sean advectados con el flujo del agua subterránea, haciéndose más diluibles y ocupando un volumen cada vez más grande. Este segundo proceso de transporte, la **dispersión**, resulta de los efectos de dos mecanismos: difusión y mezcla mecánica. La difusión es llevada a cabo por gradientes de concentración, mientras que la mezcla mecánica resulta de interacciones con la matriz sólida del acuífero. La contribución de mezcla mecánica a la dispersión domina la de la difusión excepto a velocidades porosas bajas (por ejemplo, en acuíferos con conductividad hidráulica baja). Ambos términos fueron comentados en el capítulo 4.

El cálculo del tiempo de viaje ilustrado en el ejemplo 8.5 supone que una vez que el contaminante ha sido liberado, las moléculas del contaminante experimentan velocidades idénticas al tiempo que migran a través del acuífero. De hecho, cada molécula estará sujeta a velocidades que pueden variar sobre muchos órdenes de magnitud; de la ecuación 8.16, si v varía por muchos órdenes de magnitud, entonces los tiempos de transportación variarán de forma similar. Las variaciones en la velocidad porosa son causadas por la mezcla de fenómenos que ocurren en un amplio rango de escalas de longitud. Las diferencias de velocidad en la escala de poros (descritas en el capítulo 4) resultan de la fricción con el medio sólido, un efecto manifestado en un grado diferente en posiciones diferentes en la sección transversal. Las diferencias de velocidad en la escala porosa también están influenciadas por las vías de flujo en que las moléculas viajan mientras migran a través del medio acuífero. En la escala acuífera, la figura 8.15 muestra cómo las variaciones en la velocidad son provocadas por diferencias en la conductividad eléctrica resultante en la llegada de contaminantes a una ubicación particular en tiempos diferentes.

Para visualizar los efectos de la advección en el transporte de contaminantes, considere una columna empacada con un medio poroso (figura 8.16a). La afluencia hacia la columna se origina de una de dos reservas, una que contiene agua clara y la otra un trazador de tinta. Arriba hasta el momento $t = 0$, la bomba está entregando agua ($C_{\text{entrada}} = 0$), y la concentración de tinta en el efluente es de cero. Al momento $t = 0$, la bomba se conecta con la reserva que contiene tinta ($C_{\text{entrada}} = C_0$) y el "contaminante" entra a la columna. La concentración de tinta efluente (C_{fuera}) se presenta en el recuadro

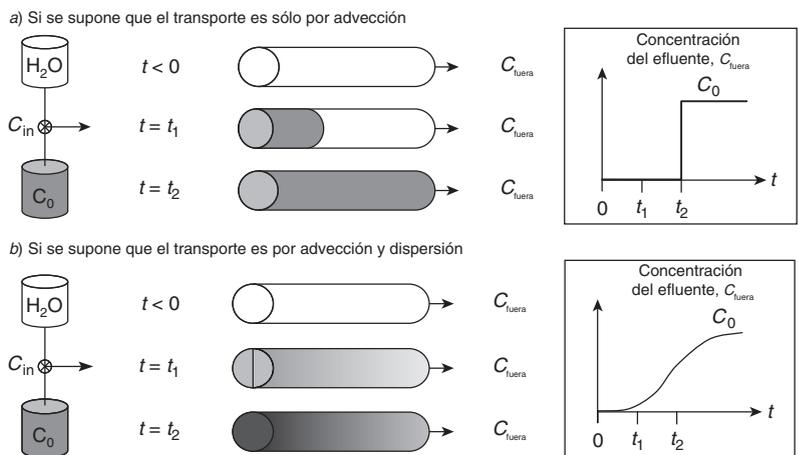


Figura 8.16 Transporte de un trazador en un estudio de columna a) El primer caso supone el transporte sólo por advección. b) El segundo caso supone transporte por advección y dispersión.

de la figura 8.116a. Debido a que se supone que el transporte es sólo por advección, la concentración efluente permanece en cero ($C_{\text{fuera}} = 0$) hasta que el frente de la tinta alcanza el final de la columna ($t < t_2$). Al tiempo $t = t_2$, el frente alcanza el final de la columna, y la concentración efluente inmediatamente sube 100% de la concentración química influente ($C_{\text{fuera}} = C_0$).

La figura 8.16b muestra los efectos de advección y dispersión. Aquí, la tinta viaja a un rango de velocidades debido a la dispersión y alcanza el final de la columna más pronto y a una concentración menor que sólo con el transporte advectivo. La tinta efluente (mostrada en el recuadro en la figura 8.16b) sube lentamente después de la llegada del frente, alcanzando al final 100% de la concentración influente ($C = C_0$). El tiempo para alcanzar esa máxima concentración es significativamente más tarde que $t = t_2$ (el tiempo requerido para $C = C_0$ en el caso sólo de advección).

La relevancia práctica de esto es que el tiempo de viaje (para la llegada del frente) es más corto con la dispersión que solo con la advección. Al referirse otra vez al cálculo de tiempo de viaje en el ejemplo 8.5, cuando se incluyen los efectos de dispersión, el contaminante alcanza al pozo de provisión de agua potable en órdenes de magnitud de niveles potencialmente tóxicos más rápido que con el transporte sólo por advección.

Los contaminantes del agua subterránea rara vez se comportan conservativamente, ya que pueden ser degradados por microorganismos o reacciones químicas en el acuífero. Los rangos de reacción varían ampliamente en los sistemas de aguas subterráneas y dependen de muchos factores como la naturaleza del químico de interés y la biogeoquímica del acuífero. En el caso de reacciones microbianas mediadas, las velocidades están influidas por los tipos y abundancia de los microorganismos presentes, las propiedades químicas del contaminante y las concentraciones de donadores y receptores de electrones (para las reacciones redox), nutrientes y fuentes de energía. En muchos casos, las reacciones de los contaminantes son benéficas, reduciendo los niveles de contaminantes. Sin embargo, en algunos casos (especialmente en los solventes clorados), los productos de la reacción pueden ser al menos tan tóxicos como los químicos orgánicos originalmente liberados. Los contaminantes pueden también interactuar con los materiales sólidos en el acuífero a través de la absorción (comentada en el capítulo 3).

Si se supone que las interacciones químicas-sólidas están en equilibrio, los efectos de absorción se pueden cuantificar a través del **coeficiente de retardo (R_f)**:

$$R_f = 1 + \frac{\rho_b}{\eta} K_p \quad (8.18)$$

en donde K_p es el coeficiente de partición de agua-tierra (L/kg o cm^3/mg), η es la porosidad (sin unidades) y ρ_b es la densidad aparente del material acuífero (cm^3/g).

Como el término lo implica, el coeficiente de retardo refleja la desaceleración aparente de la migración química debido a la absorción. Si el factor de retardo es igual a diez, la velocidad promedio del químico sería diez veces más lenta que la velocidad promedio de las aguas subterráneas. El cálculo del tiempo de transportación puede ser modificado como sigue para contar la sorción química:

$$\text{no sorción química (conservadora): } t = \frac{L}{v} \quad (8.19)$$

$$\text{sorción química: } t = \frac{L}{v} \times R_f \quad (8.20)$$



Simulador de transporte de aguas subterráneas

Evaluación de aguas subterráneas en África

<http://www.unep.org/groundwater/project/>

8.6.3 ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

El agua subterránea contaminada es cara y lleva tiempo limpiarla. Esto es verdad por diversas razones. Primero, los problemas de contaminación son frecuentemente descubiertos años después de la contaminación inicial, ofreciendo el tiempo químico para afectar millones de litros de agua y extenderse a kilómetros de la fuente. Segundo, la subsuperficie es física y químicamente heterogénea. Esta heterogeneidad lleva a rangos lentos de remoción o degradación en el lugar de contaminantes, aun cuando la remediación es agresiva. Finalmente, en general hay poca información disponible con respecto a las características físicas y químicas del sistema acuífero contaminado. La falta de información, junto con la heterogeneidad del acuífero y el hecho de que la superficie es en esencia invisible, significa que el diseño y la implementación de sistemas de remediación económicos y efectivos presentan un reto.

Tecnologías innovadoras de remediación

<http://www.epa.gov/tio/>

La remediación de las aguas subterráneas puede ser completada por medios físicos, biológicos o químicos. La remediación física generalmente involucra el bombeo del agua subterránea contaminada fuera del acuífero, tratándola aéreamente y desechándola en el acuífero impactado, a un agua superficial o a un sistema de recolección de aguas residuales. La extracción de vapor de la tierra y aspersión aérea involucran el bombeo y la recuperación del aire hacia y desde las zonas no saturadas (vadosas) y saturadas, respectivamente. La remediación biológica consiste de la inyección de receptores de electrones y nutrientes. La remediación química también involucra la adición de químicos, ya sea para mejorar la degradación abiótica o la inmovilización de contaminantes a través de la precipitación química.

El concepto de **atenuación natural** ha sido aplicado con mucha frecuencia en los últimos años. La atenuación natural implica que a medida que la pluma de contaminantes se mueve en la dirección general del flujo de agua subterránea, los procesos de degradación y dilución biológica y química reducirán las concentraciones hasta niveles aceptables en el borde "frontal" o líder de la pluma.

Las estrategias de remediación especializadas se requieren cuando los acuíferos son contaminados por los NAPL. Las propiedades químicas que provocan que los NAPL permanezcan separadas del agua hacen difícil recuperarlas del acuífero. La inyección de surfactantes o alcoholes que se particionan en el agua y en los NAPL (tal como lo hacen los detergentes en la lavandería) ha tenido algo de éxito en la mejora de la eficiencia de recuperación de los NAPL. El calentamiento de la subsuperficie para mejorar la volatilización, reducir la tensión interfacial y reducir la viscosidad, también ha demostrado mejorar la recuperación de los NAPL.

Términos clave

- advección
- agua pluvial
- almacenamiento de humedales
- atenuación natural
- azotea verde
- bioswales (riachuelos urbanos)
- cambio de otoño
- cambio de primavera
- carga
- celdas de bioretención
- ciénagas
- coeficiente de retardo (Rf)

- concentración de saturación
- contaminantes de aguas subterráneas
- déficit de oxígeno
- desarrollo de bajo impacto
- desoxigenación
- dispersión
- epilimnion
- espacio verde
- esteros
- estratificación de invierno
- estratificación de verano
- eutrófico
- eutrofización
- eutrofización cultural
- fuente no puntual
- fuentes puntuales
- hidrofítico
- hidroperiodo
- hipolimnion
- humedal construido
- humedal creado
- humedales
- Ley de agua limpia
- Ley de Darcy
- líquidos de fase no acuosa (NAPL)
- macrocontaminantes
- marismas
- medio ambiente construido
- mesotrófico
- metalimnion
- mitigación compensatoria
- modelo de Streeter-Phelps
- oligotrófico
- oxígeno disuelto (DO)
- pantano
- pavimento permeable (o poroso)
- prácticas de mejor manejo (BMP)
- primer raudal de agua
- punto crítico
- reaeración
- Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES)
- sobresaturación
- termoclina
- tierras hídricas
- trófico
- uso de suelo