



INGENIERÍA AMBIENTAL

Fundamentos • Sustentabilidad • Diseño

JAMES R. MIHELICIC - JULIE BETH ZIMMERMAN

Apoyo en la



Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño

Autores y Editores

James R. Mihelcic

Universidad del Sur de Florida

Julie Beth Zimmerman

Universidad de Yale

Autores Colaboradores

Martin T. Auer

Universidad Tecnológica de Michigan

David W. Hand

Universidad Tecnológica de Michigan

Richard E. Honrath, Jr.

Universidad Tecnológica de Michigan

Alex S. Mayer

Universidad Tecnológica de Michigan

Mark W. Milke

Universidad de Canterbury

Kurtis G. Paterson

Universidad Tecnológica de Michigan

Judith A. Perlinger

Universidad Tecnológica de Michigan

Michael E. Penn

Universidad de Wisconsin-Platteville

Noel R. Urban

Universidad Tecnológica de Michigan

Brian E. Whitman

Universidad de Wilke

Qiong Zhang

Universidad del Sur de Florida



Traducción y formación:

Editec

Al cuidado de la edición:Luz Ángeles Lomeli Díaz
lalomeli@alfaomega.com.mx**Gerente editorial:**Marcelo Grillo Giannetto
mgrillo@alfaomega.com.mx**Datos catalográficos**Mihelcic, James y Zimmerman, Julie
Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad,
diseño

Primera Edición

Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V., México

ISBN: 978-607-707-317-8

Formato: 20.5 x 25 cm

Páginas: 720

Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño

James R. Mihelcic y Julie Beth Zimmerman

ISBN: 978-0-470-16505-8 edición original en inglés "Environmental Engineering: Fundamentals, Sustainability, Design", First Edition, publicada por John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, USA.

Derechos reservados © John Wiley & Sons, Inc.

Primera edición: Alfaomega Grupo Editor, México, octubre 2011

© 2012 Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V.

Pitágoras 1139, Col. Del Valle, 03100, México D.F.

Miembro de la Cámara Nacional de la Industria Editorial Mexicana

Registro No. 2317

Pág. Web: <http://www.alfaomega.com.mx>E-mail: atencionalcliente@alfaomega.com.mx**ISBN: 978-607-707-317-8****Derechos reservados:**

Esta obra es propiedad intelectual de su autor y los derechos de publicación en lengua española han sido legalmente transferidos al editor. Prohibida su reproducción parcial o total por cualquier medio sin permiso por escrito del propietario de los derechos del copyright.

Nota importante:

La información contenida en esta obra tiene un fin exclusivamente didáctico y, por lo tanto, no está previsto su aprovechamiento a nivel profesional o industrial. Las indicaciones técnicas y programas incluidos, han sido elaborados con gran cuidado por el autor y reproducidos bajo estrictas normas de control. ALFAOMEGA GRUPO EDITOR, S.A. de C.V. no será jurídicamente responsable por: errores u omisiones; daños y perjuicios que se pudieran atribuir al uso de la información comprendida en este libro, ni por la utilización indebida que pudiera dársele.

Impreso en México. Printed in Mexico.**Empresas del grupo:****México:** Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V. – Pitágoras 1139, Col. Del Valle, México, D.F. – C.P. 03100.

Tel.: (52-55) 5575-5022 – Fax: (52-55) 5575-2420 / 2490. Sin costo: 01-800-020-4396

E-mail: atencionalcliente@alfaomega.com.mx**Colombia:** Alfaomega Colombiana S.A. – Carrera 15 No. 64 A 29, Bogotá, Colombia,Tel.: (57-1) 2100122 – Fax: (57-1) 6068648 – E-mail: cliente@alfaomega.com.mx**Chile:** Alfaomega Grupo Editor, S.A. – Dr. La Sierra 1437, Providencia, Santiago, ChileTel.: (56-2) 235-4248 – Fax: (56-2) 235-5786 – E-mail: agechile@alfaomega.cl**Argentina:** Alfaomega Grupo Editor Argentino, S.A. – Paraguay 1307 P.B. Of. 11, C.P. 1057, Buenos Aires,Argentina, – Tel./Fax: (54-11) 4811-0887 y 4811 7183 – E-mail: ventas@alfaomegaeditor.com.ar

Prefacio

Para cuando termine de leer esta oración, diez personas se habrán sumado a la población del planeta, mil toneladas de dióxido de carbono se habrán añadido a la atmósfera y diez acres de tierra habrán sido deforestados. A menos que algo cambie dramáticamente en la manera en que los seres humanos interactúan con el mundo y los productos, procesos y sistemas que se diseñan, la humanidad terminará exactamente hacia un futuro insostenible. La sustentabilidad, como concepto, significa hacer aquellos cambios transformativos necesarios para asegurar que la generación actual y las generaciones futuras tengan la capacidad de cumplir con sus necesidades. La manera en como se logra este tremendo reto es el propósito central de este libro.

Los problemas ambientales duros y graves dieron lugar al campo de la ingeniería ambiental hace más de cinco décadas. El aire insalubre de Los Ángeles y Pittsburgh, los ríos ardientes de Ohio y comunidades enteras evacuadas debido a los tóxicos de Nueva York y Missouri fueron algunos de los problemas que los ingenieros ambientales tuvieron que direccionar como un campo emergente. La creatividad y la diligencia del campo resultaron en beneficios tremendos para el medio ambiente y mejoraron la calidad de vida. El conocimiento acerca de cómo lidiar con dichos problemas graves es fundamental y crítico para el campo de la ingeniería ambiental a medida que continúa evolucionando. Tristemente, hoy en día están surgiendo nuevos retos que son más imperceptibles, más complejos, más globales y potencialmente más devastadores para las personas y el planeta.

Debido a éstas y otras razones, la Ingeniería Ambiental emerge ahora como una disciplina distinta. Es una especialidad reconocida en los exámenes profesionales de licenciatura de Ingeniería, y el número de ingenieros ambientales empleados sólo en Estados Unidos se calcula que van de 54 000 a 100 000. Como profesión, esto ubica a la Ingeniería Ambiental en Estados Unidos como una profesión significativamente más grande que las ingenierías Biomédica, de Materiales y Química. Esta disciplina es también una de sólo dos disciplinas de ingeniería que el Buró de Estadísticas Laborales de Estados Unidos predice que tendrá “crecimiento más rápido del promedio” durante los siguientes diez años.

Sin embargo, la disciplina de Ingeniería Ambiental está en constante movimiento. Los problemas que se han creado como resultado de la manera en que la sociedad y economía humanas han interactuado con el medio ambiente natural desde que la Revolución Industrial ha cambiado durante las décadas pasadas. Algunas caracterizaciones de los tipos de problemas con los que están lidiando los ingenieros ambientales se muestran en la siguiente tabla:

Cuestiones ambientales del siglo XX	Cuestiones ambientales del siglo XXI
Locales	Globales
Agudas	Crónicas
Obvias	Imperceptibles
Inmediatas	Multigeneracionales
Discretas	Complejas

La evolución de los problemas por sí solos y el nivel de entendimiento que se tiene sobre dichos problemas requerirán que los ingenieros tengan nuevos conocimientos, capacidades y perspectivas sobre cómo enfocar el trabajo. No es que los conocimientos previamente adquiridos sean anticuados y se necesiten reemplazar. Es que los conocimientos tradicionales se necesitan aumentar, complementar y reforzar con nuevos conocimientos, nuevas perspectivas y nuevas conciencias. La fusión de viejos y nuevos fundamentos y habilidades de diseño es el propósito de este texto. Los autores esperan que este texto proporcione a los ingenieros el conocimiento y confianza para lidiar con los retos del siglo XXI así como lidiaron con los retos de enormes proporciones del siglo XX.

Características distintivas

UN ENFOQUE EN EL DISEÑO SUSTENTABLE

Tal vez uno de los más importantes aspectos de este libro de texto es que enfocará al estudiante en los elementos de *diseño*. El diseño de productos, procesos y sistemas será esencial no sólo para responder a las cuestiones ambientales en las vías que nuestra profesión lo ha hecho históricamente, sino también para informar el diseño de nuevos productos, procesos y sistemas para reducir o eliminar los problemas que sucedan en primer lugar.

Para utilizar las herramientas de diseño de ingeniería verde para en verdad diseñar sustentabilidad, los estudiantes necesitan ordenar un marco para este diseño. El marco probablemente se puede resumir en las *cuatro Ies*: 1) Inherencia, 2) Integración, 3) Interdisciplinario e 4) Internacional.

Inherencia A medida que el lector avance en el texto, será obvio que no se está mirando meramente hacia cómo cambiar las condiciones o circunstancias que hacen de un producto, proceso o sistema un problema. Los lectores entenderán la naturaleza *inherente* del material y las entradas y salidas de energía para que sean capaces de entender la base fundamental del peligro y las causas de raíz de la consecuencia adversa que pretenden direccionar. Sólo mediante este enfoque de inherencia se puede comenzar a diseñar sustentabilidad en lugar de generar vendajes tecnológicos elegantes para concepciones defectuosas.

Integración Los enfoques históricos hacia muchas cuestiones ambientales han sido fragmentados, con frecuencia por los medios, el ciclo de vida, la cultura o la región geográfica. El entendimiento de que la energía está vinculada inextricablemente con el agua, el agua con el cambio climático, el cambio climático con la producción de alimentos, la producción de alimentos con el cuidado de la salud, el cuidado de la salud con el desarrollo social, y así en adelante, será esencial en el nuevo paradigma de diseño sustentable. Es igualmente necesario el entendimiento de que no se puede pensar en enfocar ningún problema ambiental sin mirar el problema a través de los elementos de su ciclo de vida. Han habido un sinnúmero de intentos para mejorar las circunstancias ambientales que han resultado en problemas que no se pretendían y que con frecuencia han sido peores que el problema que intentaban mejorar. Los intentos para mejorar la provisión de agua potable en Bangladesh resultaron en envenenamiento extendido por arsénico. Los intentos para incrementar los rendimientos de los cultivos mediante la producción de pesticidas en Bhopal, India, resultaron en una de las tragedias químicas más grandes de nuestros tiempos. El entendimiento de las complejas interconexiones y el asegurar la *integración* de múltiples factores en el desarrollo de soluciones es algo que los ingenieros ambientales del siglo XXI requieren.

Interdisciplinario Para lograr las metas del diseño sustentable, los ingenieros ambientales trabajarán crecientemente con una amplia matriz de otras disciplinas. Las disciplinas técnicas de la Química y la Biología y otras disciplinas de ingeniería serán esenciales pero también lo serán las disciplinas de Economía, Análisis de sistemas, Salud, Sociología y Antropología. Este texto pretende introducir las dimensiones *interdisciplinarias* que serán importantes para el ingeniero ambiental en este siglo.

Internacional Muchas soluciones de ingeniería bien intencionadas del siglo xx fallarían al no considerar los diferentes contextos encontrados en la diversidad de las naciones alrededor del mundo. Aunque la purificación del agua o el desperdicio municipal puede parecer que es algo con lo que puedan lidiar mediante procesos idénticos en cualquier parte del mundo, se ha demostrado repetidamente que los factores locales (geográficos, climáticos, culturales, socioeconómicos, políticos, étnicos e históricos) pueden jugar un papel en el éxito o en el fracaso de una solución de ingeniería ambiental. La perspectiva *internacional* es una perspectiva importante que este libro enfatiza e incorpora con los fundamentos del entrenamiento de los ingenieros ambientales.

BALANCES DE MATERIALES Y ENERGÍA Y PENSAMIENTO DEL CICLO DE VIDA

El libro proporciona un desarrollo riguroso de conceptos de masa y energía y balance másico con numerosos ejemplos de problemas fáciles de seguir. Después aplica los conceptos de balance másico y de energía a un amplio rango de sistemas naturales y de ingeniería y diferentes medios ambientales. Este libro tiene una cobertura apropiada de la evaluación del ciclo de vida con un problema de ejemplo a fondo y proporciona un enfoque de pensamiento del ciclo de vida en discusión a través de otros capítulos.

PEDAGOGÍA Y EVALUACIÓN

Más allá de incluir los elementos mencionados previamente para preparar a los ingenieros para el siglo xxi, este libro también incorpora los cambios en la pedagogía y la evaluación que proporcionan la estructura para administrar esta nueva información en una experiencia educacional significativa.

La taxonomía de Fink del aprendizaje significativo Un elemento es el uso de la taxonomía de Fink del aprendizaje significativo al guiar el desarrollo de los objetivos de aprendizaje para cada capítulo así como en problemas de ejemplo y de tarea. La taxonomía de Fink reconoce seis dominios incluyendo el tradicionalmente considerado conocimientos fundamentales, aplicación del conocimiento, integración del conocimiento, dimensiones humanas de aprendizaje y preocupación e interés, y aprendiendo a aprender. Sin mucho arraigo en la taxonomía, es claro que con sólo estos conocimientos de cargas de dominio, estas áreas reconocidas por Fink son críticas para un ingeniero con la tarea de diseñar soluciones para muchos de los retos sustentables de hoy en día.

Apoyos en la web Los iconos en el margen indican cuando el material de apoyo está disponible en el sitio web del libro para reforzar y expandir los conceptos presentados en el libro. Esta plataforma proporciona a los estudiantes un ambiente de aprendizaje visual e interactivo en el que pueden explorar los fundamentos, el diseño y la sustentabilidad al apreciar visualmente cómo los cambios en los ingresos numéricos afectan la salida del diseño y la operación.



Ecuaciones importantes Los recuadros alrededor de las ecuaciones le indican a los estudiantes cuáles son más críticas.

Ejercicios de aprendizaje Los ejercicios de aprendizaje en los problemas de final de capítulo no sólo le piden a los estudiantes que resuelvan problemas numéricos tradicionales de evaluación y diseño, sino que también retan a los estudiantes para investigar problemas e innovar soluciones en diferentes niveles: campus, departamentos, hogares, ciudades, regiones, estados o el mundo.



Temas de discusión Para enfatizar más en la importancia de los dominios de conocimiento comentados en el párrafo anterior, el libro anima a las discusiones en clase y la interacción entre estudiantes así como entre los estudiantes y el instructor. Estos temas de discusión son denotados por un símbolo en el margen.

Recursos para aprendizaje adicional Los recursos en línea para aprendizaje adicional y exploración se enlistan en el margen en donde sea apropiado. Estos recursos dan a los estudiantes la oportunidad de explorar temas en mucho mayor detalle y aprender de las cosas comunes y únicas de la geografía para cuestiones específicas de ingeniería ambiental. Más importante, el uso de estos recursos en línea prepara mejor a los estudiantes para la práctica profesional al expandir su conocimiento de información disponible en los sitios web del gobierno y no gubernamentales.

SITIO WEB DEL LIBRO

Los siguientes recursos para los estudiantes e instructores están disponibles en el sitio web ubicado en <http://virtual.alfaomega.com.mx/>



Materiales en la web Martín Auer tuvo la visión y el liderazgo para supervisar el desarrollo de 60 módulos web interactivos que se integran a lo largo del texto. La meta de los módulos web es la de reforzar y expandir los conceptos presentados en el libro. Los módulos también le dan a los estudiantes la oportunidad de alcanzar la práctica con el gobierno, las comunidades y el mundo a medida que exploran los conceptos a mayor detalle. Debido a que los módulos web son un producto en evolución constante, se añadirán módulos web con el tiempo. Estos módulos web están marcados en el texto por un icono que alerta al estudiante sobre la disponibilidad de apoyo web para un tema en particular. Los instructores son animados a utilizar los módulos durante la clase como una herramienta adicional para la motivación, educación y compromiso del estudiante.

Materiales de clases para los instructores A través de un curso de NSF, del premio Curriculum and Laboratory Improvement que otorgaron a tres de los autores de este libro (Qiong Zhang, Julie Zimmerman y James Mihelcic) y a Linda Vanasupa (California Polytechnic State University) se desarrollaron materiales educativos a fondo para los siguientes seis temas:

1. Pensamiento sistémico
2. (Introducción a la) Sustentabilidad
3. Pensamiento sistémico: población
4. Pensamiento sistémico: energía
5. Pensamiento sistémico: material
6. Pensamiento sistémico: agua

Cada conjunto proporciona una matriz de materiales de clase cuyo diseño se alinea con la investigación educativa sobre cómo fomentar un aprendizaje más significativo. Cada conjunto incluye:

- **Objetivos de aprendizaje** dentro de cada una de las cinco áreas críticas de aprendizaje (conocimientos fundamentales, aplicación del conocimiento, integración del conocimiento, dimensiones humanas de aprendizaje, preocupación e interés y aprendiendo a aprender).
- Un conjunto de **diapositivas para presentar material de lectura**.
- **Ejercicios de aprendizaje activo** que implican utilizar de dos minutos a tres horas; guías simbolizadas para usar los ejercicios.
- Un conjunto de **actividades de evaluación** que incluye los objetivos de aprendizaje, criterios para evaluación y estándares para evaluar los criterios.

RECURSOS ADICIONALES PARA PROFESORES

Los recursos adicionales para este texto incluyen:

- **Manual de soluciones** para todos los problemas de final de capítulo en el texto.
- **Galería de imágenes** con ilustraciones del texto apropiadas para su uso en las diapositivas de clase.

Estos recursos están disponibles sólo para los profesores que adopten el texto. Por favor visite el sitio web en <http://virtual.alfaomega.com.mx/> para registrarse con una contraseña.

Génesis del libro

En 1999 se publicó el libro *Fundamentos de Ingeniería Ambiental*. Este libro fue el fruto de un esfuerzo de enseñanza en equipo requerido en ese momento para estudiantes universitarios de Ingeniería Ambiental y Civil en la Universidad Tecnológica de Michigan. Una fortaleza de *Fundamentos de Ingeniería Ambiental* es que proporciona cobertura a fondo de los fundamentos básicos de la ingeniería ambiental requeridos para el diseño, operación, análisis y modelaje de los sistemas naturales y de ingeniería. Este nuevo libro que ahora está leyendo, *Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño*, no sólo incluye capítulos actualizados sobre los mismos fundamentos con un continuo énfasis sobre los balances de materiales y energía y la inclusión de cuestiones de energía y clima, también incluye la aplicación de dichos conocimientos fundamentales para el diseño y la operación de sistemas de tratamiento y prevención. Muy importante, este nuevo libro proporciona capítulos sobre el tratamiento y manejo de problemas ambientales (por ejemplo, tratamiento y distribución de agua potable, tratamiento y recolección de aguas residuales, manejo de desperdicios sólidos e ingeniería de recursos del aire) al mismo tiempo que proporciona capítulos sobre sustentabilidad, riesgo ambiental, ingeniería verde y el entorno urbanístico. Las cuestiones importantes de energía y clima son incorporadas en cada capítulo y no son consideradas como cuestiones aisladas. Los conceptos críticos de ética y justicia son incluidos y a los lectores se les proporciona una perspectiva global. Las aplicaciones de ingeniería también están actualizadas; por ejemplo, el capítulo de calidad del agua no sólo incluye el manejo de lagos y ríos sino que también el diseño de infraestructura de bajo impacto para el manejo de aguas pluviales. El capítulo de aguas residuales incluye cuestiones de reutilización y reclamación, y el capítulo de recursos del aire contiene material sobre la calidad del aire interior. Por último, el capítulo del entorno

urbanístico incluye temas como el diseño sensible al contexto, la certificación LEED de edificios y las cuestiones relacionadas con las comunidades habitables por ingeniería y sistemas de transportación más sustentables.

Agradecimientos

Así como nos maravillamos y apreciamos a todos aquellos que se han dedicado a dejar el mundo como un lugar mejor del que encontraron –los ingenieros ambientales y otros– agradecemos a toda la gente talentosa que ayudó a hacer este libro posible y están listos para cambiar la naturaleza del campo de la ingeniería ambiental.

Además de todas las personas que contribuyeron con el contenido del libro, los siguientes académicos proporcionaron revisiones profundas y de alta calidad a través de diversas etapas del desarrollo del libro:

Zuhdi Aljobeh, *Universidad de Valparaíso*

Robert W. Fuessle, *Universidad de Bradley*

Keri Hornbuckle, *Universidad de Iowa*

Benjamin S. Magbanua Jr., *Universidad Estatal de Mississippi*

Taha F. Marhaba, *Instituto de Tecnología de Nueva Jersey*

William F. McTernan, *Universidad Estatal de Oklahoma*

Gbekeloluwa B. Oguntimein, *Universidad Estatal de Morgan*

Joseph Reichenberger, *Universidad de Loyola Marymount*

Sukalyan Sengupta, *Universidad de Massachusetts*

Thomas Soerens, *Universidad de Arkansas*

Linda Vanasupa (Universidad Politécnica Estatal de California) revisó los capítulos y ayudó en el desarrollo de objetivos de aprendizaje en el contexto de la taxonomía de Fink de aprendizaje significativo. Linda Phillips (Universidad del Sur de Florida) proporcionó su perspectiva internacional, especialmente con respecto a la integración del aprendizaje de servicio. El equipo editorial de Jennifer Welter, Mark Owens y Heather Johnson que nos ayudaron en este proyecto también ha sido una clave para el éxito. Su visión temprana del propósito del libro y la atención a las contribuciones en detalles, estilo y pedagogía han hecho de esto una sociedad completa y equitativa.

Los siguientes estudiantes en la Universidad del Sur de Florida revisaron cada capítulo del libro y proporcionaron comentarios valiosos durante el proceso editorial: Jonathan Blanchard, Justin Meeks, Colleen Naughton, Kevin Orner, Duncan Peabody y Steven Worrell. Ezequiel Fugate y Jennifer Ace (Universidad de Yale) y Helen E. Muga (Universidad del Sur de Florida) nos ayudaron a obtener permisos y buscar materiales. Estamos especialmente agradecidos con Ziad Katirji (Universidad Tecnológica de Michigan) y Heather E. Wright Wendel (Universidad del Sur de Florida), quienes ayudaron con esfuerzos para crear, ensamblar y probar el *Manual de soluciones*.

Finalmente, gracias a Karen, Paul, Raven y Kennedy por comprender la visión de este proyecto durante los varios años pasados.

James R. Mihelcic

Julie Beth Zimmerman

Acerca de los autores

James R. Mihelcic es profesor de Ingeniería Civil y Ambiental y becario de Clase Mundial del Siglo XXI del estado de Florida en la Universidad del Sur de Florida. Es fundador del Programa de maestros del cuerpo de paz en Ingeniería Civil y Ambiental. Su enseñanza e intereses de investigación son sobre sustentabilidad, ingeniería del agua y el agua residual, el diseño y operación de la tecnología apropiada y la ingeniería verde. El Doctor Mihelcic fue presidente de la Asociación de Ingeniería Ambiental y Profesores de la Ciencia y miembro certificado por la mesa de la Academia Americana de Ingenieros Ambientales. Ha viajado extensivamente en el mundo en desarrollo para servir y llevar a cabo investigaciones sobre cuestiones de desarrollo relacionadas con el tratamiento y la provisión del agua, el saneamiento, resguardo y salud global.

Julie Beth Zimmerman es profesora asistente designada conjuntamente en la Escuela de Ingeniería y Ciencias Aplicadas en el programa de Ingeniería Ambiental y la Escuela de Estudios de Sivicultura y Ambientales en la Universidad de Yale. También funge como Directora Asociada de Investigación para el Centro de Química Verde e Ingeniería Verde en Yale. Sus intereses de investigación incluyen la química e ingeniería verdes, sistemas de modelaje dinámico de sistemas de agua naturales y de ingeniería, diseño benigno ambientalmente y manufactura, el destino e impactos de compuestos antropogénicos en el medio ambiente y tecnologías apropiadas de tratamiento de aguas para el mundo en desarrollo. También lleva a cabo investigaciones sobre comportamiento ambiental corporativo y las intervenciones del gobierno para reforzar la integración de la sustentabilidad en la industria y academia.

Martin T. Auer es profesor de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad Tecnológica de Michigan. Imparte cursos introductorios en Ingeniería Ambiental y curso práctico avanzado en Ingeniería de agua superficial de calidad y modelaje matemático de lagos, reservas y ríos. Los intereses de investigación del doctor Auer involucran estudios de campo y laboratorio y el modelaje matemático de la calidad del agua en lagos y ríos.

David W. Hand es profesor de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad Tecnológica de Michigan. Imparte cursos de niveles superiores y de licenciatura sobre el tratamiento de agua potable, el tratamiento de aguas residuales y procesos físico-químicos en ingeniería ambiental. Los intereses de investigación del Doctor Hand incluyen procesos de tratamiento físico-químicos, transferencia másica, adsorción, extracción de aire, procesos de oxidación avanzados homogéneos y heterogéneos, modelaje de proceso de procesos de tratamiento de aguas y tratamiento de aguas residuales y desarrollo software de ingeniería para diseño de herramientas para las prácticas de prevención de contaminación.

Richard E. Honrath fue profesor de Ingeniería y Ciencias Geológicas y de Minería y de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad Tecnológica de Michigan, en donde también dirigió el programa de licenciatura de Ciencias Atmosféricas. Impartió cursos en Ingeniería Ambiental introductoria, Ingeniería y Ciencias avanzadas de la calidad del aire y química atmosférica. Sus actividades de investigación involucraron estudios de impactos de gran escala de emisiones contaminantes del aire de fuentes hidropogénicas y de incendios forestales, con un enfoque en la interacción entre procesos de transportación y procesamiento químico. También estudió la fotoquímica en el hielo y la nieve, incluyendo estudios de campo de las interacciones con la nieve, el aire y la luz del sol.

Alex S. Mayer es profesor de Ingeniería Ambiental y Geológica y Director del Centro para el Agua y la Sociedad en la Universidad Tecnológica de Michigan. Sus enseñanzas e intereses de investigación se enfocan en las interacciones humanas-biofísicas en los sistemas de agua, el manejo y modelaje de los humedales y el flujo, transportación y remediación del agua subterránea. El Doctor Mayer ha fungido en posiciones editoriales para diversas revistas profesionales: *Water Resources Research*, *Journal of Contaminant Hydrology* y *Advances in Water Resources*. Ha sido consultor de compañías de ingeniería, firmas legales y grupos no gubernamentales y es Ingeniero profesional registrado.

Mark W. Milke es profesor asociado/profesor adjunto en el Departamento de Ingeniería de Recursos Civiles y Naturales de la Universidad de Canterbury, Nueva Zelanda, en donde ha trabajado desde 1991. Sus intereses de investigación y enseñanzas son en el manejo de desperdicio sólido, agua subterránea y análisis incierto. Es ingeniero profesional colegiado en Nueva Zelanda y funge como director asociado para la revista *Waste Management*.

Kurtis G. Paterson es profesor asistente de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad Tecnológica de Michigan. Sus intereses de investigación y enseñanza están en el diseño apropiado de tecnología, aprendizaje de servicio internacional con base en el proyecto y la reforma educacional de ingeniería. El doctor Paterson actualmente funge como Director del Michigan Tech's D80 Center, un consorcio de investigaciones, educación y programas de servicio dedicados a crear soluciones de desarrollo sustentables para el 80% más pobre de la humanidad. Actualmente está involucrado en diversas iniciativas internacionales en la Sociedad Americana para la Educación en Ingeniería y numerosas actividades educacionales en Ingenieros sin Fronteras de Estados Unidos.

Michael R. Penn es profesor de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad de Wisconsin-Platteville. Imparte cursos a estudiantes universitarios en ingeniería ambiental introductoria, mecánica de fluidos, hidrología, agua subterránea, tratamiento de aguas residuales y potables, y manejo de desperdicios sólidos y peligrosos. Los intereses en investigación del Doctor Penn se enfocan en involucrar a los estudiantes universitarios en estudios de escorrentía de agricultura, ciclo de nutrientes en los lagos y manejo de infraestructura urbana. El doctor Penn actualmente escribe un nuevo libro, *Introduction to Infrastructure: Civil Engineering, Environmental Engineering, and the Built Environment*, que está dirigido a estudiantes universitarios de primer y segundo años.

Judith Perlinger es profesora asociada de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad Tecnológica de Michigan. Sus intereses están en la calidad del aire y el agua, y su pericia está en la transportación y transformación ambiental de químicos orgánicos y los efectos de los mismos en la salud humana, la salud del ecosistema y el clima. La Doctora Perlinger imparte cursos en los programas de Ciencias atmosféricas e Ingeniería ambiental, incluyendo los fundamentos de Ingeniería Ambiental, aplicaciones de principios de sustentabilidad y reglamentos ambientales para la práctica de Ingeniería, transportación y transformación de contaminantes orgánicos, y meteorología de capas fronterizas. Su investigación está orientada hacia el desarrollo y la verificación de modelos predictivos para evaluar el riesgo.

Noel R. Urban es profesor de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad Tecnológica de Michigan. Sus intereses de enseñanza se enfocan en la química ambiental y el modelaje de la calidad del agua superficial. Sus intereses de investigación

incluyen ciclos ambientales de elementos principales y trazas, diagénesis y estratigrafía de sedimentos, química de materia orgánica natural, biogeoquímica de humedales, impacto ambiental y destino de contaminantes, influencia de organismos sobre el ambiente químico y el papel del ambiente químico en las poblaciones controladoras.

Brian E. Whitman es profesor asociado de Ingeniería Ambiental en la Universidad de Wilkes. Imparte cursos sobre el diseño de sistemas de distribución del agua y de recolección de aguas residuales, hidrología, ingeniería de recursos del agua y diseño de procesos de tratamiento del agua y aguas residuales. Los intereses de investigación del Doctor Whitman incluyen el modelaje hidráulico de sistemas de distribución de agua y de recolección de aguas residuales, microbiología ambiental y el desarrollo de sistemas de lubricación para los motores a combustión. Ha recibido dos premios como académico destacado de la Universidad de Wilkes y es coautor de tres libros en las áreas de diseño y modelaje de sistemas de distribución de aguas y recolección de aguas residuales.

Qiong Zhang es profesora asistente de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad del Sur de Florida. Fue Gerente de Operaciones del Instituto de Futuros Sustentables en la Universidad Tecnológica de Michigan. Sus intereses de enseñanza son sobre ingeniería verde, tratamiento de aguas y evaluación ambiental para la sustentabilidad. Los intereses de la Doctora Zhang incluyen el desarrollo de modelos de energía incluida para los sistemas de agua, modelaje de costos de tratamiento de aguas y las herramientas de software asociadas para optimizar el diseño de sistemas de tratamiento de agua-aire, incorporando los principios de ingeniería verde en el diseño de ingeniería y el currículo de ingeniería, y la integración de evaluación ambiental y destino de químicos con la evaluación de ciclo de vida.

Contenido breve

Capítulo Uno Ingeniería y desarrollo sustentable 1

Capítulo Dos Mediciones ambientales 26

Capítulo Tres Química 52

Capítulo Cuatro Procesos físicos 105

Capítulo Cinco Biología 158

Capítulo Seis Riesgo ambiental 215

Capítulo Siete Ingeniería Verde 259

Capítulo Ocho Calidad del agua 309

Capítulo Nueve Abastecimiento de agua, distribución y recolección de aguas residuales 354

Capítulo Diez Tratamiento de aguas 396

Capítulo Once Tratamiento de aguas residuales 460

Capítulo Doce Ingeniería de recursos del aire 518

Capítulo Trece Manejo de desperdicios sólidos 576

Capítulo Catorce Entorno urbanístico 626

Contenido

Capítulo Uno Ingeniería y desarrollo sustentable 1

- 1.1 Antecedentes 2
- 1.2 Definición de sustentabilidad 4
- 1.3 Problemas que afectarán la práctica de la ingeniería en el futuro 9
 - 1.3.1 Población y urbanización 9
 - 1.3.2 Salud 11
 - 1.3.3 Escasez de agua, conflicto y resolución 13
 - 1.3.4 Energía y clima 14
 - 1.3.5 Químicos tóxicos y recursos finitos 18
 - 1.3.6 Flujo de materiales y la construcción del medio ambiente 18
- 1.4 La revolución sustentable 21
 - Términos clave 22
 - Capítulo Uno Problemas 23
 - Referencias 25

Capítulo Dos Mediciones ambientales 26

- 2.1 Unidades de concentración de masa 27
 - 2.1.1 Unidades de masa/masa 27
 - 2.1.2 Unidades de masa/volumen: mg/L y $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 29
- 2.2 Unidades de volumen/volumen y de mol/mol 30
 - 2.2.1 Uso de la ley de los gases ideales para convertir ppm_v a $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 30

- 2.3 Unidades de presión parcial 33
- 2.4 Unidades de mol/volumen 37
- 2.5 Otro tipo de unidades 38
 - 2.5.1 Normalidad 38
 - 2.5.2 Concentración como un constituyente común 41
 - 2.5.3 Reportar concentraciones de partículas en aire y agua 44
 - 2.5.4 Representación por efecto 46
- Términos clave 48
- Capítulo Dos Problemas 49
- Referencias 51

Capítulo Tres Química 52

- 3.1 Aproximaciones a la química medioambiental 53
- 3.2 Actividad y concentración 53
- 3.3 Reacción estequiométrica 56
- 3.4 Leyes de la termodinámica 57
- 3.5 Volatilización 60
- 3.6 Equilibrio aire-agua 65
 - 3.6.1 Constante de la Ley de Henry con unidades para un gas que se disuelve en un líquido 65
 - 3.6.2 Constante de la Ley de Henry adimensional para especies que transfieren de la fase líquida a la fase gaseosa 66
- 3.7 Química ácido-base 68
 - 3.7.1 pH 68
 - 3.7.2 Definición de ácidos y bases y sus constantes de equilibrio 69

3.7.3	Sistema de carbono, alcalinidad y capacidad amortiguadora	71
3.8	Óxido-reducción	73
3.9	Precipitación-disolución	75
3.10	Adsorción, absorción y sorción	76
3.11	Química cinética	89
3.11.1	Velocidad de reacción	90
3.11.2	Reacciones de orden cero y de primer orden	91
3.11.3	Reacciones de pseudoprimer orden	93
3.11.4	Vida media y su relación con la constante de velocidad	95
3.11.5	Efecto de la temperatura en las constantes de velocidad de reacción	97
3.11.6	Cinética de reacción fotoquímica	98
	Términos clave	100
	Capítulo Tres Problemas	102
	Referencias	104

Capítulo Cuatro Procesos físicos 105

4.1	Balances de masa	106
4.1.1	Control de volumen	107
4.1.2	Términos de la ecuación de balance de masa para un CMFR	108
4.1.3	Análisis de reactores: El CMFR	113
4.1.4	Reactor batch	120
4.1.5	Reactor tubular	121
4.1.6	Tiempo de retención y otras expresiones para V/Q	127

4.2	Balances de energía	129
4.2.1	Formas de energía	130
4.2.2	Conducción de un balance de energía	132
4.3	Procesos de transporte de masa	138
4.3.1	Advección y dispersión	139
4.3.2	Movimiento de una partícula en un fluido: la Ley de Stokes	148
4.3.3	Flujo de aguas subterráneas	150
	Términos clave	153
	Capítulo Cuatro Problemas	154
	Referencias	157

Capítulo Cinco Biología 158

5.1	Estructura y función del ecosistema	159
5.1.1	Grupos principales de organismos	161
5.2	Dinámica de población	164
5.2.1	Unidades de expresión del tamaño de una población	164
5.2.2	Modelos de crecimiento de población	164
5.3	Flujo de energía en los ecosistemas	182
5.3.1	Capturar y usar energía: fotosíntesis y respiración	182
5.3.2	Estructura trófica de los ecosistemas	186
5.3.3	Termodinámica y transferencia de energía	187
5.4	Demanda de oxígeno: bioquímica, química y teórica	190

5.4.1	Definición de BOD, CBOD y NBOD	191
5.4.2	Fuentes de BOD	191
5.4.3	Demanda teórica de oxígeno	192
5.4.4	Cinética DBO	194
5.4.5	Coeficiente CBOD	196
5.4.6	BOD: Mediciones, aplicación y limitantes	197
5.4.7	Prueba BOD: Limitantes y alternativas	200
5.5	Flujo de material en los ecosistemas	201
5.5.1	Ciclos de oxígeno y de carbono	201
5.5.2	Ciclo del nitrógeno	201
5.5.3	Ciclo del fósforo	203
5.5.4	Ciclo del azufre	203
5.6	Salud del ecosistema y bienestar público	204
5.6.1	Sustancias tóxicas y ecosistemas y salud humana	204
5.6.2	Biodiversidad y salud del ecosistema	208
	Términos clave	211
	Capítulo Cinco Problemas	212
	Referencias	214

Capítulo Seis Riesgo ambiental 215

6.1	Riesgo y la ingeniería	216
6.2	Percepción de riesgo	219
6.3	Residuos peligrosos y químicos tóxicos	220

6.3.1	Residuos peligrosos	221
6.3.2	Toxicidad	221
6.4	Ética y riesgo de la ingeniería	227
6.5	Evaluación de riesgo	229
6.5.1	Evaluación del peligro	230
6.5.2	Evaluación de la dosis-respuesta	231
6.5.3	Evaluación de la exposición	236
6.5.4	Caracterización del riesgo	240
6.6	Problemas más complicados con por lo menos dos rutas de exposición	248
6.6.1	Establecer estándares de calidad de agua con base en la exposición al tomar agua y comer pescado	249
6.6.2	Cómo determinar los estándares de limpieza de tierra admisibles que protegen las aguas subterráneas	250
	Términos clave	255
	Capítulo Seis Problemas	256
	Referencias	258

Capítulo Siete Ingeniería Verde 259

7.1	¿Qué es la "Ingeniería Verde"?	260
7.2	Diseño	261
7.3	Prevención de la contaminación, diseño para el ambiente, ecología industrial, sustentabilidad	264
7.4	Conceptos fundamentales	269
7.4.1	Inherencia	269
7.4.2	Ciclo de vida	270

7.4.3	Pensamiento sistémico	290
7.4.4	Resiliencia	292
7.4.5	Criterios de diseño	294
7.4.6	Productos contra servicios	294
7.4.7	Materiales y energía inherentemente benignos mediante la química verde	295
7.4.8	Eficiencia	297
7.4.9	Integración de flujos de energía y materiales locales	299
7.4.10	Diseño para el manejo del término de vida	299
7.5	Medición de la sustentabilidad	300
7.6	Políticas que regulan la ingeniería verde y la sustentabilidad	301
7.6.1	Reglamentos	301
7.6.2	Programas voluntarios	303
7.7	Diseño de un futuro sustentable	305
	Términos clave	305
	Capítulo Siete Problemas	306
	Referencias	308

Capítulo Ocho Calidad del agua 309

8.1	Introducción	310
8.2	Calidad del agua de río	311
8.2.1	Oxígeno disuelto y BOD	311
8.2.2	Saturación de oxígeno	314
8.2.3	Déficit de oxígeno	315
8.2.4	Balance de masa del oxígeno	316
8.2.5	Curva de hundimiento y distancia crítica del oxígeno disuelto	317

8.3	Calidad del agua de lagos y reservas	319
8.3.1	Estratificación térmica de lagos y reservas	319
8.3.2	Materia orgánica, estratificación térmica y agotamiento del oxígeno	321
8.3.3	Limitación de nutrientes y estado trófico	322
8.3.4	Gestión de ingeniería de lagos	324
8.4	Humedales	326
8.4.1	Tipos de humedales	327
8.4.2	Funciones de los humedales	328
8.4.3	Construcción de humedales	330
8.4.4	Humedales creados: una opción para la mitigación	331
8.5	Desarrollo de bajo impacto	332
8.5.1	Azoteas verdes	333
8.5.2	Pavimentos permeables (o porosos)	337
8.5.3	Celdas de bioretención	338
8.5.4	Bioswales (riachuelos urbanos) y otras técnicas de uso de suelo	342
8.5.5	Selección de vegetación	342
8.6	Calidad de las aguas subterráneas	343
8.6.1	Fuentes y características de los contaminantes de las aguas subterráneas	343
8.6.2	Destino y transporte de los contaminantes en el agua subterránea	344

- 8.6.3 Estrategias de remediación de aguas subterráneas 348

Términos clave 348

Capítulo Ocho Problemas 350

Referencias 353

Capítulo Nueve Abastecimiento de agua, distribución y recolección de aguas residuales 354

- 9.1 Introducción 355
- 9.2 Disponibilidad del agua 358
- 9.3 Utilización del agua 358
 - 9.3.1 Uso de agua en Estados Unidos de América 361
 - 9.3.2 Suministro de agua pública 364
 - 9.3.3 Reclamación y reutilización del agua 365
 - 9.3.4 Escasez de agua 367
- 9.4 Demanda municipal de agua 368
 - 9.4.1 Creación de modelos para estimar la demanda 368
 - 9.4.2 Estimación del flujo de agua y de las aguas residuales 370
 - 9.4.3 Flujos de tiempo variable y ciclos estacionales 372
 - 9.4.4 Demanda de flujo de incendios y no contabilizada para el agua 377
 - 9.4.5 Flujos de clima húmedo para aguas residuales 379
 - 9.4.6 Previsión de demanda 380
- 9.5 Distribución de agua y sistemas de recolección de aguas residuales 385

- 9.5.1 Disposición del sistema 386

- 9.5.2 Velocidades de flujo de diseño y tamaño de las tuberías 387

- 9.5.3 Estaciones de bombeo y almacenamiento 389

Términos clave 391

Capítulo Nueve Problemas 392

Referencias 395

Capítulo Diez Tratamiento de aguas 396

- 10.1 Introducción 397
- 10.2 Características del agua no tratada 397
 - 10.2.1 Características físicas 398
 - 10.2.2 Constituyentes inorgánicos principales y menores 401
 - 10.2.3 Principales constituyentes orgánicos 404
 - 10.2.4 Constituyentes microbianos 405
- 10.3 Estándares de calidad del agua 407
- 10.4 Visión general de los procesos de tratamiento de aguas 408
- 10.5 Coagulación y floculación 408
 - 10.5.1 Eliminación y estabilidad de partículas 410
 - 10.5.2 Coagulantes químicos 410
 - 10.5.3 Otras consideraciones 414
- 10.6 Eliminación de la dureza del agua 418
- 10.7 Sedimentación 422
 - 10.7.1 Asentamiento discreto de partículas 422

10.7.2	Eliminación de partículas durante la sedimentación	426
10.7.3	Otros tipos de asentamientos	428
10.8	Filtración	429
10.8.1	Tipos de filtración granular	429
10.8.2	Características del material	431
10.9	Desinfección	434
10.9.1	Métodos actuales de desinfección	434
10.9.2	Cinética de la desinfección	434
10.10	Procesos de membrana	443
10.10.1	Clasificación de los procesos de membrana	443
10.10.2	Materiales de membrana	444
10.10.3	Tipos y configuraciones de procesos de membrana	445
10.10.4	Selección y operación de membranas	446
10.10.5	Desempeño de la membrana	448
10.11	Adsorción	450
10.11.1	Tipos de procesos de adsorción	450
10.11.2	Tipos de adsorbentes	451
10.12	Uso de energía	453
	Términos clave	454
	Capítulo Diez Problemas	456
	Referencias	459

Capítulo Once Tratamiento de aguas residuales 460

11.1	Introducción	461

11.2	Características de las aguas residuales domésticas	463
11.3	Visión general de los procesos de tratamientos	464
11.4	Tratamiento preliminar	466
11.4.1	Filtración	466
11.4.2	Tanques desarenadores	467
11.4.3	Flotación	469
11.4.4	Ecualización	469
11.5	Tratamiento primario	473
11.6	Tratamiento secundario	475
11.6.1	Reactores de crecimiento suspendido: lodo activado	475
11.7	Modificaciones al proceso de lodo activado	489
11.7.1	Biorreactores de membrana (MBR'S)	489
11.8	Reactores de crecimiento adjunto	492
11.9	Eliminación de nutrientes: nitrógeno y fósforo	493
11.9.1	Nitrógeno	494
11.9.2	Fósforo	497
11.10	Desinfección y aireación	498
11.11	Tratamiento y desecho del lodo	500
11.11.1	Estabilización del lodo	501
11.11.2	Digestores	502
11.11.3	Deshidratación	503
11.11.4	Desecho	503
11.12	Sistemas naturales de tratamiento	506
11.12.1	Estanques de estabilización	506
11.12.2	Humedales	508

- 11.13** Uso de energía durante el tratamiento de aguas residuales 511
- Términos clave 513
- Capítulo Once Problemas 515
- Referencias 517

Capítulo Doce Ingeniería de recursos del aire 518

- 12.1** Introducción 519
- 12.2** Impactos y defensas en la salud humana 519
- 12.3** Transporte del aire 521
 - 12.3.1** Transporte global 521
 - 12.3.2** Transporte regional 522
 - 12.3.3** Transporte local 522
 - 12.3.4** Estabilidad del aire 524
 - 12.3.5** Aire de interiores 526
- 12.4** Contaminantes del aire 530
 - 12.4.1** Indicadores de contaminación 530
 - 12.4.2** Contaminantes peligrosos del aire 537
 - 12.4.3** Contaminantes del aire interior 539
- 12.5** Emisiones 541
 - 12.5.1** Clasificación de emisiones 541
 - 12.5.2** Cálculo de emisiones 545
- 12.6** Control de emisiones del aire 550
- 12.7** Tecnologías de control de emisiones gaseosas 556
 - 12.7.1** Oxidantes térmicos 556
 - 12.7.2** Absorción 558
 - 12.7.3** Biofiltros 559

- 12.8** Tecnologías de control de emisiones de partículas 562
 - 12.8.1** Ciclón 563
 - 12.8.2** Lavadores 564
 - 12.8.3** Colector de bolsa filtrante 565
 - 12.8.4** Precipitador electroestático 568
- Términos clave 572
- Capítulo Doce Problemas 573
- Referencias 575

Capítulo Trece Manejo de desperdicios sólidos 576

- 13.1** Introducción 577
- 13.2** Caracterización del desperdicio sólido 578
 - 13.2.1** Fuentes de desperdicio sólido 579
 - 13.2.2** Cantidades de desperdicio sólido municipal 580
 - 13.2.3** Materiales en el desperdicio sólido municipal 581
 - 13.2.4** Recolección de datos de caracterización de desperdicios sólidos 582
 - 13.2.5** Caracterización física/química del desperdicio 585
 - 13.2.6** Caracterización de residuos peligrosos 588
- 13.3** Componentes de los sistemas de desperdicios sólidos 592
 - 13.3.1** Almacenamiento, recolección y transportación 592
 - 13.3.2** Reciclaje y recuperación de materiales 594

13.3.3	Compostaje	597
13.3.4	Incineración	601
13.3.5	Relleno sanitario	604
13.3.6	Tecnologías de energía de desperdicios sólidos	617
13.4	Conceptos del manejo	618
13.4.1	Consulta	619
13.4.2	Opciones de políticas	620
13.4.3	Estimación de costos	620
	Términos clave	622
	Capítulo Trece Problemas	623
	Referencias	625

Capítulo Catorce Entorno urbanístico 626

14.1	Introducción	627
14.2	Diseño sensible al contexto	629
14.3	Edificios	632
14.3.1	Diseño	633
14.3.2	Construcción	636
14.3.3	Operación y mantenimiento	637
14.4	Materiales	639
14.4.1	Agregados, liberaciones tóxicas, cemento, acero y vidrioado	639
14.4.2	Análisis del flujo de materiales	641

14.4.3	Materiales de construcción tradicionales	643
14.5	Término de vida: deconstrucción, demolición, disposición	644
14.6	Dar el tamaño correcto a las construcciones	647
14.6.1	Uso de materiales en una casa	647
14.6.2	Eficiencia de energía y dar el tamaño correcto	647
14.7	Eficiencia de energía: aislamiento, infiltración y paredes térmicas	649
14.7.1	Pérdida de calor en un edificio	650
14.8	Movilidad	656
14.9	Isla de calor urbano	663
14.10	Planificación urbana, crecimiento inteligente y comunidades planificadas	667
	Términos clave	671
	Capítulo Catorce Problemas	672
	Referencias	674
	Respuestas a los problemas seleccionados	675
	Créditos fotográficos de inicio de capítulo	681
	Índice	683

capítulo/Uno Ingeniería y desarrollo sustentable

James R. Mihelcic
y Julie Beth Zimmerman

En este capítulo se define desarrollo sustentable y se revisa la historia mundial de la sustentabilidad de los decenios pasados. Se revisan algunos temas emergentes que constituyen retos y oportunidades para futuros ingenieros como los relacionados con población, urbanización, agua, energía, salud y la construcción del medio ambiente.

Secciones principales

- 1.1 Antecedentes
- 1.2 Definición de sustentabilidad
- 1.3 Temas que afectarán la práctica de la ingeniería en el futuro
- 1.4 La revolución sustentable

Objetivos de aprendizaje

1. Identificar diez temas ambientales emergentes que tengan relevancia local y mundial.
2. Definir desarrollo sustentable e ingeniería sustentable en palabras del lector y en palabras de otros.
3. Redefinir los problemas ingenieriles en un contexto equilibrado desde el punto de vista social, económico y ambiental.
4. Relacionar *Los límites del crecimiento*, “La tragedia de los bienes comunes” y la definición de la capacidad de persistencia con el desarrollo sustentable.
5. Identificar las preocupaciones que enfrentan los ciudadanos de países en vías de desarrollo.
6. Resumir los ocho Objetivos de Desarrollo del Milenio (MDG) y los grupos de metas establecidas por la comunidad mundial.
7. Identificar los MDG que le interesan al lector y analizar cómo usted, en su papel de ingeniero, puede contribuir a lograr esas metas.
8. Relacionar cada uno de los ocho MDG con la práctica de la ingeniería.
9. Identificar qué tipo de riesgos ambientales existen para las personas que viven en el mundo en vías de desarrollo y cuál es su magnitud.
10. Analizar los problemas provocados por los motores mundiales de cambio (como población, urbanización, uso de suelo y clima) y las maneras en que la ingeniería puede ofrecer soluciones.
11. Definir desarrollo sustentable y explicar cómo se relaciona con temas como crecimiento de la población, urbanización, salud, saneamiento, escasez de agua, conflictos de agua, consumo de energía, clima, químicos tóxicos, uso de materiales y la construcción del medio ambiente.
12. Identificar recursos en Internet relacionados con temas mundiales de sustentabilidad, medio ambiente y salud.
13. Describir el contexto histórico de la revolución sustentable y de los cambios relacionados con el uso del vocabulario común.



1.1 Antecedentes

Los ingenieros juegan un papel crucial en el mejoramiento de los estándares de vida en el mundo entero. En consecuencia, los ingenieros tienen un impacto significativo en el progreso hacia un desarrollo sustentable.

Federación Mundial de Organizaciones de Ingeniería (2002)

El movimiento ambiental en Estados Unidos empezó a ganar terreno hacia finales de los años 1960 y principios de los años 1970 con la creación de la Agencia de Protección Ambiental (EPA). En ella se consolidaron una gran variedad de investigaciones, monitoreos, establecimiento de parámetros y reforzamiento de actividades federales. Durante esos mismos decenios, el Congreso aprobó regulaciones ambientales clave como la ley nacional para la protección del ambiente (NEPA), la ley por un aire limpio, la ley para el control de la contaminación del agua y la ley para las especies en peligro de extinción. Estas leyes fueron diseñadas para atender flagrantes desafíos ambientales, como el del río Cuyahoga, que se incendió en 1969, y de vecindarios como el de Love Canal en las cataratas del Niágara en Nueva York, receptores de desechos tóxicos y sus subsecuentes problemas sanitarios.

Aunque se han logrado enormes progresos al atender los insultos ambientales más significativos y manteniendo el crecimiento de la economía, los desafíos ambientales actuales son más sutiles y complicados. Implican claras conexiones entre las emisiones al aire, tierra y agua y provienen de fuentes muy distribuidas. Además, se comprenden más profundamente los nexos que existen entre la sociedad, la economía y el medio ambiente. En estos casos, hay que reconocer que las innovaciones científicas, tecnológicas y políticas son poderosas herramientas para avanzar en dichas áreas para beneficio mutuo.

Recuadro / 1.1

Rachel Carson y el movimiento moderno ambientalista



Rachel Carson en la montaña Hawk, Pennsylvania (foto tomada hacia 1945 por Shirley Briggs, cortesía de la colección Lear/Carson, Connecticut College).

Rachel Carson es considerada una de las líderes del movimiento moderno ambientalista. Nació 15 millas al noreste de Pittsburgh en 1907. Hizo estudios de grado y posgrado en ciencia y zoología, en un principio trabajó para la agencia gubernamental, que se convertiría en el Servicio de pesca y vida silvestre de Estados Unidos. Se destacó en su labor como mujer de ciencia al comunicar complejos con-

ceptos científicos al público en general mediante un estilo de escritura claro y preciso. Escribió varios libros, entre ellos *The Sea Around Us* (*El mar que nos rodea*, publicado en 1951) y *Silent Spring* (*Primavera silenciosa*, publicado en 1962).

Primavera silenciosa fue un éxito comercial poco después de su publicación. Capturó de manera dramática el hecho de que las aves canoras enfrentaban problemas de reproducción y muerte prematura que se asociaban con la manufactura y uso generalizado de químicos como el DDT, que se habían bioacumulado en sus cuerpecillos. Algunos historiadores creen que *Primavera silenciosa* fue el catalizador inicial que condujo a la creación del movimiento ambientalista en Estados Unidos, incluyendo el establecimiento de la Agencia de Protección Ambiental de ese país.

Es a través de modernas innovaciones científicas, tecnológicas y de política que se puede mantener la prosperidad económica y, al mismo tiempo, mejorar la calidad de vida de los ciudadanos. Este objetivo de crear y mantener una sociedad próspera se debe lograr sin los impactos negativos que históricamente han dañado los recursos naturales, el medio ambiente y las comunidades. Ello requiere una nueva perspectiva y un renovado entendimiento de los daños ambientales que tradicionalmente se han asociado con el desarrollo.

Como Albert Einstein decía, “no podemos resolver problemas usando el mismo tipo de pensamiento que empleamos cuando los creamos”. Mediante la conciencia de la sustentabilidad, que se define en la siguiente sección, se puede avanzar, a largo plazo y simultáneamente, en la sociedad, el medio ambiente y la economía para la prosperidad de futuras generaciones. En particular, los ingenieros tienen un papel único, porque producen un efecto directo en el diseño y desarrollo de productos, procesos y sistemas, así como en los sistemas naturales mediante la selección de los materiales, de los emplazamientos de sus proyectos y el destino de los productos de desecho.

La población mundial excede los 6 mil millones y 80 millones de personas nacen cada año. El consumo de recursos per cápita también está a la alza. Por ejemplo, el ser humano se apropia de más de 25% de la energía solar, terrestre y acuática que los productores primarios (plantas y cianobacterias) capturan mediante la fotosíntesis. Con sólo duplicar dos veces más el impacto humano en los recursos naturales mundiales, a través de una combinación de aumento en la población y un crecimiento económico basado en el consumo de combustibles, traería como consecuencia que el ser humano utilizara 100% de la producción neta. Esta imposibilidad ecológica dejaría a los ecosistemas sin nada. Las consecuencias también tendrían implicaciones catastróficas para el ser humano debido a su arraigada dependencia de los ecosistemas para la prosperidad económica y la salud (Daly, 1986).

Leyes y regulaciones

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



© Steve Geer/iStockphoto.

La historia de cosas varias

<http://www.storyofstuff.com>

Recuadro / 1.2 Tragedia de los comunes

“La tragedia de los comunes” describe la relación en la que los individuos o las organizaciones consumen recursos compartidos (por ejemplo agua dulce, peces del océano) y luego regresan sus desechos a un recurso compartido (aire, tierra). De este modo, el individuo o la organización recibe todo el beneficio del recurso compartido, pero distribuye el costo entre todo aquel que también use dicho recurso. La tragedia se desata cuando cada individuo u organización

falla porque, negligentemente, no reconoce que todos los demás están actuando del mismo modo.

Es esta lógica la que ha conducido a la actual situación de la pesca oceánica, de la selva del Amazonas y el cambio climático mundial. En todos los casos, el comportamiento consumista de unos cuantos ha llevado a un impacto significativo para muchos y a la destrucción de la integridad de un recurso compartido.

A medida que la población mundial y su consumo per cápita se incrementan, también aumenta la urgencia de tener ingenieros que protejan y estimulen el medio ambiente y las comunidades en donde reside la gente. Esto, sin embargo, representa numerosos desafíos para los ingenieros. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, que se describe en la siguiente sección, enumera diez problemas ambientales existentes y emergentes (tabla 1.1). Los ingenieros están comprometidos, o pronto lo estarán, con el desarrollo de soluciones sustentables para todos estos problemas.

Tabla / 1.1**Problemas ambientales existentes y emergentes**

1. Globalización, comercio y desarrollo
2. Cómo enfrentar el cambio climático y la variabilidad
3. Crecimiento de megaciudades
4. Vulnerabilidad humana ante el cambio climático
5. Agotamiento y degradación del agua dulce
6. Degradación marina y de las costas
7. Crecimiento de la población
8. Aumento del consumo en los países en vías de desarrollo
9. Agotamiento de la biodiversidad
10. Bioseguridad

FUENTE: Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente.

1.2 Definición de sustentabilidad

Si usted busca en Google las palabras *sustentabilidad*, *desarrollo sustentable* e *ingeniería sustentable* obtendrá más de 300 definiciones. ¡Inténtelo! La abundancia de definiciones varias provoca que a algunos se les dificulte comprender el concepto de sustentabilidad.

La ingeniería sustentable se define como el diseño de sistemas humanos e industriales que aseguren que el uso que hace la humanidad de los recursos y los ciclos naturales no lleven a disminuir la calidad de vida por causa de la pérdida de futuras oportunidades económicas, o bien, por el impacto adverso en las condiciones sociales, la salud humana y el medio ambiente. (Mihelcic et al., 2003)

Bajo esta definición, la sustentabilidad requiere integrar los tres elementos de la línea triple principal (medio ambiente, economía, sociedad). La mayoría de las definiciones incorporan esta triplete principal junto con el deseo de satisfacer las necesidades de generaciones actuales y futuras. La definición dada aquí, a diferencia de muchas publicadas sobre el tema de sustentabilidad, describe explícitamente el papel de los ingenieros al destacar el diseño de sistemas humanos.

Durante varios decenios se han llevado a cabo en todo el mundo numerosas discusiones que han aportado contribuciones significativas al concepto de sustentabilidad. Los ingenieros deberían entender el contexto histórico de estas discusiones. Por ejemplo, es significativa la conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio ambiente humano realizada en Estocolmo en 1972, porque por vez primera se añadió el medio ambiente a la lista de problemas mundiales. Como prueba, el Principio 1 de la Declaración de la conferencia de Estocolmo afirma que:

Perspectivas del medio ambiente global (GEO)

<http://www.unep.org/GEO>

El hombre tiene el derecho fundamental a la libertad, a la igualdad, a condiciones de vida adecuadas y a un medio ambiente de calidad que le permita una vida digna y de bienestar, y él tiene la responsabilidad solemne de proteger y mejorar el medio ambiente para generaciones presentes y futuras.

El principio 2 establece que:

Los recursos naturales de la Tierra, incluidos aire, agua, tierra, flora y fauna y especialmente las muestras representativas de ecosistemas naturales deben salvaguardarse apropiadamente para el beneficio de generaciones presentes y futuras mediante una planeación y una administración cuidadosas.

La conferencia de Estocolmo también arrojó como resultado la creación del **Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP)**. Visite www.unep.org para saber más acerca de esta organización y de los problemas ambientales. La misión de la UNEP es:

Proveer liderazgo e impulsar las relaciones que cuiden el medio ambiente al inspirar, informar y permitir a las naciones y a las personas que mejoren su calidad de vida sin comprometer la de generaciones futuras. (www.unep.org)

Adicionalmente, el Club de Roma, grupo de 30 individuos de diez países que se organizaron en 1968 para discutir el predicamento presente y futuro de la raza humana, publicó en 1972 un libro de gran influencia. La obra, **Los límites del crecimiento** (Meadows et al., 1972), advertía sobre las limitaciones de los recursos mundiales, y señalaba que podrían agotarse los recursos restantes para la industrialización del mundo en vías de desarrollo. En *Los límites del crecimiento* los autores emplearon modelos matemáticos para demostrar que “el modo básico en que se comporta el sistema mundial es un crecimiento exponencial de la población y del capital, seguido de un colapso”.

La capacidad de persistencia es una manera de considerar las limitaciones de los recursos. La **capacidad de persistencia** se refiere al tamaño máximo o límite superior (por ejemplo, la biomasa) que se impone mediante la resistencia ambiental. Por su naturaleza, esta resistencia se relaciona con la disponibilidad de recursos renovables como la comida, y de recursos no renovables como el espacio, en la medida en que la biomasa se ve afectada por la reproducción, el crecimiento y la supervivencia.

Una solución a los problemas ambientales del mundo es la utilización de los avances tecnológicos que resuelvan el problema de aquellos recursos que se agotan o que cada vez sean más difíciles de extraer. Sin embargo, como lo demuestra *Los límites del crecimiento*, en el pasado la sociedad ha “evolucionado en torno al principio de luchar contra los límites en lugar de aprender a vivir con ellos”. Esto se demuestra en la figura 1.1, que se refiere a la industria de las ballenas. Históricamente, el ser humano ha sido capaz de vivir dentro de un sistema de recursos finitos. No sólo tenía acceso a una cantidad relativamente grande de recursos y de tierra disponibles, sino que además tenía una población limitada que generaba un cantidad limitada de contaminantes. No obstante, el aumento en la población y la producción industrial que conllevan al incremento del consumo podrían hacer inviable esta tendencia histórica en la que el mundo puede moderar el impacto ambiental del ser humano en el largo plazo.



Discusión en clase

¿Cómo se asienta la disciplina de la ingeniería ambiental en estos dos principios?



Discusión en clase

En materia de crecimiento, ¿es mejor vivir dentro de determinados límites y aceptar ciertas restricciones en el consumo de combustibles?

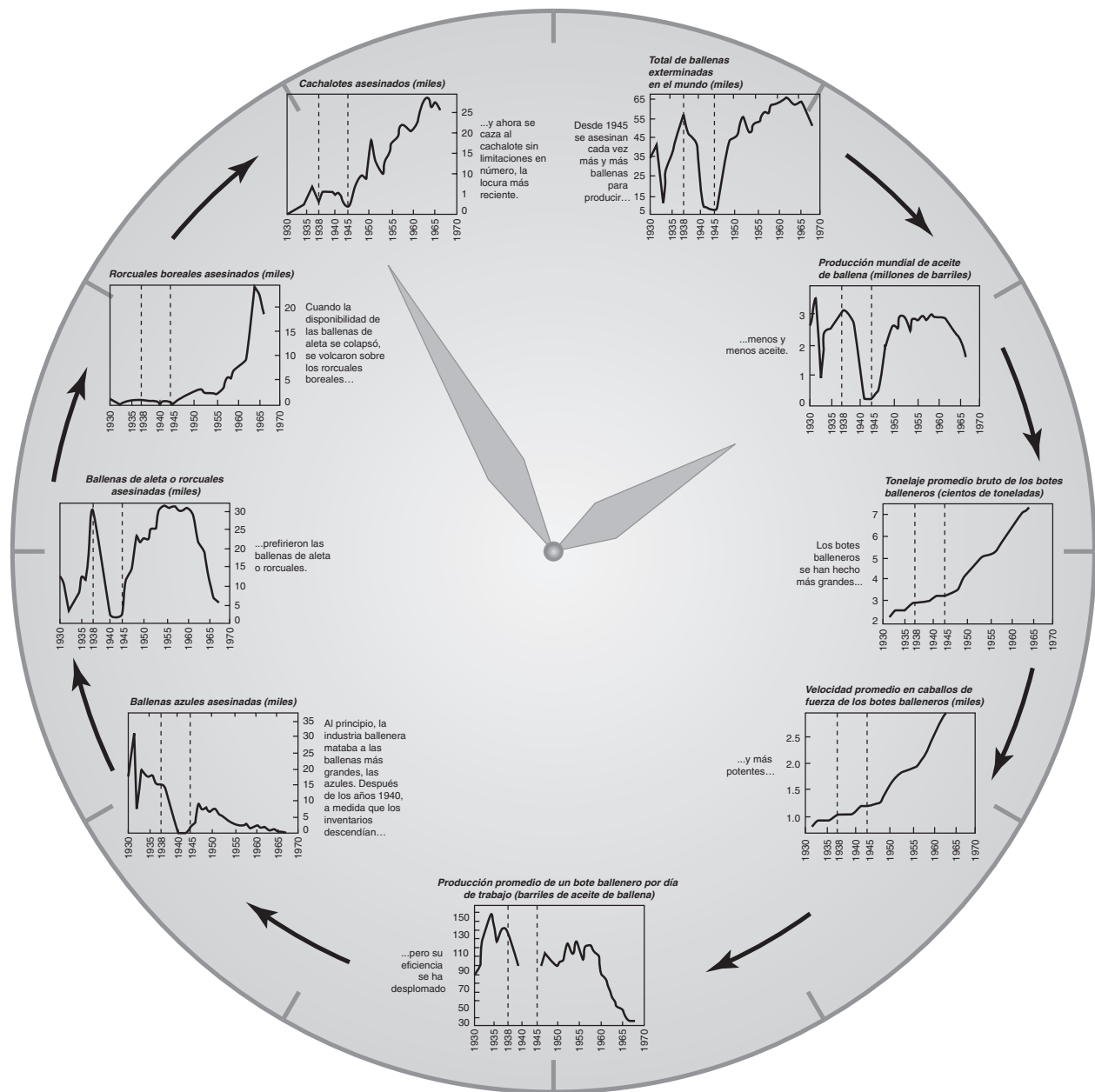


Figura 1.1 Límites al crecimiento y a la tecnología de la industria ballenera. Mantener el crecimiento de un sistema limitado a través de los avances tecnológicos resultará finalmente en la extinción de las ballenas y de la industria ballenera. A medida que se destruyen las manadas de ballenas salvajes, encontrar supervivientes se ha hecho una tarea cada vez más difícil y que requiere de mayor esfuerzo. Mientras más ballenas grandes se exterminan, más se explotan las especies pequeñas a fin de mantener viva la industria. Sin límites en las especies, siempre se capturarán las ballenas grandes, cada vez que se les encuentre y dondequiera que estén. En consecuencia, las ballenas pequeñas subsidian la exterminación de las grandes.

Adaptado de Payne, 1968.

Recuadro / 1.3 Desarrollo sustentable y la doctrina de la custodia de los bienes comunes

Durante siglos, los recursos naturales que se encuentran bajo la custodia pública han estado disponibles y abiertos a la comunidades. **La doctrina de la custodia de los bienes comunes**, que cada estado adapta a su parecer, busca determinar los derechos en áreas en las que se desata un conflicto entre los usos público y privado de la propiedad. Por ejemplo, aplicada a los recursos acuíferos y de ingeniería ambiental, la doctrina de la custodia de los bienes comunes determinaría el equilibrio apropiado entre la utilización que hacen los sectores público y privado de las aguas navegables y de las playas.

Los argumentos legales en torno a la doctrina de la custodia de los bienes comunes están relacionados con las definiciones de sustentabilidad. Por ejemplo, la sección 101 de la NEPA (42 U.S.C. § 4331) establece que:

El Congreso, en reconocimiento del profundo impacto que la actividad humana tiene en la interrelación de todos

los componentes del medio ambiente natural, particularmente la profunda influencia del crecimiento de población, de urbanización con altas concentraciones de población, la expansión industrial, la explotación de recursos y los crecientes avances tecnológicos, y en reconocimiento, además, de la importancia crítica de restaurar y mantener la calidad ambiental para el bienestar general y el desarrollo humano, declara que es política permanente del gobierno federal, en cooperación con los gobiernos estatales y locales, y otros grupos y organizaciones privadas implicados, el utilizar todos los medios y medidas viables, incluyendo ayuda financiera y asistencia técnica de manera planeada, para fomentar y promover el bienestar general, para crear y mantener condiciones bajo las cuales el hombre y la naturaleza puedan existir en armonía productiva y cumplir con los requerimientos sociales, económicos y de otro tipo, de generaciones de estadounidenses presentes y futuras.

En 1987, la Comisión mundial de las Naciones Unidas sobre el medio ambiente y desarrollo publicó *Nuestro futuro común*. Este libro también se conoce como el reporte de la **Comisión Brundtland**, en honor de Gro Brundtland, ex primera ministra de Noruega, quien presidió la comisión. Este prominente reporte no sólo adoptó el concepto de desarrollo sustentable sino que brindó el estímulo para la Conferencia de las Naciones Unidas para el medio ambiente y el desarrollo en 1992, conocida como la Cumbre de la Tierra. El reporte de la Comisión Brundtland definió **desarrollo sustentable** como “desarrollo que satisface las necesidades presentes sin comprometer la habilidad de satisfacer necesidades a futuro”.

En 1992 la Cumbre de la Tierra, que se llevó a cabo en Río de Janeiro, Brasil, fue la primera conferencia global que abordó específicamente el medio ambiente. Además, por vez primera asoció los problemas del medio ambiente con los problemas económicos. Uno de los resultados de la cumbre de Río para el siglo xxi que no comprometía a las partes fue la *Agenda 21*, la cual establecía objetivos y recomendaciones relacionadas con los problemas ambientales, económicos y sociales. Más aún, se creó la Comisión de las Naciones Unidas para el desarrollo sustentable, cuya misión es verificar la implementación de la *Agenda 21*. El documento completo está disponible en el sitio web de la UNEP (www.unep.org).

En la Cumbre mundial para el desarrollo sustentable de 2002 en Johannesburgo, Sudáfrica, los líderes del mundo reafirmaron los principios sobre el desarrollo sustentable adoptados diez años atrás en la Cumbre de la Tierra. También adoptaron los **Objetivos de Desarrollo del Milenio** (MDG) que se enumeran en la tabla 1.2. Los MDG constituyen una ambiciosa agenda que tiene el fin de reducir la pobreza y mejorarla calidad de vida con base en lo que los líderes del mundo acordaron en la Cumbre del Milenio, en septiembre de 2000. Para cada objetivo se han establecido una o más metas, que se habrán de alcanzar principalmente hacia el



Discusión en clase

¿Qué relación se puede observar entre este argumento legal y la definición de desarrollo sustentable que propone la Comisión Brundtland?

Investigue cómo se aplica la doctrina de la custodia de los bienes comunes al acceso que tiene el público a las aguas navegables y a las playas en algún estado estadounidense. ¿Cuál es el acceso que la ley garantiza a los pescadores, navegantes y usuarios de las playas?



Objetivos de Desarrollo del Milenio

Objetivos de Desarrollo del Milenio

Puede visitar www.un.org para saber más acerca de los progresos que se han alcanzado en pos de la consecución de los MDG.

Tabla / 1.2

Objetivos de Desarrollo del Milenio (MDG) Los MDG constituyen una ambiciosa agenda asumida por la comunidad mundial para reducir la pobreza y mejorar la calidad de vida de las comunidades del mundo. Para saber más visite www.un.org/millenniumgoals/.

Objetivo de Desarrollo del Milenio	Antecedentes	Ejemplos de las metas (de un total de 21 metas)
1. Erradicar la pobreza extrema y el hambre.	Más de mil millones de personas aún viven con menos de un dólar diario.	1a) La mitad de la proporción de la gente que vive con menos de un dólar al día y aquella que sufre de hambrunas.
2. Educación primaria universal.	La cifra de los niños que no van a la escuela asciende a 113 millones.	2a) Asegurarse de que todos los niños y las niñas completen la escuela primaria para 2015.
3. Igualdad entre los géneros y dar poder a las mujeres.	Dos terceras partes de los analfabetos son mujeres y la tasa de empleo entre las mujeres es dos terceras partes que la de los hombres.	3a) Eliminar las disparidades entre sexos en la educación en todos los niveles para 2015.
4. Reducir la mortandad infantil.	Cada año, cerca de 11 millones de niños pequeños mueren antes de su cumpleaños número 5, principalmente a causa de enfermedades que se pueden prevenir.	4a) Reducir en dos tercios la tasa de mortalidad en los niños menores de cinco años.
5. Mejorar la salud materna.	En el mundo en vías de desarrollo, el riesgo de muerte por parto es una en 48.	5a) Reducir en tres cuartas partes la proporción de las mujeres que mueren durante el parto.
6. Combatir el VIH/sida, la malaria y otras enfermedades.	Cuarenta millones de personas viven con VIH/sida, entre ellas 5 millones se infectaron en 2001.	6a y 6c) Detener la diseminación del VIH/sida y la incidencia de la malaria y otras enfermedades importantes y comenzar a revertirlas.
7. Asegurar la sustentabilidad del medio ambiente.	Más de mil millones de personas no tienen acceso a agua potable segura y más de 2 mil millones de personas no cuentan con medidas de saneamiento.	7a) Integrar los principios del desarrollo sustentable a las políticas y los programas de los países y revertir la pérdida de los recursos ambientales. 7b) Reducir a la mitad la proporción de gente que no tiene acceso a una fuente segura de agua potable. 7c) Lograr una mejoría significativa en la vida de al menos 100 millones de habitantes de los arrabales.
8. Desarrollar una sociedad mundial para el desarrollo.		8a) Reforzar el desarrollo de un sistema financiero y de comercio abierto, predecible, basado en reglas y que no sea discriminatorio. 8b) Atender las necesidades especiales de los países menos desarrollados. 8c) Atender las necesidades especiales de los países sin salida al mar y de las islas que constituyen estados en vías de desarrollo. 8d) Enfrentarse de manera integral a los problemas de deuda de los países en vías de desarrollo mediante medidas nacionales e internacionales que permitan que la deuda sea sostenible a largo plazo. 8e) En conjunto con las compañías farmacéuticas, proveer a los países en vías de desarrollo acceso viable a medicinas esenciales. 8f) En conjunto con el sector privado, hacer disponibles los beneficios de las nuevas tecnologías, especialmente la información y las comunicaciones.

Fuente: www.org/millenniumgoals/.

2015, usando como referencia el año 1990. En la actualidad, es incierto el compromiso respecto a estos nobles objetivos de largo alcance, así como su seguimiento, que incluye capital financiero y humano.

No obstante, los ocho MDG considerados como objetivos políticos presentan la visión de un mundo mejor que puede servir como guía para la práctica de la ingeniería y para sus innovaciones durante varias décadas por venir. Representan compromisos para reducir la pobreza y las hambrunas, y para contrarrestar la deficiencia en materia de salud, la inequidad entre sexos, la falta de acceso al agua potable y la degradación ambiental. Son un buen ejemplo del enlace entre política e ingeniería; la política puede conducir a la innovación en ingeniería y los recientes avances ingenieriles pueden alentar el desarrollo de políticas que contengan estándares avanzados que redefinan la idea de “las mejores tecnologías disponibles”.

1.3 Problemas que afectarán la práctica de la ingeniería en el futuro

Como se señaló en la sección anterior, durante los últimos 40 años se ha incrementado la atención a la sustentabilidad global, amén de un creciente consenso de que el mundo enfrenta serios desafíos en materia de desarrollo económico a largo plazo, prosperidad de las sociedades y protección del medio ambiente. Estos retos se desprenden de actuales enfoques científicos, técnicos y políticos, así como del comportamiento de los individuos, las comunidades, las corporaciones y el gobierno.

En el continuo debate sobre los más importantes desafíos para la sustentabilidad, los problemas clave y las soluciones más interesantes involucran a aquellos sistemas de ingeniería que abordan la calidad del agua y del aire, clima, saneamiento, administración de desechos, salud, energía, producción de alimentos, químicos y materiales, así como la construcción del medio ambiente. Estos problemas constituyen retos locales y globales que de manera única afectan a las comunidades de todo el mundo, las cuales están íntimamente relacionadas por su población y datos demográficos. Su solución requerirá un enfoque integral que combine tecnología, gobernabilidad y economía. Con la comprensión de estos problemas mayores, el diseño de la ingeniería actual puede participar de manera más efectiva en el avance en pos de la sustentabilidad local, regional y global. Esta sección brinda un panorama de algunos desafíos que los ingenieros encararán en este siglo.

1.3.1 POBLACIÓN Y URBANIZACIÓN

Se espera que la población mundial actual, de más de 6 mil millones, alcanzará los 9 mil o los diez mil millones durante este siglo (figura 1.2). Por mucho tiempo, el impacto del **crecimiento poblacional** se ha considerado como uno de los más grandes desafíos para la coexistencia tanto de las metas ambientales, económicas y sociales como para la creación de un futuro sustentable. También tiene un gran impacto en la forma en que se administran los recursos naturales y se diseñan e invierten en la ingeniería de infraestructura. La mayor parte del crecimiento poblacional ocurre en el mundo en vías de desarrollo, especialmente en las áreas urbanas, en tanto que se mantiene estancado, y en algunos casos en declive, en gran parte del mundo industrializado.

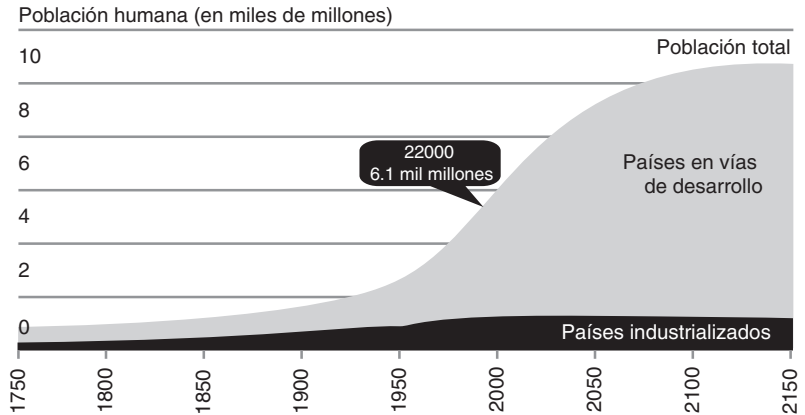
Este patrón de crecimiento poblacional sugiere —entre las complejidades de las poblaciones en crecimiento que incluyen las tasas de natalidad y mor-



Población

Figura 1.2 Población mundial (1750-2000) e incrementos proyectados para el 2150 Se atribuye el crecimiento de la población a los países industrializados o en vías de desarrollo. Por primera vez en la historia, la población urbana excede la población rural y se espera que la mayor parte del crecimiento poblacional del próximo siglo se sume a las urbes.

Naciones Unidas, 2006.



Recuadro / 1.4 Definición de países industrializados y países en vías de desarrollo

Si bien no hay una definición única de **país industrializado**, el concepto generalmente aceptado abarca a los países que han alcanzado un alto nivel relativo de logros económicos mediante una producción avanzada, un incremento en el ingreso y en el **consumo** per cápita, así como la utilización continua de los recursos naturales y humanos. Se consideran países industrializados Japón, Canadá, Estados Unidos, Australia, Nueva Zelanda y la mayoría de los países del norte y el oeste de Europa.

Un **país en vías de desarrollo** es aquel que no ha alcanzado un estado de desarrollo económico que se caracterice por el crecimiento de la industrialización. En los países en vías de desarrollo, el ingreso nacional es menor que la cantidad de dinero necesario para la infraestructura básica y los servicios, lo que conduce a un bajo nivel de vida relativo, una industria base subdesarrollada y un ingreso per cápita por debajo de los parámetros.

talidad, presiones sociopolíticas, acceso a los cuidados de salud y educación, equidad de los sexos y normas culturales— una correlación empírica entre la tasa de crecimiento poblacional y los niveles de desarrollo económico, que en muchas ocasiones equivale con la calidad de vida. Esta relación significaría que es posible cumplir con los desafíos de estabilizar el crecimiento poblacional y el avance en el objetivo de la sustentabilidad mediante el mejoramiento de la calidad de vida y la expansión del desarrollo equitativo y por tanto sustentable. Sin embargo, desde el punto de vista histórico, los incrementos en el desarrollo y en la calidad de vida han estado intrínsecamente ligados al consumo y asociados con el agotamiento de los recursos y la degradación ambiental. Una cantidad significativa de pruebas señala que un incremento en la población humana provoca un mayor laceramiento de los recursos naturales, al mismo ritmo en que la sociedad desarrolla su infraestructura. La comunidad de ingenieros tiene la oportunidad de continuar el desarrollo y el fomento de la calidad de vida a través de la protección y restauración de los ecosistemas, además de diseñar, desarrollar, implementar y mantener una infraestructura que no tenga consecuencias de degradación ambiental, consumo de recursos ni los efectos adversos e injustos en la sociedad, que se han venido dando en la historia.

Uno de los problemas ambientales enumerados en la tabla 1.1 es el crecimiento de las megaciudades, proceso llamado **urbanización**. Por vez primera en la historia de la humanidad, la población urbana excede a la rural. De hecho, se espera que para el 2030, 61% de la población mundial viva en

Tabla / 1.3

Distribución de la población mundial que no cuenta con suministro de agua segura ni saneamiento

Región*	% de la población que carece de suministro de agua segura	% de la población que carece de saneamiento seguro	2000 población (en millones)
Asia	19	52	3,683
África	38	40	784
Latinoamérica y el Caribe	15	22	519
Oceanía	12	7	30
Europa	4	8	729

* La cobertura en Estados Unidos y Canadá se aproxima a 100 por ciento.

FUENTE: Datos de la OMS y del UNICEF, 2000.

áreas urbanas. Es bien sabido que la urbanización es una de las fuentes de los problemas de salud. Por ejemplo, de 30 a 60 por ciento de la población urbana del mundo en vías de desarrollo carece de servicios de saneamiento y sistemas de drenaje y tuberías para agua potable.

1.3.2 SALUD

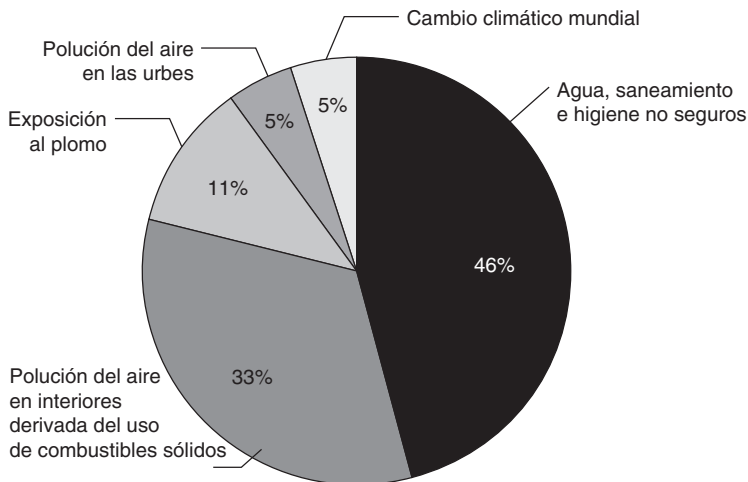
La **Organización Mundial de la Salud (WHO)** (visite www.who.org) estima que la deficiente calidad ambiental contribuye en 25% con las enfermedades que se pueden prevenir en el mundo. Además, la OMS reporta que 900 millones de personas no tienen acceso a un **suministro de agua segura** como conexión desde la casa, tomas de agua públicas, pozos, aljibes, manantiales protegidos o recolección de agua de lluvia (tabla 1.3). (El agua embotellada no está considerada como un suministro de agua segura.) El acceso a un saneamiento adecuado es incluso peor: 2.5 mil millones de personas no tienen acceso a ningún tipo de equipo de saneamiento. Una de las consecuencias es el impacto ecológico devastador en las aguas superficiales que reciben el agua doméstica procesada en hogares y negocios, porque más de 90% de las aguas de desecho no se trata en los países en vías de desarrollo y 33% en los países industrializados (OMS, 1999). Lo anterior ha conducido a horribles consecuencias en las comunidades cuyo abastecimiento de agua se encuentra río abajo y para las comunidades que dependen de los ecosistemas acuáticos que son su forma de sustento económico.

El contacto con el agua, el aire y los desechos sólidos constituyen muchos de los vectores de transmisión de enfermedades, por ello los problemas de salud son críticos para la profesión de la ingeniería ambiental. Tal y como lo señala la OMS, la salud se encuentra estrechamente relacionada con el desarrollo sustentable:

La salud es tanto un recurso como el resultado del desarrollo sustentable. No se podrán alcanzar los objetivos de un desarrollo sustentable cuando prevalecen enfermedades debilitantes y pobreza, y no se puede conservar la salud de la población sin un sistema de salud responsable y un medio ambiente saludable. La degradación ambiental, la mala adminis-

Figura 1.3 Riesgo ambiental y pérdidas económicas causadas por los días de incapacidad

Datos de Ezzati et al, 2004.



tracción de los recursos naturales, los estilos de vida y los patrones de consumo inseguros impactan la salud. Una salud que se enferma obstaculiza el alivio de la pobreza y el desarrollo económico (OMS, 2005).

El VIH/sida, la tuberculosis y la malaria se encuentran entre los más grandes asesinos mundiales. Por separado representan uno de los mayores impactos en las naciones en vías de desarrollo, pero su manera de interactuar hacen que su efecto combinado sea aún mucho peor y que sea una carga económica enorme para las familias y las comunidades, especialmente en aquellas cuyo sustento económico depende de una buena salud (UNESA, 2004). La figura 1.3 muestra los tipos de **riesgo ambiental** que conducen a grandes pérdidas económicas a causa de los días de incapacidad en la vida de una persona. Gran parte de la carga es el riesgo que asume la gente que vive en el mundo en vías de desarrollo. Observe que casi la mitad del riesgo está vinculado a las fallas en el acceso al agua y saneamiento, y gran parte de la otra mitad se debe a la exposición a la contaminación del aire en interiores o en el exterior.

La OMS (2004) explica que los problemas de salud se convierten en problemas económicos:

Para la gente que vive en la pobreza, las enfermedades y las incapacidades para laborar se traducen directamente en una pérdida del ingreso económico. Esto puede ser devastador para los individuos y sus familias cuyo ingreso económico depende de su salud.

Los efectos de una salud deficiente tienen ramificaciones significativas también a escala macroeconómica. Por ejemplo, se atribuye una fracción importante del déficit económico de África a las problemáticas del clima y de las enfermedades.

La degradación ambiental puede tener un efecto aún más directo en los ingresos económicos de un hogar. Los ingresos que se derivan de los ecosistemas, es decir, los **ingresos ambientales** representan “un peldaño en la adquisición de poder económico para la gente pobre del medio rural” (WRI, 2005). Este “capital natural” que el medio ambiente provee constituye los valores bursátiles que dan rendimientos en el flujo de los recursos naturales.

Dichos recursos pueden ser renovables (por ejemplo, los peces o los árboles) o no renovables (como el petróleo). El capital natural no renovable puede agotarse, en tanto que al capital natural renovable se le puede permitir regenerarse por sí mismo, o bien, se le puede cultivar con capital humano como estanques de peces, manadas de ganado y plantaciones forestales.

1.3.3 ESCASEZ DE AGUA, CONFLICTO Y RESOLUCIÓN

La escasez de agua es una situación en la cual no hay agua suficiente para satisfacer los requerimientos humanos normales. Quizá la definición que mejor visualiza el *acceso razonable* a una fuente de suministro de agua para los requerimientos humanos normales sea la de la Organización Mundial de la Salud: la disponibilidad de al menos 20 litros per cápita por día de una fuente que se encuentre a 1 km de la residencia del usuario. La figura 1.4 describe algo que ocurre diariamente en el mundo en vías de desarrollo: niños pequeños que recolectan agua de una fuente localizada lejos de su hogar.

Se considera que un país atraviesa por **insuficiencia de agua** cuando su suministro anual de agua desciende por debajo de los 1 700 m³ por persona. Cuando el abastecimiento anual de agua desciende por debajo de los 1 000 m³ por persona, se considera que el país sufre de **escasez de agua**. Según esta medida, casi dos mil millones de personas padecen actualmente de una grave escasez de agua. Más aún, se espera que mil millones de personas enfrentarán escasez de agua en el año 2025, 20% de la cual estará asociada con efectos directos de cambio en el clima. (Vörösmarty et al. 2000).

La figura 1.5 muestra los países que en la actualidad padecen insuficiencia o escasez de agua. Para el año 2025, más países enfrentarán escasez de agua (Figura 1.5). En los mapas se miden los índices de la deficiencia de agua como la proporción de la disminución del agua respecto del total de los recursos renovables. Es una proporción crítica que implica que la escasez de agua depende de la variabilidad de recursos. La escasez de agua causa un



Figura 1.4 Actividad diaria de recolección de agua que se ve en gran parte del mundo

(Foto cortesía de James R. Mihelcic)

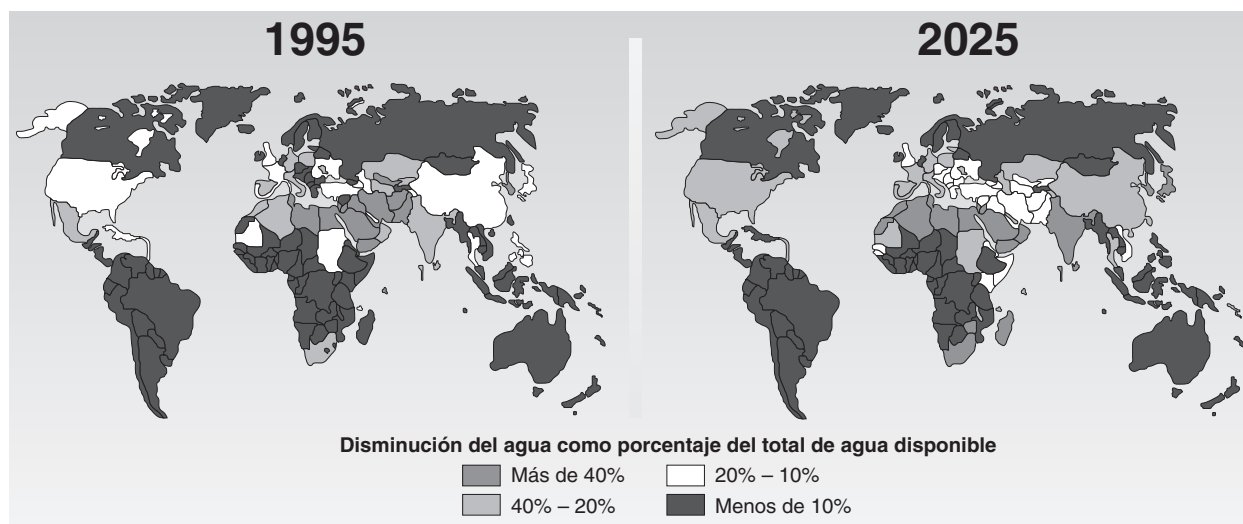


Figura 1.5 Países que enfrentarán insuficiencia o escasez de agua, 1995 y 2020 (proyección)

Datos de la Organización Meteorológica Mundial, figura adaptada del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2007.

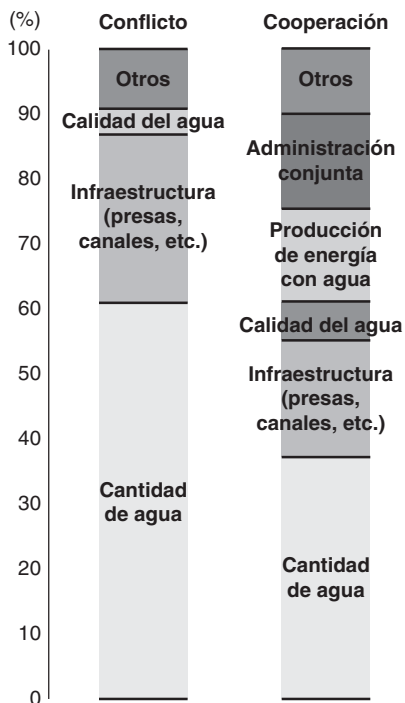


Figura 1.6 En materia de agua, ¿cooperación o conflicto? Se muestran los porcentajes de eventos que hubo por causa de un conflicto de agua, o bien que condujeron a una cooperación en materia de agua (Rediseñado con autorización de UNEP/GRID-Arendal, ¿Cooperación o conflicto en materia de agua?, UNEP/GRID-Arendal Maps and Graphics Library, <http://maps.grida.no/go/graphic/water-cooperation-or-conflict>).



Discusión en clase

Investigue un **conflicto** en **materia de agua** específico que se haya suscitado en su región o en el mundo y discútalos.

¿Qué tan limpia es la energía que utiliza?

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

deterioro de los recursos de agua dulce en términos de cantidad (sobreexplotación de los mantos freáticos, que se sequen los ríos, etc.) y de calidad (polución con materia orgánica, eutrofización, intrusión de agua de mar, etc.).

Se espera que en el futuro el agua sea una fuente de tensión y de cooperación. Lo anterior debido a que dos o más países comparten más de 215 de los ríos más importantes y 300 mantos freáticos acuíferos. La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) está constituida por 30 países miembros. El Comité para la Asistencia al Desarrollo de la OCDE escribe que *“las tensiones relacionadas con el agua pueden surgir a escalas geográficas varias. La comunidad internacional puede ayudar con los factores que determinan si estas tensiones conducirán a un conflicto violento. El agua también puede ser el foco de medidas que mejoren la confianza y la cooperación”*.

El siguiente sitio web registra una crónica de los conflictos relacionados con el agua desde 3000 a.C. (<http://www.worldwater.org/conflictchronology.pdf>). La historia muestra que la mayoría de los conflictos relacionados con el agua se resuelven de manera pacífica. De hecho, se han registrado 507 conflictos cuyo centro es el agua y 1 228 casos en que ha habido cooperación en materia de agua. Sin embargo, hay menos de 40 reportes de violencia en torno al agua. Esto muestra que el conflicto del agua quizá no es tan sensacionalista como lo han popularizado películas como *Chinatown* y libros como *Cadillac Desert*. La figura 1.6 muestra los acontecimientos específicos en los cuales el agua ha sido el móvil de conflicto o de cooperación. Como se aprecia en esta figura, la mayoría de los acontecimientos asociados con conflictos o actos de cooperación en torno al agua tienen relación con cambios en la cantidad del flujo del agua y en el diseño y construcción de infraestructura como presas y canales.

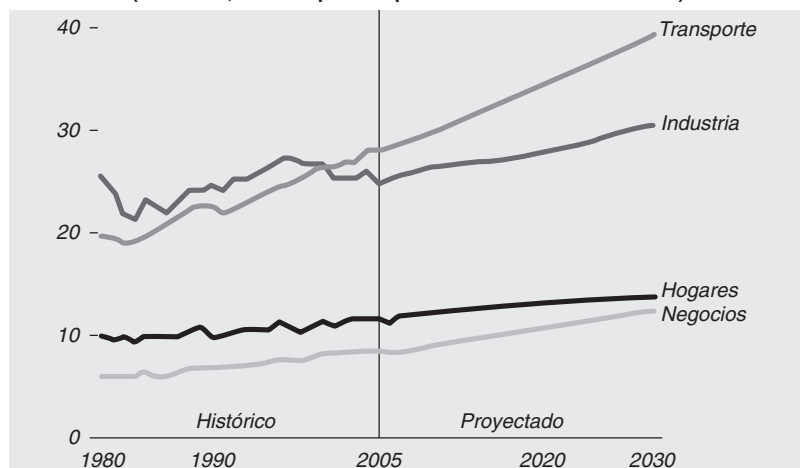
Un reto más es hallar soluciones económicamente sustentables para los problemas de infraestructura para el agua. Se estima que la diferencia de base entre los actuales niveles de inversión en agua y la infraestructura para su deshecho, y los niveles que se necesitan, es equivalente y cuesta cientos de miles de millones de dólares. UN-Habitat calcula que el costo de los Objetivos de Desarrollo del Milenio, Meta 11, que consiste en mejorar la vida de al menos 100 millones de personas que viven en los arrabales, asciende a \$67 mil millones de dólares. Sin embargo, otros 400 millones de personas llegarán a los arrabales para el 2020. Esta gente requerirá unos \$300 mil millones dólares adicionales si quieren tener acceso a los servicios básicos y a una vivienda digna. Uno de estos servicios básicos es el saneamiento, así como proveer una fuente de agua segura.

1.3.4 ENERGÍA Y CLIMA

El **consumo de energía** en Estados Unidos se ha incrementado en todos los sectores y se proyecta que se incremente en el futuro (figura 1.7a). Los ingenieros son los que diseñan, construyen y administran gran parte del consumo de dicha energía (por ejemplo, transporte y edificios residenciales y comerciales). La figura 1.7b desglosa los combustibles que proveen electricidad en Estados Unidos, incluyendo ese pequeño porcentaje de energía que provee una actual, o futura, fuente estadounidense de energía renovable.

La figura 1.8 ilustra el consumo de energía per cápita en Norteamérica, incluyendo Estados Unidos, Canadá y México) comparado con el resto del mundo desde 1980. En 2003, el consumo de energía per cápita fue aproximadamente cuatro veces mayor que el del resto del mundo. Esto demuestra

a) Consumo de energía por sector, 1980-2030
(1024 BTU; 1 watt equivale aproximadamente a 3.4121 BTU)



b) Electricidad generada por combustibles, 1980-2030 (mil millones de kilowatt-hora)

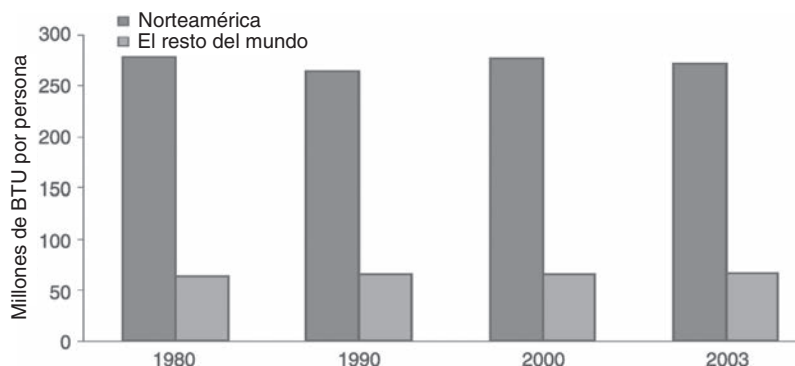
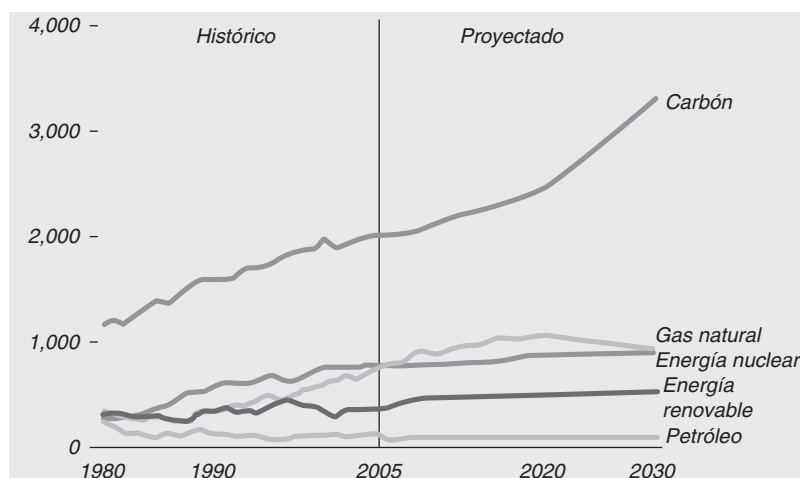


Figura 1.7 Consumo de energía y generación de electricidad en Estados Unidos, 1980-2003

De DOE, 2006.

Figura 1.8 Consumo anual de energía per cápita en Norteamérica y el resto del mundo El consumo de energía de Norteamérica ha sido aproximadamente cuatro veces mayor que el del resto del mundo durante este periodo de 23 años.



Cambio climático mundial

que los ingenieros deberían estar preocupados por las fuentes de energía y su uso en cada decisión que toman, especialmente en Estados Unidos.

El consumo de energía es una razón por la cual las emisiones de **gases de efecto invernadero** causan cambios en el **clima** del mundo. La mayoría de estas emisiones están vinculadas con la quema de combustibles fósiles para producir energía, y en menor proporción con el uso de la tierra. El **Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC)** (co ganadores del Premio Nobel de la Paz 2007) fue establecido por la Organización Meteorológica Mundial y la UNEP para evaluar información científica, técnica y socioeconómica relacionada con una mejor comprensión del cambio climático (para más información, visite <http://www.ipcc.ch/>). Los más de 2 000 reconocidos científicos que integran el IPCC predicen para el próximo siglo un posible incremento en la temperatura que irá de los 2.4° C a los 6.4° C.

Las consecuencias mundiales del calentamiento serán significativas. La figura 1.9 muestra cuáles son los impactos que se esperan en los ecosistemas, el agua, la comida, las zonas costeras y la salud, tal y como se relacionan con el incremento específico en la temperatura media mundial. No son sólo los ecosistemas y la vida silvestre los que dependen profundamente del clima, sino también la salud humana y la economía.

El impacto del cambio climático variará según el lugar. Por ejemplo, se verán sumamente afectadas las islas que constituyen pequeñas naciones, algunas partes del mundo en vías de desarrollo y regiones geográficas particulares de Estados Unidos. Algunas industrias resultarán más afectadas que otras. Los sectores económicos que dependen de la agricultura tendrán dificultades debido a la creciente variabilidad en los patrones del clima, y las aseguradoras lucharán para responder a un mayor número de eventualidades catastróficas relacionadas con el mal tiempo.

Recuadro / 1.5 Clima y salud

El cambio climático también tiene una relación con la salud humana. Se ha documentado la relación entre incrementos de temperatura y morbilidad y mortalidad. Los vectores de transmisión comunes en enfermedades como la malaria y el dengue son sensibles a la temperatura. El impacto que causan en la salud y la infraestructura eventualidades

extremas como inundaciones y huracanes, aunadas al cambio climático, es enorme. También podría aumentar la polución del aire en interiores causada por esporas y moho. Para más información, visite el sitio web de la Organización Mundial de la Salud en www.who.int/en.

En Estados Unidos existe un amplio espectro de condiciones climáticas con las que los ingenieros han trabajado por siglos. Por ejemplo, es bien sabido que el suroeste es seco y que el noreste es más húmedo. Estas variaciones en el clima han tenido influencia en las decisiones de los ingenieros en términos de suministro y uso del agua, lo que resulta en una infraestructura fija y manejable que estuvo basada en las mejores prácticas de su tiempo, pero que ahora lucha por cumplir con las demandas actuales. Los 54 000 sistemas de agua potable de ese país requieren de inversión pública durante los próximos 20 años. Aunque Estados Unidos gasta miles de millones de dólares anuales en infraestructura, a fin de cumplir con las actuales regulaciones federales en materia de agua y con las futuras, el agua potable enfrenta un déficit de al menos \$11 mil millones de dólares para reemplazar las viejas instalaciones que están por volverse obsoletas.

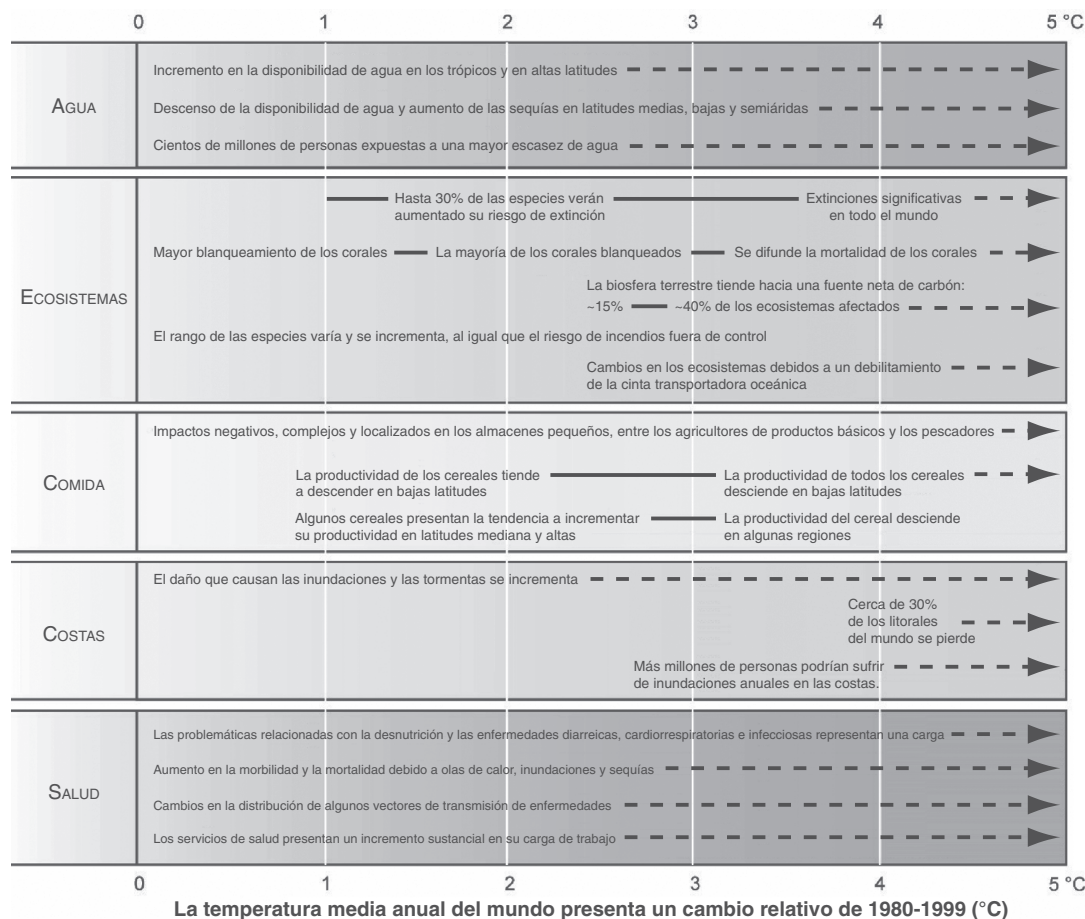


Figura 1.9
Pronóstico de los cambios derivados del cambio climático
Los efectos y el alcance de su impacto dependerán de la magnitud de los incrementos de la temperatura.

Con autorización del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático, Cambio Climático 2007: Impactos, adaptación y vulnerabilidad, Sumario de los diseñadores de políticas, Tabla SPM.2, 2007.

Este déficit no toma en cuenta cualquier aumento en la demanda del agua potable para los próximos 20 años (ASCE, 2005).

A medida que cambian el clima, la población y la demografía en el futuro, los ingenieros no sólo deben incorporar los avances tecnológicos para reducir el uso de energía y de agua, sino que también tienen que echar mano de las fuentes renovables de energía y materiales. Para diseñar la infraestructura, los ingenieros deben anticipar el crecimiento futuro, el comportamiento de la sociedad y otros factores que afectan la demanda durante la vida útil de los proyectos.

Lea el Informe sobre la salud en el mundo

<http://www.who.int/whr/en/index.html>

Recuadro / 1.6 La solución de 2 por ciento

Algunos científicos afirman que se pueden disminuir los impactos más peligrosos del calentamiento global si se reducen las emisiones totales en 80% para el año 2050. Puede parecer mucho, pero tan sólo requeriría que todos redujeran sus emisiones de bióxido de carbono en 2%

anual a partir de ahora y hasta el 2050. Si busca en Internet palabras clave como *dos por ciento* y *cambio climático*, encontrará información sobre cómo implementar reducciones voluntarias y ser parte de la solución del 2 por ciento.

1.3.5 QUÍMICOS TÓXICOS Y RECURSOS FINITOS

El uso, generación y desecho de los **químicos tóxicos** en el medio ambiente sigue siendo un problema mundial. Tan solo en Estados Unidos en el 2004, la industria emitió más de 4 mil millones de libras de químicos tóxicos al aire, a la tierra y al agua, se sabe que 72 millones de dichas libras incluían cancerígenos, según el Inventario de Emisión de Tóxicos de la EPA. Otros serios problemas mundiales son los **contaminantes orgánicos persistentes** (POP) y otros químicos tóxicos, entre ellos los **disruptores endocrinos**. A medida que estos químicos circulan a través de los sistemas de la naturaleza y del ser humano, constituyen un riesgo significativo a las funciones de los ecosistemas y la salud humana, ya que el ser humano se ve expuesto a estos químicos al respirar, beber agua y comer. Se trata de algo especialmente importante en fracciones susceptibles de la población como los niños, las mujeres embarazadas y la gente de edad avanzada.

Los ingenieros juegan un papel significativo en la reducción de los riesgos asociados con el uso y generación de estos químicos. Idealmente, pueden contribuir si el diseño de sus productos, procesos y sistemas no incluyen estos químicos en su producción, reparación, operación y mantenimiento. Otra importante y posible aportación de los ingenieros es la de comprender el destino y el transporte de estos químicos, de manera que se pueda eliminar o minimizar el daño que causan a los sistemas de la naturaleza y la exposición al ser humano.

En cuanto a los materiales, otra preocupación más allá de su toxicidad es la actual dependencia del ser humano en los **recursos no renovables**, la cual muy probablemente crecerá a medida que crece la población. Un **recurso renovable** es cualquier recurso natural que se consume a una tasa menor de la que se regenera, o bien, que es difícil de agotar en un futuro razonable. A fin de que la actual población del planeta pueda vivir con la misma calidad de vida de Estados Unidos, se requerirían los recursos de cuatro planetas Tierra. (Rees, 2006).

Los ingenieros pueden contribuir de varias maneras a cumplir con este desafío. Primero, al incorporar los recursos renovables a los diseños y especificaciones. Segundo, al diseñar productos, procesos y sistemas para materiales de alta eficiencia, lo que reduce la cantidad de material que ha de adquirirse, manufacturarse y finalmente desecharse. Hay también oportunidades significativas de mejorar la actual eficiencia de los materiales. En ciertos análisis recientes se ha encontrado que 94% de las materias primas que se utilizan en procesos de manufactura terminan como deshecho. Además, 99% de los materiales originales que contienen los productos estadounidenses, o que se han utilizado en su producción, se convierte en desecho a las seis semanas de la venta (Lovins, 1997). La mayoría de estos materiales de deshecho provienen de fuentes no renovables, particularmente del petróleo, lo que se suma a los efectos en la salud y el medio ambiente del ser humano.

1.3.6 FLUJO DE MATERIALES Y LA CONSTRUCCIÓN DEL MEDIO AMBIENTE

Se lleva a cabo una **construcción del medio ambiente** para tener donde vivir, trabajar, comerciar, estudiar y jugar. Se refiere a todo lo construido: edificios, caminos, puentes y puertos. Mientras que sólo de 2 a 3 por ciento del área terrestre de Estados Unidos está construida, aproximadamente 60% de esta área terrestre se ve ahora afectada por la construcción del medio ambiente (UNEP, 2002).

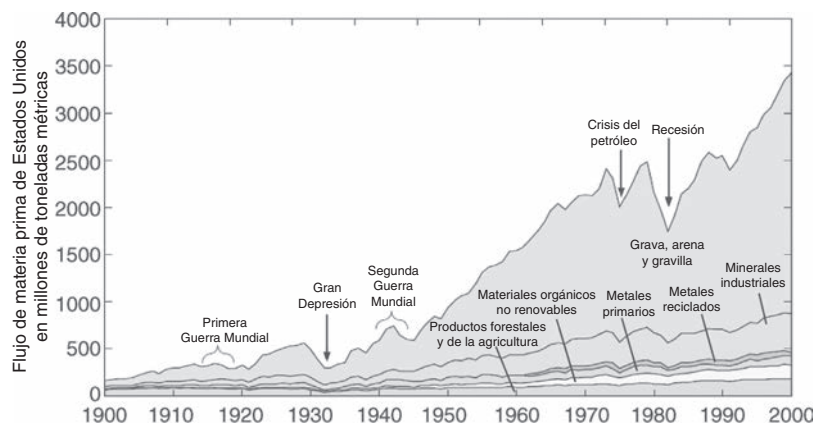


Figura 1.10 Flujo de materia prima en Estados Unidos por peso, 1900-1998 El uso de materia prima ha tenido un vasto incremento en el siglo xx y gran parte de ella se usa en la profesión de la ingeniería a manera de conglomerados, cemento (que está incluido en los minerales industriales) y como refuerzos de acero (que se encuentran en los metales primarios)

Según U.S. Geological Survey, Wagner, 2002.

La construcción del medio ambiente también requiere una cantidad tremenda de agua, energía y recursos naturales para su edificación y operación. Un análisis del **flujo de materiales** en Estados Unidos (figura 1.10) muestra que aproximadamente 85% del flujo de materiales en ese país por peso, está asociado a elementos como conglomerados, cemento, refuerzos de acero y madera; materiales que se incorporan a la infraestructura ingenieril. (Observe que no se incluye el agua en este análisis, pero si se hiciera, sería el único material con el mayor flujo.)

Se usan los conglomerados en cementos y en la producción de hormigón, el cual se hace de cemento, arena, grava y agua. Los materiales industriales también comprenden el cemento Portland y los muros de tablaroca que se usan en la construcción residencial y comercial. **La energía gris**—la cantidad de energía que se requiere en todas las etapas del ciclo de vida desde la adquisición de la materia prima, manufactura, uso y fin de vida útil— del hormigón tiene un impacto significativo en los actuales flujos de energía estadounidense (tabla 1.4). La transportación de los conglomerados y del hormigón hasta los lugares de construcción asciende a más de 10% del total de la energía gris. Además, la producción de 1 kg de cemento Portland resulta en la producción de aproximadamente 1 kg de CO₂. Cuando si se toma en cuenta el fin de la vida útil de los materiales

Tabla / 1.4

Energía gris asociada con los componentes del hormigón

Material	% material por peso	% de energía gris
Cemento	12	94
Arena	34	1.7
Grava	48	5.9
Agua	6	0

FUENTE: Horvarth, 2004, reproducido con autorización del Annual Review of Environment and Resources, volumen 29, © 2004 por Annual Reviews, www.annualreviews.org.

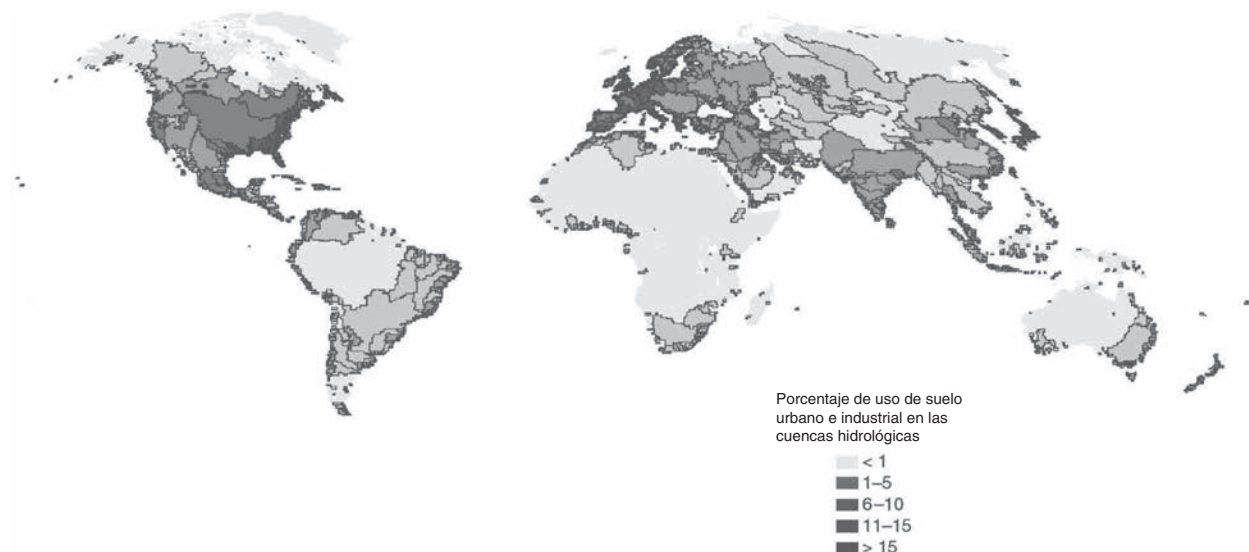


Figura 1.11 Uso de suelo urbano e industrial en las cuencas de los ríos del mundo A lo largo de la costa este de Estados Unidos, Europa occidental y Japón se concentran litorales sumamente urbanizados. En las costas de China, India, Centroamérica, la mayor parte de Estados Unidos, Europa Occidental y el Golfo Pérsico es menor el uso de suelo con fines urbanos e industriales. (Reproducido con autorización del Instituto de Recursos Mundiales, 2000. Análisis piloto de los ecosistemas mundiales: sistemas de agua dulce. Instituto de Recursos Mundiales, Washington, D.C.).

de ingeniería, los escombros producto de demoliciones y los residuos de construcción constituyen de 13 a 19 por ciento de los desechos sólidos, la mitad de los cuales es hormigón (por volumen) y sólo se recicla de 20 a 30 por ciento de este material (Hovarth, 2004).

La construcción del medio ambiente en las áreas urbanas también afecta el calentamiento local, cuyo término más preciso es **isla de calor**, así como la cantidad y calidad de agua que circula a través. La figura 1.11 muestra la intensidad del **uso de suelo** en el mundo. Se localizan muchos litorales sumamente urbanizados a lo largo de la costa este de Estados Unidos, y existe un uso igualmente intenso en Europa occidental y Japón. Hay concentraciones urbanas menos densas en el resto de Estados Unidos y en las zonas costeras de China, India, Centroamérica y el Golfo Pérsico. Estas áreas urbanas se construyeron mediante el cambio y reubicación de ríos, lagos, bosques y pantanos. Lo anterior ha tenido un gran impacto en la infiltración en las propiedades, en las tasas de transpiración y en el consecuente desgaste de estas zonas hidrológicas. Las superficies impermeables (que se abordan en los capítulos 8 al 14) que cubren los caminos incrementan no sólo el volumen, sino también la tasa a la cual se agota el agua. Lo anterior ha disminuido la recarga de los recursos freáticos, así como la calidad de las cuencas que la reciben. La pérdida de las zonas acuíferas en estas áreas ha exacerbado dichos efectos.

La migración de los centros urbanos hacia desarrollos suburbanos de reciente creación también provoca problemas, se trata de un fenómeno conocido como “dispersión urbana descontrolada” o su término en inglés “sprawl”. Para desarrollarse y mantenerse, este tipo de crecimiento requiere energía y materiales significativos, provoca que las travesías diarias al trabajo sean mayores y que con frecuencia se hagan en automóviles persona-

les en lugar de transportes públicos, además, pueden contribuir a la fragmentación de las comunidades, de los terrenos silvestres y del campo. Iniciativas como las de **crecimiento inteligente** o un **nuevo urbanismo** constituyen estrategias para mitigar las crecientes preocupaciones relacionadas con la dispersión urbana. Ambos enfoques hacia el desarrollo urbano se concentran en el diseño de comunidades que preservan las tierras naturales, protegen la calidad del agua y del aire y reusan la tierra ya desarrollada. Al diseñar el uso compartido de los vecindarios (residencial, comercial, oficinas y escuelas), las comunidades crean ambientes en donde los residentes pueden caminar o trasladarse en bicicleta, usar el transporte público y conducir su automóvil, con el objetivo de vivir y trabajar dentro de la misma comunidad. La alta calidad de vida de estas comunidades las hace económicamente competitivas, crea oportunidades de negocio y mejora la base tributaria local (EPA, 2007).

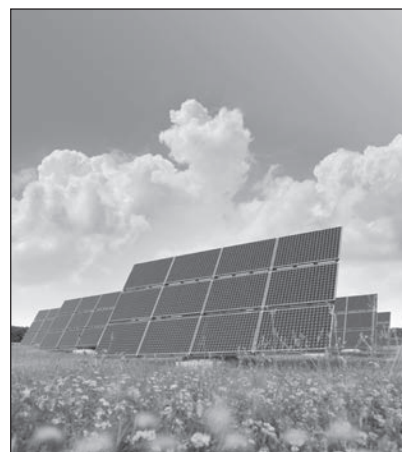
1.4 La revolución sustentable

En el origen de la **revolución sustentable** se encuentran la sociedad y la comunidad de ingenieros; se trata de una de varias revoluciones que se han suscitado en los últimos 10 000 años y que han cambiado la manera en que el ser humano interactúa con los sistemas naturales. Las primeras dos revoluciones fueron la agrícola y la industrial, que tuvieron lugar a lo largo de muchos decenios y siglos. Aunque las presiones en el medio ambiente pueden ser mayores a causa de la población y la tecnología, cada vez se está más cerca del principio de una nueva revolución.

Hace 10 000 años, cuando se originó la revolución agrícola, la población mundial ascendía a 10 millones. Hacia 1750 había crecido a aproximadamente 800 millones. Una sociedad basada en la agricultura no era necesariamente más productiva o eficiente. De hecho, algunos creían que era tan sólo la base para acomodar a una población creciente. Por ejemplo, la revolución agrícola dio como resultado comida de un menor valor nutricional por acre; sin embargo, limitó los desafíos que representaban la vida y los campos silvestres. La revolución agrícola también impulsó conceptos acerca de la propiedad de la tierra como feudalismo, riqueza, estatus, comercio, dinero, poder, gremio, templo, ejército y ciudad (Meadows et al., 2004).

Durante el relativamente corto periodo de la Revolución Industrial, la población mundial se incrementó en más de 6 mil millones. La Revolución Industrial trajo consigo maquinaria, capitalismo, caminos, ferrocarriles, combustión, chimeneas, fábricas y grandes áreas urbanas. Junto con la revolución agrícola, introdujo en el mundo los actuales y los emergentes problemas medioambientales que se enumeran en la tabla 1.2. La Revolución Industrial también aportó al vocabulario palabras que describen muchos desafíos medioambientales modernos y que ahora son de uso común. En la tabla 1.5 se enumeran algunos de esos vocablos. También se refieren los términos que se están haciendo de uso común durante la revolución sustentable.

Los ingenieros pueden contribuir de manera significativa al éxito de la revolución sustentable mediante su potencial para diseñar y administrar el futuro con diseños innovadores y sustentables. Los ingenieros pueden jugar un papel significativo en el logro de un futuro sustentable si piensan más allá de las mejoras incrementales y consideran los saltos tecnológicos, si proveen servicios sin entidades físicas y si diseñan su ingeniería con ese propósito. Como se mencionó antes, Einstein dijo que se necesita un nuevo nivel de conciencia para crear soluciones, en este caso, para diseñar un mejor mañana.



iStockphoto.

Tabla / 1.5**Vocabulario de la Revolución Industrial y de la Revolución Sustentable**

Revolución Industrial	Revolución Sustentable
Energía no renovable	Energía renovable
Desperdicio	Eficiencia
Cambio climático	Restauración ecológica
Consumo	Equidad de recursos
Acumulación	Justicia social y medioambiental
Toxicidad, smog, contaminantes orgánicos persistentes, disruptores endocrinos	Química verde
Transportación	Accesibilidad
Canales hidráulicos de hormigón	Desarrollos hídricos de bajo impacto con base en agua de lluvia y de tormenta
Islas de calor como uno de los efectos urbanos	Techos verdes
Bioacumulación	Biodiversidad
Diseño industrial	Diseño verde
Producto interno bruto (PIB)	Índice de bienestar económico sustentable, índice de sustentabilidad medioambiental, indicador de progreso genuino

Términos clave

- capacidad de persistencia
- Carson, Rachel
- clima
- Comisión Brundtland
- conflicto relacionado con el agua
- construcción del medio ambiente
- consumo
- consumo de energía
- contaminantes orgánicos persistentes (POP)
- crecimiento inteligente
- crecimiento poblacional
- desarrollo sustentable
- disruptores endocrinos
- doctrina de la custodia de los bienes comunes
- energía gris
- escasez de agua
- flujo de materiales
- fuente de suministro de agua
- gases de efecto invernadero
- ingeniería sustentable
- ingresos ambientales
- insuficiencia de agua
- isla de calor
- “La tragedia de los bienes comunes”
- *Los límites del crecimiento*
- nuevo urbanismo
- Objetivos de Desarrollo del Milenio (MDG)
- Organización Mundial de la Salud (WHO)
- país en vías de desarrollo
- país industrializado
- Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC)
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP)
- químicos tóxicos
- recurso no renovable
- recurso renovable
- revolución sustentable
- riesgo ambiental
- sustentabilidad
- línea triple principal
- urbanización
- uso de suelo



capítulo/Uno Problemas

1.1 Identifique tres fuentes que den su definición de sustentabilidad (por ejemplo, el gobierno local, estatal o federal; la industria, una organización medioambiental; un organismo internacional; un grupo financiero o de inversión). Compare y contraste estas tres definiciones con la de la Comisión Brundtland. ¿Cómo reflejan sus fuentes la definición?

1.2 Escriba su propia definición de desarrollo sustentable de manera que pueda aplicarse a su profesión de ingeniero. En dos o tres oraciones explique por qué es apropiada y cuál es su aplicación.

1.3 Imagine que usted ha nacido en un país en vías de desarrollo. La salud y la prosperidad de su comunidad están amenazadas por los cambios climáticos que causan las emisiones antropogénicas de CO₂ que generan principalmente los países industrializados. La situación es extrema, al grado de que la gente de su comunidad no bautiza a sus hijos hasta que hayan pasado los 5 años, en vista de que es posible que mueran antes de esa edad. Si tuviera la oportunidad de hablar con un ingeniero de un país industrializado, ¿qué le diría?

1.4 Investigue el progreso que hayan alcanzado dos países de su elección en pos de los ocho Objetivos de Desarrollo del Milenio (MDG). concentre los resultados en una tabla. Entre otras fuentes, puede consultar el sitio web de las Naciones Unidas www.un.org/millenniumgoals/

1.5 Investigue dos ejemplos de contaminantes orgánicos persistentes (POP, por sus siglas en inglés), y escriba un párrafo corto que describa cada químico, sus usos y aplicaciones más comunes y sus efectos, conocidos y supuestos, en la salud humana y en el medio ambiente. ¿Cuáles son los problemas económicos, sociológicos y medioambientales que se relacionan en estos químicos?

1.6 Dibuje una gráfica que muestre la población mundial en el eje *y* (desde 1960) y, en el eje *x*, una línea del tiempo que identifique las más importantes conferencias mundiales relacionadas con el medio ambiente y la sustentabilidad. Indique cualquier evento mundial importante (por ejemplo, desastre, guerra, hambruna) que haya contribuido a la pérdida de atributos sociales o medioambientales que usted personalmente valore.

1.7 Piense cómo se relaciona “La tragedia de los bienes comunes” con un problema medioambiental local. Sea específico: a qué se refiere con el término “bienes comunes” en este ejemplo en particular, y sea cuidadoso al explicar cómo generaciones presentes y futuras verán deteriorados dichos “bienes comunes”.

1.8 Investigue un problema del medio ambiente mundial en el sitio web www.unep.org. ¿Cuál es el estado actual del recurso ambiental implicado en el problema? ¿Se ofrecen proyecciones futuras? ¿Cuáles?

1.9 En el sitio web de UNEP hay numerosas gráficas que describen problemas medioambientales de escala mundial. Elija una gráfica y relaciónela con uno de los problemas analizados en la sección 1.3. Reproduzca esta gráfica y comente cómo este problema específico afecta a diferentes regiones del mundo (Norteamérica, Centroamérica y el Caribe, Sudamérica, Europa, Asia, Oceanía). ¿De qué manera dificultades como el crecimiento poblacional, urbanización, cambio climático afectarán (negativa o positivamente) este problema a futuro? Presente una solución sustentable que incluya un equilibrio entre lo social, medioambiental y económico.

1.10 Investigue el sitio web de la Organización Mundial de la Salud (www.who.org) y escriba un ensayo de una cuartilla acerca de cómo se relaciona la salud con la sustentabilidad. Dé ejemplos específicos.

1.11 Familiarícese con el sitio web del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (www.ipcc.ch/). Escriba un ensayo de una cuartilla sobre cómo los cambios en el clima pueden afectar a futuro dos aspectos de su profesión como ingeniero.

1.12 Investigue un conflicto relacionado con el agua dentro y fuera de su país. ¿Qué similitudes y diferencias encuentra entre ambos?

1.13 Identifique un litoral cercano que atraviese fronteras estatales o nacionales. ¿Cuáles son los conflictos potenciales relacionados con este litoral compartido? Identifique al menos tres representantes legales implicados.

1.14 Visite el sitio web del Departamento de Energía de Estados Unidos (www.doe.gov) e investigue los consumos de energía del sector doméstico, comercial, industrial y de transporte. Haga una tabla que relacione este consumo específico de energía con el porcentaje de emisiones de CO₂ de Estados Unidos y del mundo. Identifique una solución sustentable para reducir el uso de energía y las emisiones contaminantes de CO₂ para cada sector.

1.15 Visite el sitio web de la EPA (www.epa.gov) e investigue “crecimiento inteligente” o “isla de calor”. Escriba un ensayo de una cuartilla que defina el tema que eligió y que lo relacione de manera fundamental con la práctica de la ingeniería.

1.16 Investigue la definición de sociedad civil en el sitio web de la Naciones Unidas (www.un.org). Analice por qué los miembros de la sociedad civil deberían implicarse activamente en la solución sustentable de un problema común de su comunidad en la que los ingenieros trabajan (por ejemplo, la calidad del agua o del aire, transportación, accesibilidad o uso de suelo).

1.17 Visite el sitio web de la Sociedad Americana de Ingenieros Civiles (www.asce.org) e investigue y analice el estado de la infraestructura en Estados Unidos.

1.18 En el sitio web de la Organización Mundial de la Salud (www.who.org) investigue un problema de salud relacionado con el agua, el aire en interiores o el clima. Comente en una cuartilla el problema y formule una solución sustentable que incluya los componentes sociales, medioambientales y económicos.

1.19 En sus propias palabras, exponga en un párrafo cómo se relaciona la salud con la sustentabilidad. ¿Acaso su comentario variará dependiendo si usted vive en el mundo industrializado o en el mundo en vías de desarrollo? ¿Los actuales sistemas de transporte se han diseñado teniendo en cuenta la sustentabilidad?

1.20 Visite el sitio web del Instituto de Recursos Mundiales (www.wri.org) y consulte el reporte *Recursos Mundiales 2005: La riqueza del pobre: Gestionar los problemas para combatir la pobreza*. Seleccione un estudio de caso y demuestre cómo la gente que vive en la pobreza depende del medio ambiente para obtener una gran porción de su sustento económico. Sea específico acerca de la cantidad real de riqueza económica que el medio ambiente provee en este estudio.

Referencias

- American Society of Civil Engineers (ASCE). 2005. "Report Card for America's Infrastructure, 2005", www.asce.org/reportcard/2005/index.cfm, consultado el 1 de abril de 2008.
- Daly, H. E. 1986. *Beyond Growth*. Boston: Beacon Press.
- Environmental Protection Agency (EPA). 2007. "About Smart Growth". Office of Policy Economics and Innovation, www.epa.gov/livability/about_sg.htm, consultado el 8 de febrero de 2007.
- Ezzati, M., A. Rodgers, A. D. Lopez, et al. 2004. "Mortality and Burden of Disease Attributable to Individual Risk Factors". En *Comparative Quantification of Health Risks: Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors*, vol. 2, ed. por M. Ezzati, A. D. Lopez, et al. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.
- Horvath, A. 2004. "Construction Materials and the Environment". *Annual Review of Environment and Resources* 29:181-204.
- Instituto de Recursos Mundiales (WRI). 2000. "Pilot Analysis of Global Ecosystems (PAGE): Freshwater Systems". Washington, D.C.: Instituto de Recursos Mundiales.
- Instituto de Recursos Mundiales (WRI) en colaboración con el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (UNDP), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP) y el Banco Mundial. 2005. "World Resources 2005: The Wealth of the Poor-Managing Ecosystems to Fight Poverty". Washington, D.C.
- Lovins, A. B., L. H. Lovins y E. U. Weizsacker. 1997. *Factor Four: Doubling Wealth, Halving Resource Use; The New Report to the Club of Rome*. Londres: James & James/Earthscan.
- Meadows, D. H., D. L. Meadows, J. Randers y W. W. Behrens III. 1972. *The Limits to Growth*. Londres: Earth Island Limited.
- Meadows, D., J. Randers y D. Meadows. 2004. *The Limits to Growth: The 30-Year Update*. White River Junction, Vt.: Chelsea Green Publishing Co.
- Mihelcic, J. R., J. C. Crittenden, M. J. Small, D. R. Shonnard, D. R. Hokanson, Q. Zhang, H. Chen, S. A. Sorby, V. U. James, J. W. Sutherland y J. L. Schnoor. 2003. "Sustainability Science and Engineering: Emergence of a New Metadiscipline". *Environmental Science & Technology* 37(23):5314-5324.
- OMS y UNICEF. 2000. *Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia.
- Organización Mundial de la Salud (WHO). 1999. "The World Health Report 1995: Bridging the Gaps". Ginebra: Organización Mundial de la Salud.
- Organización Mundial de la Salud (WHO). 2004. *Global and Regional Burden of Diseases Attributable to Selected Risk Factors*, vols. 1 y 2. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.
- Organización Mundial de la Salud (WHO). 2005. "World Summit on Sustainable Development". Sitio web de WHO, www.who.int/wssd/en/, consultado el 10 de junio de 2005.
- Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC). 2007. "Summary for Policy Makers". En *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, ed. por M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden y C. E. Hanson, 7-22. Cambridge: Cambridge University Press.
- Payne, R. 1968. "Among Wild Whales". *New York Zoological Society Newsletter* (noviembre).
- Rees, W. E. 2006. "Ecological Footprints and Bio-Capacity: Essential Elements in Sustainability Assessment". En *Renewables-Based Technology: Sustainability Assessment*, ed. por Jo Dewulf y Herman Van Langenhove, 143-158. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- United Nations. 2006. *World Population Prospects*, revisión de 2006, esa.un.org/unpp/.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs (UNESA). 2004. *World Urbanization Prospects: The 2003 Revision*, UN Sale No. E.04.XIII.6, Nueva York: UNESA Population Division.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2002. *Global Environmental Outlook 3*. Londres: Earthscan.
- UNEP. 2007. *Global Environmental Outlook 4*. La Valleta, Malta: Progress Press.
- U.S. Department of Energy. 2007. *Annual Energy Review*. Sitio web de Energy Information Administration, www.eia.doe.gov/emeu/aer/contents.html, consultado el 15 de agosto de 2007.
- Vörösmarty, C. J., P. Green, J. Salisbury y R. B. Lammers. 2000. "Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth". *Science* 289:284-288.
- Wagner, L. A. 2002. "Materials in the Economy: Material Flows, Scarcity and the Economy", U.S. Geological Survey Circular 1221, U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- WFEO-ComTech (World Federation of Engineering Organizations y ComTech) Engineers and Sustainable Development, 2002.
- World Commission on Environment and Development. 1987. *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.

capítulo/Dos Mediciones ambientales

James R. Mihelcic, Richard E.
Honrath Jr., Noel R. Urban, Julie
Beth Zimmerman

En este capítulo, los lectores se familiarizarán con las diferentes unidades que se emplean para medir los niveles de contaminación en sistemas acuíferos (agua), de suelo/sedimentos, atmosféricos y globales.

Secciones principales

- 2.1 Unidades de concentración de masa
- 2.2 Unidades de volumen/volumen y de mol/mol
- 2.3 Unidades de presión parcial
- 2.4 Unidades mol/volumen
- 2.5 Otro tipo de unidades

Objetivos de aprendizaje

1. Calcular la concentración química en unidades de masa/masa, masa/volumen, volumen/volumen, mol/mol, mol/volumen y equivalente/volumen.
2. Convertir concentraciones químicas a partes por millón o partes por billón.
3. Calcular concentraciones químicas en unidades de presión parcial.
4. Calcular concentraciones químicas en unidades de constituyentes comunes como dureza, nitrógeno, fósforo, índice GWP, equivalentes de carbono y equivalentes de dióxido de carbono.
5. Utilizar la ley de los gases ideales para convertir entre unidades ppm_v y $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
6. Calcular concentraciones de partículas en el aire y el agua.
7. Representar concentraciones de químicos específicos en mezclas y sus efectos directos como el agotamiento de oxígeno, para expresar unidades de demanda de oxígeno bioquímico y de oxígeno químico.



2.1 Unidades de concentración de masa

La concentración química es uno de los determinantes más importantes de prácticamente todos los aspectos del destino químico: transporte y tratamiento en los sistemas de la naturaleza y de la ingeniería. Esto se debe a que la concentración es la fuerza que controla el movimiento de los químicos dentro de un medio ambiente y entre un medio ambiente y otro, así como la tasa de muchas reacciones químicas. Además, la concentración a menudo determina la severidad de efectos adversos como toxicidad, bioconcentración y cambio climático.

La concentración de los químicos se expresa sistemáticamente en varias unidades. La selección de las unidades en una situación dada depende del químico utilizado, de su ubicación (aire, agua o suelo/sedimentos) y de cómo se utilizará la medida. Por lo tanto, es necesario familiarizarse con las unidades y con los métodos de conversión. La concentración usualmente se representa mediante una de las dos posibles categorías que se enumeran en la tabla 2.1. Los prefijos importantes que hay que conocer son pico (10^{-12} , p), nano (10^{-9} , n), micro (10^{-6} , μ), mili (10^{-3} , m) y kilo (10^3 , k).

Entre las unidades de concentración que se basan en la masa química se incluyen masa química por masa total y masa química por volumen total. En estas descripciones se usa m_i para representar la masa del químico al que se hace referencia con i .

2.1.1 UNIDADES DE MASA/MASA

Las **concentraciones de masa/masa** se expresan por lo general como partes por millón, partes por billón, partes por trillón, etcétera. Por ejemplo, 1 mg de un soluto que se encuentre en 1 kg de solvente es igual a 1 ppm_m. Las **partes por millón por masa** (representadas como ppm o ppm_m) se definen como el número de unidades de masa de un químico por millón de unidades del total de la masa. Por lo tanto, el ejemplo anterior se puede expresar de manera matemática:

$$\text{ppm}_m = \text{g de } i \text{ en } 10^6 \text{ g total} \quad (2.1)$$

Tabla / 2.1

Unidades comunes de concentración utilizadas en las mediciones ambientales

Representación	Ejemplo	Unidades típicas
masa química/masa total	mg/kg para suelos	mg/kg, ppm _m
masa química/volumen total	mg/L para el agua o el aire	mg/L, $\mu\text{g}/\text{m}^3$
volumen químico/volumen total	para fracción de volumen en el aire	ppm _v
mol químico/volumen total	para moles/L en agua	M

FUENTE: Mihelcic (1999), reimpresso con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Ley de métodos analíticos del agua limpia

<http://www.epa.gov/waterscience/methods>

Técnicas de monitoreo de contaminantes del aire

<http://www.epa.gov/ebtpages/airairpollutiontesting.html>

Esta definición es equivalente a la siguiente fórmula general, la cual se utiliza para calcular concentraciones ppm_m de medidas de masa química en una muestra de masa total m_{total} :

$$\text{ppm}_m = \frac{m_i}{m_{\text{total}}} \times 10^6 \quad (2.2)$$

Advierta que el factor 10^6 de la ecuación 2.2 es en realidad un factor de conversión. Tiene implícitas las unidades de ppm_m /fracción de masa (fracción de masa = m_i/m_{total}), como se muestra en la ecuación 2.3:

$$\text{ppm}_m = \frac{m_i}{m_{\text{total}}} \times 10^6 \frac{\text{ppm}_m}{\text{fracción de masa}} \quad (2.3)$$

En la ecuación 2.3, m_i/m_{total} se define como la fracción de masa y el factor de conversión 10^6 es similar al factor de conversión 10^2 que se utiliza para convertir fracciones a porcentajes. Por ejemplo, la expresión $0.25 = 25\%$ se puede considerar como:

$$0.25 = 0.25 \times 100\% = 25\% \quad (2.4)$$



© Anthony Rosenberg/iStockphoto.

Definiciones similares se usan en las unidades ppb_m , ppt_m y en porcentajes por masa. Esto es, 1 **ppb_m** es igual a 1 **parte por billón** o 1g de un químico por billón (10^9) g total, de tal manera que el número de ppb_m de una muestra es igual a $m_i/m_{\text{total}} \times 10^9$. Y 1 **ppt_m** por lo general significa 1 **parte por trillón** (10^{12}). Sin embargo, sea cauteloso al interpretar los valores ppt, porque se pueden referir a partes por mil o partes por trillón.

Las concentraciones masa/masa también se pueden reportar con las unidades mostradas detalladamente (por ejemplo, mg/kg o $\mu\text{g}/\text{kg}$). En suelos y sedimentos, 1 ppm_m es igual a 1 mg del contaminante por kg de

ejemplo/2.1 Concentración en el suelo

Se analiza 1 kg de tierra para el solvente químico tricloroetileno (TCE). El análisis indica que la muestra contiene 5.0 mg de TCE. ¿Cuál es la concentración en ppm y en ppbm?

solución

$$\begin{aligned} [\text{TCE}] &= \frac{5.0 \text{ mg TCE}}{1.0 \text{ kg suelo}} = \frac{0.005 \text{ g TCE}}{10^3 \text{ g suelo}} \\ &= \frac{5 \times 10^{-6} \text{ g TCE}}{\text{g suelo}} \times 10^6 = 5 \text{ ppm}_m = 5,000 \text{ ppb}_m \end{aligned}$$

Advierta que en suelo y sedimentos, mg/kg equivalen a ppm y que $\mu\text{g}/\text{kg}$ equivalen a ppbm.

sólido (mg/kg) y 1 ppb_m es igual a 1 µg/kg. Análogamente, el porcentaje por masa es igual al número de gramos de contaminante por 100 g totales.

2.1.2 UNIDADES DE MASA/VOLUMEN: mg/L Y µg/m³

En el caso de la atmósfera es común el uso de unidades de concentración de masa por volumen de aire como mg/m³ y µg/m³. En el agua son comunes las unidades de concentración de masa/volumen de mg/L y µg/L. En la mayoría de los sistemas acuosos, ppm_m es equivalente a mg/L. Esto se debe a que la densidad del agua pura es aproximadamente de 1000 g/L (según se demostró en el ejemplo 2.2). De hecho, la densidad del agua pura es de 1000 g/L a 5° C. A 20° C la densidad ha disminuido ligeramente a 998.2 g/L. Esta igualdad es estrictamente verdadera sólo para las soluciones *diluidas*, en las cuales no todo el material disuelto contribuye de manera significativa a la masa del agua, y la densidad total permanece aproximadamente a 1000 g/L. La mayoría de las aguas residuales y de la naturaleza se pueden considerar diluidas, con excepción, quizá, de las aguas marinas, saladas y de algunos arroyos reciclados.

ejemplo/2.2 Concentración del agua

Al analizar un litro de agua se encuentra que contiene 5.0 mg de TCE. ¿Cuál es la concentración del TCE en mg/L y en ppm_m?

solución

$$[\text{TCE}] = \frac{5.0 \text{ mg TCE}}{1.0 \text{ L H}_2\text{O}} = \frac{5.0 \text{ mg}}{\text{L}}$$

Para convertir de ppm_m a unidades de masa/masa es necesario convertir el volumen de agua a la masa de agua. Para ello, divide entre la densidad del agua, que es aproximadamente de 1000 g/L:

$$\begin{aligned} [\text{TCE}] &= \frac{5.0 \text{ mg TCE}}{1.0 \text{ L H}_2\text{O}} \times \frac{1.0 \text{ L H}_2\text{O}}{1000 \text{ g H}_2\text{O}} \\ &= \frac{5.0 \text{ mg TCE}}{1000 \text{ g total}} = \frac{5.0 \times 10^{-6} \text{ g TCE}}{\text{g total}} \times \frac{10^6 \text{ ppm}_m}{\text{fracción de masa}} \\ &= 5.0 \text{ ppm}_m \end{aligned}$$

En la mayoría de los sistemas acuosos, mg/L es equivalente a ppm_m.

En este ejemplo, la concentración del TCE está muy por encima de la permitida por el estándar estadounidense que rige el agua para beber, 5 µg/L (o 5 ppb), establecido para proteger la salud humana. El valor de 5 ppb es pequeño. Considérela desde este punto de vista: la población de la Tierra excede los 6 mil millones de personas, lo que significa que los 30 individuos de uno de los salones de clase constituyen una concentración humana de aproximadamente ¡5 ppb!

ejemplo/2.3 Concentración del aire

¿Cuál es la concentración del monóxido de carbono (CO) expresado en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de una mezcla de 10 L de gas que contiene 10^{-6} moles de CO?

solución

En este caso, las cantidades que se han medido se presentan en unidades mol por el volumen total del químico. Para convertir el químico a masa por total de volumen, convertir los moles en masa multiplicando los moles por el peso molecular del CO. El peso molecular del CO (28 g/mol) es igual a 12 (peso atómico del C) más 16 (peso atómico del O).

$$\begin{aligned}
 [\text{CO}] &= \frac{1.0 \times 10^{-6} \text{ mol CO}}{10 \text{ L total}} \times \frac{28 \text{ g CO}}{\text{mol CO}} \\
 &= \frac{28 \times 10^{-6} \text{ g CO}}{10 \text{ L total}} \times \frac{10^6 \mu\text{g}}{\text{g}} \times \frac{10^3 \text{ L}}{\text{m}^3} = \frac{2,800 \mu\text{g}}{\text{m}^3}
 \end{aligned}$$

2.2 Unidades de volumen/volumen y de mol/mol

Con frecuencia se usan unidades de fracción de volumen o de fracción de mol para expresar la concentración de los gases. Las unidades de fracción de volumen más comunes son las **partes por millón por volumen** (que se representan como **ppm** o **ppm_v**), que se definen como

$$\text{ppm}_v = \frac{V_i}{V_{\text{total}}} \times 10^6 \quad (2.5)$$

en donde V_i/V_{total} es la fracción de volumen y 10^6 es un factor de conversión, con unidades de ppm_v por fracción de volumen.

Otras unidades comunes para contaminantes gaseosos son las **partes por billón (10⁹) por volumen (ppb_v)**.

La ventaja de las unidades de volumen/volumen es que las concentraciones gaseosas que se reportan en estas unidades no cambian conforme el gas se comprime o se expande. Las concentraciones atmosféricas que se expresan como masa por volumen (por ejemplo, $\mu\text{g}/\text{m}^3$) disminuyen a medida que el gas se expande, debido a que la masa del contaminante permanece constante pero el volumen aumenta. Con frecuencia, las unidades de masa/volumen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ y ppm_v) se usan para expresar la concentración de los gases. (Vea la ecuación 2.9 para conversiones entre $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y ppm_v .)

2.2.1 USO DE LA LEY DE LOS GASES IDEALES PARA CONVERTIR ppm_v A $\mu\text{g}/\text{m}^3$

La ley de los gases ideales se puede usar para convertir unidades de concentración gaseosa masa/volumen a unidades volumen/volumen. La **ley**

de los gases ideales establece que la *presión* (P) multiplicada por el *volumen* (V) es igual al *número de moles* (n) por la *constante de gas* (R) por la *temperatura absoluta* (T) en grados Kelvin o Rankine. La conocida fórmula escrita es

$$PV = nRT \quad (2.6)$$

Se puede expresar la **constante universal de los gases ideales**, R , de la ecuación 2.6 mediante muchos conjuntos de unidades diferentes. A continuación se enumeran algunos de los valores más comunes de R :

0.08205 L-atm/mol-K
 $8.205 \times 10^{-5} \text{ m}^3\text{-atm/mol-K}$
 $82.05 \text{ cm}^3\text{-atm/mol-K}$
 $1.99 \times 10^{-3} \text{ kcal/mol-K}$
 8.314 J/mol-K
 1.987 cal/mol-K
 $62\,358 \text{ cm}^3\text{-torr/mol-K}$
 $62\,358 \text{ cm}^3\text{-mm Hg/mol-K}$

Debido a que la constante universal R se puede expresar en diferentes unidades, hay que ser cuidadoso siempre y asegurarse de que se está usando el valor correcto.

La ley de los gases ideales también establece que el volumen que ocupa un número dado de moléculas de cualquier gas es el mismo, sin importar su peso molecular ni su composición, a condición de que la presión y la temperatura se mantengan constantes. La ley de los gases ideales se puede adaptar para mostrar el volumen que ocupan n moles de gas:

$$V = n \frac{RT}{P} \quad (2.7)$$

En condiciones normales ($P = 1 \text{ atm}$ y $T = 273.15 \text{ K}$), 1 mol de cualquier gas puro ocupará un volumen de 22.4 L. Se puede llegar a este resultado usando el valor correspondiente de R (0.08205 L-atm/mol-K) y la forma de la ley de los gases ideales que se usa en la ecuación 2.7. A otras temperaturas y presiones, el volumen varía tal y como lo determina la ecuación 2.7.

Los términos RT/P se cancelan en el ejemplo 2.4. Esto demuestra un punto importante que es útil al calcular concentraciones por fracción de volumen o por fracción de sustancia: *las tasas de volumen y de mol son equivalentes para los gases*. Esto es claro a partir de la ley de los gases ideales, porque a temperatura y presión constantes, el volumen que ocupa un gas es proporcional al número de moles. Por lo tanto, la ecuación 2.5 es equivalente a la ecuación 2.8:

$$\text{ppm}_v = \frac{\text{moles } i}{\text{moles total}} \times 10^6 \quad (2.8)$$

La solución al ejemplo 2.4 se podría haber hallado al usar simplemente la ecuación 2.8 y determinar la razón de mol. Por lo tanto, en un problema se pueden usar las unidades de volumen o las unidades de mol para calcular

ejemplo/2.4 Concentración de gas en fracción de volumen

Una mezcla de gas contiene 0.001 moles de dióxido de sulfuro (SO_2) y 0.999 moles de aire. ¿Cuál es la concentración de SO_2 expresada en unidades ppm_v ?

solución

La concentración en ppm_v se determina usando la ecuación 2.5.

$$[\text{SO}_2] = \frac{V_{\text{SO}_2}}{V_{\text{total}}} \times 10^6$$

Para resolverla, convertir el número de moles de SO_2 a volumen usando la ley de los gases ideales (ecuación 2.6) y el número total de moles a volumen. Entonces dividir ambas expresiones:

$$V_{\text{SO}_2} = 0.001 \text{ mol SO}_2 \times \frac{RT}{P}$$

$$\begin{aligned} V_{\text{total}} &= (0.999 + 0.001) \text{ mol total} \times \frac{RT}{P} \\ &= (1.000) \text{ mol total} \times \frac{RT}{P} \end{aligned}$$

Sustituya los términos de volumen por ppm_v :

$$\text{ppm}_v = \frac{0.001 \text{ mol SO}_2 \times \frac{RT}{P}}{1.000 \text{ mol total} \times \frac{RT}{P}} \times 10^6$$

$$\text{ppm}_v = \frac{0.001 \text{ L SO}_2}{1.000 \text{ L total}} \times 10^6 = 1000 \text{ ppm}_v$$

ppm_v . Estar consciente de esto le ahorrará conversiones innecesarias entre mol y volumen.

Algunas veces la **razón mol** (moles i /moles total) se representa como **fracción de sustancia**, X .

El ejemplo 2.5 y la ecuación 2.9 muestran cómo se usa la ley de los gases ideales para convertir concentraciones de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a ppm_v .

El ejemplo 2.5 demuestra una manera útil de escribir la conversión para la concentración del aire entre unidades $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y unidades ppm_v :

$$\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} = \text{ppm}_v \times \text{MW} \times \frac{1,000 P}{RT} \quad (2.9)$$

en donde MW es el peso molecular de las especies químicas, R es igual a 0.08205 L-atm/mol-K, T es la temperatura en grados K y 1000 es un factor de conversión ($1000 \text{ L} = \text{m}^3$). Observe que para 0°C , el valor de RT es 22.4 L-atm/mol, en tanto que a 20°C , RT tiene un valor de 24.2 L-atm/mol.

ejemplo/2.5 Conversión de la concentración de un gas de ppb_v y µg/m³

La medición de la concentración de SO₂ en el aire resultó de 100 ppb_v. ¿Cuál es esta concentración en unidades µg/m³? Suponer que la temperatura es de 28° C y que la presión es de 1 atm. Recuerde que T , expresada en °K es igual a T en °C más 273.15.

solución

Para lograr esta conversión, usar la ley de los gases ideales para convertir el volumen de SO₂ a moles de SO₂, lo que da como resultado unidades de mol/L. Esto podrá convertirse a µg/m³ si se usa el peso molecular de SO₂ (que es igual a 64). Este método se utilizará para desarrollar una fórmula general para convertir entre ppm_v y µg/m³.

Primero, use la definición de ppb_v para obtener la proporción de volumen para el SO₂:

$$100 \text{ ppb}_v = \frac{100 \text{ m}^3 \text{ SO}_2}{10^9 \text{ m}^3 \text{ solución de aire}}$$

Ahora convierta el volumen de SO₂ en el numerador a unidades de masa. Esto se hace en dos pasos. Primero, convierta el volumen a un número de moles usando el formato de la ley de los gases ideales (ecuación 2.6), $n/V = P/RT$, y la temperatura y presión dadas:

$$\begin{aligned} \frac{100 \text{ m}^3 \text{ SO}_2}{10^9 \text{ m}^3 \text{ solución de aire}} \times \frac{P}{RT} &= \frac{100 \text{ m}^3 \text{ SO}_2}{10^9 \text{ m}^3 \text{ solución de aire}} \\ \times \frac{1 \text{ atm}}{8.205 \times 10^{-5} \frac{\text{m}^3 \cdot \text{atm}}{\text{mol} \cdot \text{K}} (301 \text{ K})} &= \frac{4.05 \times 10^{-6} \text{ mol SO}_2}{\text{m}^3 \text{ aire}} \end{aligned}$$

En el paso dos, convierta los moles de SO₂ a masa de SO₂ usando el peso molecular del SO₂:

$$\frac{4.05 \times 10^{-6} \text{ mol SO}_2}{\text{m}^3 \text{ aire}} \times \frac{64 \text{ g SO}_2}{\text{mol SO}_2} \times \frac{10^6 \text{ µg}}{\text{g}} = \frac{260 \text{ µg}}{\text{m}^3}$$

2.3 Unidades de presión parcial

En la atmósfera se pueden determinar por separado las concentraciones de elementos químicos en el gas y en fases de partículas. Una sustancia se encontrará en su fase gas si la temperatura atmosférica está por encima de su punto de ebullición (o sublimación) o si su concentración se ubica por debajo de su presión saturada de vapor a una temperatura específica (la presión de vapor se define en el capítulo 3). Todos los constituyentes gaseosos de la atmósfera, más importantes o menores, tienen puntos de ebullición muy por debajo de la temperatura atmosférica. Típicamente, la

Tabla / 2.2

Composición de la atmósfera

Compuesto	Concentración (% volumen o mol)	Concentración (ppm _v)
Nitrógeno (N ₂)	78.1	781 000
Oxígeno (O ₂)	20.9	209 000
Argón (Ar)	0.93	9300
Dióxido de carbono (CO ₂)	0.038	379
Neón (Ne)	0.0018	18
Helio (He)	0.0005	5
Metano (CH ₄)	0.00018	1.774
Kriptón (Kr)	0.00011	1.1
Hidrógeno (H ₂)	0.00005	0.50
Óxido de nitrógeno (N ₂ O)	0.000032	0.319
Ozono (O ₃)	0.000002	0.020

FUENTE: Adaptado de Mihelcic (1999), con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

concentración de estas especies se expresa ya sea como fracciones de volumen (por ejemplo, porcentaje, ppm_v o ppb_v) o como presiones parciales (unidades de atmósfera).

La tabla 2.2 resume las concentraciones de los constituyentes atmosféricos más abundantes, incluyendo el dióxido de carbono y el metano. De entre los gases de efecto invernadero, el dióxido de carbono es la aportación que el hombre hace en mayor medida. El **Panel Intergubernamental del Cambio Climático** (IPCC; visite www.ipcc.ch) reporta que la concentración mundial de dióxido de carbono en la atmósfera se incrementó en 379 ppm_v en el año 2005 en relación con los niveles previos a la Revolución Industrial, que ascendían a 280 ppm_v. Las concentraciones mundiales de metano que se registraron en ese año alcanzaron los 1774 ppb. Este registro de concentración de metano excede por mucho el rango natural de 320 a 790 ppb_v, que se ha medido en orificios en el hielo que datan de hace 650 000 de años. Según el IPCC, es muy posible que este incremento en la concentración de metano se deba a que se destinan los suelos a la agricultura, al crecimiento de la población y al uso de energía proveniente de la combustión de combustibles fósiles.

La presión total que ejerce una mezcla de gas se puede considerar como la suma de las presiones parciales que ejerce cada componente de dicha mezcla. La **presión parcial** de cada componente es igual a la presión que se ejercería si se retiraran repentinamente todos los otros componentes de la mezcla. Es común expresar la presión parcial como P_i , donde i se refiere a un gas en particular. Por ejemplo, la presión parcial del oxígeno en la atmósfera P_{O_2} es de 0.21 atm.

Recuerde que la ley de los gases ideales establece que, a temperatura y volumen dados, la presión es directamente proporcional al número de moles del gas presente; por lo tanto, las fracciones de presión son idénticas a las fracciones de sustancia (y a las fracciones de volumen). Por esta razón, la presión parcial se puede calcular como el producto de la fracción de sustancia o la fracción de volumen y la presión total. Por ejemplo:

$$\begin{aligned} P_i &= [\text{fracción de volumen}_i \text{ o fracción de sustancia}_i \times P_{\text{total}}] \\ &= [(\text{ppm}_v)_i \cdot 10^{-6} \times P_{\text{total}}] \end{aligned} \quad (2.10)$$

Además, si se adapta la ecuación 2.10, se pueden calcular los valores de ppm_v a partir de presiones parciales de la siguiente manera:

$$\text{ppm}_v = \frac{P_i}{P_{\text{total}}} \times 10^6 \quad (2.11)$$

Es posible entonces añadir la presión parcial a la lista de tipos de unidad que se usan para calcular ppm_v . Esto es, se puede usar ppm_v en los cálculos ya sea para volumen (ecuación 2.5), mol (ecuación 2.8) o presión parcial (ecuación 2.11).

El ejemplo 2.6 aplica estos principios a la presión parcial de una familia de compuestos químicos que solía ser muy popular, y que se conocen como bifenilos policlorados (PCB), que se ilustran en la figura 2.1.

ejemplo/2.6 Concentración y presión parcial

La medición de la concentración del bifenilo policlorado en fase gas en el aire que circunda el Lago Superior arrojó 450 picogramos por metro cúbico (pg/m^3). ¿Cuál es la presión parcial (en atm) del PCB? Suponga que la temperatura es de 0°C , la presión atmosférica es de 1 atm y el peso molecular promedio del PCB es 325.

solución

La presión parcial se define como la fracción de sustancia o fracción de volumen multiplicada por la presión total del gas. Primero, encuentre el número de moles del PCB en un litro de aire. Luego use la ley de los gases ideales (ecuación 2.7) para calcular que 1 mol de gas a 0°C y 1 atm ocupa 22.4 L. Sustituya este valor en la primera expresión para determinar la fracción de sustancia del PCB:

$$\begin{aligned} 450 \frac{\text{pg}}{\text{m}^3 \text{ de aire}} \times \frac{\text{mol}}{325 \text{ g}} \times 10^{-12} \frac{\text{g}}{\text{pg}} \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{L}} &= 1.38 \times 10^{-15} \frac{\text{mol de PCB}}{\text{L de aire}} \\ 1.38 \times 10^{-15} \frac{\text{mol de PCB}}{\text{L de aire}} \times \frac{22.4 \text{ L}}{\text{mol de aire}} &= 3.1 \times 10^{-14} \frac{\text{mol de PCB}}{\text{mol de aire}} \end{aligned}$$

Al multiplicar la fracción de sustancia por la presión total (1 atm) (vea la ecuación 2.10) resulta en una presión parcial del PCB de $3.1 \times 10^{-14} \text{ atm}$.

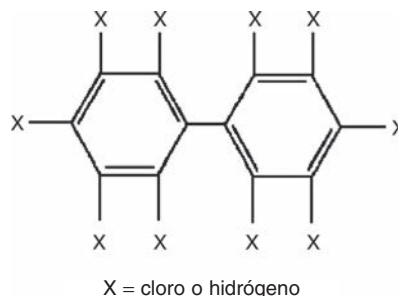


Figura 2.1 Estructura química de los bifenilos policlorados (PCB) Los PCB son una familia de compuestos que se producen comercialmente al clorar el bifenilo. Se pueden colocar átomos de cloro en los diez sitios disponibles o sólo en algunos de ellos, lo que da lugar a 209 congéneres. Por su gran estabilidad, los PCB tienen una amplia gama de usos, en los que se incluyen refrigerantes en transformadores y como fluidos hidráulicos y solventes. Sin embargo, las propiedades químicas resultantes de dicha estabilidad también tienen como consecuencia un químico que no se degrada fácilmente y que se bioacumula en la cadena alimenticia, lo que es un peligro para la vida humana y silvestre. En 1976, la Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA) prohibió la manufactura del PCB y de los productos que lo contuvieran. La TSCA también adoptó regulaciones estrictas en el caso de futuros usos y ventas del PCB. Típicamente, los PCB se vendían como mezclas a las que se les conocía comúnmente como Arocloros. Por ejemplo, la mezcla de Arocloro 1260 consiste en 60% de cloro por peso, lo que significaba que se sustituía el PCB individual de la mezcla primaria con 6 a 9 cloros por molécula de bifenilo. En contraste, el Arocloro 1242 presenta 42% de cloro por peso; por lo tanto, se trata de un PCB que contiene principalmente entre 1 a 6 cloros por molécula de bifenilo.

Extraído de Mihelcic (1999). Reproducido con la autorización de John Wiley & Sons, Inc.

ejemplo/2.7 Concentración como presión parcial corregida por humedad

¿Cuál sería la presión parcial (en atm) del dióxido de carbono (CO_2) cuando el barómetro indica 29.0 pulgadas de Hg, la humedad relativa es de 80% y la temperatura es de 70° F? Use la tabla 2.2 para obtener la concentración de CO_2 en el aire seco.

solución

Las unidades de concentración por presión parcial de la tabla 2.2 se refieren a aire seco, así que primero se corrige la presión parcial para la humedad presente en el aire. En el aire seco, la concentración del CO_2 es de 379 ppm_v. La presión parcial será esta fracción de volumen multiplicada por la presión total del aire seco. La presión total del aire seco es la presión atmosférica total (29.0 pulg de Hg) menos la contribución de vapor de agua. La presión del vapor de agua a 70° F es de 0.36 lb/pulg². Por lo tanto, la presión total del aire seco es

$$\begin{aligned}
 P_{\text{total}} - P_{\text{agua}} &= 29.0 \text{ pulg Hg} - \left[0.36 \frac{\text{lb}}{\text{pulg}^2} \times \frac{29.9 \text{ pulg Hg}}{14.7 \text{ lb/pulg}^2} \times 0.8 \right] \\
 &= 28.4 \text{ pulg Hg}
 \end{aligned}$$

ejemplo/2.7 Continuación

La presión parcial del CO₂ sería:

$$\text{fracción de vol.} \times P_{\text{total}} = 379 \text{ ppm}_v \times \frac{10^{-6} \text{ fracción de vol.}}{\text{ppm}_v} \times \left[28.4 \text{ pulg Hg} \times \frac{1 \text{ atm}}{29.9 \text{ pulg Hg}} \right] = 3.6 \times 10^{-4} \text{ atm}$$

2.4 Unidades de mol/volumen

Las unidades **mol por litro** (molaridad, M) se usan para dar cuenta de las concentraciones de los compuestos disueltos en el agua. Se define **molaridad** como el número de moles de un compuesto en un litro de solución. Se dice que son **molares** las concentraciones que se expresan en estas unidades.

No se debe confundir la molaridad, M, con la molalidad, m. La molaridad se usa generalmente en los cálculos de equilibrio y en el resto de esta obra. La **molalidad** es el número de moles de una solución que se añaden a exactamente 1 L de solvente. Por lo tanto, el volumen real de una solución molar es ligeramente mayor que 1 L. Es más probable que se use la molalidad al referirse a las propiedades del solvente, como los puntos de ebullición y congelación. Por lo tanto, su uso es muy raro en situaciones relacionadas con el medio ambiente.



El mol

ejemplo/2.8 Concentración como molaridad

La concentración del tricloroetileno (TCE) es de 5 ppm. Convierta estas unidades a molaridad. El peso molecular del TCE es de 131.5 g/mol.

solución

No olvide que el ppm_m del agua equivale a mg/L, por lo que la concentración del TCE es de 5.0 mg/L. La conversión a unidades molares requiere solamente el peso molecular:

$$\frac{5.0 \text{ mg TCE}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol}}{131.5 \text{ g}} = \frac{3.8 \times 10^{-5} \text{ mol}}{\text{L}} = 3.8 \times 10^{-5} \text{ M}$$

A menudo se expresan las concentraciones por debajo de 1 M como unidades de milimoles por litro o milimolar (1 mM = 10⁻³ moles/L), o en micro-moles por litro, o micromolar (1 μM = 10⁻⁶ moles/L). Por lo tanto, la concentración de TCE se puede expresar como 0.038 mM o 38 μM.

ejemplo/2.9 Concentración como molaridad

Se encontró que la concentración de alaclor, un herbicida común, en el río Misisipí es del rango de 0.04 a 0.1 μg/L. ¿Cuál es el rango de concentración en nanomoles/L? La fórmula molecular del alaclor es C₁₄H₂₀O₂NCI y su peso molecular es 270.

ejemplo/2.9 Continuación

solución

La concentración se puede hallar en el rango inferior en nmol/L de la siguiente manera:

$$\frac{0.04 \text{ } \mu\text{g}}{\text{L}} \times \frac{\text{mol}}{270 \text{ g}} \times \frac{10^{-6} \text{ } \mu\text{g}}{\mu\text{g}} \times \frac{10^9 \text{ nmol}}{\text{mol}} = \frac{0.15 \text{ nmol}}{\text{L}}$$

De forma similar, el rango superior (0.1 $\mu\text{g/L}$) se puede calcular como 0.37 nmol/L.

2.5 Otro tipo de unidades

Las concentraciones también se pueden expresar como normalidad, como constituyente común o representadas por su efecto.

2.5.1 NORMALIDAD

Típicamente se usa la **normalidad** (equivalentes/L) para definir la química del agua, especialmente en instancias en las que se involucran reacciones ácido-base y reacciones de óxido-reducción. La normalidad también se usa con frecuencia en el laboratorio durante las medidas analíticas de los constituyentes del agua. Por ejemplo, en la obra *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Eaton et al., 2005) hay muchos casos en donde se prepara la concentración de los reagentes químicos y se reporta en unidades de normalidad no de molaridad.

Es útil reportar la concentración en una **base equivalente** porque si dos especies químicas reaccionan y ambas tienen la misma fuerza en una base equivalente, 1 mL de volumen del reactivo número 1 reaccionará con 1 mL de volumen del reactivo número 2. En la química ácido-base, el número de equivalentes por mol de ácido es igual al número de moles de H^+ que el ácido puede donar potencialmente. Por ejemplo, el HCl tiene 1 equivalente/mol, el H_2SO_4 tiene 2 equivalentes/mol y el H_3PO_4 tiene 3 equivalentes/mol. De la misma manera, el número de equivalentes por mol de una base es igual al número de H^+ que reaccionarán con 1 mol de la base. Así, el NaOH tiene 1 equivalente/mol, la CaCO_3 tiene 2 equivalentes/mol y el PO_4^{3-} tiene 3 equivalentes/mol.

En las reacciones de óxido-reducción, el número de equivalentes se relaciona con el número de electrones que una especie dona o acepta. Por ejemplo, el número de equivalentes del Na^+ es 1 (donde e^- es igual a un electrón) porque $\text{Na} \rightarrow \text{Na}^+ + e^-$. Igualmente, el número de equivalentes para el Ca^{2+} es 2 porque $\text{Ca} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2e^-$. Se define el **peso equivalente** (en gramos (g) por equivalente (eqv)) de una especie como el peso molecular de la especie dividida entre el número de equivalentes de la especie (g/mol dividida entre eqv/mol es igual a g/eqv).

Todas las soluciones acuosas se deben mantener con una carga neutral. Otro modo de decirlo es que la suma de todos los cationes en una base



© Nadezda Pyastolova/iStockphoto.

ejemplo/2.10 Cálculo de peso equivalente

¿Cuál es el peso equivalente del HCl, el H_2SO_4 , el NaOH, la CaCO_3 y el CO_2 acuoso?

solución

Para hallar el peso equivalente de cada compuesto, divida el peso molecular entre el número de equivalentes.

$$\text{peso eqv del HCl} = \frac{(1 + 35.5)\text{g/mol}}{1 \text{ eqv/mol}} = \frac{36.5 \text{ g}}{\text{eqv}}$$

$$\text{peso eqv del H}_2\text{SO}_4 = \frac{(2 \times 1) + 32 + (4 \times 16)\text{g/mol}}{2 \text{ eqv/mol}} = \frac{49 \text{ g}}{\text{eqv}}$$

$$\text{peso eqv del NaOH} = \frac{(23 + 16 + 1)\text{g/mol}}{1 \text{ eqv/mol}} = \frac{40 \text{ g}}{\text{eqv}}$$

$$\text{peso eqv del CaCO}_3 = \frac{40 + 12 + (3 \times 16)\text{g/mol}}{2 \text{ eqv/mole}} = \frac{50 \text{ g}}{\text{eqv}}$$

Para determinar el peso equivalente del CO_2 acuoso se requiere información adicional. El dióxido de carbono acuoso no es un ácido hasta que se hidrata en agua y forma ácido carbónico ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$). Así que el CO_2 acuoso realmente tiene 2 eqv/mol. Por lo tanto, se puede ver que el peso equivalente del dióxido de carbono acuoso es

$$\frac{12 + (2 \times 16)\text{g/mol}}{2 \text{ eqv/mol}} = \frac{22 \text{ g}}{\text{eqv}}$$

ejemplo/2.11 Cálculo de normalidad

¿Cuál es la normalidad (N) de 1 M en las soluciones de HCl y de H_2SO_4 ?

solución

$$1 \text{ M HCl} = \frac{1 \text{ mol HCl}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ eqv}}{\text{mol}} = \frac{1 \text{ eqv}}{\text{L}} = 1 \text{ N}$$

$$1 \text{ M H}_2\text{SO}_4 = \frac{1 \text{ mol H}_2\text{SO}_4}{\text{L}} \times \frac{2 \text{ eqv}}{\text{mol}} = \frac{2 \text{ eqv}}{\text{L}} = 2 \text{ N}$$

Observe que en bases equivalentes, 1 M de solución de ácido sulfúrico es el doble de fuerte que 1 M de solución de HCl.

equivalente debe ser igual a la suma de todos los aniones en una base equivalente. Por lo tanto, las muestras de agua se pueden verificar para determinar si hay algo incorrecto en los análisis o si falta algún constituyente. El ejemplo 2.12 muestra cómo se hace esto.

ejemplo/2.12 Uso de equivalentes para determinar la precisión de los análisis de agua

La etiqueta de una botella de agua mineral de Nueva Zelanda que se compró en la ciudad de Dunedin asegura que el análisis químico del agua mineral dio como resultado los siguientes cationes y aniones que se identificaron con sus concentraciones correspondientes (en mg/L):

$$[\text{Ca}^{2+}] = 2.9 \quad [\text{Mg}^{2+}] = 2.0 \quad [\text{Na}^+] = 11.5 \quad [\text{K}^+] = 3.3$$

$$[\text{SO}_4^{2-}] = 4.7 \quad [\text{F}^-] = 0.09 \quad [\text{Cl}^-] = 7.7$$

¿Es correcto el análisis?

solución

Primero convierta todas las concentraciones de los iones principales a una base equivalente. Para ello, multiplique la concentración en mg/L por la unidad de conversión (g/1000 mg) y luego divida entre el peso equivalente de cada sustancia (g/eqv). Entonces, sume las concentraciones de todos los cationes y aniones en la base equivalente. Generalmente se considera aceptable una solución con menos de 5% de error.

Cationes

$$[\text{Ca}^{2+}] = \frac{1.45 \times 10^{-4} \text{ eqv}}{\text{L}}$$

$$[\text{Mg}^{2+}] = \frac{1.67 \times 10^{-4} \text{ eqv}}{\text{L}}$$

$$[\text{Na}^+] = \frac{5 \times 10^{-4} \text{ eqv}}{\text{L}}$$

$$[\text{K}^+] = \frac{8.5 \times 10^{-5} \text{ eqv}}{\text{L}}$$

Aniones

$$[\text{SO}_4^{2-}] = \frac{9.75 \times 10^{-5} \text{ eqv}}{\text{L}}$$

$$[\text{F}^-] = \frac{4.73 \times 10^{-6} \text{ eqv}}{\text{L}}$$

$$[\text{Cl}^-] = \frac{2.17 \times 10^{-4} \text{ eqv}}{\text{L}}$$

La cantidad total de cationes es igual a $9.87 \times 10^{-4} \text{ eqv/L}$ y la cantidad total de aniones es igual a $3.2 \times 10^{-4} \text{ eqv/L}$.

El análisis no está dentro de 5%. Los resultados del análisis son más de tres veces más cationes que aniones en una base equivalente. En consecuencia, hay dos conclusiones posibles: 1) Son incorrectas una o más de las concentraciones que se reportaron, suponiendo que se hayan tomado en cuenta todos los cationes y aniones principales. 2) En el análisis químico no se tomaron en cuenta uno o más aniones importantes. (Un posible anión omitido podría ser el bicarbonato, HCO_3^- , en vista de que es un anión común en la mayoría de las aguas naturales.)

2.5.2 CONCENTRACIÓN COMO UN CONSTITUYENTE COMÚN

La concentración se puede expresar como un **constituyente común** y por lo tanto, incluye las contribuciones de varios compuestos químicos. Los gases de efecto invernadero, el nitrógeno y el fósforo son químicos cuyas concentraciones típicamente se reportan como constituyentes comunes.

Por ejemplo, el fósforo puede estar presente en un lago o en los desagües bajo formas inorgánicas llamadas ortofosfatos (H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} complejos), polifosfatos (por ejemplo, $\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$ y $\text{H}_3\text{P}_3\text{O}_{10}^{2-}$), metafosfatos (por ejemplo, $\text{HP}_3\text{O}_9^{2-}$) y/o fosfatos orgánicos. Debido a que el fósforo se puede transformar químicamente en todas estas formas, es lógico que a veces se reporte el total de la concentración de P sin especificar cuál o cuáles de sus formas son las que están presentes. Por lo tanto, se convierte a mg P/L la concentración de cada forma individual de fósforo, usando el peso molecular de la especie individual, el peso molecular de P (que es 32) y simple estequiometría. Se pueden sumar tales concentraciones convertidas de cada especie individual para determinar el total de concentración de fósforo. Se reporta entonces la concentración en unidades mg/L de fósforo (escrito como mg P/L, mg/L de P, o bien, mg/L P).

ejemplo/2.13 Concentraciones de nitrógeno como un constituyente común

El agua contiene dos especies de nitrógeno. La concentración de NH_3 es 30 mg/L NH_3 , y la concentración de NO_3^- es 5 mg/L NO_3^- . ¿Cuál es la concentración total de nitrógeno en unidades mg N/L?

solución

Utilice el peso molecular y la estequiometría apropiados para convertir cada especie individual en las unidades mg N/L que se piden, y luego añada la contribución de cada especie:

$$\frac{30 \text{ mg NH}_3}{\text{L}} \times \frac{\text{mol NH}_3}{17 \text{ g}} \times \frac{\text{mol N}}{\text{mol NH}_3} \times \frac{14 \text{ g}}{\text{mol N}}$$

$$= \frac{24.7 \text{ mg NH}_3 - \text{N}}{\text{L}}$$

$$\frac{5 \text{ mg NO}_3^-}{\text{L}} \times \frac{\text{mol NO}_3^-}{62 \text{ g}} \times \frac{\text{mol N}}{\text{mol NO}_3^-} \times \frac{14 \text{ g}}{\text{mol N}}$$

$$= \frac{1.1 \text{ mg NO}_3^- - \text{N}}{\text{L}}$$

$$\text{concentración total de nitrógeno} = 24.7 + 1.1 = \frac{25.8 \text{ mg N}}{\text{L}}$$

La alcalinidad y dureza del agua típicamente se reportan al determinar todas las especies individuales que contribuyen ya sea a la alcalinidad o a la dureza, y luego se convierte cada una de estas especies en **unidades mg de CaCO_3/L** y finalmente se suma la contribución de cada una. Por lo tanto, es típico expresar la dureza en mg/L de CaCO_3 .

La **dureza** del agua se debe a la presencia de cationes bivalentes. Ca^{2+} y Mg^{2+} son, por mucho, los cationes bivalentes más abundantes en las aguas naturales, aunque también el Fe^{2+} , el Mn^{2+} y el Sr^{2+} pueden contribuir. Normalmente, en Michigan, Wisconsin y Minnesota las aguas sin tratar tienen una dureza de 121 a 180 mg/L de CaCO_3 . En Illinois y en Iowa el agua es más dura y presenta valores mayores que 180 mg/L de CaCO_3 .

Para hallar el total de la dureza del agua, sume las contribuciones de todos los cationes bivalentes tras haber convertido sus concentraciones a un constituyente común. Para convertir la concentración a cationes específicos (de mg/L) a dureza (a mg/L de CaCO_3) se utiliza la siguiente expresión, en la que M^{2+} representa un catión bivalente:

$$\frac{\text{M}^{2+} \text{ en mg}}{\text{L}} \times \frac{50}{\text{peso eqv de M}^{2+} \text{ en g/eqv}} = \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ con CaCO}_2 \quad (2.13)$$

El número 50 en la ecuación 2.13 representa el peso equivalente del carbonato de calcio (100 g de $\text{CaCO}_3/2$ equivalentes). Los pesos equivalentes (en unidades g/eqv) de los otros cationes bivalentes son Mg, 24/2; Ca, 40/2; Mn, 55/2; Fe, 56/2 y Sr, 88/2.

El Protocolo de Kyoto regula los seis gases de efecto invernadero más importantes. Fue adoptado en Kyoto, Japón, en diciembre 11 de 1997, y entró en vigor en febrero 16 de 2005. Establece objetivos para 37 países industrializados y la Unión Europea, y los compromete a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero. Cada gas tiene una capacidad diferente para absorber el calor de la atmósfera (el forzante radiactivo), por lo que sus efectos en el calentamiento global difieren.

El **índice de potencial de calentamiento global (GWP)** es un multiplicador que se usa para comparar las emisiones de diferentes gases de efecto invernadero con un constituyente común, en este caso el dióxido de carbono. Se determina el GWP con base en un periodo establecido, típicamente 100 años, de los cuales resulta el forzante radiactivo de cada gas específico. El GWP permite a los políticos comparar las emisiones y la reducción de gases específicos.

Los **equivalentes de dióxido de carbono** son una medida métrica que se usa para comparar las emisiones masivas de gases de efecto invernadero con base en un constituyente común, de acuerdo con el potencial de calentamiento global específico de cada gas. Sus unidades tienen a la masa como base y típicamente contienen millones de toneladas métricas de equivalentes de dióxido de carbono. La tabla 2.3 muestra los índices del potencial de calentamiento global de seis de los más importantes gases de efecto invernadero. Observe que las emisiones de masa equivalentes de dos gases de efecto invernadero no tienen el mismo impacto en el calentamiento global. Por ejemplo, en la tabla 2.3 se puede ver que la emisión de 1 tonelada de metano es igual a la emisión de 25 toneladas de dióxido de carbono.

En ocasiones se reportan las emisiones de gases de efecto invernadero como **equivalentes de carbono**. En este caso, la masa de los equivalentes de dióxido de carbono se multiplica por 12/44 para obtener los equivalen-

Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC)

<http://unfccc.int>

Tabla / 2.3

Índices del potencial de calentamiento global que se usan para convertir las emisiones masivas de gases de efecto invernadero a equivalentes de dióxido de carbono (CO₂e) a 100 años

Tipo de emisión	Multiplicador de equivalentes de CO ₂ (CO ₂ e)
Dióxido de carbono	1
Metano	25
Óxido nitroso	298
Hydrofluorocarbons (HFC)	124-14 800 (depende del HFC específico)
Perfluorocarbons (PFC)	7390-12 200 (depende del PFC específico)
Hexafluoruro de azufre (SF ₆)	22 800

FUENTE: Valores del Panel Intergubernamental del Cambio Climático.

ejemplo/2.14 Determinación de la dureza del agua

La composición química del agua es: [Ca²⁺] = 15 mg/L; [Mg²⁺] = 10 mg/L; [SO₄²⁻] = 30 mg/L. ¿Cuál es la dureza total en unidades mg/L de CaCO₃?

solución

Encuentre cómo contribuye a la dureza cada catión bivalente. No se incluyen en los cálculos los aniones ni ninguno de los cationes no bivalentes.

$$\frac{15 \text{ mg Ca}^{2+}}{\text{L}} \times \left(\frac{\frac{50 \text{ g CaCO}_3}{\text{eqv}}}{\frac{40 \text{ g CaCO}_3}{2 \text{ eqv}}} \right) = \frac{38 \text{ mg}}{\text{L}} \text{ de CaCO}_3$$

$$\frac{10 \text{ mg Mg}^{2+}}{\text{L}} \times \left(\frac{\frac{50 \text{ g CaCO}_3}{\text{eqv}}}{\frac{24 \text{ g CaCO}_3}{2 \text{ eqv}}} \right) = \frac{42 \text{ mg}}{\text{L}} \text{ de CaCO}_3$$

Por lo tanto, la dureza total es 38 + 42 = 80 mg/L de CaCO₃. En este caso, el agua es moderadamente dura.

Observe que si hubiera hierro (Fe²⁺) o manganeso (Mn²⁺) reducidos, se incluirían en los cálculos de dureza.

tes de carbono. El multiplicador 12/44 es el peso molecular del carbono (C) dividido entre el peso molecular del dióxido de carbono (CO₂). La tabla 2.4 muestra las emisiones de algunos gases de efecto invernadero relevantes en Estados Unidos en unidades de CO₂ equivalentes (abreviados CO₂e). Observe la gran contribución que se espera producto de la energía que se obtiene al quemar combustibles fósiles. Pero también observe la cantidad de emisiones de gas de efecto invernadero que provienen de actividades

Tabla / 2.4

Emisiones de gases de efecto invernadero en Estados Unidos, provenientes de fuentes relacionadas con el medio ambiente y con la ingeniería civil

Las emisiones de gases de efecto invernadero totales en el año 2004 fueron 7 074.5 Tg de CO₂ equivalentes.

Fuente (gas)	CO ₂ equivalentes (Tg)	Fuente (gas)	CO ₂ equivalentes (Tg)
Combustión de combustibles fósiles (CO ₂)	5 656.6	Manejo de la tierra cultivable (N ₂ O)	261.5
Producción de hierro y acero (CO ₂)	51.3	Uso de estiércol (N ₂ O)	17.7
Manufactura de cemento (CO ₂)	45.6	Aguas negras (N ₂ O)	16.0
Combustión de los desechos sólidos municipales (CO ₂)	19.4	Combustión de los desechos municipales (N ₂ O)	0.5
Manufactura y consumo de carbonato de sodio (CO ₂)	4.2	Combustión móvil (N ₂ O)	42.8
Vertederos (CH ₄)	140.9	Combustión estacionaria (N ₂ O)	13.7
Uso de estiércol (CH ₄)	39.4	Sustitución de las sustancias que agotan el ozono (HFC, PFC, SF ₆)	103.3
Tratamiento de aguas residuales (CH ₄)	36.9	Transmisión y distribución de la electricidad (HFC, PFC, SF ₆)	13.8
Cultivo de arroz (CH ₄)	7.6	Manufactura de semiconductores (HFC, PFC, SF ₆)	4.7

Fuente: Datos de la EPA, 2006.

humanas. Esta tabla deja claro que el desarrollo sustentable necesita que todas las tareas de los ingenieros consideren la manera de reducir las emisiones totales de gases de efecto invernadero.

2.5.3 REPORTAR CONCENTRACIONES DE PARTÍCULAS EN AIRE Y AGUA

La concentración de partículas en una muestra de aire se determina al pasar a través de un filtro cierto volumen conocido de aire (por ejemplo, varios miles de m³). Se puede determinar el incremento del peso del filtro derivado de la recolección de partículas. Al dividir este valor entre el volumen de aire que atravesó el filtro se obtiene la concentración del **total de partículas suspendidas (TSP)** en unidades g/m³ o µg/m³.

En el caso de los sistemas acuíferos y de la determinación analítica de metales, se distingue la fase sólida mediante la filtración con el uso de un filtro de apertura de 0.45 µm. Típicamente, este tamaño determina la diferencia entre las fases *disuelta* y *partícula*. Para la calidad del agua, los sólidos se dividen en fracciones *disuelta* y *suspendida*. Esto se realiza mediante la combinación de procedimientos de filtración y de evaporación. Cada uno de estos dos tipos de sólidos puede desglosarse aún más hasta llegar a fracciones *fijas* y *volátiles*. La figura 2.2 muestra las diferencias analíticas entre el total de sólidos, total de sólidos suspendidos, total de sólidos disueltos y sólidos volátiles suspendidos.

ejemplo/2.15 Equivalentes de carbono como constituyentes comunes

Las emisiones de gases de efecto invernadero que emitió Estados Unidos en el año 2004 ascendieron a 5 988 teragramos (Tg) de CO_2 e de dióxido de carbono (CO_2), 556.7 Tg de CO_2 e de metano (CH_4) y 386.7 Tg de CO_2 e de N_2O . ¿Cuántos gigagramos (Gg) de CH_4 y de N_2O se emitieron en ese año? En un teragramo hay 1000 gigagramos.

solución

La solución es una simple conversión de unidades:

$$\text{Tg CO}_2\text{e} = (\text{Gg de gas}) \times \text{GWP} \times \frac{\text{Tg}}{1\,000\text{ Gg}}$$

Para el metano:

$$556.7\text{ Tg CO}_2\text{e} = (\text{Gg de gas metano}) \times 25 \times \frac{\text{Tg}}{1\,000\text{ Gg}}$$

Se emitieron 2.23×10^4 Gg de metano en el año 2004.

Para el N_2O :

$$386.7\text{ Tg CO}_2\text{e} = (\text{Gg de N}_2\text{O gas}) \times 298 \times \frac{\text{Tg}}{1\,000\text{ Gg}}$$

Se emitieron 1.30×10^3 Gg de óxido de nitrógeno en el año 2004.

Si consulta el sitio web de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (www.epa.gov) podrá saber más acerca de las emisiones de los gases de efecto invernadero y de sus descensos en Estados Unidos. El sitio web del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (www.ipcc.ch) tiene información actualizada del estatus del cambio climático en el mundo.

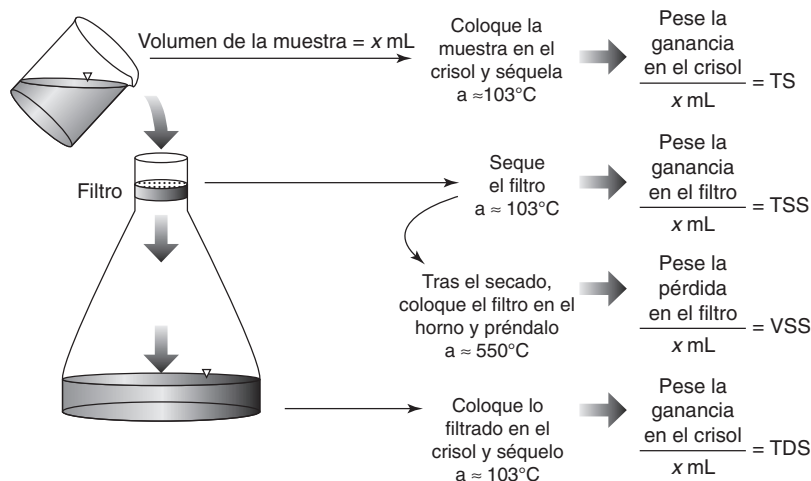


Figura 2.2 Diferencia analíticas entre el total de partículas sólidas (TS), total de partículas sólidas suspendidas (TSS), partículas suspendidas volátiles (VSS) y total de partículas disueltas (TDS).

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

El **total de partículas (TS)** se determina al colocar en una placa una muestra de agua, que se haya mezclado bien, y cuyo volumen sea conocido y luego evaporar el agua entre 103° C y 105° C. El incremento en el peso del disco se debe al total de partículas, para determinarlo, divida el incremento en la ganancia del peso del disco entre el volumen de la muestra. Las concentraciones típicamente se reportan en mg/L.

Para determinar el **total de partículas disueltas (TDS)** y el **total de partículas sólidas suspendidas (TSS)**, primero pase por un filtro de fibra de vidrio de 2μ una muestra que se haya mezclado bien y cuyo volumen conozca. Las partículas suspendidas son las que quedaron atrapadas en el filtro. Para conocer la concentración de TSS, seque el filtro a una temperatura entre los 103° C y los 105° C, determine el incremento del peso en el filtro, y luego divida esta ganancia entre el volumen de la muestra. Los resultados se dan en mg/L. Las partículas suspendidas que se han recopilado en el filtro pueden dañar los ecosistemas acuáticos, ya que impiden que penetre la luz, o bien, porque actúan como una fuente de nutrientes o como materia orgánica que agota el oxígeno. Además, el agua que contiene muchas partículas suspendidas puede ser inapropiada para el consumo humano o para nadar.

Se determina el total de partículas disueltas TDS al filtrar una muestra, luego se seca el filtro entre 103° C y 105° C y después se calcula cuánto ganó en peso el disco. Esta ganancia en peso se divide entre el volumen de la muestra, lo que da la concentración TDS expresada en mg/L. La composición de las partículas disueltas tiende a ser menos orgánica y consiste en cationes y aniones disueltos. Por ejemplo, las agua duras tienen un alto contenido de partículas disueltas.

Tanto las TS, como las TDS y las TSS se pueden descomponer aún más hasta llegar a una fracción fija volátil. Por ejemplo, la porción volátil del TSS se denomina **partículas suspendidas volátiles (VSS)**, y la porción fija se llama **partículas suspendidas fijas (FSS)**. La manera de determinar las fracciones volátiles de una muestra consiste en llevarlas al horno a 500° C (±50° C). La pérdida de peso que se deriva de la alta temperatura de ignición brinda la fracción volátil, y la fracción fija es lo que queda en la muestra tras la ignición.

En el tratamiento de aguas negras se usan las partículas suspendidas o las fracciones volátiles de las partículas suspendidas para medir el número de microorganismos en el proceso de tratamiento biológico. La figura 2.3 muestra cómo relacionar la determinación de las partículas varias.

TS	=	TDS	+	TSS
		=		=
TVS	=	VDS	+	VSS
		+		+
TFS	=	FDS	+	FSS

Figura 2.3 Relación entre las diversas medidas de partículas en muestra acuosas Por ejemplo, si se miden el total de partículas sólidas suspendidas TSS y las partículas volátiles suspendidas VSS, la diferencia entre ellas determina las partículas suspendidas fijas FSS.

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

2.5.4 REPRESENTACIÓN POR EFECTO

En algunos casos no se usa en absoluto la concentración real de una sustancia específica, especialmente en presencia de químicos que no están bien definidos en una mezcla (por ejemplo, en las aguas negras sin tratar). En lugar de eso, se usa la **representación por efecto**. Mediante este enfoque, la fuerza de la solución o mezcla se define como algún factor común del que dependan todos los químicos de la mezcla. Ejemplo de ello es el agotamiento de oxígeno de la descomposición biológica y química de una muestra química. En el caso de ciertos desechos que contienen material orgánico, es más conveniente reportar el efecto en unidades del miligramo de oxígeno que se pueden consumir por litro de agua, en lugar de identificar los cientos de compuestos individuales que pueden estar presentes. Esta unidad se refiere ya sea a la **demanda bioquímica de oxígeno (BOD)** o a la **demanda química de oxígeno (COD)**.

ejemplo/2.16 Determinación de las concentraciones de partículas en una muestra de agua

Cierto laboratorio entrega el siguiente análisis obtenido de 50 mL de una muestra de aguas negras: partículas totales = 200 mg/L, total de partículas suspendidas = 160 mg/L, partículas suspendidas fijas = 40 mg/L y partículas suspendidas volátiles = 120 mg/L.

1. ¿Cuál es la concentración del total de partículas disueltas en esta muestra?
2. Suponga que se ha pasado la muestra a través de un filtro de fibra de vidrio, y que el filtro después se ha colocado en un horno a 550° C de un día para otro. ¿Cuál podría ser el peso de las partículas (en mg) que quedaron atrapadas en el filtro?
3. ¿Acaso la muestra es turbia? Calcule el porcentaje de partículas que son materia orgánica.

solución

1. Vea la figura 2.3 para observar la relación entre las diferentes partículas. TDS es igual a TS menos TSS; por lo tanto,

$$\text{TDS} = \frac{200 \text{ mg}}{\text{L}} - \frac{160 \text{ mg}}{\text{L}} = \frac{40 \text{ mg}}{\text{L}}$$

2. Las partículas que quedaron en el filtro son las partículas sólidas. (Las partículas disueltas habrán pasado a través.) Debido a que el filtro fue sometido a una temperatura de 550° C, la medición de las fracciones de las partículas volátiles y fijas se logró, es decir, VSS y FSS. Sin embargo, las fracciones volátiles se quemaron durante la fase de ignición, en tanto que lo que se quedó atrapado en el filtro fueron las fracciones de partículas suspendidas inertes o fijas. En consecuencia, este problema requiere las fracciones fijas de las partículas suspendidas. Los 50 mL de la muestra tienen 40 mg/L de FSS correspondientes. Por lo tanto,

$$\begin{aligned} \text{FSS} &= \frac{40 \text{ mg}}{\text{L}} = \frac{\text{peso de las partículas suspendidas que quedaron en el filtro tras la ignición}}{\text{muestra en mL}} \\ &= \frac{x}{50 \text{ mL}} \end{aligned}$$

Se despeja la incógnita x , que resulta igual a 2 mg.

3. La muestra es turbia debido a las partículas suspendidas que se han medido como TSS. Si se hubiera dejado reposar la muestra durante un tiempo, las partículas suspendidas se habrían asentado y la capa superior de agua no aparecería turbia. Las partículas que se encontraron en esta muestra contienen al menos 60% de materia orgánica. El total de partículas concentradas es de 200 mg/L, y de ellas, 120 mg/L son partículas volátiles suspendidas. Debido a que las partículas volátiles consisten principalmente en materia orgánica, se puede concluir que aproximadamente 60% (120/200) de las partículas son orgánicas.

Términos clave

- base equivalente
- concentraciones masa/masa
- constante universal de los gases ideales
- constituyente común
- demanda bioquímica de oxígeno (BOD)
- demanda química de oxígeno (COD)
- dureza
- equivalentes de carbono
- equivalentes de dióxido de carbono
- fracción de sustancia
- índice de potencial de calentamiento global (GWP)
- ley de los gases ideales
- mol por litro
- molalidad
- moles
- molaridad
- normalidad
- Panel Intergubernamental del Cambio Climático
- partes por billón por masa (ppb_m)
- partes por billón por volumen (ppb_v)
- partes por millón por masa (ppm o ppm_m)
- partes por millón por volumen (ppm_v)
- partes por trillón por masa (ppt_m)
- partículas suspendidas fijas (FSS)
- partículas suspendidas volátiles (VSS)
- peso equivalente
- porcentaje por masa
- presión parcial
- razón mol
- representación por efecto
- total de partículas (TS)
- total de partículas disueltas (TDS)
- total de partículas sólidas suspendidas (TSS)
- total de partículas suspendidas (TSP)
- unidades de mg de CaCO₃/L



capítulo/Dos Problemas

2.1 a) Durante el tratamiento del agua potable se agregaron 17 lb diarias de cloro para desinfectar 5 millones de galones de agua. ¿Cuál es la concentración acuosa del cloro en mg/L? b) La *demanda de cloro* es la concentración de cloro que se usó durante la desinfección. El *cloro residual* es la concentración de cloro que permanece tras el tratamiento a fin de que conserve su poder desinfectante a lo largo del sistema de distribución del agua. Si el cloro residual es de 0.20 mg/L, ¿cuál es la demanda de cloro en mg/L?

2.2 Una muestra de agua contiene 10 mg de NO_3^-/L . ¿Cuál es la concentración en a) ppm_m , b) mol/L, c) mg de NO_3^-/N y d) ppb_m ?

2.3 Una muestra líquida tiene una concentración de hierro (Fe) de 5.6 mg/L. La densidad del líquido es de 2 000 gm/L. ¿Cuál es la concentración del Fe en ppm_m ?

2.4 La bacteria coliforme (ejemplo, *E. coli*) se excreta en grandes cantidades mediante las heces fecales humanas y animales. El agua que cumple con un estándar de menos de una coliforme por 100 mL es considerada segura para el consumo humano. ¿Es segura para el consumo humano una muestra de agua de 1 L que contiene 9 coliformes?

2.5 El agua procedente de una planta tratadora de aguas negras de origen doméstico contiene 9 mg N/L de amoníaco y 0.5 mg N/L de nitrito. Convierta estas concentraciones a mg NH_3/L y mg NO_2^-/L .

2.6 Las concentraciones de nitrato que exceden los 44.3 mg NO_3^-/L representan un problema en el agua potable en casos como el de la enfermedad infantil conocida como metahemoglobina. Se reportó que tres pozos rurales presentan concentraciones de nitrato de 0.01 mg NO_3^-/N , 1.3 NO_3^-/N y 20 NO_3^-/N . ¿Alguno de estos tres pozos excede el nivel de los 44.3 ppm_m ?

2.7 El mirex (MW = 540) es un pesticida orgánico totalmente clorado que se fabrica para combatir a las hormigas rojas. Debido a su estructura es muy poco reactivo, de manera que persiste en el medio ambiente. Las muestras de agua del Lago Erie han presentado mediciones de mirex de hasta 0.002 $\mu\text{g}/\text{L}$, y las muestras de truchas del Lago tienen 0.002 $\mu\text{g}/\text{g}$. a) ¿Cuál es la concentración acuosa del mirex en unidades de i) ppb_m , ii) ppt_m y iii) μM en las muestras de agua? b) ¿Cuál es la concentración de mirex en i) ppm_m y ii) ppb_m en las muestras de pescado?

2.8 Los clorofenoles causan un sabor y olor desagradables en el agua potable, incluso a concentraciones tan bajas como 5 mg/ m^3 . Se forman cuando se aplican procesos de

desinfección con cloro a aguas que contienen fenol. ¿Cuál es el umbral de estos desagradables sabor y olor en unidades de a) mg/L, b) $\mu\text{g}/\text{L}$, c) ppm_m y d) ppb_m ?

2.9 La concentración del ácido monocloroacético en el agua de lluvia recopilada en Zurich fue de 7.8 nanomoles/L. Dado que la fórmula del ácido monocloroacético es CH_2ClCOOH , calcule la concentración en $\mu\text{g}/\text{L}$.

2.10 Suponga que las concentraciones de Pb, Cu y Mn del agua de lluvia recopilada en Minneapolis fueron de 9.5, 2.0 y 8.6 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectivamente. Expresé estas concentraciones en nmol/L si los pesos atómicos son, respectivamente, 207, 63.5 y 55.

2.11 La concentración del oxígeno disuelto (DO, por sus siglas en inglés) asciende a 0.5 mg/L en la zona anóxica y 8 mg/L hacia el final de un reactor biológico aireado de 108 pies de longitud. ¿Cuáles son estas dos concentraciones DO en unidades de a) ppm_m , b) mol/L?

2.12 Suponga que la concentración promedio del clordano, —pesticida clorado que hoy está prohibido en Estados Unidos—, en la atmósfera que circunda el Círculo Ártico en Noruega es de 0.6 pg/m^3 . En vista de esta medida, aproximadamente 90% de sus compuestos se encuentran en fase gas; el resto se reduce a partículas. Para este problema, suponga que todos los compuestos se presentan en fase gas, que la humedad es tan baja que es despreciable y que la presión barométrica promedio es 1 atm. Calcule la presión parcial del clordano. La fórmula molecular del clordano es $\text{C}_{10}\text{Cl}_8\text{H}_6$. La temperatura promedio del aire durante todo el periodo de medida fue de -5°C .

2.13 ¿Cuál es la concentración en a) ppm_v y b) el porcentaje por volumen del monóxido de carbono (CO) con una concentración de 103 $\mu\text{g}/\text{m}^3$? Asuma una temperatura de 25°C y una presión de 1 atm.

2.14 Las máquinas que nivelan la superficie del hielo utilizan motores de combustión interna cuyas emisiones contienen CO y NO_x . Se reporta que las concentraciones promedio de CO que se midieron en las pistas de patinaje alcanzan el límite superior de 107 ppm_v y el inferior de 36 ppm_v . ¿Cómo se comparan estas concentraciones con la calidad del aire en el exterior 1-h estándar de 35 mg/ m^3 ? Suponga que la temperatura es igual a 20°C .

2.15 Es común que al interior de los edificios diseñados y construidos de manera inapropiada exista formaldehído en el aire. Si la concentración del formaldehído en un hogar alcanza 0.7 ppm_v y el volumen interno es de 800 m^3 , ¿cuál

es la masa (en gramos) de vapor de formaldehído dentro de la casa? Suponga que $T = 298\text{ K}$ y que $P = 1\text{ atm}$. El peso molecular del formaldehído es 30.

2.16 La concentración del ozono (O_3) en Beijing en un día de verano ($T = 30^\circ\text{C}$, $P = 1\text{ atm}$) es de 125 ppb_v . ¿Cuál es la concentración de O_3 en unidades de *a*) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y *b*) moles de O_3 por 10^6 moles de aire?

2.17 Un globo se llena con exactamente 10 g de nitrógeno (N_2) y 2 g de oxígeno (O_2). La presión de la habitación es de 1.0 atm y la temperatura es de 25°C . *a*) ¿Cuál es la concentración de oxígeno en el globo expresada como porcentaje del volumen? *b*) ¿Cuál es el volumen (en litros) del globo después de haber explotado?

2.18 Cierta mezcla de gas contiene 1.5×10^{-5} moles de CO y tiene un total de 1 mol. ¿Cuál es la concentración del CO en ppm_v ?

2.19 El aire “puro” puede contener dióxido de sulfuro (SO_2) en concentraciones de 0.01 ppm_v , en tanto que el aire “contaminado” puede tener una concentración de 2 ppm_v . Convierta estas dos concentraciones a $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Asuma que la temperatura es de 298 K .

2.20 El monóxido de carbono (CO) tiene un impacto en la capacidad de los pulmones para absorber oxígeno. Se ha descubierto que la exposición a 50 ppm_v de CO durante 90 minutos puede afectar la capacidad para distinguir la distancias necesarias para detenerse a tiempo; por ello, los automovilistas de lugares sumamente contaminados son más susceptibles a los accidentes. ¿Acaso se incrementa el riesgo de accidente para los automovilistas si la concentración de CO es de $65\text{ mg}/\text{m}^3$? Suponga que la temperatura es de 298 K .

2.21 El Departamento de Calidad del Medio Ambiente determinó que las concentraciones de toxafeno del suelo que exceden $60\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$ (nivel para actuar según la regulación) pueden representar una amenaza para los mantos freáticos. *a*) Si una muestra del suelo de 100 g contiene 10^{-5} g de toxafeno, ¿cuáles son las concentraciones, reportadas en unidad de ppb_m , *a*) de toxafeno en el suelo y *b*) del nivel al cual se han de ejercer acciones según indica la regulación?

2.22 Los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH, por sus siglas en inglés) son químicos orgánicos que se relacionan con la combustión de combustibles fósiles. En las áreas no urbanizadas las concentraciones de PAH en el suelo son de $5\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$, mientras que en las áreas urbanas pueden tener concentraciones con rangos que van de $600\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$ a $3\text{ }000\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$. ¿Cuál es la concentración de PAH en las áreas no urbanizadas en unidades de ppm_m ?

2.23 La concentración de tolueno (C_7H_8) en muestras recopiladas después de que se retiró un tanque de almacenamiento subterráneo indican que la concentración de tolueno era de $5\text{ mg}/\text{kg}$. ¿Cuál es su concentración en ppm_m ?

2.24 Durante su visita a Zagreb, Croacia, Arthur Van de Lay admira el Museo de Arte Mimara así como la grandiosa arquitectura de la ciudad. Se detiene en un café en la zona antigua y ordena una botella de agua mineral. La concentración química del agua se reporta como: $[\text{Na}^+] = 0.65\text{ mg}/\text{L}$, $[\text{K}^+] = 0.4\text{ mg}/\text{L}$, $[\text{Mg}^{2+}] = 19\text{ mg}/\text{L}$, $[\text{Ca}^{2+}] = 35\text{ mg}/\text{L}$, $[\text{Cl}^-] = 0.8\text{ mg}/\text{L}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 14.3\text{ mg}/\text{L}$, $[\text{HCO}_3^-] = 189\text{ mg}/\text{L}$, $[\text{NO}_3^-] = 3.8\text{ mg}/\text{L}$. El pH del agua es de 7.3. *a*) ¿Cuál es la dureza del agua en mg/L de CaCO_3 ? *b*) ¿Es correcto el análisis químico?

2.25 En 2004, los vertederos de Estados Unidos emitieron aproximadamente $6\text{ }709\text{ Gg}$ de emisiones de metano y las plantas de tratamiento de aguas negras emitieron $1\text{ }758\text{ Gg}$ de metano. ¿Cuántos Tg de CO_2 equivalentes emitieron en total en ese año? ¿Cuál es el porcentaje con el que estas dos fuentes contribuyeron al total de emisiones de metano (y de gases de efecto invernadero) en 2004? (El total de las emisiones de metano en ese año fue de $556.7\text{ Tg CO}_2\text{e}$ y el total de emisiones de efecto invernadero fue de $7074.4\text{ CO}_2\text{e}$.)

2.26 La combustión móvil de N_2O fue la responsable de la emisión de $42.8\text{ Tg CO}_2\text{e}$ en el año 2004. ¿Cuántos Gg de N_2O fueron?

2.27 Un laboratorio entregó un análisis con las siguientes partículas de una muestra de aguas negras: $\text{TS} = 200\text{ mg}/\text{L}$; $\text{TDS} = 30\text{ mg}/\text{L}$; $\text{FSS} = 30\text{ mg}/\text{L}$. *a*) ¿Cuál es la concentración de partículas suspendidas sólidas en esta muestra? *b*) ¿Contiene cantidades apreciables de materia orgánica? ¿Por qué?

2.28 Se toma una muestra de 100 mL del proceso de tratamiento de aguas negras municipales. Se coloca en un disco de secado (cuyo peso = 0.5000 g antes de que se le agregue la muestra) y luego se lleva al horno a 104°C hasta que toda la humedad se evapora. El nuevo registro del peso del disco es de 0.5625 g . Se filtra una muestra similar de 100 mL, y se recupera la muestra líquida que pasa a través de un filtro, se le coloca en otro disco (peso = 0.5000 g antes de que se le haya añadido la muestra). Se seca a 104°C y el peso del disco una vez seco alcanza los 0.5325 g . Determine la concentración (en mg/L) de *a*) partículas sólidas totales, *b*) partículas suspendidas totales, *c*) total de partículas disueltas y *d*) partículas volátiles suspendidas. (Suponga que $\text{VSS} = 0.7 \times \text{TSS}$.)

Referencias

Eaton, A. D., L. S. Clesceri, E. W. Rice, A. E. Greenberg (eds.). 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21a ed. Washington, D. C.: American Public Health Association, Water Environment Federation, American Waterworks Association, 1368 pp.

EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos). 2006.

Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2004. (abril), 430-R-06-002.

Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons.

capítulo/Tres Química

James R. Mihelcic, Noel R. Urban, Judith A. Perlinger

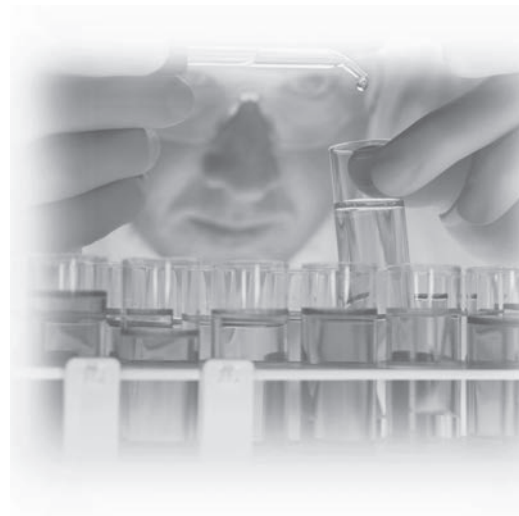
Este capítulo presenta varios procesos químicos importantes que describen el comportamiento de los químicos en ingeniería y en los sistemas naturales. Comienza con un análisis acerca de la diferencia entre actividad y concentración. Después cubre las reacciones estequiométricas y las leyes de la termodinámica, seguidas por la aplicación de estos principios a una variedad de procesos de equilibrio. Posteriormente se explica la base de la química cinética, así como las leyes o constantes de velocidad de reacción que con frecuencia se ven en los problemas medioambientales.

Secciones principales

- 3.1 Aproximaciones a la química medioambiental
- 3.2 Actividad y concentración
- 3.3 Reacción estequiométrica
- 3.4 Leyes de la termodinámica
- 3.5 Volatilización
- 3.6 Equilibrio aire-agua
- 3.7 Química ácido-base
- 3.8 Óxido-reducción
- 3.9 Precipitación-disolución
- 3.10 Adsorción, absorción y sorción
- 3.11 Cinética

Objetivos de aprendizaje

1. Usar la fuerza iónica para calcular los coeficientes de actividad de los electrolitos y de los no electrolitos.
2. Escribir reacciones químicas balanceadas.
3. Relacionar la práctica de la ingeniería con la primera y la segunda leyes de la termodinámica.
4. Escribir y aplicar expresiones de equilibrio y volatilización, aire-agua, ácido-base, óxido-reducción, precipitación-disolución y reacciones de sorción.
5. Aplicar los principios para balancear la masa a fin de predecir la distribución de los químicos entre diferentes medio ambientes.
6. Estimar cómo cambiarán las concentraciones durante las reacciones con el uso de las expresiones de velocidad cinética para reacciones de orden cero, de primer orden y de pseudoprimer orden.
7. Determinar cómo afecta la temperatura a la velocidad de reacción.
8. Analizar cómo afectan las propiedades químicas a la distribución de los químicos desde los puntos de vista local y global.



3.1 Aproximaciones a la química medioambiental

La química es el estudio de la composición, reacciones y características de la materia. Su importancia radica en que el destino final de muchos químicos que se descargan en el aire, el agua, el suelo o en las plantas de tratamiento está regulado con base en su capacidad de reacción y especie química. El diseño, construcción y operación de los procesos de tratamientos depende entonces de procesos químicos fundamentales. Más aún, los individuos que predicen (modelan) cómo se desplazan los químicos a través de ambientes cerrados, de mantos acuíferos subterráneos, aguas superficiales, suelo, atmósfera, o bien en un reactor, están interesados en saber si un químico se degrada con el tiempo y en describir de manera matemática la tasa de desaparición química o de la recuperación de las condiciones de equilibrio.

Se usan dos muy diferentes enfoques para evaluar el destino de un químico y su tratamiento: la química cinética y el equilibrio. La **cinética** se ocupa de la tasa de reacción y el **equilibrio** trata el resultado final de las reacciones, el estado en que se detienen. El enfoque cinético es apropiado cuando la reacción es lenta en relación con nuestro marco temporal de referencia o cuando interesa saber la tasa de cambio de la concentración. El enfoque del equilibrio es útil cuando las reacciones son muy rápidas, cuando se quiere saber en qué dirección irá una reacción o cuando se desean conocer las condiciones estables finales que existirán al alcanzar el equilibrio. Si las reacciones ocurren muy rápidamente en relación con el marco de referencia temporal que interesa, las condiciones finales resultantes de tal reacción son posiblemente más interesantes que las tasas a las que se llevan a cabo. En este caso, se usa el enfoque del equilibrio. Algunos ejemplos de reacciones rápidas en fase acuosa incluyen las reacciones ácido-base, las reacciones de complexación y algunas reacciones de transferencia de fase como la volatilización.

Química verde

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

3.2 Actividad y concentración

En el caso de una sustancia que se disuelve en un solvente, se puede pensar en la **actividad** como la concentración efectiva o aparente, o bien, como esa porción de la concentración verdaderamente molar de una especie, que participa en una reacción química, normalizada al estado estándar de concentración. En muchas situaciones medioambientales, la *actividad* y la *concentración* se usan de manera indistinta. Más los lugares en donde difieren enormemente son en el agua de mar, en los mantos freáticos con algún contenido de agua salada, en arroyos reciclados o de reuso y en arroyos con una alta concentración de desecho. Típicamente, la actividad se designa entre llaves { } y la concentración entre corchetes [].

En un **sistema ideal**, la energía molar que se libera de un soluto en agua depende de la fracción de sustancia. Sin embargo, esta fracción no refleja el efecto de otras especies disueltas ni la composición del agua, ambas afectarán también la energía molar liberada del soluto. Las especies químicas interactúan por enlace covalente, interacciones de van der Waals, efectos de exclusión de volumen y fuerzas electrostáticas de largo alcance (repulsión y atracción entre iones). En los sistemas acuosos diluidos, la mayoría de las interacciones se deben a fuerzas electrostáticas de largo alcance. A escala molar, estas interacciones pueden conducir a variaciones locales en los electrones potenciales de la solución, lo que resulta en un descenso de la energía total que libera el sistema.

División químicos de la UNEP

<http://www.chem.unep.ch/>

El uso de la actividad en lugar de la concentración toma en cuenta estos efectos no ideales. La actividad tiene relación con la concentración en la utilización de los coeficientes de actividad. Los **coeficientes de actividad** dependen de la fuerza iónica de la solución. El coeficiente de actividad de una especie individual, como una función de su fuerza iónica, se expresa mediante varias ecuaciones (cuya descripción no se detalla aquí) que se han desarrollado específicamente ya sea para los electrolitos (iones) o los no electrolitos (especies sin carga).

La **fuerza iónica** de una solución (I o μ) tiene unidades de mol/litro y es una medida de las interacciones electrostáticas de largo alcance en esa solución. Se puede calcular la fuerza de la siguiente manera:

$$\mu = 1/2 \sum_i C_i z_i^2 \quad (3.1)$$

donde C es la concentración molar de una especie iónica i en una solución y z es la carga del ión. En la mayoría de las aguas naturales, la fuerza iónica se deriva principalmente de los cationes y aniones más importantes del entorno. Típicamente, el agua dulce tiene una fuerza iónica de 0.001 a 0.01 M, y el agua del océano tiene una fuerza iónica de aproximadamente 0.7 M. Por fortuna, para medir con facilidad se pueden correlacionar parámetros como el total de partículas sólidas disueltas (TDS) o la conductancia específica.

$$\mu = 2.5 \times 10^{-5} (\text{TDS}) \quad (3.2)$$

en donde TDS está en mg/L, o

$$\mu = 1.6 \times 10^{-5} (\text{conductancia específica}) \quad (3.3)$$

donde la conductancia específica se encuentra en microhmios por centímetro ($\mu\text{mho/cm}$) y se mide con medidor de conductancia.

La figura 3.1 resume los métodos para calcular los coeficientes de actividad por electrolitos y no electrolitos. Los *electrolitos* (por ejemplo, Pb^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^{2-}) tienen cierta carga; los *no electrolitos* (ejemplo O_2 , C_6H_6) no la tienen.

ejemplo/3.1 Calcular la fuerza iónica y los coeficientes de actividad por electrolitos

Calcular la fuerza iónica y todos los coeficientes de actividad individuales de 1 L de solución en la que se han disuelto 0.01 mol de FeCl_3 y 0.02 mol de H_2SO_4 .

solución

Después de que los dos compuestos se han añadido al agua, se disociarán completamente en 0.01 M Fe^{3+} , 0.04 M H^+ , 0.03 M Cl^- y 0.02 M SO_4^{2-} . Con la ecuación 3.1 se calcula la fuerza iónica:

$$\mu = 1/2 [0.01(3+)^2 + 0.04(1+)^2 + 0.03(1-)^2 + 0.02(2-)^2] = 0.12 \text{ M}$$

ejemplo/3.1 Continuación

Esta fuerza iónica es relativamente alta pero todavía es menor que la del agua de mar.

Es útil la aproximación de Davies (vea la figura 3.1) para calcular los coeficientes de actividad de los electrolitos cuando $\mu < 0.5$ M:

$$\gamma(\text{H}^+) = 0.74, \gamma(\text{Cl}^-) = 0.74, \gamma(\text{SO}_4^{-2}) = 0.30, \gamma(\text{Fe}^{+3}) = 0.065$$

Los coeficientes de actividad de los iones de valencia mayor se alejan mucho más del 1.0 para una fuerza iónica dada, es decir, para los electrolitos, el uso de un coeficiente de actividad es más importante en el caso de iones de valencia alta, porque están sumamente influenciados por la presencia de otros iones. Por lo tanto, a una fuerza iónica particular puede no ser tan importante calcular los coeficientes de actividad para iones monovalentes, pero puede que sea fundamental para iones di-, tri- y tetravalentes.

PASO 1

Tras decidir si los efectos de fuerza iónica son importantes en una situación en particular, calcular la fuerza iónica de

$$\mu = \frac{1}{2} \sum_i C_i z_i^2 \text{ (ecuación 3.1)}$$

o

estimar la fuerza iónica después de medir el total de partículas sólidas disueltas en la solución (ecuación 3.2) o la conductividad (ecuación 3.3).

PASO 2

Si la especie es un electrolito,
 γ siempre será ≤ 1

Si la especie no es un electrolito,
 γ siempre será ≥ 1

Para fuerzas iónicas bajas, $\mu < 0.1$ M,

use la aproximación Güntelber (o similar):

$$\log \gamma_i = \frac{-A z_i^2 \mu^{1/2}}{1 + \mu^{1/2}}$$

Para fuerzas iónicas altas, $\mu < 0.5$ M,

use la aproximación de Davies (o similar):

$$\log \gamma_i = \frac{-A z_i^2 \mu^{1/2}}{[1 + \mu^{1/2}] - 0.3\mu}$$

Para todas las fuerzas iónicas use

$$\log \gamma_i = k s \times \mu$$

Figura 3.1 Proceso de dos pasos para determinar el coeficiente de actividad para electrolitos y no electrolitos.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

ejemplo/3.2 Calcular coeficientes de actividad para no electrolitos

Se usa una torre de destilación de aire para retirar el benceno (C_6H_6) del agua de mar y del agua dulce. Suponga que la fuerza iónica del agua de mar es 0.7 M y que la del agua dulce es 0.001 M. ¿Cuál es el coeficiente de actividad para el benceno en agua salada y en agua dulce?

solución

Debido a que el benceno no es un electrolito, use la expresión de la figura 3.1 para determinar los coeficientes de actividad. El valor de k_s (su sensibilidad a la sal) para el benceno es de 0.195.

$$\log \gamma = k_s \times \mu$$

$$\log \gamma = 0.195 \times (0.001 \text{ M}): \text{resulta en } \gamma \text{ (agua dulce)} = 1$$

$$\log \gamma = 0.195 \times (0.7 \text{ M}): \text{resulta en } \gamma \text{ (agua de mar)} = 1.4$$

Para el agua dulce, el coeficiente de actividad no se aleja mucho de 1. Resulta que hay poca desviación para los *no electrolitos* cuando $\mu < 0.1 \text{ M}$. En consecuencia, determinar los coeficientes de actividad para no electrolitos se convierte en algo importante para las soluciones con una alta fuerza iónica. Usualmente se supone que, en la mayoría de los sistemas de disolución medioambiental, los coeficientes de actividad para electrolitos y no electrolitos son iguales a 1. Aquellos lugares en donde pueden ser más importantes son en océanos, estuarios, mantos freáticos con contenido de agua salada y algunos arroyos reciclados o de reuso.

3.3 Reacción estequiométrica

La **ley de la conservación de la masa** establece que en un sistema cerrado, la masa de materia permanece constante; la materia puede cambiar de forma, pero el total de la masa será el mismo.

Si junto con esta ley es comprensible que los elementos se pueden combinar entre sí de numerosas maneras pero que no se transforman uno en otro (excepto en las reacciones nucleares), se llega al fundamento de la reacción de **estequiometría**: en un sistema cerrado el número de átomos de cada elemento permanece constante. Por lo tanto, en toda reacción química, el número de átomos de cada elemento debe ser el mismo en ambos lados de la ecuación de la reacción.

Un corolario de la ley de la conservación de la masa es que las cargas eléctricas también se conservan; es decir, la suma de las cargas de cada miembro de la ecuación debe ser igual. Las cargas eléctricas son el resultado del balance entre el número de protones y de electrones que están presentes. Los protones y electrones tienen masa, y ninguno se transforma en otra partícula subatómica durante las reacciones químicas. En consecuencia, el número total de protones y electrones debe permanecer constante en un sistema cerrado. De ahí se deriva que el balance entre el número de protones y de electrones también debe permanecer constante en un

sistema cerrado. Esto significa que las reacciones han de estar balanceadas en términos de masa y de carga, y se usa la estequiometría no sólo para convertir unidades de concentración sino también para calcular los químicos entrantes y salientes.

3.4 Leyes de la termodinámica

Como lo sugiere la raíz de la palabra (*thermo* es igual a calor; *dynamo* significa cambio), la **termodinámica** se ocupa de las conversiones de energía de una forma a otra. La tabla 3.1 ofrece un panorama de la **primera ley de la termodinámica** y de la **segunda ley de la termodinámica**. La figura 3.2 ilustra el cambio de la energía que se libera (G) durante la reacción. En la figura 3.2 podría ocurrir el proceso si se redujera la energía que se libera

Tabla / 3.1

Panorama de la primera y la segunda Leyes de la Termodinámica

Ley	Lo que dice	Expresión matemática	Lo que significa
Primera ley de la termodinámica	La energía se conserva; puede transformarse de una forma a otra, pero la cantidad total en un sistema cerrado es constante. En un sistema abierto se debe dar cuenta de los flujos que se dan a través de las fronteras del sistema.	Para un sistema abierto: $dU = dQ - dW + dG$ donde U = contenido de energía interna, Q = contenido de calor, W = trabajo y G = energía de los químicos entrantes.	Demuestra que el potencial químico (la energía al interior de los enlaces químicos de una molécula) constituye parte del total de la energía del sistema. En un sistema cerrado (en cuyo caso, el tercer término de la derecha estaría ausente) las reacciones que cambian el potencial químico sin cambiar el contenido interno de energía deben dar como resultado cambios equivalentes en el contenido de calor y en el trabajo desempeñado por presión-volumen.
Segunda ley de la termodinámica	Todos los sistemas suelen perder energía útil y a aproximarse a un estado en el que no se libere energía o a un estado de equilibrio. Por lo tanto, el proceso sólo se llevará a cabo espontáneamente (sin que haya entrantes de energía desde el exterior) si conduce a disminuir la energía libre del sistema ($\Delta G < 0$).	Definición formal de energía libre de Gibbs: $G = \sum_i \mu_i \times N_i = H - T \times S$	La energía libre de Gibbs se relaciona con entalpía (H), entropía (S) y temperatura (T). La energía de los enlaces inter- e intramoleculares que mantienen unidos varios átomos y moléculas es el término <i>entalpía</i> , mientras que la <i>entropía</i> se refiere al desorden del sistema. El potencial químico de todas las sustancias presentes, μ_i , multiplicado por la abundancia de dichas sustancias, N_i , es igual a la combinación de la entalpía y la entropía presentes.

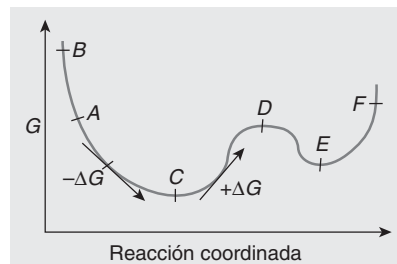


Figura 3.2 Cambio de la energía libre (G) durante una reacción Si el cambio conduce a un decremento de la energía libre (por ejemplo, para la reacción, si la pendiente de la tangente a la curva es negativa), entonces la reacción puede proceder espontáneamente. Los puntos C y E representan posibles puntos de equilibrio porque la pendiente de sus tangentes a esos puntos sería cero.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.



© Elena Korenbaum/iStockphoto.

de su valor en el punto A en la dirección del punto C, pero no podría ocurrir si se incrementara la energía en dirección del punto B. El proceso ocurriría desde A hasta el punto C, pero no podría ir más allá del punto D. La reacción también podría darse desde el punto D hacia el punto C o el punto E. Lo anterior debido a que en ambas direcciones se logra un descenso en la energía liberada.

El punto E se llama **equilibrio local**. No es el punto de menor energía del sistema (lo es el punto C), pero para abandonar el punto E se requiere energía entrante. Así que, si se pudiera cuantificar la energía liberada de un sistema bajo todas las condiciones, se podrían determinar los cambios que se darían de manera espontánea en el sistema (esto es, todo cambio que causaría un descenso en la energía que se libera).

ΔG es el cambio de la energía libre bajo *condiciones ambiente* (las condiciones medioambientales que prevalecen). Se calcula el valor de ΔG de acuerdo con la siguiente relación:

$$\Delta G = \Delta G^0 + RT \ln(Q) \quad (3.4)$$

en donde ΔG^0 es el cambio de energía libre determinada bajo *condiciones estándar*, R es la constante universal de los gases ideales, T es la temperatura ambiente en K y Q es el cociente de reacción. ΔG^0 se determina por reacción estequiométrica y valores tabulados que se describen en los libros de química. Otros libros de referencia pueden dar detalles acerca de la determinación y aplicación de este término (vea por ejemplo, Mihelcic, 1999).

El cociente de reacción Q se define como el producto de las actividades (las concentraciones aparentes de los productos de reacción) elevadas a la potencia de sus coeficientes estequiométricos, divididos entre el producto de las actividades (o concentraciones) de los reactantes elevados al poder de su coeficiente estequiométrico. Así, para la reacción general



en donde los moles a del compuesto A reaccionan con los moles b del compuesto B para formar los moles c del compuesto C y los moles d del compuesto D, Q se da mediante

$$Q = \frac{\{C\}^c \{D\}^d}{\{A\}^a \{B\}^b} \quad (3.6)$$

Como se observó en el ejemplo 3.2, los coeficientes de actividad (γ) usualmente se suponen iguales a 1; así, Q se puede calcular con base en las concentraciones. La tabla 3.2 describe las cuatro reglas que se usan para determinar el valor a usarse para la actividad (concentración) $[i]$ en la ecuación 3.6. Es esencial que se sigan esas reglas para realizar las actividades y los cocientes de reacción adimensional.

Sólo pueden ocurrir las reacciones que resulten en cambios termodinámicamente favorables. Este cambio en el estado de la energía se conoce como **energía libre de Gibbs** y se denota ΔG . Este cambio del estado de energía es el que define la condición de equilibrio. Sin embargo, no todas las reacciones que pueden ocurrir resultarían en un cambio en la energía libre de Gibbs, y la magnitud del cambio de esta energía raramente se

Tabla / 3.2

Reglas para determinar el valor de $[i]$	
Estas reglas determinan cuál es el valor que ha de usarse para la actividad (por ejemplo, concentración), su término $[i]$ de la especie química i . Es esencial seguir estas reglas para realizar actividad y cocientes de reacción adimensional.	
Regla 1	Para líquidos (por ejemplo, agua): $[i]$ es igual a la fracción de sustancia del solvente. En soluciones acuosas se puede asumir que la fracción de sustancia de agua es 1. Así, $[H_2O]$ siempre es igual a 1.
Regla 2	Para sólidos puros en equilibrio con una solución (por ejemplo, $CaCO_{3(s)}$, $Fe(OH)_{3(s)}$): $[i]$ siempre es igual a 1.
Regla 3	Para gases en equilibrio con una solución (por ejemplo, $CO_{2(g)}$, $O_{2(g)}$): $[i]$ es igual a la presión parcial del gas (las unidades serán atm).
Regla 4	Para compuestos disueltos en agua: $[i]$ siempre se reporta en unidades de mol/L (no mg/L ni ppm _m).

relaciona con la velocidad de reacción. Para que ocurra una reacción, por lo general es necesario que los átomos choquen y que su colisión tenga la orientación correcta y la energía suficiente para superar la **energía de activación** que se requiere para la reacción. Se muestran estas relaciones energéticas en la figura 3.3.

Se define equilibrio como el estado (o posición) con el mínimo posible de energía libre. Esto ocurre en el punto C en la figura 3.2. El valor de la pendiente en el punto de equilibrio (punto C) es 0. En otras palabras, en equilibrio, el cambio en la energía libre es cero. Si en equilibrio el cambio en la energía libre (ΔG) es igual a 0, el cociente de reacción en equilibrio (vea la ecuación 3.5) normalmente se escribe con un símbolo especial, K , y se le da un nombre especial, **constante de equilibrio**.

La constante de equilibrio para la reacción de la ecuación 3.5 se da por el cociente de reacción en equilibrio, Q_{eqn} :

$$Q_{eqn} = \frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b} = K \quad (3.7)$$

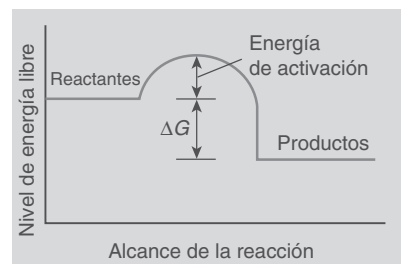


Figura 3.3 Relaciones energéticas que se necesitan para que ocurra una reacción. ΔG se denomina energía libre de Gibbs.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Recuadro / 3.1 Efecto de la temperatura en la constante de equilibrio

Las constantes de equilibrio más comunes en los tabuladores se han registrado a 25° C. Se usa la **relación van't Hoff** (ecuación 3.8) para convertir las constantes de equilibrio a temperaturas diferentes que aquellas para las cuales hay valores tabulados. Van't Hoff descubrió que la constante de equilibrio (K) variaba con la temperatura absoluta y la

entalpía de una reacción (ΔH^0). Van't Hoff propuso la siguiente expresión para describirlo:

$$\frac{d \ln K}{dT} = \frac{\Delta H^0}{RT^2} \quad (3.8)$$

Recuadro / 3.1 Continuación

En este caso se encuentra ΔH^0 a partir de la formación de calor (ΔH_f^0) de la reacción que interesa en condiciones estándar. La mayoría de las temperaturas que se hallan en los problemas medioambientales son relativamente pequeñas (por ejemplo, 0° C a 40° C). Por lo tanto, las diferencias de temperatura no son tan grandes. Si se supone que ΔH^0 no cambiará más allá del rango de temperatura de la investigación, la ecuación 3.8 da lugar a

$$\ln \left[\frac{K_2}{K_1} \right] = \frac{\Delta H^0}{R} \times \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right) \quad (3.9)$$

La ecuación 3.9 se puede usar para calcular un equilibrio constante para cualquier temperatura (ejemplo, temperatura 2, T_2) si se conoce el equilibrio constante y otra temperatura absoluta (T_1 , que usualmente es 20° C o 25° C).

La constante de equilibrio es útil porque brinda la tasa o velocidad de concentración (actividad) de los reactantes individuales y de los productos para cualquier reacción en equilibrio. Recuerde, se deben incluir los coeficientes de actividad si las condiciones no son ideales y estos coeficientes se elevan a los valores estequiométricos adecuados.

No confunda la constante de equilibrio, K , con la tasa de velocidad de reacción, k , que se abordará más adelante en este capítulo. K es la constante para una reacción específica (siempre y cuando la temperatura sea constante). Como se revisó en la figura 3.4, las constantes de equilibrio y los coeficientes de partición se definen para las reacciones que describen volatilización (presión de saturación), intercambio de aire-agua (constante de la ley de Henry, K_H), química ácido-base (K_a y K_b), reacciones de óxido-reducción (K), reacciones de precipitación-disolución (K_{sp}) y de partición de sorción (K_d , K_p , K_{oc} , K).

3.5 Volatilización

Un paso clave en la transferencia de contaminantes entre medioambientes diferentes es la volatilización. Todos los líquidos y los sólidos se encuentran en equilibrio con una fase gas o de vapor. La **volatilización** (sinónimo de *evaporación* en el caso del agua) es la transformación de un compuesto desde su estado líquido al estado gaseoso. Se usa la palabra *sublimación* para las transformaciones del estado sólido al gaseoso. Para la reacción inversa se usa el término *condensación*.

Muchas personas han experimentado de primera mano el fenómeno de la sublimación del agua. El vapor de agua en la atmósfera (la humedad) es una función de la temperatura. Los refrigeradores modernos mantienen la humedad baja en el interior para impedir que se acumule la escarcha, todo el hielo que se forma se sublima o se vaporiza. De la misma manera, disminuye la cantidad de nieve del suelo entre una nevada y otra, debido en parte a la sublimación de la nieve. Muchos contaminantes orgánicos se volatilizan más fácilmente que el agua. Los vapores de la gasolina, de los adelgazantes de pinturas, de ceras y pegamentos son pruebas de la volatilidad de los químicos orgánicos contenidos en estos productos de uso común. La volatilización de los químicos puede dar como resultado una transferencia regional y de largo alcance de estos químicos, a lugares lejanos donde sus efectos adversos se detectan en el medio ambiente (vea la figura 3.5).

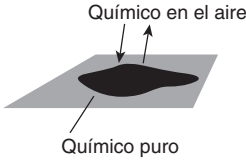
Sección	Reacción	Notación de equilibrio constante
3.5 Volatilización		Presión parcial
3.6 Equilibrio agua-aire		Constante de la ley de Henry (K_H o H)
3.7 Química ácido-base	$\begin{array}{c} \text{Ácido} \leftrightarrow \text{base conjugada} + \text{H}^+ \\ \text{o} \\ \text{Base} \leftrightarrow \text{ácido conjugado} + \text{OH}^- \end{array}$	Constante de acidez (K_a) o constante basal (K_b)
3.8 Óxido-reducción	$\begin{array}{c} \text{Electrón receptor (oxidante)} + e^- \longrightarrow \\ \text{Electrón donador (reductante)} \end{array}$	Constante de equilibrio (K)
3.9 Precipitación-disolución	$\text{Sólido químico} \leftrightarrow \text{Químico disuelto}$	Producto de solubilidad (K_{sp})
3.10 Adsorción, absorción, sorción		Partición suelo-agua (K_p , K_d , K_{oc}); Parámetros de Freundlich (K , $1/n$)

Figura 3.4 Procesos de equilibrio importantes para la ingeniería ambiental

Adaptado de Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

El equilibrio entre un gas y la fase de líquido o sólido puro se determina por la presión de saturación del compuesto. **Presión de saturación** se define como la presión parcial de una sustancia en fase gas que existe en equilibrio con la fase líquida o sólida de la sustancia a una temperatura dada.

Mientras más volátil es un compuesto, mayor será su presión de saturación. Por ejemplo, la presión de saturación del solvente tetracloroetileno (PCE) es de 0.025 atm a 25° C, mientras que la presión de saturación del pesticida lindano es de 10⁻⁶ atm a la misma temperatura. Es claro que el lindano es mucho menos volátil que los PCE. Para fines de esta compara-



Discusión en clase

Aunque se ha prohibido el uso de muchos contaminantes orgánicos persistentes en muchos países industrializados, su manufactura y exportación continúa y/o su uso es continuo y generalizado sin que haya regulaciones en muchas partes del mundo. Estos químicos se volatilizan más fácilmente en la superficies cálidas del sur de Estados Unidos y de las regiones tropicales y subtropicales del mundo. Luego se condensan y se depositan en latitudes altas, donde las temperaturas son más frescas. La vida silvestre como las focas, las ballenas asesinas y los osos polares, al igual que la poblaciones humanas como los inuit, que residen en el Ártico, se ven afectados injustamente con el riesgo derivado de la producción y uso de estos químicos. En virtud de esta información, ¿qué soluciones equitativas se pueden concebir para generaciones futuras?

Figura 3.5 Diseminación de químicos por volatilización Al proceso de exportar químicos tóxicos hacia otros países mediante el transporte atmosférico se le denomina “el círculo del veneno”. Los contaminantes orgánicos persistentes (POPs) se han concentrado en la cadena alimenticia, en donde causan efectos tóxicos para la reproducción de los animales, su desarrollo y sus funciones inmunológicas. El Departamento de Estado estadounidense considera los POPs como “uno de los más grandes desafíos ambientales que enfrenta el mundo.” Los POPs incluyen los bifenilos policlorados (PCB), dibenzo-*p*-dioxinas policloradas y los furanos, así como pesticidas como el DDT, toxafeno, clordano y heptacloro.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

ción, el agua a 25° C tiene una presión de saturación ligeramente más alta (0.031 atm) que los PCE. En otras palabras, si se dejaran contenedores o restos de PCE a la intemperie en presencia de contenedores de agua, habría aproximadamente igual cantidad de PCE y agua en la atmósfera de un lugar cerrado.

El equilibrio entre las fases gaseosa y líquida se puede expresar en la forma usual de una reacción química con una constante de equilibrio:



La ecuación 3.10 indica que el agua líquida está en equilibrio con el agua gaseosa (vapor de agua). El equilibrio constante (denominado *presión de saturación*) para esta reacción es:

$$K = \frac{[\text{H}_2\text{O}_{(g)}]}{[\text{H}_2\text{O}_{(l)}]} = P_{\text{H}_2\text{O}} \quad (3.11)$$

donde $P_{\text{H}_2\text{O}}$ es la presión parcial del agua. Debido a que la concentración (suponga que es igual a la actividad, ejemplo, $\gamma = 1.0$) de un líquido puro se define como 1.0 (recuerde la Regla 1 de la tabla 3.2), la constante de equilibrio es simplemente igual a la concentración en la fase vapor (llamada presión de saturación). Una manera de expresar la concentración en la fase gas es como presiones parciales; por lo tanto, las unidades con las que con frecuencia se expresa la constante de equilibrio por volatilización son atmósferas.

Si estuviera presente una mezcla de fluidos miscibles (mutuamente solubles), en lugar de un líquido puro, el denominador de la ecuación 3.11 sería la concentración del líquido individual (A) en fracciones mol, X_A :

$$K = \frac{[A_{(g)}]}{[A_{(l)}]} = \frac{P_A}{X_A} \quad (3.12)$$

La ecuación 3.12 se conoce como la **ley de Raoult**. La constante, K , es igual a la presión de saturación. La ley de Raoult es útil siempre que sea una mezcla de productos químicos (por ejemplo, gasolina, combustible diesel o queroseno).

La presión de saturación de todos los compuestos se incrementa con la temperatura y en el punto de ebullición del compuesto, la presión de vapor es igual a la presión atmosférica. Esta afirmación tiene consecuencias prácticas. Primero, las concentraciones atmosféricas de las sustancias volátiles suelen ser más altas en verano que en invierno, en el día en comparación con la noche y en lugares cálidos. Segundo, para todo grupo similar de químicos líquidos expuestos al aire, el equilibrio de la concentración en la fase gaseosa disminuirá a fin de incrementar sus puntos de ebullición.



Discusión en clase

¿Existen anuncios que alerten a no pescar en la región en la que usted vive? ¿Cuáles son las fuentes de mercurio, además de la combustión de combustibles fósiles y cuáles son los segmentos de la población que tienen el riesgo mayor? ¿Se encuentran distribuidos de manera equitativa los riesgos y los beneficios medioambientales entre todos los segmentos de la sociedad?

Recuadro / 3.2

La complejidad de los problemas medioambientales

Una característica de los problemas medioambientales es que raramente están confinados a un solo medio. Por ejemplo, gran parte del mercurio que se ha descargado al medio ambiente se emitió en primera instancia como aire contaminante, pero su efecto más dañino se verifica en los lagos, después de que se ha trasladado a través de la atmósfera y se ha depositado en un lago, luego sufre un proceso de transformación biológica llamada **metilación**. Esto provoca que el mercurio se bioacumule en los peces, proceso que ha causado miles de advertencias que aconsejan no pescar en lagos estadounidenses.

Mucho de ese mercurio se ha liberado de la combustión de carbón que se usa para generar electricidad. Se invita a los lectores a que vuelvan a ver la figura 1.7a (capítulo 1) en la que se muestran los proyectos para el año 2030 para generar electricidad principalmente a partir de la combustión de carbón y que no son fuentes de energía renovable.

Además, se espera que China duplique su consumo de carbón hacia el 2020, y que la migración de su población de áreas rurales a las urbanas provoque un incremento en el uso de energía per cápita. También se previó que China excediera las emisiones de gases de efecto invernadero de Estados Unidos en el año 2009, principalmente a causa de su plan de consumir sus vastas reservas de carbón.

El quemar combustibles fósiles como el carbón no sólo conduce a un cambio climático, sino que también incurre en costos futuros en lo económico, social y medioambiental que deberán pagar generaciones presentes y futuras, todo ello por liberar la neurotoxina de mercurio. Los sistemas de ingeniería y las políticas públicas en desarrollo que conservan la energía, así como el tamaño adecuado de los edificios y otros componentes de la construcción del medio ambiente pueden tener varios impactos benéficos mutuos en la economía, la sociedad y el medio ambiente.

ejemplo/3.3 Cálculo de la concentración gaseosa en un área confinada

El viernes por la tarde un trabajador derrama 1 L de tetracloroetileno (PCE) en el piso del laboratorio. El empleado inmediatamente cierra todas las puertas y ventanas, apaga la ventilación para evitar que se contamine el resto del edificio. Notifica a las autoridades en seguridad correspondientes, pero es el lunes en la mañana cuando los oficiales llegan con un equipo de personas para limpiar el laboratorio. ¿Deberían llevar un trapeador o una bomba de aire para limpiar la habitación? El volumen del laboratorio es de 340 m^3 y la temperatura de la habitación es de 25°C . La presión de vapor para el PCE es de 0.025 atm , la densidad del líquido a 25°C es de 1.62 g/cm^3 y el peso molecular es de 166 g/mol .

solución

El PCE es un químico volátil. El problema pregunta cuánto del litro derramado permanece en el suelo contra cuánto se volatilizó en el aire. Si quedó algo de PCE en el suelo, la presión parcial del PCE en el aire sería de 0.025 atm . Se puede usar la ley del gas ideal para resolver el número de moles presentes en el aire (el término n/V aportaría la concentración):

$$n = \frac{PV}{RT} = \frac{(0.025 \text{ atm}) \times (340 \text{ m}^3) \times \left(\frac{1\,000 \text{ L}}{\text{m}^3}\right)}{\frac{0.08205 \text{ L-atm}}{\text{mol-K}} \times (298 \text{ K})} = 348 \text{ mol}$$



www.epa.gov/gcc

La densidad del PCE se puede emplear para determinar que el derrame de 1 L pesa 1620 g . Con el uso del peso molecular de PCE, el litro derramado contendría 9.8 moles de PCE. Esto es mucho menos que la cantidad que potencialmente se volatilizaría en el aire de la habitación (348 moles), suponiendo que se haya alcanzado el equilibrio. Así, puede concluirse que no quedaría PCE en el suelo y que estaría totalmente en el aire. El equipo de limpieza debería llegar equipado con una bomba de aire y con filtros.

Este problema demuestra otro punto importante: la química y la ingeniería deben volverse “verdes”. Si se sustituyera el PCE por un químico verde, no habría riesgos y así no habría preocupaciones por derrames. Mejor aún, quizá el proceso en el cual se usó el PCE se podría cambiar de manera que no se necesitaran químicos en lo absoluto. Este tipo de pensamiento resultaría en una disminución de los riesgos a la salud, ya que los trabajadores no estarían expuestos a químicos tóxicos. También habría ahorros si no hubiera necesidad de pagar equipos de limpieza para remediar problemas, sin requerimientos de energía para la fase de remediación, habría menos papeleo producto de las regulaciones gubernamentales para el manejo y almacenamiento del PCE y no habría costos de seguros asociados con el almacenaje y uso del PCE. La compañías podrían incluso incrementar su participación de mercado al anunciar que sus instalaciones son responsables desde el punto de vista social y medioambiental.

3.6 Equilibrio aire-agua

Se usa la **constante de la ley de Henry**, K_H , para describir el equilibrio químico entre las fases aire y agua (que a veces se nombran fases disueltas y acuosas). A esta situación se le llama equilibrio aire-agua. La **ley de Henry** es sólo un caso especial de la ley de Raoult (ecuación 3.12) aplicada a los sistemas de disolución (la mayoría de las condiciones medioambientales están en disolución). Debido a que la fracción de sustancia de una sustancia disuelta en un sistema de disolución consiste en un número muy pequeño, normalmente se usan más las concentraciones como los mol/L que las fracciones de sustancia. También la ecuación 3.12 se puede usar para estimar la ley de Henry en caso de no contar con datos confiables provenientes de un experimento. Para determinar la ley de Henry en un químico en particular, divida la presión de saturación del químico entre su solubilidad acuosa.

Las unidades de la ley de Henry varían en función de su dirección, si la reacción de intercambio aire-agua se da en el sentido de transferencia de la fase gaseosa a la fase acuosa o de la fase acuosa a la fase gaseosa. Además, puede ocurrir que en la ley de Henry no haya unidades. Por ello es importante usar las unidades adecuadas y entender por qué se usa cierto tipo de unidades, amén de ser capaz de convertir de unas unidades a otras.

3.6.1 CONSTANTE DE LA LEY DE HENRY CON UNIDADES PARA UN GAS QUE SE DISUELVE EN UN LÍQUIDO

El intercambio aire-agua de un gas (en esta caso, oxígeno) de la atmósfera hacia el agua en la dirección progresiva (descrita en la figura 3.4) se puede escribir como



La expresión de equilibrio para esta reacción es:

$$K_H = \frac{[\text{O}_{2(aq)}]}{[\text{O}_{2(g)}]} = \frac{[\text{O}_{2(aq)}]}{P_{\text{O}_2}} \quad (3.14)$$

El valor de la constante en la ley de Henry, K_H , a 25° C para el oxígeno es 1.29×10^{-3} mol/L-atm. En este caso, las unidades de K_H son mol/L-atm. La reacción se escribió como una transferencia del gas oxígeno hacia la fase acuosa en sentido progresivo porque en este caso se tiene interés en la manera en que la composición del gas afecta la composición de la solución acuosa. Así, el equilibrio en la concentración de la presión de saturación del oxígeno de las aguas superficiales es una función de la presión parcial del oxígeno en la atmósfera y de la constante de la ley de Henry.

La concentración del **oxígeno disuelto** en el agua, en equilibrio con la atmósfera, es de 14.4 mg/L a 0° C y 9.2 mg/L a 20° C. Este valor demuestra que la solubilidad del oxígeno en el agua depende de la temperatura del agua (razón por la que las truchas prefieren las aguas frías). Para la reac-

ejemplo/3.4 Uso de la ley de Henry para determinar la solubilidad acuosa del oxígeno

Calcule la concentración del oxígeno disuelto (en unidades mol/L y mg/L) en cierta agua en equilibrio con la atmósfera a 25° C. La constante de la ley de Henry para el oxígeno a 25° C es 1.29×10^{-3} mol/L-atm.

solución

La presión parcial del oxígeno en la atmósfera es de 0.21 atm. La ecuación 3.14 se puede adaptar para dar lugar a

$$\begin{aligned} K_H \times P_{O_2} &= [O_{2(aq)}] = (1.29 \times 10^{-3} \frac{\text{mol}}{\text{L-atm}}) \times 0.21 \text{ atm} \\ &= 2.7 \times 10^{-4} \frac{\text{mol}}{\text{L}} \end{aligned}$$

Por lo tanto, la solubilidad del oxígeno a esta temperatura es de 2.7×10^{-4} mol/L. Si este valor se multiplica por el peso molecular del oxígeno (32 g/mol), la solubilidad se reporta como 8.7 mg/L.

ción que se describe en la ecuación 3.13, el cambio en la formación de calor (ΔH^0) en condiciones estándar es de -3.9 kcal. Ya que ΔH^0 es negativa, la ecuación 3.13 se puede escribir como



Un incremento en la temperatura (o la adición de calor al sistema), según el principio de Le Châtelier, favorecerá la reacción que tienda a disminuir el incremento en la temperatura. El efecto es conducir la reacción de la ecuación 3.15 hacia la izquierda, en donde consume calor, lo que disminuye el incremento de temperatura del proceso. Por lo tanto, en equilibrio, ante un incremento en la temperatura, existirá mayor presencia de oxígeno en la fase gaseosa; así, la solubilidad del oxígeno disuelto será menor ante un aumento de la temperatura.

3.6.2 CONSTANTE DE LA LEY DE HENRY ADIMENSIONAL PARA ESPECIES QUE TRANSFIEREN DE LA FASE LÍQUIDA A LA FASE GASEOSA

En el caso de transferencias de un químico disuelto en una fase acuosa a la atmósfera, el equilibrio químico entre el gas y el químico en fase líquida se describe como una reacción inversa de la ecuación 3.13. Por ejemplo, para el químico tricloroetileno (TCE),



En este caso, la expresión de equilibrio se escribe como

$$K_H = \frac{[\text{TCE}_{(\text{g})}]}{[\text{TCE}_{(\text{aq})}]} \quad (3.17)$$

donde el TCE en fase gaseosa se describe con unidades de mol/L de gas, no como presión parcial. De manera correspondiente, la constante de la ley de Henry, K_H , tiene unidades de mol por litro de gas divididas entre mol/L de agua, las cuales se cancelan. Por lo tanto, en este caso, algunos dicen que la constante de Henry es *adimensional*. De hecho, realmente tiene unidades de litros de agua por litros de aire. Otras unidades para la constante de Henry incluyen atm y L-atm/mol.

Las constantes de la ley de Henry que tienen unidades y aquellas sin unidades se pueden relacionar con el uso de la ley del gas ideal. La tabla 3.3 muestra algunas conversiones para las constantes de la ley de Henry.

Tabla / 3.3

Unidades de conversión para las constantes de la ley de Henry

$$K_H \left(\frac{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}{\text{L}_{\text{aire}}} \right) = \frac{K_H \left(\frac{\text{L-atm}}{\text{mol}} \right)}{RT}$$

$$K_H \left(\frac{\text{L-atm}}{\text{mol}} \right) = K_H \left(\frac{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}{\text{L}_{\text{aire}}} \right) \times RT$$

$$K_H \left(\frac{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}{\text{L}_{\text{aire}}} \right) = \frac{K_H (\text{atm})}{RT \times 55.6 \frac{\text{mol H}_2\text{O}}{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}}$$

$$K_H \left(\frac{\text{L-atm}}{\text{mol}} \right) = \frac{K_H (\text{atm})}{55.6 \frac{\text{mol H}_2\text{O}}{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}}$$

$$K_H (\text{atm}) = K_H \left(\frac{\text{L-atm}}{\text{mol}} \right) \times 55.6 \frac{\text{mol H}_2\text{O}}{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}$$

$$K_H (\text{atm}) = K_H \left(\frac{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}{\text{L}_{\text{aire}}} \right) \times RT \times 55.6 \frac{\text{mol H}_2\text{O}}{\text{L}_{\text{H}_2\text{O}}}$$

$$R = 0.08205 \frac{\text{atm-L}}{\text{mol-K}}$$

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

ejemplo/3.5 Conversión entre constantes de la ley de Henry con y sin unidades de medición

La constante de la ley de Henry para las reacciones de transferencia de oxígeno del aire al agua es de $1.29 \times 10^{-3} \text{ mol/L-atm}$ a 25°C . ¿Cuál es la K_H adimensional para la transferencia de oxígeno del agua al aire a 25°C ?

solución

El problema requiere la ley de Henry para la reacción inversa. Por lo tanto, la constante de Henry que se da es igual a la inversa de $1.29 \times 10^{-3} \text{ mol/L-atm}$ o 775 L-atm/mol para la transferencia de oxígeno acuoso a la fase gaseosa. Resuelva con la ley del gas ideal:

$$K_H (\text{adimensional}) = \frac{\frac{775 \text{ L-atm}}{\text{mol}}}{\left(\frac{0.08205 \text{ L-atm}}{\text{mol-K}} \right) \times (298 \text{ K})} = 32$$

3.7 Química ácido-base

La química ácido-base es importante para el tratamiento de la contaminación y para la comprensión del destino y de la toxicidad de los químicos que se descargan en el medio ambiente.

3.7.1 pH

Por definición, el **pH** de una solución es:

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+] \quad (3.18)$$

donde $[\text{H}^+]$ es la concentración del ión hidrógeno. La escala de pH en un sistema acuoso va desde 0 a 14, en la cual las soluciones ácidas tienen un pH por debajo de 7 y las soluciones básicas tienen un pH por encima de 7 y las soluciones neutrales tienen un pH cercano a 7. De todas las aguas naturales, 95% tienen un pH entre 6 y 9. El agua de lluvia que no ha sido afectada por las emisiones antropogénicas de lluvia ácida tiene un pH de aproximadamente 5.6 debido a la presencia de dióxido de carbono disuelto que se origina en la atmósfera.

Las concentraciones de OH^- y de H^+ se relacionan entre sí a través de la reacción de equilibrio de la disociación del agua:



La constante de equilibrio para la disociación del agua (K_w) para la ecuación 3.19 es igual a 10^{-14} a 25°C . Así,

$$K_w = 10^{-14} = [\text{H}^+] \times [\text{OH}^-] \quad (3.20)$$

Tabla / 3.4**Constante de disociación para el agua a varias temperaturas y pH resultante de una solución neutra**

Temperatura (°C)	K_w	pH de una solución neutra
0	0.12×10^{-14}	7.47
15	0.45×10^{-14}	7.18
20	0.68×10^{-14}	7.08
25	1.01×10^{-14}	7.00
30	1.47×10^{-14}	6.92

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

La ecuación 3.20 permite determinar la concentración de H^+ , o bien de OH^- si se conoce la otra. La tabla 3.4. muestra el rango de K_w a temperaturas importantes en el medio ambiente. A 25° C en agua pura, el $[H^+]$ es igual a $[OH^-]$; por lo que $[H^+] = 10^{-7}$ y el pH del agua pura es igual a 7.00. Sin embargo, a 15° C, el $[H^+]$ es igual a $10^{-7.18}$, por lo que el pH de una solución neutra a esta temperatura es igual a 7.18.

3.7.2 DEFINICIÓN DE ÁCIDOS Y BASES Y SUS CONSTANTES DE EQUILIBRIO

Los ácidos y las bases son sustancias que reaccionan con los iones de hidrógeno $[H^+]$. Un **ácido** se define como una especie que puede liberar o donar un ión de hidrógeno (también llamado protón). Una **base** se define como una especie química que puede aceptar o combinarse con un protón. La ecuación 3.21 muestra un ejemplo de un ácido (HA) asociado con una base conjugada (A^-):



Los ácidos que tienen una fuerte tendencia a disociarse (la reacción de la ecuación 3.21 va hacia la extrema derecha) se llaman *ácidos fuertes*, en tanto que los ácidos que tienen una tendencia menor a la disociación (la reacción de la ecuación 3.21 va sólo un poco hacia la derecha) se llaman *ácidos débiles*.

La magnitud de la constante de equilibrio en la reacción de disociación es lo que indica la fuerza de un ácido. La constante de equilibrio para la reacción que se describe en la ecuación 3.21 es:

$$K_a = \frac{[H^+][A^-]}{[HA]} \quad (3.22)$$

donde K_a es la constante de equilibrio para la reacción cuando se añade un ácido al agua. En equilibrio, un ácido fuerte se disociará y mostrará

Tabla / 3.5

Constantes de equilibrio de ácidos y bases comunes cuando se añaden a agua a 25° C

Ácidos			Bases		
	Nombre	$pK_a = -\log K_a$		Nombre	$pK_b = -\log K_b$
HCl	Clorhídrico	-3	Cl ⁻	Ión cloro	17
H ₂ SO ₄	Sulfúrico	-3	HSO ₄ ⁻	Ión bisulfato	17
HNO ₃	Nítrico	-1	NO ₃ ⁻	Ión nitrato	15
HSO ₄ ⁻	Bisulfato	1.9	SO ₄ ²⁻	Ión sulfato	12.1
H ₃ PO ₄	Fosfórico	2.1	H ₂ PO ₄ ⁻	Fosfato dihidrogenado	11.9
CH ₃ COOH	Acético	4.7	CH ₃ COO ⁻	Ión acetato	9.3
H ₂ CO ₃ *	Dióxido de carbono y ácido carbónico	6.3	HCO ₃ ⁻	Bicarbonato	7.7
H ₂ S	Sulfhídrico	7.1	HS ⁻	Bisulfuro	6.9
H ₂ PO ₄ ⁻	Fosfato dihidrogenado	7.2	HPO ₄ ²⁻	Fosfato monohidrogenado	6.8
HCN	Cianhídrico	9.2	CN ⁻	Ión cianuro	4.8
NH ₄ ⁺	Ión amonio	9.3	NH ₃	Amonio	4.7
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato	10.3	CO ₃ ²⁻	Carbonato	3.7
HPO ₄ ²⁻	Fosfato monohidrogenado	12.3	PO ₄ ³⁻	Fosfato	1.7
NH ₃	Amonia	23	NH ₂ ⁻	Amida	-9

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

altas concentraciones de H⁺ y de A⁻ y una concentración menor de HA. Esto significa que cuando al agua se agrega un ácido fuerte, resultará en un cambio mucho mayor de energía libre negativa que cuando se agrega un ácido más débil. Así, para los ácidos fuertes, la constante de equilibrio K_a será grande (y ΔG será muy negativa). De manera similar, el K_a para un ácido débil será pequeño (y ΔG será menos negativa).

Al igual que el pH es igual $-\log[H^+]$, pK_a es el logaritmo negativo de la constante de disociación del ácido (esto es, $pK_a = -\log(K_a)$). En la tabla 3.5 se muestran valores de constantes de equilibrio para algunos ácidos y bases de importancia medioambiental. La tabla muestra que el pK_a de un ácido débil es mayor que el pK_a de un ácido fuerte.

El pK_a de un ácido tiene relación con el pH al cual el ácido se disociará. Los ácidos fuertes son aquellos que tienen un pK_a por debajo de 2. Se puede considerar que se disocian casi completamente en agua con un rango de pH de 3.5 a 14. Se sabe que el HCl, el HNO₃, el H₂SO₄ y el HClO₄ son cuatro ácidos muy fuertes que con frecuencia aparecen en situaciones relacionadas con el medio ambiente. De la misma manera, sus bases conjugadas

ejemplo/3.6 Equilibrio ácido-base

¿Cuál es el porcentaje total de amoníaco (ejemplo $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) presente como NH_3 con un pH de 7? El $\text{p}K_a$ de NH_4^+ es 9.3; por lo tanto,

$$K_a = 10^{-9.3} = \frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]}$$

solución

El problema necesita

$$\frac{[\text{NH}_3]}{([\text{NH}_4^+] + [\text{NH}_3])} \times 100\%$$

Para resolverlo se requiere otra ecuación independiente porque la expresión precedente tiene dos incógnitas. La expresión de equilibrio para el sistema $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ brinda la segunda ecuación necesaria:

$$10^{-9.3} = \frac{[\text{NH}_3] \times [\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]} = \frac{[\text{NH}_3] \times [10^{-7}]}{[\text{NH}_4^+]}$$

Así, con $\text{pH} = 7$, $[\text{NH}_4^+] = 200 \times [\text{NH}_3]$. Esta expresión se puede sustituir en la primera expresión, lo que da lugar a

$$\frac{[\text{NH}_3]}{(200 [\text{NH}_3] + [\text{NH}_3])} \times 100\% = 0.5\%$$

Con este pH neutro, casi el total de la amoníaco de un sistema se encontrará como ión amonio (NH_4^+). De hecho, sólo 0.5% se encuentra como NH_3 !

La modalidad de amonio total más tóxica para la vida acuática es NH_3 . Es tóxica para varias especies de peces a concentraciones por encima de 0.2 mg/L. Por ello, los desagües con un pH menor que 9 tienen la mayoría de amoníaco total en su forma NH_4^+ menos tóxica. Esta es una de las razones por las cuales algunos de los permisos para descargar amoníaco en las aguas residuales especifican que el pH de la descarga debe ser menor que 9.

(Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y ClO_4^-) son tan débiles que se supone que nunca se encontrarán con protones, en el rango de pH de 3.5 a 14.

3.7.3 SISTEMA DE CARBONO, ALCALINIDAD Y CAPACIDAD AMORTIGUADORA

La figura 3.6 muestra los importantes componentes del **sistema de carbono**. La concentración del **bióxido de carbono disuelto** en agua equilibrada con la atmósfera (la presión parcial del CO_2 es de $10^{-3.5}$ atm) es de 10^{-5} mol/L. Se trata de una cantidad significativa de dióxido de carbono disuelto en agua. Esta reacción se puede escribir de la siguiente manera:



donde $K_H = 10^{-1.5}$ mol/L-atm.

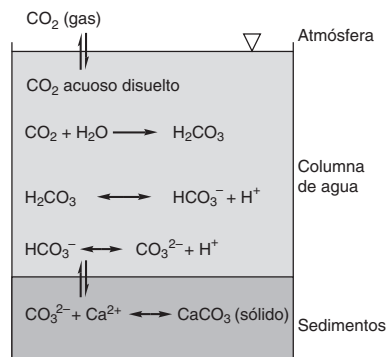


Figura 3.6 Componentes importantes del sistema de carbono

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.



Discusión en clase

Algunos científicos han propuesto que se agreguen grandes cantidades de hierro a los océanos del mundo para precipitar el carbón y así cambiar la química del sistema de carbón, a fin de que los océanos tomen más dióxido de carbono de la atmósfera. ¿Considera usted que la geoingeniería del medio ambiente es una solución sustentable para el actual problema mundial de la excesiva emisión de gases de efecto invernadero?

En su disolución en agua, el CO_2 disuelto experimenta una reacción de hidratación al reaccionar con el agua para formar ácido carbónico:



en donde $K = 10^{-2.8}$. Esta reacción tiene implicaciones importantes para la química del agua que se encuentra en contacto con la atmósfera. Primero, el agua que está en contacto con la atmósfera (la lluvia, por ejemplo) tiene disuelto un ácido relativamente fuerte, el ácido carbónico. Así, el pH del agua de lluvia que no se ha visto afectada por las emisiones antropogénicas estará por debajo de 7. El pH del agua de lluvia “no contaminada” está alrededor de 5.6. Por lo tanto, la lluvia ácida, que por lo común se mide en valores de pH de 3.5 a 4.5, es aproximadamente de 10 a 100 veces más ácida que el agua de lluvia natural, pero no 10 000 veces más ácida porque el agua de lluvia natural no es neutra con un pH de 7.0.

Además, debido a que el agua de lluvia natural es ligeramente ácida y la presión parcial del dióxido de carbono del suelo también puede ser alta desde su actividad biológica, el agua que hace contacto con rocas y minerales disuelve iones en la solución. Los constituyentes inorgánicos disueltos en el agua dulce y las sales disueltas en los océanos tienen su origen en los minerales de la atmósfera. El dióxido de carbono de la atmósfera brinda un ácido que reacciona con las bases de las rocas, provoca que se liberen los constituyentes de las rocas en el agua, donde permanecen disueltos, o bien, se precipitan hacia una fase sólida.

Es difícil distinguir de manera analítica la diferencia entre $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ y el verdadero H_2CO_3^* . Por lo tanto, el término H_2CO_3^* se ha definido como igual a la concentración de $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ más la concentración del verdadero H_2CO_3 . Sin embargo, el H_2CO_3^* puede estar cerca del $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ porque el verdadero H_2CO_3 sólo recupera aproximadamente 0.16% de H_2CO_3^* . Así, la concentración de H_2CO_3^* en las aguas en equilibrio con la atmósfera es aproximadamente de 10^{-5} M.

El H_2CO_3^* está en equilibrio con el ión bicarbonato de la siguiente manera:



donde $K_{a1} = 10^{-6.3}$. También, el bicarbonato está en equilibrio con el ión carbonato de la siguiente manera:



donde $K_{a2} = 10^{-10.3}$.

De acuerdo con la definición dada de ácido y base, el bicarbonato puede actuar como ácido o como base. El bicarbonato y el carbonato son también bases comunes en agua. El contenido de *carbón inorgánico total* de una muestra de agua se define de la manera siguiente:

$$\text{Carbón inorgánico total} = [\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] \quad (3.27)$$

En el rango de pH de la mayoría de las aguas naturales (pH 6-9), el H_2CO_3^* y el CO_3^{2-} son pequeños comparados con el HCO_3^- . Por lo tanto, el HCO_3^- es el componente predominante en la ecuación 3.27.

Tabla / 3.6**Explicación de la alcalinidad y la capacidad amortiguadora**

Término	Definición
Alcalinidad	Medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos. Alcalinidad (mol/L) = $[\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$ En la mayoría de las aguas naturales cercanas a un pH = 6-8, la concentración del bicarbonato (HCO_3^-) es significativamente mayor que la del carbonato (CO_3^{2-}) o del hidroxilo (OH^-); por lo tanto, la alcalinidad total puede ser aproximada por la concentración de bicarbonato.
Capacidad amortiguadora	Habilidad del agua para resistir los cambios de pH cuando se añaden el material ácido o el alcalino. En la mayoría de los sistemas de agua dulce, la capacidad amortiguadora se debe principalmente a las bases (OH^-, CO_3^{2-}, HCO_3^-) y a los ácidos (H^+, H_2CO_3^*, HCO_3^-).

La tabla 3.6 incluye definiciones y descripciones de dos términos importantes relacionados con el sistema de carbono: **alcalinidad** y **capacidad amortiguadora**. En la mayoría de las aguas dulces naturales, la alcalinidad se debe principalmente al HCO_3^- , el CO_3^{2-} y el OH^- . En algunas aguas naturales y en algunas aguas industriales, existen otras sales de ácidos débiles que podrían ser importantes para determinar la alcalinidad de una solución como los boratos, los fosfatos, el amoníaco y los ácidos orgánicos. Por ejemplo, el líquido donde se lleva a cabo la digestión anaerobia y las aguas negras municipales contienen grandes cantidades de bases como amoníaco (NH_3), fosfatos (HPO_4^{2-} y PO_4^{3-}) y bases de varios ácidos orgánicos. Los álcalis de sílice (H_3SiO_4^-) y el ácido bórico ($\text{B}(\text{OH})_4^-$) pueden contribuir a la alcalinidad de los océanos.

En la mayoría de las aguas naturales la capacidad de amortiguamiento se debe principalmente a las bases (OH^- , CO_3^{2-} , HCO_3^-) y los ácidos (H^+ , H_2CO_3^* , HCO_3^-). Muchos lagos en Estados Unidos (por ejemplo, en Nueva Inglaterra y en la parte superior del medio oeste) tienen baja capacidad amortiguadora y en consecuencia experimentan depósitos ácidos (lluvia ácida). Esto se debe a que las cuencas geológicas que subyacen bajo estos lagos es tal, que la lenta disolución de las rocas y minerales subyacentes no favorece mucho la alcalinidad.

3.8 Óxido-reducción

Algunas reacciones químicas ocurren porque se transfieren electrones entre diferentes especies químicas. Estas reacciones se llaman de **óxido-reducción** o **reacciones redox**. Las reacciones de óxido-reducción controlan el destino y la especiación de muchos metales y contaminantes orgánicos en medios naturales, y muchos procesos de tratamiento emplean

Tabla / 3.7

Convenciones para asignar estado de oxidación a átomos comunes (H, O, N, S) en las moléculas

1. La carga total de una molécula = Σ de las cargas (estado de oxidación) de sus átomos individuales.
2. Los átomos de la molécula en cuestión tienen el siguiente estado de oxidación; sin embargo, estos números se han de igualar a otros números en orden regresivo (aplicar a S un número diferente del número que se aplicó a N, y así sucesivamente) de manera que siempre se cumpla con la Convención 1.

Átomo	Estado de oxidación
H ⁺	+1
O	-2
N	-3
S	-4

**Química redox en sedimentos**

química redox. También, muchos procesos biológicos son simples reacciones redox mediadas por microorganismos. El proceso de tratamiento de aguas negras más común implica reacciones redox que oxidan el carbono orgánico a CO₂ (en tanto que reducen el oxígeno a agua) y oxidan y reducen varias formas de nitrógeno.

Para las moléculas que se componen de átomos simples cargados, el estado de oxidación es simplemente la carga del átomo; por ejemplo, el estado de oxidación del Cu²⁺ es +2. En las moléculas que contienen múltiples átomos, a cada átomo se asigna un estado de oxidación de acuerdo con las convenciones que se exponen en la tabla 3.7.

En una reacción redox, el estado de oxidación de una molécula o se va hacia arriba (en cuyo caso la molécula se *oxida*), o hacia abajo (en cuyo caso la molécula se *reduce*). De las especies oxidadas se puede decir que reaccionan con los electrones libres (e⁻) en medias reacciones como la siguiente:



En esta reacción, las especies que ganan el electrón (el **electrón receptor** u *oxidante*) se reduce para formar la especie reducida correspondiente; las moléculas reducidas pueden donar electrones (el **electrón donador**) y sirven como *reductores*.

Considere dos ejemplos. En el primero, el nitrato de amonio (estado de oxidación de -3) puede convertirse en gas N₂ (estado de oxidación de 0) mediante nitrificación y desnitrificación. Además, hay importantes contaminantes atmosféricos que incluyen NO (estado de oxidación de +2) y NO₂ (estado de oxidación de +4). Esta conversión de nitrógeno en diferentes compuestos ocurre mediante reacciones redox. En el segundo ejemplo, la lluvia ácida, cuya causa son las emisiones de SO₂ (estado de oxidación del azufre de +4), el cual se oxida en la atmósfera como ión sulfato, SO₄²⁻ (estado de oxidación del azufre +6). El ión sulfato regresa a la superficie de la Tierra como depósitos secos o húmedos de ácido sulfúrico.

ejemplo/3.7 Determinación de los estados de oxidación

Determine los estados de oxidación del azufre en el sulfato (SO_4^{2-}) y en el bisulfuro (HS^-).

solución

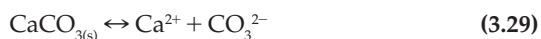
Se espera que el azufre en el sulfato se encuentre más oxidado (debido a la presencia de oxígeno en la molécula) que en el bisulfuro (a causa de la presencia de hidrógeno). La carga total de -2 se debe mantener en el sulfato, y ya que la carga de cada átomo de oxígeno es -2 (vea la tabla 3.7), la carga del azufre en el sulfato debe ser $-2 - 4(-2) = +6$. A fin de mantener la carga total de -1 en el bisulfuro, la carga del azufre debe ser $-1 - 1(+1) = -2$. Aquí, la carga en el H^+ era $+1$ (vea la tabla 3.7). Como era de esperarse, el azufre que se encuentra en el sulfato está más oxidado que el azufre del bisulfuro.

3.9 Precipitación-disolución

Las reacciones de **precipitación-disolución** implican la disolución de un sólido que forma especies solubles (o el proceso inverso en el cual las especies solubles reaccionan y salen de la solución a manera de sólidos cuando se precipitan). Algunos precipitados comunes son el hidróxido, el carbonato y los minerales de sulfuro.

Cierta reacción que a veces ocurre en los hogares es la precipitación de la CaCO_3 . Si el agua es dura, este compuesto forma una capa en las teteras, los calentadores de agua y las tuberías. Mucho esfuerzo se consagra para prevenir la excesiva precipitación de CaCO_3 en establecimientos municipales e industriales, y el proceso de retirar cationes bivalentes del agua se conoce como descalcificación del agua.

La reacción más común en todas estas situaciones es la conversión de una sal sólida a un componente disuelto. En este ejemplo, el sólido es carbonato de calcio:



Aquí, el(los) subíndice(s) denota(n) que la especie es un sólido. La constante de equilibrio para dicha reacción se conoce como el **producto de solubilidad**, K_{sp} . Cuando la reacción de la ecuación 3.29 está en equilibrio, el K_{sp} es igual a Q :

$$K_{sp} = \frac{[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{CaCO}_{3(s)}} = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] \quad (3.30)$$

Solubilidad se define como la cantidad máxima (expresada generalmente como masa) de una sustancia (el soluto) que se puede disolver en una unidad de volumen del solvente bajo condiciones específicas. Debido a que la actividad (la cual se supone igual a la concentración) de un sólido se define como igual a 1.0 (Regla 2 de la tabla 3.2), la constante de equilibrio, K_{sp} , es igual al producto de solubilidad. Así, si se sabe la constante de

Tabla / 3.8**Reacciones comunes de precipitación-disolución, el producto de solubilidad asociado K_{sp} y su significado**

Ecuación de equilibrio	K_{sp} a 25°C	Significado
$\text{CaCO}_3(\text{s}) \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	3.3×10^{-9}	eliminación de la dureza, formación de depósitos
$\text{MgCO}_3(\text{s}) \leftrightarrow \text{Mg}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	3.5×10^{-5}	eliminación de la dureza, formación de depósitos
$\text{Ca}(\text{OH})_2(\text{s}) \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{OH}^-$	6.3×10^{-6}	eliminación de la dureza
$\text{Mg}(\text{OH})_2(\text{s}) \leftrightarrow \text{Mg}^{2+} + 2\text{OH}^-$	6.9×10^{-12}	eliminación de la dureza
$\text{Cu}(\text{OH})_2(\text{s}) \leftrightarrow \text{Cu}^{2+} + 2\text{OH}^-$	7.8×10^{-20}	eliminación de los metales pesados
$\text{Zn}(\text{OH})_2(\text{s}) \leftrightarrow \text{Zn}^{2+} + 2\text{OH}^-$	3.2×10^{-16}	eliminación de los metales pesados
$\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s}) \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$	6.3×10^{-32}	coagulación
$\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{OH}^-$	6×10^{-38}	coagulación, eliminación del hierro
$\text{CaSO}_4(\text{s}) \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	4.4×10^{-5}	desulfurización de los gases de salida

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

equilibrio y la concentración de una de las especies, la concentración de la otra especie se puede determinar.

No se formará ningún precipitado si las concentraciones de los iones son menores que las de K_{sp} (en la ecuación 3.30, Ca^{2+} y CO_3^{2-} son las especies). Se dice que esta solución está *subsaturada*. De la misma manera, si el producto de las concentraciones de los iones excede K_{sp} , la solución estará *supersaturada*, y las especies sólidas se precipitarán hasta que el producto de las concentraciones del ión sea igual a K_{sp} . La tabla 3.8 muestra algunos productos de solubilidad y las reacciones asociadas.

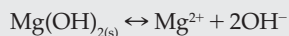
3.10 Adsorción, absorción y sorción

La **sorción** es un término no específico que se puede referir al proceso de **adsorción** de un químico de una superficie sólida y al proceso de **absorción** (partición) de un químico en el volumen de un sólido, o a ambos. En el caso de los contaminantes orgánicos, la sorción es un proceso clave que determina el destino y el químico que es comúnmente absorbido en la fracción orgánica de una partícula debido a las energías que lo favorecen en este proceso. El *sorbato* (adsorbato o absorbato) es la sustancia que se transfiere desde la fase gaseosa o líquida a la fase sólida. El *sorbente* (adsorbente o absorbente) es el material sólido que aglutina al sorbato. Los sólidos que participan en este proceso pueden ser naturales (por ejemplo, la superficie del suelo, el sedimento en un puerto o en un río, material acuífero) o materiales antropogénicos (como el carbón activado).

La figura 3.7 muestra un esquema de los procesos de sorción del naftaleno, desde la fase del agua, a un sólido natural como una partícula del

ejemplo/3.8 Equilibrio precipitación-disolución

¿Cuál es el pH que se requiere para reducir las altas concentraciones de Mg^{2+} disuelto a 43 mg/L? El valor de K_{sp} para la siguiente reacción es $10^{-11.16}$.



solución

En esta situación, el magnesio disuelto de la solución se retira como un precipitado de hidróxido. Primero, la concentración de Mg^{2+} se convierte de mg/L a mol/L:

$$[\text{Mg}^{2+}] = \frac{43 \text{ mg}}{\text{L}} \times \frac{\text{g}}{1\,000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol}}{24 \text{ g}} = 0.0018 \text{ M}$$

Después, se escribe la relación de equilibrio como

$$10^{-11.16} = \frac{[\text{Mg}^{2+}] \times [\text{OH}^-]^2}{[\text{Mg}(\text{OH})_{2(s)}]}$$

Al sustituir los valores con los parámetros conocidos,

$$10^{-11.16} = \frac{[0.0018] \times [\text{OH}^-]^2}{1}$$

Resuelva para $[\text{OH}^-] = 6.2 \times 10^{-5} \text{ M}$. Esto da como resultado $[\text{H}^+] = 10^{-9.79} \text{ M}$, por lo que el pH = 9.79. A este pH, todo magnesio por encima de los 0.0018 M se precipitará como $\text{Mg}(\text{OH})_{2(s)}$ porque la solubilidad del Mg^{2+} se verá sobrepasada.

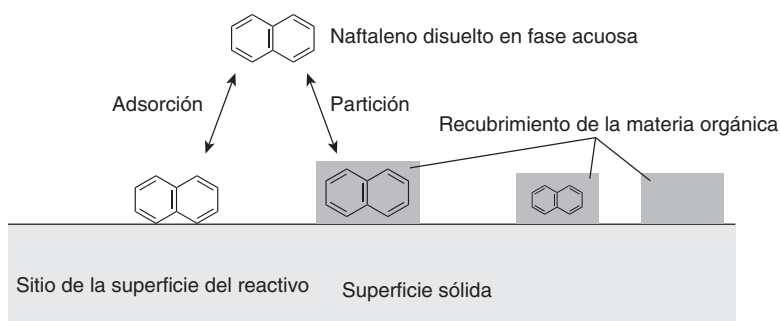


Figura 3.7 Sorción de un químico orgánico (naftaleno) en una material como el suelo o una partícula del sedimento Esto ocurre normalmente cuando el sorbato se absorbe al sitio de la superficie del reactivo (adsorción), o bien, cuando absorbe o se parte en materia orgánica que recubre la partícula (el sorbente). El proceso de sorción influye en la movilidad, la degradación natural y la remediación ingenieril de contaminantes.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

suelo. ¿Por qué se lleva a cabo la sorción? Desde el punto de vista de la termodinámica, las moléculas siempre optan por un estado menor de energía. Una molécula adsorbida a una superficie tiene un estado de energía menor en una superficie que en una fase acuosa. Por lo tanto, durante el proceso de equilibrio, la molécula se ve atraída a la superficie y a un estado menor de energía. La atracción de la molécula a la superficie se puede deber a fuerzas químicas y/o físicas. Las fuerzas electrostáticas son las que gobiernan las interacciones entre la mayoría de adsorbatos y adsorbentes.

Tabla / 3.9

Términos comunes para describir la isoterma de sorción y otros fenómenos de partición

Isoterma u otros términos de partición	Por lo general, presente como:	Símbolos y unidades	Aplicación común
Isoterma de Freundlich	$q = KC^{1/n}$ (ecuación 3.31)	q = masa del adsorbato absorbida por unidad de masa del adsorbente después del equilibrio (mg/g) C = masa del adsorbato en fase acuosa tras el equilibrio (mg/L). K = parámetro de capacidad de isoterma de Freundlich ((mg/g)(L/mg) ^{1/n}). $1/n$ = parámetro de intensidad de isoterma de Freundlich (sin unidades).	Agua para beber y tratamiento de aire en el que se usan adsorbentes como el carbón activado.
Isoterma lineal Caso especial de la isoterma de Freundlich en donde $1/n = 1$ (por ejemplo, los sistemas diluidos)	$K = \frac{q}{C}$ (ecuación 3.32)	q y C a son las mismas que la isoterma de Freundlich. K = coeficiente de partición (o distribución) de suelo- o sedimento-agua, también se expresa como K_p o K_d (unidades de cm ³ /g o L/kg).	Sistemas de dilución, en especial suelo, sedimento y aguas freáticas.
Normalización de K para el carbono orgánico*	$K_{oc} = \frac{K}{f_{oc}}$ (ecuación 3.33)	K es la misma que la isoterma lineal (también se le llama K_p o K_d). f_{oc} es la fracción de carbono orgánico para un suelo específico. K_{oc} tiene unidades de cm ³ /g de carbono orgánico (o L/kg de carbono orgánico) y sedimento (1% de carbono orgánico es igual a un f_{oc} de 0.01).	Suelo, sedimento y aguas freáticas.
Coeficiente de partición del octanol-agua	$K_{ow} = \frac{[A]_{\text{octanol}}}{[A]_{\text{agua}}}$ (ecuación 3.34)	$[A]_{\text{octanol}}$ es la concentración del químico disuelto en octanol, (C ₈ H ₁₇ OH), y $[A]_{\text{agua}}$ es la concentración del mismo químico disuelto en el mismo volumen de agua. K_{ow} no tiene unidades y normalmente se reporta como log K_{ow} .	Ayuda a determinar la hidrofobia de un químico. Se puede relacionar con otras propiedades medioambientales como K_{oc} y una bioconcentración de factores.

*Se ha mostrado que para los suelos y sedimentos con una fracción de carbono orgánico (f_{oc}) mayor que 0.001 (0.1%) y una baja concentración del soluto en equilibrio (<10⁻⁵ molar o 1/2 de solubilidad acuosa), el coeficiente de partición suelo-agua (K_p) puede normalizarse para el contenido de carbono orgánico en el suelo.

Estas fuerzas incluyen interacciones dipolo-dipolo, interacciones de dispersión o fuerzas de London-van der Waals y enlace de hidrógeno. Durante la sorción a suelos y sedimentos, la **partición hidrofóbica** (fenómeno activado por los cambios de entropía) puede ser la responsable de la interacción de un químico orgánico hidrofóbico (que repele al agua) con la superficie.

La tabla 3.9 brinda ejemplos de algunas isothermas de sorción comunes y su relación con fenómenos de partición. Una *isoterma de sorción* es una relación que describe la afinidad de un compuesto con un sólido en el agua o gas a temperatura constante (*iso-* significa constante y *therm* se refiere a la temperatura). Las dos isothermas de sorción que se cubren en la tabla 3.9 son la **isoterma de Freundlich** y la **isoterma lineal**. La figura 3.8 muestra la relación entre estas dos isothermas para rangos varios que van de $1/n$. Aquí, $1/n$ es el parámetro de intensidad de la isoterma de Freundlich (sin unidades).

Un problema con el valor del **coeficiente de partición suelo-agua**, K (ecuación 3.32, que se muestra en la tabla 3.9), es que es químico y sorbente específico. Así, aunque se puede medir K para todo sistema relevante, esto tomaría mucho tiempo y sería muy costoso. Afortunadamente, cuando el soluto es un químico neutro y orgánico no polar, el coeficiente de partición suelo-agua se puede normalizar para el carbono orgánico, en cuyo caso permanece químico-específico pero no como sorbente-específico por mucho tiempo. A K_{oc} se le conoce como **coeficiente de partición suelo-agua normalizado a carbono orgánico** y tiene unidades de cm^3/g de carbono orgánico o L/kg de carbono orgánico (vea la ecuación 3.33 en la tabla 3.9).

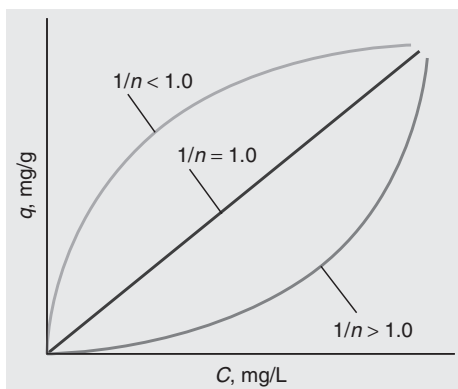


Figura 3.8 Isoterma de Freundlich graficado para diferentes valores de $1/n$.

Para valores de $1/n$ menores que 1, la isoterma se considera favorable para la sorción porque los valores bajos de la concentración del sorbato en la fase líquida dan lugar a valores altos en la concentración en la fase sólida. Esto significa que la sorción es favorable para el sorbato desde el punto de vista energético. A concentraciones acuosas más altas, la habilidad de sorción del sólido en relación con el químico descende a medida que los sitios de sorción activa se saturan con moléculas de sorbato. Para $1/n$ los valores mayores que 1, la isoterma se considera desfavorable para la sorción, debido a que se requieren los altos valores de la concentración del sorbato en la fase líquida para lograr que ocurra la sorción en el sorbente. Sin embargo, a medida que ocurre la sorción, la superficie se modifica debido al químico de sorción y se hace más favorable para la sorción adicional. Si el valor $1/n$ es igual a 1, la isoterma se llama isoterma lineal.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

ejemplo/3.9 Análisis de datos de la isoterma de adsorción

Una isoterma de adsorción de éter metil tert-butílico (MTBE) se realizó en una muestra de carbón activado. Se llevó a cabo a 15° C usando 0.250 L de botellas de ámbar, el MTBE tenía una concentración inicial, C_0 , de 150 mg/L. Las tres columnas de la izquierda de la tabla 3.10 proveen los datos de la isoterma. Determine los parámetros de la isoterma de Freundlich (K y $1/n$).

solución

Los valores de MTBE que se adsorbieron para cada punto (q) de la isoterma, y los valores logarítmicos de C y q se pueden determinar e integrar a la tabla 3.10 (las tres columnas de la izquierda). Para determinar los parámetros de la isoterma de Freundlich, inserte los log de los datos de la isoterma, $\log q$ versus $\log C$, empleando la forma lineal de la ecuación 3.31 (tabla 3.9) expresada como

$$\log q = \log K + \left(\frac{1}{n}\right) \log C$$

Grafique $\log q$ y $\log C$ como se muestra en la figura 3.9, y utilice la regresión lineal para insertar los datos a fin de determinar K y $1/n$.

Tabla / 3.10

Datos y resultados de la isoterma utilizados en el ejemplo 3.9

Datos de la isoterma			Resultados		
Concentración inicial de MTBE, C_0 (mg/L)	Masa de GAC, M (g)	Concentración de la fase líquida en equilibrio de MTBE, C , mg/L	$q = (V/M) \times (C_0 - C)$ (mg/g)	$\log q$	$\log C$
150	0.155	79.76	113.290	2.0542	1.9018
150	0.339	42.06	79.602	1.9009	1.6239
150	0.589	24.78	53.149	1.7255	1.3941
150	0.956	12.98	35.832	1.5543	1.1133
150	1.71	6.03	21.048	1.3232	0.7803
150	2.4	4.64	15.142	1.1802	0.6665
150	2.9	3.49	12.630	1.1014	0.5428
150	4.2	1.69	8.828	0.9459	0.2279

ejemplo/3.9 Continuación

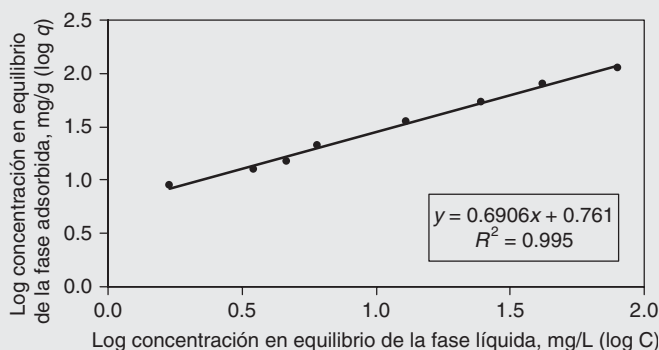


Figura 3.9 Gráfica de los datos de la isoterma de Freundlich del ejemplo 3.9 para determinar K y $1/n$.

A partir de la figura 3.9, la forma lineal de la ecuación 3.31 que tiene valores para K y para $1/n$ se expresa como

$$\log K = 0.761 + (0.6906) \log C$$

Aquí, $\log K = 0.761$, de modo que $K = 10^{0.761} = 5.77 \text{ (mg/g)(L/mg)}^{1/n}$. Por lo tanto, $K = 5.77 \text{ (mg/g)(L/mg)}^{1/n}$ y $1/n = 0.6906$.

Para sistemas con una cantidad de carbono orgánico relativamente mayor (mayor que 0.1%), K_{oc} puede relacionarse en forma directa con el parámetro llamado **coeficiente de partición octanol-agua**, K_{ow} , de un químico. Los valores de K_{ow} oscilan sobre muchos órdenes de magnitud, así que K_{ow} se reporta usualmente como $\log K_{ow}$. La tabla 3.11 enumera algunos valores típicos de $\log K_{ow}$ para una amplia variedad de químicos. Los valores de K_{ow} para químicos que tienen importancia medioambiental varían de 10^1 a 10^7 aproximadamente (el rango de $\log K_{ow}$ es de 1-7). Mientras más alto sea el valor, es mayor la tendencia del compuesto a la partición del agua en una fase orgánica. Los químicos que tienen altos valores de K_{ow} son hidrofóbicos (repelen el agua).

La magnitud del K_{ow} de un químico orgánico es un gran indicador del destino final que tendrá el químico en el medio ambiente. Por ejemplo, los valores de la tabla 3.11 indican que los químicos sumamente hidrofóbicos como 2,3,7,8-TCDD son más propensos a bioacumularse en el tejido adiposo de humanos y animales. A la inversa, químicos como el benceno, tricloroetileno (TCE), tetracloroetileno (PCE) y tolueno con frecuencia se identifican como contaminantes de las aguas freáticas, porque son relativamente solubles y se disuelven muy fácil en las descargas al agua subterránea que se infiltran verticalmente hacia mantos acuíferos subyacentes. A diferencia del pireno o 2,3,7,8-TCDD, en cuyo caso ambos son propensos a confinarse cerca de la superficie del suelo en el lugar del derrame.

Tabla / 3.11**Ejemplos de $\log K_{ow}$ para algunos químicos que tienen importancia para el medio ambiente**

Químico	$\log K_{ow}$
ácido ftálico	0.73
benceno	2.17
tricloroetileno	2.42
tetracloroetileno	2.88
tolueno	2.69
ácido 2,4-diclorofenoxiacético	2.81
naftaleno	3.33
1,2,4,5-tetraclorobenceno	4.05
fenantreno	4.57
pireno	5.13
2,3,7,8-tetraclorodibenzo- <i>p</i> -dioxina	6.64

Recuadro / 3.3 Comportamiento de partición de los químicos orgánicos y su destino y transporte en el medio ambiente

No se ha puesto a prueba la toxicidad de muchos de los miles de químicos que se introducen en el mercado cada año, y cuando dichos químicos entran en el medio ambiente, su destino depende en gran parte de su estructura química y, en consecuencia, de sus propiedades químicas, incluyendo K_H , K_{ow} y K_{oa} . K_{oa} es el **coeficiente de**

partición de octanol-aire, que es igual a la proporción del coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) a la constante de la ley de Henry sin unidades (K_H). La tabla 3.12 compila estos valores para muchos químicos que tienen importancia en el medio ambiente.

Tabla / 3.12**Logaritmos naturales de la constante de la ley de Henry adimensional (K_H), coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}), y coeficiente octanol-aire (K_{oa}) de los contaminantes orgánicos**

Compuesto	$\log K_H$	$\log K_{ow}$	$\log K_{oa}$	Número en la figura 3.11
1,1,1-tricloroetano	0.16	2.49	2.33	3
1,1-dicloroetano	-0.61	1.79	2.40	6
1,1-dicloroeteno (cloruro de vinilideno)	0.10	1.48	1.38	2
1,2,4,5-tetraclorobenceno	-1.30	4.72	6.02	10

Recuadro / 3.3 Continuación**Tabla / 3.12**

Compuesto	$\log K_H$	$\log K_{ow}$	$\log K_{oa}$	Número en la figura 3.11
1,2-dicloroetano	-1.27	1.46	2.73	11
1,2-dicloropropano	-0.92	2.28	3.20	7
1,3,5-triclorobenceno	-0.36	4.19	4.55	4
2,3,7,8-tetraclorodibenzo- <i>p</i> -dioxina	-2.87	6.80	9.67	21
2,4-ácido diclorofenoxyacético (2,4-D)	-0.10	2.68	2.78	3
2-clorofenol	-3.24	2.19	5.43	23
3-clorofenol	-4.16	2.48	6.64	27
4-clorofenol	-4.43	2.42	6.85	27
4- <i>n</i> -nonilfenol	-2.89	5.76	8.65	22
acenafteno	-2.29	4.20	6.49	17
ácido acético	-4.95	-0.25	4.70	29
alacoloro	-6.04	2.95	8.99	31
aldicarb	-7.23	0.89	8.12	33
aldrín	-1.69	6.19	7.88	15
antraceno	-2.80	4.68	7.48	20
atrazina	-6.93	2.65	9.58	32
benceno	-0.65	2.17	2.82	6
benzo(<i>a</i>)pireno	-4.79	6.13	10.92	28
bromoformo	-1.62	2.67	4.29	12
cloroformo	-0.84	1.95	2.79	6
<i>cis</i> -1,2-dicloroetano	-0.66	1.86	2.52	6
<i>cis</i> -clorodano	-2.91	6.00	8.91	22
DDT	-3.30	6.36	9.66	24
dibenzo- <i>p</i> -dioxina	-2.32	4.30	6.62	17
diclorometano	-0.93	1.31	2.24	6
etil benceno	-0.50	3.20	3.70	5

(Continúa)

Recuadro / 3.3 Continuación

Logaritmos naturales de la constante de la ley de Henry adimensional (K_H), coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}), y coeficiente octanol-aire (K_{oa}) de los contaminantes orgánicos

Tabla / 3.12

Compuesto	$\log K_H$	$\log K_{ow}$	$\log K_{oa}$	Número en la figura 3.11
heptacloro	-1.03	4.92	5.95	10
hexaclorobenceno (HCB)	-1.44	5.80	7.24	12
hexacloroetano	-1.01	3.93	4.94	9
lindano	-3.94	3.78	7.72	26
<i>m</i> -diclorobenceno (1,3-DCB)	-0.86	3.47	4.33	8
metil etil cetona (butanona)	-2.60	0.29	2.89	19
metil butil terciario éter (MTBE)	-1.54	0.94	2.48	11
<i>m</i> -xileno	-0.53	3.30	3.83	5
naftaleno	-1.74	3.33	5.07	14
nitrobenceno	-3.12	1.85	4.97	23
<i>o</i> -diclorobenceno (1,2-DCB)	-1.04	3.40	4.44	8
<i>o</i> -xileno	-0.69	3.16	3.85	5
paratión	-5.31	3.81	9.12	30
PCB-101	-1.83	6.36	8.19	15
PCB-180	-2.36	7.36	9.72	18
PCB-28	-1.89	5.62	7.51	16
<i>p</i> -diclorobenceno (1,4-DCB)	-1.04	3.45	4.49	8
fenantreno	-2.85	4.57	7.42	20
<i>p</i> -xileno	-0.55	3.27	3.82	5
pireno	-3.32	5.13	8.45	25
tetracloroetileno (percloroetileno PCE)	0.08	2.88	2.80	3
tetraclorometano (tetracloro de carbono)	0.04	2.77	2.73	3
tolueno (metilbenceno)	-0.60	2.69	3.29	7
toxafeno	0.41	4.21	3.80	1
<i>trans</i> -1,2-dicloroetano	-0.59	2.09	2.68	6

Recuadro / 3.3 Continuación

Tabla / 3.12

Compuesto	$\log K_H$	$\log K_{ow}$	$\log K_{oa}$	Número en la figura 3.11
<i>trans</i> -clordano	-2.86	6.00	8.86	22
tricloroetileno (tricloroetano TCE)	-0.35	2.42	2.73	6
cloruro de vinil (cloroetano)	0.04	1.27	1.23	2
α -hexaclorociclohexano (α -HCH)	-3.63	3.81	7.44	26

FUENTE: Valores compilados de Beyer et al. (2002), Montgomery (1993) y Schwarzenbach et al. (2003).

La figura 3.10 muestra cómo K_{oc} y K_{ow} están correlacionadas de forma lineal para un conjunto de 72 químicos que abarca un amplio rango de hidrofobicidad. K_{ow} también se ha correlacionado con otras propiedades medioambientales como factores de bioconcentración y de toxicidad acuática. Entonces, K_{oc} puede relacionarse con el sitio específico del coeficiente de partición suelo-agua (K_p) al conocer el contenido de carbono orgánico del sistema, con el uso de la ecuación 3.33 (tabla 3.9).

Como se demostró en la figura 3.11, se puede predecir el lugar del medio ambiente en donde es más probable que se instale un líquido, así como sus maneras principales de transporte ambiental, con base en sus propiedades químicas, si se asume que los químicos no experimentarán degradaciones una vez que entren en el medio ambiente (es decir, que sean persistentes) y que alcanzarán su equilibrio en la atmósfera, las aguas superficiales (océanos y agua dulce) y suelos y sedimentos del medio ambiente global.



“¿A dónde va el POP?”

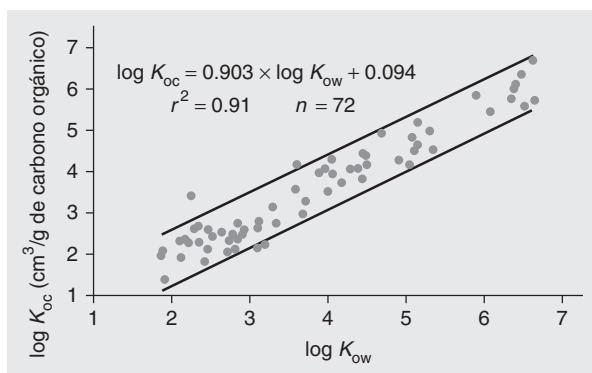


Figura 3.10 Gráfica de dispersión de $\log K_{oc}$ (cm^3/g de carbono orgánico) versus $\log K_{ow}$ de 72 químicos La relación se da entre la ecuación $\log(K_{oc}[\text{cm}^3/\text{g}]) = 0.903 \log(K_{ow}) + 0.094$ ($n = 72$, $r^2 = 0.91$). Las líneas gruesas representan 90% del intervalo de confianza para la correlación. Para hallar los valores de K_{oc} se debería consultar el conjunto de datos sometido a una verificación de calidad, o bien usar una correlación apropiada, validada estadísticamente para estimar el valor de K_{oc} .

De Baker et al (1997). Derechos reservados WEF, reproducido con autorización.

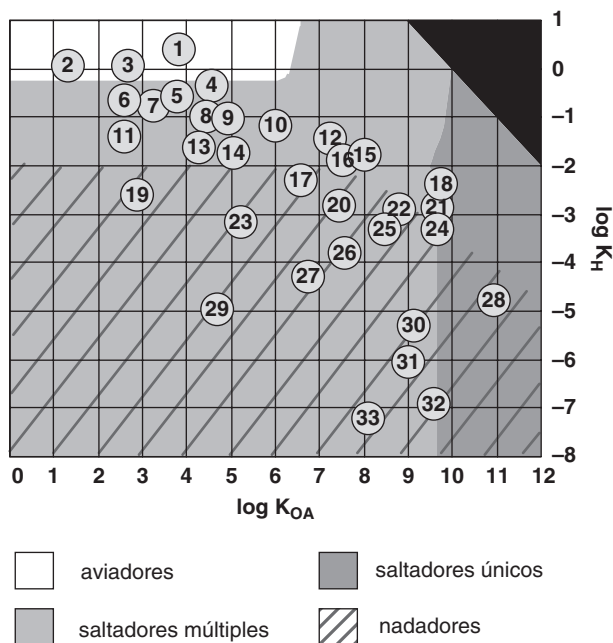


Figura 3.11 Principales modos de transporte en el medio ambiente de contaminantes orgánicos hipotéticos de persistencia perfecta Se identifican los compuestos con el número que se muestra en la tabla 3.12. Los químicos que presentan un valor alto en la constante de la ley de Henry (K_H) y un bajo coeficiente de partición octanol-aire (K_{oa}) (denominados *aviadores*) se transportan por el mundo en la atmósfera. Los químicos que tienen un bajo valor para la constante de la ley de Henry y bajos coeficientes de partición octanol-aire (llamados *nadadores*) se difunden por el mundo en la superficie del agua. Los químicos que tienen valores intermedios para la constante de la ley de Henry y para el coeficiente octanol-aire suelen estar presentes en suelos y sedimentos (llamados *saltadores únicos*), o bien en fases múltiples (conocidos como *saltadores múltiples*). Debido a que el agua no viaja tan rápido como el aire, los *nadadores* no se transportan tan velozmente como los *aviadores*.

ejemplo/3.10 Determinación de K_{oc} a partir de K_{ow}

El $\log K_{ow}$ para el antraceno es 4.68. ¿Cuál es el coeficiente de partición suelo-agua del antraceno normalizado a carbono orgánico?

solución

Use la correlación apropiada entre $\log K_{oc}$ y $\log K_{ow}$ (tal como la que se da en la figura 3.10). Advierta que esta correlación requiere $\log K_{oc}$, no K_{ow} :

$$\log K_{ow} = 0.903(4.68) + 0.094 = 4.32$$

Por lo tanto, $K_{oc} = 10^{4.32} \text{ cm}^3/\text{g}$ de carbono orgánico.

ejemplo/3.11 Uso de K_{oc} para pronosticar la concentración acuosa

Existe contaminación de antraceno en los sedimentos de un puerto, y la porción sólida de los sedimentos está en equilibrio con el agua capilar. Si el contenido de carbono orgánico de los sedimentos es 5% y la concentración de antraceno en el sedimento sólido es de 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$, ¿cuál es la concentración en equilibrio de antraceno en el agua capilar? En el ejemplo 3.10, el $\log K_{oc}$ para el antraceno se estimó en 4.32.

solución

El contenido de carbono orgánico (OC) de 5% significa que la fracción de carbono orgánico, f_{oc} , es 0.05. Use la ecuación 3.33 (de la tabla 3.9) para hallar el coeficiente de partición de sedimento específico, K :

$$K \frac{\text{cm}^3}{\text{g sedimento}} = \frac{10^{4.32} \text{ cm}^3}{\text{g OC}} \times \frac{0.05 \text{ g OC}}{\text{g sedimento}} = 1\,045 \text{ cm}^3/\text{g sedimento}$$

El equilibrio de concentración en la fase acuosa, C , se deriva entonces de la expresión de equilibrio que se dio en la ecuación 3.32 (tabla 3.9):

$$C = \frac{q}{K} = \frac{\frac{50 \mu\text{g}}{\text{kg sedimento}} \times \frac{\text{kg}}{1\,000 \text{ g}}}{\frac{1\,045 \text{ cm}^3}{\text{g sedimento}}} \times \frac{\text{cm}^3}{\text{mL}} \times \frac{1\,000 \text{ mL}}{\text{L}} = \frac{0.048 \mu\text{g}}{\text{L}}$$

Advierta que la concentración del antraceno en la fase acuosa es relativamente baja comparada con la concentración en la fase de sedimento (50 ppb_m en los sedimentos y 0.048 ppb_m en el agua capilar). Esto se debe a que el antraceno es hidrofóbico. Su solubilidad acuosa es baja (y el K_{ow} es alto), por lo que prefiere la partición en la fase sólida.

Además, la fase sólida tiene un alto contenido de carbono orgánico. El contenido de carbono orgánico en la arena de grava acuífera sería mucho menor (un f_{oc} muy bajo); por lo tanto, menos antraceno se partiría de la fase acuífera a la fase sólida.

ejemplo/3.12 Partición de un químico entre las fases aire, agua y suelo

Un estudiante usa un reactor para simular el medio ambiente durante una demostración en clase. El reactor sellado de 1 L contiene 500 mL de agua, 200 mL de suelo (1% de carbono orgánico y una densidad de 2.1 g/cm^3) y 300 mL de aire. La temperatura del reactor es de 25° C. Después de añadir al reactor 100 μg TCE el estudiante lo deja reposar hasta que se alcanza el equilibrio en las tres fases. El valor de la constante de la ley de Henry para el TCE es 10.7 L-atm/mol a 25° C y el TCE tiene un $\log K_{ow}$ de 2.42. Si se supone que el TCE no sufre alguna degradación química ni biológica durante la incubación,

ejemplo/3.12 Continuación

¿cuál es la concentración de TCE en equilibrio en la fase acuosa? ¿Cuál es la masa de TCE en las fases acuosa, aire y de sorción después de haber alcanzado el equilibrio?

solución

1. Lleve a cabo un balance simplificado de la masa que es igual al total de la masa de TCE más la masa del TCE en cada fase en equilibrio:

$$\begin{aligned} \text{Total de la masa de TCE acumulado} &= [\text{masa de TCE acuoso}] + \\ &[\text{masa del TCE gaseoso}] + [\text{masa de sorción del TCE}] \\ 100 \mu\text{g} &= [V_{\text{aq}} \times C_{\text{aq}}] + [V_{\text{aire}} \times C_{\text{aire}}] + [M_{\text{suelo}} \times C_{\text{sorción}}] \end{aligned}$$

El problema pide C_{aq} . Los tres parámetros conocidos son $V_{\text{aq}} = 500 \text{ mL}$, $V_{\text{aire}} = 300 \text{ mL}$ y la masa del suelo $= M_{\text{suelo}} = V_{\text{suelo}} \times \text{densidad del suelo} = 200 \text{ mL} \times \text{cm}^3/\text{mL} \times 2.1 \text{ g/cm}^3 = 420 \text{ g}$. Las tres incógnitas son C_{aq} , C_{aire} y $C_{\text{sorción}}$; sin embargo, se puede relacionar C_{aire} con C_{aq} mediante la constante de la ley de Henry y $C_{\text{sorción}}$ con C_{aq} mediante el coeficiente de partición suelo-agua.

2. Convierta la constante de la ley de Henry a su forma adimensional. $K_{\text{H}} = 10.7 \text{ L-atm/mol}$ (por las constantes de las unidades se puede deducir que la constante de la ley de Henry en esta reacción sigue la siguiente dirección: $C_{\text{aq}} \leftrightarrow C_{\text{aire}}$). Convierta a la forma adimensional con el uso de la ley del gas ideal (vea la tabla 3.3).

$$\frac{\frac{10.7 \text{ L-atm}}{\text{mol}}}{\frac{0.08205 \text{ L-atm}}{\text{mol-K}} (298 \text{ K})} = 0.44$$

La constante de la ley de Henry es 0.44 y es igual a $C_{\text{aire}}/C_{\text{aq}}$, así que $C_{\text{aire}} = 0.44 C_{\text{aq}}$.

3. Determine el coeficiente de partición suelo-agua. Recuerde, $K = K_{\text{oc}} \times f_{\text{oc}}$ y 1% de carbono orgánico significa $f_{\text{oc}} = 0.01$. En vista de que no se conoce K_{oc} ni K , calcule K_{oc} a partir de K_{ow} : $\log K_{\text{oc}} = 0.903 \times 2.42 + 0.094 = 2.28$. Por lo tanto, $K_{\text{oc}} = 10^{2.28}$ y

$$K = 10^{2.28} \times 0.01 = \frac{1.9 \text{ cm}^3}{\text{g}} C_{\text{sorción}} = \frac{1.9 \text{ cm}^3}{\text{g}} \times C_{\text{aq}}$$

De la misma forma, sustituya en el balance de la masa para que todas las concentraciones estén en términos de C_{aq} :

$$\begin{aligned} 100 \mu\text{g} &= [500 \text{ mL} \times C_{\text{aq}}] + [300 \text{ mL} \times 0.44 C_{\text{aq}}] \\ &+ \left[420 \text{ g} \times \frac{1.9 \text{ cm}^3}{\text{g}} \times \frac{\text{mL}}{\text{cm}^3} \times C_{\text{aq}} \right] \end{aligned}$$

ejemplo/3.12 Continuación

$$100 \mu\text{g} = C_{\text{aq}} \left\{ 500 \text{ mL} + [300 \text{ mL} \times 0.44] + \left[420 \text{ g} \times \frac{1.9 \text{ cm}^3}{\text{g}} \times \frac{\text{mL}}{\text{cm}^3} \right] \right\}$$

$$100 \mu\text{g} = C_{\text{aq}} [500 \text{ mL} + 132 \text{ mL} + 798 \text{ mL}]$$

$$C_{\text{aq}} = 0.070 \mu\text{g/mL} = 0.070 \text{ mg/mL} = 70 \text{ ppb}_m$$

La masa total de TCE en la fase acuosa es 35 μg , en la fase gaseosa es de 9.2 μg , en la sorción hacia el suelo es de 55.8 μg .

La masa del químico hallada en cada una de las tres fases es una función de los efectos combinados de la partición de una fase a otra. La cantidad del químico que sufre una partición a cada una de las fases se basa en las propiedades fisicoquímicas de la sustancia química (por ejemplo, la constante de la ley de Henry, $\log K_{ow}$) y las propiedades del suelo/sedimento (f_{oc}). Esto es muy importante al determinar hacia qué parte del medio ambiente o del sistema de ingeniería emigra un químico, así como para decidir cuál es el método de tratamiento que habrá de seleccionarse.

Los químicos que tienen un alto valor en la constante de la ley de Henry (adimensional) y un bajo coeficiente de partición octanol-aire suelen presentarse en la atmósfera principalmente en equilibrio. Se les llama *aviadores* porque, de acuerdo con sus propiedades, se transportarán por el mundo a través de la atmósfera. Los químicos que tienen un bajo valor en la constante de la ley de Henry y un bajo coeficiente de partición octanol-aire suelen existir en principio en las aguas superficiales. Se les conoce como *nadadores* porque se transportan por el mundo en las superficies del agua. Debido a que el agua no viaja tan rápido como el aire (la velocidad de un río normalmente es menos de 5 m/s, en tanto que la velocidad del viento se encuentra en el rango de 1-30 m/s), los *nadadores* no se transportan tan velozmente como los *aviadores*. Los químicos que tienen un valor intermedio en la constante de la ley de Henry y en su coeficiente octanol-aire, suelen presentarse en sedimentos y suelos (*saltadores únicos*) o en múltiples fases (*saltadores múltiples*).

Los químicos de la figura 3.11 se seleccionaron porque incluyen compuestos que se abordan en este capítulo y los siguientes. Regrese a esta sección para revisar la forma de transporte de estos químicos en el medio ambiente, así como su destino, además del tipo de tratamiento que mejor se adapta a un contaminante dado. Por ejemplo, si se introduce en el medio ambiente el cloruro de vinil (compuesto 2) y hace contacto con la atmósfera, se pronostica que será un aviador y que para retirarlo en su fase gas necesitará tratamiento.

3.11 Química cinética

En la química medioambiental, el enfoque de la química cinética se basa en la proporción de las reacciones. Implica conceptos como el de velocidad de reacción, reacciones de orden cero y de primer orden, vida media y factores que afectan la velocidad de reacción.

Contaminantes orgánicos persistentes

<http://www.chem.unep.ch/pops>



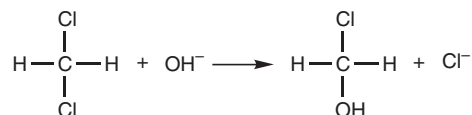
Discusión en clase

¿Debería prohibirse un químico como el DDT en el planeta entero? ¿O debería considerarse como una solución viable a la injusta carga inflingida a muchas partes del mundo en vías de desarrollo, especialmente África? Piense en soluciones equitativas que tomen en cuenta a generaciones futuras de seres humanos y vida silvestre.

3.11.1 VELOCIDAD DE REACCIÓN

La **velocidad de reacción** se expresa en parámetros medioambientales mensurables de los que depende dicha velocidad de reacción. De especial atención son las concentraciones de los reactantes, de las cuales depende la velocidad de reacción. Otros parámetros que también influyen en la velocidad de reacción son la temperatura y la presencia de catalizadores (como los microorganismos).

La velocidad de una reacción irreversible y la forma exacta de tal velocidad dependen del mecanismo de la reacción. Considere la hidrólisis del diclorometano (DCM). En esta reacción, una molécula de DCM reacciona con un ión hidróxido (OH^-) para producir clorometanol (CM) y cloro en forma de ión.



Para que ocurra la reacción que aquí se describe, una molécula de DCM debe colisionar y reaccionar con una molécula de OH^- . La velocidad de una reacción binaria irreversible es proporcional a la concentración de cada especie o químico. Para la hidrólisis de DCM, puede escribirse de la siguiente manera

$$\begin{aligned} R &= k[\text{DCM}][\text{OH}^-] = -d[\text{DCM}]/dt \\ &= -d[\text{OH}^-]/dt = -d[\text{CM}]/dt = d[\text{Cl}^-]/dt \end{aligned} \quad (3.35)$$

donde R es la velocidad de reacción, k es la constante de velocidad para esta reacción en particular, $[\text{DCM}]$ es la concentración del diclorometano, $[\text{OH}^-]$ es la concentración del ión hidróxido, $[\text{CM}]$ es la concentración del clorometanol, $[\text{Cl}^-]$ es la concentración del ión cloro y t es el tiempo. Los signos negativos de la ecuación 3.35 indican que la concentración de los productos decrece con el tiempo.

El miembro izquierdo de la ecuación 3.35 escrito en negritas se refiere a la *velocidad de reacción*, e indica que la reacción depende de la concentración de los reactantes. La velocidad de reacción en este caso se llamaría de primer orden con respecto a DCM y de primer orden en relación con OH^- . El término **primer orden** indica que cada especie se eleva a la primera potencia. La velocidad de reacción de segundo orden implica el producto de dos especies, cada una elevada a la primera potencia. En vista de que la reacción se ha descrito como irreversible, se supuso que la concentración de los productos no influyeron en la velocidad en sentido progresivo.

Para generalizar estos términos, se ha inventado una velocidad de reacción hipotética para una reacción genérica irreversible de a moles de la especie A que reacciona con b moles de la especie B y que da lugar a productos P . La velocidad de reacción se escribe como

$$R = -k[A]^a[B]^b \quad (3.36)$$

Se puede decir que esta reacción es de orden a con respecto a A y de orden b con respecto a B . El **orden total** de la reacción sería $(a + b)$. Esta reacción

se llama **reacción elemental** porque el orden de reacción se controla por la estequiometría de la reacción; es decir, que a es igual al coeficiente estequiométrico molar de la especie A , y b es igual al coeficiente estequiométrico molar de B .

El orden de la reacción debería determinarse de manera experimental, porque a menudo no corresponde a la reacción estequiométrica. Esto ocurrió porque en el mecanismo los pasos de la reacción no siempre corresponden con lo que se muestra en la ecuación de reacción.

La reacción de hidrólisis del diclorometano basada en la colisión puede compararse con algunas transformaciones biológicas de químicos orgánicos que ocurren en el tratamiento de plantas o en medioambientes naturales en donde están presentes suelos y sedimentos. En algunas de estas situaciones se observan transformaciones de orden cero. Se le llama reacción de **orden cero** a la que no depende de la concentración del compuesto en cuestión. La cinética de orden cero puede deberse a varios factores, entre ellos la difusión de velocidad limitada del oxígeno del aire a fase acuosa, la cual puede ser más lenta que la demanda de oxígeno que tenga el microorganismo que se encuentre biodegradando el químico. Otra forma de explicar la observación de una cinética de orden cero es el lento movimiento de velocidad limitada de un químico (el que requiere el microorganismo para su energía y crecimiento) que tiene baja solubilidad de agua (en el rango de ppb_m y ppm_m) en un aceite o de la fase suelo/sedimento a la fase acuosa, donde el químico estará luego disponible para que el organismo lo utilice.

Uno de los químicos en los que se ha observado cinética de orden cero de biodegradación es el 2,4-D, herbicida comúnmente utilizado en los hogares o por los agricultores. El 2,4-D se puede transportar hasta un río o lago por escorrentía horizontal o por migración vertical hacia las aguas freáticas conectadas hidráulicamente al lago o al río. El hallazgo es que han desaparecido en el agua de acuerdo con la cinética de orden cero. La velocidad de reacción para este tipo de reacción se puede escribir como

$$R = -d[2,4-D]/dt = k \quad (3.37)$$

3.11.2 REACCIONES DE ORDEN CERO Y DE PRIMER ORDEN

Muchas situaciones medioambientales se puede describir como cinética de orden cero o de primer orden. La figura 3.21 compara las principales diferencias entre estos dos tipos de cinética. En esta sección se abordarán a profundidad estas expresiones cinéticas, primero al construir una reacción química genérica en la que el químico C se convierta en algunos productos desconocidos:



La velocidad de reacción que describe el descenso de la concentración del químico C con respecto al tiempo es:

$$d[C]/dt = -k[C]^n \quad (3.39)$$

Aquí, $[C]$ es la concentración de C , t es el tiempo, k es la constante de velocidad de reacción que tiene unidades que dependen del orden de reacción, y el orden de reacción, n , normalmente es un entero (0, 1, 2).

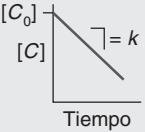
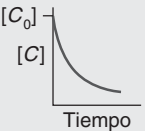
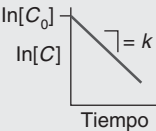
Orden de reacción	Velocidad de reacción	Forma integrada de la velocidad de reacción	Gráfica de concentración versus tiempo	Gráfica lineal de concentración versus tiempo	Vida media, t	Unidades ejemplo de constante de velocidad, k
Orden cero	$\frac{d[C]}{dt} = -k$	$[C] = [C_0] - kt$		El mismo que $[C]$ vs. tiempo	$\frac{0.5[C_0]}{k}$	mol/L-s mg/L-s
Primer orden	$\frac{d[C]}{dt} = -k[C]$	$[C] = [C_0]e^{-kt}$			$\frac{0.693}{k}$	s ⁻¹ , min ⁻¹ , h ⁻¹ , day ⁻¹

Figura 3.12 Resumen de expresiones de velocidad de reacción de orden cero y primer orden Advierta la diferencia entre cada una de estas expresiones.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

REACCIÓN DE ORDEN CERO Si n es 0, la ecuación 3.39 se transforma en

$$d[C]/dt = -k \quad (3.40)$$

Ésta es la velocidad de reacción de una reacción de orden cero. Aquí, la tasa de tiempo a la cual desaparece C es de orden cero con respecto a C , y el orden total de reacción es de orden cero.

Se puede adaptar la ecuación 3.40 para integrar las condiciones siguientes; a tiempo 0, la concentración de C es igual a C_0 , y en un tiempo futuro t , la concentración es igual a C :

$$\int_{C_0}^C d[C] = -k \int_0^t dt \quad (3.41)$$

La integración de la ecuación 3.41 da lugar a

$$[C] = [C]_0 - kt \quad (3.42)$$

La reacción será de orden cero si al graficar los datos de la concentración y los del tiempo resulta una línea recta (ilustrada en la figura 3.12). La pendiente de la recta resultante es la constante de velocidad de reacción k , de orden cero, la cual tiene unidades de concentración/tiempo (por ejemplo, mol/litro-día).

REACCIÓN DE PRIMER ORDEN Si $n = 1$, la ecuación 3.39 se transforma en:

$$d[C]/dt = -k[C] \quad (3.43)$$

Ésta es la velocidad de reacción para una reacción de primer orden. Aquí, la tasa a la que desaparece C en el tiempo es de primer orden con respecto a $[C]$, y el orden total de reacción es de primer orden.

La ecuación 3.43 se puede adaptar para integrar las mismas dos condiciones que se usaron en la ecuación 3.40 a fin de obtener una expresión que describa la concentración de C en el tiempo:

$$[C] = [C]_0 e^{-kt} \quad (3.44)$$

Aquí, k es la constante de velocidad de reacción de una reacción de primer orden, y tiene unidades de tiempo⁻¹ (por ejemplo, hr⁻¹, día⁻¹).

Una reacción es de primer orden cuando el logaritmo natural de gráfica que relaciona la concentración y el tiempo da como resultado una línea recta. La pendiente de esta línea recta es de constante de velocidad de reacción de primer orden, k , como lo ilustra la figura 3.12.

Algunos aspectos importantes hay que destacar en torno a las reacciones químicas de orden cero y de primer orden. Primero, cuando se comparan las concentraciones de dos reacciones en el tiempo (como se muestra en la figura), la velocidad de reacción de primer orden (pendiente de concentración versus tiempo) disminuye con el tiempo, en tanto que en la reacción de orden cero la pendiente permanece constante con el tiempo. Esto indica que la velocidad de reacción de la reacción de orden cero es independiente de la concentración del químico (vea la ecuación 3.42), mientras que la velocidad de reacción de una reacción de primer orden depende de la concentración del químico (vea la ecuación 3.44). De esta forma, un químico cuya desaparición depende de seguir la cinética de concentración, como la de primer orden, desaparecerá más lentamente a medida que su concentración disminuye.



Cinética de hidrólisis de hierro

3.11.3 REACCIONES DE SEUDOPRIMER ORDEN

Hay muchas circunstancias en las que la concentración de una partícula en reacción se mantiene constante durante una reacción. Por ejemplo, si la concentración de un reactante es mucho más alta al inicio que la concentración de otro reactante, es imposible que la reacción cause un cambio significativo

ejemplo/3.13 Uso de la velocidad de reacción

¿Cuánto le tomará disminuir 99% a la concentración de monóxido de carbono (CO) de una habitación después de que la fuente se ha retirado y se han abierto las ventanas? Suponga que la constante de velocidad de reacción de primer orden para cuando se retira el CO (debido a la dilución que provoca la entrada de aire limpio) es de 1.2/h. No ha ocurrido reacción química.

solución

Ésta es una reacción de primer orden, así que utilice la ecuación 3.44. Sea $[CO]_0$ la concentración inicial de CO. Cuando 99% del CO se ha ido, $[CO] = 0.01 \times [CO]_0$. Por lo tanto,

$$0.01 \times [CO]_0 = [CO]_0 e^{-kt}$$

donde $k = 1.2/\text{h}$. Despeje t , que es igual a 3.8 h.

en la concentración de la sustancia que tiene alta concentración inicial. Alternativamente, si se amortigua la concentración de una sustancia con un valor constante (por ejemplo, el pH de un lago no cambia porque se ve amortiguado por la alcalinidad de la disolución y precipitación del sólido CaCO_3), entonces la concentración de la especie amortiguada no cambiará, incluso si la sustancia participa en una reacción. En estas situaciones se usa una reacción de **seudoprimer orden**. Se puede ejemplificar como si fuera una reacción. Considere la siguiente *reacción elemental irreversible*:



La velocidad de reacción es:

$$R = -k[A]^a [B]^b \quad (3.46)$$

Si la concentración de A no cambia significativamente durante la reacción por alguna de las razones que se han explicado previamente (es decir, $[A_0] \gg [B_0]$ o $[A] \cong [A_0]$), se puede suponer que la concentración de A permanece constante y que puede incorporarse a la velocidad de reacción constante, k . La velocidad de reacción se transforma entonces en

$$R = -k'[B]^b \quad (3.47)$$

en donde k' es la velocidad de reacción constante de seudoprimer orden y es igual a $k[A_0]^a$. Esta manipulación simplifica por mucho la velocidad de reacción para la desaparición de la sustancia B :

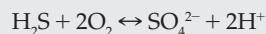
$$d[B]/dt = -k'[B]^b \quad (3.48)$$

Si b es igual a 1, entonces la solución a la ecuación 3.48 es idéntica a la de la ecuación 3.44. En este caso, la expresión de seudoprimer orden se puede escribir como sigue:

$$[B] = [B_0]e^{-k't} \quad (3.49)$$

ejemplo/3.14 Reacción de seudoprimer orden

El lago Silbersee se localiza en la ciudad alemana de Nuremberg. La calidad de su agua ha disminuido por las altas concentraciones de hidrógeno sulfúrico (que huele a huevo podrido) que se origina de un vertedero cercano. Para combatir el problema, las autoridades de la ciudad han decidido airear el lago para intentar oxidarlo del oloroso H_2S al inoloro ión sulfato, de acuerdo con la siguiente reacción de oxidación:



Se ha determinado de manera experimental que la reacción sigue la cinética de primer orden con respecto a las concentraciones de oxígeno y de hidrógeno sulfúrico:

$$d[\text{H}_2\text{S}]/dt = -k[\text{H}_2\text{S}] + [\text{O}_2]$$

ejemplo/3.14 Continuación

La actual tasa de aireación mantiene la concentración del oxígeno del lago en 2 mg/L. Experimentalmente se determinó la constante de velocidad de reacción k y resultó 1000 L/mol-día. Si la aireación inhibiera completamente la respiración anaeróbica y detuviera así la producción de sulfuro, ¿cuánto tardaría en reducir la concentración de H_2S del lago de 500 μM a 1 μM ?

solución

El oxígeno disuelto en el lago se mantiene a un valor constante y por lo tanto es una constante. Puede combinarse con la tasa constante para hacer una velocidad de reacción de pseudoprimer orden. De esta manera,

$$[\text{H}_2\text{S}] = [\text{H}_2\text{S}]_0 e^{-k't}$$

donde $k' = k[\text{O}_2]$

$$1 \mu\text{M} = 500 \mu\text{M} \times e^{\left\{ -\frac{1000 \text{ L}}{\text{mol-día}} \times \frac{2 \text{ mg}}{\text{L}} \times \frac{\text{g}}{1000 \text{ mg}} \times \frac{\text{mol}}{32 \text{ g}} \times t \right\}}$$

Despeje el tiempo: $t = 100$ días.

3.1.1.4 VIDA MEDIA Y SU RELACIÓN CON LA CONSTANTE DE VELOCIDAD

A menudo es útil expresar una reacción en términos del tiempo que se requiere para que reaccione la mitad de la concentración inicial. La **vida media**, $t_{1/2}$, se define como el tiempo que se necesita para que la concentración de un químico disminuya a la mitad (por ejemplo, $[C] = 0.5 \times [C]_0$). La relación entre la vida media y la constante de velocidad de reacción depende del orden de la reacción, previo como se mostró en la figura 3.12.

Para las reacciones de orden cero, la vida media puede relacionarse con una constante de la velocidad de reacción, k . Para hacerlo, sustituya $[C] = 0.5 \times [C]_0$ en la ecuación 3.42:

$$0.5[C]_0 = [C]_0 - kt_{1/2} \quad (3.50)$$

La ecuación 3.50 se puede resolver para la vida media:

$$t_{1/2} = \frac{0.5 \times [C]_0}{k} \quad (3.51)$$

De la misma forma, para la reacción de primer orden se puede relacionar la vida media con la constante de velocidad de reacción, k . En este caso, sustituya $[C] = 0.5 \times [C]_0$ en la ecuación 3.44:

$$0.5[C]_0 = [C]_0 e^{-kt} \quad (3.52)$$



**Descomposición
radiactiva y explosión de
rosetas de maíz**

ejemplo/3.15 Conversión de constante de velocidad de reacción a vida media

Según la lista, bajo la superficie las vidas medias del benceno, el TCE y el tolueno son 69, 231 y 12 días, respectivamente. ¿Cuál es la constante de velocidad de reacción en reacciones de primer orden para los tres químicos?

solución

El modelo sólo acepta constantes de velocidad de reacción que dependan de la concentración y que sean de primer orden. Por lo tanto, para resolver el problema, convierta la vida media a una constante de velocidad de reacción de primer orden con el empleo de la ecuación 3.53:

Para el benceno,

$$t_{1/2} = \frac{0.693}{k} = \frac{0.693}{69 \text{ días}} = 0.01/\text{día}$$

De manera similar, $k_{\text{TCE}} = 0.058/\text{día}$ y $k_{\text{tolueno}} = 0.058/\text{día}$.

ejemplo/3.16 Uso de la vida media para determinar decaimiento de primer orden

Tras el accidente nuclear de Chernobyl, la concentración de ^{137}Cs en la leche era proporcional a la concentración de ^{137}Cs en el pasto que las vacas consumían. La concentración del pasto era, a su vez, proporcional a la concentración del suelo. Suponga que la única reacción en la cual se perdió ^{137}Cs del suelo fue mediante decaimiento radiactivo y que la vida media de este isótopo es de 30 años. Calcule la concentración de ^{137}Cs en la leche de vaca después de 5 años si la concentración en la leche poco después del accidente era de 12 000 becquerelios (Bq) por litro. (Nota: El becquerel o becquerelio es una medida de radiactividad; 1 becquerel es igual a 1 desintegración radiactiva por segundo.)

solución

Debido a que la vida media es igual a 30 años, la constante de velocidad de reacción k se puede determinar a partir de la ecuación 3.53:

$$k = \frac{0.693}{t_{1/2}} = \frac{0.693}{30 \text{ años}} = 0.023/\text{año}$$

Por lo tanto:

$$[^{137}\text{Cs}]_{t=5} = [^{137}\text{Cs}]_{t=0} \exp(-kt) = 12\,000 \text{ Bq/L} \times \exp\left(\frac{-0.023}{\text{año}} \times 5 \text{ años}\right) = 10\,700 \text{ Bq/L}$$

La vida media para una relación de primer orden se da por

$$t_{1/2} = \frac{0.693}{k} \quad (3.53)$$

3.11.5 EFECTO DE LA TEMPERATURA EN LAS CONSTANTES DE VELOCIDAD DE REACCIÓN

Las constantes de velocidad de reacción normalmente se determinan y se compilan para temperaturas entre 20° C y 25° C. Sin embargo, las aguas freáticas en general tienen temperaturas que oscilan entre los 8° C y los 12° C, y las aguas superficiales, las aguas negras y los suelos por lo común presentan temperaturas que van de 0° C a 30° C. Así, al enfrentarse a una temperatura diferente, se debe determinar si la temperatura tiene un efecto importante, y en segundo lugar, si es importante, determinar cómo convertir la constante de velocidad de reacción a la nueva temperatura.

La **ecuación de Arrhenius** se usa para ajustar las constantes de velocidad de reacción cuando la temperatura cambia. Se escribe como

$$k = Ae^{-(E_a/RT)} \quad (3.54)$$

en donde k es la constante de velocidad de reacción de un orden particular, A se llama al factor preexponencial (que tiene las mismas unidades que k), E_a es la **energía de activación** (kcal/mol), R es la constante de la ley de los gases ideales y T es la temperatura (K). La energía de activación, E_a , es la energía que se necesita para que la colisión dé lugar a una reacción. El factor preexponencial se relaciona con el número de colisiones en el tiempo, así que es diferente para las reacciones en fase gaseosa y en fase líquida. El factor preexponencial, A , presenta una pequeña dependencia de la temperatura en muchas reacciones; sin embargo, la mayoría de las situaciones medioambientales se verifican en un rango de temperaturas relativamente reducido. Su valor depende en gran medida del número de moléculas que colisionan en la reacción. Por ejemplo, las reacciones intramoleculares

ejemplo/3.17 Efecto de la temperatura en la constante de velocidad de reacción del CBOD

La constante de velocidad de reacción para la técnica de medición de demanda biológica de oxígeno (CBOD) a 20° C es 0.1/día. ¿Cuál es la constante de velocidad de reacción a 30° C? Suponga que $\Theta = 1.072$.

solución

Con el uso de la ecuación 3.55,

$$k_{30} = 0.1/\text{día}[1.072^{(30^\circ\text{C} - 20^\circ\text{C})}] = 0.2/\text{día}$$

Este ejemplo demuestra que, en el caso del tratamiento de aguas negras que usan sistemas biológicos, con frecuencia se observará una duplicación de la reacción biológica por cada 10° C de incremento en la temperatura.

muestran valores de A que pueden ser más grandes, por varios órdenes, que las reacciones bimoleculares.

Una gráfica de $\ln(k)$ versus $1/T$ puede determinar E_a y A . Después de conocer E_a y A para una reacción en particular, se emplea la ecuación 3.54 para ajustar la constante de velocidad de reacción para los cambios en la temperatura.

La ecuación Arrhenius es la base para otra relación comúnmente usada entre las constantes de velocidad de reacción y la temperatura, en el caso de procesos biológicos sobre estrechos rangos de temperaturas. Normalmente se usa la expresión siguiente para convertir la constante de velocidad de reacción, k , de la *demanda bioquímica de oxígeno carbonosos* (CBOD) de una temperatura a otras temperaturas:

$$k_{T_1} = k_{T_2} \times \Theta^{(T_2 - T_1)} \quad (3.55)$$

en donde Θ es el **coeficiente de temperatura adimensional**. De hecho, Θ es igual a $\exp\{E_a \div [R \times T_1 \times T_2]\}$, como se aprecia a partir de la ecuación de Arrhenius. Θ es dependiente de la temperatura y se encuentra en el rango de 1.056 a 1.13 para el decaimiento biológico de los drenajes municipales.

3.11.6 CINÉTICA DE REACCIÓN FOTOQUÍMICA

La mejor manera de describir las reacciones fotoquímicas es con el uso del enfoque cinético. Estas reacciones ocurren a través de la reacción directa o indirecta de las moléculas ante la luz, y se catalizan con químicos que se dan de manera natural en el medio ambiente o por químicos que emiten las actividades humanas. Un ejemplo de fotoquímica en nuestra vida diaria es la decoloración de los tintes de las telas expuestas a la luz solar. Otro ejemplo es la reacción fotoquímica que quizá sea la más importante del mundo: la fotosíntesis.

La luz se diferencia de acuerdo con su longitud de onda. La tabla 3.13 muestra el *espectro electromagnético* completo. La luz se puede ver por pequeños paquetes de energía llamados *fonones*, que son absorbidos o emitidos por la materia. La energía de un fotón, E (en unidades joules), se calcula de la siguiente manera:

$$E = \frac{hc}{\lambda} \quad (3.56)$$

Tabla / 3.13

Espectro electromagnético Las reacciones fotoquímicas que implican rayos UV son causas fundamentales del agujero de ozono y la formación del smog urbano. La luz infrarroja es importante en la comprensión del efecto invernadero.

Longitud de onda (nm)	Rango
<50	rayos X
50–400	ultravioleta (UV)
400–750	luz visible (400–450 = violeta y 620–750 = roja)
>750	infrarrojo

en donde h es igual a la constante de Planck (6.626×10^{-34} J-s), c es la velocidad de la luz (3×10^8 m/s) y λ es la longitud de onda específica de la luz. La ecuación 3.56 muestra que los fotones con longitud de onda más corta son los que contienen mayor energía.

Tal energía luminosa la absorbe una molécula. La molécula que absorbe energía luminosa ve su propia energía incrementada por excitación rotacional, vibracional y electrónica. Típicamente, la molécula tiene entonces poco tiempo (una fracción de segundo) ya sea para usar la energía en una reacción fotoquímica, o para perderla, lo más probable como calor.

Todos los átomos y las moléculas tienen una cierta longitud de onda que le favorece para absorber luz. Esto es, un átomo o una molécula absorberá luz dentro de un rango específico de longitud de onda. Los gases de efecto invernadero como vapor de agua, CO_2 , N_2O y CH_4 absorben la energía que emite la Tierra como luz infrarroja, mientras que la mayoría de los componentes de la atmósfera (N_2 , O_2 , Ar) son incapaces de absorber la luz infrarroja. La absorción de esta energía que ha liberado la Tierra es la que contribuye, en parte, al calentamiento de la superficie del planeta. Las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero como CO_2 , CH_4 y CFC han incrementado la cantidad de energía que será absorbida.

Otro ejemplo de moléculas que absorben energía luminosa lo constituye la filtración de rayos ultravioleta que penetra en la atmósfera de la Tierra. Las moléculas de O_2 localizadas sobre la estratosfera (la región de la atmósfera que está entre 15 y 50 km por encima de la superficie terrestre) filtran (absorben) la mayoría de los rayos UV que llegan en un rango de 120-220 nm, y otros gases como el N_2 filtran la luz UV de longitud de onda por debajo de 220 nm a fin de que no alcance la superficie de la Tierra. Las moléculas de ozono (O_3) filtran toda la luz UV que se encuentre en el rango de 220-290 nm en la estratosfera, con un poco de ayuda de las moléculas de O_2 . Sin embargo, tan sólo el O_3 por sí mismo filtra una fracción de la luz UV que está en el rango de 290-320 nm, y el resto logra llegar a la superficie de nuestro planeta. La sobreexposición a esta porción del espectro de luz resulta en cáncer de la piel maligno y benigno, así como daños en el sistema inmunológico de seres humanos e inhibir el crecimiento de plantas y animales. La mayor parte de la luz UV que oscila entre 320-400 nm logra llegar a la superficie de la Tierra, pero por fortuna este tipo de luz UV es el menos dañino para los sistemas biológicos del planeta.

Para saber más acerca del ozono

<http://ozone.unep.org>



Discusión en clase

El agotamiento del ozono de la estratosfera es un problema de salud pública fundamental en Nueva Zelanda. ¿Por qué no lo es en Estados Unidos? Durante la discusión, considere las diferencias que hay en geografía, demografía, cultura y gobierno.

Recuadro / 3.4 El ciclo de ozono en la estratosfera

El O_3 de la estratosfera se forma mediante la reacción atómica del oxígeno ($\text{O}\cdot$) con el oxígeno dimolecular (O_2) de acuerdo con la siguiente reacción:



El ($\text{O}\cdot$) que se requiere en la ecuación 3.57 se deriva de la reacción del O_2 con fotones de UV ($\lambda = 241$ nm) de acuerdo con la siguiente reacción:



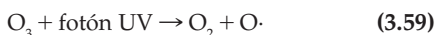
Sin embargo, en la estratosfera, la mayor parte del oxígeno existe como O_2 , así que hay sólo muy poco $\text{O}\cdot$ disponible. Por lo tanto, aun cuando hay poco $\text{O}\cdot$ en la estratosfera en relación con el O_2 , las pocas cantidades de $\text{O}\cdot$ que se han creado aquí reaccionarán con el abundante O_2 para formar ozono (O_3), según la ecuación 3.57.

Las ecuaciones 3.57 y 3.58 explican la formación natural de ozono en la estratosfera. También ofrecen una reflexión acerca de por qué la concentración de ozono es mucho más alta en la estratosfera (niveles de ppm_v) en comparación con la troposfera (niveles de ppb_v). Esto se debe a que estratosfera contiene mucho más $\text{O}\cdot$ que la troposfera, en

Recuadro / 3.4 Continuación

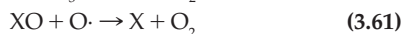
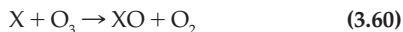
donde no se produce $O\cdot$ en grandes cantidades por mecanismos naturales, sino por condiciones inducidas por los seres humanos, como el smog (analizado más adelante en este sección).

El ozono se destruye de manera natural en la estratosfera por la reacción del ozono con los fotones UV si $\lambda = 320 \text{ nm}$:



Las moléculas simples de oxígeno pueden entonces: ya sea reaccionar con el O_2 para formar más O_3 , o bien, destruir el O_3 para crear O_2 . Por fortuna, la reacción de destrucción tiene un factor exponencial relativamente alto, así que su destrucción natural ocurre a una velocidad baja.

En la estratosfera, el ozono se destruye continuamente, y la cantidad de especies que destruyen el ozono y que se desplazan hacia la estratosfera ha aumentado en años recientes debido a la actividad humana. Muchos de los procesos que destruyen el ozono comparten un mecanismo general, si se usa X como las especies reactivas, como sigue:



La reacción total:



Las especies X actúan como catalizadores, aceleran la reacción que se da entre el O_3 y el O . Se han clasificado las especies de X más comunes en tres categorías: radicales OH ($H\cdot$, $OH\cdot$, $OOH\cdot$), radicales NO ($NO\cdot$, $NO_2\cdot$) y radicales de ClO ($Cl\cdot$, $ClO\cdot$). Cerca de la estratosfera, los radicales OH son responsables de hasta 70% del total de la destrucción del ozono.

Los *radicales libres de átomos de cloro* son catalizadores muy eficientes para la destrucción del ozono. Así, la mayor amenaza para el O_3 de la estratosfera la constituyen los químicos que contienen cloro. Afortunadamente, 99% del Cl de la estratosfera se almacena en forma no reactiva, como el HCl y el nitrato de cloro ($ClONO_2$). La cantidad de cloro presente en la estratosfera se ha incrementado en decenios recientes, sin embargo, y durante la primavera antártica, mucho de este cloro almacenado se ha liberado en formas catalíticas activas, $Cl\cdot$ y $ClO\cdot$. Un químico que contiene cloro de manera natural es el clorometano (CH_3Cl), que se forma sobre los océanos del mundo y que puede trasladarse hacia la estratosfera. Las moléculas de CH_3Cl pueden reaccionar con los fotones UV (de longitud de onda 200-280 nm) para producir radicales libres de cloro, $Cl\cdot$.

La principal fuente antropogénica de cloro proviene de la liberación de clorofluorocarbono (CFC) a la estratosfera y su consiguiente producción de radicales libres de cloro. Los CFC (que en el mundo comercial se conocen como freón) se usaban ampliamente en el hemisferio norte a principios del decenio de 1930. Los tres CFC más comunes utilizados eran el CFC-12 (CF_2Cl_2), que se utilizaban mucho como refrigerante y refrigerante, y se empujaban a manera de espuma plástica rígida), el CFC-11 ($CFCl_3$, usado para soplar agujeros en plásticos suaves como colchones, bajoalfombras y asientos de auto) y el CFC-13 ($CF_2Cl-CFCl_2$, que servía para limpiar tableros de circuitos). Los CFC son relativamente estables en la troposfera, pero después de ser transportados hacia la estratosfera, pueden sufrir reacciones fotoquímicas que liberan radicales libres de cloro, $Cl\cdot$. Por ejemplo, la desintegración del CFC-12 ocurre de la siguiente manera:



En consecuencia, se puede liberar otro $Cl\cdot$ del $CF_2Cl\cdot$.

Términos clave

- absorción
- ácido
- actividad
- adsorción
- alcalinidad
- base
- bióxido de carbono disuelto
- capacidad de amortiguamiento
- cinética
- coeficiente de partición
- coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow})
- coeficiente de partición octanol-aire (K_{oa})
- coeficiente de partición sedimento-agua

- coeficiente de partición suelo-agua
- coeficiente de partición suelo-agua normalizado al carbono orgánico (K_{oc})
- coeficiente de temperatura sin unidades
- coeficientes de actividad
- concentración
- constante de equilibrio (K)
- constante de la ley de Henry, (K_H)
- donador del electrón
- ecuación de Arrhenius
- energía de activación
- energía libre de Gibbs
- equilibrio
- equilibrio aire-agua
- equilibrio local
- estado de oxidación
- estequiometría
- fotosíntesis
- fuerza iónica
- isoterma de Freundlich
- isoterma lineal
- K_a
- K_b
- K_p
- K_w
- ley de conservación de la masa
- ley de Henry
- ley de Henry adimensional (sin unidades)
- ley de Raoult
- metilación
- orden cero
- orden total
- oxidación-reducción
- oxígeno disuelto
- partición hidrofóbica
- pH
- pK_a
- precipitación-disolución
- presión de saturación
- primer orden
- primera ley de la termodinámica
- química ácido-base
- reacción binaria
- reacción elemental
- reacciones redox
- receptor del electrón
- relación van't Hoff
- segunda ley de la termodinámica
- seudoprimer orden
- sistema de carbono
- sistema ideal
- solubilidad del producto (K_{sp})
- sorción
- termodinámica
- velocidad de reacción
- vida media
- volatilización



capítulo/Tres Problemas

3.1 ¿Cuántos gramos de NaCl sería necesario agregar a una muestra de 1 L de agua (pH = 7) para que la fuerza iónica sea igual a 0.1 M?

3.2 En ocasiones se usa el químico 1,4-diclorobenceno (1,4-DCB) como desinfectante en baños públicos. A 20° C (68° F), la presión de saturación es de 5.3×10^{-4} atm.
a) ¿Cuál sería la concentración en el aire en unidades de g/m³? El peso molecular de 1,4-DCB es de 147 g/mol.
b) Un desinfectante alternativo es el 1-bromo-4-clorobenceno (1,4-CB). El punto de ebullición del 1,4-CB es de 196° C, mientras que el punto de ebullición del 1,4-DCB es de 180° C. ¿Cuál es el compuesto que causaría las más altas concentraciones en el aire de los baños? (Explique su respuesta.)

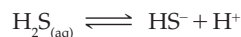
3.3 Los puntos de ebullición del cloroformo (un anestésico), del carbono tetracloro (que solía ser común en las tintorerías) y del tetracloroetileno (que antes se usaba como agente desengrasante) son 61.7° C, 76.5° C y 121° C. La presión de saturación del químico es directamente proporcional a la inversa del punto de ebullición del químico. Si se derramara una gran cantidad de estos compuestos en el medio ambiente, ¿cuál de ellos presentaría las concentraciones más altas en el aire que circunda el sitio, según su pronóstico? (Explique su respuesta.)

3.4 ¿Cuál sería la concentración de saturación (mol/L) del oxígeno (O₂) en un río en invierno cuando la temperatura del aire es 0° C y si la constante de la ley de Henry a esta temperatura es 2.28×10^{-3} mol/L-atm? ¿Cuál sería la respuesta en unidades de mg/L?

3.5 El log de la constante de la ley de Henry (en unidades de L-atm/mol y medida a 25° C) para el tricloroetileno es 1.03; para el tetracloroetileno, 1.44; para el 1,2-dimetilbenceno, 0.71, y para el paratión, -3.42. *a)* ¿Cuál es la ley de Henry adimensional para cada uno de estos químicos? *b)* Ordene los químicos según la facilidad que tienen para cambiar de agua a aire.

3.6 La constante de la ley de Henry adimensional para el tricloroetileno (TCE) a 25° C es de 0.4. Se prepara un frasco sellado que tiene un volumen de aire de 4 mL por encima de un volumen acuoso de 36 mL. El TCE se añade a la fase acuosa de manera que inicialmente tiene una concentración en fase acuosa de 100 ppb. Después de que el sistema se equilibra, ¿cuál será la concentración (en unidades de µg/L) de TCE en la fase acuosa?

3.7 La constante de la ley de Henry para el H₂S es 0.1 mol/L-atm y



donde $K_a = 10^{-7}$. Si se le bombea gas H₂S puro en un vaso de precipitados de agua, ¿cuál es la concentración de HS⁻ a un pH de 5 en *a)* mol/L, *b)* mg/L y *c)* ppm?

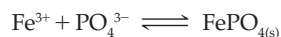
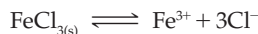
3.8 Determine el pH de equilibrio de una solución acuosa para las siguientes sustancias sean ácidos fuertes o bases: *a)* 15 mg/L de HSO₄⁻, *b)* 10 mM NaOH y *c)* 2500 µg/L de HNO₃.

3.9 ¿Cuál sería el pH si se añadieran 10⁻² moles de ácido hidrofúorídico (HF) a 1 L de agua pura? El valor de pK_a de HF es 3.2.

3.10 Cuando se agrega Cl₂ gaseoso al agua durante el proceso de desinfección del agua para beber, se hidroliza con el agua para formar HOCl. El poder desinfectante del ácido HOCl es 88 veces mejor que su base conjugada, OCl⁻. El valor de pK_a para el HOCl es 7.5. *a)* ¿Cuál porcentaje del total del poder desinfectante (HOCl + OCl⁻) existe en la forma ácida a un pH = 6? *b)* ¿Y a un pH = 7?

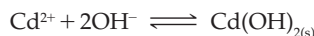
3.11 *a)* ¿Cuál es la solubilidad (en mol/L) de CaF₂ en agua pura a 25° C? *b)* ¿Cuál es la solubilidad de CaF₂ si la temperatura se eleva a 10° C? *c)* ¿La solubilidad de CaF₂ se incrementa, decrece o permanece igual si la fuerza iónica se eleva? (Explique su respuesta.)

3.12 En una planta de tratamiento de aguas negras se agrega FeCl_{3(s)} para retirar el exceso de fósforo de un afluente. Suponga que ocurre la siguiente reacción:



La constante de equilibrio para la segunda reacción es 10^{26.4}. ¿Cuál es la concentración de Fe³⁺ necesaria para mantener la concentración de fósforo por debajo del límite de 1 mg P/L?

3.13 Un método para retirar los metales del agua es el de elevar el pH y provocar que se precipiten como sus hidróxidos metales. *a)* Calcule la liberación de energía de la siguiente reacción:



b) El pH del agua estaba inicialmente en 6.8 y luego se elevó a 8.0. ¿Se redujo la concentración de cadmio por debajo de 100 mg/L durante el pH final? Suponga que la temperatura del agua es de 25° C.

3.14 El naftaleno tiene un $\log K_{ow}$ de 3.33. Calcule su coeficiente de partición suelo-agua normalizado a carbono orgánico y con 95% de intervalo de confianza que usted mismo determine.

3.15 La atrazina, herbicida usado generalmente en el maíz, es un contaminante común en ciertas regiones de Estados Unidos. El $\log K_{ow}$ de la atrazina es 2.65. Calcule la fracción del total de atrazina que absorberá el suelo dado que el contenido de carbono orgánico es de 2.5%. La densidad bruta del suelo es de 1.25 g/cm³; lo que significa que cada centímetro cúbico de suelo (éste más el agua) contiene 1.25 g de partículas de suelo. La porosidad es de 0.4.

3.16 Una reacción de primer orden que tiene como resultado la destrucción de un contaminante tiene una velocidad de reacción de 0.1/día. a) ¿Cuántos días transcurrirán para que se destruya 90% del químico? b) ¿Cuánto tiempo tomará que se destruya el 99% del químico? c) ¿Y el 99.9%?

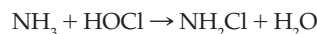
3.17 Se ha aislado la cepa de una bacteria que puede cometabolizar el tetracloroetano (TCA). Se puede usar dicha cepa en la remediación biológica de sitios peligrosos contaminados con TCA. Suponga que la tasa de biodegradación es independiente de la concentración de TCA (es decir, una reacción de orden cero). En un reactor biológico, la tasa de remoción de TCA fue 1 µg/L-min. ¿Qué tiempo de retención de agua se necesitará para reducir la concentración de 1 mg/L de la sustancia que entra a 1 µg/L de la sustancia que sale del reactor? Suponga que el reactor se mezcló por completo.

3.18 Suponga que se retira PO_4^{3-} de las aguas negras municipales mediante precipitación con Fe^{3+} de acuerdo con la siguiente reacción: $\text{PO}_4^{3-} + \text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{FePO}_{4(s)}$. La velocidad de reacción es

$$\frac{d[\text{PO}_4^{3-}]}{dt} = -k[\text{Fe}^{3+}][\text{PO}_4^{3-}]$$

- a) ¿Cuál es el orden de reacción con respecto a PO_4^{3-} ?
b) ¿Cuál es el orden de reacción total?

3.19 La amonía (NH_3) es un constituyente común de muchas aguas naturales y de aguas negras. Cuando una planta tratadora de aguas se ocupa del agua que contiene amonía, ésta reacciona con el desinfectante ácido hipocloro (HOCl) en solución para formar monocloraamina (NH_2Cl) de la siguiente manera:



La velocidad de reacción en este caso es

$$\frac{d[\text{NH}_3]}{dt} = -k[\text{HOCl}][\text{NH}_3]$$

- a) ¿Cuál es el orden de reacción con respecto a NH_3 ?
b) ¿Cuál es el orden de reacción total? c) Si la concentración de HOCl se mantiene constante y es igual a 10^{-4} M y la velocidad de concentración es igual a 5.1×10^6 L/mol-s, calcule el tiempo que se necesita para reducir la concentración de NH_3 a la mitad de su valor original.

3.20 La concentración del dióxido de nitrógeno (NO_2) se mide durante un estudio de calidad de aire, y descende de 5 ppm_v a 2 ppm_v en cuatro min con cierta intensidad de luz en particular. a) ¿Cuál es la velocidad de reacción de primer orden? b) ¿Cuál es la vida media del NO_2 durante este estudio? c) ¿Cómo tendría que cambiar la velocidad de reacción a fin de incrementar el tiempo que se necesita para hacer descender la concentración del NO_2 de 5 ppm_v a 2 ppm_v en 1.5 min?

3.21 Si la velocidad de reacción para la degradación de un químico de demanda bioquímica de oxígeno (DOB) a 20° C es 0.23/día, ¿cuál es el valor a 5° C y 25° C? Suponga que θ es igual a 1.1.

Referencias

Baker, J. R., J. R. Mihelcic, D. C. Luehrs y J. P. Hickey. 1997. "Evaluation of Estimation Methods for Organic Carbon Normalized Sorption Coefficients". *Water Environment Research* 69:136–145.

Beyer, A., F. Wania, T. Gouin, D. Mackay y M. Matthies. 2002. "Selecting Internally Consistent Physicochemical Properties of Organic Compounds". *Environ. Toxicol. Chem.* 21:941–953.

Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons.

Schwarzenbach, R. P., P. M. Gschwend y D. M. Imboden. 2003. *Environmental Organic Chemistry*. Nueva York: John Wiley & Sons.

Wania, F. 2006. "Potential of Degradable Organic Chemicals for Absolute and Relative Enrichment in the Arctic". *Environ. Sci. & Technol.* 40:569–577.

capítulo/Cuatro Procesos físicos

Richard E. Honrath Jr.,
James R. Mihelcic, Julie Beth
Zimmerman, Alex S. Mayer

En este capítulo los lectores aprenderán acerca de los procesos físicos que influyen en la transportación de los contaminantes en el medio ambiente y los procesos utilizados para controlar y tratar las emisiones de contaminantes. El capítulo comienza con un estudio sobre el uso de los balances de materia y energía, y los procesos de advección y dispersión. La sección final de este capítulo profundiza esta noción de procesos de transportación mediante un vistazo al movimiento de partículas en fluidos, específicamente la velocidad a la que se precipita una partícula y se descarga en las aguas freáticas.

Secciones principales

- 4.1 Balances de masa
- 4.2 Balances de energía
- 4.3 Procesos de transportación de masa

Objetivos de aprendizaje

1. Emplear de la ley de conservación de la materia para hacer un balance de masa que incluya la velocidad a la cual se produce o desaparece un químico.
2. Determinar si en ciertas situaciones el estado es o no estacionario y aplicar esta información al balance de masa.
3. Diferenciar entre reactores batch, reactores de mezcla perfecta y reactores tubulares.
4. Relacionar el tiempo de retención de un reactor con su volumen y flujo.
5. Distinguir formas de energía y escribir balances de energía.
6. Vincular un balance de energía con el efecto invernadero.
7. Relacionar el cambio de temperatura con el nivel del mar bajo diferentes panoramas de población, crecimiento económico y administración de energía.
8. Diferenciar y emplear los procesos de transportación de advección, dispersión y difusión.
9. Aplicar las leyes de Fick, de Stoke y de Darcy a problemas medioambientales.



4.1 Balances de masa

La **ley de conservación de la masa (o de la materia)** establece que la masa no se crea ni se destruye. La conservación de la masa y la conservación de la energía constituyen la base para dos herramientas utilizadas con frecuencia: el **balance de masa** y el balance de energía. En esta sección se aborda el balance de masa, en tanto que el balance de energía es el tema de la sección 4.2.

El principio de conservación de la masa significa que si se incrementa la cantidad de un químico en algún lugar (por ejemplo, en un lago), entonces tal incremento no pudo ser el resultado de una formación “mágica”. El químico tuvo que haber sido transportado hasta el lago desde algún otro lugar, o bien, debió producirse mediante una reacción química o biológica de otros compuestos que ya estaban presentes en el lago. De manera similar, si las reacciones produjeron el incremento de la masa de este químico, también debieron haber causado un descenso correspondiente de la masa de otro(s) compuesto(s).

En términos de sustentabilidad, se puede considerar el mismo principio de balance de masa en términos del uso de materiales finitos y fuentes de energía. Por ejemplo, el uso de fuentes de energía basadas en fósiles (petróleo, gas y carbón) debe mantener un balance de masa. Como consecuencia, a medida que se usan estas fuentes para producir energía, la fuente original se va agotando, y los desperdicios que genera se emiten al aire, tierra y agua. En tanto que la masa de carbono permanece constante, gran parte de ella se libera en forma de petróleo, gas o carbón y se convierte en bióxido de carbono, un gas de efecto invernadero.

La conservación de la masa brinda una base para consolidar un presupuesto de masa de cualquier químico. En el caso de un lago, este presupuesto lleva cuenta de las cantidades del químico que entran o que salen del lago y las cantidades que se forman o se destruyen por reacción química. Este presupuesto puede balancearse en un periodo dado, de manera muy parecida a como se balancea una cuenta de cheques. La ecuación 4.1 describe el balance de masa:

$$\begin{aligned} \text{masa en tiempo } t + \Delta t &= \text{masa en tiempo } t \\ &+ \left(\begin{array}{c} \text{masa que entra} \\ \text{de } t \text{ a } t + \Delta t \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{masa que sale} \\ \text{de } t \text{ a } t + \Delta t \end{array} \right) \\ &+ \left(\begin{array}{c} \text{masa neta del producto químico} \\ \text{producido a partir de otros} \\ \text{compuestos por las reacciones} \\ \text{entre } t \text{ y } t + \Delta t \end{array} \right) \end{aligned} \quad (4.1)$$

Cada término de la ecuación 4.1 tiene unidades de masa. Esta forma de balance es la más útil cuando el inicio y el fin del periodo (Δt) de un balance son claros, de manera que se puede determinar el cambio de la masa durante el periodo del balance.

En los problemas medioambientales, usualmente es más conveniente trabajar con valores de **flujo de masa** (la tasa a la cual la masa entra y sale del sistema). Para desarrollar una ecuación en términos de flujo de masa, la ecuación de balance de masa se divide entre Δt para generar una ecuación que contenga unidades de masa por unidad de tiempo. Al dividir la

ecuación 4.1 entre Δt y mover el primer término de la derecha (masa en tiempo t) hacia el lado izquierdo, da lugar a:

$$\frac{(\text{masa en tiempo } t + \Delta t) - (\text{masa en tiempo } t)}{\Delta t} = \frac{\left(\begin{array}{c} \text{masa que entra de} \\ t \text{ a } t + \Delta t \end{array} \right)}{\Delta t} - \frac{\left(\begin{array}{c} \text{masa que sale de} \\ t \text{ a } t + \Delta t \end{array} \right)}{\Delta t} + \frac{\left(\begin{array}{c} \text{producción neta} \\ \text{del químico} \\ \text{de } t \text{ a } t + \Delta t \end{array} \right)}{\Delta t} \quad (4.2)$$

Advierta que cada término de la ecuación 4.2 tiene unidades de masa/tiempo. El lado izquierdo de la ecuación 4.2 es igual a $\Delta m / \Delta t$.

Hacia el límite, a medida que $\Delta t \rightarrow 0$, el lado izquierdo se convierte en dm/dt , velocidad a la que cambia la masa del químico en el lago. A medida que $\Delta t \rightarrow 0$, el primer término del lado derecho de la ecuación 4.2 se convierte en la velocidad a la cual la masa entra en el lago (el flujo de masa en el lago), y el segundo término se convierte en la tasa a la cual la masa sale del lago (el flujo de masa fuera del lago). El último término de la ecuación 4.2 es la *velocidad neta* a la cual el químico se produce o se pierde.

El símbolo $\dot{m}$ se refiere al flujo de masa en unidades de masa/tiempo. Al sustituir el flujo de masa, la ecuación se puede escribir para balances de masa de la siguiente manera:

$$\left(\begin{array}{c} \text{velocidad} \\ \text{de acumulación} \\ \text{de masa} \end{array} \right) = (\text{flujo de masa entrante}) - (\text{flujo de masa saliente}) + \left(\begin{array}{c} \text{velocidad neta} \\ \text{de producción} \\ \text{química} \end{array} \right)$$

o

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{reacción}} \quad (4.3)$$

La ecuación 4.3 es la que gobierna los balances de masa utilizados de principio a fin en toda la ciencia y la ingeniería relacionadas con el medioambiente.

4.1.1 CONTROL DE VOLUMEN

El balance de masa es significativo sólo en términos de una región específica del espacio, la cual se ve limitada por términos $\dot{m}_{\text{entrante}}$ y $\dot{m}_{\text{saliente}}$. Esta región se llama **control de volumen**.

En el ejemplo anterior se utilizó un lago como control de volumen y se incluyeron flujos de masa que entraban y salían del lago. En teoría, puede usarse cualquier volumen de cualquier forma y localización como control de volumen. En la realidad, sin embargo, algunos controles de volumen son más útiles que otros. El atributo más importante del control de volumen es que tiene límites por encima de los cuales se puede calcular $\dot{m}_{\text{entrante}}$ y $\dot{m}_{\text{saliente}}$.

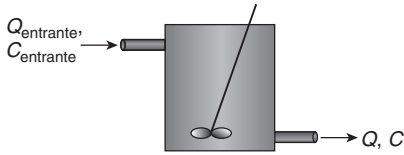


Figura 4.1 Diagrama esquemático de un reactor de flujo de mezcla perfecta (CMFR). La barra agitadora es el símbolo que indica que el CMFR es una mezcla

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

4.1.2 TÉRMINOS DE LA ECUACIÓN DE BALANCE DE MASA PARA UN CMFR

Un tanque de mezcla perfecta es una analogía de muchos de los controles de volumen implicados en situaciones medioambientales. Por ejemplo, en el caso del lago quizá sería razonable suponer que los químicos que se desechan en el lago se encuentran mezclados uniformemente en el lago entero. Un sistema así se llamaría **reactor de flujo de mezcla perfecta (CMFR)**. También se usan otros términos más comunes como el de *reactor de tanque continuo (CSTR)*. La figura 4.1 muestra un diagrama esquemático de un CMFR.

La exposición siguiente describe cada término en una ecuación de balance de masa para un compuesto hipotético dentro del CMFR.

VELOCIDAD DE ACUMULACIÓN DE MASA (dm/dt) La tasa a la cual se da el cambio de la masa al interior del control de volumen, dm/dt , se conoce como la **velocidad de acumulación de masa**. Para medir directamente la velocidad de acumulación de masa se requeriría determinar el total de la masa del compuesto que está dentro del control de volumen y que es el objeto del balance de masa en cuestión. Por lo general esto es muy difícil, pero pocas veces es necesario. Si el control de volumen es una mezcla perfecta, entonces la concentración del compuesto es la misma en todo el control de volumen, y la masa del control de volumen es igual al producto de tal concentración, C , y al volumen, V . (Para asegurarse de que $C \times V$ tiene unidades de masa/tiempo, exprese C en unidades de masa/volumen.) Al expresar la masa como $C \times V$, la velocidad de acumulación de masa es igual a

$$\frac{dm}{dt} = \frac{d(VC)}{dt} \quad (4.4)$$

En la mayoría de los casos (y en todos los casos en este texto), el volumen es constante y puede trasladarse al exterior de la derivada, lo que resulta en

$$\frac{dm}{dt} = V \frac{dC}{dt} \quad (4.5)$$

En cualquier situación en que se haga un balance de masa, una vez que ha transcurrido cierto tiempo, las condiciones se aproximarán al **estado estacionario**, lo que significa que las condiciones ya no cambiarán con el tiempo. Bajo un estado estacionario, la concentración (y por ende la masa) que está dentro del control de volumen permanece constante. En este caso, $dm/dt = 0$. Sin embargo, si no ha transcurrido el tiempo suficiente desde el cambio del flujo, la concentración de las entradas, el término de una reacción o algún otro problema o condición, la masa del control de volumen cambiará con el tiempo, y el balance de masa estará en un **estado no estacionario**.

El tiempo que debe transcurrir antes de que se alcance el estado estacionario depende de las condiciones del problema. Para entender el por qué, considere cómo alcanza el estado estacionario el agua de dos grandes lavabos inicialmente vacíos. En el primero, sólo se abre el grifo de agua a la mitad y se abre ligeramente el desagüe. En un principio, la masa de agua se incrementará en el lavabo conforme pasa el tiempo, ya que el flujo del grifo excede la tasa del flujo de desagüe. Las condiciones están cambiando, así que se trata de una situación no estacionaria. Sin embargo, a medida que se eleva el nivel de agua en el lavabo, la tasa de desagüe se incrementará y en algún momento el flujo de desagüe igualará al flujo del grifo de

agua. En ese punto, el nivel de agua cesará de aumentar y la situación habrá alcanzado un estado estacionario.

Si se repite este experimento con un segundo lavabo, pero esta vez se deja el desagüe completamente abierto, el flujo de desagüe se incrementará rápido e igualará al grifo de agua mientras el nivel del agua en el lavabo es aún bajo. En este caso, el estado estacionario se alcanzará más rápido. En general, la velocidad a la cual se llega al estado estacionario depende de los términos de la magnitud del flujo de masa en relación con el total de la masa en el control de volumen. Determinar si un problema de balance de masa se encuentra en estado estacionario o no es casi como un arte. No obstante, si las condiciones del problema recién han cambiado, entonces probablemente el problema se encuentra en un estado no estacionario. Y viceversa, si las condiciones han permanecido constantes por largo tiempo, es probable que sea un problema en estado estacionario. Tratar un problema estacionario como no estacionario siempre llevará a la respuesta correcta, en tanto que tratar un problema no estacionario como si fuera estacionario, no. Mas esto no significa que todos los problemas deben abordarse como si fueran no estacionarios. Las soluciones a los estados no estacionarios son generalmente más difíciles, así que resulta ventajoso identificar los estados estacionarios cada vez que se presenten.

En términos de emisiones al medio ambiente, los estados estacionarios con frecuencia se igualan a la capacidad de la naturaleza de asimilar los desechos a la velocidad a la que éstos se emiten. Por ejemplo, en el caso de las **emisiones de bióxido de carbono** provenientes de la quema de combustibles fósiles, un estado estacionario en la velocidad de las emisiones igualaría el total de todas las tasas de eliminación de la atmósfera. Éstas incluyen la correspondiente a los océanos y la pequeña fracción que le corresponde a las plantas mediante la fotosíntesis, y que no se balancea por la respiración, que emite bióxido de carbono. En algún momento, a medida que la concentración de bióxido de carbono de la atmósfera se eleva, la tasa que corresponde a los océanos se balanceará con la tasa de emisiones de la quema de combustibles fósiles. No obstante, para que eso ocurra, la concentración tendría que incrementarse significativamente, y el bióxido de carbono disuelto se habría convertido en una mezcla en todo el océano. Debido a que estos procesos toman siglos o milenios, las emisiones de bióxido de carbono se acumulan en la atmósfera, y desde allí contribuyen al efecto invernadero. Puede ocurrir una situación similar en la liberación de químicos industriales al medio ambiente. Actualmente, cuando se seleccionan, diseñan o se manufacturan químicos que terminarán desechándose en el medio ambiente con frecuencia se ignora el efecto que tendrán y el daño que puede causar su asimilación. En muchos casos, resulta la acumulación en el medio ambiente en un sistema que no es un estado estable. Esto representa una preocupación particular cuando los químicos que se bioacumulan (se acumulan en los organismos) incrementan su concentración a medida que se presentan en organismos en estados superiores de la cadena alimenticia.

Aire al interior de los grandes edificios

<http://www.epa.gov/iaq/largebldgs/>

Emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de los transportes

<http://www.epa.gov/otaq/climate>

ejemplo/4.1 Determinar si un problema es un estado estacionario

Para cada uno de los siguientes problemas de balance de masa, determine si se trata de un balance de masa en estado estacionario o no.

ejemplo/4.1 Continuación

1. Imagine un balance de masa de cloro (Cl^-) disuelto en un lago. Hay dos ríos que traen el cloro al lago, y hay uno que lo retira. No ocurren reacciones químicas significativas, ya que el cloro es soluble y no es reactivo. ¿Cuál es la concentración anual promedio del cloro en el lago?
2. A fin de destruir el contaminante, se lleva a cabo una reacción de degradación dentro del tanque de mezcla perfecta. La concentración de la sustancia que entra y el flujo se mantienen constantes, y el sistema ha estado operando por varios días. ¿Cuál es la concentración del contaminante en su salida, dado que el flujo de entrada y la concentración, así como del decaimiento de primer orden, son de velocidad constante?
3. La fuente del contaminante en el problema 2 se ha retirado, lo que resulta en un declive instantáneo de la concentración del entrante, que llega a cero. ¿Cuánto tiempo tomará que la concentración de salida alcance 10% de su valor inicial?

solución

1. Se puede suponer que en un año, el cauce del río y las concentraciones sean relativamente constantes. En vista de que las condiciones no cambian, y de que se requiere un solo valor independiente de tiempo para la concentración del cloro, se trata de un problema de estado estacionario.
2. Una vez más, las condiciones del problema son constantes y han permanecido así por largo tiempo, así que el problema está en estado estacionario. Tome en cuenta que la presencia o ausencia de una reacción química no brinda ninguna información que indique si el problema está o no en estado estacionario.
3. Dos claves revelan que el problema aborda un estado no estacionario. Primero, las condiciones han cambiado recientemente: la concentración de entrada descendió a cero. Segundo, la solución requiere calcular el tiempo, lo que significa que las condiciones han variado con el tiempo.

FLUJO DE MASA ENTRANTE ($\dot{m}_{\text{entrante}}$) A menudo se conoce la velocidad de flujo volumétrica, Q , de cada cauce de entrada que se agrega al control de volumen. En la figura 4.1, la tubería tiene una velocidad de flujo de Q_{entrante} con la concentración correspondiente del químico en C_{entrante} . La *masa de flujo al CMFR* se obtiene entonces de la siguiente ecuación:

$$\dot{m}_{\text{entrante}} = Q_{\text{entrante}} \times C_{\text{entrante}} \quad (4.6)$$

Si no resulta claro en primera instancia cómo $Q \times C$ da como resultado el flujo de masa, considere las unidades de cada término:

$$\dot{m} = Q \times C$$

$$\frac{\text{masa}}{\text{tiempo}} = \frac{\text{volumen}}{\text{tiempo}} \times \frac{\text{masa}}{\text{volumen}}$$

Advierta que la concentración se debe expresar en unidades de masa/volumen.

Si no se conoce la velocidad del flujo volumétrico, se puede calcular mediante otros parámetros. Por ejemplo, si se conocen la velocidad del fluido v y el área transversal A de la pipa, entonces $Q = v \times A$.

En algunas situaciones, la masa puede entrar al control de volumen mediante emisión directa. En este caso, es común que las emisiones estén expresadas en unidades de flujo de masa/tiempo, que se pueden usar en el balance de masa directamente. Por ejemplo, si el balance de masa se lleva a cabo para el contaminante del aire de una ciudad, monóxido de carbono (CO), se usarían cálculos del total de emisiones de CO (en unidades de tonelada/día) de automóviles y plantas de energía de la ciudad.

Otra forma de describir el flujo es en términos de densidad de flujo, J , por el área a través de la cual ocurre el flujo. J tiene unidades de masa/área-tiempo y se exponen más ampliamente bajo el tema de difusión. Este tipo de notación de flujo es más útil entre el aire y el agua en la superficie de un lago.

Con frecuencia, el flujo de masa se compone de varios términos. Por ejemplo, un tanque puede tener más de una entrada, o el aire de una ciudad puede recibir CO que provenga de los vientos que soplan de otras áreas urbanas, además de provenir de sus propias emisiones. En estos casos, $\dot{m}_{\text{entrante}}$ es la suma de todas las contribuciones individuales de flujos de masa que entren.

FLUJO DE MASA SALIENTE ($\dot{m}_{\text{saliente}}$) En la mayoría de los casos, existe un solo flujo de salida de un CMFR. Entonces, el flujo de masa que sale $\dot{m}_{\text{entrante}}$ se puede calcular como se hizo en la ecuación 4.6:

$$\dot{m}_{\text{saliente}} = Q_{\text{saliente}} \times C_{\text{saliente}} \quad (4.7)$$

En el caso de los controles de volumen de mezcla perfecta, la concentración es constante en todos lados. Por lo tanto, la concentración de flujo que sale del control de volumen se expresa simplemente como C , y

$$\dot{m}_{\text{saliente}} = Q_{\text{saliente}} \times C \quad (4.8)$$

VELOCIDAD NETA DE REACCIÓN DE UN QUÍMICO ($\dot{m}_{\text{reacción}}$) El término $\dot{m}_{\text{reacción}}$ o $\dot{m}_{\text{rxn}}$ se refiere a la tasa neta de producción de un compuesto a partir de una reacción química o biológica. Tiene unidades de masa/tiempo. Por lo tanto, si otros compuestos reaccionan para formar el compuesto $\dot{m}_{\text{rxn}}$ será mayor que cero; si el compuesto reacciona para formar otro(s) compuesto(s), el resultado será una pérdida, $\dot{m}_{\text{rxn}}$ será negativo.

Aunque el término de la reacción química de un balance de masa tiene unidades de masa/tiempo, las tasas de reacción química usualmente se expresan en términos de concentración, no de masa. Así, para calcular $\dot{m}_{\text{rxn}}$ se multiplica la tasa de cambio de la concentración por el volumen del CMFR para obtener la tasa de cambio de masa dentro del control de volumen:

$$\dot{m}_{\text{rxn}} = V \times \left(\frac{dC}{dt} \right)_{\text{sólo reacción}} \quad (4.9)$$

en donde $(dC/dt)_{\text{sólo reacción}}$ se obtiene de la constante para la reacción y es igual a la tasa de cambio de concentración que ocurriría si la reacción tuviera lugar en aislamiento, sin flujos de entrada ni de salida.

Para saber más sobre Chesapeake Bay

<http://www.chesapeakebay.net/>

Programa del estuario de Tampa Bay

<http://www.tbep.org>

La masa cuyo origen fue una reacción puede adoptar varias formas. Las siguientes son las más comunes:

- **Compuesto conservador.** Los compuestos que no tienen formación ni pérdida química al interior de un control de volumen se llaman **compuestos conservadores**. Éstos no se ven afectados por reacciones químicas ni biológicas, así que $(dC/dt)_{\text{sólo reacción}} = \dot{m}_{\text{reacción}} = 0$. Para estos compuestos se usa el término *conservador* porque su masa verdaderamente se conserva: lo que entra es igual a lo que sale.
- **Decaimiento de orden cero.** La velocidad a la que se pierde un compuesto es constante. Para un compuesto con **decaimiento de orden cero**, $(dC/dt)_{\text{sólo reacción}}$ es igual a $-k$ y $\dot{m}_{\text{rxn}}$ es igual a $-Vk$. Se abordan las reacciones de orden cero en el capítulo 3.
- **Decaimiento de primer orden.** Para un compuesto con **decaimiento de primer orden**, la velocidad de pérdida del compuesto es directamente proporcional a su concentración: $(dC/dt)_{\text{sólo reacción}}$ es igual a $-kC$. Para tal tipo de compuesto, $\dot{m}_{\text{rxn}}$ es igual a $-VkC$. Se abordan las reacciones de primer orden en el capítulo 3.
- **Producción a una tasa que depende de la concentración de otros compuestos del CMFR.** En esta situación, el químico se produce debido a reacciones que implican otros compuestos dentro del CMFR, y $(dC/dt)_{\text{sólo reacción}}$ es mayor que cero.

PASOS PARA PROBLEMAS DE BALANCE DE MASA La solución de problemas de balance de masa que implican un CMFR generalmente será sencilla si se hace con cuidado. La mayor parte de las dificultades para resolver problemas de balance de masa provienen de la incertidumbre relacionada con la ubicación de los límites del control de volumen o de los valores de los términos individuales del balance de masa. Por ello, los siguientes pasos ayudarán a la resolución de los problemas de balance de masa:

1. Dibuje un diagrama esquemático de la situación e identifique el control de volumen y todos los flujos que entren y que salgan. Todas las masas de los flujos que se conocen o que habrán de ser calculadas deben atravesar los límites del control de volumen, y es razonable suponer que se trata de un control de volumen de mezcla perfecta.
2. Escriba la ecuación de balance de masa en su forma general:

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{rxn}}$$

3. Determine si el problema se encuentra en estado estacionario ($dm/dt = 0$) o en estado no estacionario ($dm/dt = V \times dC/dt$).
4. Determine si el compuesto que se balancea es conservador ($\dot{m}_{\text{rxn}} = 0$) o no conservador ($\dot{m}_{\text{rxn}}$ debe determinarse con base en las reacciones cinéticas de la ecuación 4.9).
5. Reemplace $\dot{m}_{\text{entrante}}$ y $\dot{m}_{\text{saliente}}$ con los valores conocidos o requeridos tal y como se describió.
6. Finalmente, resuelva el problema. Esto requerirá solucionar problemas de estado no estacionario con ecuaciones diferenciales y problemas en estado estacionario con ecuaciones algebraicas.

Tabla / 4.1**Resumen de ejemplos de CMFR**

Número de ejemplo	Forma de dm/dt	Forma de $\dot{m}_{\text{reacción}}$
Ejemplo 4.2	estado estacionario	conservadora
Ejemplo 4.3	estado estacionario	decaimiento de primer orden
Ejemplo 4.4	estado no estacionario	decaimiento de primer orden
Ejemplo 4.5	estado no estacionario	conservadora

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

4.1.3 ANÁLISIS DE REACTORES: EL CMFR

El **análisis de reactores** se refiere al uso de balances de masa para analizar las concentraciones de contaminantes en un control de volumen, ya sea en una reacción química, o bien, un sistema natural que se simula mediante un reactor químico. Se pueden dividir los reactores ideales en dos tipos: reactores de mezcla completa (CMFR) o reactores tubulares (PFR). Los CMFR se usan como modelo de embalses medioambientales de mezcla perfecta. Los PFR, que se describen en la sección 4.1.5, se comportan esencialmente como tuberías y se usan como modelo para situaciones como las del transporte río abajo, en donde el fluido no se mezcla a contracorriente, en dirección río arriba.

Esta sección presenta diversos ejemplos que implican CMFR en diferentes combinaciones de estados estacionario o no estacionario y de compuestos conservadores y no conservadores como se muestra en el resumen de la tabla 4.1. El ejemplo 4.2 demuestra el uso de análisis con CMFR para la determinación de la concentración de una sustancia que fue el resultado de la mezcla de dos o más flujos influentes. Los ejemplos 4.3 a 4.5 se refieren al tanque que se describió en la figura 4.1, y demuestran situaciones en estados estacionario y no estacionario, con y sin decaimiento químico de primer orden. Se pueden usar cálculos análogos a los usados en los ejemplos 4.3 a 4.5 para determinar la concentración de los contaminantes presentes en el tratamiento de un reactor, la velocidad a la que se incrementan las concentraciones de los contaminantes al interior de un lago como resultado de una nueva fuente de contaminación, o el periodo durante el cual los niveles de contaminantes decaen en un lago o en un reactor una vez que se ha retirado la fuente.



**Simuladores
CMFR y PFR**

ejemplo/4.2 CMFR en estado estacionario con químico conservador: el problema de la mezcla

La tubería de un planta municipal de tratamiento de aguas negras descarga $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ de un desecho tratado de manera deficiente y que contiene 5.0 mg/L de compuestos de fósforo (que se reportaron como mg P/L) en un río cuyo cauce es de $25 \text{ m}^3/\text{s}$ y una concentración de fósforo previa de 0.010 mg P/L (vea la figura 4.2). ¿Cuál es la concentración de fósforo resultante (en mg/L) en el río, justo corriente abajo del desagüe de la planta?

ejemplo/4.2 Continuación

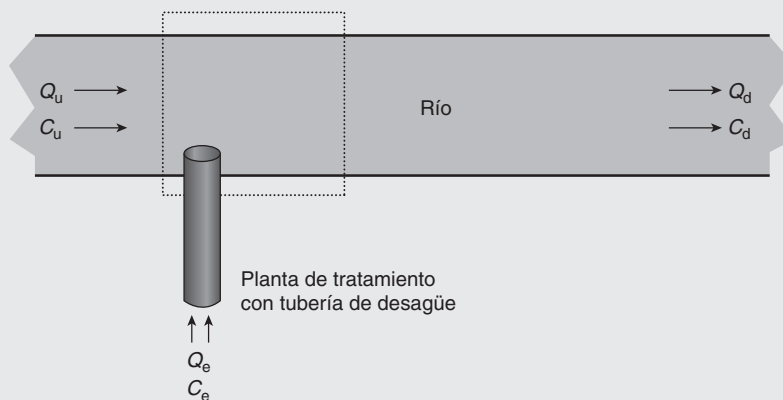


Figura 4.2 El problema de la mezcla del ejemplo 4.2 El área al interior de las líneas punteadas indica el control de volumen.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

solución

Para resolver este problema, aplique dos balances de masa: uno para determinar la velocidad de flujo volumétrico (Q_d) río abajo y el segundo para especificar la concentración de fósforo (C_d) río abajo. Primero, debe seleccionarse un control de volumen. Para asegurarse de que los flujos de entrada y de salida atraviesan los límites del control de volumen, su salida debe atravesar la corriente del río en ambos sentidos (río arriba y río abajo), al igual que su tubería de desagüe. La figura 4.2 muestra el control de volumen seleccionado al interior de la línea punteada. Se supone que se ha llegado a un punto suficientemente lejano río abajo para que las aguas de desecho y las aguas del río se hayan mezclado perfectamente antes de abandonar el control de volumen. Mientras se cumpla esta condición, no importa qué tan lejos río abajo se extienda el análisis del control de volumen.

Antes de comenzar el análisis, determine si se trata de un problema en estado estacionario o no y si el término de la reacción química será o no cero. Debido a que la enunciación del problema no menciona el tiempo, y parece razonable suponer que tanto el río como el caudal de agua de desecho han estado fluyendo por algún tiempo y continuarán haciéndolo, se trata de un problema en estado estacionario. Además, en este caso lo que ocupa es la concentración que resulta de la rápida mezcla del río y de los flujos afluentes. Por lo tanto, se puede definir un pequeño control de volumen y asegurar que la degradación química o biológica son insignificantes durante el tiempo que pasaron en el control de volumen, así que este problema se aborda como en estado estacionario.

1. Determine la velocidad del flujo río abajo, Q_d . Para hallar Q_d , lleve a cabo un balance de masa en la masa total del agua del río. En este caso, la "concentración" de agua del río en unidades (masa/volumen) es simplemente la densidad del agua, ρ :

ejemplo/4.2 Continuación

$$\begin{aligned}\frac{dm}{dt} &= \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{rxn}} \\ &= \rho Q_{\text{entrante}} - \rho Q_{\text{saliente}} + 0\end{aligned}$$

donde el término $\dot{m}_{\text{rxn}}$ se ha establecido en cero porque la masa del agua se conserva. Debido a que es un problema en estado estacionario, $dm/dt = 0$. Por lo tanto, mientras la densidad ρ se mantenga constante, $Q_{\text{entrante}} = Q_{\text{saliente}}$ y $(Q_u + Q_e) = 26 \text{ m}^3/\text{s} = Q_d$.

- Determine la concentración de fósforo río abajo proveniente de la tubería de desagüe, C_d . Para hallar C_d , use la ecuación estándar de balance de masa en condiciones de estado estacionario y sin formación ni decaimiento químico:

$$\begin{aligned}\frac{dm}{dt} &= \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{rxn}} \\ 0 &= (C_u Q_u + C_e Q_e) - C_d Q_d + 0\end{aligned}$$

Despeje C_d :

$$\begin{aligned}C_d &= \frac{C_u Q_u + C_e Q_e}{Q_d} \\ &= \frac{(0.010 \text{ mg/L})(25 \text{ m}^3/\text{s}) + (5.0 \text{ mg/L})(1.0 \text{ m}^3/\text{s})}{26 \text{ m}^3/\text{s}} \\ &= 0.20 \text{ mg/L}\end{aligned}$$

ejemplo/4.3 CMFR en estado estacionario con decaimiento de primer orden

El CMFR que se muestra en la figura 4.1 se utiliza para tratar desechos industriales mediante una reacción que destruye el contaminante según la química cinética de primer orden, en la que $k = 0.216/\text{día}$. El volumen del reactor es de 500 m^3 , la velocidad del flujo volumétrico de la única entrada y salida es de $50 \text{ m}^3/\text{día}$ y la concentración del contaminante que entra es de 100 mg/L . ¿Cuál es la concentración de salida tras el tratamiento?

solución

El control de volumen obvio es el tanque en sí mismo. El problema pide que se resuelva una única concentración constante, y todas las condiciones son constantes. Por lo tanto, se trata de un problema en estado estacionario ($dm/dt = 0$). La ecuación de balance de masa con un término de decaimiento de primer orden ($[dC/dt]_{\text{sólo reacción}} = -kC$ y $\dot{m}_{\text{rxn}} = -VkC$) es

ejemplo/4.3 Continuación

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{rxn}}$$

$$0 = QC_{\text{entrante}} - QC - VkC$$

Despeje C:

$$C = C_{\text{entrante}} \times \frac{Q}{Q + kV}$$

$$= C_{\text{entrante}} \times \frac{1}{1 + \left(k \times \frac{V}{Q}\right)}$$

Tras sustituir los valores dados, la solución numérica es

$$C = 100 \text{ mg/L} \times \frac{50 \text{ m}^3/\text{día}}{50 \text{ m}^3/\text{d} + (0.216/\text{día})(500 \text{ m}^3)}$$

$$= 32 \text{ mg/L}$$

ejemplo/4.4 CMFR en estado no estacionario con decaimiento de primer orden

El proceso de manufactura que genera los desechos del ejemplo 4.3 ha tenido que detenerse y a partir de $t = 0$, la concentración C_{entrante} que penetra el CMFR se establece en 0. ¿Cuál es la concentración de salida como una función del tiempo después de que la concentración se ha establecido en 0? ¿Cuánto tiempo le toma a la concentración del tanque alcanzar 10% de su valor inicial en estado estacionario?

solución

Una vez más, el tanque es el control de volumen. En este caso, el problema es evidentemente de estado no estacionario, porque las condiciones cambian en función del tiempo. La ecuación de balance de masa es

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{rxn}}$$

$$V \frac{dC}{dt} = 0 - QC - kCV$$

Despeje dC/dt :

$$\frac{dC}{dt} = -\left(\frac{Q}{V} + k\right)C$$

ejemplo/4.4 Continuación

Para determinar C en función del tiempo, debe resolverse la ecuación diferencial que precede. Adaptar e integrar:

$$\int_{C_0}^{C_t} \frac{dC}{dt} = \int_0^t -\left(\frac{Q}{V} + k\right) dt$$

La integración da lugar a

$$\ln C - \ln C_0 = -\left(\frac{Q}{V} + k\right)t$$

Debido a que $\ln x - \ln y$ es igual a $\ln(x/y)$, se puede reescribir esta ecuación como

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -\left(\frac{Q}{V} + k\right)t$$

que da lugar a

$$\frac{C_t}{C_0} = e^{-(Q/V+k)t}$$

Se puede verificar que la solución es razonable al considerar lo que pasa a $t = 0$ y $t = \infty$. Cuando $t = 0$, el término exponencial es igual a 1, y $C = C_0$, como se esperaba. Cuando $t \rightarrow \infty$, el término exponencial se aproxima a 0, y la concentración desciende a 0 (otra vez como se esperaba), ya que C_{entrante} es igual a 0.

Ahora es posible insertar los valores para determinar la dependencia de C del tiempo. El ejemplo 4.3 ofrece Q y V . La concentración inicial es igual a la concentración antes de que C_{entrante} se estableciera en 0, y que resultó ser 32 mg/L en el ejemplo 4.3. La inserción de estos valores da lugar a la concentración de salida como función del tiempo:

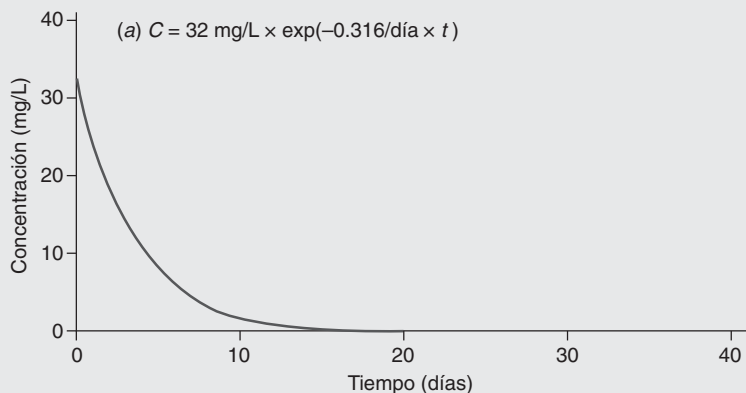
$$\begin{aligned} C_t &= 32 \text{ mg/L} \times \exp\left[-\left(\frac{50 \text{ m}^3/\text{día}}{500 \text{ m}^3} + \frac{0.216}{\text{día}}\right)t\right] \\ &= 32 \text{ mg/L} \times \exp\left(-\frac{0.316}{\text{día}}t\right) \end{aligned}$$

La solución se grafica en la figura 4.3a.

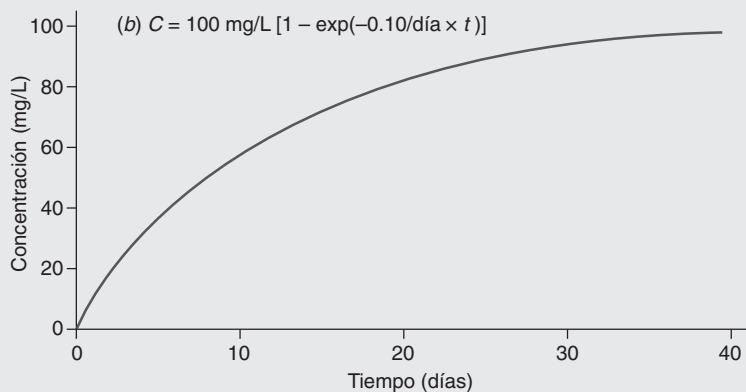
¿Cuánto tiempo le tomará a la concentración alcanzar 10% de su valor estacionario inicial? Esto es, a qué valor de t corresponde $C_t/C_0 = 0.10$? El tiempo en que $C_t/C_0 = 0.10$,

$$\frac{C}{C_0} = 0.10 = \exp\left(-\frac{0.316}{\text{día}}t\right)$$

ejemplo/4.4 Continuación



a)



b)

Figura 4.3 Perfiles de concentración contra tiempo para las soluciones de los ejemplos 4.4 y 4.5 a) Decaimiento de primer orden en la concentración que resulta de retirar los minutos en el tiempo cero. El decaimiento en la concentración es el resultado de la suma de las pérdidas de la reacción química ($\dot{m}_{\text{rxn}}$) y del término de flujo de masa de salida ($\dot{m}_{\text{saliente}}$). b) Aproximación exponencial a condiciones de estado estacionario cuando se arranca el reactor con una concentración inicial igual a cero. En ausencia de un término de pérdida en la reacción química, la concentración del reactor se aproxima exponencialmente a la concentración que entra.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Tras tomar el logaritmo natural en ambos lados

$$\ln 0.10 = -2.303 = -\frac{0.316}{\text{día}} t$$

Por lo tanto, $t = 7.3$ días.

ejemplo/4.5 CMFR en estado no estacionario, sustancia conservadora

El CMFR que se describe en la figura 4.1 está lleno de agua limpia antes de arrancar. Después de encendido, se le añade un caudal de agua de desecho que contiene 100 mg/L de un contaminante conservador a una velocidad de flujo de 50 m³/día. El volumen del reactor es de 500 m³. ¿Cuál es la concentración que sale del reactor como una función del tiempo después del arranque?

solución

Una vez más, el tanque sirve como control de volumen. Se mencionó que el contaminante es conservador, de manera que $\dot{m}_{\text{rxn}} = 0$. El problema pide la concentración en función del tiempo, así que el balance de masa debe ser un estado no estacionario. La ecuación de balance de masa es

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{rxn}}$$

$$V \frac{dC}{dt} = QC_{\text{entrante}} - QC + 0$$

Se despeja dC/dt :

$$\frac{dC}{dt} = -\left(\frac{Q}{V}\right)(C - C_{\text{entrante}})$$

Debido al término adicional a la derecha (C_{entrante}), esta ecuación no puede resolverse inmediatamente. Sin embargo, con un cambio en las variables, se puede transformar la ecuación de balance de masa en una forma más simple que se puede integrar directamente, con el mismo método del ejemplo 4.4. Sea $y = (C - C_{\text{entrante}})$. Entonces, $dy/dt = (dC/dt) - d(C_{\text{entrante}}/dt)$. Debido a que C_{entrante} es constante $dC_{\text{entrante}}/dt = 0$, así que $dy/dt = dC/dt$. Por lo tanto, la última ecuación es equivalente a

$$\frac{dy}{dt} = -\frac{Q}{V}y$$

Adaptar e integrar:

$$\int_{y(0)}^{y(t)} \frac{dy}{y} = \int_0^t -\frac{Q}{V} dt$$

La integración da lugar a:

$$\ln\left(\frac{y(t)}{y(0)}\right) = -\frac{Q}{V}t$$

o

$$\frac{y(t)}{y(0)} = e^{-(Q/V)t}$$

ejemplo/4.5 Continuación

Al reemplazar y con $(C - C_{\text{entrante}})$ resulta la siguiente ecuación:

$$\frac{C - C_{\text{entrante}}}{C_0 - C_{\text{entrante}}} = e^{-(Q/V)t}$$

Debido a que hay presencia de agua limpia en el tanque en el momento del arranque $C_0 = 0$:

$$\frac{C - C_{\text{entrante}}}{-C_{\text{entrante}}} = e^{-(Q/V)t}$$

Adaptar y despejar C :

$$\begin{aligned} C - C_{\text{entrante}} &= -C_{\text{entrante}} e^{-(Q/V)t} \\ C &= C_{\text{entrante}} \times (1 - e^{-(Q/V)t}) \end{aligned}$$

Ésta es la solución a la pregunta que se planteó en el problema.

Advierta lo que pasa a medida que $t \rightarrow \infty$: $e^{-(Q/V)t} \rightarrow 0$ y $C \rightarrow C_{\text{entrante}}$. Esto no es de sorprender, ya que la sustancia es conservadora. Si el reactor se deja funcionar el tiempo suficiente, su concentración alcanzará en algún momento la concentración de entrada. Esta última ecuación (graficada en la figura 4.3b) da C en función del tiempo. Se puede usar para determinar cuánto le tomará a la concentración llegar a 90%, por decir algo, del valor de entrada.

4.1.4 REACTOR BATCH

Un reactor que no tiene flujos de entrada o de salida se llama **reactor batch**. Es esencialmente un tanque en el que se ha permitido que ocurra una reacción. Una vez que se ha tratado un lote, se vacía el reactor, y se puede entonces tratar un segundo lote, ya que no hay flujos $m_{\text{entrante}} = 0$ y $m_{\text{saliente}} = 0$. Por lo tanto, la ecuación de balance de masa se reduce a

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{rxn}} \quad (4.10)$$

o

$$V \frac{dC}{dt} = V \left(\frac{dC}{dt} \right)_{\text{sólo reacción}} \quad (4.11)$$

Al simplificar:

$$\frac{dC}{dt} = \left(\frac{dC}{dt} \right)_{\text{sólo reacción}} \quad (4.12)$$

Así, en un reactor batch, el cambio de la concentración a lo largo del tiempo es simplemente el resultado de una reacción química. Por ejemplo, para una reacción de decaimiento de primer orden, $r = -kC$. Así,

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (4.13)$$

O

$$\frac{C_t}{C_0} = e^{-kt} \quad (4.14)$$

4.1.5 REACTOR TUBULAR

El **reactor tubular (PFR)** se usa para modelar transformaciones químicas de compuestos que se transportan en sistemas que parecen tuberías. Se muestra un diagrama esquemático de PFR en la figura 4.4. Las tuberías de un PFR pueden representar un río, la región entre dos montañas entre las cuales pasa el aire o una variedad de otros conductos naturales o de ingeniería a través de los cuales pasan flujos de líquido o de gas. Por supuesto, en este modelo la tubería puede representar incluso una tubería. La figura 4.5 ilustra ejemplos de PFR de un sistema de ingeniería (figura 4.5a) y de un sistema natural (figura 4.5b).

A medida que el líquido fluye por el PFR, se mezcla en dirección radial, pero la mezcla no ocurre en la dirección del eje. Es decir, cada recarga de fluido hecha por el pistón se considera una entidad separada que va bajando por la tubería. Sin embargo, el tiempo transcurre a medida que el fluido (líquido o gas) se mueve corriente abajo. Así, hay una dependencia implícita del tiempo, incluso en estado estacionario, en los problemas que implican un PFR. No obstante, debido a que la velocidad del fluido (v) en el PFR es constante, el tiempo y la distancia recorrida hacia abajo (x) son intercambiables y $t = x/v$. Esto es, el fluido de un movimiento de pistón siempre toma un tiempo igual

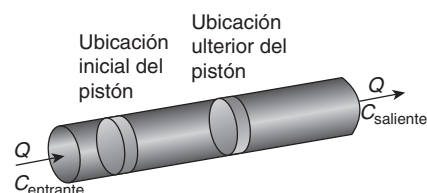


Figura 4.4 Diagrama esquemático de un reactor tubular

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.



Figura 4.5 Ejemplos de reactores tubulares en sistemas de ingeniería y sistemas naturales a) Se usan biofiltros empacados en forma de torre para retirar emisiones de aire olorosas, como el ácido sulfúrico (H_2S), de las emisiones en fase gas. Los biofiltros consisten de una columna empacada con un medio de soporte como rocas, anillos de plástico o carbón activado, en donde se cultiva una biopelícula. El agua o el aire contaminado pasan a través del filtro, y la degradación bacteriana da como resultado la buscada reducción de las emisiones del contaminante. b) El río Columbia fluye 1 200 millas desde su manantial de origen en Canadá hasta el océano Pacífico. Antes de llegar al océano, el río Columbia fluye hacia el sur de Estados Unidos y da lugar a la frontera entre Oregón y Washington. Se muestra un trecho del río cercano a The Dalles, Washington, donde alguna vez el río se angostaba y caía sobre una serie de rápidos, conocidos como *les Dalles*, o la cañada, por los primeros exploradores franceses. De entonces data la gran presa que se construyó cerca de The Dalles. La sección del río corriente abajo y la presa podrían modelarse como un reactor tubular.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Cuenca del río Mississippi

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

Programa Golfo de México

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

a x/v para viajar la distancia x en el reactor. Se puede aplicar esta observación con las formulaciones de balance de masa que se acaban de dar para determinar cómo las concentraciones químicas varían a través del flujo de un PFR.

Para desarrollar la ecuación que gobierna la concentración como una función de la distancia dentro del PFR, se analizará la evolución de la concentración en el tiempo de un único fluido en el pistón. Se supone que el pistón está bien mezclado en dirección radial pero que no se mezcla en lo absoluto con el fluido que está antes ni después. A medida que el flujo recorre corriente abajo, ocurre decaimiento químico y la concentración disminuye. El balance de masa para la masa que se encuentra al interior de este pistón en movimiento es la misma que para el reactor batch:

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} + \dot{m}_{\text{rxn}} \quad (4.15)$$

$$V \frac{dC}{dt} = 0 - 0 + V \left(\frac{dC}{dt} \right)_{\text{sólo reacción}} \quad (4.16)$$

en donde $\dot{m}_{\text{entrante}}$ y $\dot{m}_{\text{saliente}}$ se han establecido iguales a cero porque no hay intercambio de masa a través de las fronteras del pistón.

Se puede usar la ecuación 4.16 para determinar la concentración como una función del transcurso del tiempo dentro del PFR para cualquier reacción cinética. En el caso de decaimiento de primer orden, $V(dC/dt)_{\text{sólo reacción}} = -VkC$ y

$$V \frac{dC}{dt} = -VkC \quad (4.17)$$

lo que da como resultado:

$$\frac{C_t}{C_0} = \exp(-kt) \quad (4.18)$$

En general, es deseable expresar la concentración a la salida del PFR en términos de la concentración de entrada y longitud o volumen del PFR, en lugar del tiempo que pasó adentro. En un PFR de longitud L , cada pistón viaja por un periodo $\theta = L/v = L \times A/Q$, donde A es el área transversal del PFR y Q es la velocidad de flujo. El producto de la longitud y el área transversal es simplemente el volumen del PFR, así que la ecuación 4.18 es equivalente a

$$\frac{C_{\text{saliente}}}{C_{\text{entrante}}} = \exp\left(-\frac{kV}{Q}\right) \quad (4.19)$$

La ecuación 4.19 no depende del tiempo. Aunque la concentración al interior de un pistón dado cambia con el tiempo a medida que viaja pistón abajo, la concentración a una cierta localización dada dentro del PFR es constante con respecto al tiempo, debido a que todas las tandas de flujo que llegan a dicha localización han pasado el mismo tiempo en el PFR.

COMPARACIÓN DEL PFR CON EL CMFR El CMFR ideal y el PFR son fundamentalmente diferentes y por lo tanto se comportan de manera distinta. Cuando un paquete de fluidos entra al CMFR, se mezcla inmediatamente a todo lo largo y ancho del volumen entero del CMFR. A diferencia del PFR, en el que cada paquete de fluidos que entra se mantiene separado durante su paso a través del reactor. Para destacar estas diferencias, se considerará un ejemplo en el que intervenga la adición continua

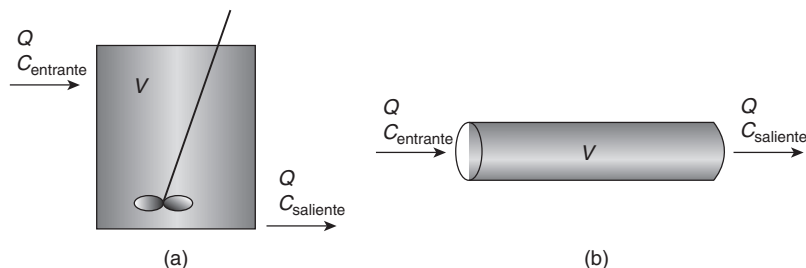


Figura 4.6 Comparación de *a)* un reactor de flujo de mezcla perfecta con *b)* un reactor tubular.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

de contaminantes a cada reactor, en la que se lleve a cabo su destrucción al interior del reactor de acuerdo con la química cinética de primer orden. Se describen los dos reactores en la figura 4.6. Este ejemplo supone que se conocen la concentración que entra (C_{entrante}), la velocidad de flujo (Q) y la constante de velocidad de reacción de primer orden (k) y son las mismas en ambos reactores. Considere dos problemas comunes:

1. Si se conoce el volumen V (el mismo para ambos reactores), ¿cuál es la concentración de salida final (C_{saliente}) que proviene del CMFR y del PFR?
2. Si se especifica la concentración de salida, ¿cuál ha de ser el volumen del reactor RFMP y PFR? La tabla 4.2 sintetiza los resultados de esta comparación y enumera las variables de entrada.

Los resultados que se muestran en la tabla 4.2 indican que, para reactores con el mismo volumen, el PFR es más eficiente que el CMFR, y que para concentraciones de salida iguales se requiere un PFR de menor tamaño. ¿Por qué? La respuesta está relacionada con la diferencia fundamental entre los dos reactores (los paquetes de fluidos que entran en el PFR viajan con la corriente sin mezclarse), en tanto que los paquetes que entran en el CMFR se

Tabla / 4.2

Comparación del desempeño de un CMFR y un PFR*

Ejemplo 1. Determine C_{saliente} si $V = 100 \text{ L}$, $Q = 5.0 \text{ L/s}$, $k = 0.05/\text{s}$.

CMFR	PFR
$C_{\text{saliente}} = C_{\text{entrante}} / (1 + kV/Q)$	$C_{\text{saliente}} = C_{\text{entrante}} \exp(-kV/Q)$
$C_{\text{saliente}}/C_{\text{entrante}} = 0.50$	$C_{\text{saliente}}/C_{\text{entrante}} = 0.37$

Ejemplo 2. Determine V , si $C_{\text{saliente}}/C_{\text{entrante}} = 0.5$, $Q = 5.0 \text{ L/s}$, $k = 0.05/\text{s}$.

CMFR	PFR
$V = (C_{\text{entrante}}/C_{\text{saliente}} - 1) \times (Q/k)$	$V = -(Q/k) \ln(C_{\text{saliente}}/C_{\text{entrante}})$
$V = 100 \text{ L}$	$V = 69 \text{ L}$

*El ejemplo 1 compara la concentración de salida (C_{saliente}) para un CMFR y un PFR del mismo volumen; el ejemplo 2 compara el volumen que se requiere para cada tipo de reactor si hace falta retirar un porcentaje dado.

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

mezclan de inmediato con los fluidos de baja concentración dentro del reactor. Debido a que la velocidad de la reacción química es proporcional a la concentración, la velocidad de reacción química se ve reducida en un CMFR, en relación con la de un PFR. Este efecto es visible en la figura 4.7. El flujo de masa que proviene de la reacción es igual a $-VkC$ en ambos reactores. Sin embargo, en el PFR la concentración disminuye exponencialmente a medida que los flujos de pistón pasan a través de él como lo muestra la curva continua de la figura 4.7. El flujo de masa promedio que proviene de la reacción en el PFR es simplemente el valor promedio de esta curva (el valor indicado con la línea punteada en la figura 4.7). A diferencia de la disminución de la velocidad de destrucción, indicada con la línea punteada en la figura 4.7, y que es el resultado de la reducción de la concentración inicial del CMFR que se da a medida que el fluido que entra se mezcla y de inmediato diluye el fluido.

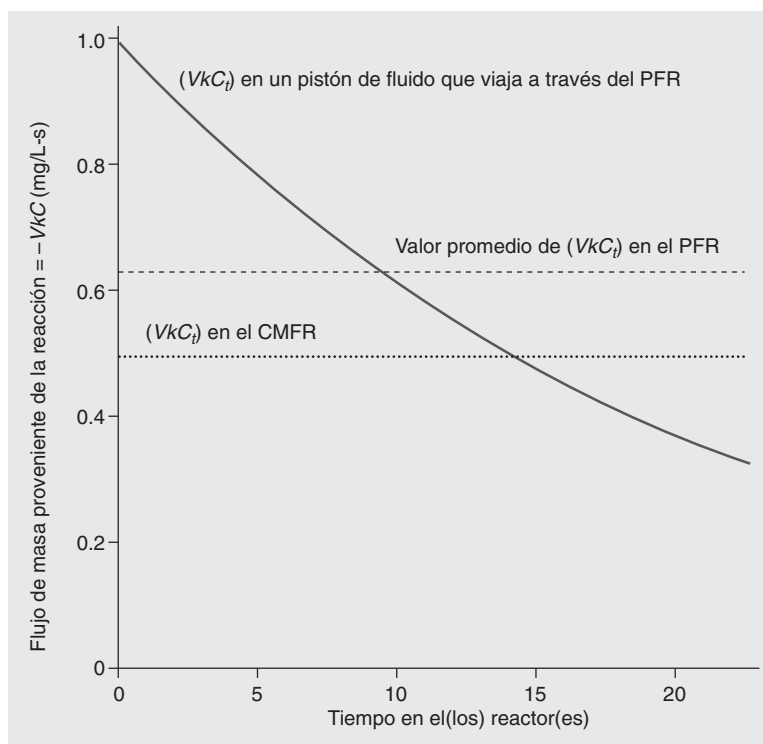


Figura 4.7 El por qué de la mayor eficiencia de destrucción de un PFR bajo condiciones de decaimiento de primer orden Se muestra la velocidad de destrucción química ($m_{rxn} = -VkC$) como una función del tiempo que ha permanecido en el reactor en el caso de un PFR (línea continua) y un CMFR (línea punteada) bajo las condiciones dadas en el ejemplo 1 de la tabla 4.2. En vista de que la concentración cambia cada vez que un nuevo flujo de pistón pasa a través del PFR ($C = C_{entrante} \exp[-k \Delta t]$, el valor de m_{rxn} cambia. La velocidad de destrucción promedio en el PFR se muestra con una línea de guiones. La velocidad de destrucción química es constante en todo el CMFR y es igual a $-VkC$. Debido a la alta concentración de entrada se diluye inmediatamente después de entrar al CMFR, la velocidad de reacción es menor que la que se encuentra en la mayor parte del PFR y es menor que el promedio de velocidad de reacción del PFR.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Respuesta a los picos de entrada. Los CMFR y los PFR también difieren en su respuesta a los picos de las concentraciones de entrada. En muchos sistemas de contaminación controlados, las concentraciones o flujos de entrada no son constantes. Por ejemplo, el flujo hacia la planta tratadora de aguas negras municipal varía de manera dramática durante el día. A menudo es necesario garantizar que un incremento temporal en las concentraciones de entrada no dará como resultado una concentración de salida excesiva. Y, como se verá en el capítulo 8, la tecnología de desarrollo de bajo impacto, como las celdas de bio-retención, está diseñada para almacenar primero agua pluvial de un área urbana desarrollada y luego liberarla de nuevo al medio ambiente a baja velocidad, lo que reduce los picos en las concentraciones de entrada y reduce la posibilidad de desbordar las instalaciones de las plantas de tratamiento de aguas negras.

Cuando no existen técnicas de reducción en el origen, se necesita el uso de un CMFR para eliminar los picos en las concentraciones de salida, resultado de la mezcla que se da al interior de los CMFR pero no en los PFR. Tome en consideración el efecto de una duplicación temporal de las concentraciones que entran a un CMFR y a un PFR: cada uno de ellos está diseñado para reducir la concentración de entrada en la misma cantidad de acuerdo con el flujo, la velocidad de decaimiento de primer orden y el grado requerido de destrucción que son iguales a los valores dados en el ejemplo 2 de la tabla 4.2.

En la figura 4.8 se muestran los cambios que resultan en la concentración de salida para el CMFR y el PFR. La concentración del fluido que sale del CMFR empieza a elevarse inmediatamente después de que la concentración de entrada se incrementa, a medida que el flujo más concentrado se mezcla en todo el CMFR. Sin embargo, la concentración de salida no se duplica de inmediato como respuesta a la duplicación de la concentración de entrada, porque el flujo que entra con una mayor concentración se diluye debido al volumen del fluido de menor concentración que está en el interior del CMFR. La concentración de salida del CMFR se incrementa exponencialmente y en algún momento se duplicará, pero el pico en la concentración de entrada no dura lo suficiente para que esto ocurra. A diferencia de la concentración de salida que proviene del PFR, que no cambia hasta que ha pasado suficiente tiempo para que el primer lote de fluido de concentración mayor haya atravesado el PFR a todo lo largo. En ese momento, la concentración de salida se duplica y permanece elevada durante un periodo igual a la duración del pico de entrada. Decidir entre un RFMP y un RFP tiene otras implicaciones medioambientales. Si resulta que el diseño de un reactor es más eficiente que otro para ciertas condiciones de operación, el uso del reactor cuyo diseño es más eficiente puede reducir los requerimientos de energía, el desperdicio de producción y el uso de materiales de operación.

Seleccionar un CMFR o un PFR. La selección de un CMFR o de un PFR en un sistema de ingeniería se basa en las consideraciones que acaban de describirse: control de eficiencia como una función del tamaño del reactor y su respuesta a los cambios de las condiciones de entrada. En muchos casos, la elección óptima es un CMFR para reducir la sensibilidad a los picos, seguido de un PFR para un uso eficiente de los recursos materiales. Decidir entre un CMFR o un PFR tiene otras implicaciones ambientales. Si el diseño de un reactor se encuentra más eficiente puede eliminar los requerimientos de energía, los desperdicios de producción y el uso de materiales operativos.

En los sistemas naturales, la elección se basa en si el sistema se mezcla o no (si se mezcla, se usaría un CMFR como modelo del sistema), o bien, si el flujo

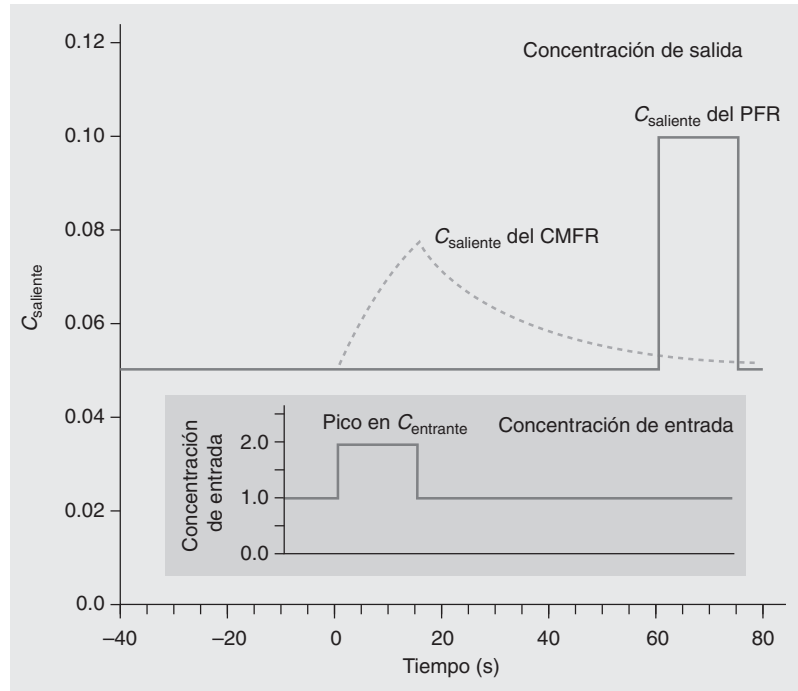


Figura 4.8 Respuesta de un CMFR y de un PFR a un incremento temporal en la concentración de entrada. La concentración que entra, que se muestra en el recuadro inferior de la figura, se incrementa a 2.0 durante el periodo $t = 0-15$ s. Se muestran como un función del tiempo las concentraciones que resultan y que salen del CMFR y el PFR del ejemplo 2, en la tabla 4.2, antes, durante y después de la duplicación temporal de la concentración de entrada. Se muestra la concentración de salida del CMFR como una línea discontinua; la concentración que sale del PFR se muestra con una línea continua. La concentración máxima que se alcanzó en el flujo que sale del CMFR es menor que la que se alcanzó en el flujo que sale del PFR porque el incremento en la concentración de entrada se diluyó a causa del volumen del fluido de menor concentración que se hallaba dentro del CMFR.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

ejemplo/4.6 Volumen necesario en un PFR

Determine el volumen necesario en un PFR para obtener el mismo grado de reducción de contaminante que en el CMFR del ejemplo 4.3. Suponga que la velocidad de flujo y la tasa de decaimiento de primer orden permanecen inalteradas ($Q = 50 \text{ m}^3/\text{día}$ y $k = 0.216/\text{día}$).

solución

El CMFR del ejemplo 4.3 logró una disminución del contaminante de $C_{\text{saliente}}/C_{\text{entrante}} = 32/100 = 0.32$. A partir de la ecuación 4.19,

$$\frac{C_{\text{saliente}}}{C_{\text{entrante}}} = e^{-(kV/Q)}$$

ejemplo/4.6 Continuación

o:

$$0.32 = \exp - \left(\frac{0.216/\text{día} \times V}{50 \text{ m}^3/\text{día}} \right)$$

Despeje V :

$$\begin{aligned} V &= \ln 0.32 \times \frac{50 \text{ m}^3/\text{día}}{-0.216/\text{día}} \\ &= 264 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Como era de esperarse, este volumen es menor que los 500 m^3 necesarios para el CMFR del ejemplo 4.3.

se da corriente abajo sin mezclarse (lo que requiere el uso de un PFR). En algunos casos es necesario usar el CMFR y el PFR. Un ejemplo común de esto es el flujo que desemboca en un río. Se usa un reactor CMFR para definir un problema en el que hay mezcla, como se hizo en el ejemplo 4.2. Esto establece la concentración de entrada para un PFR, la cual se usa como modelo de degradación del contaminante a medida que fluye corriente abajo. (Este tipo de problema se investiga en el capítulo 8 para el oxígeno disuelto en los ríos.)

4.1.6 TIEMPO DE RETENCIÓN Y OTRAS EXPRESIONES PARA V/Q

Varios términos (entre los que se incluye **tiempo de retención**, *tiempo de detención* y *tiempo de residencia*) se refieren al periodo promedio pasado en un control de volumen dado, θ . El tiempo de retención se obtiene así:

$$\theta = \frac{V}{Q} \quad (4.20)$$

donde V es el volumen del reactor y Q es la velocidad a la cual sale del reactor el flujo volumétrico total. Los ejemplos 4.7 y 4.8 ilustran el cálculo y aplicación del tiempo de retención.

ejemplo/4.7 Tiempo de retención en un CMFR y en un PFR

Calcule los tiempos de retención en el CMFR del ejemplo 4.3 y el PFR del ejemplo 4.6.

solución

Para el CMFR,

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{500 \text{ m}^3}{50 \text{ m}^3/\text{día}} = 10 \text{ día}$$

Para el PFR,

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{264 \text{ m}^3}{50 \text{ m}^3/\text{día}} = 5.3 \text{ días}$$

ejemplo/4.8 Tiempos de retención para los Grandes Lagos

La figura 4.9 ilustra la región de los Grandes Lagos. Calcule los tiempos de retención para el Lago Michigan y el Lago Ontario, con el uso de los datos que se dan en la tabla 4.3.

solución

Para el Lago Michigan

$$\theta = \frac{4\,900 \times 10^9 \text{ m}^3}{36 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{año}} = 136 \text{ años}$$

Tabla / 4.3

Volumen y cauce de los Grandes Lagos

Lago	Volumen 10^9 m^3	Efluente $10^9 \text{ m}^3/\text{año}$
Superior	12 000	67
Michigan	4 900	36
Huron	3 500	161
Erie	468	182
Ontario	1 634	211

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Para el Lago Ontario,

$$\theta = \frac{1\,634 \times 10^9 \text{ m}^3}{212 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{año}} = 8 \text{ años}$$

Estos valores indican que el Lago Michigan cambia por completo su volumen de agua cada 136 años y que el Lago Ontario lo cambia cada 8 años. El cauce mayor y el volumen menor del Lago Ontario resultan en un tiempo de retención significativamente menor. Esto significa que las concentraciones de contaminante pueden incrementarse en el Lago Ontario mucho más rápido que en el Lago Michigan, y que descenderán más rápido en el Lago Ontario si se elimina la fuente de contaminación, a condición de que el flujo que sale de los lagos sea la cuenca del contaminante dominante.

Pueden usarse estos valores de θ para determinar si sería apropiado modelar los lagos como CMFR en un problema de balance de masa. Los lagos templados se mezclan generalmente dos veces por año. Por lo tanto, en el periodo que se necesita para que los lagos Michigan y Ontario se desagüen, los lagos se habrán mezclado varias veces. Sería apropiado, entonces, modelar los lagos como CMFR en balances de masa que impliquen contaminantes que no decaigan en forma significativa en menos de un año más o menos.



Figura 4.9 Los Grandes Lagos de Norteamérica Los Grandes Lagos son una parte importante de la herencia física y cultural de Estados Unidos. Contienen aproximadamente 18% del suministro mundial de agua dulce, lo que los hace el mayor sistema disponible de agua dulce superficial (sólo las capas de hielo polares contienen más agua dulce). Los primeros humanos llegaron al área hace aproximadamente 10 000 años. Hace unos 6 000 años comenzaron las minas de cobre a lo largo de la costa sur del Lago Superior, y se establecieron comunidades de cazadores y pescadores en toda la región. Se estima que en el siglo xvi, la población oscilaba entre los 60 000 y los 117 000 habitantes, un nivel que provocaba pocos disturbios de origen humano. Actualmente, entre canadienses y estadounidenses, la población excede los 33 millones. El aumento de los asentamientos humanos y la explotación durante los últimos 200 años han causado muchas alteraciones al ecosistema. Hoy, el flujo de salida de los Grandes Lagos es menos de 1% anual. Por lo tanto, los contaminantes que entren en los lagos vía aire, descargas directas o fuentes de contaminación no determinadas permanecen en el sistema por un tiempo mayor.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

4.2 Balances de energía

La sociedad moderna depende del uso de la energía. Tal uso requiere transformaciones en la forma de energía y control de los flujos de energía. Por ejemplo, cuando se quema carbón en una planta, la energía química del carbón se convierte en calor y da lugar a la energía eléctrica de las plantas generadoras. En un momento dado, la energía eléctrica volverá a convertirse en calor, o bien en trabajo. Sin embargo, los flujos de energía y su transformación también pueden causar problemas medioambientales. Por ejemplo, la energía calorífica termal proveniente de las plantas eléctricas puede provocar incrementos en la temperatura de los ríos cuyas aguas se usan como enfriadores, y los gases de efecto invernadero que contaminan la atmósfera alteran

el equilibrio de energía de la Tierra y pueden causar incrementos significativos en la temperatura global, el consumo de combustibles fósiles para producir energía está asociado con emisiones de contaminantes

El movimiento de energía y los cambios en su forma se puede rastrear con el uso de **balances de energía**, que son análogos a los balances de masa. La **primera ley de la termodinámica** establece que la energía no puede producirse ni destruirse. La conservación de la energía brinda una base para los balances de energía, exactamente de la misma manera en que la ley de conservación de la materia da un sustento al balance de masa. Sin embargo, todo balance de energía se trata como conservador; en tanto que sean consideradas todas las formas de energía (y en ausencia de reacciones nucleares), no hay un término en los balances de energía que sea análogo al de reacción química en los balances de masa.

Energía y medio ambiente

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

4.2.1 FORMAS DE ENERGÍA

Las formas de energía se pueden dividir en dos tipos: *internas* y *externas*. La energía que es parte de la estructura molecular o de la organización de una sustancia dada es interna. La energía que resulta de la localización o movimiento de una sustancia es externa. Ejemplos de energía externa son la *energía potencial gravitacional* y la *energía cinética*. La energía potencial gravitacional es la que se gana cuando se mueve una masa a una ubicación más alta en la Tierra. La energía cinética es la que resulta de mover los objetos. Cuando se lanza una roca a un acantilado y se acelera rumbo al suelo, se conserva la suma de las energías cinética y potencial (si se desprecia la fricción); a medida que la roca cae, pierde energía potencial pero aumenta su velocidad y gana así energía cinética. La tabla 4.4 muestra la representación matemática de formas comunes de energía frecuentes en la ingeniería ambiental.

El **calor** es una forma de energía interna resultado del movimiento aleatorio de los átomos. El calor es, por lo tanto, una forma de energía cinética, aunque se le considera por separado porque no es posible ver el movimiento de los átomos. Cuando se calienta un pocillo de agua, se le añade energía al

Tabla / 4.4

Algunas formas comunes de energía

	Representación o cambio de la energía
Energía calorífica interna	$\Delta E = \text{masa} \times c \times \Delta T$
Energía química interna	$\Delta E = \Delta H_{\text{rxn}}$ a volumen constante
Potencial gravitacional	$\Delta E = \text{masa} \times \Delta \text{altura}$
Energía cinética	$E = \frac{\text{masa} \times (\text{velocidad})^2}{2}$
Energía electromagnética	$E = \text{constante de Planck} \times \text{frecuencia de fotón}$

FUENTE: De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

agua. Esa energía se almacena en forma de energía interna, y el cambio en la energía interna del agua se expresa de la siguiente manera:

$$\text{cambio en la energía interna} = (\text{masa del H}_2\text{O}) \times c \times \Delta T \quad (4.21)$$

donde c es la capacidad de calor, o calor específico del agua, en unidades de energía/masa-temperatura. La capacidad de calor es una propiedad de un material dado. Para el agua, la capacidad de calor es de 4 184 J/kg-C (1 Btu/lb-F).

Recuadro / 4.1 Otro sistema para clasificar la energía: renovable y no renovable

Se pueden describir las fuentes de energía como renovables y no renovables. Las fuentes de **energía renovable** se pueden reemplazar a una velocidad igual o más rápida que la velocidad a la cual se usan (la fuente está disponible continuamente). El Sol, el viento y las mareas son ejemplos de almacenes de abastecimiento de energía renovable. Por otro lado, las fuentes de **energía no renovable** se consumen más rápido de lo que pueden recuperarse. Los almacenes de

abastecimiento basados en fósiles se consideran no renovables porque no pueden reabastecerse tan rápido como se consumen (la fuente es finita). Las fuentes de energía renovables y no renovables caen en una de las categorías enumeradas en la tabla 4.4. Por ejemplo, la energía que contienen los combustibles fósiles está presente en la forma de energía química interna, el poder del viento proviene de la energía cinética y la energía solar usa energía electromagnética.

La *energía química interna* refleja la energía que existe en los enlaces químicos de una sustancia. Esta forma de energía se compone de dos partes:

1. **La fuerza de los enlaces atómicos de una sustancia.** Cuando ocurre una reacción química, si la suma de las energías internas del producto es menor que la de los reactantes, ha ocurrido una reducción de la energía química interna. Debido a la conservación de la energía, este sobrante debe aparecer en alguna forma diferente. Por lo general, la energía se libera en forma de calor. El ejemplo más común de ello es la combustión de carbono, en la que los hidrocarburos y el oxígeno reaccionan para formar bióxido de carbono y agua. La energía de los enlaces químicos del bióxido de carbono y del agua son mucho menores que los de los hidrocarburos, así que la combustión libera una cantidad significativa de calor.

2. **La energía de las interacciones entre las moléculas.** Se forman sólidos y líquidos como resultado de las interacciones entre moléculas adyacentes. Estos enlaces son mucho más débiles que los enlaces químicos entre los átomos de una molécula, pero de todas maneras son importantes en muchos balances de energía. La energía que se requiere para romper estos enlaces se conoce como *calor latente*. Existen tabulaciones de los valores de calor latente para varias sustancias en los cambios de fase de sólido a líquido y de líquido a gas. El calor latente de condensación para una sustancia dada es igual al calor que se libera cuando una unidad de masa de solidifica. (Una vez más, se requiere una cantidad igual de energía para fundir una sustancia.)

El debate sobre la energía nuclear

Con: <http://www.nrdc.org/nuclear/plants/contents.asp>

Pro: <http://www.energy.gov/sciencetech/climatechange.htm>



Discusión en clase

Algunos defienden la energía nuclear como una fuente de energía que reemplaza los combustibles fósiles. Otros la ven como un riesgo para la seguridad y como la generadora de problemas relacionados con el almacenamiento de desechos. Si se usa la definición de desarrollo sustentable, ¿la energía nuclear desempeña un papel en nuestra transformación hacia un futuro sostenible?

4.2.2 CONDUCCIÓN DE UN BALANCE DE ENERGÍA

De manera análoga a la ecuación de balance de masa (ecuación 4.3), la siguiente ecuación se puede usar para conducir balances de energía:

$$\left(\begin{array}{c} \text{cambio en la energía} \\ \text{interna más la energía} \\ \text{externa por unidad} \\ \text{de tiempo} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{flujo de energía} \\ \text{que entra} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{flujo de energía} \\ \text{que sale} \end{array} \right)$$

o

$$\frac{dE}{dt} = \dot{E}_{\text{entrante}} - \dot{E}_{\text{saliente}} \quad (4.22)$$

El uso de esta relación se ilustra en los ejemplos 4.9 y 4.10. Este mismo enfoque se puede usar para calcular balances de calor y para investigar la eficiencia energética de diferentes productos, procesos y sistemas. En el capítulo 14 se usará un balance de calor para la toma de decisiones acerca de la eficiencia energética de un edificio.

ejemplo/4.9 Calentamiento de agua: escenario 1

Un calentador de agua eléctrico de 40 gal calienta agua de la llave a una temperatura de 10° C. El nivel de calentamiento se establece al máximo para que varias personas tomen duchas consecutivas. Si al nivel máximo de calentamiento, el calentador usa 5 kW de electricidad y el flujo de agua es continuo 2 gal/min, ¿cuál es la temperatura del agua que sale del calentador? Suponga que el sistema se encuentra en estado estacionario y que el calentador tiene una eficiencia de 100%; es decir, que está perfectamente aislado y que se usa toda la energía para calentar el agua.

solución

El control de volumen es el calentador. Debido a que el sistema se encuentra en estado estacionario, dE/dt es igual a cero. El flujo de energía que añade el calentador eléctrico calienta el agua que entra hasta la temperatura de salida. El balance de energía es, por lo tanto,

$$\frac{dE}{dt} = 0 = \dot{E}_{\text{entrante}} - \dot{E}_{\text{saliente}}$$

El flujo de energía que entra al calentador proviene de dos fuentes: el calor que contiene el agua que entra y el elemento eléctrico. El contenido de calor del agua que entra al calentador es el producto de la masa del agua, la capacidad de calor y la temperatura de entrada. La energía adicional que agrega el calentador se da como 5 kW.

El flujo de agua que sale del calentador es simplemente la energía interna del agua que deja el sistema ($\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} \times c \times T_{\text{saliente}}$). No hay conversión neta

ejemplo/4.9 Continuación

a otras formas de energía. Por lo tanto, se puede escribir el balance de energía de la siguiente manera:

$$0 = (\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} c T_{\text{entrante}} + 5 \text{ kW}) - \dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} c T_{\text{saliente}}$$

Cada término de esta ecuación es un flujo de energía en unidades de energía/tiempo. Para resolver, convierta cada término a las mismas unidades, en este caso, watts (1W es igual a 1 J/s y 1 000 W = 1 kW). Además, la velocidad del flujo del agua (gal/min) ha de ser convertida en unidades de masa de agua por unidad de tiempo con el uso de la densidad del agua. Si se combinan el primer término y el tercero,

$$0 = \dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} c (T_{\text{saliente}} - T_{\text{entrante}}) + 5 \text{ kW} \quad (4.23)$$

$$\begin{aligned} 0 &= \frac{2 \text{ gal H}_2\text{O}}{\text{min}} \times \frac{3.785 \text{ L}}{\text{gal}} \times \frac{1.0 \text{ kg}}{\text{L}} \times \frac{4184 \text{ J}}{\text{kg} \times ^\circ\text{C}} \times (T_{\text{entrante}} - T_{\text{saliente}}) + \frac{5000 \text{ J}}{\text{s}} \times \frac{60 \text{ s}}{\text{min}} \\ &= 3.16 \times 10^4 \frac{\text{J}}{\text{min} \times ^\circ\text{C}} \times (T_{\text{entrante}} - T_{\text{saliente}}) + 3.00 \times 10^5 \frac{\text{J}}{\text{min}} \end{aligned}$$

Despeje T_{saliente} :

$$T_{\text{saliente}} = T_{\text{entrante}} + 9.5^\circ\text{C} = (10 + 9.5) = 19.5^\circ\text{C}$$

¡Se trata de una ducha de agua fría! Pero es lógico, a mucha gente le ha tocado tomar tal ducha fría después de que otros usuarios han agotado el agua caliente del tanque.

ejemplo/4.10 Calentamiento de agua: escenario 2

El ejemplo 4.9 demostró que es necesario esperar hasta que el agua del tanque se haya recalentado (¡con suerte con energía solar!) antes de tomar una ducha de agua caliente. ¿Cuánto le tomará a la temperatura alcanzar 54°C si no se usara agua caliente durante el periodo de calentamiento y la temperatura inicial del agua fuera 20°C ?

solución

En este caso, suponga que el consumidor no está aprovechando la ventaja de la energía solar, la única entrada de energía es la eléctrica y no hay energía que se escape del tanque. Por lo tanto, la velocidad a la que se incrementa la energía interna es igual a la velocidad a la cual se usa la energía eléctrica:

$$\frac{dE}{dt} = \dot{E}_{\text{entrante}} - \dot{E}_{\text{saliente}} = \dot{E}_{\text{entrante}} - 0$$

ejemplo/4.10 Continuación

En la tabla 4.4, $\Delta E = \text{masa} \times c \times \Delta T$, así que se puede expresar la relación de la siguiente forma:

$$\frac{dE}{dt} = \frac{(\text{masa del H}_2\text{O}) \times c \times \Delta T}{\Delta t}$$

y:

$$\frac{(\text{masa del H}_2\text{O}) \times c \times \Delta T}{\Delta t} = \dot{E}_{\text{entrante}} = 5\,000 \text{ J/s}$$

Se puede resolver esta expresión con el cambio en el tiempo, ΔT , dado que ΔT es igual a $54 - 20 = 34^\circ \text{C}$:

$$\begin{aligned} \Delta t &= \frac{(\text{masa del H}_2\text{O}) \times c \times \Delta T}{5\,000 \text{ J/s}} \\ &= \frac{\left(40 \text{ gal H}_2\text{O} \times \frac{3.785 \text{ L}}{\text{gal}} \times \frac{1.0 \text{ kg}}{\text{L}}\right) \left(4\,184 \frac{\text{J}}{\text{kg} \times ^\circ\text{C}}\right) (54 - 20^\circ \text{C})}{5\,000 \text{ J/s}} \\ &= 4.3 \times 10^3 \text{ s} = 1.2 \text{ h} \end{aligned}$$



M. Eric Honeycutt/iStockphoto.

Aunque se ha despreciado la pérdida de calor en los ejemplos 4.9 y 4.10, en la vida real la pérdida de calor a menudo afecta significativamente la eficiencia de energía de los procesos, sistemas y productos. Por ejemplo, la pérdida de energía a través de un calentador de agua cuyo aislamiento sea deficiente, requiere de energía adicional para mantener el agua a la temperatura deseada y puede representar una fracción significativa del total de la energía requerida. De manera similar, las ventanas de una casa que no están aisladas adecuadamente con frecuencia actúan como conductos para la pérdida de calor, lo que incrementa la cantidad de energía requerida para mantener una temperatura confortable.

El uso de dicha energía adicional, y que en gran parte podría evitarse, es significativa: la energía que se usa para compensar las indeseables pérdidas y ganancias de calor a través de las ventanas de las construcciones residenciales y comerciales cuestan a Estados Unidos decenas de miles de millones de dólares anuales. Sin embargo, cuando se seleccionan y se instalan de manera adecuada, las ventanas pueden ayudar a minimizar los costos domésticos de calefacción, aire acondicionado y electricidad. En el capítulo 14 se explora con más profundidad esta idea mediante la exposición de los valores de resistencia (valores R), balances de calor y eficiencia de energía.

ejemplo/4.11 Contaminación térmica proveniente de las plantas de energía

La segunda ley de la termodinámica establece que la energía calorífica no puede convertirse en trabajo con una eficiencia de 100%. Como resultado, una fracción significativa del calor que liberan las plantas generadoras de energía eléctrica se pierde en forma de desperdicio de calor; en las grandes

ejemplo/4.11 Continuación

plantas modernas, esta pérdida equivale entre 65 a 70 por ciento del total de calor que se libera de la combustión.

Una típica planta de energía eléctrica de carbón produce 1 000 MW de electricidad al quemar combustible cuyo contenido de energía es de 2 800 MW; 340 MW se pierden como calor por la chimenea, dejando 2 460 MW para activar las turbinas que manejan un generador que produce electricidad. Sin embargo, la eficiencia térmica de las turbinas es sólo de 42%. Esto significa que 42% de este poder energético se destina al generador, pero el resto (58% de 2 460 = 1 430 MW) constituye calor desperdiciado que debe retirarse mediante agua utilizada como enfriador. Suponga que para retirar el exceso de calor se usa agua de un río adyacente, cuyo cauce total es de 100 m³/s. ¿Cuánto se elevará la temperatura del río como resultado de la adición de este calor?

solución

Este problema es similar al ejemplo 4.9, porque una cantidad específica de calor se agrega a una corriente de agua y debe determinarse la elevación de la temperatura que resulta de ello. Aquí, T_{entrante} representa la temperatura del agua río arriba y T_{saliente} representa la temperatura después del calentamiento:

$$\frac{dE}{dt} = \dot{E}_{\text{entrante}} - \dot{E}_{\text{saliente}}$$

$$0 = \left(\begin{array}{l} 1\,430 \text{ MW de calor de} \\ \text{la planta de energía} \end{array} \right) + (\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} \times c \times T_{\text{H}_2\text{O entrante}}) - (\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} \times c \times T_{\text{H}_2\text{O saliente}})$$

Si se adapta,

$$\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} \times c \times (T_{\text{saliente}} - T_{\text{entrante}}) = 1\,430 \text{ MW}$$

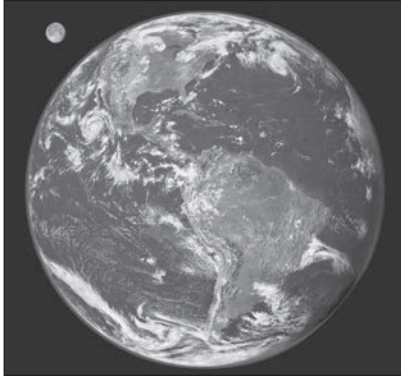
El resto de este problema consiste esencialmente en conversión de unidades. Para obtener $\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}}$ se requiere multiplicar la velocidad de flujo volumétrico del río dado por la densidad del agua (aproximadamente 1 000 kg/m³). También se necesita la capacidad calorífica del agua, $c = 4\,184 \text{ J/kg} \cdot ^\circ\text{C}$. Así,

$$\left(100 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \times 1\,000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) \times \left(4\,184 \frac{\text{J}}{\text{kg} \times ^\circ\text{C}} \right) \times \Delta T = 1\,430 \times 10^6 \text{ J/s}$$

Si se despeja ΔT :

$$\Delta T = 3.4^\circ\text{C}$$

Es importante considerar este incremento en la temperatura, ya que la constante de la ley de Henry para el oxígeno cambia con la temperatura. Como resultado, en aguas más cálidas puede haber una disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el río, lo cual puede ser dañino para la vida acuática.



© Mehmet Salih Guler/iStockphoto.

La temperatura promedio de la Tierra se determina por un equilibrio entre la energía proveniente del Sol y la energía que la Tierra irradia hacia el espacio. La energía que se irradia al espacio se emite en forma de radiación infrarroja. Como se ilustra en la figura 4.10, la atmósfera absorbe parte de esta radiación infrarroja. Los gases responsables de esta absorción se llaman **gases de efecto invernadero**; sin ellos, la Tierra no sería habitable como se demuestra en el recuadro 4.2.

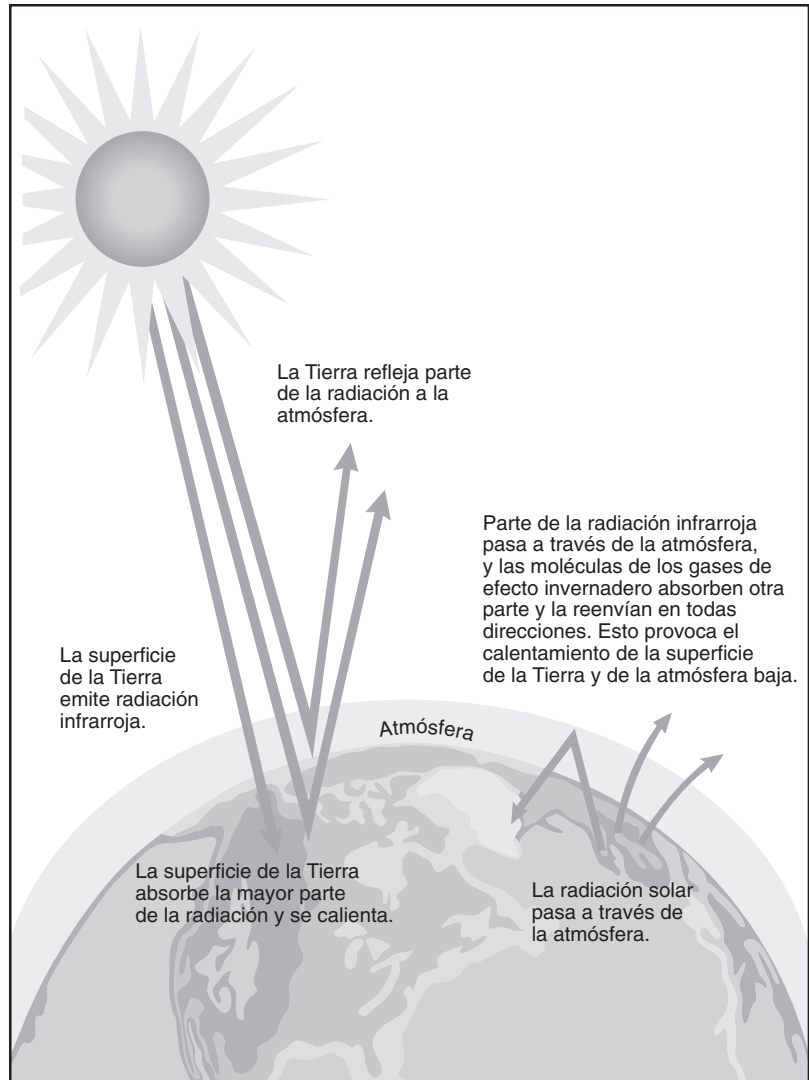


Figura 4.10 El efecto invernadero

Nueva versión del dibujo *Our Changing Planet: The FY 1996 U.S. Global Change Research Program*, reporte del Subcomité de Investigación del Cambio global, Comité de Investigación sobre el Medio Ambiente y los Recursos Naturales del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (suplemento del Presupuesto del presidente del año fiscal 1996).

Recuadro / 4.2 Equilibrio de la energía de la Tierra y el efecto invernadero

Las actividades humanas han alterado de manera creciente el equilibrio de la energía de la Tierra, principalmente a través de la adición de bióxido de carbono proveniente de la combustión de combustibles fósiles a la atmósfera. Calcule la temperatura global promedio de la Tierra sin gases de efecto invernadero y muestre el efecto que dichos gases tienen en el equilibrio de la Tierra.

Solución

Se puede escribir un balance de energía si la Tierra entera es el control de volumen. En este sistema, el objetivo es calcular la temperatura promedio anual de la Tierra. En periodos de al menos un año, es prudente suponer que el sistema se encuentra en estado estacionario. El balance de energía es

$$\frac{dE}{dt} = 0 = \dot{E}_{\text{entrante}} - \dot{E}_{\text{saliente}}$$

El flujo de energía que entra es igual a la energía solar que la Tierra intercepta. A la distancia que la Tierra se encuentra del Sol, la radiación de éste es de $1\,368\text{ W/m}^2$, referida como S . La Tierra intercepta una cantidad de energía igual a S veces el área transversal de la Tierra: $S \times \pi R_e^2$. Sin embargo, debido a que la Tierra refleja otra vez al espacio aproximadamente 30% de esta energía, E_{entrante} es igual a 70% de este valor:

$$\dot{E}_{\text{entrante}} = 0.7 S \pi R_e^2$$

El segundo término, $\dot{E}_{\text{saliente}}$, es igual a la energía que la Tierra irradia al espacio. La energía que emite una unidad cuadrada de superficie terrestre está dada por la ley de Boltzmann:

$$\left(\begin{array}{c} \text{Flujo de energía} \\ \text{por unidad de área} \end{array} \right) = \sigma T^4$$

en donde σ es la constante de Boltzmann y es igual a $5.67 \times 10^{-8}\text{ W/m}^2\text{-K}^4$. Para obtener $\dot{E}_{\text{saliente}}$, ese valor se multiplica

por el total de la superficie terrestre $4\pi R_e^2$. (Se usa aquí la superficie total de la esfera porque la energía se irradia hacia fuera de la Tierra durante el día y durante la noche.)

$$\dot{E}_{\text{saliente}} = 4\pi R_e^2 \sigma T^4$$

Para resolver el balance de energía, se establece que $\dot{E}_{\text{entrante}}$ es igual a $\dot{E}_{\text{saliente}}$:

$$4\pi R_e^2 \sigma T^4 = 0.7 S \pi R_e^2$$

Se simplifica:

$$T^4 = \frac{0.7 S}{4\sigma}$$

El insertar los valores para S y σ da lugar a la temperatura promedio anual de la Tierra: $T = 255\text{ K}$ o -18°C .

¡Demasiado frío! De hecho, la temperatura global de la superficie de la Tierra, promediada, es mucho más cálida: 287 K . La causa de esta diferencia es la presencia de gases en la atmósfera, los cuales absorben la radiación infrarroja que emite la Tierra e impiden que llegue al espacio. Estos gases, entre los que se incluyen vapor de agua, CO_2 , CH_4 y N_2O , se despreciaron en el balance inicial. Para incluir su influencia, se puede añadir un nuevo término en el balance de energía: el flujo de energía que estos gases absorbieron y se retuvieron. Si el impacto de los gases de efecto invernadero es $E_{\text{invernadero}}$, entonces el término $\dot{E}_{\text{saliente}}$ corregido es

$$\dot{E}_{\text{saliente}} = 4\pi R_e^2 \sigma T^4 - E_{\text{invernadero}}$$

La reducción del $\dot{E}_{\text{saliente}}$ que resulta de la absorción de los gases de efecto invernadero es suficiente para causar una temperatura más elevada en la superficie. Es obvio que es un fenómeno eminentemente natural, ya que las temperaturas superficiales estaban muy por encima de los 255 K mucho antes de que los hombres empezaran a quemar combustibles fósiles. Sin embargo, las actividades humanas (principalmente el quemar combustibles fósiles) están cambiando la composición atmosférica a un grado significativo e incrementan la magnitud del efecto invernadero.

La figura 4.11 muestra las concentraciones de bióxido de carbono en la atmósfera, el gas de efecto invernadero más importante. Las crecientes concentraciones atmosféricas de bióxido de carbono –así como otros gases como metano, óxido nitroso, clorofluorocarbonos y ozono de la troposfera, que han emergido a causa de las actividades humanas– incrementan el valor de $E_{\text{invernadero}}$. Esto exacerba el efecto invernadero, lo que se conoce como **efecto invernadero antropogénico**, que equivale a un incremento en el flujo de energía hacia la Tierra de aproximadamente 2 W/m^2 . Las proyecciones indican que tal incremento podría llegar a ser tan alto como 5 W/m^2 durante los próximos 50 años.



Equilibrio de la energía global

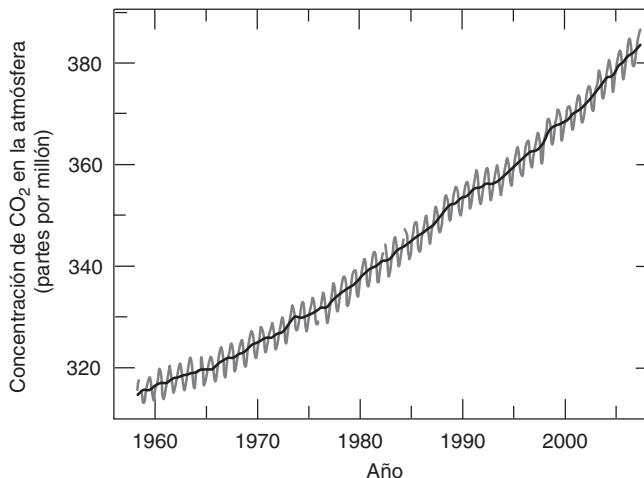


Figura 4.11 Tendencia del promedio global de la concentración de bióxido de carbono Estas medidas de CO_2 se registraron en el observatorio de Mauna Loa, Hawaii, por la Administración Nacional del Océano y la Atmósfera. Se atribuye el incremento anual de aproximadamente 0.5% por año a la combustión de combustibles fósiles y a la deforestación. El ciclo anual es el resultado de la fotosíntesis y de la respiración, que provoca un descenso del CO_2 durante el verano, estación de crecimiento y un incremento durante el invierno.

(Nueva versión del dibujo a partir de datos del NOAA; <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>).

A medida que los gases de efecto invernadero absorben energía, debe haber algún otro término en el balance de energía que actúe para mantener el estado estacionario. Si la radiación solar que absorbe la Tierra permanece constante, entonces la temperatura promedio de la Tierra debe aumentar. La magnitud del incremento resultante depende de la respuesta de un complejo sistema climático global, que incluye cambios en las nubes y en la circulación de los océanos.

Los actuales modelos de clima global pronostican que el efecto invernadero antropogénico causará un aumento en la temperatura promedio del planeta (en relación con 1990) de entre 1.1°C y 6.4°C hacia 2099 (IPCC, 2007). Producto de ello habrá alteraciones del clima a nivel global y regional, y se pronostica que incluirán un aumento de lluvias y la frecuencia de tormentas graves, aunque algunas regiones del planeta pueden experimentar sequías más a menudo o incluso un enfriamiento regional provocado por los cambios en los patrones de circulación atmosférica y oceánica. En la tabla 4.5 se muestran los diferentes y variados escenarios que se pronostican en torno al crecimiento de la economía y de la población, las tecnologías y su eficiencia material y energética, así como los patrones de consumo y los cambios que se esperan en la temperatura y en el nivel del mar.

Discusión en clase

Use los escenarios y resultados que se enumeran en la tabla 4.5 para determinar cómo la población y el uso continuo de combustibles fósiles afecta el calentamiento de la Tierra y los incrementos en el nivel del mar.

4.3 Procesos de transporte de masa

Los procesos de transporte trasladan los químicos desde el lugar donde se generaron, lo que causa un impacto lejos de la fuente de contaminación. Además, los procesos de transporte se usan para designar el tratamiento

Tabla / 4.5**Cambios en la temperatura y aumentos en el nivel del mar resultado de varios escenarios**

futuros Los escenarios incluyen crecimientos económico y de la población, desarrollo de tecnologías energéticas y materiales eficientes y patrones de consumo para 2090 al 2099.

Escenario	Cambio en la temperatura (°C para 2090 a 2099 en relación con 1980-1999)		Incremento en el nivel del mar (m para 2090 al 2099 en relación con 1980-1999)
	<i>Mejor estimación</i>	<i>Rango posible</i>	<i>Rango basado en el modelo*</i>
B1: rápido crecimiento económico encaminado a la economía de servicios e información; picos en el crecimiento de la población hacia mediados de siglo y luego disminuciones; reducción en la intensidad de los materiales; tecnologías energéticas eficientes y limpias; soluciones globales sostenibles que incluyen mejorar la igualdad.	1.8	1.1–2.9	0.18–0.38
A1T: rápido crecimiento económico; picos en el crecimiento de la población hacia mediados de siglo y luego disminuciones; rápida introducción de tecnologías nuevas y eficientes; convergencia entre las regiones; fuentes de energía que no son de origen fósil.	2.4	1.4–3.8	0.20–0.45
B2: soluciones locales sostenibles; población en continuo crecimiento; niveles intermedios de desarrollo económico; cambios tecnológicos menos rápidos y más diversos.	2.4	1.4–3.8	0.20–0.43
A1B: igual que A1T excepto por un equilibrio entre fuentes de energía de origen fósil y no fósil.	2.8	1.7–4.4	0.21–0.48
A2: autosustentabilidad y preservación de la identidad local; población en continuo crecimiento; desarrollo económico de orientación principalmente regional; lento crecimiento económico fragmentado per cápita, así como cambio tecnológico.	3.4	2.0–5.4	0.23–0.51
A1FI: igual que A1T pero sin las intensas fuentes de energía de tipo fósil.	4.0	2.4–6.4	0.26–0.59

*Se excluyen futuros cambios rápidos y dinámicos en el flujo del hielo de las grandes regiones glaciales de Groenlandia y Antártica.

FUENTE: IPCC (2007).

de sistemas. Aquí, el análisis tiene dos propósitos: comprender los procesos que causan el transporte de contaminantes y presentar y aplicar fórmulas matemáticas utilizadas para calcular los flujos resultantes de contaminantes.

4.3.1 ADVECCIÓN Y DISPERSIÓN

Los procesos de transporte en el medio ambiente pueden dividirse en dos categorías: advección y dispersión. La **advección** se refiere al traslado del contaminante a favor de la corriente del medio de transporte. Por ejemplo, si el viento sopla hacia el Este, la advección llevará todo contaminante presente en



Advección y difusión

la atmósfera hacia el Este. De manera similar, si se vacía una bolsa de tintura en el centro de un río, la advección llevará la mancha resultante río abajo. A diferencia de la **dispersión**, que se refiere al transporte del compuesto a través de la acción de movimientos aleatorios. La dispersión actúa eliminando las interrupciones agudas en la concentración para obtener perfiles de concentración más parejos y homogéneos. Los procesos de advección y dispersión generalmente se estudian de forma independiente. En el caso de la mancha de tintura en el río, mientras que la advección traslada el centro de la masa de tintura río abajo, la dispersión extiende la mancha concentrada hacia una región más grande y menos concentrada.

DEFINICIÓN DE DENSIDAD DE FLUJO DE MASA El flujo de masa ($\dot{m}$, en unidades de masa/tiempo) que se expuso antes en este capítulo, sirve para calcular la velocidad a la cual la masa se traslada dentro y fuera de un control de volumen en los balances de masa. Debido a que los balances de masa siempre se hacen con base en un control de volumen específico, este valor se refiere evidentemente a la velocidad a la cual la masa se traslada *a través de las fronteras o límites del control de volumen*. Sin embargo, en los cálculos de flujos advectivos y dispersivos, no se creará un control de volumen específico bien definido. En lugar de eso, se determinará la **densidad de flujo** a lo largo de un plano imaginario que es perpendicular a la dirección de la transferencia de masa.

La densidad de flujo que resulta de ello se define como la velocidad de transferencia de la masa a lo largo del plano en unidades de tiempo por unidades de área. Se usará el símbolo J para representar la densidad de flujo, expresada como la velocidad por unidad de área a la cual la masa se transporta a través de un plano imaginario. J tiene unidades de (masa/tiempo-longitud al cuadrado).

Se puede calcular el total de flujo de masa a través de un límite ($\dot{m}$) a partir de la densidad de flujo. Para hacerlo, simplemente multiplique J por el área del límite:

$$\dot{m} = J \times A \quad (4.24)$$

El proceso de transferencia que describe J puede ser el resultado de advección, dispersión o la combinación de ambos procesos.

CÁLCULO DEL FLUJO DE ADVECCIÓN El **flujo de advección** se refiere al movimiento de un compuesto a lo largo del flujo de agua o de aire. La densidad de un flujo de advección depende simplemente de la concentración y de la velocidad del flujo:

$$J = C \times v \quad (4.25)$$

La velocidad del fluido, v , es un vector de cantidad. Tiene magnitud y dirección, y el flujo J se refiere al movimiento de la masa del contaminante en la misma dirección de la corriente del fluido. El sistema coordinado se define generalmente de manera que el eje x esté orientado en dirección de la corriente del fluido. En este caso, el flujo J reflejará un flujo en la dirección x , y se ignorará el hecho de que J es en realidad un vector de cantidad.

DISPERSIÓN La dispersión resulta de los movimientos aleatorios de dos tipos: el movimiento aleatorio de las moléculas y los remolinos aleatorios que surgen en la turbulencia del flujo. La dispersión del movimiento molecular aleatorio se denomina *difusión molecular*; la dispersión que resulta de los remolinos de turbulencia se llama *dispersión de turbulencia* o *dispersión de remolino*.

ejemplo/4.12 Cálculo de la densidad de flujo advectivo

Calcular la densidad de flujo J promedio del fósforo corriente abajo, en la descarga de desagüe de aguas negras del ejemplo 4.2. El área perpendicular del río es de 30 m^2 .

solución

En el ejemplo 4.2 se determinaron las siguientes condiciones corriente abajo del lugar en donde la tubería desaguó en el río: velocidad del flujo volumétrico, $Q = 26 \text{ m}^3/\text{s}$ y concentración corriente abajo, $C_d = 0.20 \text{ mg/L}$. La velocidad promedio del río es $v = Q/A = (26 \text{ m}^3/\text{s})/(30 \text{ m}^2) = 0.87 \text{ m/s}$. Con el empleo de la definición de densidad de flujo (ecuación 4.25) se puede despejar J :

$$J = \left[(0.20 \text{ mg/L}) \times \frac{10^3 \text{ L}}{\text{m}^3} \right] \times (0.87 \text{ m/s})$$

$$= 174 \text{ mg/m}^2\text{-s} \text{ o } 0.17 \text{ g/m}^2\text{-s}$$

Ley de Fick Se utiliza la ley de Fick para calcular la densidad de flujo dispersiva. Se puede derivar al analizar la transferencia de masa que resulta del movimiento aleatorio de las moléculas de gas.¹ El propósito de esta derivación es proveer una comprensión cualitativa e intuitiva del porqué de la difusión, y la derivación es útil sólo para dicho propósito. Se usará la ley de Fick en los problemas en los que sea necesario calcular el flujo difusivo (ecuación 4.35, derivada en esta sección).

Considere una caja que se ha dividido en un primer momento en dos partes, tal y como se muestra en la figura 4.12. Cada lado de la caja tiene una altura y una profundidad de una unidad, y una anchura de longitud Δx . Inicialmente, se llena la sección izquierda de la caja con 10 moléculas de gas x , y el lado derecho se llena con 20 moléculas de gas y , como se muestra en la mitad superior de la figura 4.12. ¿Qué ocurriría si se retirara la división?

Las moléculas nunca están estacionarias. Todas las moléculas de la caja se mueven continuamente y en todo momento presentan cierta probabilidad de cruzar la línea imaginaria que se encuentra en el centro de la caja. Suponga que se cuentan las moléculas de cada lado cada Δt segundos. Se llamará k a la probabilidad de que una molécula cruce la línea central durante el periodo entre dos observaciones, y se supondrá que es igual a 20% (cualquier valor funciona para este propósito). La primera vez que se verifica la caja, tras un periodo Δt , 20% de las moléculas que originalmente estaban a la izquierda se habrán movido a la derecha, y 20% de las moléculas que originalmente estaban a la derecha se habrán movido a la izquierda. La parte inferior de la figura 4.12 muestra el resultado del conteo de moléculas en cada lado. Ocho moléculas x permanecen a la izquierda, y dos se han movido a la derecha, en tanto que 16 moléculas y permanecen a la derecha, cuatro se han trasladado a la izquierda.

¹ Esta derivación se basa muy de cerca en la presentada por Fischer et al. (1979).

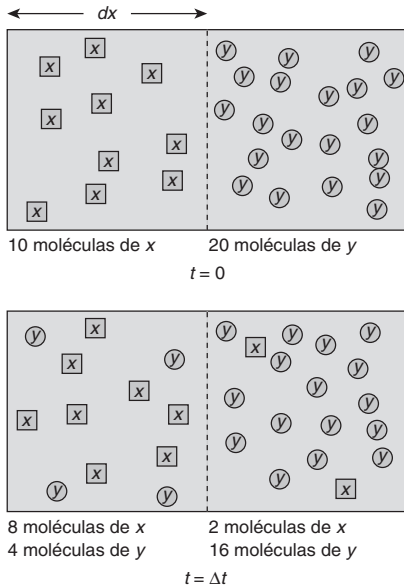


Figura 4.12 Difusión de moléculas gaseosas en una caja Se divide una caja en dos regiones del mismo tamaño. Se añaden diez moléculas gaseosas de un tipo (x) del lado izquierdo y 20 moléculas gaseosas de otro tipo (y) al lado derecho. Aunque se les puede distinguir, los dos tipos de moléculas son idénticas en todos los aspectos físicos. En el momento $t = 0$ se retira la división que separa las dos regiones. Como resultado del movimiento aleatorio, cada molécula de la caja tiene 20% de probabilidad de moverse al lado opuesto de la caja durante cada intervalo de duración Δt . El resultado del primer intervalo se muestra en la parte inferior de la figura.

De Fischer et al., *Mixing in Inland and Coastal Waters*, Copyright Elsevier (1979).

Debido a que las divisiones son de igual tamaño, la concentración al interior de cada una es proporcional al número de moléculas que contiene. Por lo tanto, el movimiento aleatorio de las moléculas ha reducido la diferencia en la concentración de las divisiones, la diferencia cayó de $(20 - 0)$ a $(16 - 4)$ para las moléculas y , y de $(10 - 0)$ a $(8 - 2)$ para las moléculas x . Este resultado conduce hacia una propiedad fundamental de los procesos dispersivos: la dispersión mueve la masa de regiones de alta concentración a regiones de baja concentración y reduce los gradientes de concentración.

La densidad de flujo J también puede derivarse del experimento de las dos divisiones en la caja. Para este cálculo se usa una vez más la situación que se mostró en la figura 4.12; la probabilidad de que cada molécula cruce la frontera central durante un periodo Δt es igual a k . En vista de que cada molécula puede considerarse de manera independiente, se puede analizar el movimiento de una sola molécula tipo, por ejemplo, molécula y .

Sea m_L la masa total de una molécula y de la parte izquierda de la caja, y m_R igual a la masa de la parte derecha. Ya que la caja tiene una unidad de altura y de profundidad, el área perpendicular a la dirección de la difusión es una unidad cuadrada. Por lo tanto, la densidad de flujo (el flujo por unidad de área) es simplemente igual a la velocidad de transferencia de la masa a través de la frontera. La cantidad de masa transferida de izquierda a derecha a un tiempo es igual a km_L , pues cada molécula tiene una probabilidad k de cruzar la frontera, mientras que la cantidad que se transfiere de derecha a izquierda durante el mismo periodo es km_R . Así, el flujo de masa neto de izquierda a derecha a través de la frontera es igual a $(km_L - km_R)$ dividido entre Δt :

$$J = \frac{k}{\Delta t}(m_L - m_R) \quad (4.26)$$

Como es más conveniente trabajar con concentraciones que con valores de total de masa, habrá que convertir la ecuación 4.26 a unidades de concentración. La concentración en cada mitad de la caja se da por

$$C_L = \frac{m_L}{\Delta x \times (\text{altura}) \times (\text{profundidad})} \quad (4.27)$$

Debido a que la altura y la profundidad son ambas iguales a 1, al simplificar:

$$= \frac{m_L}{\Delta x} \quad (4.28)$$

Para la parte derecha de la caja,

$$C_R = \frac{m_R}{\Delta x} \quad (4.29)$$

Al sustituir $C \Delta x$ por la masa en cada mitad de la caja, se puede despejar la densidad de flujo:

$$J = \frac{k}{\Delta t}(C_L \Delta x - C_R \Delta x) \quad (4.30)$$

$$= \frac{k}{\Delta t}(\Delta x)(C_L - C_R) \quad (4.31)$$

Finalmente, tome en cuenta que a medida que $\Delta x \rightarrow 0$, $(C_R - C_L)/\Delta x \rightarrow dC/dx$. Por lo tanto, si se multiplica la ecuación 4.31 por $(\Delta x/\Delta x)$,

$$J = \frac{k}{\Delta t}(\Delta x)(C_L - C_R)\frac{\Delta x}{\Delta x} \quad (4.32)$$

$$= \frac{k}{\Delta t}(\Delta x)^2 \frac{(C_L - C_R)}{\Delta x} \quad (4.33)$$

se obtiene

$$J = -\frac{k}{\Delta t}(\Delta x)^2 \frac{dC}{dx} \quad (4.34)$$

El signo negativo en esta ecuación es simplemente el resultado del acuerdo de que el flujo es positivo cuando fluye de izquierda a derecha, en tanto que la derivada es positiva cuando la concentración se incrementa hacia la derecha.

La ecuación 4.34 establece que el flujo de masa a través de una frontera imaginaria es proporcional al gradiente de concentración en la frontera. Debido a que el flujo resultante no puede depender de valores arbitrarios de Δt ni de Δx , el factor $k(\Delta x)^2/\Delta t$ debe ser constante. Este producto es el valor que se conoce como **coeficiente de difusión**, D . Si se reescribe la ecuación 4.34 resulta la ley de Fick:

$$J = -D \frac{dC}{dx} \quad (4.35)$$

Las unidades del coeficiente de difusión son evidentes a partir del análisis de unidades de la ecuación 4.35 o bien a partir de las unidades de los parámetros de la ecuación 4.34; el coeficiente de difusión tiene las mismas unidades que $k(\Delta x)^2/\Delta t$. Ya que k es una probabilidad, y por lo tanto no tiene unidades, las unidades de D son (longitud²/tiempo). Es común que los coeficientes de difusión se reporten en unidades de cm²/s.

Tome en cuenta la forma de la ecuación 4.35:

$$\text{densidad de flujo} = (\text{constante}) \times (\text{gradiente de concentración}) \quad (4.36)$$

Esta forma de ecuación aparecerá más tarde cuando se exponga la ley de Darcy. La ley de Darcy gobierna la velocidad a la cual el agua fluye a través de un medio poroso, como el flujo del agua subterránea. La misma ecuación también gobierna la transferencia de calor al reemplazar el gradiente de concentración con el gradiente de temperatura.

Difusión molecular El análisis anterior de las moléculas en la caja es, en esencia, un análisis de difusión molecular. La difusión molecular pura es relativamente lenta. La tabla 4.6 enumera los valores típicos del coeficiente de difusión. Estos valores van aproximadamente de 10^{-2} a 10^{-1} para los gases, y para los líquidos son mucho menores, alrededor de 10^{-5} cm²/s. Es comprensible esta diferencia entre el coeficiente de difusión de gases y de líquidos porque las moléculas de gas son libres de moverse a mayores distancias antes de chocar con otra molécula que las detenga.

El coeficiente de difusión también varía con la temperatura y con el peso molecular de la molécula que se difunde. Esto se debe a que la velocidad

Tabla / 4.6**Selección de algunos coeficientes de difusión molecular en el agua y en el aire**

Compuesto	Temperatura (°C)	Coefficiente de difusión (cm ² /s)
Metanol en el H ₂ O	15	1.26×10^{-5}
Etanol* en el H ₂ O	15	1.00×10^{-5}
Ácido acético en el H ₂ O	20	1.19×10^{-5}
Etilbenceno en el H ₂ O	20	8.1×10^{-6}
CO ₂ en el aire	20	0.151

*De los dos compuesto similares, metanol y etanol, el compuesto menos masivo, el metanol, tiene el coeficiente de difusión mayor.

FUENTE: Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

promedio de los movimientos aleatorios depende de la energía cinética de las moléculas. A medida que se añade calor al material y la temperatura se eleva, la energía térmica de las moléculas se convierte en energía cinética aleatoria y las moléculas se mueven más rápido. Esto provoca un aumento en el coeficiente de difusión y un incremento en la temperatura. Sin embargo, si las moléculas tienen pesos moleculares que difieren, una molécula más pesada se moverá más lentamente a una temperatura dada, por lo que el coeficiente de difusión descende cuando el peso molecular aumenta.

ejemplo/4.13 Difusión molecular

La transportación de los bifenilos policlorados (PCB) desde la atmósfera hasta los Grandes Lagos es preocupante debido al impacto en la salud de la vida acuática así como de la gente y los animales silvestres que comen peces de esos lagos. La transportación del PCB está limitada a la difusión molecular debido a una delgada película estancada en la superficie del lago, tal y como lo muestra la figura 4.13. Calcule la densidad de flujo J y la cantidad total anual de PCB que se deposita en el Lago Superior si su transportación se hace por difusión molecular, la concentración del PCB en el aire que se encuentra justo encima de la superficie del lago es de 100×10^{-12} g/m³, y la concentración a una altura de 2.0 cm por encima de la superficie del agua es de 450×10^{-12} g/m³. El coeficiente de difusión del PCB es igual a 0.044 cm²/s, y el área del Lago Superior es de 8.2×10^{10} m². (La concentración del PCB en el aire en el punto donde aire-agua hacen contacto está determinada por la ley del equilibrio de Henry con PCB disuelto.)

solución

Para calcular la densidad de flujo, determine primero el gradiente de concentración. Asuma que la concentración cambia de manera lineal de acuerdo con la altura entre la superficie y 2.0 cm, pues no se ha dado información

ejemplo/4.13 Continuación

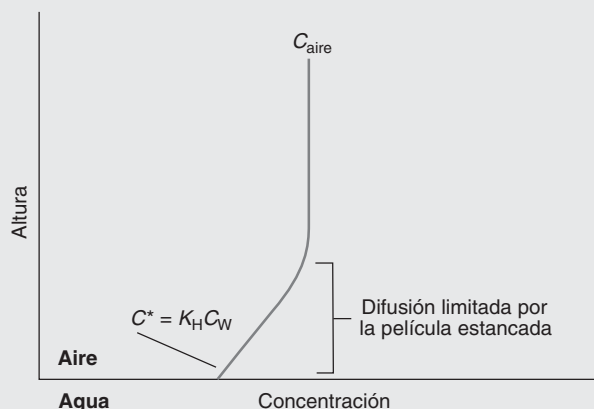


Figura 4.13 Variación en la concentración de PCB con la altura en el Lago Superior C_{aire} es la concentración de PCB en la atmósfera que está por encima del lago, y C^* es la concentración en el punto donde aire-agua hacen contacto, que está determinada por la ley del equilibrio de Henry con la concentración de PCB disuelto. El flujo de PCB en el lago se determina por la velocidad de difusión a lo largo de la película que está sobre el lago.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

acerca de la concentración en esas dos alturas. El gradiente es entonces

$$\begin{aligned}\frac{dC}{dz} &= \frac{450 \times 10^{-12} \text{ g/m}^3 - 100 \times 10^{-12} \text{ g/m}^3}{2.0 \text{ cm} - 0 \text{ cm}} \times \frac{10^2 \text{ cm}}{\text{m}} \\ &= 1.8 \times 10^{-8} \text{ g/m}^4\end{aligned}$$

Se puede usar la ley de Fick (ecuación 4.35) para calcular la densidad de flujo:

$$\begin{aligned}J &= -D \frac{dC}{dz} \\ &= -(0.044 \text{ cm}^2/\text{s}) \times 1.8 \times 10^{-8} \text{ g/m}^4 \times \frac{\text{m}^2}{10^4 \text{ cm}^2} \times \frac{3.15 \times 10^7 \text{ s}}{\text{año}} \\ &= -2.4 \times 10^{-6} \text{ g/m}^2\text{-año}\end{aligned}$$

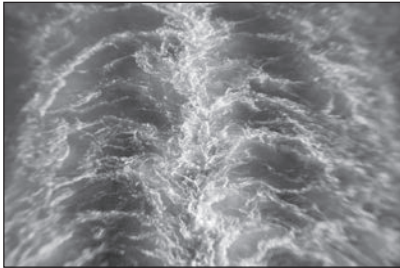
Aquí, el signo negativo indica que el flujo es corriente abajo, pero no es necesario prestar atención al signo para determinar eso. Recuerde, la difusión siempre transporta la masa de las regiones con las concentraciones más altas a las regiones con concentración más baja.

ejemplo/4.13 Continuación

El flujo total de los depósitos está dado por $\dot{m} = J \times A$:

$$\begin{aligned}\dot{m} &= -2.4 \times 10^{-6} \text{g/m}^2\text{-año} \times 8.2 \times 10^{10} \text{m}^2 \\ &= -2.0 \times 10^5 \text{g/año}\end{aligned}$$

Por lo tanto, los PCB que entran cada año al Lago Superior desde la atmósfera alcanzan aproximadamente 200 kg. Aunque éste es un flujo anual pequeño para un lago tan grande, los PCB no se degradan en el medio ambiente con facilidad, y se bioacumulan en los peces, lo que provoca niveles nada saludables.



© Michael Braun/iStockphoto.

Dispersión turbulenta En la dispersión turbulenta la masa se transfiere mediante la mezcla de *remolinos turbulentos* que se presentan en el fluido. Esto es fundamentalmente diferente de otros procesos que determinan difusión molecular. En la dispersión turbulenta, el movimiento aleatorio del *fluido* lleva a cabo la mezcla, mientras que en la difusión molecular, es importante el movimiento aleatorio de las moléculas del contaminante.

Los movimientos aleatorios del fluido están presentes, por lo general, en forma de espirales o remolinos. Son comunes los remolinos o vorágines en los ríos, pero ocurren en todas las formas de flujo de un fluido. El tamaño de los remolinos turbulentos presenta una magnitud en varios grados más grande que el camino sin obstáculos que sigue una molécula individual, así que la turbulencia mueve la masa mucho más rápido que la difusión molecular. Como resultado de ello, los coeficientes de dispersión o de turbulencia o remolino que se usan en la ley de Fick tienen una magnitud varios grados más grande que los coeficientes de difusión molecular.

El valor de los coeficientes de dispersión de turbulencia depende de las propiedades del flujo del fluido. No depende de propiedades moleculares ni de si el compuesto está disperso (como ocurría con el coeficiente de difusión molecular), porque en el caso de la turbulencia, el flujo a macroescala simplemente arrastra las moléculas. Cuando se trata del flujo en tubos o en arroyos, la propiedad de flujo que de forma más importante va a determinar el coeficiente de dispersión por turbulencia es la velocidad del flujo. La turbulencia está presente solo en velocidades de flujo que se encuentran por encima de un nivel crítico, y el nivel de turbulencia se correlaciona con la velocidad. De manera más precisa, la presencia o ausencia de turbulencia depende del *número de Reynolds*, un número sin unidades que depende de la velocidad, la anchura del río o tubo y la viscosidad del fluido. Además, el grado de turbulencia depende del material sobre el cual ocurre el flujo, de manera que los flujos sobre superficies irregulares serán más turbulentos que los flujos que se dan sobre superficies lisas, y la turbulencia así exacerbada causará una mezcla o agitación más rápida. En los lagos y en la atmósfera, la mezcla de empuje que resulta de la densidad de los gradientes inducidos por la temperatura también puede provocar agitación y turbulencia, incluso en el caso de que no haya corrientes.

La turbulencia de dispersión casi siempre rige por encima de la difusión molecular, salvo en el caso de transportaciones que cruzan la frontera, como en el punto de contacto aire-agua que se consideró en el ejemplo 4.13. La razón de ello es que incluso una cantidad ocasional de débil turbulencia causará más agitación que varios días de difusión molecular.

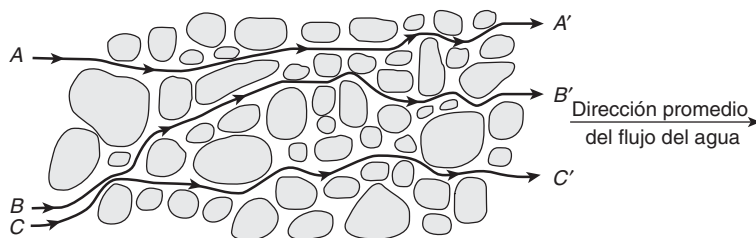


Figura 4.14 Proceso de dispersión mecánica en un flujo subterráneo Durante un proceso de transportación a través de los poros del suelo, dos fluidos comienzan a correr muy cerca uno del otro desde sus ubicaciones B y C, y se dispersan hasta ubicaciones que se encuentran lejanas una de la otra (B' y C'), en tanto que los fluidos A y B terminan aproximándose y el resultado es una mezcla del agua de las dos regiones.

De Hemond y Fechner, *Chemical Fate and Transport in the Environment*. Copyright Elsevier (1994).

La ley de Fick se aplica a la dispersión turbulenta y a la difusión molecular. Por lo tanto, los cálculos de densidad de flujo son los mismos para ambos procesos; sólo es diferente la magnitud del coeficiente de dispersión.

Dispersión mecánica El último proceso de dispersión que se considerará en este capítulo es similar a la turbulencia en que es el resultado de las variaciones del movimiento del fluido que contiene al químico. En la **dispersión mecánica**, estas variaciones son el resultado de 1) variaciones en las rutas que tomaron los diferentes fluidos que se originaron en ubicaciones cercanas o 2) variaciones en la velocidad a la cual viaja el fluido en diferentes regiones.

La dispersión de flujos subterráneos constituye un buen ejemplo del primer proceso. La figura 4.14 muestra una descripción magnificada de los poros a través de los cuales fluye el agua subterránea dentro de una muestra de superficie bajo tierra. (Tome en cuenta que, como se muestra en la figura 4.14, los movimientos bajo tierra no son el resultado de ríos subterráneos ni arroyos, sino que los causa el flujo de agua a través de los poros del suelo, arena o algún otro material bajo tierra.) Debido a que la transportación a través del suelo está limitada a los poros que hay entre las partículas, cada partícula de fluido toma una intrincada ruta a través del suelo, y a medida que se transporta horizontalmente con la corriente, se desplaza una distancia en forma vertical que depende de la ruta exacta que tomó. La gran variedad de rutas posibles da como resultado un desplazamiento en las direcciones perpendiculares a la ruta del fluido. Por lo tanto, una mancha de tintura que se introdujera en el flujo subterráneo entre los puntos B y C en la figura, se esparciría o se dispersaría a la región que se encuentra entre los puntos B' y C' durante su flujo a través del suelo.

El segundo tipo de dispersión mecánica resulta de las diferencias en la velocidad de flujo. En cualquier punto que un fluido haga contacto con un objeto estacionario, la velocidad a la cual se mueve el fluido disminuirá cerca del objeto. Por ejemplo, la velocidad del agua que fluye en un río corriente abajo es más rápida en el centro del río y puede ser muy lenta en las orillas. Así, si de alguna manera se posara una línea de tintura a través del río, se estiraría en dirección de la corriente y contra corriente a medida que el río corre, y la parte central de la línea se movería más rápido que las orillas. Este tipo de dispersión

Protección medioambiental en California del sur

<http://www.epa.gov/region09/socal>

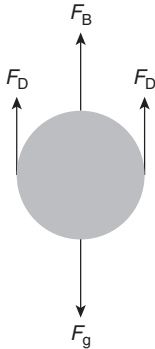


Figura 4.15 Fuerzas que actúan en una partícula que se establece en el aire o el agua. La fuerza gravitacional F_g sigue una dirección hacia abajo y está contrapuesta a la fuerza de empuje hidrostático F_b y a la fuerza de fricción F_D .

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

esparce las cosas en dirección longitudinal a favor del flujo. Esto contrasta con la dispersión mecánica en el agua subterránea, la cual extiende las cosas en dirección perpendicular a la dirección del flujo principal.

4.3.2 MOVIMIENTO DE UNA PARTÍCULA EN UN FLUIDO: LA LEY DE STOKES

El movimiento de una partícula en un fluido se determina por un equilibrio entre la fuerza viscosa de fricción, que resiste al movimiento de la partícula, y la fuerza gravitacional u otras que provocan dicho movimiento. En esta sección se usa un equilibrio de fuerzas en una partícula para derivar la relación entre el tamaño de la partícula y la velocidad de sedimentación conocida como la ley de Stokes, y se usa la ley de Stokes en ejemplos que implican cámaras de sedimentación de partículas.

SEDIMENTACIÓN GRAVITACIONAL Considere la partícula en sedimentación que se muestra en la figura 4.15. Para determinar la velocidad a la que cae (la velocidad de sedimentación) se llevará a cabo un balance de fuerzas. Son tres las fuerzas que actúan sobre la partícula: la fuerza gravitacional hacia abajo, el empuje hidrostático hacia arriba y la fuerza de fricción hacia arriba.

La fuerza gravitacional F_g es igual a la constante gravitacional g por la masa de una partícula, m_p . En términos de densidad de partícula ρ_p y diámetro D_p , m_p es igual a $(\rho_p \pi / 6 D_p^3)$. Por lo tanto,

$$F_g = \rho_p \frac{\pi}{6} D_p^3 g \quad (4.37)$$

El empuje hidrostático F_b es una fuerza neta hacia arriba que resulta del incremento de presión debido a la profundidad dentro del fluido. La fuerza de empuje hidrostático es igual a la constante gravitacional por la masa del fluido desplazado por la partícula:

$$F_b = \rho_f \frac{\pi}{6} D_p^3 g \quad (4.38)$$

donde ρ_f es igual a la densidad del fluido.

La única fuerza que falta determinar es la de fricción, F_D . Ésta es el resultado de la resistencia de fricción del flujo del fluido que pasa sobre la superficie de la partícula. Esta resistencia depende de la velocidad a la cual la partícula va cayendo a través del fluido, el tamaño de la partícula y la *viscosidad*, o resistencia de corte, del fluido. La viscosidad es esencialmente la calidad de “grosor” del fluido. La miel tiene una alta viscosidad, el agua tiene una viscosidad relativamente baja y la viscosidad del aire es aún mucho menor.

Bajo un amplio rango de condiciones, la fuerza de fricción se puede correlacionar con el número de Reynolds. La mayoría de los casos en que participan partículas en sedimentación implican condiciones en las que el flujo se arrastra (número de Reynolds menor que 1). En este caso, puede usarse la fuerza de fricción de Stokes:

$$F_D = 3\pi\mu D_p v_r \quad (4.39)$$

en donde μ es la viscosidad del fluido (en unidades de g/cm-s) y v_r es la velocidad de una partícula hacia abajo en relación con el fluido.

La fuerza neta que actúa sobre una partícula hacia abajo es igual al vector que suma todas las fuerzas que actúan sobre la partícula:

$$F_{\text{abajo}} = F_g - F_B - F_D \quad (4.40)$$

$$= \rho_p \frac{\pi}{6} D_p^3 g - \rho_f \frac{\pi}{6} D_p^3 g - 3\pi\mu D_p v_r \quad (4.41)$$

$$= (\rho_p - \rho_f) \frac{\pi}{6} D_p^3 g - 3\pi\mu D_p v_r \quad (4.42)$$

La partícula responderá a esta fuerza de acuerdo con la segunda ley de Newton (fuerza es igual a la masa por la aceleración). Así,

$$F_{\text{abajo}} = m_p \times \text{aceleración} \quad (4.43)$$

$$= m_p \times \frac{dv_r}{dt} \quad (4.44)$$

Se resuelve esta ecuación diferencial para determinar la velocidad de la partícula, cuyo estado inicial era de reposo; la velocidad varía con el tiempo. La solución indica que, en casi todos los casos que tienen interés medioambiental, el tiempo que se necesita antes de que la partícula alcance la velocidad final de sedimentación es muy corto (mucho menor que 1 s). Por esta razón, en este texto sólo se considerará la velocidad de sedimentación final (terminal).

Cuando la partícula ha alcanzado la velocidad terminal, ya no se está acelerando, así que $dv/dt = 0$. Por lo tanto, a partir de la ecuación 4.44, $F_{\text{abajo}} = 0$. Tras establecer que F_{abajo} es igual a cero y notar que v_r es igual a la velocidad de sedimentación v_s se puede arreglar la ecuación 4.42 para dar lugar a

$$(\rho_p - \rho_f) \frac{\pi}{6} D_p^3 g = 3\pi\mu D_p v_s \quad (4.45)$$

Al despejar v_s :

$$v_s = \frac{g(\rho_p - \rho_f)}{18\mu} D_p^2 \quad (4.46)$$

A la ecuación 4.46 se le llama **ley de Stokes**. La velocidad de sedimentación resultante a menudo se llama velocidad de Stokes. La ley de Stokes, así llamada porque está basada en la fuerza de fricción de Stokes, es la ecuación que se usa fundamentalmente para calcular velocidades de sedimentación terminales de las partículas en el aire y en el agua. Se usa para diseñar sistemas de tratamiento que retiren partículas de gases de combustión y para tratar el agua para beber, así como las aguas negras; además de análisis de sedimentación de partículas en lagos y en la atmósfera.

Una consecuencia importante de la ley de Stokes es que la velocidad de sedimentación se incrementa en la misma medida que el *cuadrado* del diámetro de las partículas, así que las partículas más grandes se sedimentan mucho más rápido que las partículas más pequeñas. Este resultado se utiliza en el tratamiento del agua para beber: se emplea la coagulación y la floculación para lograr que las partículas pequeñas se unan y formen partículas más grandes, que podrán retirarse mediante sedimentación gravitacional en un tiempo razonable. Este proceso provoca una reducción en la



Sedimentación

turbiedad (incremento de la claridad) del agua. En contraste, las partículas con muy pequeños diámetros, se sedimentan de manera extremadamente lenta. A consecuencia de ello, las partículas atmosféricas cuyos diámetros son menores que 1 a 10 μm en general caen más lento que la velocidad de los remolinos turbulentos de aire, por lo que no se eliminan por sedimentación gravitacional.

Tome en cuenta que se han ignorado las interacciones partícula-partícula en esta derivación. Por lo tanto, la ley de Stokes es válida para la *sedimentación de partículas discretas*. En situaciones en las que la concentración de partículas es sumamente alta, éstas forman aglomeraciones o enmarañados, y puede que la ley de Stokes ya no sea válida.

Información sobre aguas subterráneas

<http://water.usgs.gov/ogw>

4.3.3 FLUJO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

La fuerza que comanda el flujo de **aguas subterráneas** es la diferencia entre la pérdida de carga entre dos puntos, que comúnmente se conoce como el **gradiente hidráulico**. La velocidad de flujo de las aguas subterráneas se verifica por la magnitud del gradiente y por la permeabilidad de los materiales acuíferos. Esta relación se expresa en la **ley de Darcy** (en su forma unidimensional):

$$q = -K \frac{dh}{dx} \quad (4.47)$$

donde q es la **descarga específica** o flujo por unidad en un área perpendicular, K es la conductividad hidráulica y h es la pérdida de carga. La **conductividad hidráulica** es la habilidad que tiene un medio poroso para conducir un fluido dado, es el término formal que se usa para cuantificar la permeabilidad de los materiales acuíferos. La derivada dh/dx es el gradiente de pérdida de carga o el cambio de la pérdida de carga con respecto a la distancia.

La **carga hidráulica** es una medida de la energía que contiene el agua en un punto específico por unidad de volumen de agua. Se expresa de la siguiente manera:

$$h = \frac{p}{\rho g} + z = h_p + z \quad (4.48)$$

donde p es la presión del agua en los poros (definida aquí en relación con la presión atmosférica), ρ es la densidad del agua, g es la constante gravitacional, $h_p = p/\rho g$ es la carga de presión y z es la carga de elevación o el punto de elevación en donde se está monitoreando la carga hidráulica. La elevación se mide como positiva y hacia arriba, y en relación con un punto de referencia común o dato. La definición de carga hidráulica implica que el flujo de aguas subterráneas está guiado por diferencias en la presión de los poros, la elevación o ambos.

En la figura 4.16 se usan tres pozos para medir la presión de carga, la distancia que hay desde el punto de medición a la superficie del agua en el pozo. Los pozos son un tipo de piezómetros, que consisten esencialmente de tubos que se extienden desde la superficie del suelo hacia un punto de medición abierto. La carga de elevación en este caso es la distancia que va desde el dato hasta el punto de medición. En el **acuífero no confinado**, el

Vulnerabilidad del agua subterránea en África

<http://www.unep.org/groundwaterproject>

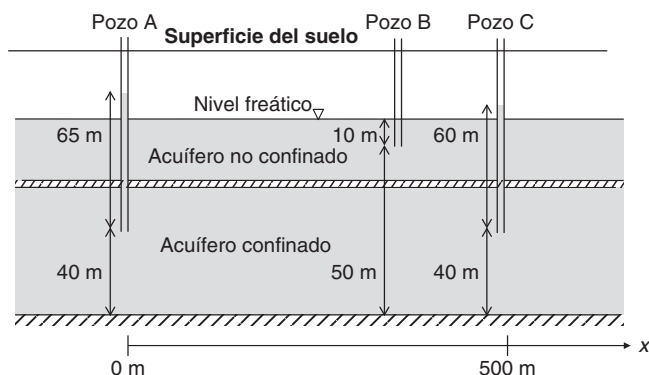


Figura 4.16 Carga hidráulica y gradientes hidráulicos de acuíferos confinados y no confinados La escala vertical se ha exagerado. El pozo B es el acuífero no confinado. Los pozos A y C están en el acuífero confinado.

nivel del agua en el piezómetro (pozo B) corresponde con la posición del nivel freático. En el **acuífero confinado**, los niveles del agua en los piezómetros (pozos A y C) están por encima de la parte superior del acuífero, lo que indica que el acuífero se encuentra bajo presión.

Recuadro / 4.3

Uso de cerámico poroso para el tratamiento del agua a nivel doméstico en comunidades de países en vías de desarrollo

Los principios y ecuaciones que gobiernan el flujo de los fluidos se pueden aplicar a través de medios porosos a una amplia variedad de retos relacionados con el medio ambiente y la sustentabilidad. Un ejemplo más es el diseño y desarrollo de una popular tecnología de tratamiento de aguas “en el punto de consumo” en el mundo en vías de desarrollo: el filtro de cerámico o de barro (vea la figura 4.17). Estos filtros están fabricados con materiales locales, típicamente a partir de una mezcla de barro, agua y un material orgánico combustible como aserrín, harina u hojuelas de arroz. Esta mezcla se moldea en forma de vasija, se deja secar al aire y se hornea. El horneado produce los materiales cerámicos y quema los orgánicos, lo que da lugar a la porosidad y lo hace permeable al agua. El tamaño de los poros permite retirar partículas del agua y microorganismos a fin de mejorar la calidad de agua y, en consecuencia, la salud.

Los filtros en forma de vasija se suspenden en un contenedor más grande, de manera que cuando el filtro se llene de agua fluya a través por gravedad hacia el recipiente de abajo, desde donde se obtiene el agua tratada. La velocidad de flujo ideal del agua a través de la vasija es de 1 a 2 L/h.

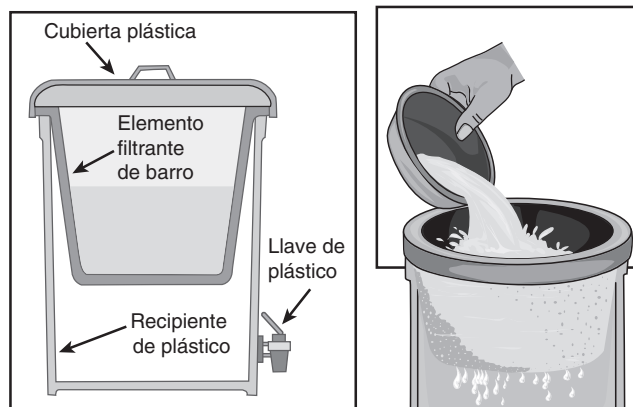


Figura 4.17 Filtro de barro (medio poroso) utilizado para remover la turbiedad y los microorganismos del agua

Para más información vea www.pottersforpeace.org

Con el uso de las ecuaciones para modelar el flujo del agua a través de un filtro de cerámico se puede determinar la porosidad necesaria para lograr la velocidad de flujo ideal. Esta información le da al diseñador una orientación sobre la proporción apropiada de barro y materiales combustibles.

ejemplo/4.14 Cálculo de pérdidas de carga y descargas específicas

Con el uso de las medidas que se dieron en la figura 4.16 y una conductividad hidráulica de 10^{-3} cm/s, calcule la descarga específica en el acuífero confinado que se muestra en la misma figura.

solución

Primero calcule la pérdida de carga en los pozos A y C:

$$h_A = h_{pA} + z_A = 65 \text{ m} + 40 \text{ m} = 105 \text{ m}$$

$$h_C = h_{pC} + z_C = 60 \text{ m} + 40 \text{ m} = 100 \text{ m}$$

Enseguida determine los gradientes hidráulicos entre los pozos A y C, suponga que la derivada dh/dx se puede aproximar con diferencias:

$$\frac{dh}{dx} \approx \frac{\Delta h}{\Delta x} = \frac{h_A - h_C}{x_A - x_C} = \frac{105 \text{ m} - 100 \text{ m}}{0 \text{ m} - 500 \text{ m}} = -0.01$$

Para calcular la descarga específica, use la ley de Darcy (ecuación 4.47):

$$q = -K \frac{dh}{dx} = -(10^{-3} \text{ cm/s})(-0.01) = 10^{-5} \text{ cm/s} = 10^{-7} \text{ m/s}$$

Recuerde, la descarga específica tiene unidades de flujo por unidad perpendicular.

La respuesta ilustra otros dos conceptos muy importantes. Primero, que el signo positivo implícito en una descarga específica significa que el flujo está en dirección positiva de x (de izquierda a derecha en la figura 4.16), aunque el gradiente sea negativo. El signo negativo en la ley de Darcy (ecuación 4.47) indica que el flujo está en dirección contraria al gradiente. Es lógico si se reconoce primero que el agua subterránea fluye desde una región de alta carga a una región de baja carga. Segundo, la magnitud de la respuesta, 10^{-7} m/s, indica que el agua subterránea fluye lentamente en relación con, por decir, un río, cuyo cauce puede ser del orden de 0.1 m/s. En general, el flujo subterráneo tiene magnitudes más lentas que el flujo del agua superficial.



Discusión en clase

El acuífero Ogallala se extiende a lo largo de las altas planicies, desde Dakota del sur hasta el oeste de Texas. Después de haber investigado el uso que se hace de sus aguas y sus características para recargarse de manera natural, discuta si el agua subterránea de este acuífero es una fuente renovable, tal y como se ha administrado hasta el presente. ¿Cómo tomar en cuenta en su discusión los cambios futuros del clima o bien los aumentos de población a nivel regional y global? Si su conclusión es que el acuífero Ogallala no ha sido administrado como una fuente renovable, describa las soluciones tecnológicas y políticas que podrían garantizar agua subterránea para generaciones futuras.

Términos clave

- acuífero confinado
- acuífero no confinado
- advección
- agua subterránea
- análisis de reactor
- balance de energía
- balance de masa
- calor
- carga hidráulica
- coeficiente de difusión
- compuesto conservador
- conductividad hidráulica
- control de volumen
- decaimiento de orden cero
- decaimiento de primer orden
- densidad de flujo
- descarga específica
- dispersión
- dispersión mecánica
- dispersión turbulenta
- emisiones de bióxido de carbono
- energía no renovable
- energía renovable
- estado estacionario
- estado no estacionario
- flujo advectivo
- flujo de masa
- gases de efecto invernadero
- gases de efecto invernadero antropogénicos
- gradiente hidráulico
- ley de conservación de la materia
- ley de Darcy
- ley de Fick
- ley de Stokes
- primera ley de la termodinámica
- reactor batch
- reactor tubular (PFR)
- reactor de flujo de mezcla perfecta (CMFR)
- tiempo de retención
- velocidad de acumulación de masa



capítulo/Cuatro Problemas

4.1 Se usa un estanque para diluir las aguas negras municipales antes de descargarlas en un río. El cauce de entrada del estanque tiene una velocidad de flujo de $Q = 4\,000\text{ m}^3/\text{día}$ y una concentración BOD de $C_{\text{entrante}} = 25\text{ mg/L}$. El volumen del estanque es de $20\,000\text{ m}^3$. El propósito de usar el estanque es dar tiempo para el decaimiento del BOD antes de descargarlo en el medio ambiente. La velocidad de decaimiento de primer orden del BOD es igual a $0.25/\text{día}$. ¿Cuál es la concentración de BOD a la salida del estanque, en unidades de mg/L ?

4.2 Una mezcla del flujo de dos gases se utiliza para calibrar un instrumento de medición de la contaminación. La figura 4.18 muestra el sistema de calibración. Si la concentración del gas de calibración C_{cal} es 4.90 ppm_v , la velocidad de flujo Q_{cal} es 0.010 L/min y la velocidad total de flujo del gas Q_{total} es $1\,000\text{ L/min}$, ¿cuál es la concentración del gas de calibración tras la mezcla (C_d)? Suponga que la concentración de la mezcla corriente arriba a partir del punto en el que se mezcla es cero.

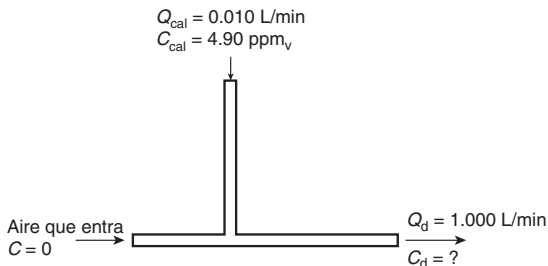


Figura 4.18 Sistema de calibración de gas

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

4.3 Considere el caso de una casa que recibe radón a través de las resquebrajaduras del sótano. El volumen total de la casa es de 650 m^3 (suponga que el volumen está bien mezclado en todas partes). La fuente emite radón a 250 pCi/s . (Un picoCurie [pCi] es una unidad proporcional a la cantidad de gas radón e indica la cantidad de radiactividad del gas.) Se puede hacer un modelo del aire que entra y sale como un flujo de aire puro en dirección al interior de la casa de $722\text{ m}^3/\text{h}$ y una cantidad igual hacia el exterior. Se puede considerar al radón como conservador en este problema. *a)* ¿Cuál es el tiempo de retención de la casa? *b)* ¿Cuál es la concentración de radón en la casa (unidades de pCi/L)?

4.4 Usted es un espía del tipo de las películas antiguas y lo han encerrado en una habitación pequeña (volumen $1\,000\text{ pies}^3$). De pronto, se da cuenta de que empieza a entrar un gas venenoso a la habitación a través del ducto de ventilación. Usted está a salvo a condición de que la concentración sea menor a 100 mg/m^3 . Si el flujo de aire a través del ducto es de 100 cu pie/min y la concentración del gas que está entrando es de 200 mg/m^3 , ¿cuánto tiempo tiene para escapar?

4.5 En una descripción muy simple de una pista de hielo que cuenta con una máquina para reestablecer la superficie del suelo (y que se muestra en la figura 4.19), los puntos 1 y 3 representan el aire que entra por la ventilación y cómo se agota en la pista de hielo entera, el punto dos es el sistema de escape de la máquina. Dado que C indica la concentración de monóxido de carbono (CO), las condiciones en cada punto son las siguientes: punto 1: $Q_1 = 3.0\text{ m}^3/\text{s}$, $C_1 = 10\text{ mg/m}^3$; punto 2: velocidad de emisión = 8 mg/s de CO no reactivo; punto 3: Q_3 , C_3 incógnita. El volumen de la pista de hielo (V) es $5.0 \times 10^4\text{ m}^3$. *a)* Defina el control de volumen en el interior de la pista de hielo. ¿Cuál es el flujo de masa de CO hacia dentro del control de volumen, en unidades de mg/s ? *b)* Suponga que se ha operado la máquina por largo tiempo y que el aire dentro de la pista está bien mezclado. ¿Cuál es la concentración de CO dentro de la pista, en unidades de mg/m^3 ?

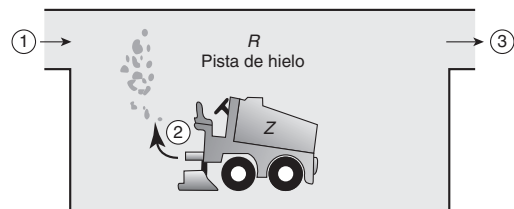


Figura 4.19 Diagrama esquemático de una máquina que reestablece la superficie de una pista de hielo

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

4.6 En un arroyo se descargan aguas residuales tratadas de manera deficiente. La velocidad del cauce del río corriente arriba del punto de descarga es $Q_u = 8.7\text{ m}^3/\text{s}$. La descarga ocurre a $Q_d = 0.9\text{ m}^3/\text{s}$ y tiene una concentración BOD de 50.0 mg/L . Suponga que el BOD corriente arriba es despreciable. *a)* ¿Cuál es la concentración BOD corriente abajo justo a partir del punto de descarga? *b)* Si el arroyo tiene un área perpendicular de 10 m^2 , ¿cuál es la concentra-

ción BOD 50 km corriente abajo? (Se retira el BOD a una velocidad de decaimiento de primer orden igual a 0.20/día.)

4.7 Dos ciudades que se encuentran una justo enfrente de la otra operan sendas plantas municipales de tratamiento de aguas negras que se localizan a lo largo del río. El cauce del río es 50 millones de galones por día (50 MGD). Se realizan conteos de bacterias coliformes como una medida para determinar el riesgo de que el agua transmita enfermedades a los seres humanos. Los resultados del conteo de coliformes en el río, corriente arriba, de ambas plantas es 3 coliformes/100 mL. La ciudad 1 descarga 3 MGD de aguas negras y su cuenta de coliformes es 50 coliformes/100 mL, y la ciudad 2 descarga 10 MGD de aguas negras con una cuenta de 20 coliformes/100 mL. Suponga que el estado exige que la cuenta de coliformes corriente abajo no exceda 5 coliformes/100 mL. a) ¿Se está cumpliendo el estándar de calidad del estado corriente abajo? (Suponga que las coliformes no han muerto para cuando se hace la medida corriente abajo.) b) Si no se estuviera cumpliendo el estándar río abajo, el estado ha de informar a la ciudad 1 que debe tratar mejor sus aguas residuales para cumplir. Utilice el enfoque del balance de masas para mostrar que el estándar estatal no es realizable.

4.8 En invierno, un arroyo corre a $10 \text{ m}^3/\text{s}$ y recibe la descarga de un tubo que contiene aguas pluviales provenientes de las carreteras. El tubo tiene un caudal de $5 \text{ m}^3/\text{s}$. La concentración de cloro del río, justo corriente arriba del punto de descarga del tubo es de 12 mg/L , y la descarga del tubo de aguas pluviales tiene una concentración de cloro de 40 mg/L . El cloro es una sustancia conservadora. a) ¿Acaso el uso de sal en los caminos durante los tiempos invernales elevará la concentración de cloro corriente abajo por encima de 20 mg/L ? b) ¿Cuál es la masa de cloro máxima por día (toneladas métricas/día) que se pueden descargar a través de un tubo de aguas pluviales antes de exceder los estándares de calidad del agua?

4.9 Calcule los tiempos hidráulicos de residencia (el tiempo de retención) en el Lago Superior y el Lago Erie utilizando los datos de la tabla 4.3.

4.10 El caudal total de aguas negras de una planta tratadora es de $600 \text{ m}^3/\text{día}$. Se usan dos depósitos de aeración para retirar el BOD de las aguas residuales y se operan en paralelo. Cada una tiene un volumen de $25\,000 \text{ L}$. ¿Cuál es el periodo de aeración, en horas, para cada tanque?

4.11 Usted está diseñando un reactor que utiliza cloro en un CMFR o en un PFR para destruir agentes patógenos del agua. Se requiere de un tiempo de contacto mínimo de 30 min para reducir la concentración de 100 patógenos/L por debajo de 1 patógeno/L mediante un proceso de decai-

miento de primer orden. Usted planea tratar el agua a una velocidad de $1\,000 \text{ gal/min}$. a) ¿Cuál es la velocidad de decaimiento de primer orden? b) ¿Cuál es el tamaño mínimo (en galones) que se requiere para un reactor tubular? c) ¿Cuál es el tamaño mínimo (en galones) del CMFR que se necesitaría para alcanzar la misma concentración de salida? d) ¿Qué tipo de reactor seleccionaría usted si su objetivo fuera que “ninguna descarga puede jamás ser mayor que 1 patógeno/L”? Explique su razonamiento. e) Si se desea que el cloro residual en el agua tratada sea de 0.20 mg/L al salir del reactor y el cloro que se necesita para el tratamiento es de 0.15 mg/L , ¿cuál debe ser la masa de cloro diaria que se le ha de añadir al reactor (en gramos)?

4.12 La concentración de BOD de un río corriente abajo, justo después del tubo de efluente de una planta de tratamiento de aguas negras es de 75 mg/L . Si el BOD se destruye mediante una reacción de primer orden a una velocidad constante igual a $0.05/\text{día}$, ¿cuál es la concentración BOD 50 km corriente abajo? La velocidad del río es de 15 km/día .

4.13 Se usa un reactor de 1.0×10^6 galones en una planta de tratamiento de aguas negras. La concentración de los flujos que entran es de 100 mg/L , la concentración de salida es de 25 mg/L , y la velocidad de flujo a través del reactor es de 500 gal/min . a) ¿Cuál es la velocidad constante de decaimiento de primer orden del BOD en el reactor? Suponga que el reactor se modela como un CMFR. Dé su respuesta en unidades por hora. b) Suponga que el reactor deberá ser modelado como un PFR con un decaimiento de primer orden, y no como un CMFR. En ese caso, ¿cuál debe ser la velocidad de decaimiento de primer orden dentro del PFR? c) Se ha determinado que la concentración de salida es demasiado alta, de modo que el tiempo de residencia en el reactor debe duplicarse. Si todas las otras variables permanecen constantes, ¿cuál debe ser el volumen del nuevo CMFR?

4.14 ¿Cuántos watts de potencia se necesitarían para calentar 1 L de agua (que pesa 1.0 kg) a 10° C en 1.0 h ? Suponga que no hay pérdidas de calor, de manera que toda la energía se usa para calentar el agua.

4.15 La figura 4.20 muestra la concentración de un contaminante en un tubo que contiene agua en reposo. El coeficiente de difusión de este contaminante en el agua es igual a $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$. a) ¿Cuál es el flujo de densidad inicial del contaminante en la dirección x en los puntos de localización siguientes: $x = 0.5, 1.5, 2.5, 3.5$ y 4.5 ? b) Si el diámetro del tubo es de 3 cm , ¿cuál es el flujo de masa inicial del contaminante en dirección x en el mismo punto de localización? c) Conforme pasa el tiempo, este flujo difusivo cambiará la forma del perfil de concentración. Dibuje un diagrama de

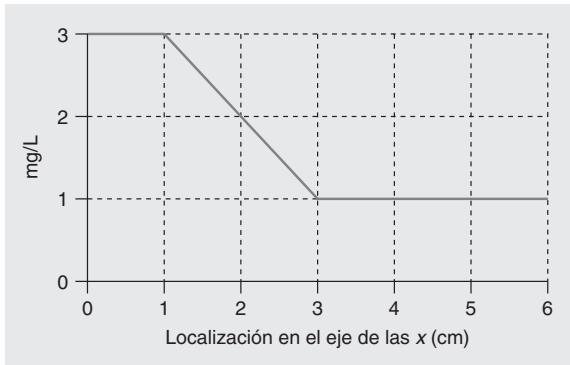


Figura 4.20 Perfil de concentración hipotética en un tubo cerrado

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

la concentración en el tubo versus sus localizaciones en el eje x que demuestre cómo podría lucir la forma más tarde. (No es necesario hacer cálculo alguno para dibujar este esquema.) Suponga que la concentración en $x = 0$ llega a 3 mg/L y que la concentración $x = 6$ llega a 1 mg/L. *d)* Describa, en un párrafo, por qué cambió el perfil de concentración según usted lo diagramó en la solución al inciso *c)*.

4.16 El tubo del problema 4.15 está conectado a una fuente de agua corriente, y el agua pasa a través del tubo a una velocidad de $100 \text{ cm}^3/\text{s}$. Si la concentración del conta-

minante es constante, a 2 mg/L, encuentre: *a)* el flujo de densidad de masa del contaminante a través del tubo que se atribuye a la advección; *b)* el flujo total de masa a través del tubo que se atribuye a la advección.

4.17 Dos pozos subterráneos están localizados a 1 000 m de distancia uno del otro. El nivel del agua en el pozo 1 está 50 m por debajo de la superficie; en el pozo 2, el nivel del agua está 75 m por debajo de la superficie. La conductividad hidráulica es de 1 m/día. Utilice la ley de Darcy para determinar la descarga específica.

4.18 Con el uso de las medidas que se dan en la figura 4.16 y una conductividad hidráulica de 10^{-4} cm/s , calcule la descarga específica de un acuífero confinado.

4.19 Consulte Groundwater Network en el sitio web de USGS (<http://groundwaterwatch.usgs.gov>). Investigue el impacto que tiene el clima en algún estado de Estados Unidos y discuta el efecto que tienen las estaciones en los niveles de agua subterráneos. Aporte detalles acerca de la localidad que tomó como muestra.

4.20 Consulte el sitio web de la Organización Mundial de la Salud (<http://www.who.int/en>). Escriba un reporte de dos cuartillas acerca de la crisis del arsénico en el que se aborden los problemas económicos, sociales y medioambientales.

4.21 Consulte el sitio web de U.S. Geological survey (<http://www.usgs.gov/ogw/aquiferbasics>). Averigüe el “acuífero principal” de algún estado de Estados Unidos y describa el alcance y uso del acuífero.

Referencias

- Fischer, H. B., E. J. List, J. Imberger y N. H. Brooks. 1979. *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Nueva York: Academic Press.
- Hemond, H. F. y E. J. Fechner. 1994. *Chemical Fate and Transport in the Environment*. San Diego: Academic Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. "Summary for Policymakers". En *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribución del Grupo I de Trabajo para el Cuarto
- Reporte de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, ed. S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor y H. L. Miller. Nueva York: Cambridge University Press.
- Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons.

capítulo/Cinco Biología

Martin T. Auer, James
R. Mihelcic, Julie Beth
Zimmerman, Michael R. Penn

En este capítulo se presentan a los lectores los principios biológicos fundamentales que gobiernan los ecosistemas, con atención especial a los procesos que intervienen en el destino que las sustancias químicas tendrán en medioambientes naturales y producto de la ingeniería. El capítulo comienza abordando la estructura de un ecosistema y su función, e incluye una descripción de la dinámica de población, es decir, del crecimiento de un organismo y de su inherente demanda de recursos. Luego, examina la producción y el consumo, lo que conduce a considerar la estructura de un ecosistema y las ubicaciones que contiene, así como su flujo de energía. El capítulo también presenta el flujo de materiales en un ecosistema, enfocándose en los ciclos biogeoquímicos clave (por ejemplo, oxígeno, carbono, nitrógeno, azufre y fósforo) y los efectos de la actividad humana en dichos flujos. Finalmente, se exploran conceptos relacionados con la salud de los seres humanos y del ecosistema, incluyendo biomagnificación, biodiversidad y salud del ecosistema.

Secciones principales

- 5.1 Estructura y función de un ecosistema
- 5.2 Dinámica de población
- 5.3 Flujo de energía en los ecosistemas
- 5.4 Demanda de oxígeno: bioquímica, química y teórica
- 5.5 Flujo de materiales en los ecosistemas
- 5.6 Salud de un ecosistema y bienestar público

Objetivos de aprendizaje

1. Describir la relación entre organismos individuales, especies y poblaciones en las funciones y estructura de un ecosistema.
2. Distinguir los modelos exponencial, logístico y Monod en una población que crece con el tiempo.
3. Identificar y usar el modelo apropiado para calcular cambios en la población con el tiempo.
4. Determinar la capacidad de persistencia de una población y explicar cómo la capacidad de persistencia se ve afectada por las condiciones medioambientales.
5. Utilizar el modelo de limitación Monod para calcular la utilización de sustrato o crecimiento de la biomasa y relacionar estos términos con la capacidad de persistencia.
6. Analizar cómo el crecimiento de la población humana, el consumo, la tecnología y la capacidad de persistencia están relacionados con la ecuación IPAT y con la huella ecológica.
7. Describir las interconexiones entre transferencias de energía/material dentro de una red alimentaria o ecosistema.
8. Definir los siguientes términos: demanda bioquímica de oxígeno (BOD), demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (BOD_5), demanda bioquímica de oxígeno máxima (BODU), demanda carbonífera de oxígeno (CBOD), demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada (NBOD) y demanda teórica de oxígeno (ThOD):
9. Describir el enfoque para calcular la ThOD y los procedimientos de laboratorio para determinar la BOD.
10. Resumir los roles de la fotosíntesis y de la respiración en la captura y transferencia efectiva de energía en los ecosistemas.
11. Describir el flujo de oxígeno, carbono, nitrógeno, azufre y fósforo a través de los ecosistemas y el impacto de las actividades antropogénicas en dichos flujos.
12. Demostrar cómo los procesos biológicos están relacionados con los problemas de producción de energía y el ciclo global del carbono.
13. Analizar el significado y la aplicación de los factores de bioacumulación y bioconcentración.
14. Describir los beneficios, amenazas e indicadores de la biodiversidad en relación con la sociedad, la economía y la salud y las funciones de un ecosistema.

Biología se define como el estudio científico de la vida y de los seres vivos, a menudo esto incluye su origen, diversidad, estructura, actividades y distribución.

La biología incluye el estudio de los efectos bióticos. El efecto **biótico**, el que produce un organismo o lo implica, es importante en muchas fases de la ingeniería medioambiental. La exploración que se hace de la biología medioambiental en este capítulo se centrará en las actividades en las que los organismos afectan o se ven afectados por el medioambiente de diferentes formas que incluyen: 1) efecto en seres humanos (por ejemplo, enfermedades infecciosas), 2) impactos en el medioambiente (por ejemplo, introducción de especies), 3) impacto de los seres humanos (por ejemplo, especies en peligro de extinción), 4) la intervención de las transformaciones medioambientales (por ejemplo, la degradación de químicos tóxicos) y, 5) tratamiento del aire, agua y suelo contaminados.

5.1 Estructura y función del ecosistema

En la figura 5.1 se concibe a la Tierra como integrada por “grandes esferas” de material vivo y sin vida. La *atmósfera* (aire), *hidrosfera* (agua) y *litosfera* (suelo) constituyen el componente **abiótico** o sin vida. La **biosfera** contiene todo lo que tiene vida en la Tierra. Toda intersección de la biosfera con las esferas sin vida, seres vivos y sus demandas del medio ambiente abiótico constituyen un **ecosistema**. Ejemplifican esto ecosistemas naturales (lago,



Ecosistemas globales

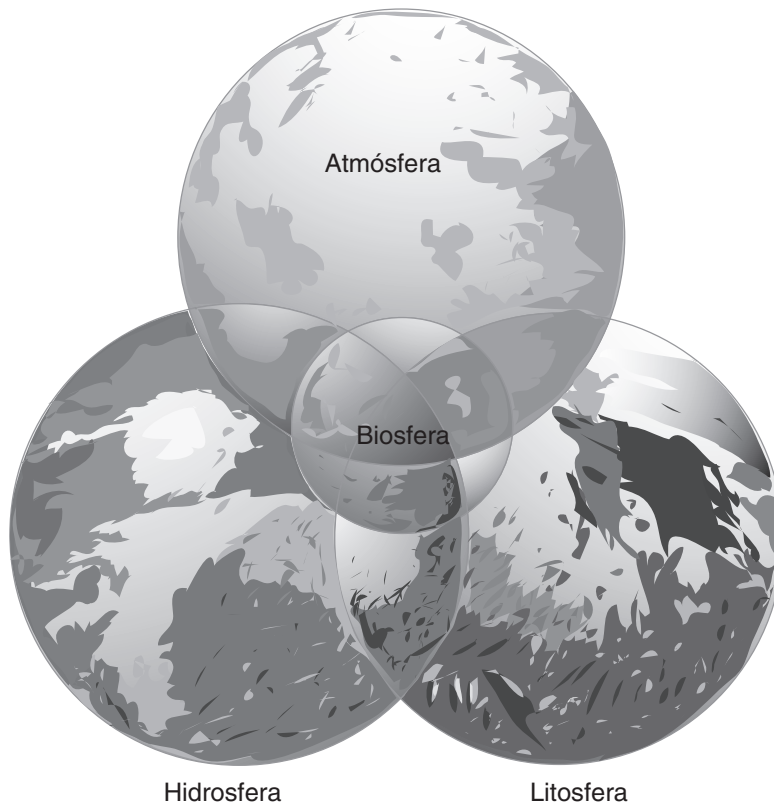


Figura 5.1 Grandes esferas terrestres de materiales vivos y sin vida La atmósfera, hidrosfera y litosfera son los componentes sin vida y la biosfera contiene todos los componentes vivos. La ecosfera es la intersección de las esferas abióticas y del componente biótico.

Kupchella y Hyland, *Environmental Science*, 1a. ed., © 1986, p. 5. Adaptada con permiso de Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, NJ.

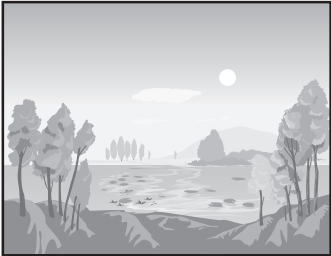
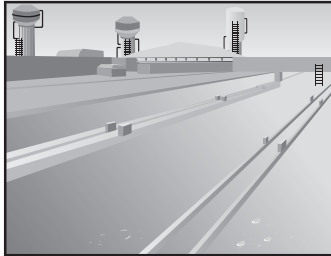
Lago	Pradera	Tratamiento de desechos biológicos
		
Física y química del medioambiente: agua, aunada a la atmósfera y a los sedimentos lacustres e influenciada por las características meteorológicas de una latitud y altitud específicas. Fuente de energía: el sol Productos primarios: algas, plantas acuáticas y ciertas bacterias Transferencia de energía: zooplancton, peces	Física y química del medio ambiente: tierra, aunada a la atmósfera y las reservas de suelo-agua e influenciada por las características meteorológicas de una latitud y altitud específicas. Fuente de energía: el sol Productos primarios: pastos y flores Transferencia de energía: grillos, ardillas, coyotes	Física y química del medioambiente: aguas de desecho, extremadamente influenciada por características meteorológicas de una latitud y altitud específicas. Fuente de energía: desechos orgánicos (originalmente del sol) Productos primarios: ninguno Transferencia de energía: bacterias, protozoarios

Figura 5.2 Ecosistemas: plantas, animales, microorganismos y su medioambiente físicoquímico

pradera, bosque y desierto) y sistemas producto de la ingeniería (tratamiento de desechos biológicos (figura 5.2.). Considerados en conjunto, todos los ecosistemas del mundo constituyen la *ecosfera*. La **ecología** es el estudio de la estructura y función de la ecosfera y de sus ecosistemas: las interacciones entre seres vivos y su medioambiente abiótico.

Aunque el campo de la taxonomía (clasificación de los organismos) es muy dinámico y sede de un vigoroso debate, los biólogos ubican hoy a los seres vivos dentro de alguno de los tres dominios: 1) arqueas, 2) bacterias y 3) eucariontes. Los arqueas y las bacterias son **procariontes**, lo que significa que sus contenidos celulares, como pigmentos y material nuclear, no están segregados dentro de estructuras celulares (por ejemplo, cloroplastos y el núcleo). Aunque los miembros de los arqueas y de las bacterias tienen una apariencia física similar, son diferentes en muchas otras formas importantes, incluyendo su composición celular y su estructura genética. En el tratamiento funcional de los organismos, se considera en el término *bacterias* incluidos los miembros del dominio arqueas y bacterias. El tercer dominio, eucariontes, consiste en organismos con organización segregada o en compartimientos, los **eucariontes** poseen un núcleo y organelos como los cloroplastos. El dominio eucariontes puede subdividirse en cuatro reinos: 1) protista, 2) hongos, 3) vegetal y 4) animal.

Otras diferencias entre los varios reinos y dominios son las estrategias de alimentación, importantes en la ingeniería ambiental. Algunos organis-

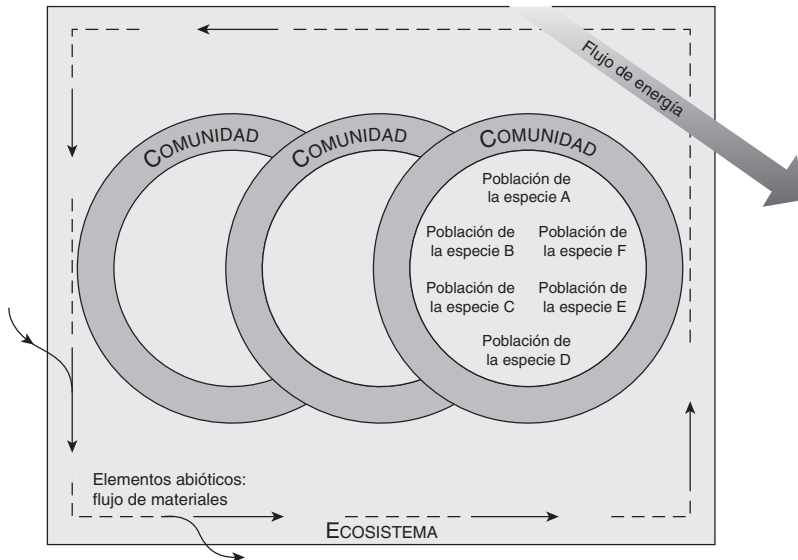


Figura 5.3 Componente biótico de un ecosistema, organizado de acuerdo con las especies, poblaciones y comunidad. En este esquema, la energía fluye y los químicos circulan ampliamente a través del ecosistema. Se puede considerar como ecosistemas el medioambiente natural y los que son producto de la ingeniería y la industria. Por ejemplo, varios de los procesos biológicos que se emplean en el tratamiento de aguas residuales (fangos activos, camas filtrantes, lagunas) contienen comunidades compuestas de una variedad de microorganismos. La naturaleza del ecosistema se ve determinada por el diseño físico de la unidad de proceso y por el carácter químico y biológico del agua residual que entra en el sistema.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

mos obtienen su comida por **absorción** (succión de nutrientes disueltos como en el reino de los hongos), algunos a través de **fotosíntesis** (fijación de la energía luminosa que convierten en moléculas orgánicas simples como en el reino vegetal) y otras por **ingestión** (ingesta de partículas de nutrientes como en el reino animal). Algunos miembros de los reinos vegetal y protista combinan la fototrofia y la heterotrofia en una mezcla nutricional en la que su alimento proviene de la fotosíntesis y de la ingesta de carbono orgánico disuelto o en partículas.

Los dominios se subdividen en reinos, filo o división, clases, orden, familias, géneros y especies. Una **especie** es un grupo de individuos que poseen un conjunto de genes comunes y que pueden reproducirse entre ellos de manera exitosa. A cada especie se le asigna un nombre científico en latín (género más la especie) a fin de evitar confusiones con los nombres comunes. Bajo este sistema de nomenclatura binomial, *Sander vitreus* es el nombre científico del pez de la especie conocida comúnmente como perca o lucioperca.

Todos los miembros de una especie en una región dada conforman la **población**, por ejemplo, la población de percas de un lago. Todas las poblaciones (incluyendo diferentes especies) que interactúan en un sistema dado constituyen la **comunidad**, por ejemplo, la comunidad de peces de un lago. Finalmente, como se muestra en la figura 5.3, todas las comunidades aünadas a los factores abióticos forman el ecosistema (en este caso un lago) y los ecosistemas la ecosfera.

5.1.1 GRUPOS PRINCIPALES DE ORGANISMOS

En los **sistemas naturales** se encuentran una amplia variedad de organismos (por ejemplo, lagos y ríos, humedales, suelo), así como en los **sistemas producto de la ingeniería** (por ejemplo, plantas de tratamiento de aguas negras, vertederos, camas filtrantes y celdas de bioretención). La figura 5.4 ilustra las características de los principales grupos de organismos que son de importancia para la ingeniería medioambiental. Más de la mitad de las especies en peligro de extinción en Estados Unidos lo constituyen las plantas más altas. El reporte

Para saber más acerca de los ecosistemas

<http://www.epa.gov/ebt/pages/ecosystems.html>

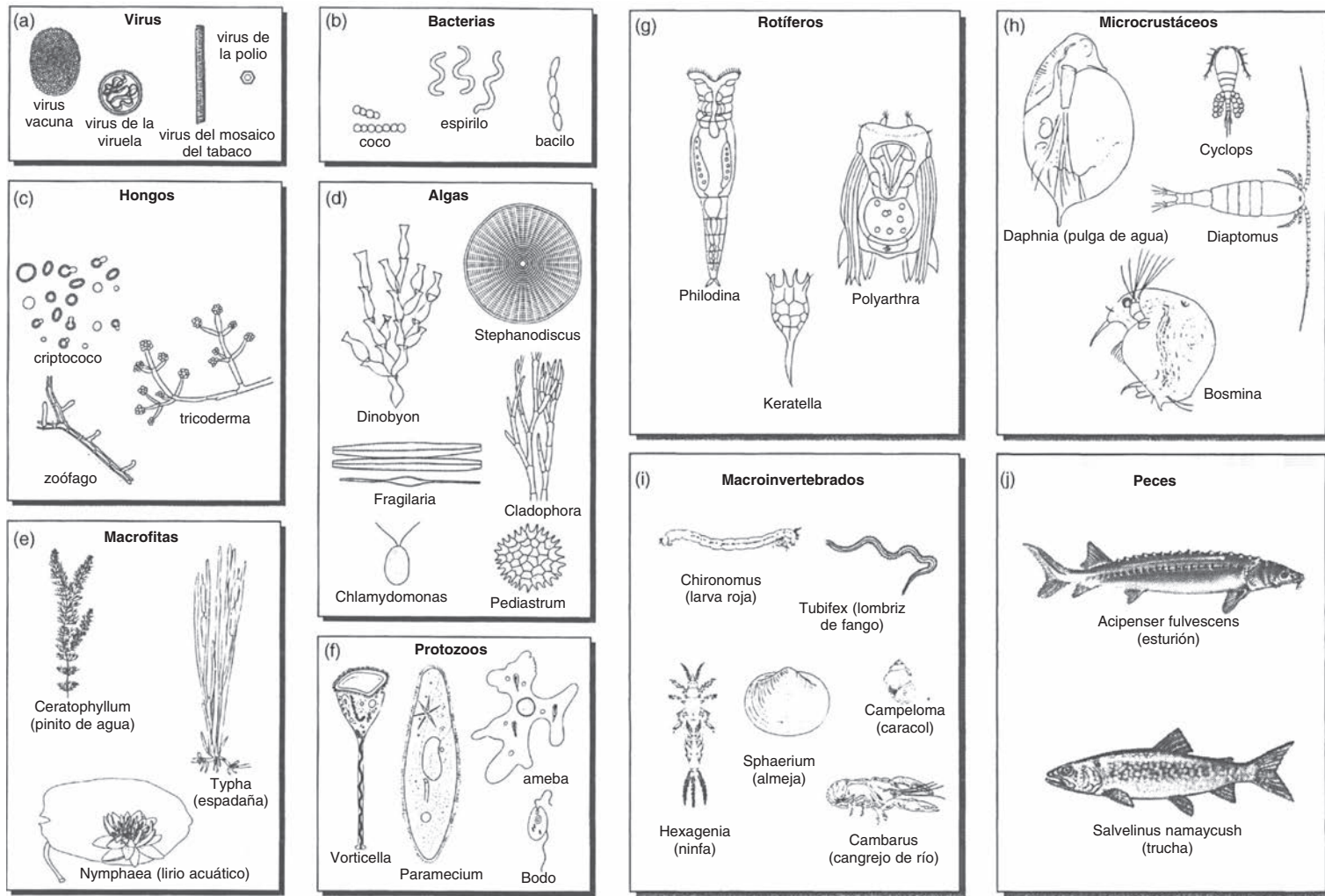


Figure 5.4 Principales grupos de organismos y algunos de sus representantes Los grupos son a) virus, b) bacterias, c) hongos, d) algas, e) macrofitas, f) protozoos, g) rotíferas, h) microcrustáceos, i) macroinvertebrados y, j) peces.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

más reciente del **Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC)** indica, con un alto grado de confiabilidad, que el reciente calentamiento afecta fuertemente los sistemas biológicos terrestres, incluyendo los cambios en los rangos poblacionales ascendentes y descendentes, el reverdecimiento precoz en primavera e incremento de la posibilidad de disturbios causados por plagas y fuegos (IPCC, 2007). Al mismo tiempo, las plantas más altas contribuyen a retirar los gases de efecto invernadero de la atmósfera, eliminan hasta 300×10^{12} kg anuales de bióxido de carbono de la atmósfera, el equivalente a las emisiones de CO_2 de aproximadamente 40 mil millones de automóviles.

A medida que se desvía la atención de los organismos individuales hacia las poblaciones y las comunidades de organismos, no se debe perder de vista que las características de las especies son las responsables de que su papel dentro del ecosistema sea especial. Más aún, la interacción entre grupos de organismos resulta en comunidades altamente dinámicas en sistemas naturales y en los que son producto de la ingeniería. Las estaciones cíclicas y las perturbaciones naturales y humanas que sufre el medio ambiente, a menudo conducen a cambios dramáticos en el tamaño de una población y en la estruc-

Cambio climático y ecosistemas

<http://www.epa.gov/climatechange/effects/eco.html>

Recuadro / 5.1 Producción de biodiesel a partir de las algas

El biodiesel es un combustible renovable que puede manufacturarse a partir de aceites vegetales, grasas animales, grasas provenientes de los desechos de restaurantes y de las algas. Actualmente se exploran varias materias primas para la producción de biodiesel y las algas han emergido como una de las fuentes más prometedoras. Las algas crecen a una velocidad rápida (en horas, algunas especies pueden duplicarse) y prosperan en prácticamente cualquier clima, con lo que superan la limitación que tienen las cosechas de producir biodiesel. En la alga, la transformación de aceite (algunas especies tienen hasta 50% de contenido de aceite) es mucho mayor en comparación con las semillas de las que tradicio-

nalmente se extrae aceite, la producción potencial ascendería a 250 veces la cantidad de aceite de soya que se obtiene por acre. Las algas se cultivan en fotobiorreactores como el que se muestra en la figura 5.5 y se exprimen. El aceite que se obtiene de dicha presión puede convertirse en biodiesel a través de reacciones tradicionales de transesterificación, las mismas que se usan para el aceite vegetal. Las algas son, sobre todo, fábricas notables y eficientes, capaces de tomar los desechos de bióxido de carbono como lo hace una planta municipal tratadora de aguas negras, o emisiones de una planta generadora de electricidad y convertirlas en una forma de energía líquida de alta densidad: aceite natural.

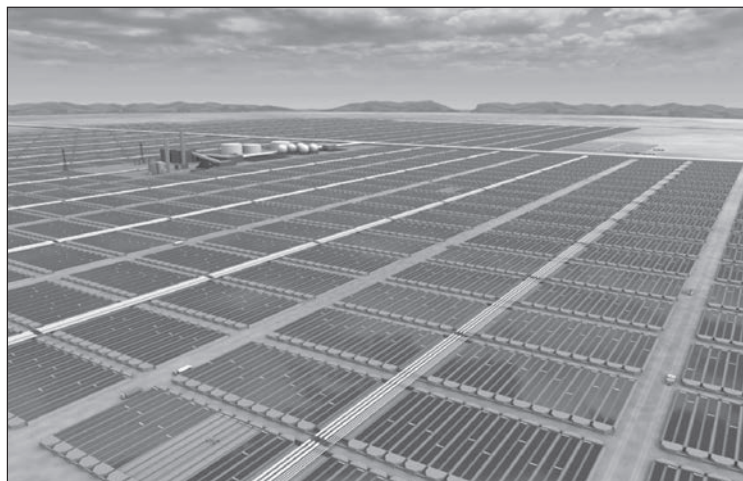


Figura 5.5 Enlucido conceptual de una planta de fotobiorreactores a gran escala utilizada para cultivar algas Si se les abastece de luz solar, agua, bióxido de carbono y se añaden algunos nutrientes, las algas pueden producir aproximadamente 10 000 galones anuales de biodiesel por acre.

tura de una comunidad. Por ejemplo, la transparencia o claridad de los lagos varía con la cantidad de partículas de tierra y los fertilizantes que llegan desde fuentes terrestres mediante las corrientes tributarias. A su vez, la abundancia de algas puede fluctuar de acuerdo con el tamaño de la población de microcrustáceos que se alimentan de ellas y con la disponibilidad de nutrientes que se introducen desde el litoral. En algunos lagos, en cuestión de días la claridad del agua puede variar desde nítida hasta revuelta y de nuevo nítida a medida que varía la población de algas y de microcrustáceos.

5.2 Dinámica de población

La dinámica de población juega un papel en el destino de las bacterias fecales que se descargan en las aguas superficiales, así como en la eficiencia de los microorganismos durante el tratamiento biológico y en las interacciones sustrato-organismos durante la limpieza de suelos contaminados. Otras aplicaciones incluyen el control de las algas invasoras que crecen en los lagos, la biomanipulación como una forma de administrar la calidad del agua superficial y la transferencia de químicos tóxicos a través de la cadena alimentaria. Es posible mejorar nuestra habilidad para administrar y proteger el medioambiente a través de la comprensión de la **dinámica de población**, por ejemplo, al simular o modelar la respuestas que dan las poblaciones a los estímulos medioambientales. En el estudio de la dinámica de población, es importante recordar que, como otros organismos, los seres humanos representan una población; una población que puede crecer de manera exponencial y experimentar el estrés que significa aproximarse a su capacidad de persistencia.

5.2.1 UNIDADES DE EXPRESIÓN DEL TAMAÑO DE UNA POBLACIÓN

Pese a que es un individuo el que nace, se reproduce y muere, en el contexto medioambiental estos eventos se aprecian mejor al examinar poblaciones enteras. Aunque es posible ver las características de las poblaciones individuales a través de la enumeración directa (por ejemplo, el número de lagartos), las poblaciones que constituyen los ecosistemas naturales o los que son producto de la ingeniería incluyen organismos de numerosos y diferentes tamaños. Por lo tanto, el “conteo de cabezas” es una representación deficiente del tamaño de una población y de su función cuando se necesita una estimación de todos los seres vivos o cuando se requiere una biomasa. Un enfoque alternativo es el uso de un constituyente común como el de materia seca (g DW), contenido de carbono orgánico (g C) o, en el caso de las plantas, contenido de clorofila (g Chl). Por ejemplo, podría reportarse la biomasa de las plantas como g DW/m² para las praderas, toneladas métricas C/hectárea para los bosques y mg chl/m³ para los lagos. En los procesos de tratamiento de aguas negras, existen microorganismos mezclados con desperdicios sólidos. En ese caso, la biomasa se expresa como el total de sólidos suspendidos (TSS) o sólidos volátiles suspendidos (VSS), que son medidas comparables con la materia seca.

5.2.2 MODELOS DE CRECIMIENTO DE POBLACIÓN

Se puede aplicar un balanceo de masa al estudio de la dinámica de población en organismos vivos. Considere el caso de la comunidad de algas o bacterias de un lago o de un río, o la comunidad de microorganismos en un

sistema de tratamiento de desperdicios. El balanceo de masa de la biomasa puede escribirse de la siguiente manera:

$$V \frac{dX}{dt} = QX_{\text{entra}} - QX \pm \text{reacción} \quad (5.1)$$

V es el volumen (L), X es la biomasa (mg/L), t es el tiempo (días), Q es el flujo (L/día) y *reacción* se refiere a todos los procesos cinéticos que median el crecimiento o la muerte de los organismos. Cada término de la ecuación 5.1 tiene unidades de masa sobre tiempo (mg/día).

Para simplificar el desarrollo conceptual de los modelos que siguen, se omitirán los términos de flujo (por lo tanto, Q es igual a 0 en un reactor por lote). Si se supone que la cinética de primer orden puede describir adecuadamente el término de la reacción (en este caso, crecimiento poblacional), la ecuación 5.1 se puede reescribir de la siguiente manera:

$$V \frac{dX}{dt} = V k X \quad (5.2)$$

Para simplificar, se dividen ambos lados de la ecuación 5.2 entre V :

$$\frac{dX}{dt} = k X \quad (5.3)$$

donde k es el coeficiente de primer orden (tiempo⁻¹). Debido a que el término de la reacción describe crecimiento, el lado derecho de la ecuación 5.3 es positivo.

Se usará esta ecuación para desarrollar modelos realistas, aunque no muy complejos, que simulen la tasa a la cual crecen los organismos. Aquí se presentan tres modelos que describen crecimiento ilimitado (exponencial) en un espacio limitado (logística) y con recursos limitados (Monod).

CRECIMIENTO EXPONENCIAL O ILIMITADO La dinámica de población de muchos organismos, desde bacterias hasta seres humanos, se puede describir con una simple expresión, el **modelo de crecimiento exponencial**:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\text{máx}} X \quad (5.4)$$

La ecuación 5.4 es idéntica a la ecuación 5.3, con $\mu_{\text{máx}}$, en el que el coeficiente de crecimiento específico máximo (día⁻¹) es un caso especial de la constante de primer orden k . El coeficiente $\mu_{\text{máx}}$ describe la condición en la que toda una reserva complementaria de energía se destina al crecimiento, sin verse afectada por la retroalimentación que constituye la sobrepoblación o la competencia por los recursos o las limitaciones. Además de dirigir sus reservas de energía hacia el crecimiento, los organismos deben pagar un "costo de operación". Aquí, las reservas de energía que se movilizan mediante la respiración se utilizan para apoyar el mantenimiento de las células y la reproducción. En terminología propia de la ingeniería de los desechos, esto es decaimiento *endógeno* (derivado del interior). La necesidad de respirar que tiene el organismo se puede representar en la ecuación 5.4 con un coeficiente de decaimiento de respiración de primer orden:

$$\frac{dX}{dt} = -k_d X \quad (5.5)$$



**Hojas de cálculo para
crecimiento bacteriano**

en donde k_d es el coeficiente de respiración (día^{-1}). Aquí, el término del lado derecho es negativo porque representa una pérdida de la biomasa. En ciertos casos, una versión ampliada de la definición de k_d se utiliza para incluir otras pérdidas como los asentamientos y la predación.

Las ecuaciones 5.4 y 5.5 pueden combinarse:

$$\frac{dX}{dt} = (\mu_{\text{máx}} - k_d)X \quad (5.6)$$

e integrarse para dar lugar a

$$X_t = X_0 e^{(\mu_{\text{máx}} - k_d)t} \quad (5.7)$$

donde X_t es la biomasa en tiempo t y X_0 es la biomasa inicial, reportada como números o como concentración sustituta, como mg DW/L. El término $(\mu_{\text{máx}} - k_d)$ puede también considerarse como el efecto neto de la energía aplicada al crecimiento menos la energía aplicada a la respiración y el término μ_{neto} :

$$X_t = X_0 e^{\mu_{\text{neto}} t} \quad (5.8)$$

Para mayor claridad, se retendrá aquí la expresión utilizada en la ecuación 5.7.

ejemplo/5.1 Crecimiento exponencial y el efecto de la tasa de crecimiento específico en la tasa de crecimiento

Considere una población o comunidad con una biomasa inicial (X_0) de 2 mg DW/L, una tasa de crecimiento específica máxima de $(\mu_{\text{máx}})$ de 1.1/día y un coeficiente de respiración de 0.1/día. Determine la concentración de biomasa (mg DW/L) en un periodo de 10 días.

solución

Suponga un crecimiento exponencial. La biomasa está dada en todo momento por la ecuación 5.7:

$$X_t = X_0 e^{(\mu_{\text{máx}} - k_d)t}$$

y

$$X_t = 2 \times e^{(1.1/\text{día} - 0.1/\text{día}) t}$$

Los resultados se presentan en la tabla 5.1 y la figura 5.6a.

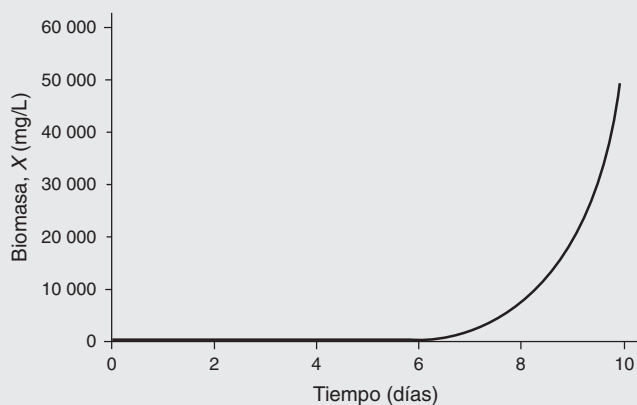
La forma en J de la figura 5.6a es un crecimiento exponencial típico. La inclinación de la curva se determina por el valor del coeficiente de crecimiento específico neto ($\mu_{\text{neto}} = \mu_{\text{máx}} - k_d$). La figura 5.6b muestra la influencia del valor μ_{neto} en la forma de la curva de crecimiento.

ejemplo/5.1 Continuación

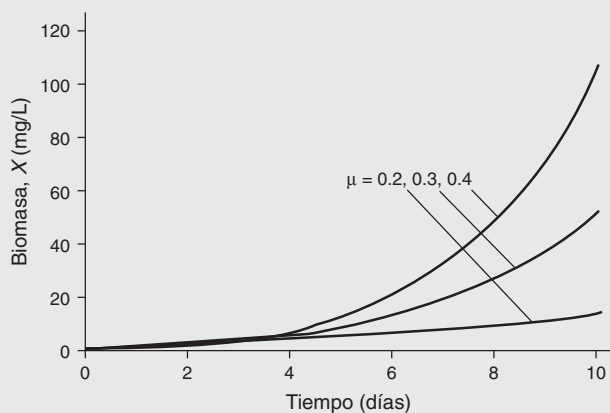
Tabla / 5.1

Resultados de los cálculos de biomasa en función del tiempo con el uso del modelo de crecimiento exponencial del ejemplo 5.1

Tiempo (días)	Biomasa (mg DW/L)	Tiempo (días)	Biomasa (mg DW/L)
1	5	6	807
2	15	7	2 193
3	40	8	5 962
4	109	9	16 206
5	297	10	44 053



a)



b)

Figura 5.6 Efecto de la tasa de crecimiento específico en el crecimiento exponencial

a) Crecimiento exponencial tal y como se determinó en el ejemplo 5.1.
b) Crecimiento de la población de acuerdo con el modelo exponencial de los tres valores de una tasa de crecimiento específica. A medida que μ aumenta, la tasa de crecimiento de población (dX/dt) también aumenta.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

ejemplo/5.1 Continuación

Observe la similitud entre el modelo de crecimiento exponencial (ecuación 5.4) que se aplica aquí para organismos vivos,

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\text{máx}} X$$

con la expresión de decaimiento de primer orden que se expuso en los capítulos 3 y 4 para la aplicación de pérdidas químicas:

$$\frac{dC}{dt} = -kC$$

Ambas son expresiones de primer orden; es decir, ambas tasas son una función directa de la concentración (de organismos o química). Sin embargo, las concentraciones de organismos es típico que se incrementen exponencialmente (crecimiento), en tanto que las concentraciones químicas decrecen en forma exponencial (decaimiento).



Modelar el crecimiento de las aves de cabeza amarilla en peligro de extinción de Nueva Zelanda

LOGÍSTICA DE CRECIMIENTO: EL EFECTO DE LA CAPACIDAD DE PERSISTENCIA Si se examinan un poco más a fondo las predicciones generadas por el modelo de crecimiento exponencial respecto al tiempo, se observan algunos niveles de biomasa interesantes. Por ejemplo, la biomasa simulada en el ejemplo 5.1 en 100 días alcanzaría 5.4×10^{43} mg DW/L! ¿Es lógico? No es de sorprender que al modelo de crecimiento exponencial se le llame algunas veces *crecimiento ilimitado*: no hay impedimentos o límites superiores para la biomasa.

El modelo de crecimiento exponencial tiene algunas aplicaciones apropiadas y se puede aprender mucho de este simple enfoque. Sin embargo, el **modelo de crecimiento logístico** ofrece un marco que está más acorde con nuestro concepto de cómo las poblaciones y las comunidades se comportan. Aquí, se debe invocar a la **capacidad de persistencia** o límite superior que las condiciones medioambientales imponen al tamaño de poblaciones y comunidades (biomasa). La figura 5.7 ilustra el concepto de capacidad de persistencia e identifica la limitación de espacio y las pérdidas de densidad-dependencia como una enfermedad y depredación como componentes de las condiciones medioambientales. No se ha abordado el tema de la limitación del alimento, ya que el concepto de capacidad de persistencia se ha confinado aquí a la cuestión del espacio y de los recursos no renovables.

El modelo de crecimiento logístico se desarrolla al modificar el modelo de crecimiento exponencial (ecuación 5.6) para que tome en cuenta los efectos de la capacidad de persistencia:

$$\frac{dX}{dt} = (\mu_{\text{máx}} - k_d) \left(1 - \frac{X}{K}\right) X \quad (5.9)$$

en donde K es la capacidad de persistencia (mg DW/L), que es la población de biomasa máxima sostenible.

Para apreciar la manera en que la capacidad de persistencia interviene en la tasa de crecimiento de la población, examine el comportamiento del

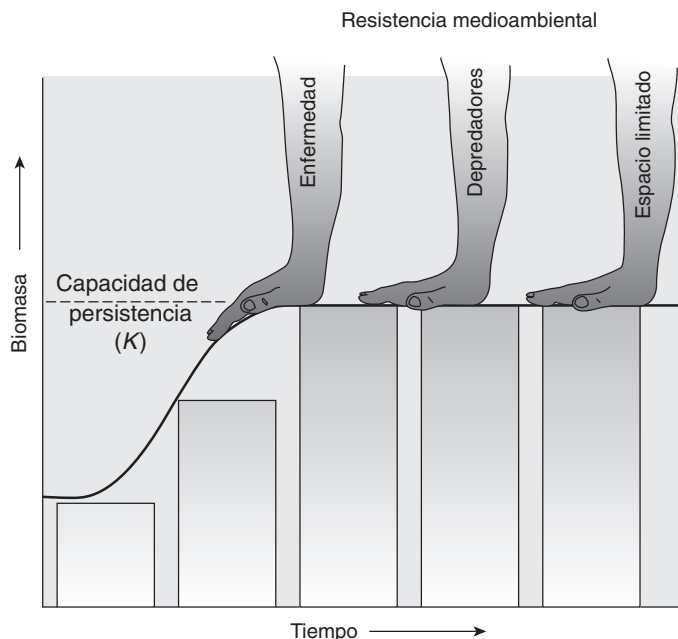


Figura 5.7 Efecto que tiene la limitación mediante recursos no renovables (relacionados con el espacio) en la biomasa manifestada a través de la capacidad de persistencia. Según el modelo de crecimiento logístico, la resistencia medioambiental (representada por la presión que ejerce la mano hacia abajo) reduce la tasa de crecimiento. En cierto tiempo, la población alcanza una capacidad de persistencia que la población no puede exceder.

Adaptado de Enger et al, 1983; figura de Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

segundo término que está entre paréntesis en la ecuación 5.9. Observe que cuando el tamaño de la población es pequeño ($X \ll K$), la ecuación 5.9 reduce su modelo de crecimiento exponencial, y a medida que se aproxima a la capacidad de persistencia ($X \rightarrow K$), la tasa de crecimiento de población se aproxima a cero. Se puede integrar la ecuación 5.9 para dar lugar a

$$X_t = \frac{K}{1 + \left[\left(\frac{K - X_0}{X_0} \right) e^{-(\mu_{\max} - k_d)t} \right]} \quad (5.10)$$

La ecuación 5.10 permite cálculos de biomasa como una función del tiempo de acuerdo con el modelo de crecimiento logístico.

ejemplo/5.2 Logística de crecimiento

Considere la población del ejemplo 5.1 ($X_0 = 2$ mg DW/L, $\mu_{\max} = 1.1$ /día, $k_d = 0.1$ /día), pero con una capacidad de persistencia (K) de 5 000 mg DW/L. Determine la población de biomasa en un periodo de 10 días.

ejemplo/5.2 Continuación

solución

Utilice el término de capacidad de persistencia, K , para aplicar el modelo de crecimiento logístico. Use la ecuación 5.10 para obtener la concentración de biomasa en un periodo de 10 días. La tabla 5.2. y la figura 5.8a muestran la población de biomasa en el tiempo. En este ejemplo, la tasa de crecimiento específico empieza a descender después de varios días y se aproxima a cero. Además, los niveles de concentración de biomasa descenden con el tiempo a medida que se alcanza la capacidad de persistencia (en este caso 5 000 mg DW/L).

La figura 5.8b compara los modelos exponencial y de logística de crecimiento. Advierta que ambos modelos predicen el mismo comportamiento poblacional en números de poblaciones bajos. Esto sugiere que el modelo exponencial puede aplicarse apropiadamente bajo ciertas condiciones.

Tabla / 5.2

Población en el tiempo determinada por la logística de crecimiento examinada en el ejemplo 5.2

Tiempo (días)	Biomasa (mg DW/L)	$\mu_{\text{máx}} - k_d$ (día ⁻¹)
0	2	1.000
1	7	0.999
2	22	0.996
3	72	0.986
4	232	0.954
5	695	0.861
6	1745	0.651
7	3201	0.360
8	4276	0.145
9	4757	0.049
10	4924	0.015
11	4977	0.005
12	4993	0.001
13	4998	<0.001
14	4999	<0.001
15	5000	0.000

ejemplo/5.2 Continuación

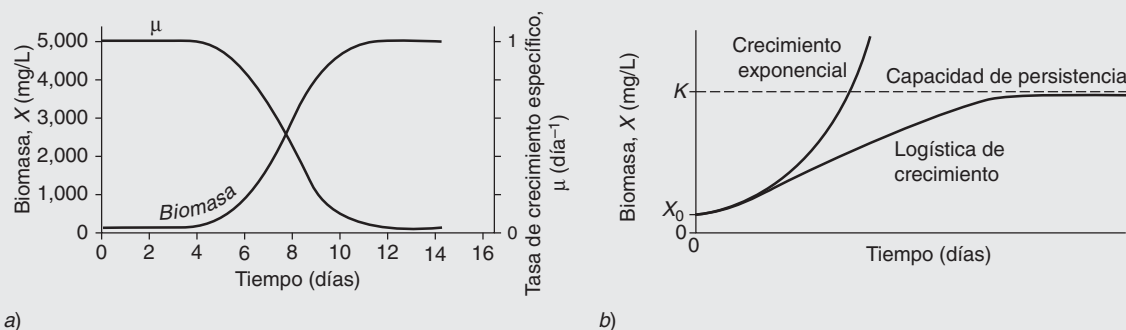


Figura 5.8 Aplicación del modelo de crecimiento logístico a) Biomasa de población y tasa de crecimiento específico según el modelo logístico que se determinó en el ejemplo 5.2. b) Comparación de los modelos exponencial y de crecimiento logístico. Ambos predicen una respuesta similar por parte de la población en la etapas tempranas, cuando la población es pequeña. Sin embargo, el modelo exponencial pronostica que el crecimiento ilimitado continuará, mientras que el modelo logístico pronostica un aproximación a la capacidad de persistencia.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

CRECIMIENTO LIMITADO POR LOS RECURSOS: EL MODELO MONOD

En la naturaleza es más común que los organismos alcancen los límites que les imponen las reservas de **recursos renovables**, por ejemplo, la comida, que aproximarse a los límites establecidos por la capacidad de persistencia. Se puede describir la relación entre los nutrientes y la tasa de crecimiento de una comunidad o población con el **modelo Monod**. En él, la tasa de crecimiento específico máxima toma en cuenta los efectos de los limitantes, en este caso, de los recursos renovables:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (5.11)$$

donde μ es la tasa de crecimiento específico, (día^{-1}), S es el nutriente o la concentración del sustrato (mg S/L) y K_s es la constante de saturación media (mg S/L).

El **sustrato** o “comida” en la ecuación 5.11 puede ser un macronutriente (por ejemplo, carbono orgánico en el tratamiento de desechos biológicos) o un micronutriente que limite el crecimiento (como el fósforo de los lagos). Como se ilustra en la figura 5.9a, la **constante de saturación media** (K_s) se define como la concentración del sustrato (S) a la cual la tasa de crecimiento es la mitad de su valor máximo, es decir, $\mu = \mu_{\max}/2$.

La magnitud de K_s refleja la capacidad que tiene un organismo de consumir recursos renovables (sustrato) a diferentes niveles del sustrato. Los organismos con un bajo K_s se aproximan a su tasa de crecimiento específica máxima ($\mu_{\max}$) a concentraciones de sustrato comparativamente bajas, en tanto que aquéllos cuyos altos valores de K_s requieren de niveles más altos de sustrato

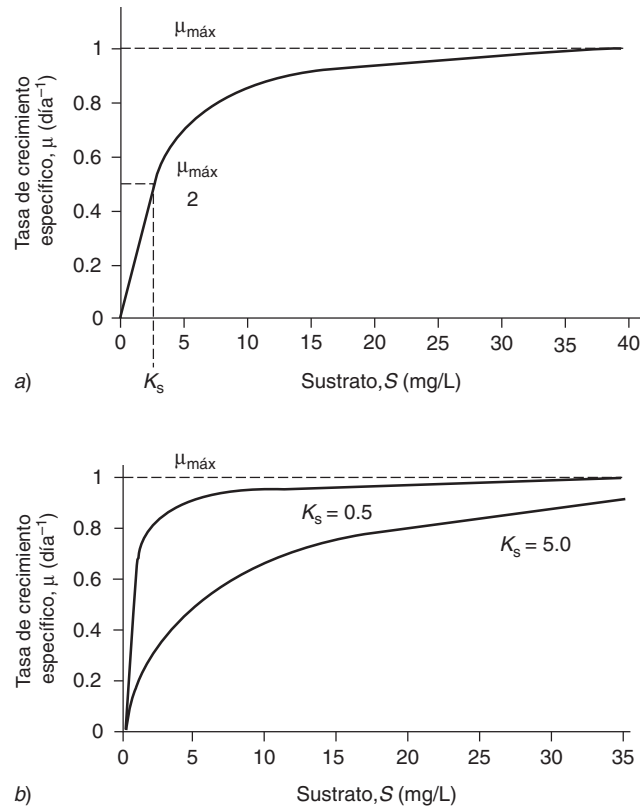


Figura 5.9 El modelo Monod a) Modelo Monod básico que ilustra la relación entre la tasa de crecimiento específico (μ) y la concentración de sustrato (S). A altas concentraciones de sustrato ($[S] \gg K_s$), μ se aproxima a su valor máximo $\mu_{\text{máx}}$ y el crecimiento es, en esencia, independiente de la concentración de sustrato (ejemplo, cinética de orden cero). A bajas concentraciones de sustrato ($[S] \ll K_s$), μ es directamente proporcional a la concentración del sustrato (ejemplo, cinética de primer orden). b) Aplicación del modelo Monod que ilustra el efecto de la variación del K_s . Los organismos con un bajo K_s alcanzan su tasa de crecimiento específica máxima a concentraciones menores de sustrato y, por lo tanto, pueden tener una ventaja competitiva.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

para alcanzar el mismo nivel de crecimiento. La figura 5.9b ilustra cómo las variaciones en las constantes de saturación media afectan la tasa de crecimiento. La base fisiológica que sustenta este fenómeno reside en el papel de las enzimas en la canalización de reacciones bioquímicas; una baja constante de saturación media refleja una gran afinidad entre la enzima y el sustrato.

Se puede sustituir el modelo Monod (ecuación 5.11) en la ecuación 5.6 (modelo exponencial) para dar lugar a

$$\frac{dX}{dt} = \left(\mu_{\text{máx}} \frac{S}{K_s + S} - k_d \right) X \quad (5.12)$$

ejemplo/5.3 Crecimiento limitado por los recursos

La figura 5.10 muestra la densidad de población en función de tiempo en el caso de dos especies de *Paramecium* (un protozario) que crecen de manera separada en un cultivo mixto. Cuando crecen separadamente, ambas especies prosperan, adquieren sustrato y logran altas densidades de biomasa. Sin embargo, en un cultivo mixto, una especie domina y elimina a la otra. Los organismos con un K_s pequeño tienen una ventaja competitiva porque pueden alcanzar una alta tasa de crecimiento con bajos niveles de sustrato. Esto se puede demostrar al inspeccionar el modelo Monod.

Un concepto básico en ecología, el **principio de exclusión de competitividad**, establece que dos organismos no pueden coexistir si dependen de un mismo recurso que limita su crecimiento. ¿Cómo se las arreglan para coexistir este par de especies de *Paramecium* en el mundo natural? ¿Por qué el competidor menos eficiente no se ha extinguido?

solución

La respuesta consiste en otro principio ecológico, *nichos de separación*. El término *nicho* se refiere al papel funcional único o “lugar” de un organismo en el ecosistema. Los organismos que no son muy competitivos, desde un punto de vista meramente cinético (por ejemplo, K_s) pueden sobrevivir al explotar el tiempo o el lugar en que se puede evitar la competencia.

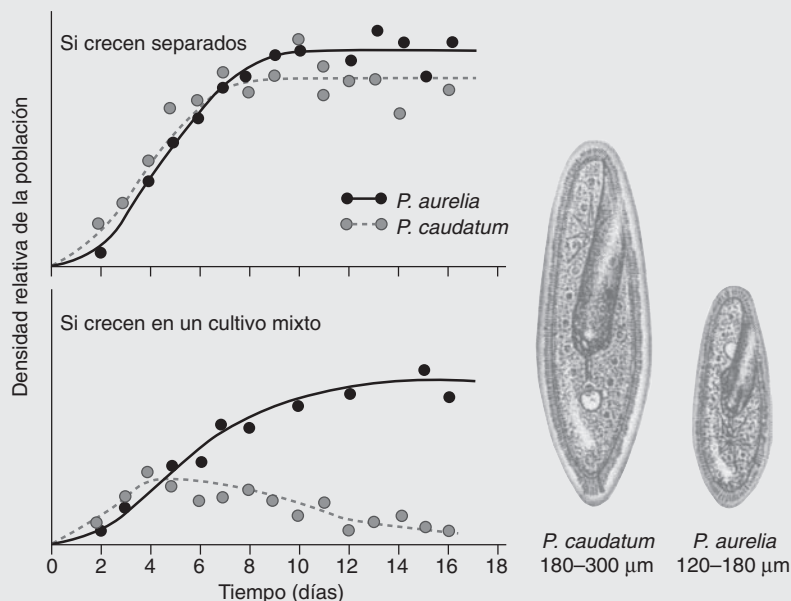


Figura 5.10 Dos especies de *Paramecium* que crecen separadas y en un cultivo mixto En un cultivo separado, ambas especies prosperan, adquieren sustrato y alcanzan altas densidades de biomasa. Sin embargo, en un cultivo mixto una especie domina y elimina a las otras.

Adaptado de Ricklefs (1983); dibujo de Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

COEFICIENTE DE RENDIMIENTO: RELACIÓN ENTRE EL CRECIMIENTO Y EL USO DE SUSTRATO Aunque se ha dedicado mucha atención a monitorear la biomasa, en muchas aplicaciones de ingeniería el destino del sustrato puede resultar de mayor interés. Para modelar las concentraciones de sustrato, o para relacionar el consumo del sustrato con el crecimiento de un organismo, se aplica el **coeficiente de rendimiento (Y)**, que se define como la cantidad de organismos que se producen por unidad de sustrato que se consume:

$$Y = \frac{\Delta X}{\Delta S} \quad (5.13)$$

Y se expresa en unidades de biomasa que se producen por masa de sustrato consumido. Un coeficiente de rendimiento cuyo valor sea $Y = 0.2$ indica que se produjeron 20 mg de biomasa por cada 100 mg de sustrato que se consumió. Tome en cuenta que en el caso de carbono orgánico Y siempre es menor que 1, porque los organismos no son 100% eficientes al convertir el sustrato en biomasa y porque se destina cierta energía al mantenimiento de la célula.

Es común aplicar el coeficiente de rendimiento para relacionar la tasa de utilización del sustrato (dS/dt) con la tasa de crecimiento del organismo (dX/dt):

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \left(\frac{dX}{dt} \right) \quad (5.14)$$

Si se reemplaza el modelo Monod de crecimiento limitado (ecuación 5.12) con dX/dt en la ecuación 5.14:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \left(\mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} - k_d \right) X \quad (5.15)$$

Advierta que el papel de $\mu_{\max}$ es retirar el sustrato de la solución, y el papel de k_d es el de reciclar el sustrato en la solución a medida que los organismos respiran y mueren. Se usa esta expresión en varias aplicaciones de ingeniería, por ejemplo, para balanceos de masa en el caso de crecimiento de organismos y su uso del sustrato que fundamenten el diseño y operación de las instalaciones de una planta tratadora de aguas negras.

ejemplo/5.4 Coeficiente de rendimiento

Se retira la materia orgánica presente en las aguas residuales municipales a una velocidad de 25 mg BOD₅/L-h en un reactor biológico. Se define la BOD (demanda bioquímica de oxígeno) en la sección 5.4, y se refiere a la cantidad de oxígeno que se consume al oxidar una cantidad dada de materia orgánica, aquí se representa con el efecto de la concentración de sustrato.

Use el coeficiente de rendimiento para calcular la masa de microorganismos (medida como partículas sólidas suspendidas o VSS) que se producen diariamente a partir de los microorganismos y su consumo de materia orgánica en la balsa de aireación. Suponga que la balsa tiene un volumen de 1.5×10^6 L y que el coeficiente de rendimiento Y es igual a 0.6 mg VSS/mg BOD₅.

ejemplo/5.4 Continuación

solución

El coeficiente de rendimiento Y relaciona la velocidad a la que desaparece el sustrato (en este caso, la materia orgánica) con la tasa de crecimiento de una célula. Se escribe esta relación (ecuación 5.14) de la siguiente manera:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \frac{dX}{dt}$$

Por lo tanto,

$$Y \frac{dS}{dt} = -\frac{dX}{dt}$$

Sustituya los valores dados de Y y la tasa a la cual se agota el sustrato:

$$\frac{0.6 \text{ mg VSS}}{\text{mg BOD}_5} \times \frac{25 \text{ mg BOD}_5}{\text{L-hr}} = \frac{15 \text{ mg VSS}}{\text{L-hr}}$$

A continuación, convierta este valor en un básico masa por día:

$$\begin{aligned} \frac{15 \text{ mg VSS}}{\text{L-hr}} \times 1.5 \times 10^6 \text{ L} \times \frac{24 \text{ hr}}{\text{día}} &= \frac{5.4 \times 10^8 \text{ mg VSS}}{\text{día}} \\ &= \frac{540 \text{ kg VSS}}{\text{día}} \end{aligned}$$

Advierta que se producen muchos sólidos biológicos diarios en una planta de tratamiento de aguas negras. Esto explica porqué los ingenieros pasan mucho tiempo en el diseño y operación de las instalaciones, a fin de manejar y disponer de los residuos sólidos (fango) que se generan en una planta de este tipo.

COEFICIENTES BIOCINÉTICOS Es común que se hable de los términos $\mu_{\text{máx}}$, K_s , Y y K_d como de coeficientes biocinéticos, porque dan información acerca de la manera en que el sustrato y la biomasa cambian con el tiempo (cinéticamente). Se pueden derivar los valores de estos coeficientes a partir de cálculos termodinámicos o mediante observaciones de campo y experimentos en el laboratorio; hay compendios de literatura en torno a los coeficientes. La tabla 5.3 muestra algunos valores representativos de los coeficientes biocinéticos tal y como se aplican en una planta tratadora de aguas residuales.

CRECIMIENTO POR LOTE: PONER TODO JUNTO La respiración y los mecanismos de crecimiento que se expusieron antes pueden integrarse en una sola expresión que describe el crecimiento de la población en un cultivo por lotes:

$$\frac{dX}{dt} = \left(\mu_{\text{máx}} \frac{S}{K_s + S} - k_d \right) \left(1 - \frac{X}{K} \right) X \quad (5.16)$$

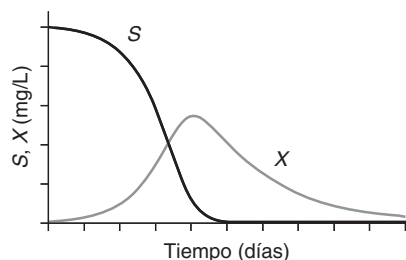


Figura 5.11 Crecimiento de la población en un cultivo por lotes Esta gráfica ilustra una fase de crecimiento exponencial en donde el sustrato inicial (S) es abundante y la biomasa (X) es baja; seguido de un estado estacionario en el que los niveles de sustrato impulsan una tasa de crecimiento que es igual a la tasa de respiración, y luego viene una fase de muerte en la cual el sustrato se agota y la población se encuentra en declive debido a que sus demandas respiratorias no son satisfechas.

Tabla / 5.3

Valores típicos de una selección de coeficientes cinéticos para el proceso de depuración de aguas negras mediante fangos activos

Coefficiente	Rango de valores	Valor típico
$\mu_{\text{máx}}$	0.1–0.5 h ⁻¹	0.12 h ⁻¹
K_s	25–100 mg BOD ₅ /L	60 mg BOD ₅ /L
Y	0.4–0.8 PSS/mg BOD ₅	0.6 PSS/mg BOD ₅
k_d	0.0020–0.0030 h ⁻¹	0.0025 h ⁻¹

FUENTE: Tchobanoglous et al., 2003.

Entonces se puede relacionar el uso de sustrato con la ecuación 5.16 mediante el coeficiente de rendimiento:

$$\frac{dX}{dt} = -\frac{1}{Y} \left(\mu_{\text{máx}} \frac{S}{K_s + S} - k_d \right) \left(1 - \frac{X}{K} \right) X \quad (5.17)$$

Aunque la capacidad de persistencia tiene una importancia considerable en los sistemas naturales, no es un término que normalmente se incluya en los modelos biocinéticos de ingeniería de aguas residuales municipales, porque estos sistemas están diseñados para operar por debajo de la biomasa máxima sostenible.

La figura 5.11 ilustra el uso de sustrato y las fases inherentes al crecimiento poblacional en un cultivo por lotes (sin entradas ni salidas), de acuerdo con las ecuaciones 5.16 y 5.17. Para hacerlo más sencillo, se supone que no ocurren reciclados. Se describen las tres fases de crecimiento en la tabla 5.4: la fase exponencial o de bitácora, la **fase estacionaria** y la fase de muerte. Se hacen algunas suposiciones respecto a las condiciones de crecimiento durante las fases exponencial y de muerte para permitir calcular los cambios en el sustrato y en la biomasa en todo momento.

Tabla / 5.4

Fases de crecimiento de la población

Fase de crecimiento	Descripción	dX/dt
Fase exponencial o de bitácora	El consumo de sustrato y el crecimiento son rápidos. El patrón de crecimiento se aproxima bastante al modelo exponencial (ecuación 5.4).	$dX/dt > 0$
Fase estacionaria	El crecimiento disminuye debido al agotamiento del sustrato (o hacinamiento). Por un breve periodo, las ganancias en el crecimiento se equilibran exactamente con las pérdidas de respiración y muerte.	$dX/dt = 0$
Fase de muerte	Ya no hay sustrato disponible para sostener el crecimiento y las pérdidas de respiración y muerte. Aproximación a un decaimiento exponencial (ecuación 5.5.)	$dX/dt < 0$

ejemplo/5.5 Cálculos simplificados de sustrato y biomasa

Las ecuaciones diferenciales que describen la dinámica de la biomasa y el sustrato (ecuaciones 5.16 y 5.17) contienen términos no lineales que requieren de métodos numéricos especializados para resolverse. Sin embargo, al aplicar algunas suposiciones para simplificar, se puede aprender mucho acerca de la dinámica de poblaciones y comunidades microbianas. Considere una población de microorganismos que crezca en un cultivo por lotes con las características siguientes: biomasa inicial $X_0 = 10 \text{ mg DW/L}$; tasa de crecimiento máxima específica $\mu_{\text{máx}} = 0.3/\text{día}$; constante de saturación media; $K_s = 1 \text{ mg/L}$; capacidad de persistencia $K = 100\,000 \text{ mg DW/L}$; tasa de coeficiente de respiración $k_d = 0.05/\text{día}$; concentración inicial del sustrato $S_0 = 2\,000 \text{ mg S/L}$; coeficiente de rendimiento $Y = 0.1 \text{ mg DW/mg S}$.

1. Determine si la población alcanzará alguna vez su capacidad de persistencia.
2. Calcule la biomasa de población tras tres días de crecimiento.
3. Calcule la concentración de sustrato tras tres días de crecimiento.
4. Si la población llega a un pico de 100 mg DW/L cuando el sustrato se termina, calcule la biomasa 10 días después de dicho pico.

solución

1. Los cambios que se dan con el tiempo en las concentraciones de sustrato y de biomasa se relacionan con el coeficiente de rendimiento como se indica en la ecuación 5.14. La biomasa máxima que esta población puede alcanzar, con base en la disponibilidad de sustrato, está dada por el producto del máximo potencial de cambio en la concentración del sustrato y el coeficiente de rendimiento.

$$dX = dS \times Y = \frac{2\,000 \text{ mg S}}{\text{L}} \times \frac{0.1 \text{ mg DW}}{\text{mg S}} = 200 \text{ mg DW}$$

Esto está muy por debajo de la capacidad de persistencia de $100\,000 \text{ mg DW/L}$; por lo tanto, la población no se quedará sin sustrato y nunca alcanzará su capacidad de persistencia.

2. Antes, en la fase de crecimiento, cuando las concentraciones de sustrato eran altas (término Monod $S/(K_s + S)$, se aproxima a 1) y las concentraciones de biomasa son bajas (término de capacidad de persistencia, $1 - X/K$, se aproxima a 1), la ecuación 5.16 se reduce a

$$\frac{dX}{dt} = (\mu_{\text{máx}} - k_d)X$$

ejemplo/5.5 Continuación

Integre

$$X_t = X_0 e^{(\mu_{\text{máx}} - k_d)t}$$

$$X_3 = \frac{10 \text{ mg DW}}{L} \times e^{(0.3/\text{día} - 0.05/\text{día})3 \text{ día}} = \frac{21 \text{ mg DW}}{L}$$

3. El cambio en la concentración del sustrato en un periodo de 3 días está dado por la ecuación 5.14:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \left(\frac{dX}{dt} \right)$$

A partir de cálculos previos, dX/dt en más de tres días es $X_3 - X_0 = 21 - 10 = 11 \text{ mg DW/L}$ y

$$\frac{dS}{dt} = -\left(\frac{0.1 \text{ mg DW}}{\text{mg } S} \right)^{-1} \times \frac{11 \text{ mg DW}}{L} = \frac{-110 \text{ mg } S}{L}$$

La concentración de sustrato después de tres días de crecimiento está dada por

$$S_3 = S_0 - \frac{dS}{dt} = 2000 - 110 = \frac{1890 \text{ mg } S}{L}$$

4. Cuando el sustrato se agota, el término Monod es igual a 0, y la ecuación 5.16 se reduce a la ecuación 5.5. y su solución analítica $Xt = X_0 e^{-k_d t}$. En este caso, el pico en la población descende de acuerdo con la cinética de primer orden, de manera que 10 días después del pico,

$$X_t = X_0 e^{-k_d t} = 100 \times e^{(-0.05/\text{día} \times 10 \text{ día})} = \frac{61 \text{ mg DW}}{L}$$

**Discusión en clase**

Recién se ha completado el estudio del crecimiento de población, surge la pregunta cuál es el modelo que mejor se adapta a los datos que se presentaron en la figura 5.12 y qué es lo que dicho modelo indica que es posible que pase en el futuro.

MODELOS DE CRECIMIENTO Y POBLACIÓN HUMANA A pesar de la complejidad de su reproducción, se puede simular la población humana usando modelos del tipo de los que se describieron en este capítulo. La población humana permaneció relativamente sin cambio por miles de años, y se ha incrementado mucho más rápidamente en tiempos modernos (vea la figura 5.12). En el 2007, la tasa de coeficiente de crecimiento de la población mundial era aproximadamente 0.012 año^{-1} (1.2% o 12 nacimientos por cada 1 000 personas por año). A este ritmo, la población de la Tierra se duplicará cada 60 años, y el mayor crecimiento ocurrirá en las áreas urbanas.

En el siglo XVIII el economista británico Thomas Malthus se preguntó cuál era el modelo que describía los datos de población y qué era lo que pronosticaban. Al reconocer que la población se incrementa exponencialmente, Malthus llegó a la conclusión que tal crecimiento se controlaba sólo por medio de la “misericordia o el vicio”, que significa guerra, pestes y hambrunas. Sostuvo que mientras las poblaciones se incrementaran exponencialmente,

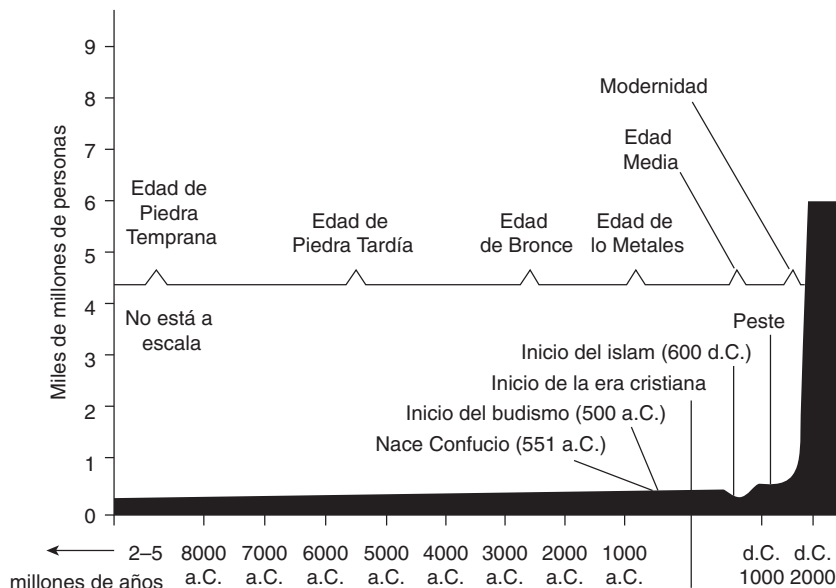


Figura 5.12 La población de seres humanos crece con el tiempo

Adaptado de Enger et al., *Environmental Science*, 1983, Wm. C. Brown Publishers con autorización de McGraw-Hill. Reimpreso de Mihelcic (1999), con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

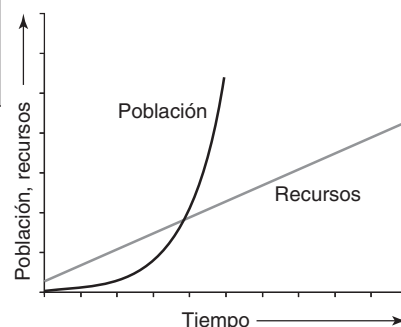


Figura 5.13 Pronóstico de Malthus respecto a las tendencias en la población y los recursos Según Malthus, en algún momento la demanda sobrepasaría la oferta.

los “medios de subsistencia” (comida) se incrementarían en forma lineal. Por lo tanto, sería sólo cuestión de tiempo que la demanda sobrepasara la oferta, como se muestra en la figura 5.13, evento de implicaciones catastróficas.

Dos siglos después de los pronósticos de Malthus, no se han agotado los recursos alimenticios y las curvas de demanda y oferta que se muestran en la figura 5.13 no se han intersectado todavía. Esto se debe a los avances en la producción agrícola mediante el uso de fertilizantes y pesticidas, que tienen su propio impacto en el medio ambiente y en la salud como la escasez de agua, dependencia en combustibles fósiles, erosión de suelo, pérdidas en la biodiversidad y contaminación química de aguas superficiales y subterráneas.

En **Los límites del crecimiento**, el Club de Roma advertía:

Si “las tendencias actuales de crecimiento de la población mundial, industrialización, polución, producción de comida y extinción de recursos continúan sin cambio, se alcanzarán los límites del crecimiento en algún momento de los próximos cien años.” Además pronosticaron que habría un impacto adverso en la capacidad industrial.

Esta perspectiva respecto de las amenazas, que de alguna forma es amplia, y que prescribe límites al crecimiento es más consistente con nuestras observaciones del impacto del agotamiento de nutrientes, de la lluvia ácida, la contaminación con metales pesados y químicos orgánicos tóxicos, el desgaste de la capa de ozono y los cambios climáticos provocados por el carbono. Malthus quizá estaría sorprendido de ver que “remodelaríamos nuestra casa” mucho antes de ver extendidas por todo el mundo las hambrunas y “el último y más dañino control de población”.



Crecimiento de la población frente a nutrientes limitados



Discusión en clase

El papel que los ingenieros juegan en el combate a las amenazas actuales y en la eliminación de futuros agravios consiste en elaborar diseños que mejoren la calidad de la vida de los habitantes de la Tierra sin los consecuentes impactos medioambientales adversos que se han visto en la Historia. ¿Cómo concibe su papel desde el punto de vista como ciudadano del mundo y como profesionalista?



Discusión en clase

Aunque la huella ecológica efectivamente brinda información general sobre los impactos del consumo, ¿cuáles son algunas de las limitantes de este enfoque? Por ejemplo, acaso es el área de tierra un buen sustituto de todo el impacto ambiental. ¿Se consideran de manera diferente los terrenos contaminados durante un proceso o al final de la vida que los terrenos utilizados para cultivar cosechas orgánicas? ¿Cuáles son los retos que plantea el uso de la huella ecológica como un indicador de la sustentabilidad medioambiental?

Calcule su huella ecológica

www.myfootprint.org/en/

Otra forma de describir este fenómeno es la relación que se desarrolló en el decenio de 1970 conocida como la ecuación **IPAT**:

$$I = P \times A \times T \quad (5.18)$$

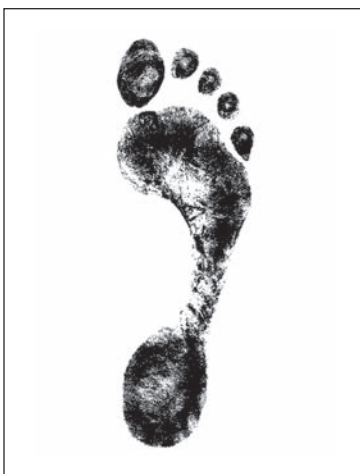
en donde *I* es el impacto ecológico, *P* es la población, *A* es la afluencia y *T* es tecnología. El impacto medioambiental (*I*) puede expresarse en términos de agotamiento de recursos o acumulación de desperdicios. La población (*P*) se refiere al tamaño de la población de seres humanos, la afluencia (*A*) es el nivel de consumo de dicha población y la tecnología (*T*) es el proceso que se usa para obtener recursos y transformarlos en bienes útiles y en desperdicios.

Además de destacar la contribución de la población a los problemas medioambientales, la ecuación IPAT deja claro que los problemas medioambientales implican más que sólo la contaminación y que dependen de múltiples factores que actúan en conjunto y que dan lugar a un efecto compuesto. Se puede visualizar el producto de los términos afluencia (*A*) y tecnología (*T*) de la ecuación 5.18, así como la demanda per cápita en los recursos de un ecosistema. Algunas veces se cuantifica esta demanda como huella ecológica (vea el recuadro 5.2).

Recuadro / 5.2 La huella ecológica

Una **huella ecológica** es el cálculo del área biológicamente productiva que se requiere para proveer a un individuo de todos los recursos que necesita y absorber los desechos que produce su actividad.

Otra forma de considerar la huella ecológica es el impacto ecológico en cierta cantidad de naturaleza que un individuo necesita ocupar para mantener intacto su estilo de vida cotidiano (Wackernagel et al., 1997). En general se asume que, si los recursos mundiales se distribuyeran equitativamente, hoy en día habría 2.1 hectáreas de tierra productiva asignada a cada persona. Este valor es importante porque sirve como punto de referencia para comparar la huella ecológica de la población mundial. Este número referencial se deriva del hecho de que hay una cantidad de tierra cultivable, pastizal, selva, océano y medio ambiente construido por el hombre. Además, de acuerdo con la Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo, debería reservarse 12% de la capacidad ecológica mundial para proteger la biodiversidad. Este valor se incorpora en



© Juri Samsonov/iStockphoto.

el cálculo que determina que hay sólo 2.1 hectáreas por persona disponibles para cada individuo que actualmente vive en la Tierra.

La tabla 5.5 muestra la huella ecológica y la capacidad ecológica disponible (ambas en hectáreas per cápita) de una selección de naciones del mundo. La tabla también muestra la diferencia, o *déficit ecológico*, el cual se determina al restar la huella ecológica de la capacidad ecológica disponible de cada país. Los números negativos indican un déficit, y los números positivos indican que queda cierta capacidad ecológica dentro de las fronteras de ese país. La tabla muestra que muchas de las naciones no serían hoy sustentables si el resto del mundo tuviera ese mismo nivel de consumo de recursos naturales. Este análisis

asume que el impacto de un individuo se resiente dentro de la tierra física y de los ecosistemas que ocupa el país en que esa persona vive. Por supuesto, las fronteras de una nación no limitan sus emisiones medioambientales, así que el impacto muy probablemente se dejará sentir más allá del país de residencia.

Recuadro / 5.2 Continuación

Tabla / 5.5

Huella ecológica en el mundo

	Huella ecológica (ha per cápita)	Capacidad biológica (ha per cápita)	Diferencia (ha per cápita)
El mundo	2.7	2.1	-0.6
Bangladesh	0.6	0.3	-0.3
Brasil	2.4	7.3	4.9
Canadá	7.1	20.0	13.0
China	2.1	0.9	-1.2
Alemania	4.2	1.9	-2.3
India	0.9	0.4	-0.5
Japón	4.9	0.6	-4.3
Jordán	1.7	0.3	-1.4
México	3.4	1.7	-1.7
Nueva Zelanda	7.7	14.1	6.4
Nigeria	1.3	1.0	-0.4
Federación Rusa	3.7	8.1	4.4
Sudáfrica	2.1	2.2	0.1
Reino Unido	5.3	1.6	-3.7
Estados Unidos	9.4	5.0	-4.4

FUENTE: Datos del Living Planet Report, WWF, 2008.

Desde una perspectiva mundial, la huella ecológica promedio del mundo actual es de 2.7 hectáreas por persona, lo que resulta en un déficit ecológico de 0.6 hectáreas por persona. Es claro que para ser ecológicamente sustentable, el mundo debe disminuir su población, o bien disminuir la carga que cada persona ejerce en el medio ambiente (mediante una distribución más equitativa de los recursos mundiales o un uso más amplio de políticas y tecnologías verdes), especialmente en los países industrializados que consumen una parte injusta de los recursos mundiales. De hecho, a medida que la población mundial se aproxima a 10 mil millones de personas en los decenios por venir, la huella ecológica asignada de 2.1 hectáreas de tierra productiva por persona llegará a 1 hectárea, lo que brinda aún

más atención a los problemas de justicia o de tecnologías y políticas verdes.

Aunque en Estados Unidos la capacidad ecológica es relativamente grande (5.0 hectáreas), hay una huella ecológica de 9.4 hectáreas, lo que da como resultado un déficit total de 4.4 hectáreas por persona. La capacidad ecológica de China es mucho menor que en Estados Unidos (0.9 hectáreas por persona), y su huella ecológica actual también es mucho menor (2.1 hectáreas por persona). China no tiene ya “huella ecológica” adicional propia que utilizar. Sin embargo, imagine cuál sería el déficit ecológico de China si su población de más de mil millones intentara imitar los patrones actuales de consumo de recursos de Estados Unidos (recuerde la ecuación IPAT). Además,

Recuadro / 5.2 Continuación

puede usted preguntarse si es responsable, desde el punto de vista ético, que los ciudadanos de Estados Unidos y otros países industrializados consuman los recursos mun-

diales a tasas que no son sustentables, y que provoquen que los países menos industrializados carezcan de los recursos para sostener su desarrollo futuro.

**Discusión en clase**

La ecuación IPAT también aborda el problema de cómo los factores de equidad y distribución son críticos en el desarrollo sustentable. Por ejemplo, a medida que los 2 mil millones de personas que actualmente viven en la pobreza (menos de 2 dólares al día) incrementen su afluencia mediante un mayor ingreso personal, otras partes ricas del mundo tendrán que compartirles parte de su afluencia o proveerles tecnología verde para disminuir el impacto total en el medio ambiente causado por los incrementos de población y de afluencia. ¿Cuál cree que sea la respuesta mundial a este complejo problema?

De la ecuación 5.18 es obvio que sólo existen dos opciones para reducir el impacto medioambiental:

1. Reducir los números de la población (P), o
2. Reducir la magnitud de la demanda per cápita ($A \times T$).

Los problemas del tamaño de la población (P), quizá de importancia primordial, y de la afluencia (A) son temas que contienen una orientación política en la que los ingenieros pueden trabajar. Otro esfuerzo del ingeniero para reducir el impacto medioambiental y avanzar hacia la sustentabilidad enfocándose en (T) es el diseño de tecnologías más verdes.

5.3 Flujo de energía en los ecosistemas

Las característica de los muchos y variados ecosistemas de la Tierra está determinadas en gran medida por sus condiciones físicas. Piense en los cambios en la flora (plantas) y en la fauna (animales) que se observan durante el curso de un viaje largo en automóvil, especialmente si está viajando de Norte a Sur o se experimentan cambios drásticos de elevación. Las condiciones físicas incluyen factores climáticos como el de temperatura (valores extremos y duración de las estaciones), luz del día (duración del día y variaciones anuales), precipitación (extremos y distribución anual) y el viento. Otras características significativas de las condiciones físicas incluyen la física del suelo (tamaño de las partículas) y su química (pH, contenido orgánico, nutrientes).

Dadas las condiciones físicas apropiadas, los organismos requieren sólo dos cosas del medio ambiente: 1) energía para funcionar y 2) químicos para proveer sustancia. Los elementos químicos se encuentran en un ciclo dentro del ecosistema y puede ser un ciclo regional o global, de manera que su funcionamiento continuo no necesita que se importen. El flujo de energía atraviesa los ecosistemas y los impulsa; es decir, no es un ciclo sino que se convierten continuamente en calor y en pérdida para propósitos útiles.

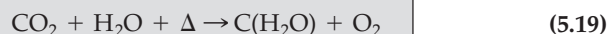
5.3.1 CAPTURAR Y USAR ENERGÍA: FOTOSÍNTESIS Y RESPIRACIÓN

El sol es responsable, de forma directa o indirecta, de prácticamente toda la energía de la Tierra. La incidencia de la luz solar en los ecosistemas acuáticos o terrestres se captura por los pigmentos de las plantas, principalmente la clorofila, y esa energía luminosa se convierte en energía química mediante un proceso llamado **fotosíntesis**.

Fotosíntesis artificial es el término que a menudo se usa para referirse a la ingeniería solar o a los sistemas de células fotovoltaicas diseñadas para captar la energía luminosa y convertirla en energía eléctrica. Usar energía

solar para hacer funcionar los sistemas de ingeniería en lugar de utilizar combustibles fósiles puede favorecer los retos medioambientales actuales, entre los que se encuentran la contaminación del aire, el cambio climático y el agotamiento de los recursos finitos.

La energía química que se almacena mediante la fotosíntesis está disponible para que los organismos la usen mediante la respiración. La figura 5.14a muestra un modelo simplificado de la fotosíntesis, la cual puede representarse de la siguiente manera:



en la que Δ es la energía del sol y $\text{C}(\text{H}_2\text{O})$ es una representación general de carbono orgánico (por ejemplo, glucosa, en donde $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ o $6 \text{C}(\text{H}_2\text{O})$). El intercambio de energía liberada (ΔG) por fotosíntesis (ecuación 5.19) es positivo, así que la reacción no pudo haberse efectuado sin la entrada de energía del sol.

La clorofila actúa como una antena, absorbe la energía luminosa, que luego se almacena en los enlaces químicos de los carbohidratos que se producen por esta reacción. El oxígeno es un producto secundario muy importante de este proceso. Con respecto al tratamiento de aguas residuales, esta **fuentes fotosintética** se considera un método natural para proveer oxígeno



© Michael Krakowiak/iStockphoto.

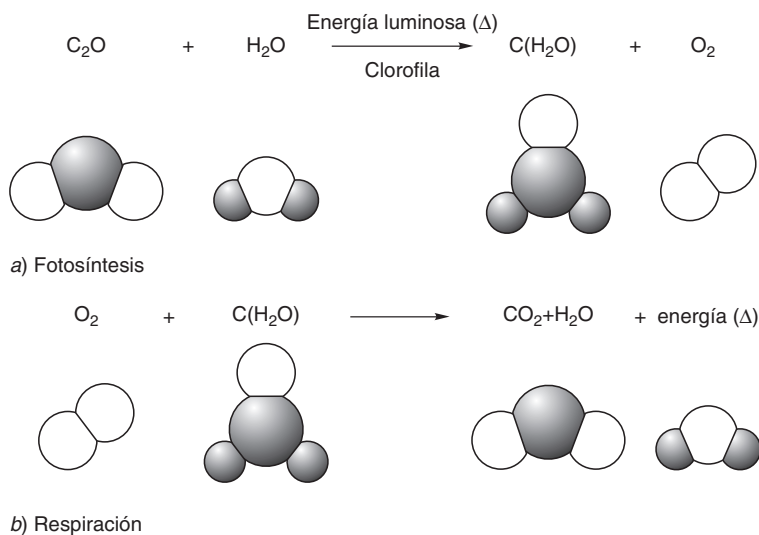


Figura 5.14 Fotosíntesis y respiración a) Versión simplificada de la fotosíntesis, proceso en el cual pigmentos como la clorofila capturan energía solar y la convierten en energía química que se almacena en los enlaces de los carbohidratos simples, por ejemplo, $\text{C}(\text{H}_2\text{O})$; luego se forman moléculas más complejas (por ejemplo, azúcares, almidones, celulosa). b) Versión simplificada de la respiración, proceso inverso de la fotosíntesis. Se libera la energía almacenada en los enlaces químicos (por ejemplo, carbohidratos) para sostener las necesidades metabólicas.

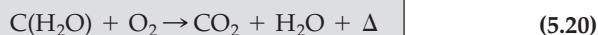
Reproducido de Mihelcic (1999), con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Administración de los ecosistemas para combatir la pobreza

http://pdf.wri.org/wrro5_full_hires.pdf

al agua residual, como en los sistemas de tratamiento de aguas que se basan en la aireación de una laguna.

La **respiración** es el proceso por el cual la energía química que se ha almacenado mediante la fotosíntesis es finalmente liberada para realizar trabajo en las plantas y en otros organismos (desde bacterias hasta plantas y animales):

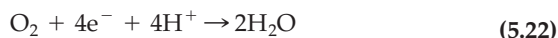


La figura 5.14b muestra un modelo simplificado de la respiración. Inversa a la fotosíntesis, esta reacción libera energía almacenada y la pone a disposición de la célula para mantenimiento, reproducción y crecimiento. La energía, que se indica en la ecuación 5.20 con Δ , es igual a la energía liberada durante una reacción. Los organismos son capaces de capturar y utilizar sólo una fracción (entre 5 y 50 por ciento) del total de la energía liberada por esta reacción. Por lo tanto, todas las formas de vida son ineficientes por naturaleza.

La respiración puede describirse químicamente como oxidación-reducción o **reacción redox**, que puede escribirse en términos de las dos siguientes medias reacciones. Primero, la oxidación del carbono orgánico:



en donde la valencia del carbono va de (0) en $\text{C(H}_2\text{O)}$ a (4+) en CO_2 , y cede cuatro electrones. Segundo, la reducción del oxígeno:



donde la valencia del oxígeno va de (0) en O_2 a (2-) en H_2O y gana cuatro electrones. Se pueden sumar las dos medias reacciones para dar lugar a la reacción total, que se presenta en la ecuación 5.20. Advierta que no hay cambio neto en los electrones; simplemente se han redistribuido.

Los ecologistas que estudian microbios se refieren a la respiración que se describió en la ecuación 5.20 como **respiración aeróbica**, porque el oxígeno es el que recibe el electrón. Algunas bacterias son obligada y *estrictamente aeróbicas* (o simplemente aerobias) y se basan exclusivamente en el oxígeno como receptor de electrones y no pueden crecer en su ausencia. En el extremo opuesto hay microbios que no pueden tolerar el oxígeno, que son obligada y *estrictamente anaerobios*. Los microbios que tienen la opción, pueden cambiar su metabolismo de una vía aerobia a una anaeróbica, dependiendo de la presencia o ausencia de oxígeno.

Cuando hay ausencia de oxígeno, toma lugar la **respiración anaerobia**, que utiliza una variedad de compuestos como receptores de electrones. Muchas bacterias utilizan el oxígeno como receptor del electrón, pero en ausencia de oxígeno pueden usar nitrato o sulfato. Dichas bacterias son *aerobias con opción* y tienen una ventaja ecológica distintiva sobre las que son estricta u obligadamente anaerobias o aerobias en un medio ambiente que puede periódicamente verse privado de oxígeno. A menudo se emplean los términos *anaerobio* y *anóxico* como sinónimos. En el tratamiento de aguas

Tabla / 5.6

Reacciones redox para la oxidación de materia orgánica con el uso de varios receptores alternos de electrones

Receptor de electrón	Reacción redox*	Ecuación núm.
Nitrato	$C(H_2O) + NO_3^- \rightarrow N_2 + CO_2 + HCO_3^- + H_2O$	(5.23)
Manganeso	$C(H_2O) + Mn^{4+} \rightarrow Mn^{2+} + CO_2 + H_2O$	(5.24)
Hierro férrico	$C(H_2O) + Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+} + CO_2 + H_2O$	(5.25)
Sulfato	$C(H_2O) + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + CO_2 + H_2O$	(5.26)
Compuestos orgánicos	$C(H_2O) \rightarrow CH_4 + CO_2$	(5.27)

*Las ecuaciones no están balanceadas estequiométricamente, a fin de que las especies implicadas en las reacciones puedan destacarse con más claridad.

residuales y en algunas aplicaciones en sistemas naturales, **anóxico** se refiere a los casos en los que el oxígeno está ausente y la respiración se efectúa con nitrato como el receptor de electrones.

La tabla 5.6 presenta reacciones redox para oxidación de materia orgánica utilizando una variedad de receptores alternos de electrones como nitrato, manganeso y hierro férrico. Se considera que en el medio ambiente estas reacciones siguen la secuencia de la lista (el orden en que se favorecen desde una perspectiva termodinámica). Por lo tanto, la reducción del oxígeno es la que procede primero, seguida por el nitrato, manganeso, hierro férrico y sulfato; finalmente, ocurre la fermentación. Este orden se conoce como **secuencia ecológica redox** (por ejemplo, reductores de nitrato y reductores de sulfato).

La fermentación (ecuación 5.27) es un proceso anaerobio que implica levaduras y ciertas bacterias, y difiere de otras reacciones en que la materia orgánica se oxida sin un receptor de electrón externo. Aquí, los compuestos orgánicos sirven para donar o recibir un electrón, lo que resulta en dos productos finales, uno que se oxida con respecto al sustrato y otro que se reduce. En la producción de alcohol, por ejemplo, la glucosa ($C_6H_{12}O_6$ en donde C tiene valencia (0)) se fermenta en etanol (CH_2CH_3OH en donde C se reduce a la valencia (2-)) y el bióxido de carbono (CO_2 en donde C se oxida con valencia (4+)). La **metanogénesis** es un tipo de fermentación de la cual el metano (CH_4) es el producto final.

La materia orgánica que se produce en lagos y camas filtrantes se descompone en bióxido de carbono y productos terminales estables y de apariencia turbia mediante respiración aerobia y anaerobia. La figura 5.15 ilustra la relativa contribución del oxígeno y varios receptores de electrones alternos en la oxidación de materia orgánica en las profundidades y el sedimento del Lago Onondaga, localizado en Nueva York. Aproximadamente una tercera parte de la descomposición de materia orgánica durante el periodo de verano se logró de manera aerobia, es decir, el oxígeno fungió como el receptor final del electrón, el balanceo utilizó los receptores alternos que se identificaron en la tabla 5.6.

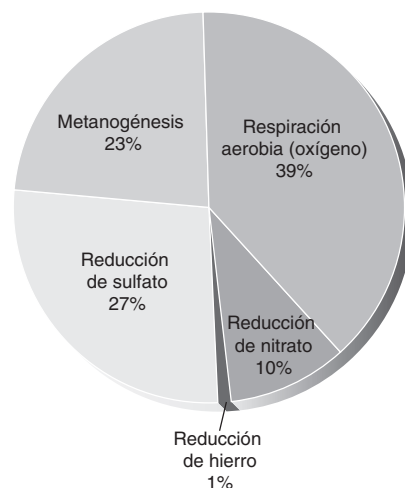

Procesos anaeróbicos en dinámica de sedimentos y de redes alimentarias


Figura 5.15 Contribución de varios receptores de electrones terminales en la oxidación de materia orgánica en las profundidades del Lago Onondaga, Nueva York

Datos de Effler (1996); figura de Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

5.3.2 ESTRUCTURA TRÓFICA DE LOS ECOSISTEMAS

Además de energía, los organismos requieren una fuente de carbono. Los organismos que obtienen el carbono de compuestos inorgánicos (por ejemplo, CO_2 en la ecuación 5.19) se llaman **autótrofos**, cuya traducción libre sería que se alimentan a sí mismos. Esta categoría incluye organismos fotosintéticos (plantas verdes, en las que se incluyen las algas y algunas bacterias) que usan la luz como fuente de energía y nitrifican bacterias que utilizan amoníaco (NH_3) como fuente de energía. Los carbohidratos simples que se producen a través de la fotosíntesis ($\text{C}(\text{H}_2\text{O})$ en la ecuación 5.19) y los químicos orgánicos más complejos que se sintetizan más tarde (por ejemplo, almidón, celulosa, grasa y proteína) se agrupan en un término colectivo: **materia orgánica**.

Los organismos que dependen de la materia orgánica que producen otros para obtener carbono se llaman **heterótrofos**, cuya traducción simple es que se alimentan de los demás. Dicha fuente de carbono podría ser una simple molécula como el metano (CH_4) o un químico más complejo como los que se enumeraron antes. Los animales y la mayoría de las bacterias toman su carbono y energía de la materia orgánica y por lo tanto se les clasifica como heterótrofos.

La cantidad de materia orgánica presente en un momento dado constituye la **biomasa** del sistema (g C/L o DW/L , g C/m^2 o DW/m^2), y la tasa a la que se produce la biomasa es la **productividad** del sistema (g C/L por día o DW/L por día , $\text{g C/m}^2 \text{ por día}$ o $\text{DW/m}^2 \text{ por día}$). La *producción primaria* se refiere a la generación fotosintética de materia orgánica que hacen las plantas y algunas bacterias; por ejemplo, las algas en los lagos y los campos de cultivo en la tierra. La *producción secundaria* se refiere a la generación de materia orgánica por parte de organismos no fotosintéticos; esto es, aquellos que consumen la materia orgánica originada por los productores primarios para obtener energía y materiales y a cambio generar más biomasa mediante el crecimiento. Los productores secundarios incluyen zooplancton en los sistemas acuáticos y ganado en la tierra.

Lo trófico, o estructura de alimentación, en los ecosistemas se compone de los ambientes abióticos y de tres componentes bióticos: productores, consumidores y descomponedores. Los productores, la mayoría de las veces plantas, asimilan los químicos simples y utilizan la energía del sol para producir y almacenar compuestos complejos, ricos en energía que proveen sustancias y energía a un organismo.

Los organismos que comen plantas, y que extraen energía y los bloques químicos que los constituyen para crear sustancias más complejas son consumidores primarios o **herbívoros**. Aquellos que consumen herbívoros se llaman consumidores secundarios o **carnívoros**. Es posible que haya niveles tróficos adicionales de carnívoros (terciarios y cuaternarios). Los consumidores que comen plantas y animales se denominan **omnívoros**.

La figura 5.16 ilustra varios niveles nutricionales o tróficos en una simple **cadena alimentaria** acuática. Se trata de un subconjunto lineal de las relaciones e interacciones más complejas que constituyen una **trama alimentaria** como la que se muestra en la figura 5.17. De la misma forma, la simple cadena terrestre que se presenta en la figura 5.18 es un subconjunto lineal de la cadena alimentaria correspondiente a la figura 5.19.

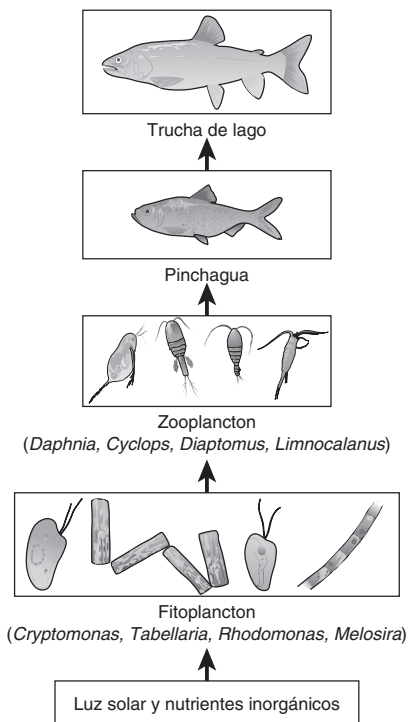


Figura 5.16 Cadena alimentaria acuática en el Lago Superior El fitoplancton es el productor más importante, el zooplancton y los herbívoros son los consumidores principales, los consumidores secundarios y terciarios son la pinchagua y la trucha de lago, respectivamente, ambos carnívoros.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

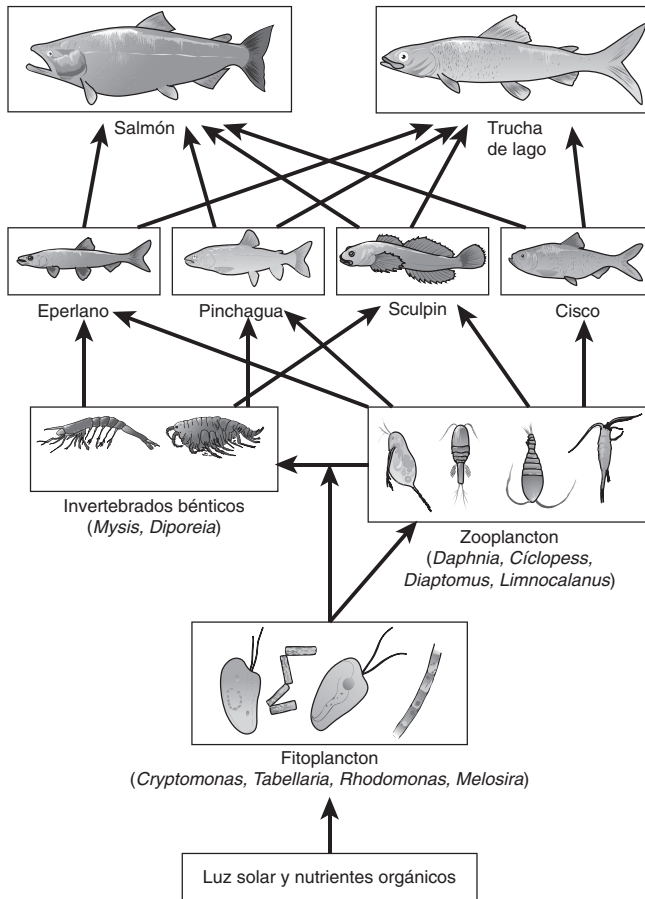


Figura 5.17 Trama alimentaria del Lago Superior Esta ilustración muestra las interrelaciones más complejas que por lo general se encuentran en un ecosistema.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

5.3.3 TERMODINÁMICA Y TRANSFERENCIA DE ENERGÍA

La primera ley de la termodinámica establece que la energía no se crea ni se destruye, pero puede convertirse de una forma de energía a otra. Si se aplica esto a un ecosistema, la ley indica que ningún organismo puede crear su propio abastecimiento de energía. Por ejemplo, las plantas necesitan el sol para obtener energía y los animales de pastoreo necesitan las plantas (por lo tanto, el sol de manera indirecta). Los organismos utilizan la energía alimentaria que producen o bien la asimilan para satisfacer los requerimientos metabólicos para realizar trabajo, entre los que se incluye el mantenimiento de las células, el crecimiento y la reproducción. Así, los ecosistemas tienen que importar energía, y las necesidades individuales de un organismo deben satisfacerse mediante las transformaciones de dicha energía.

La segunda ley de la termodinámica establece que en cada transformación de energía se pierde algo de ella en forma de calor, por lo que deja de estar disponible para realizar trabajo. En la red alimentaria, la transferencia

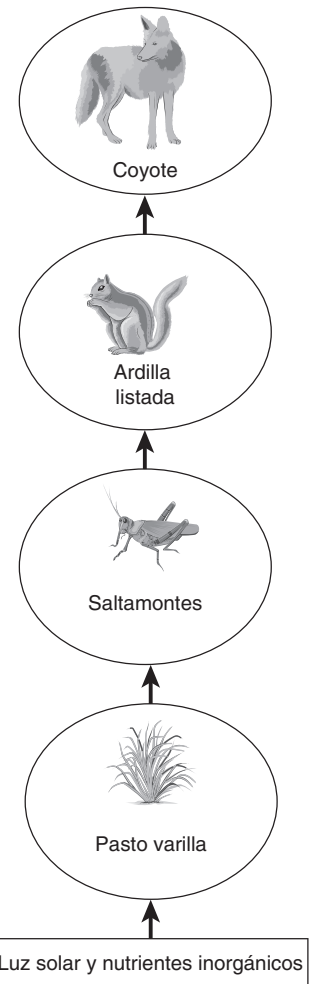


Figura 5.18 Cadena alimentaria simple en un ecosistema de pradera representación incluye al productor primario (pasto varilla) y a los consumidores primarios (saltamontes), secundarios (ardilla listada) y terciarios (coyote).

Comida, energía, clima y hambre

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

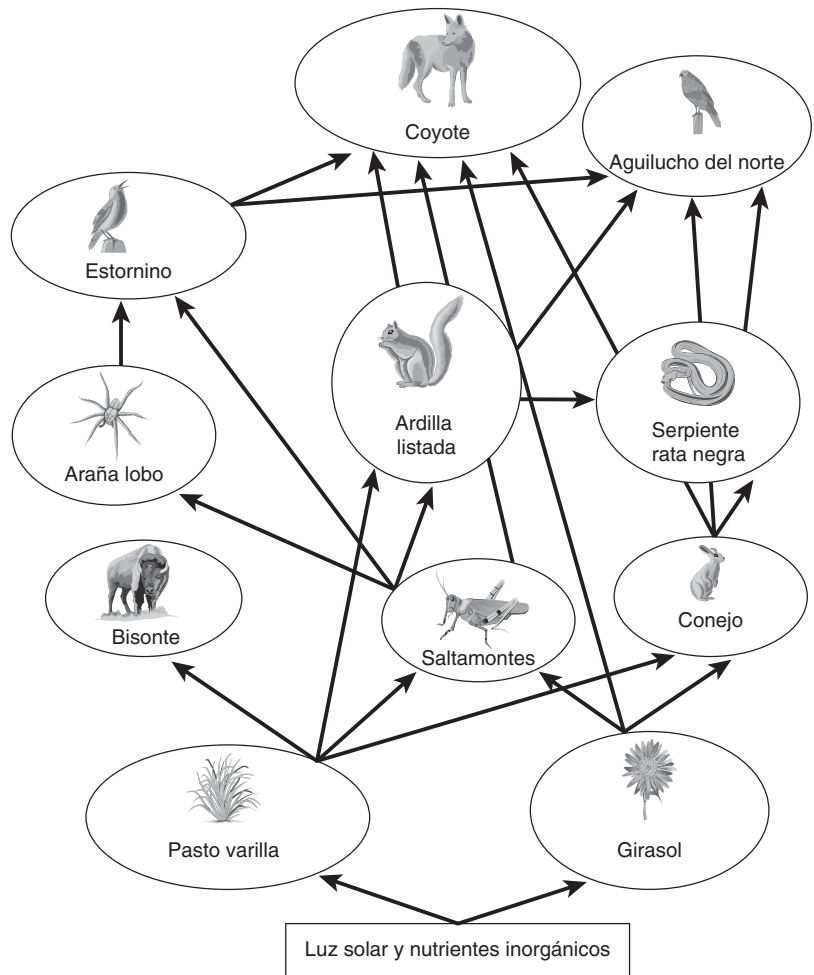


Figura 5.19 Trama alimentaria simplificada de un ecosistema de la pradera El coyote, identificado como un consumidor terciario y carnívoro en la cadena alimentaria simple (figura 5.18) es considerado como un omnívoro en el contexto de la red alimentaria entera. Aunque la red alimentaria pueda parecer compleja, en realidad es una simplificación del ecosistema verdadero. Dicha red incluye más de 1 000 especies de plantas y animales, lo que subraya la verdadera complejidad de un ecosistema que parece bastante simple al primer vistazo.

Basado en la red alimentaria terrestre desarrollada para la pradera Konza en Kansas por el doctor Anthony Joern de Kansas State University.

Más información respecto a la energía

<http://www.wri.org/topics/energy>

ineficiente de energía se ve reflejada como pérdidas (figura 5.20) (potencialmente reciclable mediante el circuito microbiano) y respiración (calor). Debido a tal ineficiencia, hay menos energía disponible para los niveles superiores de la pirámide energética (figura 5.21). Esto explica por qué es necesaria una gran cantidad de productores primarios para sostener a un simple organismo que se encuentre en la cima de la cadena alimentaria. (Por ejemplo, el depredador más importante necesita una gran variedad o

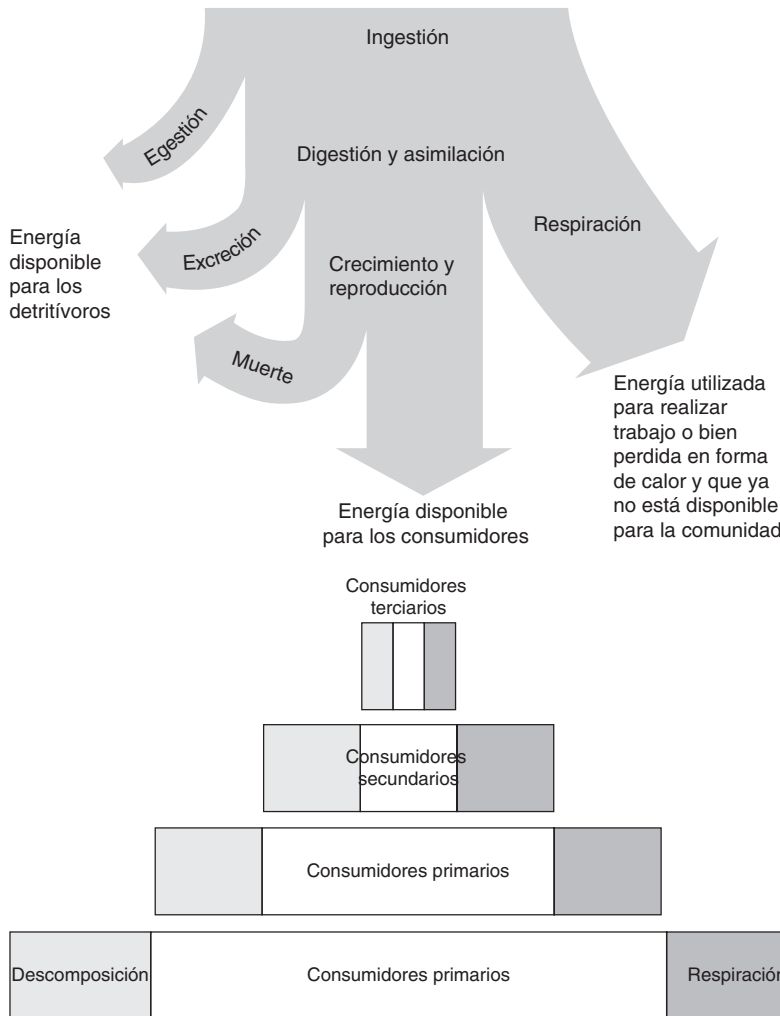


Figura 5.20 Pérdida de energía en una trama alimentaria Se pierde una parte sustancial de la energía que ingieren los organismos mediante los desechos, la excreción, la muerte y la respiración. Esta transferencia de energía ineficiente tiene un costo en aspectos que van desde el tratamiento de aguas residuales en microbiología hasta el crecimiento de la población mundial.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Figura 5.21 Pirámide energética que muestra la pérdida de energía mediante los detritívoros y la respiración en un movimiento ascendente de la cadena alimentaria Una fracción sorprendentemente pequeña de la energía original sigue disponible para su transferencia hacia niveles tróficos superiores.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

un gran territorio para sostener sus necesidades de energía.) La transferencia ineficiente de energía también impone una carga a nuestra capacidad para alimentar a una creciente población mundial, que además consume más calorías y más carne debido al incremento de la riqueza económica.

Recuadro / 5.3 La comida que comemos: transferencia ascendente de energía en la cadena alimentaria de los seres humanos

En Estados Unidos cada persona consume un promedio anual de 190 libras de carne. Más de 60 millones de personas podrían alimentarse con los granos que se ahorrarían si los estadounidenses disminuyeran su ingestión de carne en tan solo 10%. El lugar que ocupamos en la cadena ali-

mentaria tiene también otras consecuencias. Tome en cuenta lo siguiente (Goodland, 1997):

- Se necesitan siete libras de alimento para ganado para producir una libra de carne de res; en contraste, ciertas

Recuadro / 5.3 Continuación

especies de acuicultura requieren 2 libras de alimento para peces. Además, el ganado es uno de los más grandes productores de metano, un potente gas de efecto invernadero.

- En Estados Unidos, 104 millones de cabezas de ganado constituyen el consumidor más grande de granos.
- Cultivar un acre de maíz para alimentar ganado toma 535 000 galones de agua. Actualmente en Estados Unidos, entre 70 y 80 por ciento del maíz y de la soya que se cultivan se destinan a la producción de carne.
- La agricultura consume la mayor cantidad de agua dulce (si se excluye la producción de electricidad). El 70% de agua dulce que se consume (no se puede recuperar) en el mundo está destinada a la agricul-

tura. En el Oeste de Estados Unidos es de 85% más o menos.

- Los cultivos que se destinan a la alimentación se cultivan en 11% del total del área de tierra fértil del planeta.
- Otro 24% de la tierra se usa para pastoreo, a fin de alimentar al ganado por sus productos lácteos y de carne.
- La mayor parte de la tierra de cultivo se ve amenazada por al menos un tipo de degradación (que incluye erosión, salinización y encharcamientos de suelos de irrigación), y 10 millones de hectáreas de tierra productiva se encuentran gravemente dañadas y abandonadas año con año. Los reemplazos de esa tierra para la agricultura son los responsables de 60% de la deforestación que ocurre actualmente en el mundo.

5.4 Demanda de oxígeno: bioquímica, química y teórica

El tema de la **demanda de oxígeno** implica una cantidad significativa de terminología y notación nuevas las cuales se compendian en la tabla 5.7.

Tabla / 5.7

Demanda de oxígeno: definición y notación Todos los términos están en unidades de mg O₂/L.

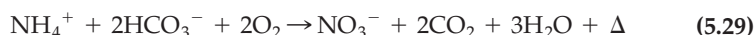
BOD	<i>Demanda bioquímica de oxígeno</i> — La cantidad de oxígeno que utilizan los microorganismos para oxidar materia orgánica de tipo carbónica y nitrogenada.
CBOD	<i>Demanda bioquímica de oxígeno carbónica</i> — BOD en el que la materia orgánica carbónica dona el electrón.
NBOD	<i>Demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada</i> — BOD en donde la materia orgánica nitrogenada es la que dona el electrón.
ThOD	<i>Demanda teórica de oxígeno</i> — Cantidad de oxígeno que utilizan los microorganismos para oxidar materia orgánica carbónica y/o nitrogenada, suponiendo que toda la materia orgánica es susceptible de una descomposición microbiana, por ejemplo, que es biodegradable.
BOD ₅	<i>Demanda bioquímica de oxígeno del día 5</i> — Cantidad de oxígeno consumida (BOD empleada) en un periodo de incubación de cinco días; el promedio estimado del laboratorio de la BOD. El día 5 de la BOD utiliza la notación y_5 para referirse a la BOD ejercida (y) por encima de 5 días de incubación.
BOD _U	<i>Demanda bioquímica de oxígeno final</i> — Cantidad de oxígeno consumida (BOD empleada) cuando se ha oxidado toda la materia orgánica biodegradable. La BOD final utiliza la notación L_0 para referirse a su potencial de consumo de oxígeno para efectuar la oxidación completa.
COD	<i>Demanda química de oxígeno</i> — Cantidad de oxidante químico, expresado en equivalente de oxígeno, que se requiere para oxidar por completo una fuente de materia orgánica, COD y ThOD deberían ser casi iguales.

5.4.1 DEFINICIÓN DE BOD, CBOD Y NBOD

Los organismos obtienen la energía que necesitan para mantener sus funciones metabólicas, crecimiento y reproducción de los procesos de fermentación y respiración. Tanto la materia orgánica como la inorgánica pueden servir como fuentes de dicha energía. Los organismos *quimioheterótrofos* son los que utilizan la materia orgánica $\text{—C(H}_2\text{O)—}$ como fuente de carbono y de energía y, bajo condiciones aerobias, para obtener tal energía consumen oxígeno:



Los *quimioautótrofos* son los organismos que utilizan CO_2 como fuente de carbono y de energía, y por lo general consumen oxígeno al obtener esa energía. Un ejemplo de quimioautotrofismo es la nitrificación, la conversión microbiana del amoníaco en nitrato (en la que el ion del bicarbonato contribuye con el CO_2):



En estas reacciones redox con participación microbiana, los que donan los electrones son $\text{C(H}_2\text{O)}$ y NH_4^+ y el que acepta el electrón es el O_2 .

Se consume oxígeno en ambas reacciones. Por lo tanto, se puede definir la **demanda bioquímica de oxígeno (BOD)** como la cantidad de oxígeno que usan los microorganismos para realizar la oxidación. La BOD mide la “fuerza” del agua o del agua residual: mientras mayor sea la concentración de amoníaco-nitrógeno o de carbono orgánico degradable, mayor la BOD.

Las reacciones que se describen en las ecuaciones 5.28 y 5.29 se distinguen con base en el compuesto que ha sido la fuente del electrón donado: *carbonífera* y *nitrogenada*. La fuerza química ($\text{mg C(H}_2\text{O)/L}$ o $\text{mg NH}_3\text{-N/L}$) se expresa aquí en términos de su impacto en el medio ambiente (oxígeno consumido, en mg BOD/L). Esto es representación por efecto, como se expuso en el capítulo 2.

El oxígeno disuelto es un requisito clave para la integración de los organismos que se encuentran asociados en un ecosistema diverso y en equilibrio. A menudo, los desechos domésticos e industriales contienen altos niveles de BOD, que si se descargaran sin haber sido tratados, agotarían las reservas de oxígeno y reducirían la diversidad de la vida acuática de forma grave. Para prevenir la degradación de las aguas que recibirán tales descargas, se han construido sistemas en los que se controlan cuidadosamente la BOD y el oxígeno, la disponibilidad de las poblaciones microbianas que median el proceso y la tasa a la que se efectúan las oxidaciones (ecuaciones 5.28 y 5.29). La eficiencia con la que se retira BOD es uno de los requisitos más importantes para los permisos de descarga de las plantas de tratamiento de aguas.

5.4.2 FUENTES DE BOD

Plantas y animales utilizan los carbohidratos simples que se producen mediante fotosíntesis para sintetizar químicos más complejos cuya base es el carbono como azúcares y grasas. Los organismos utilizan estos compuestos como fuente de energía y liberan **demanda de oxígeno carbónica (CBOD)**, ecuación 5.28. Además, las plantas usan el amoníaco para producir proteínas, es decir, químicos complejos de cuya base es el carbono y cuya estructura incluye grupos de aminoácido (—NH_2). Al final, las protei-



Discusión en clase

Con base en la información del recuadro 5.3, ¿qué tipo de régimen alimenticio minimizaría el impacto medioambiental provocado por el consumo de comida? ¿Qué tipo de dieta causa un mayor uso de agua y de energía basada en combustibles fósiles? Alimentar el ganado con pastos naturales o con maíz, ¿consume menos agua o causa una menor erosión del suelo? ¿Es más saludable este tipo de comida? ¿Por qué? Bajo una perspectiva de ciclo de vida, ¿cuáles son los beneficios, en cuanto a sustentabilidad, de comprar comida de fuentes locales?



Análisis de la demanda bioquímica de oxígeno

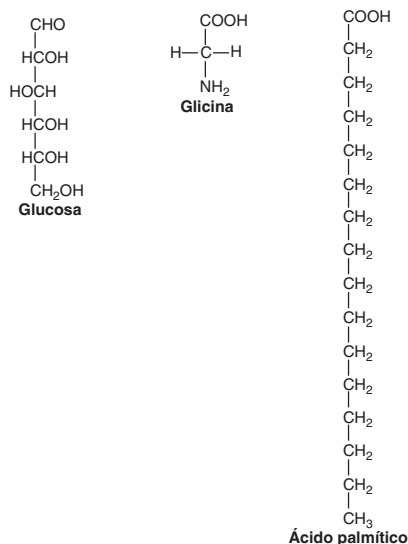


Figura 5.22 Estructura química de compuestos representativos carboníferos y nitrogenados Las aguas residuales municipales contienen un gran número de diferentes químicos orgánicos, entre los que se incluyen azúcares (20-25%), aminoácidos (40-60%) y ácidos grasos (10%).

Adaptado de Metcalf y Eddy (1989); ilustración de Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Tabla / 5.8

Demanda bioquímica de oxígeno (BOD) de una selección de arroyos

Origen	BOD del día 5 (mg O ₂ /L)
Río	2
Agua residual doméstica	200
Manufacturera de papel y pulpa	400
Lavanderías comerciales	2 000
Fábrica de azúcar de remolacha	10 000
Peletería	15 000
Destilería	25 000
Embotelladora de latas de soda de cereza	55 000

FUENTE: Nemerow, 1971.

nas se degradarán (proteólisis) en péptidos y luego en aminoácidos. Este proceso de degradación de aminos continúa descomponiendo los aminoácidos y da lugar al esqueleto del carbono (CBOD) y de un grupo amino. El proceso de degradación se completa con la conversión del grupo amino en amoniaco (amonificación). Entonces, el amoniaco se encuentra disponible para emplear **demanda de oxígeno nitrogenado (NBOD)**, ecuación 5.29, en el caso de que sea utilizado por los microorganismos. La figura 5.22 ilustra la estructura química de algunos compuestos carboníferos y nitrogenados.

Las aguas residuales domésticas y muchos desechos industriales son sumamente ricos en materia orgánica comparados con el agua natural. En las aguas negras, las proteínas y los carbohidratos constituyen 90% de la materia orgánica. La fuente la constituyen las heces y la orina de los seres humanos; los desechos alimenticios de los fregaderos; tierra y suciedad de duchas, bañeras y lavadoras; además de varios tipos de jabón, detergente y otros productos de limpieza. Los desechos de ciertas industrias, como las destilerías, las embotelladoras de latas y los productores de pulpa y papel también tienen altos niveles de materia orgánica.

La tabla 5.8 presenta valores de BOD para algunos desechos representativos. Incluso las aguas no contaminadas contienen alguna BOD vinculada con la materia orgánica carbónica y nitrogenada derivada de los litorales y de las aguas en sí mismas (por ejemplo, de algas en descomposición y macrófagos, basura proveniente de las hojas de los árboles y materia fecal de organismos acuáticos). Los niveles de oxígeno disuelto en las aguas superficiales —excluyendo aquellos con exceso de fotosíntesis de las algas y su inherente producción de O₂— a menudo están por debajo del nivel de saturación debido a su BOD “natural”.

5.4.3 DEMANDA TEÓRICA DE OXÍGENO

La **demanda teórica de oxígeno (ThOD)**, dada en mg O₂/L, se calcula a partir de la estequiometría de las reacciones de oxidación que están implicadas. Un enfoque general para calcular la *ThOD carbonífera* (ecuación 5.28) es la que se muestra en el proceso de tres pasos de la tabla 5.9.

Su cálculo es similar al de oxidación del amoniaco (NH₄⁺ en la ecuación 5.29) en nitrato: se consumen 2 moles (o 64 g) de oxígeno por cada mol (o 14 g) de amoniaco-nitrógeno oxidado. Advierta que el amoniaco se reporta como mg N/L en 14 g/mol, no como el amoniaco (17 g/mol) ni el amonio (18 g/mol). El coeficiente estequiométrico de oxidación de los desechos nitrogenados es por lo tanto 64/14 o 4.57. Un desecho que contenga 50 mg/L de NH₃-N tendría un *ThOD nitrogenado* de 229 mg/L.

Para determinar la *ThOD total* de un caudal de desechos que contenga múltiples químicos (por ejemplo, amoniaco y materia orgánica), sume las contribuciones de los compuestos que lo componen (vea el ejemplo 5.6).

La estequiometría para la oxidación del amoniaco es invariable (y la ecuación 5.29 se sostiene como válida en todos los casos) porque el amoniaco-nitrógeno está presente sólo en una forma y el nitrógeno presenta una sola valencia. Éste no es el caso de los compuestos cuya base es el carbono (la ecuación 5.28 no se sostiene en todos los casos), ya que existe una amplia variedad de formas que tienen carbono con varias valencias. Por esta razón, la reacción estequiométrica de cada compuesto que tiene como base el carbón debe inspeccionarse y deben balancearse las ecuaciones de oxidación de manera individual.

Tabla / 5.9

Pasos para calcular la demanda teórica de oxígeno carbonífera (ThOD)

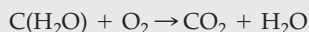
Paso	Descripción del paso	Ejemplo
Paso 1	Escriba la ecuación y describa la reacción para la oxidación de la química de base de carbono en bióxido de carbono y agua (ejemplo, para el benceno, C_6H_6).	$C_6H_6 + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
Paso 2	Balancee la ecuación siguiendo la secuencia: (a) balancee el número de átomos de carbono, (b) balancee el número de átomos de hidrógeno y, (c) balancee el número de átomos de oxígeno.	Para el benceno, a) coloque un 6 junto al CO_2 para balancear el carbono; b) coloque un 3 junto al H_2O para balancear el hidrógeno y, (c) coloque un 7.5 junto al oxígeno para balancear el oxígeno: $C_6H_6 + 7.5O_2 \rightarrow 6CO_2 + 3H_2O$
Paso 3	Use la estequiometría de la reacción química balanceada, aplique las unidades de conversión para determinar la DOT carbonífera.	Suponga que la concentración inicial del benceno = 156 mg/L: $\frac{156 \text{ mg de benceno}}{L} \times \frac{1 \text{ mol de benceno}}{78 \text{ g de benceno}} \times \frac{7.5 \text{ mol de } O_2}{\text{mol de benceno}} \times \frac{32 \text{ g } O_2}{\text{mol de } O_2} = \frac{480 \text{ mg de } O_2}{L}$

ejemplo/5.6 Determinación de ThOD carbonífera, nitrogenada y total

Un desecho contiene 300 mg/L de $C(H_2O)$ y 50 mg/L de $NH_3\text{-N}$. Calcule la ThOD carbonífera, la ThOD nitrogenada y la ThOD total.

solución

Si necesita revisar el proceso de escritura del balanceo de una ecuación que describa la oxidación de $C(H_2O)$ a CO_2 en agua, puede consultar la tabla 5.9.



La reacción muestra que se necesita 1 mol de oxígeno para oxidar cada mol de $C(H_2O)$. La ThOD carbonífera se determina a partir de la estequiometría siguiente:

$$300 \text{ mg } C(H_2O) \times \frac{g}{1\,000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol } C(H_2O)}{30 \text{ g } C(H_2O)} \times \frac{1 \text{ mol } O_2}{\text{mol } C(H_2O)} \times \frac{32 \text{ g } O_2}{\text{mol } O_2} \times \frac{1\,000 \text{ mg}}{g} = 320 \text{ mg/L}$$

ejemplo/5.6 Continuación

Enseguida, escriba la ecuación balanceada que describe la oxidación de amoníaco-nitrógeno a nitrato:



Esta reacción muestra que se requieren 2 mol de oxígeno para oxidar cada mol de NH_3 . Tome en cuenta que la concentración de amoníaco se reporta como mg N/L, no mg NH_3 /L. La ThOD nitrogenada se determina con la estequiometría siguiente:

$$50 \text{ mg NH}_3 - \text{N/L} \times \frac{\text{g}}{1\,000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ mol NH}_3 - \text{N}}{14 \text{ g NH}_3 - \text{N}} \\ \times \frac{2 \text{ mol O}_2}{\text{mol NH}_3 - \text{N}} \times \frac{32 \text{ g O}_2}{\text{mol O}_2} \times \frac{1\,000 \text{ mg}}{\text{g}} = 229 \text{ mg/L}$$

El total de ThOD del desecho es igual a $320 + 229 = 549 \text{ mg/L}$.

5.4.4 CINÉTICA BOD

El cálculo de ThOD define cuánto oxígeno se requiere para completar la oxidación de amoníaco-nitrógeno en nitrato-nitrógeno o de un compuesto de base carbono en bióxido de carbono y agua. Sin embargo, la ThOD no brinda ninguna información relacionada con la probabilidad de que la reacción se efectúe por completo. En el caso de la BOD nitrogenada, esto no es un problema, porque el amoníaco-nitrógeno se oxida rápidamente y la demanda teórica de oxígeno y la nitrogenada son, de hecho, idénticas.

En contraste, los microorganismos no oxidan fácil ni completamente los compuestos carboníferos (**biodegradación**), y la tasa de oxidación puede variar mucho entre las diferentes fuentes de materia orgánica. Por ejemplo, los compuestos que contienen carbono presentes en un vaso de poliestireno no son tan biodegradables como los que se encuentran en las hojas de los árboles, y ambos son menos biodegradables que los compuestos de carbono que constituyen el azúcar. Por lo tanto, aunque la masa de carbono esté presente en el azúcar o en las hojas de los árboles o en el poliestireno, no tienen la misma ThOD, su demanda de oxígeno real puede ser sustancialmente diferente. Más aún, la mayoría de los desechos son una mezcla compleja de químicos (por decir, poliestireno + hojas de los árboles + azúcar) que están presentes en cantidades variables, y cada uno de ellos tiene un nivel de biodegradabilidad diferente. La BOD cinética aborda esta característica de los desechos que demandan oxígeno.

Considere la oxidación de materia orgánica como una función del tiempo, como se muestra en la figura 5.23. En la figura 5.23a y_t es la CBOD que se emplea (oxígeno consumido en $\text{mg O}_2/\text{L}$), en cualquier momento t . En $t = 0$, no se emplea ninguna CBOD ($y_{t=0} = 0$), y todo el potencial de consumo de oxígeno permanece ($L_{t=0} = L_0$ el más reciente CBOD). A medida que comienza el proceso de oxidación, se consume oxígeno (se emplea CBOD y y_t se incrementa), y al potencial para consumir oxígeno se reduce (la CBOD que queda, L_t , disminuye). La tasa a la cual se emplea la CBOD es rápida en



iStockphoto.

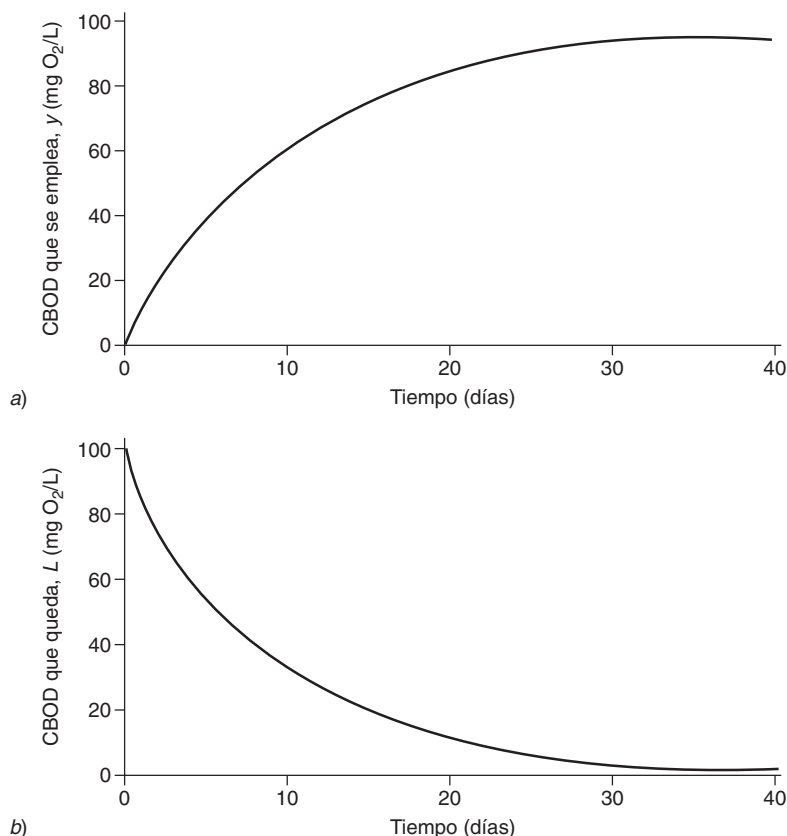


Figura 5.23 Oxidación bioquímica de materia orgánica en función de tiempo

a) CBOD que se emplea, y y b) CBOD que queda, L , en función del tiempo.

Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

un principio, pero más tarde disminuye su velocidad y finalmente se aproxima a cero a medida que toda la materia orgánica biodegradable se ha oxidado. La cantidad total de oxígeno que se consume al oxidar los desechos es la **CBOD final** (L_0).

El declive exponencial de la CBOD que queda (L , el potencial para consumir oxígeno), que se ilustra en la figura 5.23b, puede modelarse como un decaimiento de primer orden.

$$\frac{dL}{dt} = -k_L L \quad (5.30)$$

en donde k_L es el coeficiente de reacción de CBOD (día^{-1}). Se integra la ecuación 5.30 para dar lugar a la expresión analítica que se muestra en la figura 5.23b:

$$L_t = L_0 e^{(-k_L t)} \quad (5.31)$$

Advierta que y_t , la CBOD que se emplea en un momento dado t (vea la figura 5.23a), está dada por la diferencia entre la CBOD final y la CBOD que queda:

$$y_t = L_0 - L_t \quad (5.32)$$

Al sustituir la ecuación 5.31 por la ecuación 5.32 da lugar a:

$$y_t = L_0(1 - e^{-k_L t}) \quad (5.33)$$

Se arregla para dar lugar a la expresión para la CBOD final:

$$L_0 = \frac{y_t}{(1 - e^{-k_L t})} \quad (5.34)$$

Tanto en los sistemas naturales como en los de ingeniería se utiliza la ecuación 5.31 para pronosticar el cambio de CBOD con el tiempo. La ecuación 5.32 se puede utilizar para convertir medidas de laboratorio de CBOD (CBOD_{5T} , que se abordará después) a la CBOD final.

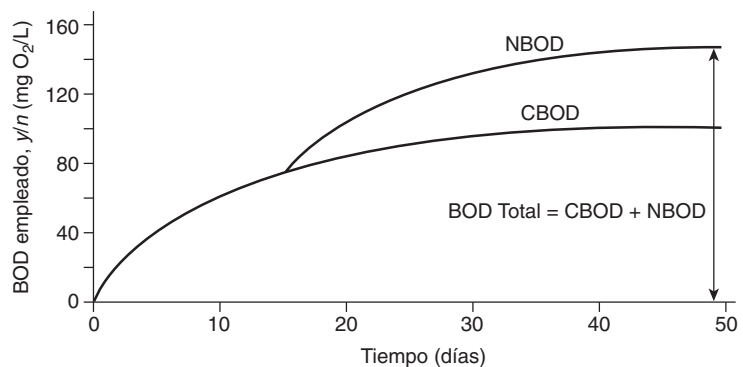
La NBOD se comporta de manera casi idéntica. El empleo de NBOD sigue la cinética de primer orden, y aplican las ecuaciones 5.30 a la 5.34, si se sustituye n , N y k_N por y , L y k_L respectivamente. Se puede calcular la NBOD final (N_0) a partir del contenido de amoníaco-nitrógeno de la muestra, con base en la estequiometría de la ecuación 5.28 (4.57 mg O_2 consumido por mg $\text{NH}_3\text{-N}$ oxidado). Como se muestra en la figura 5.24, el empleo de la NBOD comienza mucho después que la CBOD debido a las diferencias en la tasa de crecimiento de los organismos implicados.

5.4.5 COEFICIENTE CBOD

La velocidad de reacción o coeficiente, k_L , utilizada en los cálculos de CBOD, es una medida de biodegradabilidad de un desecho. En las figuras 5.25a y 5.25b se ilustra la relación entre k_L y la velocidad a la que se emplea la CBOD (dy/dt) y el consumo (dL/dt), respectivamente. La tabla 5.10 muestra los rangos típicos para este coeficiente. La reducción en la magnitud de k_L que se presenta al comparar aguas negras sin tratar con aguas negras tratadas y agua de río sin contaminar refleja las reducciones progresivas de la inestabilidad (biodegradación) del carbono orgánico. Al igual que con otros procesos en los que hay participación microbiana, los valores de la velocidad de reacción de CBOD y la NBOD varían con la temperatura.

Figura 5.24 Primera etapa (CBOD) y segunda etapa (NBOD) de la demanda bioquímica de oxígeno El empleo que se hace de la demanda nitrogenada se retrasa con respecto a la carbonífera porque los organismos que nitrifican crecen más lentamente que los que derivan su energía del carbono orgánico.

Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.



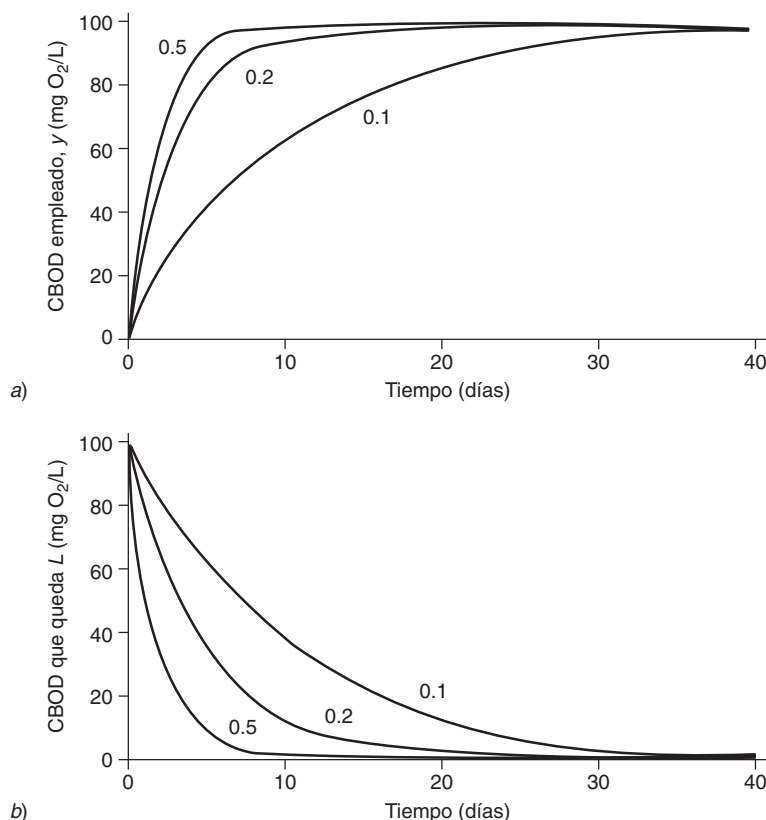


Figura 5.25 Variaciones en la velocidad a la cual se estabiliza la materia orgánica, reflejadas en la constante de velocidad de reacción, k_L . a) CBOD empleado, y (mg/L), que muestra efectos en la variación de k_L . b) CBOD que queda L (mg/L), que muestra efecto en la variación de k_L .

Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

Valores de la CBOD para el coeficiente de reacción que puede determinarse experimentalmente en el laboratorio mediante el *método de la pendiente Thomas*. Las mediciones de la CBOD que se emplean (y_t) se llevan a cabo diariamente durante 7 a 10 días. Se calculan los valores para el parámetro $(t/y)^{1/3}$ respecto a t , de acuerdo con la ecuación 5.35:

$$k_L = 6.01 \frac{\text{pendiente}}{\text{intersección}} \quad (5.35)$$

5.4.6 BOD: MEDICIONES, APLICACIÓN Y LIMITANTES

No hay ningún método de análisis disponible para medir la BOD directamente. Es necesario apelar a los propios organismos que por naturaleza emplean la demanda de oxígeno para efectuar un bioensayo. En él, se incuban durante varios días las muestras de agua en un medio ambiente contro-

Tabla / 5.10

Rango de valores de la velocidad de reacción de la CBOD

Tipo de muestra	k_L (día^{-1})
Aguas negras municipales sin tratar	0.35–0.70
Aguas negras municipales tratadas	0.10–0.35
Agua de río sin contaminar	<0.05

FUENTE: Valores de Davis y Cornwell, 1991; Chapra, 1997.

Tabla / 5.11**Condiciones favorables para la prueba de demanda bioquímica de oxígeno (BOD)**

Condición	Descripción
Presencia de microorganismos adecuados	Típicamente, las abundantes aguas negras domésticas tratadas y la gran mayoría de las aguas naturales, las poblaciones microbianas están ausentes en muchos desechos industriales o desinfectados y en algunas aguas naturales. En tal caso, se pueden comprar microbios o se pueden obtener de las plantas de tratamiento de aguas y agregarlos a la muestra como “semilla”.
Condiciones de incubación favorables y consistentes	Se incuban las muestras a 20° C para impulsar la actividad microbiana (la respiración depende de la temperatura) y para facilitar la comparación de resultados entre los lugares de donde se toma la muestra y los laboratorios que realizan los ensayos. Se agrega una dilución de agua aireada para asegurarse de que el oxígeno no se agote por completo antes de terminar el periodo de incubación. La dilución de agua puede contener nutrientes inorgánicos (Fe, N y P) que requieren los microbios. Algunos desechos pueden ser tóxicos para los microorganismos debido a pH extremos o a la presencia de químicos como metales pesados. Se puede ajustar el pH y se puede agregar agua diluida para reducir o eliminar la toxicidad. El bioensayo de BOD se debe efectuar en la oscuridad para inhibir la producción de oxígeno mediante fotosíntesis en caso de que haya algas, como ocurre con muchas muestras provenientes de aguas naturales.
Separación de CBOD y NBOD	La prueba estándar de BOD mide la CBOD y la NBOD. Algunas veces es necesario separar los dos procesos debido al diseño de la planta o para apoyar la operación. Se puede agregar algún químico a la muestra de agua para inhibir la nitrificación, lo que da lugar a la CBOD como único resultado de ensayo. La NBOD puede determinarse entonces a partir de un análisis en el que no se haya agregado ningún inhibidor. En un ensayo inhibido se reportan los resultados como CBOD; sin inhibidor adicional, los resultados se reportan como BOD.

lado y se monitorea el consumo de oxígeno. Se han de establecer las condiciones para la prueba de manera que los microorganismos vivan en un medio ambiente favorable para la oxidación de amoníaco y de carbono orgánico (empleo de BOD) como se describe en la tabla 5.11.

El empleo acumulativo de BOD durante el transcurso del ensayo se describe claramente en la curva de la figura 5.24. La tasa a la que se emplea BOD disminuye con el tiempo (a medida que la materia orgánica se consume), y el consumo acumulativo se aproxima en forma de asíntota al valor máximo (la BOD última, en $\text{mg O}_2/\text{L}$) después de varios días. Como se muestra en la figura 5.24, toma aproximadamente 30 días alcanzar 95% de la BOD final (en donde $k_L = 0.1/\text{día}$). Tal periodo de espera es impráctico si se trata de resultados que se necesitan para la operación de una planta de tratamiento de aguas, así que un ensayo más corto, de 5 días, se ha convertido en estándar. Aquí, sólo se emplea 60% aproximadamente de la BOD total, pero se puede obtener una estimación precisa de la BOD final si se aplica la ecuación 5.33 y un valor de la medida de los 5 días para k_L .

ejemplo/5.7 Determinación de laboratorio de CBOD

Se colocan 15 mL de una muestra de aguas residuales en una botella estándar de 300 mL BOD, y se llena la botella con una dilución de agua. La botella tenía una concentración de oxígeno disuelto inicial de 8 mg/L y una concentración de oxígeno disuelto final de 2 mg/L. Una botella llena con

ejemplo/5.7 Continuación

una dilución de agua que se prueba en paralelo no muestra ningún cambio en el oxígeno disuelto durante el periodo de incubación de 5 días. El coeficiente de velocidad de reacción BOD del desecho es 0.4/día. Calcule la BOD de 5 días (y_5) y la final (L_0) del agua residual.

solución

La BOD de 5 días (y_5) es la cantidad de oxígeno que se consume en un periodo de 5 días corregida por la dilución de la muestra original. Esto se puede escribir de la siguiente manera:

$$y_5 = \frac{[\text{DO}_{\text{inicial}} - \text{DO}_{\text{final}}]}{\left[\frac{\text{muestra en mL}}{\text{volumen total de la prueba}} \right]} = \frac{\left[\frac{8 \text{ mg O}_2}{\text{L}} - \frac{2 \text{ mg O}_2}{\text{L}} \right]}{\left[\frac{15 \text{ mL}}{300 \text{ mL}} \right]} = \frac{120 \text{ mg O}_2}{\text{L}}$$

Entonces, se aplica la ecuación 5.33, en donde $t = 5$ y $k_L = 0.4/\text{día}$ para determinar la BOD final:

$$L_0 = \frac{y_5}{(1 - e^{(-k_L t)})} = \frac{120}{(1 - e^{(-0.4/\text{día} \times 5 \text{ día})})} = \frac{138 \text{ mg O}_2}{\text{L}}$$

ejemplo/5.8 Investigación en la escena del crimen (CSI) para ingenieros medioambientales: la ciencia forense del agua residual

Un camión de desperdicios descargó desechos industriales en un hoyo de grava hacia la medianoche. Se le divisó tres días antes y ahora queda un charco de puros desperdicios. Un técnico de laboratorio determinó que los desperdicios tienen una BOD de 5 días de 80 mg/L y una velocidad de reacción de 0.1/día. Hay tres fábricas aledañas que generan desperdicios orgánicos: de vino (BOD final = 275 mg/L), de vinagre (BOD final = 80 mg/L) y una compañía farmacéutica (BOD final = 200 mg/L). Determine la fuente del desperdicio.

solución

Se puede calcular la BOD final de los desperdicios de la siguiente manera:

$$L_0 = \frac{y_5}{1 - e^{(-K_L t)}} = \frac{80 \text{ mg/L}}{1 - e^{(-0.1/\text{día} \times 5 \text{ día})}} = 203 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}}$$

El valor más cercano coincide con el de la compañía farmacéutica, pero no es congruente porque no toma en cuenta el hecho de que el desperdicio ha estado lejos de su fuente (y ha estado decayendo) durante 3 días. La BOD final original se puede calcular así

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

ejemplo/5.8 Continuación

Arreglar y resolver:

$$L_0 = \frac{L_t}{e^{-k_d t}} = \frac{203 \text{ mg/L}}{e^{(-0.1/\text{día} \times 3 \text{ día})}} = 274 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}}$$

El camión de la medianoche resultó ser de la fábrica de vino.

5.4.7 PRUEBA BOD: LIMITANTES Y ALTERNATIVAS

Aunque la prueba de BOD de los 5 días sigue siendo una herramienta fundamental en el tratamiento de desechos y en la evaluación de la calidad del agua, existen preocupaciones en torno a su logística y precisión que han conducido a propuestas para reemplazarla por otras medidas. Si bien su realización es relativamente simple, tiene tres desventajas importantes: 1) el tiempo que se necesita para obtener resultados (5 días es casi inconcebible en el mundo de hoy que recaba datos en tiempo real); 2) el hecho de que no pueda medir de manera precisa caudales de desechos que se degraden por periodos de más de 5 días y, 3) la imprecisión inherente del procedimiento, que se debe en gran parte a la variabilidad de la semilla (bacteria).

Otros analitos, como el carbono orgánico total (TOC), son más atinados y brindan mejor precisión pero fallan en distinguir efectivamente el carbono orgánico biodegradable del no biodegradable —que es precisamente el objetivo inicial de la prueba de BOD—. Más aún, no puede utilizarse la prueba de BOD para evaluar la eficacia de un tratamiento de desechos que no se han degradado de manera eficaz o que son tóxicos. Aquí, se aplica una prueba diferente, una para la **demanda química de oxígeno (COD)**.

En esta prueba se pone en un matraz de 250 mL una muestra que contenga una cantidad desconocida de materia orgánica. Se añaden AgSO_4 (un catalizador para asegurar la completa oxidación de la materia orgánica); un ácido fuerte (H_2SO_4), dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, que es un fuerte agente oxidante); y, HgCl_2 (para proveer el ion Hg_2^{2+} que hace complejo al ion cloruro, Cl^-). El ion cloruro interfiere con la prueba y está presente en grandes cantidades en numerosas muestras de aguas residuales. La razón es que se puede oxidar en Cl^0 con bicromato así como con materia orgánica. Sin embargo, la forma compleja de Cl^- no se oxida. Por lo tanto, si se permite Cl^- no complejo que se oxide en Cl^0 , se puede tener como resultado un falso positivo del valor de COD.

Se combina la muestra con todos los agentes y se somete a reflujo durante 3 horas. La materia orgánica se oxida (dona electrones) y el cromo se reduce (acepta electrones) de la forma hexavalente (Cr^{6+}) a la forma trivalente (Cr^{3+}). Por lo tanto, la prueba de COD determina cuánto cromo hexavalente se reduce durante la prueba. Una vez que la mezcla se ha enfriado a temperatura ambiente, se determina el bicromato que permanece en el sistema por titulación con sulfato ferroso de amonio. Se relaciona entonces la cantidad de cromo hexavalente con la cantidad de materia orgánica que se oxidó.

Los resultados se expresan en equivalentes de oxígeno ($\text{mg O}_2/\text{L}$), esto es, la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar por completo el desecho. La prueba es relativamente rápida (3 horas), y la correlación con la BOD_5 es

fácil de establecer de un caudal de aguas negras en particular. Por ejemplo, las aguas residuales municipales tienen una proporción de 0.4 a 0.6.

Comparar los resultados de la BOD y de la COD ayuda a identificar si existen condiciones tóxicas en un caudal de aguas negras o indicar la presencia de desperdicios que sean biológicamente resistentes (refractarios). Por ejemplo, una proporción BOD_5/COD que se aproxime a 1 puede indicar un material altamente biodegradable, mientras que una proporción que se acerque a 0 indica un material difícilmente biodegradable.

5.5 Flujo de material en los ecosistemas

El paso natural de químicos mediante los organismos ocurre en el seno de **ciclos biogeoquímicos**. Cinco químicos son de particular importancia en la ingeniería medioambiental: C, O, N, P y S. Además, interesa el **ciclo hidrológico** (vea el capítulo 9) porque juega un importante papel en el movimiento de los elementos químicos a través de la ecosfera. Esta sección considera cada uno de estos ciclos clave.

Advierta que los seres humanos usan y reciclan un número mucho más grande de elementos químicos en aplicaciones industriales que los que existen en los organismos vivos. Esto puede afectar el medio ambiente por la extracción de elementos exóticos, por la concentración de estos químicos que antes se encontraban dispersos y porque la exposición a elevadas concentraciones a menudo pueden dañar las funciones normales de seres humanos y sistemas naturales.

5.5.1 CICLOS DE OXÍGENO Y DE CARBONO

El **ciclo de oxígeno** y el **ciclo del carbono** se encuentran estrechamente ligados por los procesos de fotosíntesis (ecuación 5.19) y de respiración (ecuación 5.20). La fotosíntesis es la fuente primaria en el ciclo del oxígeno y el origen del carbono orgánico que se ha transformado en bióxido de carbono en el ciclo del carbono. La respiración es el pozo principal en el ciclo del oxígeno y es el responsable de la conversión de carbono orgánico a bióxido de carbono en el ciclo del carbono. Las plantas y algunas bacterias llevan a cabo la fotosíntesis, y todos los organismos, incluso aquellos que realizan fotosíntesis, llevan a cabo la respiración. La interrelación entre la fotosíntesis y la respiración juega un papel clave en la regulación de los equilibrios de energía en un ecosistema y en el mantenimiento de los niveles de oxígeno necesarios para la vida en medio ambientes acuáticos. La figura 5.26 describe cómo los seres humanos han alterado el ciclo de carbono natural.

5.5.2 CICLO DEL NITRÓGENO

Las transformaciones biogeoquímicas que personifica el ciclo del nitrógeno (figura 5.27) son importantes en los sistemas naturales y en los de ingeniería. Como resultado de su colaboración con bacterias y plantas, muchas de las características del ciclo del nitrógeno están relacionadas con los ciclos de oxígeno y carbono. Las plantas toman y utilizan nitrógeno en forma de amoníaco o nitrato, químicos que típicamente se encuentran en escasas cantidades en los suelos de cultivo, por lo que requieren fertilización. Algunas bacterias y algunas especies de plantas (como las legumbres y el clavo) pueden también usar nitrógeno atmosférico (N_2) para convertir el amoníaco mediante el proceso de **fijación de nitrógeno**. Las plantas incorporan amoníaco y nitrato

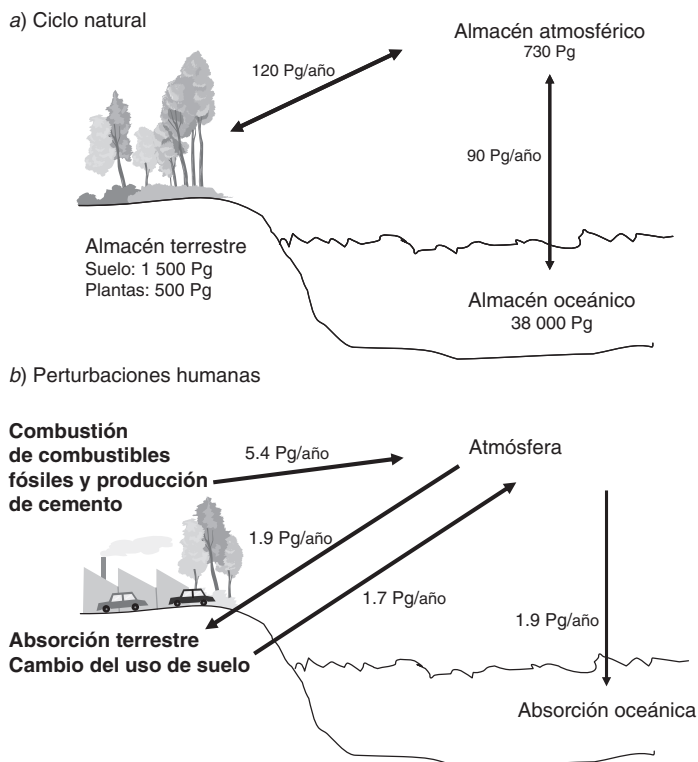


Figura 5.26 Ciclo del carbono bajo condiciones naturales y bajo las modificaciones que causan las perturbaciones de origen humano *a)* Ciclo natural del carbono, que mantiene una reserva relativamente constante de carbono en el aire y presenta transferencias equilibradas entre los compartimientos. *b)* Emisiones antropogénicas de carbono que se agregan a la reserva de la atmósfera a tasas que no se equilibran por la absorción terrestre ni oceánica. El resultado es un incremento en las concentraciones atmosféricas de CO_2 .

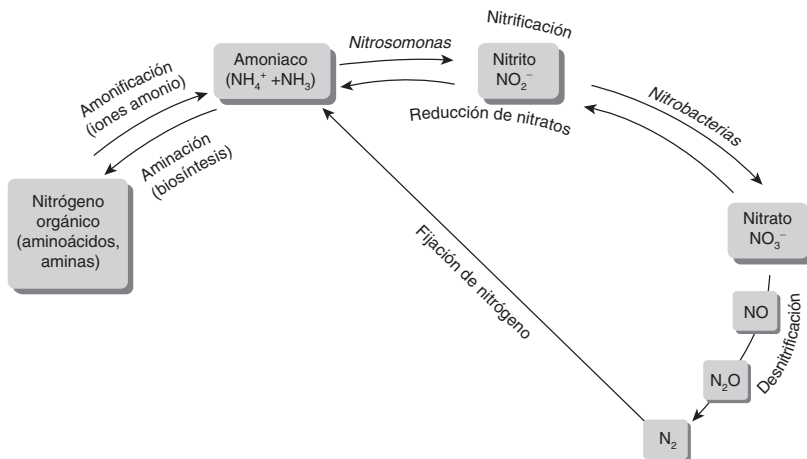


Figura 5.27 El ciclo del nitrógeno

Snoeyink y Jenkins, Water Chemistry, 1980. Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc. (De Mihelcic (1999)). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.)

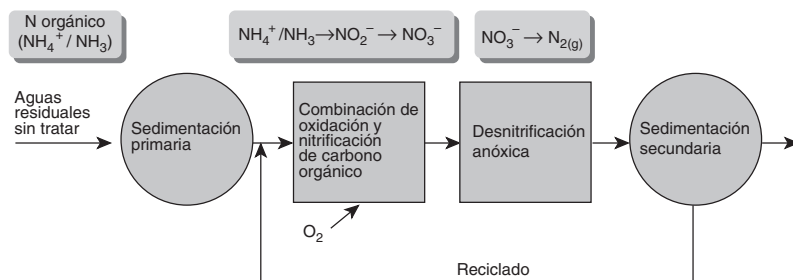


Figura 5.28 Configuración de una planta municipal de tratamiento de aguas negras convencionales para retirar nitrógeno

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

a una variedad de compuestos orgánicos, como las proteínas y los ácidos nucleicos, críticos para las funciones metabólicas.

Los compuestos nitrogenados que están presentes en los organismos se liberan hacia el medio ambiente a través de la excreción y la muerte, ya sea en la naturaleza o en forma de desechos humanos. El nitrato es un importante nutriente que contribuye al crecimiento de las plantas y puede ser el nutriente limitante en algunos sistemas, especialmente en el medio ambiente marino en las costas. Las descargas a las aguas superficiales pueden provocar un crecimiento dañino de las algas y llegar a crear problemas de calidad del agua como el agotamiento del oxígeno.

La figura 5.28 describe el ciclo del oxígeno que comúnmente se observa en una planta municipal de tratamiento de aguas residuales. En un primer paso, el **aumento de amoníaco**, el N orgánico (por ejemplo, las proteínas) se convierten en amoníaco ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$). El siguiente paso implica la transformación del amoníaco en nitrito (NO_2^-) (mediante la bacteria del género *Nitrosomonas*) y luego a nitrato (NO_3^-) (mediante la bacteria del género *Nitrobacter*), proceso denominado **nitrificación**. Este paso requiere de la presencia de oxígeno. El nitrato puede transformarse en gas nitrógeno mediante el proceso de **desnitrificación**, en el que se convierte en gas nitrógeno con su consecuente liberación a la atmósfera. Esta transformación microbiana se realiza bajo condiciones anóxicas.

5.5.3 CICLO DEL FÓSFORO

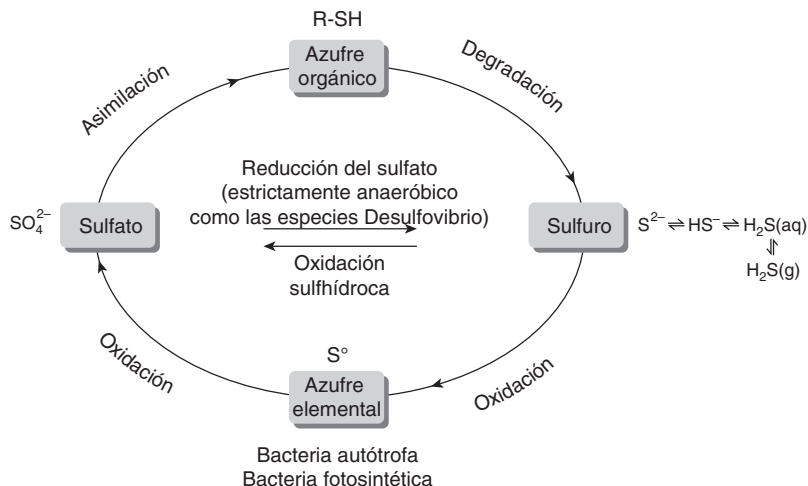
Los minerales que contienen fósforo son poco solubles, por lo que la mayor parte de las aguas superficiales contienen muy poco de este importante nutriente para las plantas de manera natural. Cuando se extrae fósforo y se incorpora con agentes limpiadores y fertilizantes, el ciclo biogeoquímico (la conducción del elemento a través del medio ambiente) se acelera sobremanera. Su consecuente descarga en lagos y ríos, en donde el fósforo es el nutriente limitante, puede estimular un dañino crecimiento de algas y **eutrofización** (que se abordará en el capítulo 8), lo que provoca lagos desagradables y no disponibles para varios usos. Por lo tanto, retirar el **ciclo del fósforo** es una característica importante del proceso de tratamiento de aguas de un cauce.

5.5.4 CICLO DEL AZUFRE

Tal como el ciclo del oxígeno y del nitrógeno, el **ciclo del azufre** (figura 5.29) es en gran parte mediado de manera microbiana y por lo tanto está asociado al ciclo del carbono. El azufre llega a lagos y ríos como S orgánico, incorporado a materiales como proteínas, y como S inorgánico, principalmente como sulfato (SO_4^{2-}).

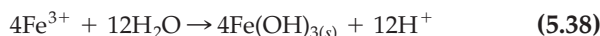
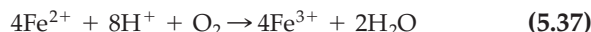
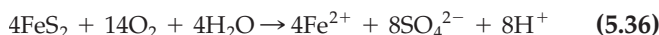
Figura 5.29 Ciclo del azufre La reducción del sulfato (SO_4^{2-}) en ácido sulfhídrico (H_2S) puede provocar problemas de olor en los sistemas de recolección de aguas residuales y de plantas de tratamiento. La oxidación del azufre reducido puede conducir a la acidificación y decoloración de las aguas superficiales.

De Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.



Ciclos biogeoquímicos:
carbono, nitrógeno,
mercurio, tóxicos

El ácido sulfhídrico (H_2S) es maloliente y tóxico para la vida acuática a muy bajas concentraciones. A menudo se encuentra piritita (FeS_2) en formaciones geológicas de extracción comercial, como en el caso del carbón o de metales como la plata y el zinc. Cuando la piritita se expone a la atmósfera comienza un proceso de oxidación de tres pasos en los que participan bacterias como *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus ferrooxidans* y *Ferrobacillus ferrooxidans*:



Drenaje del ácido de las minas

http://www.epa.gov/nps/acid_mine.html

Este proceso provoca que la mina drene ácidos ricos en sulfato, acidez e hidróxidos férricos (un precipitado de color anaranjado amarillento llamado “niño amarillo”). Aunque el sulfato es inocuo, la acidez provoca que el pH de las aguas superficiales descienda (a niveles que con frecuencia dañan gravemente la calidad del agua), y que el producto cubra el fondo de los arroyos, lo que elimina el hábitat de los macroinvertebrados. Además, el bajo nivel de pH del agua disuelve rocas y minerales, que libera sólidos totales disueltos y dureza.

5.6 Salud del ecosistema y bienestar público

Todos los proyectos de ingeniería deberían diseñarse, construirse y operarse de una manera que sea benigna para el medio ambiente y que tenga como fin último servir a la sociedad equitativamente y proteger la salud de los seres humanos y de los ecosistemas para las generaciones futuras. Esta sección introduce dos temas que, desde esta perspectiva, son importantes: sustancias tóxicas y biodiversidad.

5.6.1 SUSTANCIAS TÓXICAS Y ECOSISTEMAS Y SALUD HUMANA

Las sustancias tóxicas pueden influir en la salud del ecosistema dañando directamente la población o en las comunidades, o creando indirectamente

Servicios para ecosistemas de la bahía de Tampa, la costa de California y el valle del río Willamette en Oregon

<http://www.epa.gov/ord/esrp/index.htm>

Recuadro / 5.4 Servicios de los ecosistemas y salud de los ecosistemas

La sociedad obtiene muchos bienes esenciales de los ecosistemas naturales, entre ellos pescados y mariscos, animales de caza, forraje, madera como combustible, madera para construcción y productos farmacéuticos. Estos bienes representan una parte importante y bien conocida de la economía. Lo que ha sido menos reconocido hasta hace poco es que los ecosistemas naturales también realizan servicios fundamentales que sustentan la vida, como regular el clima, almacenar agua, controlar las inundaciones, amortiguar los eventos climáticos extremos, purificar el aire y el agua, regenerar la fertilidad de los suelos, desintoxicar mediante la descomposición de desechos y producir y mantener la biodiversidad.

Los servicios de los ecosistemas pueden subdividirse en cinco categorías: 1) *provisión*, como la producción de comida y agua; 2) *regulación*, como control del clima y las enfermedades; 3) *sustento*, que incluye ciclos de nutrientes y polinización de las cosechas; 4) *cultura*, como servicios de recreación y espirituales y, 5) *preservación*, que incluye el mantenimiento de la diversidad (Daily, 2000; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Tales procesos valen muchos miles de billones de dólares anuales. Sin embargo, debido a que tales beneficios no son objeto de intercambio en los mercados económicos, ni tienen etiquetas con precio que puedan alertar a

la sociedad que los cambios en los ecosistemas o el daño a los sistemas que los generan pueden afectar la oferta de esos beneficios.

Para entender la magnitud de las implicaciones económicas de los servicios que ofrecen los ecosistemas naturales, considere el siguiente ejemplo. En la ciudad de Nueva York, donde la calidad del agua potable descendió por debajo de los estándares de la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de EU (EPA), las autoridades optaron por restaurar el litoral Catskill, ecosistema que antiguamente proveía a la ciudad del servicio de purificación de agua. Una vez que se redujo la descarga de aguas negras y pesticidas en el litoral, los procesos abióticos naturales como la adsorción de los suelos y la filtración de químicos, aunados a un reciclaje biótico a través de sistemas de raíces y microorganismos del suelo, mejoraron la calidad del agua hasta niveles que satisfacían los estándares gubernamentales. El costo de esta inversión en capital natural se estimó entre \$1 000 y \$1 500 millones de dólares, que contrasta dramáticamente con los \$6 a \$8 mil millones de dólares que cuesta construir una nueva planta de filtración de agua cuyos costos operativos anuales son de \$300 millones (Chichilnisky y Heal, 1998).

un desequilibrio en las funciones del ecosistema (reduciendo o eliminando el papel de las especies o de un grupo de especies). Además, la salud humana puede afectarse mediante el consumo de pescados y animales silvestres que se hayan contaminado con sustancias tóxicas.

Bioconcentración es la absorción directa de un químico por un organismo individual. Los ejemplos incluyen el mercurio que viaja del agua hacia el fitoplancton a través de la pared celular o hacia los peces vía las agallas.

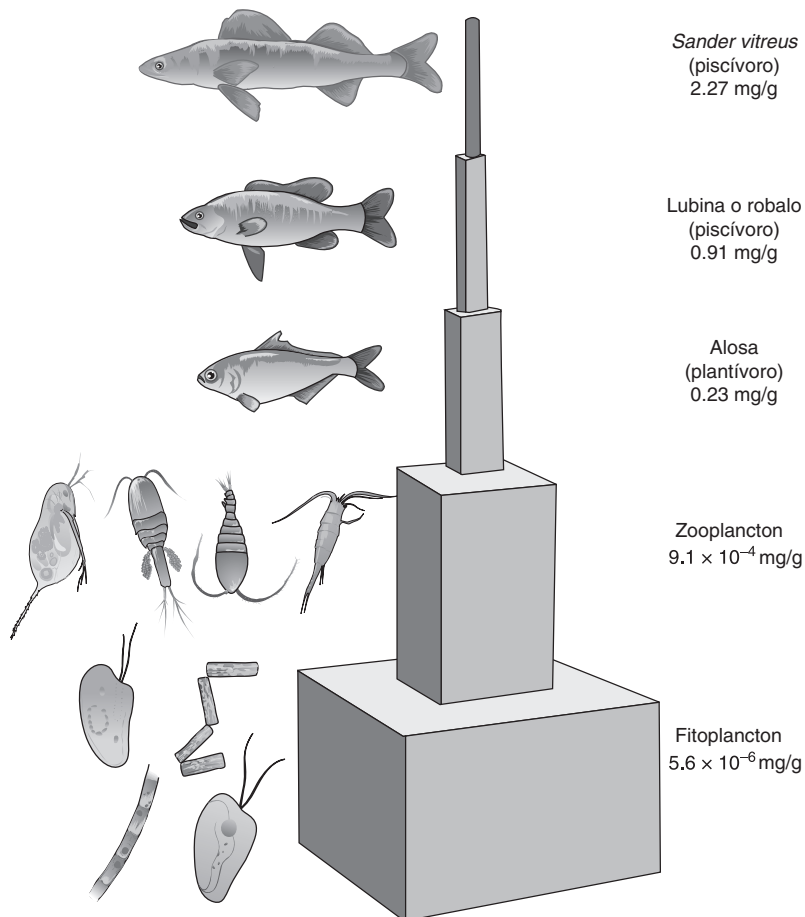
Bioacumulación (también denominada biomagnificación) se refiere a la acumulación de químicos por exposición a agua contaminada (bioconcentración) e ingesta de comida contaminada. Por ejemplo, la bioconcentración de plancton contaminado resulta en una bioacumulación en el nivel trófico siguiente, los peces.

Aunque hay pérdidas significativas en la transferencia de energía y biomasa en la cadena alimentaria, como en el caso de la oxidación y la excreción (vea las figuras 5.20 y 5.21), algunos químicos (por ejemplo mercurio, PCB, DDT y otros productos que retardan las flamas) se retienen en los organismos. Esta retención, aunada a la pérdida de biomasa, produce un efecto de concentración en cada nivel sucesivo ascendente en la cadena alimentaria.

La figura 5.30 describe este efecto de concentración del mercurio en un sistema acuático. Advierta que la aparente baja concentración de $0.01 \mu\text{g/L}$ (ppb_m) se incrementa en cinco órdenes de magnitud hasta 2270 ppb_m en la cima, en el nivel del depredador mediante la bioconcentración y la bioacumulación. ¿Hay un nivel trófico por encima de los peces? Sí, potencialmente, los seres humanos, otros mamíferos (por ejemplo, osos, focas, ballenas beluga) y pájaros como gaviotas o águilas. De manera rutinaria se

Figura 5.30 Bioacumulación de mercurio en la cadena alimentaria del Lago Onondaga, Nueva York El tamaño de la caja representa la biomasa (que decrece a medida que asciende la cadena alimentaria por la ineficacia de la transferencia de energía), el sombreado representa la concentración de mercurio en la biomasa (que se incrementa conforme asciende la cadena alimentaria porque se retiene aunque la biomasa se reduzca). La concentración de mercurio en la columna del agua es $\approx 0.01 \mu\text{g/L}$.

Datos de Becker y Bigham (1995); dibujo de Mihelcic (1999). Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.



observan elevados niveles de bioacumulación de sustancia en los seres silvestres que dependen de los peces como una porción significativa de su dieta.

La bioacumulación de sustancias tóxicas ha provocado impactos graves en muchas especies silvestres. La tabla 5.12 ilustra el efecto de químicos como el DDT y la bioacumulación de plomo en las águilas calvas. Además, la bioacumulación puede contribuir de manera significativa a la exposición total de los seres humanos, y por lo tanto, un riesgo medio ambiental, en el caso de un químico en particular, como se menciona en el capítulo 6. Debido a estos efectos y a la amenaza que representan para las poblaciones de seres humanos, hay una necesidad que urge por una mejor comprensión de la dinámica de bioacumulación y su impacto potencial en seres humanos y el medio ambiente.

El **factor de bioconcentración (BCF)** es la proporción de concentración de un químico en un organismo respecto al medium del medio ambiente que lo rodea (generalmente aire o agua), considerado solamente cuando lo ingiere directamente de dicho medium.

El **factor de bioacumulación (BAF)** es la proporción de la concentración de un químico en un organismo en relación con el medio que lo rodea

Tabla / 5.12

Números históricos de parejas de águilas calvas que anidan en los estados contiguos ("los 48 de abajo") La prohibición de arsenal de plomo durante la cacería tenía como propósito reducir la toxicidad de ciertas aves que a menudo ingerían las balas y además reducir la toxicidad hacia las águilas, que se alimentan de dichas aves muertas o heridas. La tierra también tuvo un gran impacto gracias al éxito con que anidaron las águilas.

Periodo	Número de parejas que anidaron	Explicación
1700s	50 000	Población estimada antes del establecimiento.
1940	Número desconocido; "amenaza de extinción"	La Ley para la Protección del Águila Calva prohibió matar, vender o poseer esta especie.
1960s	400	Pérdida del hábitat, envenenamiento por plomo y fallas en la reproducción debido a la bioacumulación del pesticida DDT; publicación de Primavera silenciosa de Rachel Carson.
1972	<800	Se prohíbe el DDT en Estados Unidos.
1991	3 000	Se prohíben balas de plomo para cazar estas aves.
2007	10 000	Se retiró de la lista de especies en peligro de extinción del Servicio de Vida Silvestre y Piscicultura de Estados Unidos

FUENTE: Servicio de Vida Silvestre y Piscicultura de Estados Unidos.

cuando se incluyen todos los mecanismos de ingestión (como los que se dan a través de la comida y el agua).

Debido a que BCF sólo aborda la ingesta pasiva (absorción independiente de los patrones de alimentación propios del organismo), brinda los medios para comparar el riesgo potencial de químicos en el organismo y en la salud del ecosistema. Los organismos con un alto contenido de grasas tienen a mostrar mayores BCF; por ejemplo, las concentraciones de PCB son típicamente mayores en los peces grasos como la trucha y el salmón en comparación con las lobinas, que son más delgadas. El fenómeno químico de bioacumulación ha provocado advertencias de pesca en muchos estados, desde Florida hasta el norte de Minnesota. Se hacen recomendaciones específicas para que se retire el tejido graso al limpiar y preparar el pescado para minimizar el consumo humano (y la bioacumulación) de contaminantes. Sin embargo, la exposición a algunos contaminantes, entre ellos el mercurio, no se reduce al recortar de manera selectiva el tejido graso porque este contaminante se distribuye uniformemente por todo el pescado. En este caso, la única manera en que los consumidores pueden limitar su exposición es mediante el control de la cantidad de pescado que consumen por semana.



Discusión en clase

¿Qué advertencia sobre la pesca existe en su estado o en algún estado vecino? ¿Cuáles son los químicos objeto de la preocupación? ¿Cuál es el origen de dichos químicos (lugares en donde se descargan, no hay lugares de descarga, aire)? ¿Qué poblaciones son las que están en mayor riesgo? ¿Cuáles son las soluciones sustentables (políticas y tecnológicas) que puede usted implementar para resolver el problema?

Biodiversidad UNEP

<http://www.unep.org/themes/biodiversity>

Biodiversidad en África

http://www.eoearth.org/article/Biodiversity_in_Africa

**Discusión en clase**

Actualmente vivimos una de las extinciones masivas más importantes de la historia de la Tierra. Discuta el papel de los ingenieros al respecto. ¿Son responsables en parte o no? ¿Cómo puede implicárseles en solucionar este problema?

5.6.2 BIODIVERSIDAD Y SALUD DEL ECOSISTEMA

El término **biodiversidad**, una contracción entre *diversidad biológica*, se refiere a la gran variedad de formas de vida. Aunque el concepto de biodiversidad originalmente se concentraba en individuos de una especie, muchos científicos ahora consideran de suma importancia la *diversidad genética* (al interior de las especies) y la *diversidad ecológica*. Es sabido que la variación significativa puede existir en la constitución genética de las poblaciones y en las mismas especies que se encuentran separadas por el tiempo (por ejemplo, por las estaciones) o en el espacio. Esta variación puede conducir a respuestas diferencias de las poblaciones ante un mismo estrés medioambiental o incluso a diferencias en las funciones de las especies dentro del ecosistema. Por esta razón, los biólogos que están interesados en la piscicultura y que buscan reestablecer las especies a su antiguo hábitat hoy degradado necesitan peces jóvenes de poblaciones locales o regionales para mantener las características de la reserva genética original. En el otro extremo de este espectro, quizá es prudente considerar los ecosistemas como representantes de una diversidad que es del mismo valor, o incluso de valor mayor, que las especies individuales, por lo tanto digno de la atención de quienes buscan mantener la biodiversidad.

AMENAZAS A LA BIODIVERSIDAD La extinción, que avanza a una velocidad de una especie por millón de especies cada año, ha sido superada por la evolución, y la biodiversidad de la Tierra ha experimentado un incremento sostenido de la biodiversidad durante los últimos 600 millones de años. Este incremento ha sido marcado por cinco episodios de extinción masiva que se cree están relacionados con impactos de meteoritos, erupciones volcánicas y cambios climáticos. Pero actualmente, la humanidad ha iniciado su propio impacto de meteorito, su propia erupción volcánica:

Debido a que la magnitud y velocidad a la cual la especie humana altera su mundo físico, químico y biológico, la biodiversidad se está destruyendo a una velocidad sin precedente en los tiempos geológicos recientes.

—Thorne-Miller, 1999

Aunque son las especies las que se extinguen, es importante considerar las amenazas a la biodiversidad en el contexto de la estructura del ecosistema y su función. El Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) reporta:

Es posible que la capacidad de recuperación de muchos ecosistemas se vea excedida este siglo por una combinación sin precedente de cambio climático, disturbios que son consecuencia de éste (por ejemplo, inundaciones, sequía, incendios forestales, insectos, acidificación oceánica) y otros cambios globales (por ejemplo, cambios en el uso del suelo, contaminación, sobreexplotación de los recursos).

—IPCC, 2007

Ciertamente, es la especie la que a menudo está en el centro de atención (por ejemplo, por la caza legal e ilegal), pero el estrés humano puede manifestarse también con efectos negativos hacia el ecosistema.

Las amenazas a la biodiversidad se pueden organizar en cinco categorías: 1) sobreexplotación de los suelos de cultivos; 2) destrucción del hábitat; 3) introducción de especies; 4) contaminación química y, 5) cambio atmosférico global. De éstos, la sobreexplotación de los suelos de cultivo es quizá el que tiene la más larga historia. La caza de cierto tipo de aves, la crianza de aves por sus plumas y la incesante persecución y matanza del bisonte son bien conocidas desde la

América del siglo XIX. Más recientemente, la sobreexplotación y la pesca excesiva de fuentes no sustentables amenaza el futuro de la pesca marina.

Los pastizales y los ecosistemas boscosos que alguna vez cubrían miles de millas cuadradas están ahora ausentes y por lo tanto su composición se ha alterado y es irreconocible. Aunado al desarrollo urbano, estos cambios en el uso de suelo han provocado una fragmentación del hábitat, en el que los organismos que antes tenían hábitats contiguos se han reducido a pequeñas parcelas. Este proceso de introducción de especies es una característica natural de la evolución de los ecosistemas a medida que cambian las condiciones y los rangos se amplían. Sin embargo, la aceleración humana (accidental o intencional) de este proceso puede dañar de manera crítica a las especies nativas y a su ecosistema. (Considere por ejemplo la introducción de una variedad de mamíferos en Nueva Zelanda.)

La vulnerabilidad de un ecosistema ante la introducción de nuevas especies se incrementa con el daño a su salud (por ejemplo, efectos físicos o químicos) o la pérdida de los componentes bióticos clave (especies). La **invasión de especies** ajenas está constituida por aquellas especies que se han establecido en ecosistemas naturales y que amenazan la diversidad biológica nativa. Se han introducido especies invasivas acuáticas de manera intencional (algunas especies de trucha en los ríos del Oeste) y accidentalmente (sanguijuelas marinas mediante canales de construcción, mejillones cebra en el agua de las esclusas y carpas asiáticas que escapan de la piscicultura).

En los ecosistemas terrestres, los disturbios a la tierra durante la construcción de medio ambientes creados por el hombre y la introducción de vehículos motores en áreas que antes no tenían caminos documentan la extensión de las especies invasivas. La rápida propagación y la naturaleza agresiva de las especies invasivas se debe, en parte, a la ausencia de competencia y de presiones predatorias comunes en el ecosistema que era su hogar. Las especies invasivas contribuyen de manera significativa a la extinción de las especies y a la pérdida de la biodiversidad, un problema que se incrementa con la globalización.

En términos de contaminación química, los derrames de petróleo, la incorporación de nutrientes de las plantas de tratamiento de aguas negras, la escorrentía agrícola y urbana, así como los residuos de pesticidas y metales pesados como el mercurio, documentan los efectos negativos en los ecosistemas. Se pronostica que el cambio climático global también tendrá un efecto dramático en la salud del ecosistema. El organismo IPCC reporta que "es posible que aproximadamente entre 20 y 30% de las especies de plantas y animales evaluados hasta el momento hayan incrementado su riesgo de extinción si los aumentos en la temperatura global promedio exceden 1.5-2.5° C" (IPCC, 2007).

VER VALOR EN LA BIODIVERSIDAD Desde la aprobación de la Ley de las especies en peligro de extinción de 1973, la mayoría de los estadounidenses están familiarizados con el concepto de valor intrínseco de la biodiversidad. Sin embargo, la aplicación de una filosofía que apoye a la biodiversidad se ha vuelto compleja en algunos escenarios regulatorios y administrativos. En el caso de la lechuza moteada del norte que crece en los viejos bosques del Noroeste del Pacífico, la industria maderera se levantó decididamente en contra de una lista de especies, argumentando que el desempleo que desencadenaría, con sus efectos socioeconómicos, sobrepasaba con mucho el valor que tenía proteger al animal y a la biodiversidad.

Hay tres razones que a menudo se dan para estimular los programas que apoyan la biodiversidad. El primero gira en torno al concepto de que plantas

Especies invasivas

http://www.epa.gov/owow/invasive_species

Recuadro / 5.5 Aldo Leopold y la ética de la tierra

Aldo Leopold (1887–1948), ecologista, silvicultor y medioambientalista estadounidense, tuvo gran influencia en el desarrollo de la ética medioambiental actual y en el movimiento a favor de la preservación de la vida silvestre. Aldo Leopold es considerado como el pionero del manejo de la vida silvestre en Estados Unidos y fue pescador y cazador de toda la vida. En *Almanaque del condado Sand*, publicado poco después de su muerte, Leopold abogó por la “ética de la tierra”, y dictó que “algo está bien cuando tiende a preservar la integridad, estabilidad y belleza de la comunidad biótica. Está mal cuando tiende en sentido contrario”.

Leopold llegó a afirmar que

Todas las éticas que han evolucionado hasta el momento se sustentan en una premisa simple: que el individuo es miembro de una comunidad de partes interdependientes. Sus instintos lo mueven a competir por su lugar en dicha comunidad, pero su ética lo urge también a cooperar (quizá para que haya más lugar



Foto cortesía de los archivos de Aldo Leopold Foundation.

*por el cual competir). La ética de la tierra simplemente amplía las fronteras de la comunidad para incluir a los suelos, las aguas, las plantas y animales, o de manera colectiva: la tierra. En resumen, una ética de la tierra cambia el papel del Homo sapiens de conquistador de la tierra-comunidad a simple miembro o ciudadano de ella. Esto implica respeto por los otros miembros y también respeto por la comunidad como tal.**

Leopold nos convoca a reconocer nuestro papel como miembros de una comunidad medioambiental diversa pero frágil y a usar las habilidades y el entrenamiento de ingeniería de manera que protejan la tierra y encuentren valor en la biodiversidad.

*Cita de “Almanaque del condado Sand: con ensayos sobre la conservación” por Aldo Leopold (2201) con autorización de Oxford University Press, Inc.

y animales juegan un papel crítico en el desarrollo de ofertas alimenticias y medicinas más productivas que puedan mejorar la salud humana y prolongar la vida. Por ejemplo, una especie de maíz que se descubrió en México hace varias décadas que presenta resistencia a las enfermedades y que crece en patrones que pueden revolucionar la industria del maíz. En el campo de la medicina, los ejemplos incluyen la aspirina, cuyo componente principal se deriva del sauce y agentes anticancerígenos producidos por la vinca rosa, un arbusto con flores que sólo se encuentra en Madagascar.

La segunda razón que a menudo se da para sustentar la biodiversidad es que la estructura del ecosistema está determinada por las interacciones de sus componentes, así que la pérdida de un solo componente (como una especie) puede perturbar de manera permanente y fallar de manera letal en la función de un ecosistema. Por ejemplo, las especies invasiva pueden diezmar plantas y animales nativos, y alterar por completo la faz de un ecosistema. Estados Unidos experimenta actualmente tales perturbaciones en sus ecosistemas; por ejemplo, con la proliferación de la exótica centaurea está copulando las especies nativas y reduciendo el forraje para el ganado. La salicaria morada se está convirtiendo en la dominante en muchas zonas pantanosas y está eliminando plantas nativas que son más nutritivas para la vida silvestre.

La última razón es de tipo ético y está relacionada con el papel de los seres humanos como administradores de vastos y complicados ecosistemas. La ética medioambiental de nuestra sociedad ha experimentado una revolución de pensamiento, cambió esa América colonial que aparentaba tener recursos ilimitados, pasó por periodos de expansión e industrialización y llegó el momento en que topamos con los límites de la ecosfera y sufrimos por el deterioro y la pérdida de facilidades sociales, económicas y medioambientales.

Términos clave

- abiótico
- absorción
- algas
- animales mayores
- anóxico
- aumento de amoníaco
- autótrofo
- azufre
- bacteria
- bioacumulación
- bioconcentración
- biodegradación
- biodiversidad
- biología
- biomasa
- biosfera
- biota
- biótico
- cadenas alimentarias
- capacidad de persistencia
- carbono
- carnívoros
- CBOD final
- ciclo hidrológico
- ciclos biogeoquímicos
- clima
- coeficiente de rendimiento (Y)
- comunidad
- constante de saturación media
- demanda bioquímica de oxígeno (BOD)
- demanda carbónica de oxígeno (CBOD)
- demanda de oxígeno nitrogenado (NBOD)
- demanda química de oxígeno (COD)
- demanda teórica de oxígeno (ThOD)
- desechos
- desnitrificación
- dinámica de población
- ecología
- ecosistema
- ecuación IPAT
- energía
- especies
- especies amenazadas de peligro de extinción
- especies en peligro de extinción
- especies invasivas
- estequiometría
- ética de la tierra
- eucarionte
- eutrofización
- factor de bioacumulación (BAF)
- factor de bioconcentración (BCF)
- fase de crecimiento exponencial o logístico
- fase de muerte
- fase estacionaria
- fijación de nitrógeno
- fósforo
- fotosíntesis
- fotosíntesis artificial
- fuente fotosintética (de oxígeno)
- gas de efecto invernadero
- herbívoros
- heterótrofos
- hongo
- huella ecológica
- Leopold, Aldo
- *Los límites del crecimiento*
- macroinvertebrados
- materia orgánica
- metano
- metanogénesis
- microcrustáceos
- modelo de crecimiento exponencial
- modelo de crecimiento logístico
- modelo Monod
- nitrificación
- omnívoros
- oxígeno
- Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC)
- plantas altas
- población
- principio de exclusión competitiva
- procariotas
- productividad
- protozoarios
- reacción redox
- recursos renovables
- redes alimentarias
- respiración
- respiración aerobia
- respiración anaerobia
- rotíferas
- secuencia ecológica redox
- servicios del ecosistema
- sistemas naturales
- sustrato
- uso de suelo
- virus



capítulo/Cinco Problemas

5.1 Se usan modelos matemáticos para pronosticar el crecimiento de una población, es decir, el tamaño de la población en una fecha futura. El modelo más simple es el de crecimiento exponencial. Su cálculo requiere de la tasa de crecimiento máxima específica de un organismo. Se puede obtener este coeficiente de observaciones de campo o de experimentos de laboratorio, en los cuales se monitorea el tamaño de la población en función del tiempo cuando crecen a altas concentraciones de sustrato ($S \gg K_s$):

Tiempo (días)	Biomasa (mg/L)
0	50
1	136
2	369
3	1004
4	2730
5	7421

Calcula $\mu_{\max}$ para esta población, asuma crecimiento exponencial, incluya las unidades apropiadas.

5.2 Una vez que se ha obtenido $\mu_{\max}$ se puede usar el modelo para proyectar el tamaño de la población en un tiempo futuro. Asuma que el crecimiento exponencial se sostiene, ¿cuál será el tamaño de la población del problema 5.2 después de 10 días?

5.3 El crecimiento exponencial no se puede sostener eternamente debido a limitantes que el medio ambiente ejerce sobre el organismo, es decir, la capacidad de persistencia del sistema. Se describe este fenómeno usando el modelo de crecimiento logístico. a) Calcule el tamaño de la población del problema 5.1 después de 10 días, suponiendo que le sigue un crecimiento logístico y que la capacidad de persistencia es 10000 mg/L. b) ¿Qué porcentaje sería del tamaño de la población que crece exponencialmente?

5.4 Se usa el modelo Monod para describir las limitaciones de comida. El crecimiento de la población se caracteriza por la tasa de crecimiento específica máxima ($\mu_{\max}$) y la constante de saturación media de crecimiento (K_s). a) Calcule la tasa de crecimiento específica (μ) de la población del problema 5.1, que crece a una concentración de

sustrato de 25 mg/L de acuerdo con la cinética de Monod si tiene un K_s de 50 mg/L. b) ¿Cuál es el porcentaje de la tasa de crecimiento máxima para la población que crece de manera exponencial?

5.5 Los estudios de laboratorio han mostrado que los microorganismos producen 10 mg/L de biomasa si se reduce la concentración de un contaminante en 50 mg/L. Calcule el coeficiente de rendimiento, especifique las unidades de expresión.

5.6 Cuando el abastecimiento de comida se ha agotado, las poblaciones mueren. Este decaimiento exponencial se describe por la simple modificación del modelo de crecimiento exponencial. Los ingenieros lo usan para calcular el tiempo que una playa en la que acostumbra haber nadadores debe cerrarse a consecuencia de contaminación por materia fecal. Para una población de bacterias de biomasa inicial de 100 mg/L y a $K_d = 0.4/\text{día}$, calcule el tiempo necesario para reducir el tamaño de la población a 10 mg/L.

5.7 Una población que tiene una biomasa de 2 mg/L en $t = 0$ días alcanza una biomasa de 139 en $t = 10$. Si se asume crecimiento exponencial, calcule el valor de coeficiente de crecimiento específico.

5.8 Se ha encontrado la presencia de bacterias fecales que no se dan en el medio ambiente natural, en los intestinos de animales de sangre caliente. Se monitorea una descarga de aguas negras sin tratar y su dinámica de población en ríos y lagos, lo que puede acarrear decaimiento exponencial o la muerte. ¿Cuántos días tomaría a una concentración de bacterias de 10^6 células/mL reducir hasta el estándar de salud pública de 10^2 si el coeficiente de decaimiento es de 2/días?

5.9 ¿Cuál es la ThOD de los químicos siguientes? Muestre la ecuación de balanceo estequiométrico: a) 5 mg/L C_7H_3 ; b) 0.5 mg/L C_6Cl_5OH ; c) $C_{12}H_{10}$.

5.10 Cierta desperdicio contiene 100 mg/L de etileno glicol ($C_2H_6O_2$) y 50 mg/L NH_3-N . Determine la demanda de oxígeno carbónica y la teórica nitrogenada.

5.11 Calcule el NBOD y el ThOD de un desecho que contiene 100 mg/L de isopropanol 100 mg/L isopropanol (C_3H_7OH) y 100 mg/L NH_3-N .

5.12 Un desecho contiene 100 mg/L de ácido acético (CH_3COOH) y 50 mg/L NH_3-N . Determine la demanda de

oxígeno teórica carbónica, la demanda de oxígeno teórica nitrogenada y la demanda total de oxígeno del desperdicio.

5.13 Un desecho tiene una CBOD final de 1 000 mg/L y un k_L de 0.1/día. ¿Cuál es la CBOD del día 5?

5.14 Calcule la BOD final que tiene un desecho cuyo BOD 5 días es de 20 mg/L, suponga un coeficiente de BOD de 0.15/día.

5.15 De acuerdo con el sitio web de Redefining Progress, sus análisis sobre la huella ecológica indican que los seres humanos han excedido sus límites ecológicos en 39%. Consulte dicho sitio y determine la huella ecológica de usted. Compare este valor con el de su país y el del mundo. Identifique algunos cambios que puede hacer en su actual estilo de vida y vuelva a realizar los cálculos de la huella ecológica para reflejar los cambios. Resuma los cambios y cómo han afectado la huella ecológica. El sitio web es www.rprogress.org/ecological_footprint/about_ecological_footprint.htm.

5.16 Consulte el sitio web de IPCC (www.ipcc.ch). Elija un ecosistema específico para estudiar y use la información del sitio para investigar el impacto del cambio climático en dicho ecosistema. Escriba un ensayo de una cuartilla (con las bibliografía adecuada) en el que resuma sus hallazgos.

5.17 Se ha sugerido que los biocombustibles son un método para cerrar el círculo vicioso del carbono. Realice una investigación en la biblioteca y en internet sobre un biocombustible en particular. Escriba un ensayo de una cuartilla que aborde la relación entre los biocombustibles y el ciclo del carbono global. También toque el tema del

impacto que el biocombustible particular que usted eligió puede tener en la calidad del agua, el abastecimiento de comida, la biodiversidad y la calidad del aire.

5.18 De acuerdo con la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de EU, se han de remover las minas de carbón de las cimas de las montañas para evitar exponer los restos de carbón y su desecho consecuente en valles adyacentes (vea <http://www.epa.gov/region3/mtntop/>). En sus propias palabras, exponga los impactos al medio ambiente provocados por la minería en las cimas de las montañas. ¿Cómo se relacionan con el Programa para el Saneamiento del Agua de la EPA, y diga si este método es congruente con un futuro sustentable en el que se considere un equilibrio social, medio ambiental y económico? ¿Cómo diseñaría usted la ingeniería para un abastecimiento de energía seguro, confiable y sustentable?

5.19 La Agencia para la Protección del Medio Ambiente de EU define TMDL como el cálculo de la cantidad máxima de un contaminante que un cuerpo de agua puede aceptar y aún cumplir con los estándares de calidad del agua. El enfoque basado en la TMDL es una manera de aplicar la capacidad de persistencia a un cuerpo de agua en particular. Bajo la sección 303(d) de la Ley del Agua Limpia, los estados, territorios y tribus autorizadas deben desarrollar listas de aguas afectadas. Consulte el siguiente sitio web (<http://www.epa.gov/owow/tmdl/lawsuit.html>) que enumera los estados en los que la EPA participa ante la corte judicial para ordenar u negociar un decreto de consentimiento de que se establezcan TMDL. Cree un mapa claro y fácil de leer en que ubique las localizaciones de estos lugares en los 50 estados.

Referencias

- Becker, D. S. y G. N. Bigham. 1995. "Distribution of Mercury in the Aquatic Food Web of Onondaga Lake, NY." *Water, Air and Soil Pollution* 80:563–571.
- Chapra, S. C. 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Chichilnisky, G. y G. Heal. 1998. "Economic Returns from the Biosphere", *Nature* 391:629–630.
- Daily, G. C. 2000. "Management Objectives for the Protection of Ecosystem Services." *Environmental Science & Policy* 3:333–339.
- Davis, M. L. y D. A. Cornwell. 1991. *Introduction to Environmental Engineering*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Effler, S. W. 1996. *Limnological and Engineering Analysis of a Polluted Urban Lake: Prelude to Environmental Management of Onondaga Lake, New York*. Nueva York: Springer.
- Enger, E. D., I. R. Kormelink, B. F. Smith, y R. J. Smith. 1983. *Environmental Science*. Dubuque, Iowa: Wm. C. Brown Publishers.
- Goodland, R. 1997. "Environmental Sustainability in Agriculture: Diet Matters." *Ecological Economics* 23 (3): 189–200.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. "Summary for Policy Makers." In *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, ed. M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden y C. E. Hanson, 7–22. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kupchella, C. y M. Hyland. 1986. *Environmental Science*. Needham Heights, Mass.: Allyn and Bacon.
- Metcalf y Eddy, Inc. 1989. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, 2a. ed. Nueva York: McGraw-Hill.
- Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Nemerow, N. L. 1971. *Liquid Waste of Industry: Theories, Practices, and Treatment*. Reading, Mass.: Addison-Wesley.
- Ricklefs, R. E. 1983. *The Economy of Nature*, 2a. ed. Nueva York: Chirun Press.
- Snoeyink, V. L. y D. Jenkins. 1980. *Water Chemistry*. Nueva York: John Wiley & Sons.
- Tchobanoglous, G., F. L. Burton y H. D. Stensel. 2003. *Wastewater Engineering*, 4a. ed. Boston: Metcalf & Eddy; Nueva York: McGraw-Hill.
- Thorne-Miller, B. 1999. *The Living Ocean: Understanding and Protecting Marine Biodiversity*. Washington, D.C.: Island Press.
- Wackernagel, M., L. Onisto, A. Callejas Linares, I. S. López Falfán, J. Méndez García, A.I. Suárez Guerrero y M. Guadalupe Suárez Guerrero. 1997. *Ecological Footprints of Nations: How Much Nature Do They Use? How Much Nature Do They Have? ?* Centro de Estudios para la Sustentabilidad, Universidad Anáhuac de Xalapa, México. Comisión del Consejo de la Tierra para el Foro de Río+5.

capítulo/Seis Riesgo ambiental

James R. Mihelcic
y Julie Beth Zimmerman

En este capítulo los lectores aprenderán sobre la distinción entre un químico peligroso y tóxico, el significado de riesgo ambiental y los métodos para la evaluación del riesgo ambiental y su incorporación a la práctica de la ingeniería. Los lectores también aprenderán acerca de los cuatro componentes de una evaluación completa de riesgo ambiental (evaluación de peligro, evaluación de la dosis-respuesta, evaluación de exposición y caracterización del riesgo), el impacto de las condiciones específicas del sitio expuesto a químicos y las maneras en que el uso de la tierra a la larga afecta al riesgo ambiental. Finalmente, el capítulo demuestra las diferencias en el desarrollo de una caracterización del riesgo para compuestos carcinógenos y no carcinógenos. El énfasis está en la determinación del riesgo debido a la exposición a químicos contaminados encontrados en el agua, el aire y los alimentos. El capítulo también demuestra el método utilizado para determinar concentraciones químicas permisibles en el agua subterránea y el suelo contaminado.

Secciones principales

- 6.1 Riesgo y la ingeniería
- 6.2 Percepción de riesgo
- 6.3 Residuos peligrosos y químicos tóxicos
- 6.4 Ética y riesgo de la ingeniería
- 6.5 Evaluación del riesgo
- 6.6 Problemas más complicados con por lo menos dos rutas de exposición

Objetivos de aprendizaje

1. Describir cómo minimizar o eliminar el riesgo mediante el diseño para el peligro reducido y/o la exposición reducida.
2. Resumir los diferentes tipos de peligro y sus impactos potenciales adversos en la salud humana y el medio ambiente.
3. Articular las limitaciones del paradigma de la evaluación del riesgo para la protección de la salud humana y el medio ambiente y los factores que afectan la toxicidad de un químico determinado, incluyendo la incertidumbre asociada con la recolección e interpretación de datos.
4. Definir los cuatro componentes de una evaluación de riesgo y comentar la diferencia entre la evaluación de riesgo y la percepción de riesgo.
5. Calcular la concentración aceptable y el riesgo aceptable asociados con la exposición a un químico carcinógeno y uno no carcinógeno mediante varias y múltiples vías de exposición, incluyendo la partición química entre el suelo, el aire y las fases del agua.
6. Entender la relación entre la bioacumulación/bioconcentración, ciclos de la cadena alimentaria y toxicidad.
7. Definir los términos *justicia ambiental* y *poblaciones susceptibles* con relación a la evaluación del riesgo, y explicar los roles que los ingenieros pueden jugar en el direccionamiento de dichos temas.
8. Desarrollar una evaluación de riesgo básica para los carcinógenos y los no carcinógenos con los datos apropiados incluyendo una interpretación de una curva de respuesta de dosis.

FISH CONTAMINATED
DO NOT EAT



6.1 Riesgo y la ingeniería

Durante los últimos 60 años del siglo XX, la producción química mundial se incrementó varios cientos de veces, así es que para el comienzo del siglo XXI, alrededor de 70 000 químicos se venden por lo común en el comercio. Adicionalmente, cientos de nuevos químicos se introducen en el mercado cada año. Los individuos pueden estar expuestos a estos químicos en casa, en la escuela, en el lugar de trabajo, mientras viajan o simplemente mientras hacen ejercicio en una gran área urbana. El medio ambiente de interiores también se está convirtiendo en un lugar importante de exposición a químicos, debido a que los estadounidenses pasan ahora 85% de su tiempo en interiores. Por lo tanto, el medio ambiente de interiores, en particular aquellos que están pobremente ventilados y tienen alfombras, revestimientos y adhesivos que emiten químicos, pueden tener un gran impacto en la salud humana.

El **riesgo** es la probabilidad de daño, enfermedad o muerte. En términos generales,

$$\text{Riesgo} = f(\text{riesgo}, \text{exposición})$$

(6.1)

El **riesgo ambiental** es el riesgo resultante de la exposición a un peligro ambiental potencial. Los peligros ambientales pueden ser químicos específicos o mezclas químicas como el humo del tabaquismo pasivo y el del escape de automóviles. También puede haber otros peligros como gérmenes patógenos, el agotamiento del ozono estratosférico, el cambio climático y la escasez de agua. Este capítulo se enfocará en los riesgos ambientales a los seres humanos derivados de la exposición a sustancias o químicos. Sin embargo, el concepto de riesgo ambiental puede aplicarse a la salud de las plantas, animales y ecosistemas enteros, que son la base de la existencia humana y mejoran su calidad de vida.

La tabla 6.1 resume muchas clases de peligros, incluyendo peligros físicos, peligros toxicológicos y peligros mundiales. Es importante notar que el adjetivo *peligroso* no sólo implica causa de cáncer, también incluye cualquier impacto adverso en los seres humanos o en el medio ambiente como resultado de la exposición a un químico o material.

El riesgo de un químico puede involucrar sus efectos tóxicos o el peligro que éste representa para los trabajadores o para una comunidad, por ejemplo, al causar una explosión. El riesgo se ha manejado históricamente mediante el direccionamiento del elemento de **exposición**. Por ejemplo, la exposición puede ser limitada al requerir a los trabajadores el uso de ropa protectora o al desarrollar letreros de advertencia para los camiones que transportan químicos peligrosos.

Debido a que el riesgo es el producto de una función de peligro y de exposición, se hacen claras dos implicaciones. A medida que el peligro se acerca al infinito, el riesgo sólo puede reducirse a casi cero al reducir la exposición a casi cero. A la inversa, a medida que el peligro se acerca a cero, la exposición puede acercarse al infinito sin afectar significativamente el riesgo. La química y la ingeniería verdes son métodos para reducir el peligro a cero.

Estas relaciones entre el riesgo, el peligro y la exposición son en extremo importantes debido a que los métodos actuales para proteger la salud humana y el medio ambiente están estrechamente ligados con el paradigma de riesgo y dependen casi en exclusiva en el control de la exposición. Los esfuerzos de ingeniería resultantes para reducir la probabilidad de exposi-

Tabla / 6.1

Categorías de peligros y ejemplos de manifestaciones potenciales de peligro			
Peligros de toxicidad humana	Peligros de toxicidad ambiental	Peligros físicos	Peligros mundiales
Carcinogenicidad	Toxicidad acuática	Explosividad	Lluvia ácida
Neurotoxicidad	Toxicidad aviar	Corrosividad	Calentamiento global
Hepatotoxicidad	Toxicidad anfibia	Oxidantes	Agotamiento del ozono
Nefrotoxicidad	Fitotoxicidad	Reductores	Amenaza de seguridad
Cardiotoxicidad	Toxicidad mamífera (no humana)	pH (ácido o básico)	Eventos de clima extremo como inundaciones
Toxicidad pulmonar		Reacción violenta con el agua	Escasez de agua
Toxicidad hematológica			Pérdida de biodiversidad
Toxicidad endocrina			Persistencia
Inmunotoxicidad			Bioacumulación
Toxicidad reproductiva			
Teratogenicidad			
Mutagenicidad (toxicidad del ADN)			
Toxicidad dérmica			
Toxicidad ocular			
Interacciones de enzimas			

ción han sido relevantes para un amplio rango de peligros incluyendo venenos, sustancias reactivas, inflamables y explosivos. Sin embargo, esta estrategia es tremendamente cara. Lo peor de todo, tal medida puede y, como una función probable, fallar al final. Cuando los controles de la exposición fallan, el riesgo es entonces igual a una función de peligro (vea la ecuación 6.1). Esta relación expone la necesidad de diseñar moléculas, productos, procesos, comportamientos sociales y sistemas para que la salud y la seguridad no dependan de los controles o sistemas que pueden fallar o ser saboteados (ya sea intencional o accidentalmente); por el contrario, se pueda confiar en el uso de químicos y materiales benignos (mínimamente peligrosos).

Durante las etapas tempranas del diseño de un proceso de manufactura, existe una gran cantidad de flexibilidad en el desarrollo de soluciones que previenen o minimizan el riesgo al tomar decisiones que eliminan el uso y la producción de químicos peligrosos. Un ingeniero no diseñaría intencionalmente un proceso de manufactura si el resultado directo fuera que el proceso provocaría que los trabajadores de la planta y los miembros de la comunidad contrajeran cáncer o que los peces de un río local se murieran después de la exposición a la descarga de agua de desperdicio. Tristemente,



Discusión en clase

¿El método actual para el manejo de riesgos mediante la reducción de la exposición parece ser un método particularmente proactivo o innovador? ¿No sería mejor un método que elimine o al menos reduzca el peligro? Observe que en la ecuación 6.1 y la definición del medio ambiente que le sigue, existe cero riesgo si hay cero exposición, lo cual es difícil de lograr en forma consistente y constante.

ejemplo/6.1 Limitaciones para controlar la exposición

Describa un evento pasado o actual en los que la falla de un sistema controlado mediante ingeniería permitió la exposición de seres humanos y del medio ambiente a liberaciones peligrosas.

respuesta

Hay muchas respuestas posibles. Un ejemplo sucedió en las primeras horas del día 3 de diciembre de 1984, cuando un tanque de retención que contenía 43 toneladas de isocianato de metilo (MIC) almacenado de una fábrica de Union Carbide en Bhopal, India, se sobrecalentó y liberó una mezcla de gas MIC tóxica, más pesada que el aire. El MIC es un químico extremadamente reactivo y se utiliza en la producción del insecticida carbaryl.

El análisis post-accidental del proceso mostró que el accidente comenzó cuando un tanque que contenía MIC tuvo una filtración. Se presume que la razón científica para el accidente fue que el agua entró al tanque en donde estaban almacenados alrededor de 40 m³ de MIC. Cuando se mezclaron el agua y el MIC, comenzó una reacción química exotérmica, produciendo mucho calor. Como resultado, la válvula de seguridad del tanque explotó por el incremento en la presión. Esta reacción fue tan violenta que el recubrimiento de concreto alrededor del tanque también se rompió. Se presume que se liberaron entre 20 y 30 toneladas de MIC durante la hora que tuvo lugar la filtración.

El gas se filtró a través de una chimenea de 30 m de altura, y esta altura no fue suficiente para reducir los efectos de la descarga. La razón fue que el alto contenido de humedad (aerosol) en la descarga se evaporó y dio lugar a un gas pesado que rápidamente se hundió en la tierra, en donde la gente tenía su lugar de residencia. De acuerdo con la Corte Médica de Bhopal, alrededor de 500 000 personas estuvieron expuestas. Se cree que alrededor de 20 000 murieron en consecuencia; en promedio, aproximadamente una persona muere cada día debido a los efectos. Más de 120 000 continúan sufriendo los efectos, incluyendo dificultades para respirar, cáncer, defectos de nacimiento serios, ceguera y otros problemas.

estos impactos adversos en los seres humanos y el ecosistema son el resultado de muchas de las prácticas actuales del diseño de ingeniería. Sin embargo, los ingenieros ahora están apoyando la “química verde” y la “ingeniería verde” como los medios para desarrollar químicos, materiales, procesos y servicios que reducen o eliminan el uso y la generación de sustancias peligrosas, llevando así al riesgo reducido para la salud humana y al medio ambiente al reducir el peligro.

Tome ahora los edificios como ejemplo. Reflexione por unos minutos sobre la gran variedad de materiales utilizados en la construcción de edificios, la gran lista de materiales y recubrimientos utilizados para decorar y amueblar un edificio, y el gran número de químicos utilizados durante la operación y el mantenimiento del edificio. ¿Cuántos de estos materiales estructurales, adhesivos, selladores, recubrimientos de piso y paredes, componentes de muebles y agentes de limpieza se seleccionan con base en el criterio para maximizar la salud y productividad de los habitantes del

Tabla / 6.2

Beneficios económicos (en dólares) estimados para la sociedad estadounidense si los arquitectos y los ingenieros diseñan y operan edificios teniendo en consideración la salud

De \$6 mil millones a \$14 mil millones de la reducción de enfermedades respiratorias

De \$1 mil millones a \$4 mil millones de la reducción de alergias y asma

De \$10 mil millones a \$30 mil millones de la reducción del síndrome del edificio enfermo

De \$20 mil millones a \$160 mil millones del incremento en la productividad del trabajador no relacionada con la salud.

SOURCE: Fisk (2000).

edificio al minimizar el impacto potencial adverso (el riesgo) para los seres humanos o el medio ambiente? Desafortunadamente, la respuesta a esta pregunta es “muy pocos”. El diseño verde de edificios toma en consideración la salud de los ocupantes del edificio junto con el impacto en el medio ambiente asociado con las opciones de material.

Ambientes de interiores pobremente diseñados y manejados tienen un gran impacto económico adverso en la sociedad que se asocia con los incrementos en los costos de salud y una productividad del trabajador más baja. Como se muestra en la tabla 6.2, se obtendrían enormes ahorros de la reducción que impacta a Estados Unidos. En los países en desarrollo con alta mortalidad, la contaminación del aire interior ahora es responsable de hasta 3.7% de la carga de enfermedad. Recuerde del capítulo 1 que 33% del riesgo ambiental que lleva a la pérdida de días por incapacidad en el mundo se debe a la contaminación del aire de interiores por combustibles sólidos quemados.

6.2 Percepción de riesgo

La **percepción de riesgo** examina los juicios que la gente hace cuando se les solicita caracterizar y evaluar actividades y tecnologías peligrosas. La gente hace juicios cualitativos o cuantitativos sobre el grado de riesgo actual y el deseado de muchos peligros diferentes a través de las opciones y comportamientos de cada día. Estas decisiones se basan en la probabilidad de un daño por un peligro específico y la severidad de las consecuencias asociadas con dicho daño.

Los juicios sobre riesgos se basan en diversas consideraciones. Un factor importante es qué tan familiarizado se está con el peligro. Si se cree que se sabe mucho sobre un peligro debido a que se está con frecuencia expuesto a éste, en general se sobreestima el grado de riesgo. Otro factor es si se está o no interactuando voluntariamente con un peligro. Cuando una persona voluntariamente toma un riesgo, es usual que sobreestime las posibilidades de un daño resultante. Esto tiene que ver con cuánto control los individuos creen tener sobre la situación. Los ejemplos de riesgo voluntario incluyen fumar, manejar un auto más rápido que el límite de velocidad y participar en actividades extremas como montañismo o paracaidismo. También, los individuos sienten con frecuencia que es más aceptable escoger un riesgo que ser puesto en riesgo por el gobierno o la industria.



© Skip O'Donnell/iStockphoto.



Percepción de riesgo



iStockphoto.

Identificar instalaciones del TRI mediante código postal

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

Inventario de liberación de tóxicos

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

Esta actitud hacia el riesgo involuntario versus el voluntario explica por qué generalmente hay un tumulto público cuando una fábrica contamina el agua potable local o cuando la calidad del aire de interiores no es segura. En estos casos, el riesgo añadido de la exposición a agua y aire contaminados no es voluntario. Los individuos sienten que están siendo sujetos a peligros más allá de su control y sin su conocimiento. Ejemplos de riesgo involuntario son la inhalación pasiva de humo de cigarro, tener vías o líneas de poder de alto voltaje situadas en la comunidad y tener residuos de pesticida en el exterior de los productos alimenticios.

6.3 Residuos peligrosos y químicos tóxicos

La exposición a un químico tóxico o peligroso puede provocar la muerte, enfermedades u otros impactos adversos como defectos de nacimiento, infertilidad, crecimiento atrofiado o un desorden neurológico. Para los seres humanos, este contacto con un químico es típicamente a través de la ingestión, inhalación o contacto con la piel. La exposición al químico se puede asociar con beber agua, comer alimentos, ingerir tierra y polvo, inhalar contaminantes en el aire que pueden estar en forma de vapor o de partículas y el contacto con químicos que son transportados a través de la piel.

El **Inventario de Liberación de Tóxicos (TRI)** proporciona información al público acerca de residuos peligrosos y químicos tóxicos. Este inventario fue establecido por la **ley de planeación contra emergencias y derecho de la ciudadanía a la información (EPCRA)** de 1986 y se amplió en la Ley de prevención de la contaminación de 1990. El TRI es una base de datos abierta al público, publicada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), que contiene información sobre liberaciones de casi 650 químicos y categorías químicas, proporcionada por más de 23 000 instalaciones industriales y federales. El TRI rastrea la eliminación u otras liberaciones de ambas, tanto en sitio como fuera de sitio, incluyendo los desperdicios directos al aire, la tierra, la superficie del agua y el agua subterránea. También proporciona información sobre otras estrategias de manejo de desperdicios como el reciclaje, recuperación de energía, tratamiento y descargas a plantas de tratamiento de aguas residuales.

La base de datos del TRI puede buscarse por año, ubicación geográfica, químicos liberados o tipo de industria. Los ciudadanos y el personal de respuesta de emergencia pueden buscar emisiones de químicos tóxicos en sus comunidades. El TRI proporciona al público accesos sin precedentes a información acerca de liberaciones de químicos tóxicos y otras actividades de manejo de desperdicios a nivel local, estatal, regional y nacional. Una de las metas del TRI es el de darle poder a los ciudadanos estadounidenses, mediante la información, para que las compañías y los gobiernos locales estén al tanto de cómo se manejan los químicos tóxicos.

La figura 6.1 muestra la masa total de emisiones del TRI desde 1988, junto con el número de instalaciones que reportan liberaciones. Los datos del TRI ayudan al público, a los funcionarios del gobierno y a la industria a cumplir tres objetivos: 1) identificar las preocupaciones potenciales y tener un mejor entendimiento de los riesgos potenciales; 2) identificar las prioridades y las oportunidades para trabajar con la industria y el gobierno para reducir el desecho de químicos tóxicos u otras liberaciones y los riesgos potenciales asociados con los mismos y, 3) establecer objetivos de reducción y medir el progreso hacia las metas de reducción.

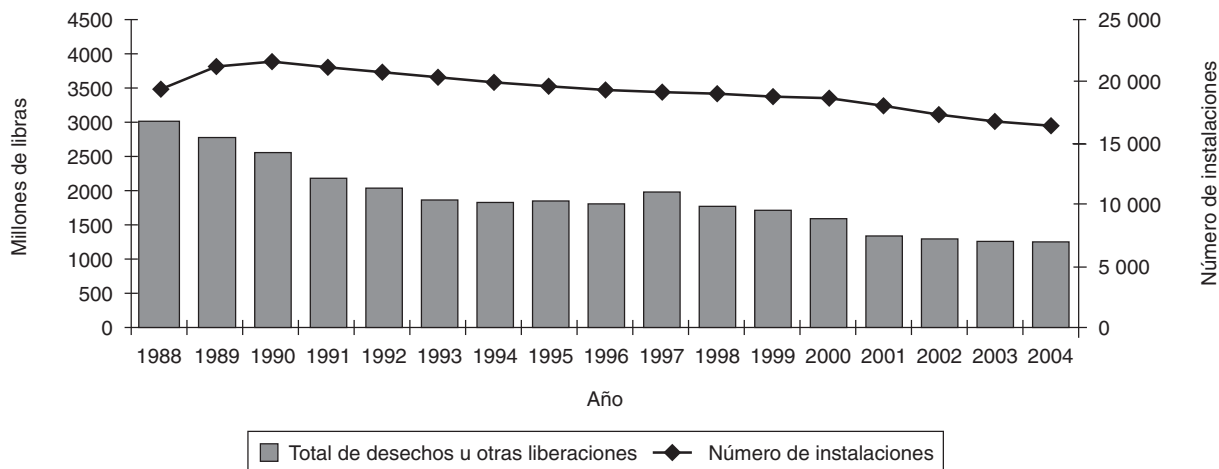


Figura 6.1 Emisiones del Inventario de Liberación de Tóxicos (TRI) (en millones de libras) desde 1988 y número de instalaciones que reportan emisiones

Adaptado de www.epa.gov/tri.

6.3.1 RESIDUOS PELIGROSOS

En Estados Unidos, un **residuo peligroso** es un subconjunto de un desperdicio sólido. Los desperdicios sólidos se definen según la **Ley sobre conservación y recuperación de recursos (RCRA)**. Esta definición regulatoria no dice nada acerca del estado físico del desperdicio, así es que algunos desperdicios sólidos se encuentran en forma líquida. En Estados Unidos, los **desperdicios sólidos** están legalmente definidos como cualquier material descartado no excluido por el 40 C.F.R. 261.4(a). Los *desperdicios excluidos* incluyen elementos como las aguas residuales domésticas, los residuos domésticos peligrosos, cenizas volantes y cenizas de fondo de la combustión del carbón y el abono que regresa al suelo. C.F.R. son las siglas en inglés del Código de Reglamentos Federales, documento en el que se publican los reglamentos federales. El número 40 indica la sección del C.F.R. relacionada con el medio ambiente. El C.F.R. se puede acceder vía Internet.

De tal manera, un desperdicio peligroso denota un desperdicio regulado. Sólo ciertas corrientes de desperdicio son designadas como peligrosas según los reglamentos federales. Los desperdicios se clasifican como peligrosos con base en: 1) características físicas como reactividad, corrosividad e inflamabilidad, 2) toxicidad, 3) cantidad generada y, 4) la historia del químico en términos de daños ambientales causados y el probable destino ambiental. Los residuos peligrosos pueden o no mostrar toxicidad.

Acceso al código de reglamentos federales

<http://www.gpoaccess.gov/cfr/>

Escombros de construcción y demolición

<http://www.epa.gov/epawaste/conservation/imr/cdm/index.htm>

6.3.2 TOXICIDAD

La toxicología ambiental, también conocida como ciencias de la salud ambiental, es un campo interdisciplinario que lidia con los efectos de los químicos sobre organismos vivos. Debido a que la energía y el material se distribuyen y hacen ciclos a través de las cadenas alimenticias, es probable que un impacto en un nivel se refleje también en otros niveles. Por ejemplo, existe evidencia de que los niveles elevados de PCB en un pescado resultan en



Prueba de toxicidad

efectos adversos a la salud de niños nacidos de madres que incluían pescado en sus dietas. Mientras que la **bioacumulación** (concentración de un químico acumulada en un organismo a lo largo del tiempo) de los PCB puede no tener efecto adverso directo en peces adultos, hubo un impacto en ciertos peces de descendencia y en el siguiente nivel trófico (seres humanos).

Los efectos tóxicos se dividen en dos tipos: **carcinógenos** y **no carcinógenos**. Un carcinógeno promueve o induce tumores (cáncer), que es el crecimiento incontrolado o anormal y la división de células. Los carcinógenos actúan atacando o alterando la estructura y la función del ADN dentro de una célula. Muchos carcinógenos parecen situarse en sitios específicos; es decir, un químico particular ataca un órgano específico. En adición, los carcinógenos se categorizan con base en si causan efectos directos o indirectos: los *carcinógenos primarios* inician directamente el cáncer; los *pro-carcinógenos* no son carcinógenos sino que se metabolizan para formar carcinógenos y, por lo tanto, inician el cáncer indirectamente; los *co-carcinógenos* no son carcinógenos pero mejoran la carcinogenicidad de otros químicos, y los *promotores* mejoran el crecimiento de las células cancerígenas.

Recuadro / 6.1 Cómo se desarrolla el cáncer

El cáncer se refiere a un grupo de enfermedades que involucran crecimiento de tejido maligno anormal. Las investigaciones han revelado que el desarrollo del cáncer involucra una serie compleja de pasos, y los carcinógenos pueden operar en un número de maneras distintas. A la larga, el cáncer resulta de una serie de defectos en los genes que controlan el crecimiento de las células, su división y diferenciación. Los defectos genéticos que llevan al cáncer pueden suceder debido a que un químico (u otro agente carcinogénico) daña en forma directa al ADN.

Alternativamente, un agente puede tener efectos indirectos que incrementan la probabilidad, o aceleran el comienzo del

cáncer sin interactuar directamente con el ADN. Por ejemplo, un agente puede interferir con los mecanismos de reparación del ADN, incrementando por lo tanto la probabilidad de que la división de una célula dará lugar a células con ADN dañado. Un agente puede también incrementar los rangos de las divisiones celulares, incrementando por lo tanto, el potencial para que se introduzcan errores genéticos al tiempo que las células replican su ADN en la preparación para la división.

(EPA, "Hoja de datos para los lineamientos de la evaluación de riesgo carcinógeno", marzo de 2005)

La clasificación de un químico sobre si es carcinógeno para los seres humanos requiere evidencia suficiente de si la exposición humana lleva a una incidencia significativamente más alta de cáncer. Tal evidencia en general es recolectada de los trabajadores en ambientes de trabajo en donde existe contacto prolongado con un químico. (A esto se le llama datos epidemiológicos.) Mientras que existen pocos carcinógenos humanos *conocidos* (por ejemplo, benceno, cloruro de vinilo, arsénico y cromo hexavalente), muchos químicos son carcinógenos humanos *probables* (por ejemplo, benzo(a)pireno, tetracloruro de carbono, cadmio y PCB) y cientos de químicos tienen *evidencia sugestiva* de que son carcinógenos. Como se comenta más adelante, los químicos son enlistados como **carcinógenos sospechosos** cuando la evidencia experimental indica riesgo de cáncer incrementado en los animales de prueba y hay información insuficiente disponible para mostrar una relación directa de causa y efecto para los seres humanos.

Los efectos no carcinógenos incluyen todas las respuestas toxicológicas que no sean carcinogénicas, de las cuales hay un sinnúmero de ejemplos: daño a los órganos (incluyendo riñones e hígado), daño neurológico, inmunidad supresora y efectos de nacimiento y de desarrollo (daño en la habilidad

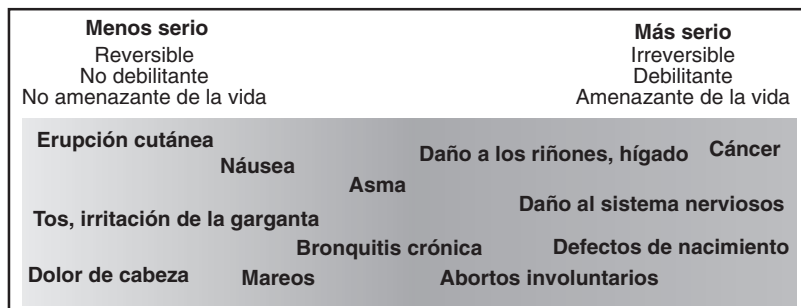


Figura 6.2 Continuidad de los riesgos a la salud debido a la exposición a no carcinógenos con rango desde menos serio a más serio

o inteligencia reproductiva de un organismo). Por ejemplo, los niveles de plomo elevados en los niños han demostrado provocar dificultades del aprendizaje y coeficientes intelectuales más bajos. Los efectos tóxicos que se manifiestan después de la exposición a químicos frecuentemente resultan de la interferencia con los sistemas de enzimas (catalizador) que median las reacciones bioquímicas críticas para la función del órgano. La figura 6.2 representa la continuidad de riesgos debido a la exposición a no carcinógenos como un rango de menos serio a más serio. Los riesgos que son reversibles, no debilitantes y/o que no amenazan la vida se consideran de menor preocupación que aquellos que son irreversibles, debilitantes y/o que amenazan la vida.

Los químicos colectivamente conocidos como **interruptores endocrinos** ejercen sus efectos al imitar o interferir con las acciones de las hormonas, los compuestos bioquímicos que controlan procesos fisiológicos básicos como crecimiento, metabolismo y reproducción. Los interruptores endocrinos pueden

Interruptores endocrinos

<http://www.setac.org/node/100>

<http://www.who.int/ipcs/assessment/en/>

Recuadro / 6.2 Químicos interruptores endocrinos

Los químicos interruptores endocrinos son químicos que, cuando se absorben en el cuerpo, imitan o bloquean las hormonas e interrumpen las funciones normales del cuerpo. Esta interrupción puede suceder mediante la alteración de los niveles normales de hormonas, la detención o la estimulación de la producción de hormonas, o al cambiar la manera en que las hormonas viajan a través del cuerpo, afectando así las funciones que estas hormonas controlan.

Estos químicos y sustancias se acumulan en el pescado y la vida salvaje, y el número de advertencias sobre la ingestión de pescado y vida salvaje debido a los interruptores endocrinos se ha incrementado y ha llegado a más de 30% de los lagos y 15% de las millas de ríos de Estados Unidos. Los estudios documentan que estos químicos se están acumulando en el pescado y la vida salvaje a niveles que están causando efectos hormonales y reproductivos serios en el pescado y la vida salvaje en la cima de la cadena alimentaria, incluyendo aves zancudas, caimanes, panteras de Florida, visones, osos polares, focas, ballenas beluga y orcas. Muchas subpoblaciones con exposición relevante están experimentando principalmente efectos reproductivos, resultando en infertilidad y fallas reproductivas.

En los seres humanos, diversos problemas de salud posiblemente vinculados con los químicos interruptores endocrinos se han registrado: 1) reduce el conteo de espermatozoides en muchos países, 2) 55% de incremento en la incidencia de cáncer testicular de 1979 a 1991 en Inglaterra y Gales, 3) incrementos en el cáncer de próstata y, 4) incremento en el cáncer de mama en las mujeres, incluyendo un incremento anual de 1% en Estados Unidos desde los años 1940 (Amigos de la Tierra, 2009).

En la vida salvaje, los siguientes son ejemplos de efectos que se han vinculado con químicos interruptores endocrinos: 1) masculinización de algunos *Nucella lapillus* (una clase de caracol marino), 2) en pruebas de rutilos pequeños en varios ríos del Reino Unido se han encontrado huevos, 3) baja viabilidad de huevos, ovarios agrandados y tamaño de pene reducido en los caimanes de Florida y, 4) adelgazamiento de cascarones de huevo y apareamiento hembra-hembra en los pájaros (Amigos de la Tierra, 2009).

Los riesgos asociados con los químicos interruptores endocrinos apenas se empiezan a descubrir y cuantificar, debido a que las dosis que provocan los efectos son mucho más bajas que aquellas tradicionalmente probadas en los estudios de toxicidad.

Tabla / 6.3**Factores que afectan la toxicidad de un químico o un material**

Actividad química de forma e innata.

Dosificación, especialmente relación dosis-tiempo.

Ruta de exposición.

Especies.

Capacidad para ser absorbido.

Metabolismo.

Distribución dentro del cuerpo.

Excreción.

Presencia de otros químicos.

ejercer efectos carcinógenos o no carcinógenos. Se cree que contribuyen al cáncer de mama en las mujeres y al cáncer de próstata en los hombres. Los químicos identificados como interruptores endocrinos incluyen pesticidas (como el DDT y sus metabolitos), químicos industriales (como algunos surfactantes y los PCB), algunos fármacos de prescripción y otros contaminantes como las dioxinas (National Science and Technology Council, Estados Unidos, 1996).

La probabilidad de una respuesta toxicológica se determina mediante la exposición a un químico (un factor en la ecuación 6.1): un producto de la dosis química y la duración sobre la cual dicha dosis es experimentada. En los seres humanos existen tres principales **vías de exposición**: ingestión (comer y/o beber), inhalación (respiración) y contacto dérmico (piel). La tabla 6.3 enlista factores importantes que afectan la toxicidad de un químico o un material.

Algunos químicos (por ejemplo, la dioxina) son letales para la prueba en animales en muy pequeñas dosis, en donde otros crean problemas a niveles mucho mayores. La tabla 6.4 enlista compuestos químicos con amplia

ejemplo/6.2 Toxicidad del cromo

¿Qué forma del cromo, Cr(III) o Cr(VI), es tóxica?

solución

La toxicidad del cromo varía grandemente dependiendo de en cuál estado oxidativo se encuentra. Cr(III) o Cr^{+3} es relativamente no tóxico, mientras que Cr(VI) o Cr^{+6} causa daños a la piel o nasal y cáncer de pulmón. Por supuesto, los químicos pueden someterse a reacciones de oxidación y reducción en condiciones ambientales, así es que la liberación de la forma menor de toxicidad no significa que el cromo no poseerá riesgo alguno para la salud humana o el medio ambiente.

Tabla / 6.4

Dosis oral letal mediana para diversos organismos y químicos

Químico	Organismo	LD ₅₀ (mg químico/kg peso corporal)
Metil etil cetona	Rata	5 500
Fluoranteno	Rata	2 000
Pireno	Rata	800
Pentaclorofenol	Ratón	117
Lindano	Ratón	86
Dieldrina	Ratón	38
Sarín (gas nervioso)	Rata	0.5

FUENTE: Valores de Patnaik, 1992. Reimpreso de Mihelcic, 1999, con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

variación de toxicidades. Aquí, la **toxicidad** se define como causante de muerte, un punto final experimental que (para la prueba con animales) es más fácil determinarlo que, por ejemplo, el cáncer de pulmón.

Un método común para expresar la toxicidad es en términos de la **dosis letal mediana (LD₅₀)**, la cual es la dosis que resulta en la muerte de 50% de una población de organismos de prueba. La LD₅₀ se presenta típicamente como la masa de contaminante dosificada por masa (peso corporal) del organismo de prueba, utilizando unidades de mg/kg. Por lo tanto, un rodenticida con una LD₅₀ de 100 mg/kg resultaría en la muerte de 50% de una población de ratas, cada una pesando 0.1 kg, si se aplicara a una dosis de 10 mg por rata. Una dosis de 20 mg por rata de 0.1 kg resultaría en la muerte de más de 50% de la población, y una dosis de 5 mg por rata de 0.1 kg resultaría en la muerte de menos de 50 por ciento.

Un término similar, la **concentración letal mediana (LC₅₀)**, se utiliza típicamente en estudios de organismos acuáticos y representa la concentración de contaminante acuoso en el ambiente (opuesto a la dosis inyectada o ingerida) a la cual 50% de los organismos de prueba mueren.

Para identificar la LD₅₀ o la LC₅₀, una serie de experimentos a distintas concentraciones arroja una **curva de respuesta de dosis** como se ilustra en la figura 6.3. Cambios más sutiles (de comportamiento o de desarrollo) también reflejan una respuesta tóxica pero son difíciles de evaluar. Estos puntos finales no letales son medidos como una concentración efectiva que afecta a 50% de la población (EC₅₀).

Recuerde que lo que determina la toxicidad no es sólo la dosis, sino también la duración de la exposición a un químico o sustancia. La **toxicidad aguda** se refiere a la muerte (o alguna otra respuesta adversa) resultante de la exposición a corto plazo (horas a días) a un químico. La **toxicidad crónica** se refiere a una respuesta resultante de la exposición a largo plazo (semanas a años) a un químico.

Los efectos agudos son típicamente experimentados a concentraciones contaminantes más altas de los de efectos crónicos. Por ejemplo, la EPA ha

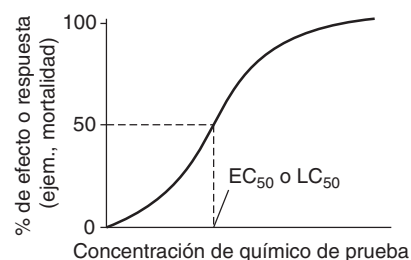


Figura 6.3 Forma típica de curva de respuesta de dosis utilizada en la identificación de EC₅₀ y LC₅₀ para químicos y organismos de prueba

Tabla / 6.5

Valores de LC_{50} de 48 horas para 2,4-D para organismos seleccionados

Especie	LC_{50} (mg/L)
<i>Daphnia magna</i> (zooplankton)	25
<i>Pimephales promelas</i> (pez de agua dulce)	325
Trucha arcoiris	358

FUENTE: Patnaik, 1992.

Reporte del mercurio al Congreso

<http://www.epa.gov/mercury/reportover.htm>

establecido criterios de calidad de agua aguda ($1.7 \mu\text{g/L}$) y crónica ($0.91 \mu\text{g/L}$) para el mercurio (II) para proteger la vida acuática en los Grandes Lagos de los efectos tóxicos. Aquí, el criterio agudo es más alto que el valor crónico. A medida que la duración se incrementa, las concentraciones que pueden ser toleradas sin efecto adverso son más bajas. La toxicidad aguda del cobre para la trucha arcoiris ha demostrado que se reduce de una LC_{50} de 0.39 mg/L a una duración de 12 horas, a 0.13 mg/L a 24 horas, a 0.08 mg/L a 96 horas. La toxicidad de un químico específico también varía según la especie. La tabla 6.5 demuestra este efecto, comparando los valores de LC_{50} de 48 horas para el 2,4-ácido diclorofenoxiacético (2,4-D), un herbicida común utilizado en las granjas y céspedes caseros, para diversos organismos acuáticos.

Mientras que las concentraciones del 2,4-D enlistadas en la tabla 6.5 no tienen probabilidad de ser encontradas en aguas superficiales (aunque los niveles de químicos de agricultura en escorrentía se incrementan con las lluvias de primavera y el derretimiento de nieve), la variación observada en los valores de LC_{50} sugiere un escenario en el que las poblaciones microcrustáceas de sedimentos vivientes serían afectadas mientras que las poblaciones de peces no. Tal escenario podría alterar e irrumpir potencialmente la cadena alimentaria con grandes impactos en el ecosistema. Un entendimiento de la función de la cadena alimentaria y la bioacumulación y toxicidad de contaminantes (en cada nivel trófico) es necesario para evaluar adecuadamente el riesgo que plantean los contaminantes químicos miriádos introducidos en nuestro medioambiente (vea el capítulo 5).

La naturaleza específica de la toxicidad de las especies presenta un defecto fundamental en los procedimientos comúnmente aplicados para calcular los efectos en los seres humanos con base en experimentos con animales de prueba. Los seres humanos pueden ser sustancialmente más o menos susceptibles a los efectos tóxicos de un compuesto específico a una dosis determinada de lo que son los organismos sustitutos de laboratorio. Cuando se utilizan estudios animales para determinar estándares para exposición humana, las incertidumbres involucradas en la utilización de los resultados son contabilizados a través del uso de supuestos conservativos y aplicaciones de factores de seguridad que pueden resultar en un estimado que es conservativo mediante diversas órdenes de magnitud, una teoría basada en la filosofía “mejor seguro que lamentarlo”. En adición, el hecho de que alguna especie salvaje pueda ser más sensible a químicos tóxicos que los seres humanos, ha llevado a la promulgación del criterio de la calidad del agua en la que los estándares más rigurosos basados en la vida salvaje o en la salud humana regulan los límites de descargas. Por ejemplo, el nivel máximo de contaminantes (MCL) de cromo permitido para el agua potable es de 0.1 mg/L , mientras que el criterio agudo para la vida acuática de agua dulce es de $21 \mu\text{g/L}$. En este caso, el estándar de la vida salvaje es de aproximadamente una quinta parte del valor basado en la salud humana.

Los segmentos sensibles de una población, conocidos como **poblaciones susceptibles**, deben recibir distinta consideración al determinar los efectos tóxicos de los químicos o sustancias. Los segmentos embrionarios, juveniles, ancianos y/o enfermos de cualquier población (humana o ambiental) son propensos a ser más susceptibles a los efectos adversos de la exposición química de lo que son los adultos jóvenes saludables. En algunos casos, el sexo de un individuo también puede influir en su susceptibilidad.

La *toxicidad sinérgica* resultante de la exposición a múltiples químicos, es un fenómeno que está recibiendo atención en aumento. Por ejemplo, considere dos compuestos con valores LC_{50} de 5 y 20 mg/L , respectivamente. Cuando se

Tabla / 6.6

Toxicidad combinada potencial resultante de la exposición a una mezcla de químicos A y B

Tipo de interacción	Efecto tóxico, químico A	Efecto tóxico, químico B	Efecto combinado, químicos A + B
Aditividad	20%	30%	50%
Antagonismo	20%	30%	5%
Potenciación	0%	20%	50%
Sinergismo	5%	10%	100%

presentan juntos, sus valores individuales de LC_{50} pueden caer a 3 y 10 mg/L, niveles que son más bajos que los valores individuales LC_{50} . En algunos casos, los químicos pueden tener el efecto opuesto (antagónico), resultando en una combinación que es menos tóxica que cuando se presenta por separado.

La tabla 6.6 proporciona un ejemplo de los posibles efectos que las mezclas químicas tendrían en toxicidad combinada. Advierta que los efectos combinados de los dos químicos (A y B) pueden ser mayores o menores. Éste es un ejemplo de la dificultad en la evaluación de los riesgos de las mezclas químicas. Desafortunadamente, los estudios científicos de los efectos sinérgicos crónicos son escasos, en gran parte porque existe un sinnúmero de químicos y combinaciones de químicos y porque los experimentos de largo plazo involucran dificultades inherentes.

6.4 Ética y riesgo de la ingeniería

Los ingenieros deben entender los riesgos ambientales para poder proteger a todos los segmentos de la sociedad y a todos los habitantes de los ecosistemas. Estos individuos incluyen a los residentes de comunidades en las que reside la ingeniería, la vida acuática que habita en un río corriente abajo de un sitio de construcción o planta de tratamiento y a la comunidad mundial de más de 6 mil millones de personas.

Con mucha frecuencia, los ingenieros trabajan para minimizar o eliminar el riesgo de un miembro *promedio* de la sociedad o un habitante de un ecosistema que es valorado por su deporte recreacional o su beneficio comercial. Dadas las limitaciones de la evaluación de riesgos y la multitud de incertidumbres, los ingenieros necesitan considerar cuidadosamente todos los segmentos de la sociedad así como la salud del ecosistema (por ejemplo, la biodiversidad y las especies en peligro). También es importante reconocer los segmentos susceptibles de cualquier población que puedan ser significativamente más sensibles a la exposición ambiental de un químico o sustancia. Por ejemplo, el impacto de un químico variará según edad, género, estado de salud, ocupación y estilo de vida de una persona.

En el fenómeno de la **justicia ambiental**, ciertos segmentos de la sociedad que se encuentran en desventaja socioeconómica pueden cargar con una mayor cantidad de riesgo ambiental. Un elemento de justicia ambiental

Carga mundial de morbilidad

http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/en/

Justicia ambiental

<http://www.epa.gov/compliance/environmentaljustice/>

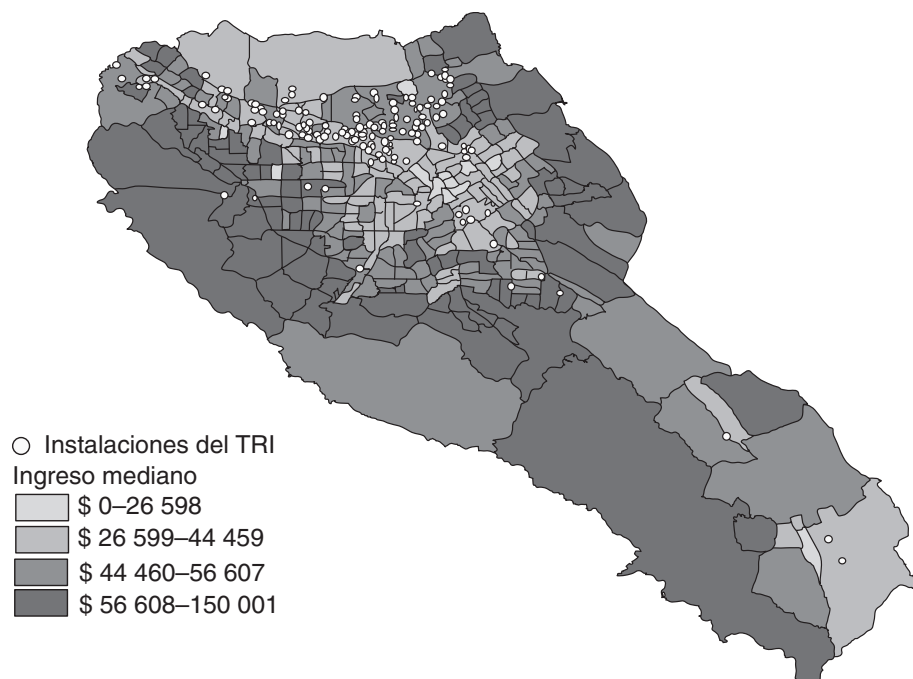


Figura 6.4 Instalaciones requeridas para enlistar sus emisiones tóxicas en el TRI, por ingreso mediano Advierte que las instalaciones que emiten químicos tóxicos están ubicadas principalmente en las áreas con ingresos medianos menores.

Meuser y Szacz, *American Behavioral Scientist* 43 (4), p. 602, derechos reservados © 2000. Reimpreso con autorización de SAGE Publications, Inc.

Indigentes y medio ambiente

<http://www.unep.org/indigenous>



Discusión en clase

Los individuos en desventaja económica también podrían estar viviendo en una ubicación en el mundo en desarrollo en donde están expuestos a agentes patógenos causantes de enfermedades en agua potable contaminada y ostentar la carga añadida de impacto de gran escala del sida y de los efectos crónicos de la malaria. El cambio climático que deshuela el hielo del Ártico está molestando la subsistencia de estilos de vida del pueblo Inuit, que vive en las regiones árticas, así como a los osos polares que se cazan en estas áreas. ¿Es justo que un riesgo mayor sea asumido por estos segmentos de la comunidad mundial?

es aparente en el Condado de Santa Clara, California, en donde las instalaciones que se requieren para enlistar sus emisiones tóxicas en el Inventario de Liberación de Tóxicos de la EPA se encuentran ubicadas en comunidades con ingresos medianos menores (figura 6.4). La gente en desventaja económica suele habitar lugares que los expone a un mayor número de concentraciones más altas de químicos tóxicos (por ejemplo, junto a carreteras que contribuyen a los contaminantes del aire, junto a las industrias que emiten químicos de preocupación, a favor del viento de los incineradores); vive en edificios que tienen materiales peligrosos asociados con construcciones más viejas o que tienen envejecimiento de su infraestructura; o tienen empleos con exposición elevada a materiales peligrosos.

Estos individuos de mayor riesgo viven en áreas rurales o urbanas, teniendo por lo general poca influencia política y con frecuencia son miembros de grupos minoritarios en desventaja económica. Podrían ser segmentos de una población que tiene niveles de exposición elevados debido a sus hábitos de cacería o pesca debido a un estilo de vida más subsistente (como es el caso de los nativos americanos quienes comen más pescado o partes del pescado que contienen mayores concentraciones de tóxicos que en la dieta estadounidense promedio). Incluyen a las comunidades afroamericanas ubicadas cerca del intenso número de instalaciones de procesamiento de petróleo y químicos ubicadas a lo largo de la parte baja del Río Mississippi.

Recuadro / 6.3 Justicia ambiental y derechos humanos

John Muir en el Río Merced con los Arcos Reales y la Columna de Washington al fondo, en el Parque Nacional de Yosemite, California. John Muir Papers, Holt-Atherton Special Collections, University of the Pacific Library. Derechos Reservados 1984 Muir-Hanna Trust.

John Muir, fundador del Sierra Club, dijo, “Todos necesitan la belleza tanto como el pan, lugares en donde jugar y en donde rezar, en donde la naturaleza puede sanar y dar fuerza al cuerpo y al alma por igual”.

La EPA define la justicia ambiental como el “tratamiento justo y participación significativa de toda la gente sin importar raza, color, origen nacional o ingresos con respecto al desarrollo, implementación y ejecución de leyes, reglamentos y políticas ambientales”.



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

La constitución de la Organización Mundial de la Salud (escrita por primera vez en 1946) dice: “El disfrute del estándar de salud más alto alcanzable es uno de los derechos fundamentales de todo ser humano”. En 2002, el agua fue reconocida como un derecho básico cuando el Comité de las Naciones Unidas para los Derechos Económicos, Sociales y Culturales acordó: “El derecho al agua claramente cae dentro de la categorías de garantías esenciales para asegurar un estándar de vida adecuado, particularmente debido a que es una de las más fundamentales condiciones para la supervivencia”.

Los ingenieros tienen la responsabilidad de considerar a estos individuos en riesgo y a las comunidades que habitan y de minimizar, o eliminar, la probabilidad de que ostenten una mayor proporción de riesgo ambiental que los segmentos de la sociedad más saludables, mejor educados o políticamente más poderosos. Con el nuevo y creciente conocimiento de diseño sustentable e ingeniería verde, se tiene la capacidad de lograr estos retos al continuar mejorando la calidad de vida para *todos* los segmentos de la sociedad en el mundo en desarrollo y en el desarrollado al emplear algunos químicos y materiales benignos, reduciendo el consumo de energía y material, y tomando una perspectiva del sistema.

6.5 Evaluación de riesgo

Las evaluaciones del riesgo crean preguntas como éstas: ¿Qué problemas de salud son causados por químicos y sustancias liberadas en el hogar, lugar de trabajo y medio ambiente? ¿Cuál es la probabilidad de que los seres humanos logren experimentar un efecto de salud adverso cuando son expuestos a concentraciones específicas de químicos? ¿Qué tan severa sería la respuesta adversa? Lo que resta de este capítulo se enfoca principalmente en cómo cuantificar los riesgos asociados con la exposición a químicos y otros agentes ambientales y los impactos subsecuentes en la salud humana.

Los cuatro componentes de una **evaluación de riesgo** completa son: 1) evaluación del peligro, 2) evaluación de la dosis-respuesta, 3) evaluación de la exposición y, 4) caracterización del riesgo. La figura 6.5 ilustra cómo estos cuatro elementos se integran. Una evaluación de riesgo organiza y analiza un gran conjunto de información incrustada en los cuatro compo-

Evaluación de riesgo

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



Discusión en clase

Las tres declaraciones provistas en el recuadro 6.3 sugieren que los seres humanos necesitan lugares silvestres, los que se encuentran en desventaja económica no deberían ser obligados con un porcentaje desproporcionado de riesgo ambiental, y acceder a un nivel básico de agua dulce y saneamiento, un lugar de trabajo saludable, y un medio ambiente saludable y derechos legales, en lugar de comodidades o servicios que deberían ser marginados o privatizados. ¿Está de acuerdo con estas tres declaraciones? ¿A toda la gente en el mundo debería garantizársele algún acceso básico al agua que garantizaría algún nivel específico de salud? ¿Qué hay acerca de los ecosistemas?

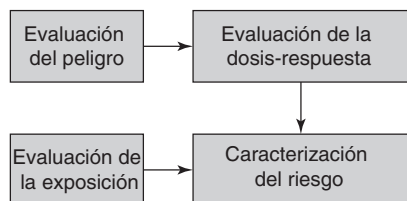


Figura 6.5 Componentes de una evaluación del riesgo completa Las evaluaciones de la respuesta a la dosis y a la exposición se combinan para arrojar una caracterización del riesgo.

nentes para determinar si algún peligro ambiental resultará en un impacto adverso en los seres humanos o en el medioambiente. El peligro ambiental podría ser la exposición a un químico específico o a un elemento más amplio tal como el cambio climático.

6.5.1 EVALUACIÓN DEL PELIGRO

Una evaluación del peligro no es una evaluación del riesgo. Una **evaluación del peligro** consiste en una revisión y análisis de datos de toxicidad, evidencia de peso de que una sustancia provoca varios efectos tóxicos y la evaluación de si los efectos tóxicos en un contexto ocurrirán también en otros contextos. La evaluación del peligro determina si un químico o una sustancia están o no vinculados con una preocupación particular de la salud, mientras que una evaluación del riesgo tomará en cuenta la evaluación del peligro, así como la evaluación de la exposición.

Las fuentes de datos de toxicidad incluyen los estudios de pruebas de ensayo, estudios de animales y estudios de seres humanos. Los estudios de prueba de ensayo son rápidos y relativamente fáciles, así es que se utilizan por lo común para cribar químicos. Los estudios de animales pueden medir efectos agudos o crónicos. Podrían investigar un punto final general (por ejemplo, la muerte) o un punto final más especializado (por decir, un defecto de nacimiento). Los estudios controlados de laboratorio se utilizan comúnmente para determinar la toxicidad de químicos específicos en la vida acuática. Los estudios de seres humanos típicamente consisten de estudios de casos que alertan a la sociedad sobre un problema y sobre estudios epidemiológicos controlados más extensos.

El mejor estudio para determinar el impacto en los seres humanos es el estudio epidemiológico. La **epidemiología** es el estudio de las enfermedades en las poblaciones de seres humanos o animales, específicamente cómo, cuándo y en dónde ocurren. Los epidemiólogos intentan determinar qué factores están asociados con las enfermedades (factores de riesgo) y qué factores pueden proteger a la gente o a los animales contra la enfermedad (factores protectores).

Recuadro / 6.4 Bases de datos toxicológicos humanos y de ecosistemas

Integrated Risk Information System (IRIS)

El Integrated Risk Information System (IRIS) es una base de datos electrónica que contiene información sobre el efecto de cientos de químicos en la salud humana (vea www.epa.gov/iris/). El IRIS proporciona información para dos componentes de una evaluación de riesgo: la evaluación del peligro y la evaluación de la dosis-respuesta. El IRIS fue desarrollado por la EPA y está escrito por profesionales involucrados en la evaluación del riesgo, la toma de decisiones y las actividades reguladoras. De esta manera, la información la pueden utilizar individuos que no tienen experiencia en toxicología.

El IRIS contiene información descriptiva y cuantitativa sobre la identificación del riesgo, factores de pendientes

orales, unidades de riesgo orales y de inhalación para efectos carcinógenos, así como dosis de referencia oral (RfDs) y concentraciones de inhalación de referencia (RfCs) para efectos crónicos no carcinógenos en la salud. Estos temas se comentan más adelante en este capítulo.

Ecotoxicología

La EPA mantiene la base de datos ECOTOX como una fuente para localizar datos de toxicidad de un solo químico en la vida acuática y las plantas terrestres y la vida silvestre (vea www.epa.gov/ecotox/). Esta base de datos se puede utilizar para apoyar las evaluaciones de peligro ecológico y para evaluar el daño potencial asociado con las aguas residuales efluentes y/o lixiviados.

Tabla / 6.7

Dificultades de los estudios epidemiológicos

Igualar a los grupos de control es difícil, debido a que los factores que llevan a la exposición a un químico pueden estar asociados con otros factores que afectan a la salud.
La sociedad se ha vuelto más móvil, así que puede ser que los individuos ya no vivan en la misma comunidad durante toda su vida.
Los certificados de muerte generalmente miden sólo la causa de la muerte, así es que pierden las condiciones de salud que los individuos tuvieron durante el curso de su vida.
Otros puntos finales de toxicidad además de la muerte (por ejemplo, abortos involuntarios, infertilidad, dificultades del aprendizaje) pueden no estar medidos con el uso de los certificados de muerte.
Los datos de exposición certeros pueden ser difíciles de obtener para un gran grupo de individuos.
Se requieren grandes poblaciones para estos estudios para que los análisis estadísticos rigurosos puedan aplicarse a los datos.
Muchas enfermedades pueden tomar años para desarrollarse.

Los estudios epidemiológicos se dividen en dos clases básicas dependiendo si los eventos ya han ocurrido (retrospectiva) o si los eventos pueden suceder en el futuro (prospectiva). Los estudios más comunes son los estudios retrospectivos a los cuales también se les llama estudios de control de caso. Un estudio de control de caso puede comenzar cuando se observa el brote de una enfermedad y sus causas no son conocidas, o cuando la enfermedad es poco común dentro de la población en estudio.

Sin embargo, estas clases de estudios tienen dificultades que se resumen en la tabla 6.7. Con los estudios epidemiológicos es extremadamente difícil probar la causalidad, esto significa probar que un factor de riesgo específico efectivamente causó la enfermedad que se está estudiando. La evidencia epidemiológica puede, sin embargo, fácilmente probar que este factor de riesgo está asociado (correlacionado) con un incidente mayor de enfermedad en la población expuesta a dicho factor de riesgo. Mientras más alta es la correlación, más certera es la asociación.

El **peso de la evidencia** es una breve narrativa que sugiere el potencial sobre si un químico o sustancia pueden actuar como carcinógenos para los seres humanos. En la actualidad, el peso de la evidencia está clasificado en uno de los cinco descriptores enlistados en la columna izquierda de la tabla 6.8. Los científicos que analizan los datos disponibles obtenidos de los estudios de animales o de seres humanos desarrollan estos descriptores para carcinógenos. La columna derecha de la tabla 6.8 resume cómo estos descriptores están relacionados con la calidad y la cantidad de datos disponibles. El IRIS (descrito en el recuadro 6.4) proporciona información sobre el descriptor asociado con químicos en particular.

6.5.2 EVALUACIÓN DE LA DOSIS-RESPUESTA

DOSIS Una **dosis** es la cantidad de un químico recibida por un sujeto que puede interactuar con el proceso metabólico del sujeto u otros receptores



Dosificación

Tabla / 6.8**Explicación de los descriptores del peso de la evidencia**

Descriptor del peso de la evidencia	Relación del descriptor con la evidencia científica
Carcinógenos para seres humanos	Evidencia epidemiológica convincente demuestra la causalidad entre la exposición humana y el cáncer, o la evidencia demuestra excepcionalmente cuando existe evidencia epidemiológica fuerte, evidencia animal extensiva, conocimiento del modo de acción e información de que el modo de acción es anticipado para suceder en seres humanos y progresar en tumores.
Probabilidad de ser carcinógenos para seres humanos	Efectos de tumores y otros datos clave son adecuados para demostrar el potencial carcinógeno para los seres humanos pero no alcanzan el peso de la evidencia para ser carcinógenos para los seres humanos.
Evidencia sugestiva de potencial carcinógeno	Datos humanos o animales son sugestivos de ser carcinógenos, lo cual crea una preocupación sobre los efectos carcinogénicos pero no se juzga lo suficiente para una conclusión más fuerte.
Información inadecuada para evaluar el potencial carcinógeno	Datos que se juzgan como inadecuados para desempeñar una evaluación.
No es probable que sea carcinógeno para los seres humanos	Los datos disponibles se consideran robustos como para decidir que no existe base alguna para preocupación de peligro carcinógeno humano.

FUENTE: EPA, *Lineamientos para la evaluación de riesgo carcinógeno*, marzo 29, 2005.

biológicos después de que la dosis cruza una frontera exterior. Dependiendo del contexto, la dosis puede ser: 1) la cantidad de químico administrada al sujeto, 2) la cantidad administrada al sujeto que alcanza una ubicación específica en el organismo (por ejemplo, el hígado) o, 3) la cantidad disponible para la interacción dentro del organismo de prueba después de que el químico cruza una barrera como la pared del estómago o la piel.

Para calcular la dosis asociada con un químico, determine la masa del químico administrado por unidad de tiempo y divídalo entre el peso del individuo. En el caso de un adulto o niño que está bebiendo agua que contiene un químico en cuestión, la dosis puede determinarse como se muestra en el ejemplo 6.3.

ejemplo/6.3 Determinación de la dosis

Asuma que el químico en cuestión tiene una concentración de 10 mg/L en el agua potable, que los adultos beben 2 litros de agua por día y los niños beben 1 litro de agua por día. Asuma también que un hombre adulto pesa 70 kg, una mujer adulta pesa 50 kg y un niño pesa 10 kg. ¿Cuál es la dosis para cada uno de estos tres miembros de la sociedad?

solución

Para encontrar la dosis asociada con un químico, determine la masa del químico tomada por unidad de tiempo y divídalo entre el peso del

ejemplo/6.3 Continuación

individuo. En esta situación, la única ruta de exposición es al beber agua contaminada. La dosis para los tres segmentos de la sociedad puede ser determinada de la siguiente manera:

$$\text{Dosis de mujer adulta: } \frac{10 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 2 \frac{\text{L}}{\text{día}}}{50 \text{ kg}} = 0.40 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}$$

$$\text{Dosis de hombre adulto: } \frac{10 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 2 \frac{\text{L}}{\text{día}}}{70 \text{ kg}} = 0.29 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}$$

$$\text{Dosis de niño: } \frac{10 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 1 \frac{\text{L}}{\text{día}}}{10 \text{ kg}} = 1.0 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}$$

Advierta que, en este ejemplo, la dosis recibida por el niño y la mujer adulta es más grande que la recibida por el hombre adulto. Esta es una razón por la que ciertos segmentos de la sociedad pueden estar en mayor riesgo cuando son expuestos a un químico específico. Otra razón es que, en la mayoría de las situaciones, los niños, los adultos mayores y los enfermos son dañados en mayor proporción por la exposición a químicos tóxicos y gérmenes patógenos que los adultos jóvenes y saludables. Lo mismo aplicaría para las plantas y los animales que habitan los ecosistemas.

Al determinar la dosis, los científicos pueden contar la absorción del químico. Por ejemplo, la pared estomacal puede actuar como una barrera para la absorción de algunos químicos que son ingeridos, mientras que la piel puede actuar como una barrera para los químicos que entran en contacto con las manos. Para contar con el hecho de que 100% de la toma (o absorción) de algunos químicos no sucede, multiplique la dosis por el porcentaje absorbido (denominado f en el ejemplo 6.4). El valor de f típicamente es de 0 a 0.1 (de 1 a 10 por ciento) para los metales y de 0 a 1.0 (de 0 a 100 por ciento) para muchos orgánicos.

En muchos estados de Estados Unidos, la eficiencia de absorción aplicable al contacto dérmico se considera que es de 10% ($f = 0.10$) en cuanto al contacto con químicos orgánicos volátiles o semivolátiles y de 1% ($f = 0.01$) para los químicos inorgánicos. En cuanto a la ingestión de tierra y polvo contaminados, se asume que es de 100% ($f = 1.0$) para químicos orgánicos volátiles y de 100% para los químicos absorbidos más fuertemente a la tierra (por ejemplo, los PCB y pesticidas). Sin embargo, el medio en el que el químico está presente (agua contra lípidos, aire contra agua) puede determinar la extensión de la absorción.

DOSIS-RESPUESTA En los estudios de animales de laboratorio, el daño a la salud típicamente se mide sobre un rango de dosis (mínimo tres). Debido a que las poblaciones de muestras son mantenidas bajas durante

ejemplo/6.4 Contabilidad de la eficiencia de absorción al determinar la dosis

Asuma que los científicos saben que sólo 10% del químico comentado en el ejemplo 6.3 es absorbido a través de la pared estomacal. En este caso, la exposición al químico fue únicamente a través de agua potable contaminada. ¿Cuál es la dosis para las tres poblaciones objetivo?

solución

Debido a que 10% del químico es transportado a través de la pared estomacal, $f = 0.10$. Las dosis que cuentan para el transporte incompleto del químico en cuestión para los tres segmentos de sociedad son las siguientes:

$$\text{Dosis de mujer adulta: } \frac{10 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 0.10 \times 2 \frac{\text{L}}{\text{día}}}{50 \text{ kg}} = 0.04 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}$$

$$\text{Dosis de hombre adulto: } \frac{10 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 0.10 \times 2 \frac{\text{L}}{\text{día}}}{70 \text{ kg}} = 0.029 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}$$

$$\text{Dosis de niño: } \frac{10 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 0.10 \times 1 \frac{\text{L}}{\text{día}}}{10 \text{ kg}} = 0.10 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}$$

Aquí, la dosis es mucho más baja que cuando el efecto de absorción fue descuidado; sin embargo, los niños y las mujeres adultas aun reciben una dosis más grande que los hombres adultos.

estos estudios para ahorrar tiempo y dinero, las dosis aplicadas deben estar a concentraciones relativamente altas, esto es, a concentraciones más altas de las que se observan típicamente en el medio ambiente (por ejemplo, en el lugar de trabajo y en el hogar). Consecuentemente, una **evaluación de la dosis-respuesta** se lleva a cabo para permitir una extrapolación de los datos obtenidos de los estudios de laboratorio desarrollados para dosis más altas a dosis más bajas que son más representativos de la vida diaria. Debido a este proceso de extrapolación, la evaluación puede pasar por alto peligros como los efectos de interrupción endocrina, los cuales pueden suceder con dosis excesivamente bajas. Sin embargo, como se describe en esta sección, las evaluaciones de la respuesta a la dosis son llevadas a cabo de maneras diferentes para los carcinógenos y los no carcinógenos.

Carcinógenos Los científicos tienen conocimiento de los efectos carcinógenos de los químicos principalmente a través de estudios en pruebas de animales de laboratorio. Los estudios de laboratorio son manejados a dosis más altas para que los científicos puedan observar cambios estadísticos

como respuesta según la dosis. En este caso, la respuesta adversa es la formación de un tumor o algún otro signo de cáncer. Los carcinógenos son tratados como si tuvieran **efecto sin umbral**, lo cual es, según la suposición de que cualquier exposición a una sustancia causante de cáncer resultará, con un grado de incertidumbre, en la iniciación de un cáncer.

La figura 6.6 muestra un ejemplo de una evaluación de dosis-respuesta para un químico carcinógeno. Debido a que un acercamiento científico conservador se utiliza y, como se ha visto previamente, la evidencia sugiere que no existe ningún efecto umbral, la intersección de la curva dosis-respuesta a bajas dosis está entre la intersección del cero. La aplicación de tal modelo de la dosis-respuesta implica que la probabilidad de contraer cáncer es de cero, sólo si la exposición al carcinógeno es de cero. La pendiente de la curva dosis-respuesta a dosis muy bajas es llamada **factor de potencia o factor de pendiente**. El factor de pendiente es un estimado por arriba del límite del riesgo por el incremento de dosis que se puede utilizar para calcular las probabilidades de riesgo carcinógeno para diferentes niveles de exposición.

Como se muestra en la figura 6.6, el factor de pendiente tiene unidades de mg/kg por día inversas o $(\text{mg/kg por día})^{-1}$. Ésta iguala la unidad de riesgo para una toma diaria crónica de 1 mg/kg por día. Los valores del factor de pendiente para muchos químicos carcinógenos están disponibles en la base de datos del IRIS (vea el recuadro 6.4). Como verá después en diversos ejemplos, para obtener el riesgo general se multiplica el factor de pendiente por la dosis calculada.

Para la mayoría de las evaluaciones de riesgo se determina la dosis diaria promedio al asumir que un individuo está expuesto a la máxima concentración del carcinógeno durante toda su vida. En este caso, se asume que el individuo adulto vive 70 años y pesa 70 kg. Este tiempo promedio de 70 años puede ser diferente al tiempo real de exposición, como se comentará más adelante al reunir todo para realizar una asesoría de riesgo para determinar una limpieza basada en riesgo de nivel de contaminantes encontrados en el agua potable y la tierra.

No carcinógenos Los químicos no carcinógenos no inducen tumores. En este caso, el punto final adverso sería un impacto en la salud como enfermedad del hígado, dificultades del aprendizaje, pérdida de peso o infertilidad. Obviamente, muchos puntos finales no resultan en cáncer o en la muerte. Un punto importante que se debe entender es que, a diferencia de los carcinógenos, se asume que los no carcinógenos tienen un **efecto umbral**. Esto es, existe una **dosis límite** o **nivel límite** por debajo de la cual se cree que no existe un impacto adverso. La figura 6.7 muestra la evaluación de la dosis-respuesta para un no carcinógeno.

En la figura 6.7 se definen diversos términos nuevos. Primero, existe un **nivel de efecto adverso no observable (NOAEL)**. El NOAEL es la dosis (unidades de mg/kg por día) a la que no se observa ningún efecto de salud adverso. Una dosis menor o igual a este nivel se considera como segura. Sin embargo, debido a que existe incertidumbre en esta dosis segura de no carcinógenos, los científicos aplican dos factores de seguridad al NOAEL para determinar la **dosis de referencia (RfD)**.

La dosis de referencia está definida por la EPA como un estimado, con incertidumbre que abarca tal vez un orden de magnitud, una exposición oral diaria a la población humana (incluyendo subgrupos sensibles) que se encuentra probablemente sin un riesgo apreciable de efecto deletéreo durante una vida.

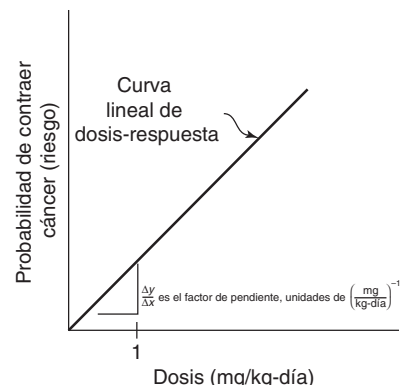


Figura 6.6 Relación lineal de dosis-respuesta para una sustancia o químico carcinógeno La intersección de cero indica que, de acuerdo con este modelo, no existe ningún efecto umbral, así es que la probabilidad de contraer cáncer es de cero sólo si la exposición a un carcinógeno es de cero. El eje y puede pensarse como la probabilidad de contraer cáncer a una dosis dada. El eje x es la dosis (mg de químico por kg de peso corporal por día). La pendiente de la curva dosis-respuesta cerca de la intersección para una dosis de 1 mg/kg por día es referida como el factor de potencia o factor de pendiente, con unidades de mg/kg por día inversas.

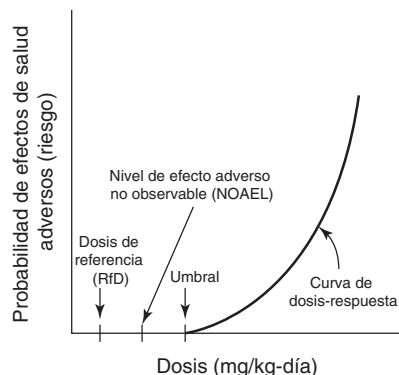


Figura 6.7 Relación de dosis-respuesta para un químico o sustancia no carcinógena

Advierta la presencia de un umbral de dosis por debajo del cual no se observa respuesta adversa para la respuesta que está siendo evaluada. El eje y puede considerarse como la probabilidad de contraer un efecto adverso a una dosis determinada. El eje x es la dosis (mg de químico por kg de peso corporal por día). El NOAEL es la dosis a la cual no se observa efecto de salud adverso. Las dosis menores o iguales a este nivel pueden considerarse como seguras. La dosis de referencia (RfD) es un estimado de una dosis de vida que probablemente no tiene riesgo significativo. Las RfDs se utilizan para su ingestión oral a través de rutas de exposición como beber agua o ingerir alimentos.

La RfD se puede expresar matemáticamente:

$$RfD = \frac{NOAEL}{UF} \quad (6.2)$$

Advierta que la ecuación 6.2 y la figura 6.7 muestran que la DdR es más baja que el NOAEL. El **factor de incertidumbre (UF)** normalmente tiene un rango de 10 a 1 000. La aplicación del UF cuenta para diversas incertidumbres al aplicar los valores NOAEL para calcular los valores DdR. (Más adelante, el recuadro 6.6 comenta estas incertidumbres y cómo cuentan los valores UF para estas incertidumbres en la caracterización del riesgo.)

La inclusión del UF para determinar una dosis *segura* muestra que la dosis de referencia (unidades de mg/kg-día) fue desarrollada para contar para la incertidumbre asociada con la conducción de estudios de dosis-respuesta en pequeñas poblaciones de animales de prueba homogéneos para la aplicación a seres humanos. La dosis de referencia también debe contar para grupos de sociedades (como los niños) que pueden ser más sensibles a los químicos. Como se verá más adelante, las dosis de referencia se utilizan en las evaluaciones de riesgo para tomas orales de no carcinógenos al beber agua o ingerir alimentos.

La **concentración de referencia (RfC)** fue desarrollada como un estimado de una exposición a la inhalación (por respiración) para una duración determinada que es probable que no tenga un riesgo apreciable de efectos adversos a la salud durante una vida. La concentración de referencia puede considerarse como un estimado (con la incertidumbre de un orden de magnitud o mayor) de la exposición por inhalación continua a un no carcinógeno que probablemente no implique riesgo significativo para poblaciones humanas. La base de datos del IRIS proporciona valores separados para el RfD y el RfC.

6.5.3 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

El propósito de la **evaluación de la exposición** es el de determinar la extensión y frecuencia de la exposición humana a químicos específicos. Algunas de las preguntas que se responden mediante la evaluación de la exposición se enlistan en la tabla 6.9.

Tabla / 6.9

Algunas preguntas respondidas durante la evaluación de la exposición

¿Cuáles son las fuentes importantes de químicos (por ejemplo, aplicación de pesticida)?
¿Cuáles son las vías (por ejemplo, agua, aire, alimentos) y rutas de exposición (por ejemplo, ingestión, inhalación, contacto dérmico)?
¿A qué cantidad del químico está expuesta la gente?
¿Qué tan frecuente está expuesta la gente?
¿Cuánta incertidumbre se asocia con los estimados?
¿Qué segmentos de la sociedad (o ecosistema) tienen mayor riesgo?

La evaluación de la exposición también puede determinar el número de personas expuestas y el grado de absorción mediante varias rutas de exposición. Recuerde que el estudio de la evaluación de la exposición también deberá determinar la exposición de los individuos promedio en la sociedad y de los grupos de alto riesgo (por ejemplo, trabajadores, niños, mujeres, grupos en desventaja económica, adultos mayores, residentes de área). Los niños en general tienen una dieta más limitada que puede llevar a exposiciones relativamente más altas pero intermitentes. También hacen cosas como gatear y llevarse a la boca manos y objetos, lo cual resulta en una exposición incrementada a los químicos mediante la ingestión oral. Los adultos mayores y los incapacitados pueden tener estilos de vida sedentarios, lo cual cambia su exposición. Las mujeres embarazadas y en lactancia generalmente consumen más agua, lo que puede llevar a una diferente evaluación de la exposición. Por último, las muchas diferencias psicológicas entre los hombres y las mujeres, como el peso corporal y las tasas de inhalación, pueden llevar a diferencias importantes en las exposiciones.

La evaluación de la exposición también puede ser aplicada a una ubicación específica. Como se mencionó antes en este capítulo, la exposición adicional podría estar asociada con el hecho de vivir cerca de una carretera, incinerador, relleno sanitario o fábrica. Podría también estar asociada con el hecho de vivir o trabajar en un tipo particular de edificio, beber de una fuente de agua específica, o comer un tipo y cantidad particular de alimento. Se consideran muchos detalles, y un estudio científico va junto con cada uno de estos escenarios.

Tabla / 6.10

Algunas barreras clave para el redesarrollo de zonas industriales abandonadas
Elementos de responsabilidad.
Diferencias en los estándares de limpieza (pueden variar entre los gobiernos federal y estatal).
Incertidumbre de costos asociada con la evaluación de la contaminación y la limpieza.
Obtención de financiamiento, debido a que los prestamistas querrán que el gobierno deslinde responsabilidades asociadas con estos sitios.
Asuntos concernientes en la comunidad.

Recuadro / 6.5 Zonas industriales abandonadas

De acuerdo con la EPA, las zonas industriales abandonadas son “sitios comerciales e industriales abandonados, olvidados o subutilizados en donde la expansión o el redesarrollo es complicado debido a la contaminación ambiental real o percibida”. En Estados Unidos existe un estimado de medio millón de zonas industriales abandonadas, principalmente ubicadas en áreas urbanas. Los asuntos concernientes en justicia ambiental y económica están asociados con estos sitios, debido a que muchas están ubicadas en las comunidades más pobres.

Desafortunadamente, las zonas industriales abandonadas típicamente permanecen olvidadas debido a que los compradores, los prestamistas y los desarrolladores habitacionales se alejan por razones de responsabilidad y buscan establecimientos de espacios verdes, esto es, espacios abiertos típicamente ubicados en las afueras de pueblos y ciudades. Sin embargo, el desarrollo de espacios verdes no es deseable para la sociedad y el medio ambiente debido a cuestiones como la pérdida de tierras de cultivo y su estilo de vida asociado, la pérdida de espacio abierto y el hábitat de la vida silvestre, y los problemas de inundaciones relacionados con la administración de aguas pluviales y la pavimentación, lo cual causa incremento en la escorrentía.

Otro conjunto de impactos no deseados asociados con el desarrollo de espacios verdes es que no existe infraestruc-

tura (a menos que sea un área urbana), así es que debe construirse y pagarse (lo cual consume energía y materia prima). En adición, la ubicación de empleos lejos del núcleo urbano pueden aislar a los empleadores de los trabajadores que no poseen un vehículo o tendrían que hacer diversos trasbordos de autobús para llegar a su sitio de trabajo. También, el desarrollo de espacios verdes generalmente resulta en problemas futuros de extensión y congestión.

En contraste, las zonas industriales abandonadas están normalmente ubicadas cerca de infraestructura de ambiente de construcciones existentes, transportación de masas y fuentes de trabajo. Por lo tanto, no existen beneficios económicos, sociales y ambientales claros para redesarrollar una zona industrial abandonada en vez de desarrollar un establecimiento de espacio verde.

La tabla 6.10 enlista algunas barreras clave para el redesarrollo de zonas industriales abandonadas. Escuchar las preocupaciones de la comunidad, atraer a los inversionistas y trabajar con unidades de gobierno locales en el planeamiento del proceso son componentes críticos del trabajo del ingeniero para un redesarrollo exitoso de zonas industriales abandonadas.

Puede saber más acerca de las zonas industriales abandonadas visitando el sitio de la EPA, www.epa.gov/brownfields.

Edificios verdes en zonas industriales abandonadas

<http://www.epa.gov/brownfields/sustain.htm>

Zonas industriales abandonadas en Nueva Jersey

<http://www.nj.gov/dep/srp/brownfields>

Debido a limitaciones de espacio, el enfoque será en cómo la evaluación de la exposición está relacionada con el uso de la tierra para propósitos residenciales, comerciales e industriales. Mucha de esta actividad está asociada con la toma de decisiones relacionada con propiedades de ingeniería abandonadas u olvidadas (denominadas **zonas industriales abandonadas**, comentadas en el recuadro 6.5) para algo que sea beneficioso para la sociedad y el medio ambiente. Muchas veces, las zonas industriales abandonadas son contaminadas por actividades pasadas en ese sitio. El redesarrollo de las zonas industriales abandonadas requiere que un ingeniero trabaje con un grupo diverso de los inversionistas –miembros de la comunidad, organizaciones no gubernamentales, funcionarios de gobierno, prestamistas financieros, agentes de bienes raíces y desarrolladores habitacionales– para lograr un uso de valor agregado para este sitio.

La tabla 6.11 muestra tres tipos de uso de suelo y parámetros asociados utilizados en una evaluación de exposición. Los tres tipos de uso de suelo considerados en la tabla 6.11 son residencial, industrial y comercial. Los ejemplos de actividades específicas que constituyen cada uso también se proporcionan en la tabla. La categoría de uso de suelo comercial es extremadamente variado, así es que se puede dividir en diferentes subtipos. Por ejemplo, el uso comercial puede incluir guarderías, escuelas, gasolineras, almacenes de maderas, edificios gubernamentales, oficinas de profesionales y negocios comerciales que sirven alimentos. En todos estos casos, existen distintos niveles de restricciones en cuanto al acceso público y distintos niveles de exposición para los trabajadores y los clientes.

La tabla 6.11 también calcula el consumo humano de químicos a través de mecanismos como beber agua, respirar aire e ingerir tierra (polvo). También puede existir contacto dérmico mediante el contacto directo con químicos o tierras contaminadas. Los cálculos de estas tasas de consumo (IR) están basados en estudios científicos, el tipo de individuo y la actividad que se lleva a cabo en el sitio.

Como podrá imaginarse, la especificidad del sitio está relacionada con la evaluación de la exposición. Por ejemplo, la tabla 6.12 muestra la cantidad de tierra que se adhiere al cuerpo y es ingerido a diario por poblaciones humanas específicas basadas en el uso de suelo y empleos asociados. Para determinar la adherencia a la tierra, los científicos necesitan conocer cuánta piel está expuesta a contacto dérmico potencial (piel) con los químicos y tierra contaminada. Como ejemplo, los científicos asumen que un trabajador adulto usa camisa de manga corta, pantalón largo y zapatos. La cantidad de área de superficie de piel expuesta al polvo y a la suciedad para estas suposiciones de ropa es también una función del peso corporal del trabajador. El área dérmica total disponible para el contacto entonces es asumida como 3 300 cm². Esto supone que la piel expuesta consiste de la cabeza (1 200 cm²), manos (900 cm²) y antebrazos (1 200 cm²).

Las condiciones climáticas como el recubrimiento de nieve y las condiciones de congelamiento no se supone que afecten la cantidad de tierra ingerida por el ser humano debido a que los estudios sugieren que hasta 80% del polvo en el aire de los interiores proviene de la tierra externa. Se cree que la tierra externa es transportada hacia adentro de los edificios mediante la deposición atmosférica, calefacción, ventilación y sistemas de aire acondicionado y al tráfico peatonal. El ambiente del aire de interiores claramente afecta a la salud, especialmente debido a que, como se declaró antes, los estadounidenses gastan ahora 85% de su día en el interior de algún tipo de edificio. Sin embargo, la evaluación de la exposición dérmica a la tierra contaminada también consideraría las condiciones climáticas en las áreas del

Tabla / 6.11

Usos de suelo y suposiciones de evaluación de exposición asociadas con cada uso La EPA publica un *Manual de factores de exposición* que proporciona más detalles sobre valores específicos utilizados en la evaluación de la exposición (Centro Nacional para la Evaluación Ambiental, EPA/600/P-95/002F, 1997).

Uso de suelo	Ejemplos de este uso de suelo	Tasas de consumo (IR) de agua, inhalación de aire e ingestión de tierra*	Frecuencia de exposición (EF) (días por año) y duración de exposición (ED) (años)
Residencial (la actividad principal es residencial)	Viviendas de una sola familia, condominios, edificios de departamentos	Toma de niños 1 L/día Toma de adultos 2 L/día Inhalación de adultos 20 m ³ /día Consumo de niños entre 1-6 años 200 mg tierra/día Adults consume 100 mg soil/day	Por tomar agua: EF: 350 días/año ED: 30 años Por inhalación de aire: EF: 350 días/año ED: 30 años Por ingestión de tierra ED: 6 años para niños entre 1-6 ED: 24 años para adultos EF: 350 días para niños y adultos
Industrial (la actividad principal es industrial o la zonificación es industrial)	Fabricación, servicios, investigación y desarrollo industrial, almacenamiento de petróleo bruto	Toma de adultos 1 L/día Inhalación de adultos 10 m ³ /día	Por tomar agua: EF: 245 días/año ED: 21 años Por inhalación de aire EF: 245 días/año ED: 21 años Por ingestión de tierra: ED: 21 años para adultos EF: 245 días para niños y adultos
Comercial (el uso es un negocio o se pretende que sea para hospedar, educar o proporcionar cuidados para niños, adultos mayores, enfermos u otras subpoblaciones sensibles)	Guarderías, instalaciones educativas, hospitales, casa hogar para adultos mayores y centros de cuidado, tiendas de conveniencia, oficinas de profesionales, almacenes, gasolineras, autoservicios, instituciones financieras, edificios gubernamentales	Toma de adultos 1 L/día Inhalación de adultos 10 m ³ /día	Por tomar agua EF: 245 días/año ED: 21 años Por inhalación de aire EF: 245 días / año ED: 21 años Por ingestión de tierra EED: 21 años para adultos EF: 245 días para niños y adultos

*Recuerde que el peso promedio para un hombre, una mujer y un niño es, respectivamente, de 70 kg, 50 kg y 10 kg.

Tabla / 6.12

Cantidad de tierra que se supone se adhiere a la superficie de la piel y tomada diariamente para poblaciones específicas basadas en el uso de suelo y empleo asociado

Población objetivo	Adherencia de tierra (mg tierra/cm ² de piel)	Masa de tierra tomada tomada diariamente (mg/día)
Vida adulta en área residencial	0.07	50
Vida infantil en área residencial	0.2	200 para edades entre 1 a 6 100 para los demás
Trabajador adulto en comercial III	0.01	50
Trabajador adulto en comercial IV	0.1	50
Trabajador industrial	0.2	50

Comercial III se refiere a gasolineras, distribuidoras de autos, comercios varios. La población de trabajadores participa en actividades en la propiedad que son de naturaleza de intensidad de tierra baja.

Comercial IV se refiere a hoteles, oficinas, bancos. Una población de jardineros ha sido identificada como una población receptora adecuada. Participan en actividades en la propiedad que son de naturaleza de intensidad de tierra alta.

norte (recubrimiento de nieve y tierra congelada durante un periodo particular del año) que limita directamente el contacto entre la tierra y la piel.

Para los ingenieros, el conocimiento de la evaluación del riesgo y la exposición proporciona información para determinar si un sitio contaminado necesita ser remediado y, si es así, a qué nivel. La tierra contaminada y las aguas subterráneas en los sitios de zonas industriales abandonadas se pueden corregir utilizando tecnología de ingeniería. Alternativamente, las barreras tecnológicas e industriales se pueden utilizar para minimizar o prevenir la exposición. Por ejemplo, pavimentar un estacionamiento puede prevenir el contacto dérmico directo con tierras contaminadas que se encuentran debajo. Otro ejemplo, en este caso, para prevenir la exposición con aguas subterráneas contaminadas, sería que el título de propiedad estableciera una restricción sobre la colocación de pozos si una propiedad tiene el servicio de un abastecimiento de agua municipal.

6.5.4 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

Como se mostró previamente en la figura 6.5, la **caracterización del riesgo** toma en cuenta los tres primeros pasos en la evaluación del riesgo (evaluación del peligro, evaluación de la dosis-respuesta y la evaluación de la exposición). La caracterización del riesgo está específicamente determinada al integrar información sobre la dosis-respuesta y las evaluaciones de exposición. El proceso se desarrolla de forma diferente para los carcinógenos y los no carcinógenos.

Una pregunta importante es, ¿cuál es un nivel de riesgo aceptable? Los creadores de política y los científicos han determinado que un riesgo ambiental aceptable es un riesgo de vida de 1 oportunidad en un millón (10^{-6}) de un efecto adverso, y un riesgo inaceptable es 1 oportunidad en 1 000 (10^{-3}) de un efecto adverso.

Un riesgo 10^{-6} significa que si un millón de individuos fueran expuestos a un químico tóxico al mismo nivel y exposición, entonces 1 individuo tendría un efecto adverso debido a esta exposición. Un riesgo de 10^{-3} significa que un individuo sufriría un efecto adverso si 1 000 personas fueran expuestas a las mismas condiciones. Típicamente, los gobiernos estatal y federal han establecido el riesgo aceptable entre 10^{-4} y 10^{-6} , siendo 10^{-5} y 10^{-6} los valores más comúnmente utilizados en las políticas establecidas por dichos gobiernos. Estos valores representan el riesgo incrementado debido a la exposición al peligro sobre el riesgo de fondo.

En los ejemplos de las dos siguientes subsecciones, una caracterización de riesgo se puede utilizar para determinar una concentración admisible de un químico en el aire, agua o tierra para un riesgo aceptable. También se puede utilizar para determinar el riesgo ambiental resultante para un químico particular en una concentración dada y el escenario de exposición para dicho químico en un medio ambiente particular.

En el primer escenario, los creadores de políticas arreglarían el riesgo aceptable a un nivel predeterminado (por decir, 10^{-4} a 10^{-6}), y la concentración admisible del químico en un medio particular que resultaría en ese riesgo sería estimada. En la segunda situación, la concentración del químico en un medio particular es conocida y el riesgo es determinado.



Discusión en clase

Al determinar un nivel de riesgo aceptable, hay que tener en cuenta que muchos individuos que están asociados con un individuo cuya salud está dañada también son indirectamente dañados. La muerte o enfermedad de un individuo tiene un impacto emocional y financiero en los miembros de la familia, amigos y compañeros del individuo. También se asocian costos económicos y sociales más amplios con la muerte y la enfermedad de un individuo. Desafortunadamente, una caracterización de riesgo típica no captura estos impactos económicos y sociales. ¿Cuáles son sus sentimientos personales y profesionales acerca de este tema? ¿Son los mismos o difieren?

CARCINÓGENOS Al desarrollar una caracterización de riesgo para carcinógenos, un punto importante es que la dosis se supone que es una dosis diaria promedio recibida por un sujeto durante una vida de exposición. Para los carcinógenos, una vida de exposición se supone que es de 70 años. Más adelante en esta sección se describe cómo se cuenta esta vida de exposición.

En términos simples, el riesgo asociado con los químicos carcinogénicos es igual a la dosis multiplicada por la unidad de riesgo asociada con una dosis de 1 mg/kg por día:

$$\text{riesgo} = \text{dosis} \times \text{riesgo por dosis de unidad} \quad (6.3)$$

Recuerde que para los carcinógenos, la unidad de riesgo asociada con una dosis de 1 mg/kg por día se llama el factor de pendiente.

ejemplo/6.5 Riesgo determinante

En el ejemplo 6.3 se determinó que la dosis para un hombre adulto expuesto a un químico encontrado en el agua potable a 10 mg/L era de 0.29 mg/kg-día. ¿Cuál es el riesgo asociado con esta exposición? ¿Es aceptable este riesgo dentro de los lineamientos?

Suponga que esta dosis es aplicada durante una vida de 70 años y el químico encontrado en el agua es benceno, un carcinógeno conocido. La base de datos del IRIS proporciona un factor de pendiente oral de 0.055 (mg/kg-día)⁻¹ para la ingestión oral de benceno.

ejemplo/6.5 Continuación

solución

Recuerde que previamente se vio que el factor de pendiente iguala la unidad de riesgo para una ingesta crónica diaria de 1 mg/kg por día. Para determinar la caracterización del riesgo, multiplique la dosis por el factor de pendiente:

$$\text{riesgo} = 0.29 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}} \times 0.055 \frac{\text{kg-día}}{\text{mg}} = 1.59 \times 10^{-2}$$

Esta solución significa que si 100 individuos fueran expuestos a benceno a una concentración de 10 mg/L durante toda su vida, 1.59 individuos desarrollarían cáncer. Extrapolado a una población de 10 000, esto significa que si todos ellos tuvieran una exposición similar al benceno como la de este adulto, 159 individuos desarrollarían cáncer. Extrapolado a una población de 1 millón, se esperaría que 15 950 individuos desarrollaran cáncer.

Esto está muy por arriba de los riesgos aceptables de 1 en 10 000 (10^{-4}) y de 1 en un millón (10^{-6}). Esta es una razón por la que el nivel máximo de contaminantes (MCL) para el benceno en el agua potable es de 0.005 mg/L (o 5 µg/L), mucho más abajo que el valor de 10 mg/L establecido en este ejemplo.

El ejemplo 6.5 supone que los individuos fueron expuestos al químico carcinógeno durante su vida de 70 años. ¿Qué sucede en el caso en el que la exposición es en realidad menor que una vida entera de un individuo? Por ejemplo, suponga que la exposición ocurrió durante un periodo de empleo de 30 años cuando un trabajador estaba expuesto solo durante el horario de trabajo. En este caso,

$$\text{riesgo} = \text{dosis} \times \frac{\text{riesgo}}{\text{unidad de dosis}} \times \frac{\text{tiempo de exposición}}{\text{longitud del tiempo de vida}} \quad (6.4)$$

Recuerde que para los carcinógenos se supone que la exposición se lleva a cabo durante un periodo de vida (70 años); por lo tanto, la longitud del tiempo de vida se establece en 70 años. El término *longitud del tiempo de vida* en la ecuación 6.4 es referido como el tiempo promedio (AT) y típicamente tiene unidades de días. El AT para los carcinógenos se supone que sea de 25 550 días (70 años $\times$ 365 días/año).

El *tiempo de exposición* en la ecuación 6.4 es la frecuencia de la exposición (EF) multiplicada por la duración de la exposición (ED). EF es el número de días que un individuo está expuesto al químico por año. ED es el número de años que un individuo está expuesto al químico.

La tabla 6.11 proporciona ejemplos de duraciones de exposición y frecuencias de exposición para distintas situaciones de uso de suelo. Por ejemplo, en el caso del uso residencial y una ruta de exposición de beber agua, el

EF se supone que es de 350 días/año (50 semanas) y se supone que el ED es de 30 años. La aplicación de este valor EF supone que un individuo pasa dos semanas lejos de su casa al año por vacaciones u otras actividades profesionales o familiares. La aplicación de este valor ED supone que un individuo reside en una casa durante solamente 30 años de su vida. Advierta las diferencias para otros usos de suelo. Por ejemplo, la tabla 6.11 muestra que, en un establecimiento industrial, un trabajador promedio está en el sitio de trabajo sólo 245 días al año (por lo que $EF = 245$ días/año) y tiene un historial de empleo promedio de 21 años ($ED = 21$ años).

Los supuestos valores de EF y ED se pueden utilizar para desarrollar una expresión para determinar la concentración aceptable de un químico en el agua potable para un riesgo aceptable establecido:

$$\text{concentración aceptable} = \frac{\text{riesgo aceptable} \times BW \times AT}{SF \times IR \times EF \times ED} \quad (6.5)$$

En la ecuación 6.5, BW es el peso corporal promedio de la población objetivo, e IR es la tasa de consumo, en este caso, 2 litros de agua al día (2 L/día).

La examinación cuidadosa de la ecuación 6.5 muestra que es similar a una mirada simple a la ecuación 6.4. Algunos parámetros se añadieron para definir los términos en la ecuación 6.4, y la ecuación se volvió a arreglar para establecer el problema para calcular la concentración aceptable en el agua potable en lugar del riesgo. La dosis también se oculta en la ecuación 6.5. Aquí, la dosis iguala al IR multiplicada por la concentración aceptable dividida entre el BW.

¿Cómo cambiaría el riesgo aceptable en el ejemplo 6.6 si la evaluación de exposición también mostrara que la población objetivo consumió 30 g de pescado al día? La respuesta es simple. No habría cambio alguno en el



Discusión en clase

Si quisiera diseñar un sistema de remediación para eliminar la exposición de los residentes a las aguas subterráneas contaminadas con toxafeno en el ejemplo 6.6, ¿cuáles son algunos métodos que podría usar? Podría diseñar, construir y operar un sistema de remediación de aguas subterráneas que bombea el agua subterránea a la superficie y tratar el agua contaminada en un reactor aéreo. Otro acercamiento involucraría la trata del químico en su lugar utilizando tecnología in situ. Esta tecnología podría usar algún proceso biológico, químico o físico (o alguna combinación de los tres). ¿Cuáles son los otros métodos de no tratamiento para eliminar la exposición?

ejemplo / 6.6 Determinar una concentración admisible de un químico carcinógeno en el agua potable

Calcule una concentración admisible de aguas subterráneas para el químico toxafeno si el desarrollo residencial se sitúa sobre un acuífero de aguas subterráneas contaminado con toxafeno. Suponga que determina el riesgo para un adulto que pesa 70 kg y consume 2 L de agua por día del acuífero contaminado. El estado en el que trabaja ha determinado que un riesgo aceptable es la ocurrencia de 1 cáncer por 10^5 personas. Utilice los valores de la tabla 6.11 para la frecuencia de exposición y la duración de exposición proporcionados para el uso de suelo residencial.

solución

La base de datos del IRIS proporciona un factor de pendiente oral para el toxafeno de 1.1 por mg/kg-día. Recuerde que para los carcinógenos, el AT se supone que sea de 70 años. Al utilizar la ecuación 6.5 y los datos de exposición de la tabla 6.11, resuelve la concentración aceptable de toxafeno

ejemplo/6.6 Continuación

en el agua subterránea (suponiendo que la única vía de exposición es al beber agua contaminada):

$$\begin{aligned}\text{Concentración} &= \frac{70 \text{ kg} \times 10^{-5} \times 70 \text{ años} \times \frac{365 \text{ días}}{\text{año}} \times \frac{1\,000 \mu\text{g}}{1 \text{ mg}}}{\frac{1.1 \text{ kg-día}}{\text{mg}} \times \frac{350 \text{ días}}{\text{año}} \times 30 \text{ años} \times \frac{2 \text{ L}}{\text{día}}} \\ &= 0.77 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \text{ o } 0.77 \text{ ppb}_m\end{aligned}$$

Advierta que si el riesgo aceptable fuera de 1 en 1 millón (10^{-6}), la concentración admisible de toxafeno se reduciría a $0.077 \mu\text{g/L}$ (o 0.077 ppb_m).

riesgo aceptable a menos que por alguna razón tuviera conocimiento de que se encontró toxafeno en el pescado. En este caso, el toxafeno se encuentra en el agua subterránea debajo del vecindario residencial. No se tiene información para sugerir que el pescado que estos individuos consumieron entró en contacto con el agua subterránea contaminada. Si el pescado entró en contacto con el químico, la ingestión del toxafeno en el pescado sería añadida al cálculo. Esto es, la exposición sería por beber 2 L de agua al día y

ejemplo/6.7 Determinar una concentración admisible de un químico en el aire de interiores

Suponga que el químico benceno, un carcinógeno conocido, se encuentra en el aire a una concentración constante de $1 \mu/\text{m}^3$. Calcule el riesgo de exposición a este benceno para un adulto promedio que pesa 70 kg e inhala 20 m^3 aire/día con una absorción de 50%. El factor de pendiente de inhalación del químico es de $0.015 (\text{mg/kg-día})^{-1}$.

solución

El riesgo es

$$\text{riesgo} = \frac{\frac{1 \mu\text{g}}{\text{m}^3} \times 20 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 0.5 \times \frac{1 \text{ mg}}{1\,000 \mu\text{g}}}{\frac{0.015 \text{ kg-día}}{\text{mg}} \times 70 \text{ kg}} = 9.5 \times 10^{-3}$$

Este valor significa que, por cada 1 000 personas continuamente expuestas a este químico, 9.5 desarrollarían cáncer durante su tiempo de vida.

comer 30 g de pescado al día. La sección 6.6 proporcionará un problema de ejemplo que incluye exposición al agua y al pescado.

Otra solución sería investigar si existe una fuente de agua municipal cercana a dicha comunidad que pudiera servir como su fuente de agua potable. En este caso, una restricción escrita sería colocada en la propiedad para que los dueños individuales de propiedades no pudieran instalar un pozo de aguas potables. Más aún, un estudio hidrogeológico tendría que llevarse a cabo para evaluar si las aguas subterráneas contaminadas recaen hacia una corriente o río, en donde el químico podría ejercer toxicidad a la vida acuática o tal vez contaminar una toma de corriente de agua potable. Esta opción probablemente sea costosa y limpiará sólo la contaminación que se encuentra en el sitio. No prevendrá el hecho de que nuevas cantidades de éste u otro químico se introduzcan en el sitio.

NO CARCINÓGENOS Como se estableció antes, las caracterizaciones de riesgo desarrolladas para los no carcinógenos son manejadas en forma diferente que las de los carcinógenos. Recuerde que los no carcinógenos tienen una dosis umbral, por debajo de la cual no se cree que sucedan efectos adversos. Una dosis segura referida como la dosis de referencia (RfD) calcula (con una incertidumbre de una orden de magnitud o más) una dosis de tiempo de vida de un no carcinógeno que probablemente se encuentre sin riesgo significativo para las poblaciones humanas. La base de datos del IRIS, comentada antes, proporciona valores para las RfDs.

El riesgo aceptable para la exposición a un químico no carcinógeno se determina al calcular un **coeficiente de riesgo (HQ)**. Para la exposición a un carcinógeno, la dosis se supone que se aplica durante un tiempo de vida de 70 años. Los efectos no carcinógenos son evaluados sobre la duración de la exposición real, la cual puede ser corta. Por lo tanto, el HQ es la dosis diaria promedio de un químico recibida durante el periodo de exposición dividida entre la dosis de referencia (RfD).

$$HQ = \frac{\text{dosis diaria promedio durante el periodo de exposición}}{\text{RfD}} \quad (6.6)$$

Los HQs menores que o iguales a 1 son considerados seguros; los HQs mayores a 1 son considerados no seguros. Esto tendría sentido de un estudio cuidadoso de la ecuación 6.6. Si el HQ es igual a 1, la dosis diaria promedio a la que un individuo o comunidad está expuesto iguala la dosis de referencia (la dosis segura).

Recuadro / 6.6

Contabilidad de incertidumbres en la evaluación de la dosis-respuesta para proporcionar estimados de riesgo conservadores por unidad de dosis

En el proceso de evaluación de la dosis-respuesta, numerosas fuentes de incertidumbre provocan incertidumbre en los estimados de riesgo por unidad de dosis utilizados en la ecuación 6.3 para carcinógenos (el factor de pendiente) y no

carcinógenos (el coeficiente de riesgo). Sin embargo, la política pública se ha desarrollado y ahora toma en cuenta dichas incertidumbres que lleva a estimados conservadores de los valores usados en la caracterización del riesgo.

Recuadro / 6.6 Continuación

En el caso de los carcinógenos, el modelo lineal de dosis-respuesta aplicado comúnmente (figura 6.6) es conservador debido a que este modelo lleva a una respuesta más alta (riesgo) estimada a dosis más bajas que otros modelos, como el modelo multigolpes con forma de S y la curva dosis-respuesta con forma de U. Este es el caso común que debe ser extrapolado en los datos de dosis-respuesta generados utilizando estudios de animales de prueba para reducir significativamente las dosis humanas en las evaluaciones de riesgo. Más aún, la falta de un nivel de umbral en la relación de dosis-respuesta para los carcinógenos proporciona un estimado conservador de riesgo. Aun si la dosis fuera una *molécula* por kilogramo por día, se estima que existe algún riesgo de contraer cáncer si no se supone un nivel de umbral.

Para los no carcinógenos, la aplicación de los factores de incertidumbre (UF) al determinar los valores RfD y RfC (y por lo tanto, HQ) proporcionan estimados conservadores de valores HQ. Estos factores de incertidumbre cuentan para la variación en la susceptibilidad entre los miembros

de la población humana (variabilidad interindividuo o intraespecie), la incertidumbre al extrapolar datos animales a humanos (incertidumbre interespecie), la incertidumbre al extrapolar de datos obtenidos en un estudio con una exposición menor al tiempo de vida (extrapolar de exposición subcrónica a crónica), la incertidumbre al extrapolar de un nivel de efecto adverso de menor observancia (LOAEL) en vez de un valor NOAEL y la incertidumbre asociada con la extrapolación cuando la base de datos está incompleta.

La EPA ha comenzado a recomendar el uso del *método benchmark dose* o *dosis estándar* (definida como el límite estadístico inferior para una dosis correspondiente en un nivel específico de riesgo) para mejorar la calidad de los valores RfD y RfC y para reducir el número de factores de incertidumbre utilizados. Este acercamiento utiliza todos los datos disponibles para calcular el NOAEL, en vez de basarse en un punto simple. Este desarrollo proporciona un ejemplo de medios por los que la política pública está siendo continuamente mejorada en cuanto a la estimación del riesgo por valores de unidades de dosis.

ejemplo/6.8 Determinar el riesgo de químicos no carcinógenos

¿Existe un riesgo no seguro asociado con la inhalación diaria del aire con una concentración de $0.010 \mu\text{g}/\text{m}^3$ del químico tolueno? En este problema verá los efectos no carcinógenos. La base de datos del IRIS establece que la inhalación RfD para el tolueno es de $0.114 \text{ mg}/\text{kg-día}$. Suponga que un adulto pesa 70 kg e inhala 20 m^3 de aire contaminado al día.

solución

Determine la dosis promedio diaria a la que el individuo está expuesto, y divida este valor entre el RfD para determinar el cociente de riesgo. La dosis promedio diaria es

$$\frac{0.010 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \times 20 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times \frac{\text{mg}}{1\,000 \mu\text{g}}}{70 \text{ kg}} = 2.8 \times 10^{-6} \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}$$

Utilice este valor y el RfD para determinar el HQ:

ejemplo/6.8 Continuación

$$HQ = \frac{2.8 \times 10^{-6} \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}}{0.114 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}}} = 2.5 \times 10^{-5}$$

Debido a que el HQ es mucho menor que 1, el riesgo es aceptable. Los individuos expuestos al químico tolueno deberían estar libres de efectos adversos en la salud en esta instancia.

La ecuación 6.6 y la información comentada previamente se pueden utilizar para desarrollar una expresión para determinar la concentración aceptable de un químico no carcinógeno en el agua potable:

$$\text{concentración aceptable} = \frac{HQ \times RfD \times BW \times AT}{IR \times EF \times ED} \quad (6.7)$$

Todos los términos en la ecuación 6.7 se han definido previamente: HQ es el coeficiente de peligro, RfD es la dosis de referencia, BW es el peso corporal de la población objetivo, AT es el tiempo promedio, IR es la tasa de consumo (en este caso, la tasa de consumo de agua), EF es la frecuencia de exposición y ED es la duración de la exposición.

ejemplo/6.9 Determinar las concentraciones aceptables de un químico no carcinógeno en el agua potable

Calcule la protección estándar de aguas subterráneas aceptable para el químico cloroformo, un químico clasificado como probable (pero no conocido) carcinógeno. Un desarrollo comercial es situado sobre un acuífero de aguas subterráneas contaminadas con cloroformo, y los establecimientos comerciales usarán el agua subterránea como una fuente de agua potable. Suponga que determina el riesgo para un adulto promedio que pesa 70 kg y consume 1 L de agua al día. Utilice los valores en la tabla 6.11 para la frecuencia de exposición y la duración de la exposición proporcionados para el uso comercial.

solución

La base de datos del IRIS dice que el RfD del cloroformo para la ingestión oral es de 0.01 mg/kg-día. La tabla 6.12 proporciona un EF de 245 días/año y un ED de 21 años. El AT para los no carcinógenos es típicamente de 30 años. La concentración aceptable de cloroformo en el agua subterránea

ejemplo/6.9 Continuación

(suponiendo que la única ruta de exposición es al beber agua contaminada) se encuentra en la ecuación 6.7:

$$\begin{aligned} \text{concentración aceptable} &= \frac{\text{HQ} \times \text{RfD} \times \text{BW} \times \text{AT}}{\text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED}} \\ &= \frac{1 \times 0.01 \frac{\text{mg}}{\text{kg-día}} \times 70 \text{ kg} \times 30 \text{ años} \times \frac{365 \text{ días}}{\text{año}} \times \frac{1\,000 \mu\text{g}}{\text{mg}}}{1 \frac{\text{L}}{\text{día}} \times 245 \frac{\text{días}}{\text{año}} \times 21 \text{ años}} \\ &= 1\,490 \mu\text{g/L} \approx 1\,500 \mu\text{g/L} = 1.5 \text{ mg/L (o } 1.5 \text{ ppm}_m) \end{aligned}$$

Advierta las similitudes y diferencias entre las ecuaciones 6.7 y 6.5. Si el HQ en la ecuación 6.7 se establece a 1 (la dosis segura alta) y se multiplica por el RfD, el valor resultante es la dosis segura del químico. Este cálculo es diferente de, pero aún similar, al método para calcular la concentración aceptable para los carcinógenos en el que fue dictado primero un riesgo aceptable. Los términos en la ecuación 6.7 para la concentración aceptable, IR y BW están todos relacionados a la dosis real recibida por la población objetivo. Para los no carcinógenos, el tiempo promedio (AT) es típicamente supuesto de 30 años (no 70 años como con los carcinógenos).

6.6 Problemas más complicados con por lo menos dos rutas de exposición

Las evaluaciones de exposición pueden hacerse más complicadas que las mostradas en los ejemplos anteriores. Hasta este punto, la determinación de dosis asumió solo una ruta de exposición. Esta sección final investiga cómo el riesgo ambiental puede considerar diversas rutas de exposición a la vez y cómo algunos de los procesos de partición estudiados en los capítulos 3 y 5 son incorporados en problemas multimedia más complejos en los que un químico se comparte entre las fases de agua, aire y/o sólidas.

El primer ejemplo utilizará una caracterización de riesgo para determinar un estándar de calidad de agua de superficie para la que la evaluación de exposición identificó la ingestión al comer pescado contaminado que vive en dichas aguas en adición a beber el agua contaminada. El segundo ejemplo usará una caracterización de riesgo para determinar los estándares de limpieza aceptables para la tierra contaminada que en potencia puede filtrar verticalmente hacia la superficie y contaminar las aguas subterráneas que se encuentran abajo. En esta situación, el químico no sólo es disuelto en el agua intersticial de la tierra, sino que también puede ser absorbido al recubrimiento orgánico en las partículas de la tierra y/o dispersado hacia los huecos de espacio de aire que se encuentran en la estructura de la tierra. Ambos ejemplos requieren su conocimiento sobre cómo un químico se dispersa en el ambiente.

Tabla / 6.13

Supuestos de evaluación de exposición utilizados por 3 estados hipotéticos al establecer un estándar de calidad de agua para un químico que se bioacumula en el pescado

	Estado 1	Estado 2	Estado 3
Tasa de consumo de agua (L/día)	2	2	2
Peso corporal del adulto (kg)	70	70	70
Tasa de consumo de pescado (g/día)	6.5	30	15
Factores de bioacumulación, por ejemplo, concentración medida en el pescado dividida entre la concentración medida en el agua (L de agua/kg de pescado)	51 500	336 000 (agua fría) 84 086 (agua tibia)	7 310

6.6.1 ESTABLECER ESTÁNDARES DE CALIDAD DE AGUA CON BASE EN LA EXPOSICIÓN AL TOMAR AGUA Y COMER PESCADO

La tabla 6.13 proporciona información de tres distintos estados hipotéticos que se podrían usar independientemente para establecer un estándar de calidad de agua superficial para un químico hipotético. La examinación cuidadosa de la tabla 6.13 muestra que los tres estados obtendrían distintos estándares de calidad de agua para el mismo químico. ¿Cómo puede ser? Una mirada más profunda a la información en la tabla 6.13 indica que los estados utilizan diferentes supuestos en su evaluación de exposición.

Cada estado hipotético asume el mismo peso de un adulto (70 kg), la misma tasa de consumo de agua (2 L/día) y el mismo factor de pendiente de cáncer. Sin embargo, cada estado supone distintas tasas de consumo de pescado por la población adulta y una distinta magnitud de comportamiento de partición del químico del agua hacia el pescado (el factor de bioacumulación). Advierta que el estado 2 supone que el tipo de pescado encontrado en el agua fría tiene un mayor contenido de grasas (lípidos), por lo que el químico en cuestión (el cual es muy hidrofóbico) se dispersa a una mayor extensión en el pescado de agua fría que en el pescado de agua tibia.

La dosis total en este caso resulta de beber agua y comer pescado y, en este caso, la mayor parte de la dosis viene de comer pescado contaminado. Los factores de alta bioacumulación en la tabla 6.13 indican que la concentración del químico en el pescado es mucho más grande que en el agua de superficie al que el pescado es expuesto. Cuando se multiplica por la tasa de consumo diaria para el pescado, resulta un valor muy grande. Esto es debido a que, en este caso, el químico es muy hidrofóbico, así es que no pretende disolverse en una gran extensión en el agua pero en su lugar se dispersa en una gran extensión de la grasa (lípidos) del pescado de agua fría.



Discusión en clase

¿Cuáles son algunos segmentos de la sociedad que están expuestos a un riesgo mayor como resultado de comer pescado contaminado?

Con relación al tema de discusión, los segmentos de la sociedad expuestos a mayor riesgo por el consumo de pescado son probablemente los niños (dosis más alta a un peso corporal más bajo), mujeres embarazadas (tal vez el químico sea sospechoso de poner en peligro el desarrollo fetal) o pescadores recreacionales o de subsistencia que consumen más pescado o partes de pescado que contienen mayor contenido de lípidos que la población general (exposición incrementada debido al consumo incrementado). Este último grupo podrían ser los vacacionistas que consumen una mayor cantidad de pescado durante un tiempo corto durante un viaje de pesca. Más probablemente sean los individuos que dependen de este pescado para su subsistencia. Por ejemplo, en muchas partes de Estados Unidos, sus poblaciones nativas y de inmigrantes son conocidas por comer más pescado o partes de pescado que contienen mayores concentraciones de contaminantes que los que otras poblaciones consumen.

6.6.2 CÓMO DETERMINAR LOS ESTÁNDARES DE LIMPIEZA DE TIERRA ADMISIBLES QUE PROTEGEN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Ahora desvíe su atención para determinar un nivel de limpieza adecuado al que un ingeniero debería remediar en un sitio que contiene tierra contaminada. Para este problema particular, suponga una evaluación de exposición que indica que la tierra contaminada no posee una amenaza directa para los adultos o niños que coman tierra contaminada o respiren los vapores que pueden emitirse de la tierra contaminada. Este podría ser el caso para las fugas de los tanques de almacenamiento subterráneos en los que la contaminación se encuentra debajo de la superficie de la tierra y los vapores de tierra resultantes no alcanzan la superficie de la tierra. En este caso, el problema es que la tierra contaminada actúa como una fuente de contaminación, y el químico en cuestión puede filtrarse de la tierra y contaminar el agua subterránea que está por debajo. El agua subterránea puede servir como fuente de agua potable para una casa o municipio, o quizás el agua subterránea recargue una corriente, en donde el químico puede entonces ejercer toxicidad para la vida acuática. La figura 6.8 muestra la complejidad de este problema.

El resolver este tipo de problema requiere diversos pasos, detallados en la tabla 6.14. Enfoque sus esfuerzos en sólo uno de diversos cientos de químicos encontrados en los productos petroleros, benceno. También suponga que el agua subterránea no recarga una corriente, así es que no existe preocupación en cuanto al riesgo para un ecosistema acuático.

Asuma el uso residencial del agua subterránea, y el ejemplo 6.6 proporcionó información sobre la frecuencia de la exposición, la duración de la exposición y el tiempo promedio para este tipo particular de uso de suelo. La concentración de benceno admisible se determina como sigue (utilizando el factor de pendiente apropiado de $0.055 \text{ (mg/kg-día)}^{-1}$ de la base de datos del IRIS).

$$\text{concentración} = \frac{70 \text{ kg} \times 10^{-5} \times 70 \text{ años} \times \frac{365 \text{ días}}{\text{año}} \times \frac{1\,000 \text{ } \mu\text{g}}{\text{mg}}}{0.055 \frac{\text{kg-día}}{\text{mg}} \times \frac{350 \text{ días}}{\text{año}} \times 30 \text{ años} \times \frac{2 \text{ L}}{\text{día}}} \quad (6.8)$$

La concentración admisible se determina como $15 \text{ } \mu\text{g/L}$ (15 ppb_m).

Este valor es un factor de tres más alto que el máximo nivel de contaminantes (MCL) para el benceno, el cual es $5 \text{ } \mu\text{g/L}$. El MCL es el estándar ejecutable

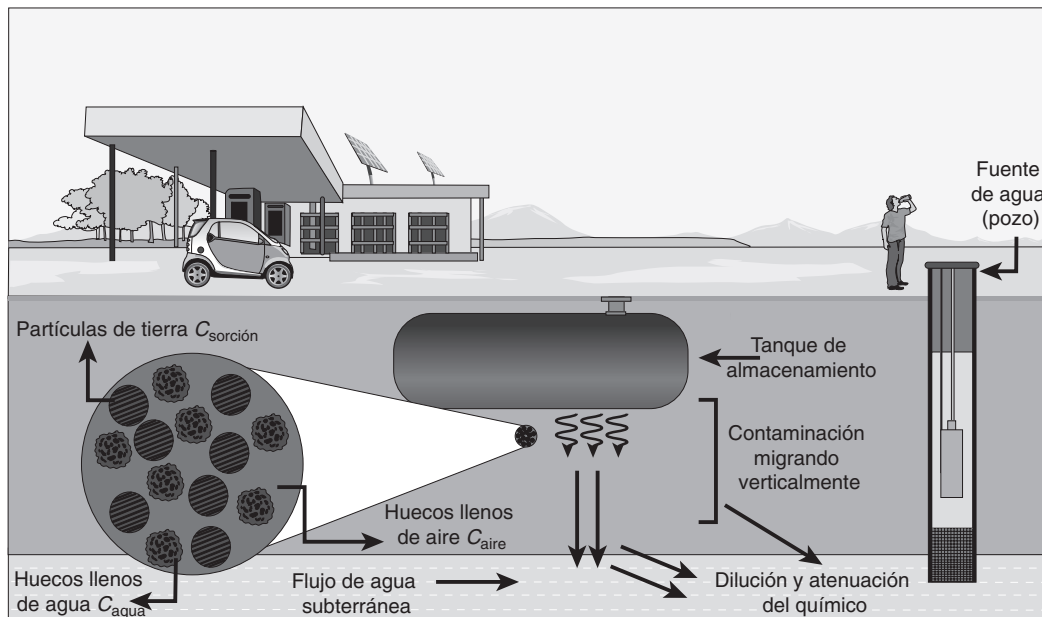


Figura 6.8 Complejidad de una situación en la que una fuga de un tanque de almacenamiento subterráneo ha descargado un químico que contamina las aguas subterráneas de la subsuperficie.

El químico puede dispersarse entre los huecos de aire en la tierra, los huecos llenos de agua en la tierra y los recubrimientos orgánicos en la tierra. La constante de Henry se utiliza para relacionar las concentraciones gaseosas y acuáticas del químico en equilibrio. Un coeficiente de partición de tierra-agua se utiliza para relacionar las concentraciones de las fases acuosas y absorbidas para el equilibrio de la sorción. El químico disuelto en el agua se puede filtrar verticalmente hacia el agua subterránea. En el proceso se puede atenuar química o biológicamente para diluirse mediante el agua subterránea limpia, cuesta arriba.

por el EPA, así es que este valor de defecto será utilizado para calcular el estándar de limpieza de tierra en los pasos subsecuentes. Los MCLs están basados en tratamientos de tecnología, asequibilidad y otros factores de factibilidad como la disposición de métodos analíticos, tecnología de tratamiento y costos para lograr varios niveles de remoción. Los lineamientos de la EPA en cuanto al establecimiento de un MCL dicen que los MCLs son estándares ejecutables y deberán ser puestos tan cerca como se pueda a las metas de máximo nivel de contaminantes (MCLGs) (metas de salud).

El paso 4 de la tabla 6.14 es el de determinar cómo la concentración del químico cambia conforme se mueve verticalmente a través de la zona no saturada hacia el agua subterránea. Un ingeniero podría desarrollar modelación hidrológica de punta para determinar el movimiento vertical del benceno de la tierra contaminada encontrado en la zona no saturada hacia la zona saturada que yace debajo. Por simplicidad, asuma que la migración de un contaminante de la tierra a las aguas subterráneas que yacen debajo tiene dos etapas. Primero, el químico debe dispersarse (de fases de sorción o gaseosa) hacia el agua intersticial que rodea el área contaminada. Después, la fuga resultante debe ser transportada verticalmente hacia las aguas subterráneas que yacen debajo. Mientras el químico disuelto es transportado hacia abajo con el agua que se filtra, puede ser transformado a una menor concentración mediante procesos químicos o biológicos que ocurren naturalmente.

Tabla / 6.14

Pasos para solucionar el problema de riesgo ambiental más complejo que sucede en los medios de tierra y aguas subterráneas

Paso	Procedimiento
Paso 1: Determinar el uso de suelo y las rutas de exposición	Suponga que existen aguas subterráneas que son actualmente usadas (o que se pueden usar en el futuro) como una fuente de agua potable para una casa o comunidad. Se supuso que el agua subterránea no recarga una corriente o río y que el agua subterránea potable contaminada es la única manera en la que la gente puede estar expuesta a la contaminación.
Paso 2: ¿Cuál es el riesgo aceptable?	Suponga que una entidad regulatoria ha establecido el riesgo aceptable en 10^{-5} .
Paso 3: ¿Cuál es el nivel aceptable del benceno en las aguas subterráneas?	Desarrolle una caracterización de riesgo para determinar la concentración del benceno en las aguas subterráneas contaminadas que no excederá el riesgo aceptable dictado en el paso 2. La concentración aceptable de benceno en las aguas subterráneas se encuentra en la ecuación 6.5 (repetida aquí): $\text{concentración aceptable} = \frac{\text{riesgo aceptable} \times BW \times AT}{SF \times IR \times EF \times ED}$
Paso 4: Determinar cómo la concentración del químico cambia mientras se mueve verticalmente a través de la zona no saturada hacia el agua subterránea	Esto se determina ya sea por un estudio hidrogeológico detallado o haciendo un supuesto que proporcione penetración hacia la dilución y atenuación del químico.
Paso 4a: Determinar la concentración admisible en la tierra del agua intersticial que rodea el sitio de contaminación de la concentración aceptable en el agua subterránea.	Utilice los resultados del estudio hidrogeológico o un factor de atenuación de dilución (DAF).
Paso 4b: Calcular una concentración admisible de tierra (benceno total por masa total de tierra mojada) de la concentración admisible de agua intersticial.	Aplique el conocimiento del balance de la masa y la partición de químicos entre el aire, la tierra y las fases acuosas.

También se puede diluir con el agua no contaminada que se topa y que se encuentra corriente arriba en el agua subterránea.

Por simplicidad, suponga que un valor de 16 cuenta para todos los procesos de dilución y atenuación. (Este valor es igual al utilizado realmente en algunos estados para determinar algunos reglamentos de limpieza de tierra basados en riesgo para el benceno, por ejemplo.) Esto es, la concentración de químicos en el agua intersticial que rodea la contaminación dividida entre 16 igualará la concentración en el agua subterránea a la que alguien podría estar finalmente expuesto.

El paso 4a es para determinar la concentración admisible en el agua intersticial de la tierra que rodea el sitio de contaminación de la concentración aceptable en el agua subterránea. Moviéndose de la concentración admisible en las aguas subterráneas hacia el agua intersticial, la concentración permitida de benceno en el agua intersticial dentro de la zona de tierra contaminada que se filtrará verticalmente para no afectar el agua subterránea es:

$$0.005 \text{ mg/L} \times 16 = 0.080 \text{ mg/L}$$

Recuerde que este valor de 0.080 mg/L no es la concentración a la que alguien estaría expuesto si se tomara el agua contaminada. El valor de 0.080 mg/L es la concentración admisible en el agua intersticial de la tierra contaminada. Se reducirá por dilución y atenuación para que la concentración que se encuentra finalmente en el agua subterránea sea de 0.005 mg/L.

El paso 4b es para calcular una concentración admisible de tierra (benceno total por masa total de tierra mojada) de la concentración admisible de agua intersticial. El paso final es para tomar la concentración de fase acuosa admisible en el agua intersticial (mg de benceno por L de agua) y convertirla a una concentración de tierra (mg de benceno por kg de tierra mojada). Para facilitar el problema, suponga que el sistema benceno-agua-aire-tierra se encuentra en equilibrio. Se determina la cantidad de benceno que es dispersada a equilibrio entre las fases del agua intersticial, los huecos de aire y la tierra absorbida.

Esta masa total del benceno (de las fases acuosas del agua intersticial, el aire y la absorción) que se contiene en una unidad de masa de tierra es lo que se mide si recolecta una muestra de tierra de la subsuperficie y solicita que un laboratorio analice la tierra. Este valor también puede considerarse como la concentración admisible de benceno que puede dejarse en la tierra (unidades de mg de benceno por kg de tierra) que, si se filtrara verticalmente, no resultaría en una concentración subsecuente en las aguas subterráneas que dañaría a la salud humana según dicta el riesgo aceptable.

Para llevar a cabo este cálculo, necesita información de la propiedad de la subsuperficie. Suponga que el sistema de subsuperficie es homogéneo, la porosidad de la tierra es de 0.3%, el contenido de carbono orgánico de la tierra es de 1% y la densidad de volumen de la tierra es de 2.1 g/cm³. Suponga también que un tercio de los espacios huecos de la tierra están llenos con aire y los otros dos tercios de los espacios huecos están llenos con agua.

La masa total del químico es igual a la masa del químico absorbido en la tierra más la masa de químico en los vacíos llenos de agua más la masa del químico en los vacíos llenos de aire. Matemáticamente, esta declaración puede ser escrita como sigue, utilizando información acerca de la partición del equilibrio (capítulos 3 y 5):

concentración admisible de tierra

$$= (C_{\text{agua}} \times K) + \left(\frac{C_{\text{agua}} \times \theta_{\text{agua}}}{\rho_b} \right) + \left(\frac{C_{\text{agua}} \times \theta_{\text{aire}} \times K_H}{\rho_b} \right) \quad (6.9)$$

Aquí, C_{agua} es la concentración de agua intersticial del químico determinada en el paso 4a (0.08 mg/L), K es el coeficiente de partición tierra-agua para el químico en cuestión, K_H es la constante sin dimensiones de la constante ley de Henry para el químico en cuestión, θ_{agua} es la porosidad de la tierra

llenada con agua, θ_{aire} es la porosidad de la tierra llenada con aire y ρ_b es la densidad de volumen de la tierra (que supuestamente es 2.1 g/cm^3).

En este caso se tienen los siguientes valores para estas variables:

- C_{agua} se determinó en el paso 4a como 0.080 mg/L .
- θ_{agua} , la porosidad de la tierra llenada con agua, es igual a la porosidad (0.3) multiplicada por la fracción de huecos que están llenos con agua ($2/3$ en este problema). En este caso, θ_{agua} es igual a 0.2 (expresado en unidades de $L_{\text{agua}}/L_{\text{total}}$).
- θ_{aire} , la porosidad de la tierra llenada con huecos de aire, es igual a la porosidad (0.3) multiplicada por la fracción de huecos que se llenan con aire ($1/3$ en este problema). En este caso, θ_{aire} es igual a 0.1 (expresado en unidades de $L_{\text{aire}}/L_{\text{total}}$).
- K , el coeficiente de partición tierra-agua, se puede calcular a partir del coeficiente de partición octanol-agua como se comentó en el capítulo 3. Suponga que el benceno tiene un $\log K_{\text{ow}}$ de 2.13. Para el benceno, el coeficiente de correlación normalizado a carbono orgánico ($\log K_{\text{oc}}$) como 2.02 (K_{oc} es igual a $10^{2.02} \text{ L/kg}$ de carbono orgánico). Debido a que el contenido de carbono orgánico de la tierra fue declarado como 1%, la ecuación 3.32 se puede utilizar para determinar que K es 1.05 L/kg de tierra.
- El K_{H} para el benceno es de 0.18 a 20°C . Este valor es la reacción de un químico en la fase de aire yendo hacia la fase de agua. Las unidades de K_{H} en esta situación son, por lo tanto, $L_{\text{agua}}/L_{\text{aire}}$. Para simplificar el problema, suponga que la temperatura más fría de la subfase no afecta grandemente el comportamiento de la partición aire-agua del benceno.

Al insertar estos valores en los desconocidos de la ecuación 6.9, resulta en

$$\begin{aligned} &\text{concentración admisible de tierra} \\ &= \left(0.08 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 1.05 \frac{\text{L}}{\text{kg de tierra}} \right) + \left(\frac{0.08 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 0.2 \frac{L_{\text{agua}}}{L_{\text{total}}}}{2.1 \frac{\text{g}_{\text{tierra}}}{\text{cm}^3} \times 1000 \frac{\text{cm}^3}{\text{L}} \times \frac{\text{kg}}{1000 \text{ g}_{\text{tierra}}}} \right) \\ &\quad + \left(\frac{0.08 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 0.18 \frac{L_{\text{agua}}}{L_{\text{aire}}} \times 0.1 \frac{L_{\text{aire}}}{L_{\text{total}}}}{2.1 \frac{\text{g}_{\text{tierra}}}{\text{cm}^3} \times 1000 \frac{\text{cm}^3}{\text{L}} \times \frac{\text{kg}}{1000 \text{ g}_{\text{tierra}}}} \right) \end{aligned} \quad (6.10)$$

Al resolver las concentraciones de benceno en la fase de absorción, la fase de agua intersticial y los huecos de aire, respectivamente, resulta en

$$\begin{aligned} &\text{concentración admisible de tierra} \\ &= 0.084 \text{ mg/kg} + 0.0076 \text{ mg/kg} + 0.00069 \text{ mg/kg} \\ &\quad (\text{absorción}) \quad (\text{agua}) \quad (\text{aire}) \\ &= 0.092 \text{ mg de benceno/kg de tierra} \end{aligned} \quad (6.11)$$

Esta concentración admisible de tierra de 0.092 mg/kg (0.092 ppm_m) es la concentración de benceno que puede permanecer en la tierra y aún así proteger el recurso de agua subterránea en los estándares de agua potable. Cualquier área de la tierra contaminada mayor a este valor tendría que removerse o remediarse hasta este nivel de limpieza más bajo.

Términos clave

- bioacumulación
- caracterización del riesgo
- carcinógeno
- carcinógenos sospechosos
- coeficiente de riesgo (HQ)
- concentración de referencia (RfCs)
- curva de dosis-respuesta
- desperdicio peligroso
- desperdicio sólido
- dosis
- dosis de referencia (RfDs)
- dosis letal mediana (LD₅₀)
- dosis límite
- efecto umbral
- efecto sin umbral
- epidemiología
- evaluación de la dosis-respuesta
- evaluación de la exposición
- evaluación de peligro
- evaluación del riesgo
- exposición
- factor de incertidumbre (UF)
- factor de pendiente
- factor de potencia
- interruptores endocrinos
- Inventario de liberación de tóxicos (TRI)
- justicia ambiental
- Ley de planeación contra emergencias y derecho de la ciudadanía a la información (EPCRA)
- Ley sobre conservación y recuperación de recursos (RCRA)
- Muir, John
- nivel de efecto adverso no observable (NOAEL)
- no carcinogénico
- percepción del riesgo
- peso de la evidencia
- poblaciones susceptibles
- riesgo
- riesgo ambiental
- toxicidad
- toxicidad aguda
- toxicidad crónica
- vías de exposición
- zonas industriales abandonadas



capítulo/Seis Problemas

6.1 ¿Cuál es la diferencia regulatoria en la RCRA entre una sustancia peligrosa y una tóxica?

6.2 Identifique varios tipos de riesgo durante su viaje todos los días a la escuela. ¿Cuál de estos riesgos se clasificaría como un riesgo ambiental?

6.3 Identifique las tres principales liberaciones de químicos en su ciudad o comunidad universitaria utilizando la base de datos del Inventario de Liberación de Tóxicos de la EPA. ¿Qué información puede encontrar sobre la toxicidad de estos químicos? ¿Es fácil o difícil encontrar esta información? ¿La información es consistente o es conflictiva? ¿Varía según la fuente (gobierno contra industria)?

6.4 a) Enliste un riesgo ambiental diferente asociado con un ambiente de interiores en el mundo desarrollado y el mundo en desarrollo. b) ¿Qué ocupantes de edificios particulares están en el mayor riesgo según los elementos que definió?

6.5 Regrese al capítulo 1 y visite el sitio web de la Organización Mundial de la Salud (www.who.org). Basado en dicha información, escriba un ensayo referenciado de dos cuartillas sobre el riesgo ambiental. ¿Cuánto riesgo ambiental existe por los factores como el agua y el saneamiento, aire de interiores, aire urbano y clima no seguros?

6.6 Si recuerda que la Agencia de Protección Ambiental define la justicia ambiental como “el trato justo y la participación significativa de todas las personas sin importar raza, color, nacionalidad de origen o ingresos con respecto al desarrollo, implementación y ejecución de las leyes, reglamentos y políticas ambientales”, investigue una cuestión de justicia ambiental en su ciudad o estado. ¿Cuál es la cuestión ambiental? ¿Qué grupos de la sociedad están siendo dañados por dicha cuestión ambiental? ¿Qué injusticia se está cometiendo?

6.7 En línea en www.scorecard.org puede buscar la ubicación y número de sitios de residuos peligrosos por ubicación. Úselo para buscar sitios de residuos peligrosos en una ciudad determinada. Comente sobre si el número y ubicación de sitios de desperdicio peligrosos posee alguna injusticia ambiental para los residentes de la comunidad que está investigando.

6.8 Enliste los cuatro componentes de una evaluación de riesgo completa.

6.9 El Sistema Integrado de Información de Riesgos (IRIS), una base de datos electrónica que identifica los efectos en la salud humana relacionados con la exposición a cientos de químicos, se encuentra disponible en www.epa.gov/iris. Visite la página IRIS y determine a) el peso del descriptor de la evidencia; b) la dosis de referencia (RfD) y c) el factor de pendiente en caso de que esté disponible para los siguientes seis químicos/sustancias: arsénico, metilmercurio, etilbenceno, metil etil acetona, naftaleno y el humo del escape de motor a diesel.

6.10 Suponga que un adulto inhala 23 m^3 de aire cada día y el factor de absorción por inhalación para el químico en cuestión es de 75% (por lo que 25% del químico es exhalado). Un análisis del viento muestra que la exposición es de 30% del tiempo en una base anual promedio. Suponga que un adulto vive en esta área durante todo su tiempo de vida, y que la concentración promedio de aire en la frontera de la propiedad de la fuente es de 0.044 mg/m^3 . Determine la dosis para un hombre adulto en mg/kg-día .

6.11 a) Determine la dosis (en mg/kg-día) para un químico bioacumulativo con $\text{BCF} = 10^3$ que se encuentra en el agua a una concentración de 0.1 mg/L . Calcule su dosis para una mujer adulta de 50 kg quien toma 2 L de agua de lago por día y consume 30 g de pescado al día que es atrapado del mismo lago. b) ¿Qué porcentaje de la dosis total viene de la exposición al agua y qué porcentaje viene de la exposición al pescado?

6.12 Calcule un estándar de protección al agua subterránea basada en riesgo (en ppb) para el químico 1,2-dicloroetano para un dueño de residencia en donde el pozo personal utilizado para beber agua está contaminado con 1,2-dicloroetano. Suponga que está determinando el riesgo para un adulto promedio que pesa 70 kg . El estado en donde trabaja ha determinado que un riesgo aceptable es de 1 ocurrencia de cáncer por 10^6 personas. Utilice los valores de ruta de ingestión, frecuencia de exposición, duración de exposición y tiempo promedio previstos para el uso residencial en la tabla 6.11. Suponga un factor de pendiente oral para 1,2-dicloroetano de 9.2×10^{-2} por $(\text{mg/kg})/\text{día}$.

6.13 a) Calcule un estándar de protección al agua subterránea basado en riesgo para el químico benzo(a)pireno. Suponga que está determinando el riesgo para una mujer adulta promedio que pesa 50 kg y consume 2 L de agua y como 30 g de pescado al día. El estado ha determinado que un riesgo aceptable es de 1 ocurrencia de cáncer por 10^5 de

personas. Utilice los valores de frecuencia de exposición, duración de exposición y tiempo promedio provistos para el uso de suelo residencial. *b)* De acuerdo con el Sistema Integrado de Información de Riesgos (IRIS) de EPA, ¿qué tipo de cancerígeno es el benzo(a)pireno, utilizando el peso de evidencia de los estudios de seres humanos y de animales? *c)* Suponiendo que el químico se esté filtrando de alguna tierra contaminada, calcule la concentración admisible del benzo(a)pireno en el agua intersticial de la tierra contaminada.

6.14 ¿Existe un riesgo no seguro asociado con un adulto de 70 kg que come 15 g de pescado diario que contiene 1 mg/kg de metilmercurio? El metilmercurio ha demostrado causar discapacidad neuropsicológica en los seres humanos. El RfD para el metilmercurio es de 1×10^{-4} mg/kg-día.

6.15 ¿Existe un riesgo no seguro asociado con un adulto de 70 kg que come 15 g de pescado diario que contiene 9.8 µg/kg de arocloro 1254? El arocloro 1254 puede mostrar efectos carcinógenos en seres humanos. Utilice la base de datos del IRIS para encontrar cualquier otra información requerida para resolver este problema.

6.16 Las concentraciones de toxafeno en el pescado pueden provocar discapacidad en la salud humana y en los pájaros que comen peces (como el águila calva) que se alimentan de peces. *a)* Si el coeficiente de partición de octanol-agua ($\log K_{ow}$) para el toxafeno se supone que es igual a 4.21, ¿cuál es la concentración esperada de toxafeno en los peces? (Suponga que la concentración de toxafeno en la fase acuosa de equilibrio es de 100 ng/L.) *b)* Si se supone que una persona promedio bebe 2 L de agua no tratada diariamente y consume 30 g de pescado contaminado, ¿cuál ruta de exposición (beber agua o comer pescado) resulta en el mayor riesgo de toxafeno en 1 año? *c)* ¿Qué ruta de exposición es mayor para un grupo de mayor riesgo que se supone consume 100 g de pescado al día? Sostenga todas

sus respuestas con cálculos. Asuma que la siguiente correlación aplica al toxafeno y al pescado específico en este problema:

$$\log BCF = 0.85 \log K_{ow} - 0.07$$

6.17 Identifique una zona industrial abandonada en su comunidad, ciudad o una ciudad cercana. ¿Qué se hizo específicamente en el sitio? ¿Cuáles son los diversos impactos sociales, económicos y ambientales asociados con la restauración del sitio de la zona industrial abandonada?

6.18 El Código de Reglamentos Federales (CFR) es la codificación de los reglamentos generales y permanentes publicados en el Registro Federal por los departamentos y agencias ejecutivas del Gobierno Federal de Estados Unidos. Puede accederlo en <http://www.gpoaccess.gov/cfr/>. ¿Qué número de CFR está asociado con las siguientes secciones? (por ejemplo, 50 CFR para la Vida Silvestre y la Pesca). *a)* Protección del Medio Ambiente; *b)* Transportación; *c)* Conservación de Fuentes de Energía y Agua; *d)* Salud Pública y *e)* Carreteras.

6.19 Nairobi es una ciudad en Kenya, África. Utilice el siguiente sitio web para obtener el Reporte "Mirada al Medio Ambiente de la Ciudad de Nairobi": http://www.unep.org/DEWA/Africa/docs/en/NCEO_Report_FF_New_Text.pdf. Desarrolle una tabla que muestre las 10 principales causas de mortalidad en Nairobi en el año 2000.

6.20 Investigue la seguridad de los productos de su cuidado personal y de la limpieza del hogar utilizando un sitio web como <http://lesstoxicguide.ca/index.asp?fetch=personal>. Desarrolle una tabla que enliste 7 productos actuales de cuidado personal o de limpieza del hogar utilizados en su departamento, hogar o dormitorio. Añada una segunda columna que enliste una alternativa menos riesgosa para cada uno de los 7 productos.

Referencias

Fisk, W. J. 2000. "Health and Productivity Gains from Better Indoor Environments and Their Relationship with Building Energy Efficiency". *Annual Review of Energy and the Environment* 25:537-566.

Friends of Earth. 2009. "Endocrine Disrupting Pesticides", <http://www.foe.co.uk/index.html>, accesado el 21 de febrero de 2009.

Meuser, M. y A. Szacz. 2000. "Unintended, Inexorable: The Production of Environmental Inequalities in Santa Clara County, California". *American Behavioral Scientist* 43 (4): 602.

Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons.

National Science and Technology Council. 1996. The Health and Ecological Effects of Endocrine Disrupting Chemicals: A Framework for Planning. Committee on Environmental and Natural Resources. <http://www.epa.gov/endocrine/pubs/framework.pdf>, accesado el 18 de noviembre de 2008.

Patnaik, P. 1992. *A Comprehensive Guide to the Hazardous Properties of Chemical Substances*. Nueva York: Van Nostrand Reinhold.

capítulo/Siete Ingeniería Verde

Julie Beth Zimmerman
y James R. Mihelcic

Este capítulo se enfoca en una estructura de diseño para la ingeniería verde llamado los 12 principios de la ingeniería verde y resalta las propuestas clave para la promoción de la sustentabilidad a través del diseño de ingeniería. El capítulo se basa en los análisis previos sobre sustentabilidad, métrica, procesos generales de diseño y retos de la sustentabilidad. La propuesta actual del diseño, manufactura y disposición se comenta en el contexto de los ejemplos y casos de estudio de varios sectores. Esto proporcionará una base para identificar qué considerar y cómo direccionar esas consideraciones cuando los productos, procesos y sistemas de diseño contribuyen a promover la sustentabilidad. Los temas de diseño de ingeniería fundamentales que serán direccionados incluyen las alternativas de toxicidad y benignas, la prevención y reducción de fuente de contaminación, separaciones y desmontaje, flujos y eficiencias de material y energía, análisis de sistemas, biomimetismo, y diseño, manejo y análisis del ciclo de vida.

Secciones principales

- 7.1 ¿Qué es la “Ingeniería Verde”?
- 7.2 Diseño
- 7.3 Prevención de la contaminación, diseño para el ambiente, ecología industrial, sustentabilidad
- 7.4 Conceptos fundamentales
- 7.5 Medición de la sustentabilidad
- 7.6 Políticas que rigen la ingeniería verde y la sustentabilidad
- 7.7 Diseño de un futuro sustentable

Objetivos de aprendizaje

1. Definir a la Ingeniería Verde y articular las metas de esta propuesta.
2. Describir la importancia y los beneficios de la propuesta de la Ingeniería Verde desde una perspectiva de diseño.
3. Resumir las diferencias y beneficios de los niveles en la jerarquía de prevención de contaminación.
4. Comentar estrategias clave para el diseño sustentable, incluyendo inherencia, resiliencia, pensamiento sistémico y el diseño de servicios en lugar de entidades físicas.
5. Hacer un diagrama de un sistema complejo con vueltas de retroalimentación.
6. Aplicar el costo del ciclo de vida para determinar el valor tiempo del dinero para pagos simples y anualidades.
7. Describir los componentes de una evaluación del ciclo de vida (LCA) y desempeñar una LCA comparativa, incluyendo una declaración de meta, definición de unidad de función/funcional y pasos de evaluación de inventario y análisis.
8. Desarrollar indicadores de sustentabilidad para un producto dado, proceso o sistema.
9. Articular los diversos mecanismos de políticas para fomentar la implementación de la Ingeniería Verde.



7.1 ¿Qué es la “ingeniería verde”?

Los ingenieros juegan un papel significativo y vital en casi todos los aspectos de nuestras vidas. Proporcionan servicios básicos como agua, saneamiento, movilidad, energía, alimentos, cuidados a la salud y protección en adición a avances como la comunicación en tiempo real y la exploración del espacio. La implementación de todos estos logros de ingeniería puede llevar a beneficios así como a problemas en términos de la economía, la sociedad (particularmente la salud humana) y el medio ambiente, los tres pilares de la sustentabilidad.

La **Ingeniería Verde** es el diseño, descubrimiento e implementación de soluciones de ingeniería con una conciencia de los beneficios potenciales y los problemas en términos del medio ambiente, la economía y la sociedad a través del tiempo de vida del diseño. La propuesta de la Ingeniería Verde es escalable y aplica a través de diseño molecular, de productos, de proceso y de sistema. Esta propuesta es tan amplia como las disciplinas de la ingeniería por sí mismas y se basa en las tradiciones de la innovación, creatividad y brillantez que los ingenieros utilizan para encontrar nuevas soluciones a cualquier reto. La meta de la Ingeniería Verde es la de minimizar los impactos adversos y simultáneamente maximizar los beneficios a la economía, la sociedad y el medio ambiente.

Los impactos adversos del diseño de ingeniería convencional, con frecuencia implementados sin una perspectiva de sustentabilidad, pueden encontrarse a nuestro alrededor en la forma de ineficiencias de uso del agua, agotamiento de materiales finitos y recursos de energía, congestión urbana y degradación de sistemas naturales como resultado de la actividad humana. Los beneficios mutuos resultantes del diseño de la ingeniería verde incluyen una economía competitiva y en crecimiento en el mercado mundial, calidad de vida mejorada para todas las especies, y protección y restauración mejorada de los sistemas naturales.

Recuadro / 7.1 Los 12 principios de la Ingeniería Verde

1. Los diseñadores necesitan procurar garantizar que todas las entradas y salidas de material y energía sean tan inherentemente no peligrosas como sea posible.
2. Es mejor prevenir los residuos que tratar o limpiar los residuos después de que se han formado.
3. Las operaciones de separación y purificación deben ser un componente del marco de diseño.
4. Los componentes del sistema (productos, procesos y sistemas) se deben diseñar para maximizar la masa, la energía y la eficiencia temporal.
5. Los componentes del sistema se deben jalar hacia afuera en vez de ser empujados hacia adentro a través del uso de energía y materiales.
6. La entropía incrustada y la complejidad deben ser vistas como una inversión a la hora de tomar decisiones de diseño sobre reciclaje, reutilización o disposición benéfica.
7. La durabilidad pretendida, no la inmortalidad, debe ser un objetivo de diseño.
8. El diseño para la capacidad o aptitudes innecesarias se debe considerar como una falla de diseño. Esto incluye las soluciones de ingeniería de “un tamaño le queda a todos”.
9. Los productos multicomponentes deben procurar la unificación de materiales para promover el desmontaje y la retención de valor (minimizar la diversidad de material).
10. El diseño de procesos y sistemas debe incluir la integración de la interconectividad con los flujos de materiales y energía disponibles.
11. La métrica de desempeño incluye el diseño para el desempeño en la vida comercial “después de”.
12. El diseño debe estar basado en las entradas renovables y fácilmente disponibles durante el ciclo de vida.

(Anastas y Zimmerman, 2003)

Los **principios de la Ingeniería Verde** (Anastas y Zimmerman, 2003), listados en el recuadro 7.1, proporcionan una estructura para el entendimiento de la ingeniería verde. También representan técnicas que se pueden utilizar para hacer más sustentables las soluciones de ingeniería. Los estudiantes deberían revisarlas cuidadosamente y ver cómo cada principio encaja en su disciplina de ingeniería particular. Los 12 principios deben considerarse no como reglas, leyes o estándares inviolables. Son, al contrario, un conjunto de lineamientos para pensar en términos de criterios de diseño sustentable que, si se siguen, pueden guiar a avances útiles en términos de retos de sustentabilidad y diseño mejorado para un amplio rango de problemas de ingeniería.

En un sistema complejo puede haber sinergias en las que el progreso hacia lograr la meta de un principio mejorará el progreso hacia otros principios diversos. Otros casos pueden requerir pros y contras entre la aplicación de dos principios que pueden ser resueltos sólo por las opciones y valores específicos de los practicantes dentro del contexto de la sociedad. Al final, la estructura de los 12 principios es una herramienta para ayudar *concientemente y transparentemente* en el direccionamiento de las opciones de diseño relevantes para los retos de sustentabilidad.

7.2 Diseño

Incrustado en la práctica de la Ingeniería Verde está la palabra *diseño*. El **diseño** es la etapa de la ingeniería en donde la mayor influencia puede ser lograda en términos de egresos sustentables. En la etapa de diseño, los ingenieros son capaces de seleccionar y evaluar las propiedades del egreso final. Esto puede incluir ingresos materiales, químicos y de energía; la efectividad y la eficiencia; la estética y la forma y, las especificaciones pretendidas como la calidad, la seguridad y el desempeño.

La etapa de diseño también representa el tiempo para la innovación, lluvia de ideas y creatividad, ofreciendo una oportunidad para integrar las metas de sustentabilidad en las especificaciones del producto, proceso o sistema. La sustentabilidad *no* debe ser vista como una restricción de diseño. Debe ser utilizada como una *oportunidad* para que las ideas o diseños existentes salten y conduzcan soluciones innovadoras que consideran los beneficios e impactos sistemáti-

Guía de vehículos verdes

<http://www.epa.gov/greenvehicles/Index.do>

Vehículos verdes 101

http://www.ucsus.org/clean_vehicles/clean_vehicles_101/

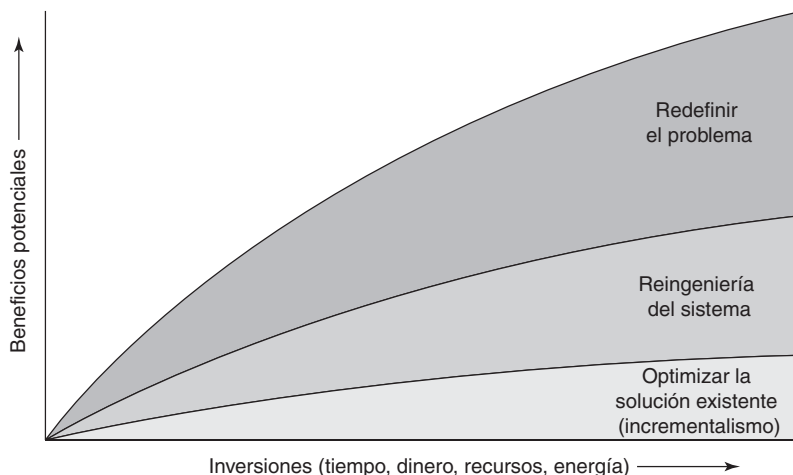


Figura 7.1 Beneficios potenciales crecientes con grados crecientes de libertad de diseño para una inversión dada Advierta que el permitir un número incrementado de grados de libertad para resolver un problema libera más espacio de diseño para innovar y generar soluciones sustentables.

cos durante la vida del diseño. Este potencial se muestra en la figura 7.1. La figura 7.1 demuestra que el permitir un número incrementado de grados de libertad para resolver un reto, direccionar una necesidad, o proporcionar un servicio crea mayor espacio de diseño para generar soluciones sustentables.

Para una inversión dada (tiempo, energía, recursos, capital) se pueden realizar beneficios potenciales. Estos beneficios incluyen aumento de cuota de mercado, impacto ambiental reducido, daño a la salud humana minimizado y calidad de vida mejorada. En el caso en que las restricciones requieren mera optimización de la solución existente o hacer mejoras de incremento, algunas modestas ganancias pueden lograrse. Sin embargo, si los grados de libertad dentro del espacio de diseño pueden incrementarse, se pueden realizar más beneficios. Esto es porque el ingeniero tiene una oportunidad de diseñar una nueva solución que puede parecer muy diferente en forma pero proporciona el mismo servicio. Esto puede tener retos si el nuevo diseño está demasiado incrustado en un sistema existente y restringido. Finalmente, los mayores beneficios pueden lograrse cuando el ingeniero diseña con los máximos grados de libertad (en la escala de sistema más alta) para asegurar que cada componente dentro del sistema sea sustentable, se desempeñe con los otros componentes del sistema y cumpla con el propósito global que se pretende.

ejemplo/7.1 Grados de libertad y diseño sustentable

En el 2004, las millas promedio por galón de un coche en carretera estadounidense era de 22. En respuesta a cuestiones acerca del cambio climático global, los ingenieros están trabajando hacia un diseño más innovador para mejorar el millaje de gasolina y reducir las emisiones de dióxido de carbono. ¿Cuáles son las oportunidades de diseño para el mejoramiento a escala con los crecientes grados de libertad y cuáles son los beneficios potenciales?

solución

La tabla 7.1 muestra tres soluciones de diseño. A medida que los grados de libertad en el diseño se incrementan, los ingenieros en este ejemplo tienen más flexibilidad para innovar una solución al problema.

Tabla / 7.1

Tres soluciones de diseño investigadas en el ejemplo 7.1

Grados de libertad crecientes →			
	Mejora incremental	Reingeniería del sistema	Redefinición de los límites del sistema
Solución de diseño	Mejorar la eficiencia del motor Carnot; utilizar materiales de peso más ligero (compuestos en vez de metales)	Utilizar un sistema híbrido eléctrico o de celda de combustible; cambiar la forma del carro para una aerodinámica mejorada; capturar el calor y la energía de desperdicio para su reutilización.	Cumplir con las necesidades móviles sin auto individual; implementar un sistema de transporte público; diseñar comunidades de tal manera que los distritos comerciales y los empleos se encuentren a una distancia que se pueda caminar o andar en bicicleta; proporcionar acceso a los bienes y servicios deseados sin transportación vehicular.

(Continúa)

ejemplo/7.1 Continuación

Tabla / 7.1

	Mejora incremental	Reingeniería del sistema	Redefinición de los límites del sistema
Beneficios potenciales realizados	Ahorro de combustible moderado; reducciones moderadas de emisiones de CO ₂	Ahorros de combustible mejorados; reducciones mejoradas de emisiones de CO ₂ eficiencia de material y energía mejorada.	Eliminación de los impactos ambientales asociados con el ciclo de vida total del automóvil; ahorros de combustible y reducciones de CO ₂ maximizados; infraestructura mejorada; desarrollo más denso (crecimiento inteligente); salud de sociedad mejorada por la caminata y menor contaminación del aire.

La fase de diseño ofrece oportunidades únicas en el ciclo de vida de un producto, proceso o sistema de ingeniería. Como se muestra en la figura 7.2, es en la fase de diseño de un producto típico en donde alrededor de 70 a 75% del costo se establece, aún cuando estos costos no serán realizados hasta mucho después en el ciclo de vida del producto. Los costos ambientales son análogos a los económicos. Por ejemplo, es también en la fase de diseño cuando se especifican los materiales. Esto con frecuencia dicta el proceso de producción así como los procesos de operación y mantenimiento (por ejemplo, pintura, revestimiento, resistencia a la corrosión, limpieza y lubricación).

Tan pronto como el material se especifica como una decisión de diseño, el ciclo de vida total de ese material de la adquisición hacia el procesamiento y el final de la vida ahora se incluye como parte de los impactos

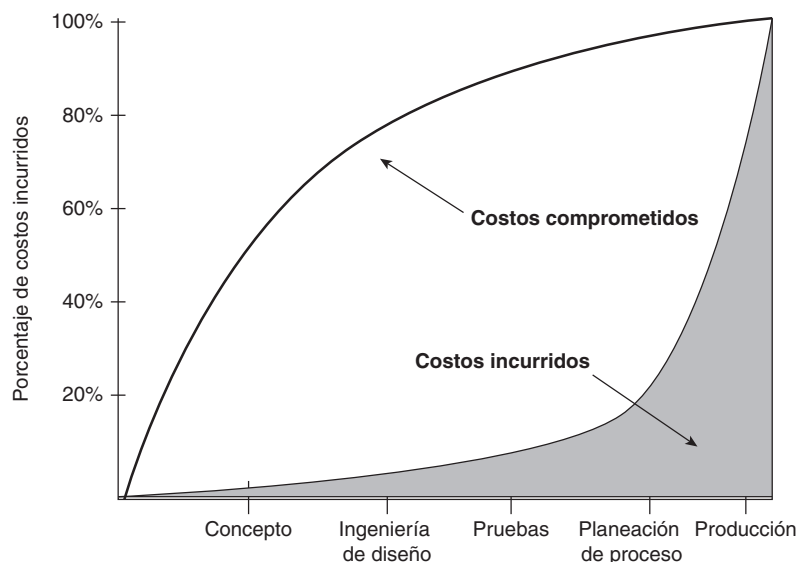


Figura 7.2 Porcentaje de costos incurridos contra línea de tiempo de diseño Los costos pueden considerarse como económicos o ambientales. Durante la fase de diseño, aproximadamente 70% del costo se fija para el desarrollo, manufactura y uso.

ambientales del producto, proceso o sistema diseño. Por lo tanto, es en la fase de diseño que el ingeniero tiene la mayor habilidad de afectar los impactos ambientales asociados con la salida final. Este proceso es similar para el diseño de una infraestructura tal como los sistemas de provisión de agua, las plantas de tratamiento de aguas residuales, las construcciones, los sistemas de transportación y el desarrollo residencial o comercial.

Como ejemplo, piense en todos los materiales y productos que se utilizan para la construcción y para amueblar una construcción. En este punto, el ingeniero necesita tener la visión del futuro con respecto a cómo estos materiales se mantendrán, qué agentes de limpieza se usarán, cuáles serán las demandas de agua y de energía de la construcción, qué pasará con la construcción después de que haya terminado su vida útil, y cuál será el destino de estos materiales al final de la vida de la construcción. En términos de sistemas de transportación, un ingeniero puede pensar más allá del diseño de una nueva carretera que pretende liberar la congestión urbana, porque en muchas áreas, el potencial de volumen de carretera incrementado lleva a crecimiento incrementado, lo cual a cambio puede llevar a más tráfico y carreteras congestionadas.

También es importante advertir que en la fase de diseño es cuando el ingeniero tiene la oportunidad de incorporar eficiencia incrementada; reducir el desperdicio de agua, materiales y energía; reducir costos y, lo más importante, impartir nuevos desempeños y capacidades. Mientras que muchos de los otros atributos listados pueden lograrse a través de las tecnologías de control de final de la tubería, sólo en la fase de diseño se pueden cambiar las características reales del producto, proceso o sistema. Por ejemplo, en el capítulo 6 se comentó cómo las simples sustituciones de materiales pueden eliminar la exposición a los químicos.

El añadir nuevos desempeños y aptitudes ha mejorado con frecuencia las características ambientales mientras que ofrecen la oportunidad para la competitividad mejorada y el costo de mercado, mejorando el diseño por muchas razones. Simplemente al controlar o minimizar el desperdicio a través de la manufactura o aún al término de la vida no se puede alterar o mejorar la naturaleza fundamental del diseño. Cuando el diseño por sí solo es mejorado a través de los principios de innovación y sustentabilidad, se añade valor al mismo tiempo que ofrece un perfil mejorado de salud ambiental y humana.

7.3 Prevención de la contaminación, diseño para el ambiente, ecología industrial, sustentabilidad

Sin importar su naturaleza, el desperdicio consume recursos, tiempo, esfuerzo y dinero, primero en su creación y luego en su manejo y gestión. Los desperdicios peligrosos requieren aún mayores inversiones para su monitoreo y control. Como se ha dicho previamente, la creación, manejo, almacenaje y disposición de desperdicios *no añade valor* al producto o servicio. En adición, los mecanismos tradicionales de manejo de desperdicios con frecuencia mueven desperdicios de un medio a otro, como el agua o como el relleno sanitario.

Mientras que la eficiencia siempre ha sido un aspecto fundamental del buen diseño de ingeniería, el estado actual de nuestra infraestructura de proceso y producto puede plantearnos la pregunta qué tan bien esta regla

de diseño ha sido histórica o sistemáticamente aplicada. Se podría argumentar que durante el siglo xx, la ingeniería se enfocó mucho más en estrategias de diseño para lidiar con desperdicios como el tratamiento o disposición, en lugar de tecnologías innovadoras disruptivas basadas en eficiencias. En respuesta a los reglamentos, subsidios, leyes y capital invertido, se hizo mucho más importante hacer que los procesos ineficientes e insustentables existentes continuaran a través del uso de intervenciones tecnológicas elegantes y caras en lugar de entablarse en el diseño fundamentalmente eficiente y sustentable. El resultado de propuesta sesgada es un extenso portafolio de ingeniería sobre las maneras de monitorear, controlar y remediar el desperdicio.

La ingeniería verde pretende reenfocar estos esfuerzos en diseños eficientes y sustentables. Esto significa evitar el desperdicio en primer lugar en donde quiera que sea practicable y eliminar el concepto de desperdicio en donde quiera que sea posible.

La **prevención de la contaminación** está enfocada en el incremento de la eficiencia de un proceso para reducir la cantidad de contaminación generada. Esta es la idea del incrementalismo o la **ecoeficiencia**, en donde el sistema actual es ajustado para ser mejor que antes. Esto no toma en cuenta que el diseño actual puede no ser el mejor o el más apropiado para la aplicación actual. Esto es, el producto, proceso o sistema actual no fue diseñado con la intención de reducir el desperdicio y el impacto ambiental. Al contrario, se está mejorando dentro de sus restricciones actuales, tomando estas consideraciones en cuenta después del hecho, después de que el diseño se ha completado y con frecuencia implementado.

La Ley de prevención de contaminación de 1990 (vea el recuadro 7.2) pasó a prevención de contaminación *fomentada* (no regulada) en Estados Unidos. Establece una **jerarquía de prevención de contaminación** (figura 7.3) como sigue:

- **Reducción de fuente**—El desperdicio (sustancia peligrosa, agente tóxico o contaminante) debe ser evitado desde la fuente (antes del reciclaje, tratamiento o disposición).

P2 en EPA

<http://www.epa.gov/p2>



Discusión en clase

¿Cómo difiere la prevención de la contaminación y la minimización de desperdicios de la ingeniería verde?

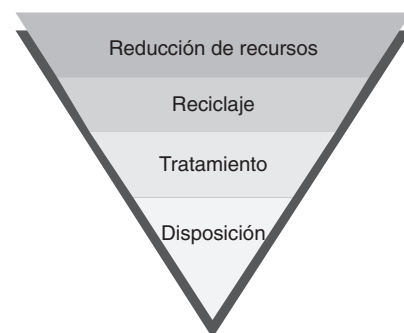


Figura 7.3 Jerarquía de prevención de contaminación

Recuadro / 7.2 Ley de prevención de contaminación de 1990

La Ley de prevención de contaminación enfocó la atención de la industria, gubernamental y pública en reducir la cantidad de contaminación a través de cambios efectivos en costo en la producción, operación y uso de materias primas. Las oportunidades para la reducción de fuente con frecuencia no se realizan debido a los reglamentos existentes, y a los recursos industriales requeridos para el cumplimiento se enfocan en el tratamiento y la disposición. La reducción de fuente es fundamentalmente diferente de y más deseable que el manejo de desperdicios o el control de contaminación (2 U.S.C. 13,101 y 13,102, s/s et seq., 1990).

El Congreso en este acto declara ser la política nacional de Estados Unidos que la contaminación deberá ser

prevenida o reducida en la misma fuente en donde sea factible; la contaminación que no puede ser evitada o reciclada debe ser tratada en una manera ambientalmente sana cuando sea factible; y la disposición u otra liberación en el medio ambiente debe ser empleada solo como último recurso y debe ser conducida en una manera ambientalmente sana.

(2 U.S.C. 13,101b)



Discusión en clase

La jerarquía de prevención de contaminación claramente muestra que la reducción de fuente es favorecida por sobre los otros tres aspectos de la prevención de contaminación. La disposición es la alternativa menos preferida. ¿Cómo se relaciona la jerarquía de prevención de contaminación con el tratamiento de aguas residuales industriales y el manejo de desperdicio sólido?

¿En dónde puedo reciclar mis cosas?

<http://earth911.com>

- **Reciclaje.** El desperdicio generado debe ser reutilizado ya sea en el proceso en el que fue creado o en otro proceso.
- **Tratamiento.** El desperdicio que no puede ser reciclado debe ser tratado para reducir su riesgo.
- **Disposición.** El desperdicio que no es tratado debe ser dispuesto en una manera ambientalmente sana.

En el caso de tratamiento de aguas residuales, la jerarquía de prevención de contaminación sugiere que se deben enfocar los esfuerzos en las maneras de identificación para evitar que los materiales de desperdicio sean desaguados y transportados a una planta de tratamiento, en vez de dedicar todos nuestros esfuerzos a la mejora del diseño de las instalaciones de tratamiento. En términos de manejo de desperdicio sólido, es claro que la disposición en rellenos sanitarios no es la alternativa recomendada para manejar una corriente de desperdicio. En este caso, un ingeniero pensaría más allá del diseño de un relleno sanitario y se enfocaría en iniciativas más amplias para reducir la cantidad de desperdicio que se genera y se descarta.

El permitir más grados de libertad de diseño y al moverse corriente arriba hacia oportunidades para rediseñar el producto, proceso o sistema, ofrece una mayor oportunidad de **minimización de desperdicio** o aún la eliminación de desperdicio. Mientras existen muchas barreras actuales, incluyendo la científica, técnica o económica, para el diseño de cero desperdicio es importante advertir que el concepto de desperdicio es humano. En otras palabras, no hay nada inherente en los materiales, energía, espacio o tiempo que los haga desperdiciarse. Se desperdician sólo porque aún nadie ha imaginado o implementado un uso definido para éstos.

Si la creación de desperdicio no puede ser evitada bajo ciertas condiciones o circunstancias, los diseñadores e ingenieros pueden considerar mecanismos alternativos para explotar efectivamente estos recursos para propósitos de valor agregado. Por ejemplo, el desperdicio podría utilizarse benéficamente como materia prima al capturarlo y reciclarlo/reutilizarlo dentro del proceso, la organización o más allá. Esto da un costo y responsabilidad a los ahorros y beneficios. O tal vez el desperdicio de construcción podría ser capturado en el sitio, en lugar de descartarlo hacia un relleno sanitario, para que pueda ser repropuesto para otras aplicaciones de la construcción.

Es importante considerar que los materiales y energía que se utilizaron y ahora son “desperdicio” tienen entropía incrustada y complejidad representando una inversión en costo y recursos. Esto indica que la recuperación de desperdicio como una materia prima representa beneficios potenciales ambientales y económicos.

La **ecología industrial** es el desplazamiento de los procesos industriales de sistemas (sistemas tipo 1) lineares (vuelta abierta), en los que las inversiones de recursos y capital se mueve a través del sistema para volverse desperdicios, a sistemas de vuelta cerrada en donde los desperdicios se vuelven entradas para nuevos procesos (sistemas tipo 3) (Graedel y Allenby, 1995). La figura 7.4 muestra la diferencia entre los sistemas tipo 1, 2 y 3. Advierta que los sistemas tipo 2 tienen algo de ciclo y generan algún desperdicio. Los sistemas tipo 3 se basan en sistemas naturales en donde no hay desperdicio alguno. En su lugar, cualquier desperdicio producido en la naturaleza se vuelve una fuente de alimentación o nutrientes para otras especies o procesos naturales.

Piense si los procesos que le son familiares son de los tipos de sistemas 1, 2 o 3. Por ejemplo, el tratamiento convencional de aguas residuales es un

Cero desperdicio

<http://zerowaste.ca.gov/>

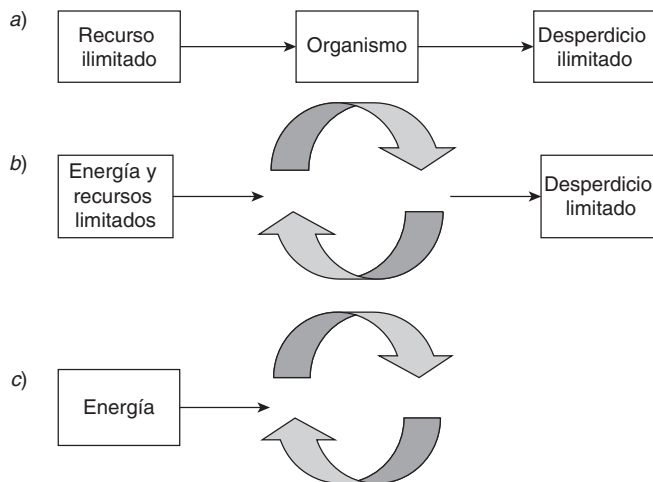


Figura 7.4 Esquema de los ecosistemas tipo 1, 2 y 3 En este ecosistema, los desperdicios son reciclados de vuelta hacia el sistema. *a)* El ecosistema tipo 1 es un sistema industrial tradicional en donde las inversiones de recursos y capital se mueven a través de un sistema para convertirse en desperdicios. *b)* El ecosistema tipo 2 tiene algo de ciclo y genera algo de desperdicio. *c)* El ecosistema tipo 3 es un sistema de vuelta cerrada en donde los desperdicios se vuelven entradas para nuevos procesos.

ecosistema tipo 2 en el sentido de que algunos de los materiales de desperdicio son reciclados (por ejemplo, la aplicación en el suelo de los biosólidos y el uso de metano generado por digestión anaeróbica para proporcionar calor o electricidad). Sin embargo, estos sistemas pueden aún dispersar nutrientes de nitrógeno y fósforo (una vez concentrados en entradas de alimento) a ambientes acuáticos. En esta situación, los nutrientes añadidos no sólo lastiman la calidad del agua, sino que se hacen difíciles de remediar una vez que se acumulan en los sedimentos. Para que una planta de tratamiento de aguas residuales convencional se mueva hacia un ecosistema tipo 3, el ingeniero podría considerar la modificación de la planta para transformar el nitrógeno de amonio acuoso a nitrógeno líquido vía las reacciones de nitrificación y desnitrificación. También podría haber una reutilización del agua tratada para el consumo humano, la agricultura, las necesidades de paisaje y el soporte de los ecosistemas.

El desperdicio puede ser eliminado a través del diseño de las tecnologías disruptoras que se mueven hacia productos sustentables, procesos o sistemas que inherentemente reducen las entradas innecesarias o los riesgos asociados con aquellas entradas al mismo tiempo que aún logran la consecución del egreso deseado. Otra estrategia para eliminar el concepto de desperdicio es la de diseñar moléculas, productos, procesos y sistemas para incorporar todas las entradas. Estas estrategias sugieren que el diseño de ingeniería con la intención de que todos los recursos utilizados estén en inversiones deseables, con valor agregado. Esta propuesta tiene beneficios ambientales y económicos en términos de la reducción de los impactos del ciclo de vida al eliminar los costos y los impactos de los recursos y los costos asociados de procuración y disposición para entradas que ya no son necesarias.



Discusión en clase

¿Puede usted pensar acerca de otros sistemas municipales o industriales que sean ecosistemas ya sea tipo 1 o tipo 2?

ejemplo/7.2 Ecosistema tipo 2 aplicado a un relleno sanitario

Con base en las prácticas ambientales actuales, dibuje una figura para mostrar cómo el manejo de desperdicios sólidos municipales es un ejemplo de un ecosistema tipo 2.

solución

La figura 7.5 muestra cómo el manejo de desperdicio sólido municipal es un ejemplo de un ecosistema tipo 2. Actualmente, 17% del desperdicio sólido municipal es incinerado para recuperar energía (la que algunos consideran como una forma de reciclaje o reutilización), 27% se recicla (aluminio, vidrio, papel) y composta (materia orgánica, recortes del jardín, desperdicio de alimentos) y 56% se envía a rellenos sanitarios.

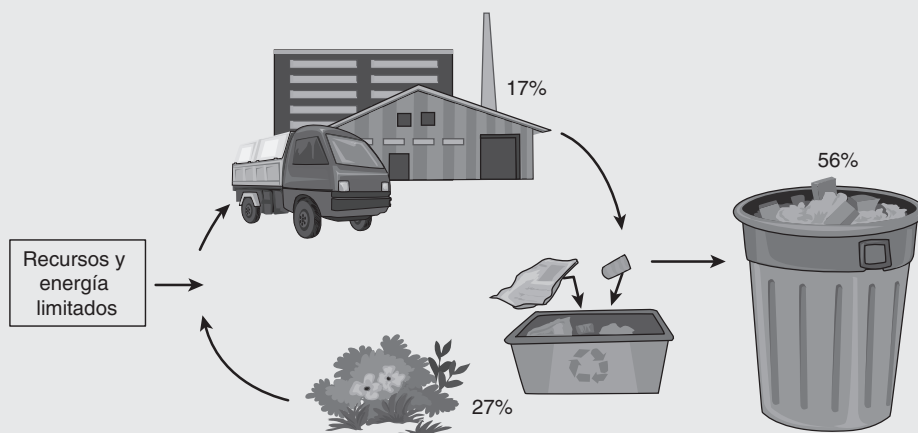


Figura 7.5 Ejemplo de cómo el manejo de desperdicio sólido municipal es un ecosistema tipo 2

El **diseño para el medio ambiente (DFE)** o el **ecodiseño**, es una propuesta a un diseño en el que las cargas ambientales son intencionalmente consideradas y eliminadas en donde sea posible en la fase de diseño. Las estrategias de DFE incluyen reducción de fuente, recuperación de material, y cuando éstas fallan, el uso de materiales tratables como opuesto a materiales no tratables. La tabla 7.2 proporciona diversos métodos para introducir estas estrategias.

Cuando los impactos sociales, económicos y ambientales se consideran para largo plazo en la fase de diseño, el esfuerzo puede considerarse como un diseño sustentable. Recuerde que, como se comentó en el capítulo 1, la meta de sustentabilidad es alinear simultáneamente y adelantar beneficios para la sociedad, la economía y el medio ambiente. Esta estrategia va más allá de la prevención de la contaminación y el DFE para realizar beneficios aún más grandes para las generaciones actuales y futuras.

Diseño de la EPA para un programa ambiental

<http://www.epa.gov/oppt/dfel/>

Tabla / 7.2

Estrategias de diseño para el medio ambiente (DFE) para la eliminación de cargas ambientales

- Cambios en la selección de materiales
- Cambios en la selección de equipo; opciones de compra mejoradas
- Prácticas de operación mejoradas
- Prácticas mejoradas de recuperación y disposición
- Logística mejorada

FUENTE: Cooper, 1999.

7.4 Conceptos fundamentales

La Ingeniería Verde y el diseño sustentable involucran diversos conceptos fundamentales, incluyendo la inherencia, el ciclo de vida, pensamiento sistémico, resiliencia, criterios de desempeño, proporcionar servicios y análisis financiero. Esta sección trata cada uno de estos conceptos a mayor detalle.

7.4.1 INHERENCIA

Como se mostró en la ecuación de riesgo del capítulo anterior, el **riesgo** es una función de peligro y exposición:

$$\text{Riesgo} = f(\text{peligro, exposición}) \quad (7.1)$$

En la química verde, el riesgo es minimizado al reducir o eliminar el peligro. A medida que el peligro intrínseco es reducido, existe una menor dependencia de los controles de exposición y por lo tanto menor probabilidad de falla. La meta final serían los materiales o químicos completamente benignos de tal manera que no exista necesidad de controlar la exposición. Esto es, los químicos y los materiales no causarían daño si fueran liberados hacia el ambiente o los seres humanos fueran expuestos a ellos. Los avances que se están haciendo en el movimiento hacia los químicos inherentemente benignos a través de la química verde son significativos y dramáticos.

La **química verde**, la cual surgió como un área cohesiva de investigación en 1991, se define como el diseño de productos y procesos que reducen o eliminan el uso y la generación de sustancias peligrosas. La propuesta de la química verde fue delineada en el marco de los *12 principios de la química verde* (Anastas y Warner, 1998) y ha funcionado como el documento lineal para el campo. La química verde es uno de los campos más fundamentales relacionados con la ciencia y la tecnología para la sustentabilidad que se enfoca en el nivel molecular para diseñar los químicos y los materiales para que sean inherentemente no peligrosos.

La investigación fundamental de la química verde ha sido traída para soportar un diverso conjunto de retos, incluyendo la energía, la agricultura, los farmacéuticos y el cuidado de la salud, la biotecnología, la nanotecnología,

Química verde

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

Tabla / 7.3

Ejemplos de química verde

- Un agente extintor de fuego dramáticamente más efectivo que elimina halón y utiliza agua en combinación con un surfactante avanzado.
- La producción de ingredientes activos de gran escala es la generación típica de miles de libras de desperdicio tóxico por libra de producto.
- La eliminación de arsénico de los protectores de madera que se utilizan en la madera aplicada a las cubiertas del hogar y el equipo de parques infantiles.
- La introducción de la primera materia prima plástica biobasado que tiene las cualidades de desempeño necesarias para una aplicación de multimillones de libras como un empaque de comida.
- Un nuevo sistema de solvente que elimina el uso en gran escala de agua ultrapura en la manufactura de chips de computadora, reemplazándolo con el dióxido de carbono líquido, lo que permite la producción de chips de siguiente generación.

productos de consumo y materiales. En cada caso, la química verde ha demostrado exitosamente que reduce el peligro intrínseco, que mejora la eficiencia de material y de energía, y que arraiga una perspectiva del ciclo de vida. La tabla 7.3 proporciona ejemplos de química verde que ilustran su amplitud de aplicabilidad.

Es claro del capítulo 6 que la toxicidad es un tema complejo con muchos factores contribuyentes. Esto refuerza la dificultad de desempeño de una evaluación de riesgo precisa. Además, demuestra que una de las mejores estrategias para mitigar el riesgo es la de reducir o eliminar el peligro intrínseco de los químicos o materiales que se diseñan para un producto dado, proceso o sistema.

También es crítico advertir que otras características de un producto, proceso o sistema (además de la toxicidad) pueden ser diseñadas para ser inherentes. Un diseño puede ser inherentemente más confiable, más durable, más resiliente y más eficiente. La intención es la de diseñar las propiedades deseables intrínsecamente, en vez de controlarlas o mantenerlas mediante circunstancias externas.

7.4.2 CICLO DE VIDA

Las consideraciones del **ciclo de vida** toman en cuenta el desempeño ambiental de un producto, proceso o sistema durante todas las fases de adquisición de materias primas para refinar dichos materiales, la manufactura, el uso y el manejo de fin de vida (vea la figura 7.6a). En el caso de infraestructura de ingeniería, las etapas de vida serían el desarrollo del sitio, la entrega de materiales y producto, la manufactura de la infraestructura, el uso de la infraestructura, y la remodelación, reciclaje y disposición (vea la figura 7.6b). En algunos casos, los impactos de transportación de movimiento entre estas etapas de ciclo de vida también son considerados.

La iniciativa de ciclo de vida

<http://lcinitiative.unep.fr/>

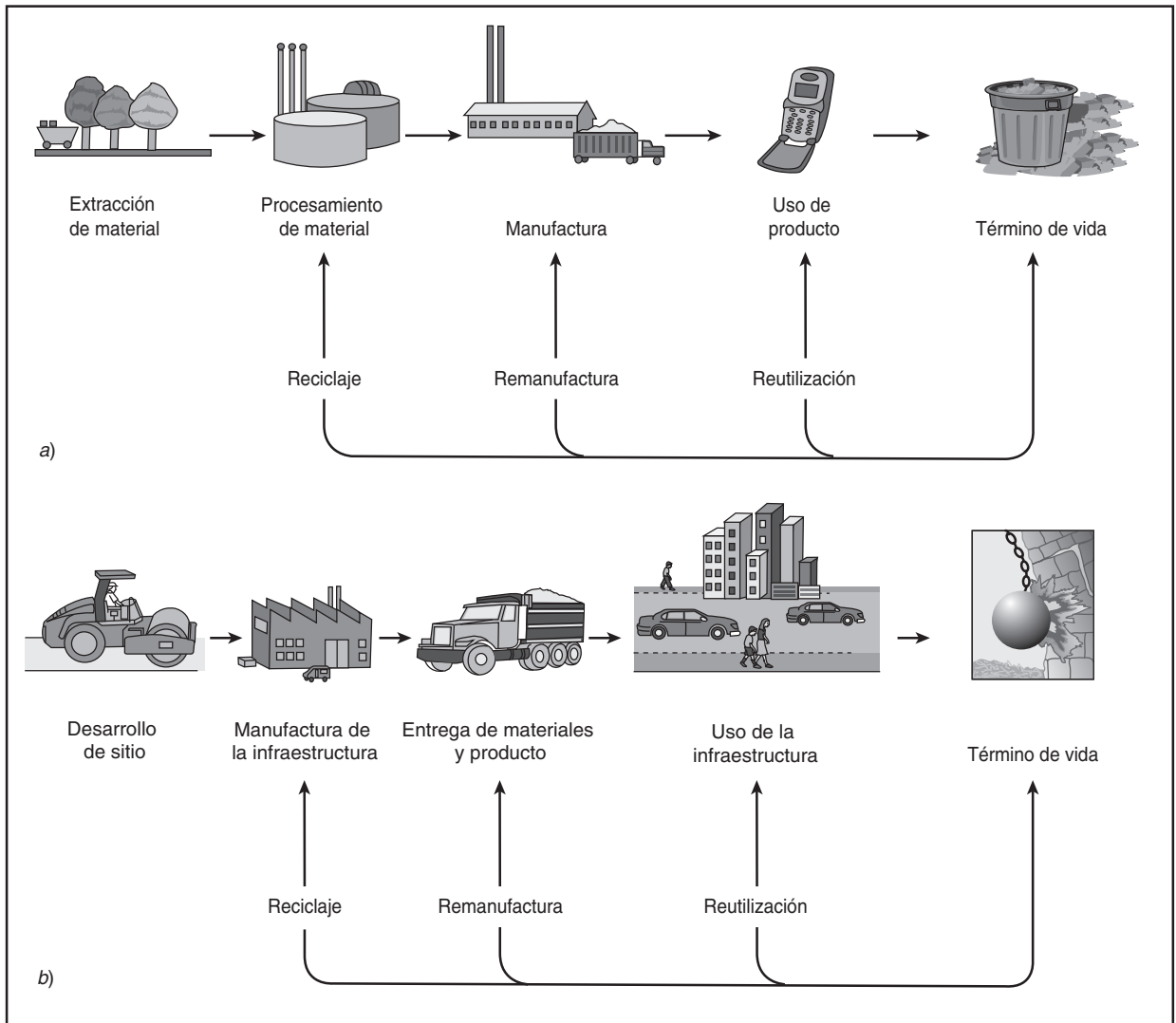


Figura 7.6 Etapas de ciclo de vida común Las etapas más comunes para a) producto manufacturado y b) infraestructura de ingeniería que hace el entorno urbanístico.

La figura 7.6a y 7.6b también muestra, como vueltas de retroalimentación, el potencial para reciclaje, remanufactura y reutilización. Mientras que los beneficios son comúnmente asociados con estas varias estrategias de manejo de término de vida, también pueden tener impactos ambientales negativos y deben estar incluidos al hacer el diseño o diseños de mejora y cálculos de ciclo de vida.

El ciclo de vida total debe considerarse debido a que los distintos impactos ambientales pueden suceder durante distintas etapas. Por ejemplo, algunos materiales pueden tener una consecuencia ambiental adversa al ser extraídos o procesados, pero pueden ser relativamente benignos en el

uso y facilidad para reciclar. El aluminio es ese tipo de material. Por un lado, la fundición del mineral de aluminio es muy intensa en energía (una razón por la que el aluminio es un metal reciclado favorecido). Sin embargo, un automóvil creará el volumen de su impacto ambiental durante la etapa de uso de su ciclo de vida, principalmente debido a la combustión de combustibles fósiles pero también debido a la escorrentía de los caminos y el uso de muchos fluidos durante la operación. Y para las construcciones, aunque una vasta cantidad de agua, agregados, químicos y energía se utilizan para producir los materiales de construcción, la transportación de los mismos hacia el sitio de trabajo y la construcción de un edificio, la vasta mayoría del uso de agua y energía sucede después de la ocupación, durante la etapa de operación del ciclo de vida del edificio.

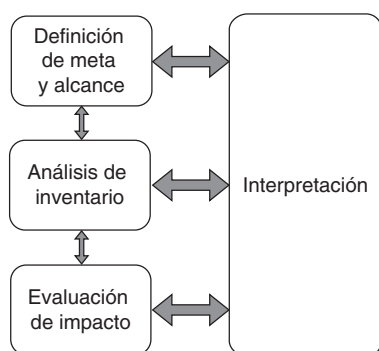


Figura 7.7 Componentes del marco de evaluación del ciclo de vida

EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL CICLO DE VIDA (LCA) La idea de las consideraciones del ciclo de vida es la de proteger en contra de la aplicación de la ingeniería verde y el diseño sustentable en solo una etapa del ciclo de vida. Para capturar efectivamente estos impactos a través del ciclo de vida total del producto, proceso o sistema, se deben considerar los impactos ambientales para el ciclo de vida total, al usar una **evaluación del ciclo de vida (LCA)**.

La LCA es tecnología avanzada para examinar el impacto ambiental total a través de cada etapa del ciclo de vida. El marco de LCA se dibuja en la figura 7.7. Las LCA se pueden utilizar para identificar procesos, componentes, materiales y sistemas que son contribuyentes principales para los impactos ambientales, comparar distintas opciones dentro de un proceso particular con el objetivo de minimizar los impactos ambientales, y comparar dos productos o procesos diferentes que proporcionen el mismo servicio. Este análisis puede entonces proporcionar lineamientos en donde existen las oportunidades para las decisiones de diseño para mejorar el desempeño ambiental.

Como se muestra en la figura 7.7, el primer paso para desempeñar una LCA es definir la meta y el alcance. Esto puede cumplirse al responder las preguntas listadas en la tabla 7.4. En el primer paso de la LCA, la meta declara la aplicación y audiencia pretendidas, mientras que el alcance del estudio define la **función** o **unidad funcional**, enunciada en la tabla 7.5. La unidad funcional sirve como la base de la LCE, las fronteras del sistema y

LCA 101

<http://www.epa.gov/nrmrl/lcaccess/lca101.html>

Tabla / 7.4

Preguntas para el primer paso de una evaluación de ciclo de vida (LCA): definición de la meta y el alcance

- ¿Cuál es el propósito de la LCA? ¿Por qué se está llevando a cabo la evaluación?
- ¿Cómo serán utilizados los resultados y por quién?
- ¿Qué materiales, procesos o productos se deben considerar?
- ¿Necesitan direccionarse las cuestiones específicas?
- ¿Qué tan ampliamente las opciones alternativas serán definidas?
- ¿Qué cuestiones o preocupaciones direccionará el estudio?

ejemplo/7.3 Marco para la evaluación del ciclo de vida

Si se le pidiera llevar a cabo una LCA para un nuevo producto de papel, ¿cuál sería una posible descripción de la meta y el alcance?

solución

Este problema tiene varias soluciones posibles:

solución 1

Meta posible: identificar qué etapa en el ciclo de vida de la producción de papel emite gases de invernadero significativos.

Alcance posible:

- Análisis de fibras de papel que tienen pulpa química.
- Limitarse a un molino de pulpa y papel.
- Llevar a cabo un análisis en una base por peso.

solución 2

Meta posible: decidir entre este nuevo producto de papel y el producto de papel actualmente utilizado

Alcance posible:

- Restringir el análisis a la etapa de manufactura o cada tipo de papel (suponga que las mismas prácticas de tala y los mismos rangos de reciclaje al término de la etapa de vida son idénticos para los dos tipos de papel).
- Negar cualquier material o componente que componga menos de 5% por peso del producto de papel final.
- Llevar a cabo un análisis sobre la producción de 10 000 hojas de papel.

los requerimientos y suposiciones de datos (por ejemplo, los impactos de la transportación entre las etapas del ciclo de vida serán negados).

Una vez que la meta, el alcance y la unidad funcional han sido definidas, el siguiente paso de una LCA es el de desarrollar un diagrama de flujo para

Tabla / 7.5

Definiciones de función y unidad funcional

Función	Unidad funcional
Servicio proporcionado por el sistema	Medios de cuantificación de función de producción
Características de desempeño de un producto	Bases para una LCA
	Referencia para normalización de datos de entrada y salida

ejemplo/7.4 Determinación de la función y la unidad funcional en términos de LCA

ejemplo 1

Si se le pide llevar a cabo una LCA en dos diferentes detergentes de lavandería, ¿qué podría utilizar como la unidad funcional para el análisis?

solución 1

La base para la LCA podría ser el peso o volumen de cada detergente de lavandería necesario para correr 1 000 ciclos de lavadora. (Esto no dice nada acerca del desempeño de los detergentes de lavandería (cómo limpiar la ropa después de lavarla) ya que se supone que sea idéntico para el propósito de la LCA.)

ejemplo 2

Si se le pide llevar a cabo una LCA en bolsas de compras de papel contra bolsas de compras de plástico, ¿qué podría utilizar como la unidad funcional para el análisis?

solución 2

La base de la LCA podría ser un volumen establecido de comestibles a ser cargados, en cuyo caso dos bolsas de plástico serían equivalentes a una bolsa de papel. O la unidad funcional podría estar relacionada con el peso de los comestibles cargados, en cuyo caso necesitaría determinar si las bolsas de papel o de plástico son más fuertes y cuántas de cada una serían necesarias para cargar el peso especificado.

los procesos que se están evaluando y llevar a cabo un **análisis de inventario**. El análisis de inventario se mostró como parte del marco de la LCA en la figura 7.7. Ésta involucra la descripción de todas las entradas y salidas en el ciclo de vida de un producto, comenzando con lo que compone al producto, de dónde vinieron dichos materiales, a dónde van, y las entradas y salidas relacionadas con dichos materiales componentes durante su vida entera. También es necesario incluir las entradas y las salidas durante el uso del producto, tal como el uso de electricidad o baterías.

El propósito del análisis de inventario es el de cuantificar qué viene y qué sale, incluyendo la energía y el material asociados con cada etapa en el ciclo de vida. Las entradas incluyen todos los materiales, renovables y no renovables, y la energía. Es importante recordar que las salidas incluyen los productos deseados y los subproductos y los desperdicios como las emisiones al aire, el agua y la tierra. Mientras que algunas de estas fuentes de datos son públicos y pueden encontrarse en la internet, otras requieren



Mercurio e iluminación

una suscripción pagada para el acceso a los datos o se incluyen en el software de compra de evaluación del ciclo de vida.

Los datos de inventario del ciclo de vida pueden venir de muchas fuentes, incluyendo la literatura prerevisada, los fabricantes o las asociaciones profesionales y las bases de datos genéricas. Los datos pueden ser promediados para un producto (tal como el promedio para todos los métodos para producir 1 kg de vidrio) o sector (promedio para todos los productores para producir 1 gal de agua potable) para mantener las propiedades naturales de esta información para las compañías individuales.

Al llevar a cabo un análisis de inventario de ciclo de vida, es importante considerar la calidad de los datos para entradas y salidas al sistema. Los indicadores de calidad de datos incluyen la precisión, que estén completos, su representatividad, su consistencia y su reproducibilidad. La calidad de datos es especialmente importante para considerarse, ya que muchos de los datos disponibles del ciclo de vida se originan en Europa y Japón, en donde los procesos de manufactura y la energía de red mezclados para producir electricidad pueden ser diferentes que en Estados Unidos.

El tercer paso en la LCA (como se mostró en la figura 7.7) es conducir una **evaluación del impacto**. Este paso involucra la identificación de todos los impactos ambientales asociados con las entradas y salidas detalladas en el análisis de inventario. En este caso, los impactos ambientales a través del ciclo de vida se agrupan en temas amplios. Los impactos ambientales pueden incluir factores de estrés como el agotamiento de recursos, el uso de agua, potencial de calentamiento global, agotamiento del agujero de ozono, toxicidad humana, formación de smog y uso de suelo. Este paso con frecuencia involucra algunas suposiciones sobre qué impactos a la salud humana y ambientales resultarán de un escenario de emisión dado, el cual es similar a una evaluación de riesgo.

El paso final en la evaluación del impacto puede ser controversial, ya que con frecuencia involucra el pasar estas amplias categorías de impacto ambiental para arrojar un solo marcador para el desempeño ambiental global del producto, proceso o sistema que se está analizando. Esto es con frecuencia una consideración de la sociedad, la cual puede variar entre las culturas. Por ejemplo, las naciones de las islas del Pacífico Sur pueden dar mayor peso al cambio climático, dada su vulnerabilidad a elevarse a nivel del mar, mientras que otros países pueden dar mayor peso al impacto a la salud humana.

En consecuencia, el marcador de impacto total puede ser distorsionado por los factores de peso. También, para un inventario de ciclo de vida idéntico, las decisiones resultantes de la evaluación del impacto pueden variar de país a país o de organización a organización. Las evaluaciones del impacto también pueden ser desempeñadas utilizando una tarjeta de registro con *grados subjetivos* asignados como números 1-5, siendo 5 el mejor, o un sistema de graduación más visual, tal como: ✓+, ✓ y ✓-.

Finalmente, la LCA puede proporcionar una penetración hacia las oportunidades para la mejora del impacto ambiental de un producto, proceso o sistema dados. Esto puede incluir la selección de una de dos opciones o la identificación de áreas para la mejora de una sola opción. La LCA es extremadamente valiosa para asegurar que el impacto ambiental se está minimizando durante todo el ciclo de vida y que los impactos no se están cambiando de una etapa de vida a otra. Esto lleva a un sistema que está globalmente optimizado para reducir los efectos adversos para el producto, proceso o sistema específico.

La aplicación del pensamiento de ciclo de vida a los proyectos internacionales de desarrollo de agua y saneamiento

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

ejemplo/7.5 Desarrollo de un análisis del ciclo de vida en materiales de tubería

El propósito de este ejemplo extendido es el de mostrar el proceso y complejidad totales al desempeñar una LCA. Se examinarán cuatro productos de tubería para este ejemplo.

solución

Debido a que la solución a este problema es larga, hemos estructurado la solución en diez pasos.

1. **Especifique la meta del estudio:** Evaluar los impactos de ciclo de vida de cuatro diferentes productos de tubería para su uso en la distribución de agua para una nueva comunidad planeada para sustentabilidad. Los cuatro materiales de tubería son cloruro de polivinilo (PVC), cloruro de polivinilodeno (PVDC), polietileno (PE) y aluminio (Al).
2. **Especifique el alcance del estudio:** Para este ejemplo, la evaluación del ciclo de vida tendrá una frontera de sistema alrededor del ciclo de vida total, desde la extracción de la materia prima, a la manufactura, uso y el término de vida (rellenos sanitarios, incineración y reciclaje) (vea la figura 7.8).

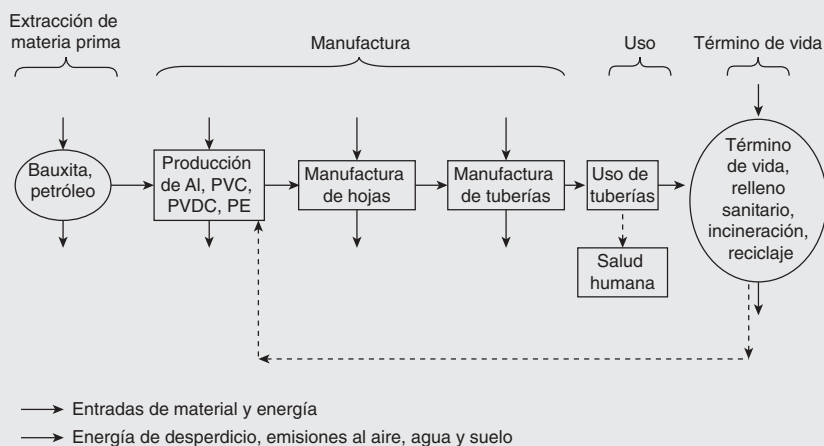


Figura 7.8 Frontera de sistema utilizada en el ejemplo 7.5 La frontera abarca el ciclo de vida desde la extracción de la materia prima hasta la manufactura, uso y término de vida.

3. **Determine la función:** La tubería proporciona un producto físico para transportar el agua a través del entorno urbanístico. Las propiedades deseables incluyen la capacidad de contener el medio que se está transportando, la minimización de la transferencia de calor, la vida larga y la resistencia a la degradación. Los factores como la estética, los adhesivos y los métodos de unión están fuera del alcance de este análisis de ciclo de vida.

ejemplo/7.5 Continuación

4. **Determine la unidad funcional:** Suponga 1 000 pies de material de tubería. Los ciclos de vida de empaque son idénticos para cada uno de los cuatro productos y por lo tanto no se incluyen en este estudio. La transportación desde cada una de las cuatro instalaciones de manufactura hasta el sitio de construcción es similar y no apta, por lo tanto, no está incluida en este estudio.
5. **Desarrolle diagramas de flujo de proceso para la producción de los cuatro diferentes materiales de tubería:**

La figura 7.9 muestra el diagrama de flujo de proceso para la producción de tubería de cloruro de polivinilo (PVC).

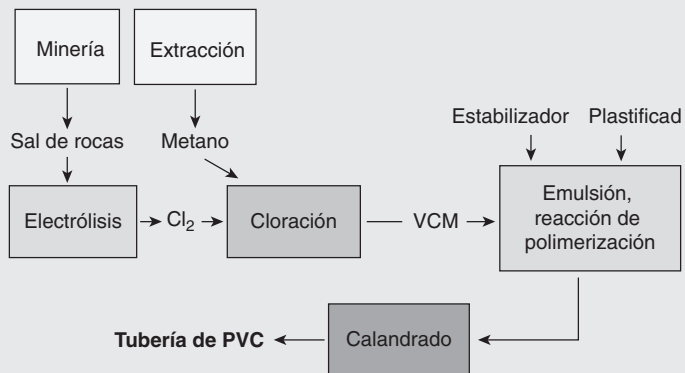


Figura 7.9 Diagrama de flujo de proceso para la producción de tubería de cloruro de polivinilo (PVC)

Figura 7.10 muestra el diagrama de flujo de proceso para la producción de tubería de cloruro de polivinilodeno (PVDC).

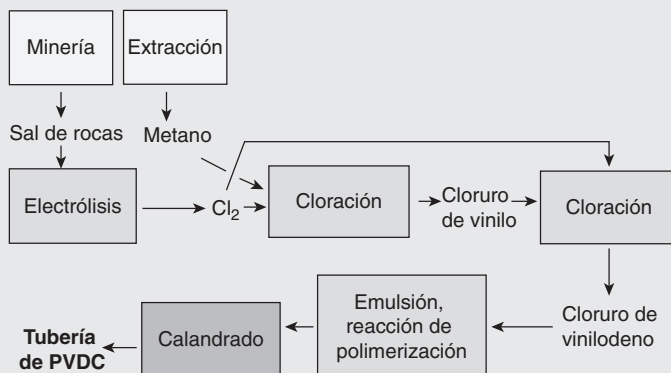
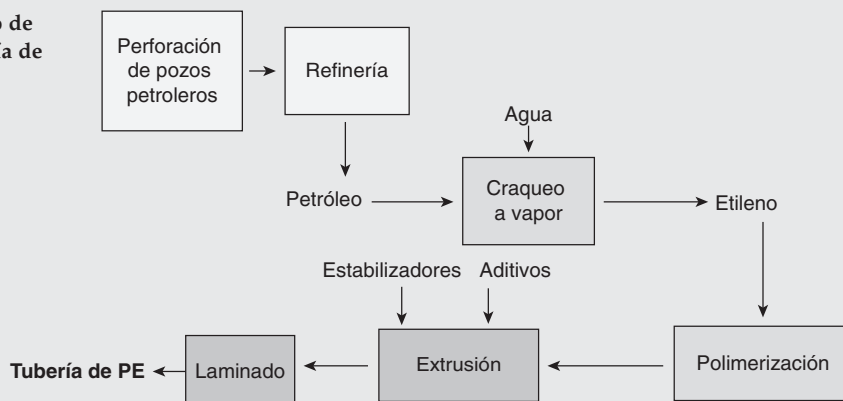


Figura 7.10 Diagrama de proceso de flujo para la producción de tubería de cloruro de polivinilodeno (PVDC)

ejemplo/7.5 Continuación

La figura 7.11 muestra el diagrama de proceso de flujo para la producción de tubería de polietileno (PE).

Figura 7.11 Diagrama de proceso de flujo para la producción de tubería de polietileno (PE)



La figura 7.12 muestra el diagrama de proceso de flujo para la producción de tubería de aluminio (Al).

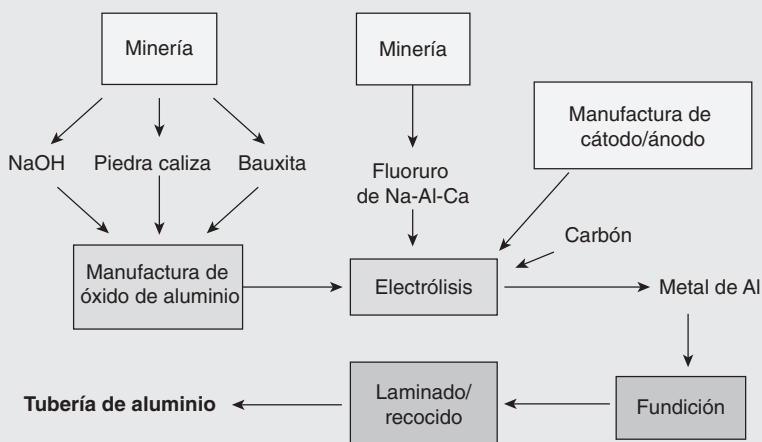


Figura 7.12 Diagrama de proceso de flujo para la producción de tubería de aluminio

6. **Desarrolle un inventario de materiales de ciclo de vida consumidos en la producción de material de tubería:** En este caso, el inventario de ciclo de vida es desempeñado para la masa de materias primas consumidas, energía, emisiones de aire y emisiones de agua.

El inventario del ciclo de vida de la masa de materias primas consumidas para la producción de tubería se muestra en la figura 7.13a.

El inventario del ciclo de vida de energía consumida para los materiales de producción de tubería se muestra en la figura 7.13b. Advierta que la energía consumida para estos productos incluye la energía involucrada en el producto (esto es, si el petróleo utilizado para producir PVC, PVCD y PE fuera utilizado para la generación de energía

ejemplo/7.5 Continuación

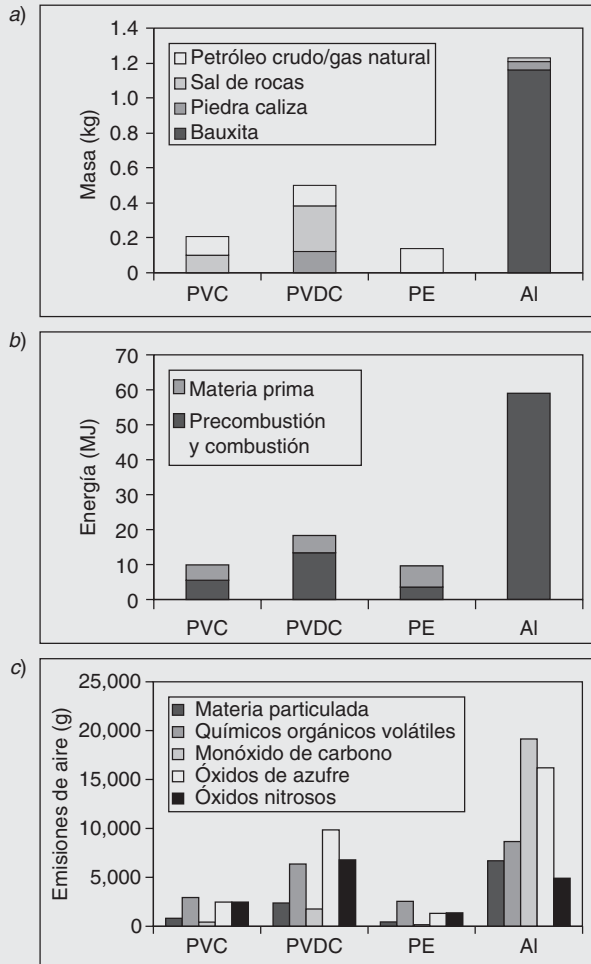


Figura 7.13 Inventarios del ciclo de vida a) Inventario del ciclo de vida de masa de materias primas consumidas para la producción de tuberías; b) inventario del ciclo de vida de energía consumida para la producción de materiales de tubería y, c) inventario del ciclo de vida para las emisiones de aire de indicadores de contaminación del aire (por unidad funcional).

en lugar de para la producción de un producto) así como la precombustión y la energía de combustión para todas las etapas del ciclo de vida. La energía de precombustión es la energía requerida para adquirir el recurso, y la energía de combustión es la energía consumida en la adquisición y manufactura de los procesos per se de energía consumida para la producción de materiales de tubería y, c) inventario del ciclo de vida para las emisiones de aire de indicadores de contaminación del aire (por unidad funcional).

El inventario del ciclo de vida de las emisiones de aire de indicadores de contaminación se muestra en la figura 7.13c. Como se comentará en el capítulo 12, los indicadores de contaminación del aire son aquellos que la Ley de aire limpio requiere a la Agencia de Protección Ambiental (EPA) que regule mediante los Estándares de la calidad del aire ambiental nacional. Estos incluyen el ozono, el material particulado,

example/7.5 Continued

el monóxido de carbono, el dióxido de nitrógeno, el dióxido de azufre y el plomo.

El inventario del ciclo de vida de las emisiones de agua para diversas emisiones clave se muestra en la figura 7.14. Este inventario reporta las

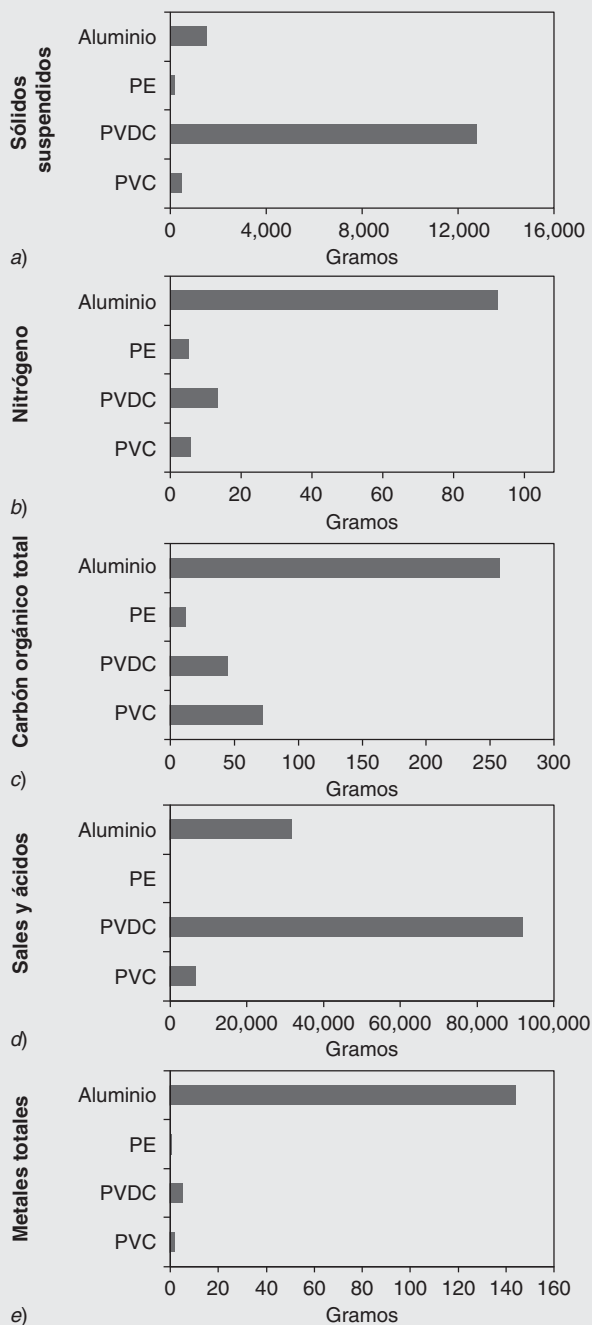


Figura 7.14 Inventario del ciclo de vida para las emisiones de agua clave Este inventario mide *a)* sólidos suspendidos, *b)* nitrógeno, *c)* carbón orgánico total, *d)* sales y ácidos y, *e)* metales totales (por unidad funcional).

ejemplo/7.5 Continuación

emisiones del ciclo del agua para cada producto de tubería basado en los diagramas de flujo establecidos en el paso 5, incluyendo los sólidos suspendidos, nitrógeno, sales y ácidos, metales totales y carbón orgánico total.

7. **Determine el inventario del ciclo de vida de la etapa final de vida (manejo de término de vida):** En la etapa final de vida, el producto puede ser enviado a rellenos sanitarios, incinerado o reciclado (figura 7.15).

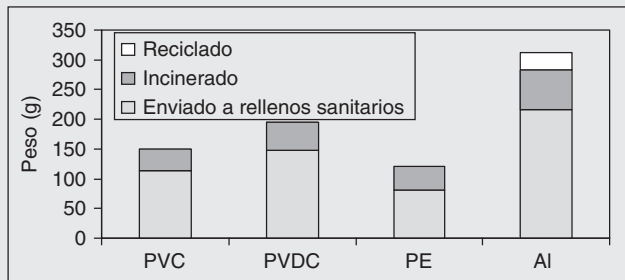


Figura 7.15 Inventario del ciclo de vida de la etapa final de vida (manejo de término de vida) (por unidad funcional)

8. **Determine la evaluación del impacto del ciclo de vida de los datos del inventario del ciclo de vida:** En este paso, todos los datos del inventario, incluyendo las entradas de materias primas y de energía y todas las salidas en términos de aire, agua y desperdicio sólido, se agrupan en categorías más amplias de impacto ambiental como el potencial de calentamiento global (figura 7.16) y preocupaciones de salud humana (tabla 7.6). En la figura 7.16, GWP_{100} es el potencial de calentamiento global en kilogramos de CO_2 equivalentes con una perspectiva de 100 años (vea el capítulo 2). Para las categorías como los efectos en la salud humana, es con frecuencia necesario incluir evaluaciones cualitativas, debido a que (como se comentó en el capítulo 6) el desempeño de evaluaciones de riesgo es difícil y complejo.

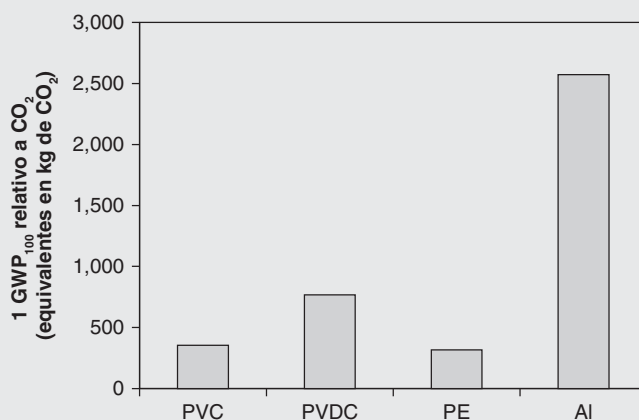


Figura 7.16 Evaluación del impacto del ciclo de vida para el impacto ambiental de potencial de calentamiento global (GWP_{100}) (por unidad funcional)

9. **Interprete el inventario del ciclo de vida y la evaluación:** En este punto en la LCA, las evaluaciones subjetivas se hacen de los impactos evaluados en el paso 8, comparando los impactos para cada uno de los diseños alternativos para determinar cuál tiene el mejor perfil ambiental

ejemplo/7.5 Continuación

Tabla / 7.6

Evaluación del impacto del ciclo de vida para las preocupaciones de la salud humana en el ejemplo 7.5

Material	Preocupaciones de salud
Dioxina (PVC/PVDC)	Carcinógeno, disruptor potencial endocrino y teratógeno Exposición vinculada con diabetes Instituto de vinilo: 24.3 g/año Greenpeace: 283-565 g/año EPA: Datos insuficientes para evaluar las quejas
Plastificadores (PVC/PVDC)	Dietilhidroxilamino (DEHA): carcinógeno humano potencial, teratógeno, mutágeno y disruptor endocrino di-2-etilhexiloftalato (DEHP): carcinógeno humano potencial, teratógeno y disruptor endocrino
Migración de plastificadores (PVC/PVDC)	Preocupación por el DEHA y el DEHP como una vía adicional de exposición
Aluminio	Posible vínculo con la enfermedad de Alzheimer; exposición insignificante de esta vía de producto La producción de aluminio mediante la fundición vinculada con asma y enfermedad crónica de las vías respiratorias; provoca el desagüe ácido de las minas

y para identificar las mejoras potenciales de diseño. En este caso se utilizará un sistema de rango de ✓+, ✓, y ✓−, en donde ✓+ es más favorable y ✓− es menos favorable (tabla 7.7).

Desde aquí, la LCA puede ir un paso más allá y combinarse con todos los marcadores para cada alternativa para producir un solo marcador que puede ser comparado con todos los diseños. Sin embargo, este paso requiere la medición de GWP contra los riesgos de salud; con frecuencia éstos son juicios de valor social o corporativo sobre qué impactos son más importantes que otros. Por ejemplo, un esquema de peso puede pesar los impactos en donde los impactos de la emisión ambiental son pesados en 30%, los efectos en la salud humana son pesados en 40% y los impactos de recursos (incluyendo el uso de suelo) son pesados en 30 por ciento.

10. **Haga recomendaciones:** Basado en la evaluación del ciclo de vida, las siguientes recomendaciones podrían hacerse para las mejoras ambientales y de la salud humana para producir más diseños de alternativas ambientales benignas que aquéllas actualmente disponibles o en consideración.

ejemplo/7.5 Continuación

Tabla / 7.7

Interpretación del ciclo de vida de inventario y evaluación para el ejemplo 7.5

	PVC	PVDC	PE	Al
Intensidad del material	✓+	✓	✓+	✓-
Energía	✓+	✓	✓+	✓-
Salud	✓-	✓-	✓+	✓
Contaminantes del aire	✓	✓	✓+	✓-
Contaminantes del agua	✓	✓-	✓+	✓-
Potencial del calentamiento global	✓+	✓	✓+	✓-
Término de vida	✓-	✓-	✓-	✓

- Examine los cambios en las técnicas de manufactura para minimizar o eliminar la migración de plastificadores. Esto direccionará las preocupaciones de salud asociadas con la exposición humana a los plastificadores utilizados en el PVC y el PVDC, mejorando su marcador global.
- Desarrolle plastificadores benignos alternativos mediante la química verde. Si se desarrollan plastificadores alternativos que no son de preocupación cuando los seres humanos son expuestos a éstos, esto también mejorará los marcadores de salud de PVC y PVDC, minimizando sus impactos globales del ciclo de vida.
- Minimice la superficie de contacto de la tubería con el agua potable. Basado en las preocupaciones de salud asociadas con los productos de PVC, PVDC y aluminio, el minimizar estos impactos es importante para direccionar la carga global del ciclo de vida. En este caso, se estarían controlando las circunstancias en las que el producto es utilizado, en lugar de diseñar un producto inherentemente más benigno. Esta estrategia no es tan efectiva y no permite realizar muchos beneficios potenciales, debido a que los químicos de preocupación durante el uso continuarán siendo una cuestión para la exposición humana al término de vida. Mientras que el minimizar el contacto mejoraría el desempeño ambiental, es menos benéfico que la eliminación del plastificador todo junto, o desarrollar alternativas de plastificadores benignos.
- Reutilice o recicle toda la tubería de aluminio. Dados los tremendos impactos ambientales asociados con la manufactura de la tubería de aluminio, particularmente la demanda de energía, una estrategia para mejorar el desempeño del ciclo de vida de la tubería de aluminio sería reciclar o reutilizar el producto en lugar de tener que producir producto virgen para cada uso.

EVALUACIÓN ECONÓMICA DEL CICLO DE VIDA: COSTO DEL CICLO DE VIDA

De manera similar a una evaluación de impactos del ciclo de vida, un análisis financiero puede mirar hacia los costos a través del ciclo de vida de un producto, proceso o sistema. En este caso, los costos de compra por adelantado están incluidos, en adición a cualquier costo asociado con el uso, mantenimiento, reparación, operación, reemplazo (si el tiempo de vida esperado es más corto que el necesario), y el manejo de término de vida tal como la disposición o salvamento. Esto proporciona una mirada más realista de la economía asociada con un diseño dado y permite una toma de decisiones más informada. El **costo de ciclo de vida (LCC)** es conocido como el costo total de titularidad.

Para ganar un entendimiento de lo que es, y lo que no es, un buen diseño desde un punto de vista financiero durante el ciclo de vida es importante contar con todos los costos presentes y futuros como una métrica simple. Esto permite la comparación en una base equivalente. Esto origina la cuestión del *valor de tiempo del dinero*. El dinero hoy en día vale más la pena que el dinero mañana, por lo que el dinero de dos periodos distintos no se puede comparar sin ajustes. Al desempeñar un análisis de LCC, es importante poner todos los costos y ganancias en un periodo común y aproximar los costos o ganancias que suceden durante el año como cantidades de un final de año.

El valor del dinero de distintos periodos se puede ajustar utilizando una tasa de interés. Algunos cálculos estándar basados en el valor de tiempo del dinero se describen en la tabla 7.8. Incluyen **valor actual (PV)**, **valor futuro (FV)**, **valor actual de una anualidad (PVA)** y **valor futuro de una anualidad (FVA)**.

El **interés** es la cuota pagada por pedir dinero prestado, ya que el dinero que se está utilizando en el presente no está disponible para otros gastos o inversiones. La cantidad original prestada o gastada es llamada el *principal*. Si el interés se paga anualmente y el periodo es mayor a un año, el interés se llama *gravado*. Esto es, el dinero en el año 2 es el principal más el interés del año 1. El dinero en el año 3 es el principal más el interés de los años 1 y 2. En todas las ecuaciones siguientes, las unidades para la tasa de interés (i) y el número de periodos (n) deben coincidir. Por ejemplo, si una tasa de interés anual se reporta, entonces el número de periodos debe ser en años. Si el interés es mensual, entonces los periodos deben ser mensuales. Se

Tabla / 7.8

Cálculos estándar basados en el valor de tiempo del dinero

Valor actual (PV)	El valor actual (PV) de una cantidad que será recibida en el futuro.
Valor futuro (FV)	El valor futuro (FV) de una cantidad invertida (como en una cuenta de depósito) ahora a una tasa de interés dada.
Valor actual de una anualidad (PVA)	El valor actual de una corriente de pagos futuros como una hipoteca.
Valor futuro de una anualidad (FVA)	El valor futuro de una corriente de pagos (anualidad), suponiendo que los pagos sean invertidos a una tasa de interés dada.

supone que las tasas de interés son anuales a menos que se dicte de otra manera.

Basados en estos principios, el valor futuro del dinero se puede calcular como sigue:

$$FV = PV \times (1 + i)^n \quad (7.2)$$

en donde PV es el valor actual del dinero, FV es el valor futuro del dinero, i es la tasa de interés anual y n es el número de años.

ejemplo/7.6 Determinación del valor futuro del dinero

Si usted invirtiera \$2 000 hoy en una cuenta que pagara 6% de interés, con el interés gravado anualmente, ¿cuánto habrá en la cuenta al final de 2 años? (Suponga que no hay retiros.)

solución

El valor futuro de la inversión inicial de \$2 000 puede determinarse en la ecuación 7.2:

$$FV = \$2\,000.00 \times (1 + 0.06)^2 = \$2\,247.20$$

La ecuación 7.2 se puede rearmar para encontrar el valor actual del dinero:

$$PV = \frac{FV}{(1 + i)^n} \quad (7.3)$$

Esta ecuación activa el proceso de descuento de traducir un valor futuro o de establecer un flujo de efectivo futuro a un valor actual.

ejemplo/7.7 Determinación del valor actual del dinero

Si usted quisiera tener \$1 millón dentro de 50 años y encontrara una inversión verde con una tasa de interés garantizada de 15% por año, ¿cuánto necesitaría invertir el día de hoy?

solución

Este problema requiere que la ecuación 7.3 sea resuelta para el valor actual de \$1 millón.

$$PV = \frac{\$1\,000\,000}{(1 + 0.15)^{50}} = \$922.80$$

Las ecuaciones 7.2 y 7.3 pueden usarse para desempeñar las comparaciones de costos para inversiones en materiales más verdes, equipo e infraestructura, lo cual quizá tenga una etiqueta inicial de mayor precio. Estas ecuaciones también se pueden utilizar para determinar si un ingeniero debería recomendar la compra de equipo de bajo costo que tiene mayor costo de mantenimiento, tratamiento, energía, permisos y reemplazos. Las decisiones pueden entonces determinarse con una base ambiental (utilizando LCA) y con una base económica (usando análisis LCC).

El valor actual de una anualidad (PVA), el cual es el valor de una anualidad al momento = 0, puede entonces ser calculado con base en la suma de una serie de cálculos de valor actuales:

$$PVA = \sum_{j=1}^n A \frac{1}{(1+i)^j} = A \left[\frac{1}{1+i} + \frac{1}{(1+i)^2} + \cdots + \frac{1}{(1+i)^n} \right] \quad (7.4)$$

en donde A es el valor de los pagos individuales en cada año, i es la tasa de interés y n es el número de años.

Por lo tanto:

$$PVA = A \times \left(\frac{(1+i)^n - 1}{i} \right) = A \times \left[\frac{1 - (1+i)^{-n}}{i} \right] \quad (7.5)$$

ejemplo/7.8 Costo del ciclo de vida aplicado al sistema de tratamiento de aguas

Su empresa acaba de recibir un contrato por 4 años para proporcionar agua potable a una comunidad. El sistema de tratamiento actual que está utilizando tiene altos costos de operación, pero el precio de compra del nuevo producto es caro, como se muestra en la siguiente tabla. Con base en un análisis LCC, ¿cuál sistema seleccionarías?

Opciones	Continuar con el anterior	Comprar uno nuevo
Precio de compra (\$)	0	4 000
Costo de operación (\$/año)	2 000	500
Tiempo de vida (años)	4	4

solución

Utilice la ecuación 7.5 para determinar el valor actual de una anualidad (PVA) para el sistema anterior y el nuevo. Esto permite considerar los costos de operación más altos, los cuales suceden cada año durante el contrato de 4 años.

$$PVA_{\text{anterior}} = \$2\,000 \times \left[\frac{1 - (1+i)^{-4}}{i} \right]$$

$$PVA_{\text{nuevo}} = \$4\,000 + \$500 \times \left[\frac{1 - (1+i)^{-4}}{i} \right]$$

ejemplo/7.8 Continuación

El resultado final depende, por supuesto, de la tasa de interés, i . Si el banco proporciona una tasa de interés de 10% al año, entonces

$$PVA_{\text{anterior}} = \$6\,340$$

$$PVA_{\text{nuevo}} = \$5\,585$$

Lo mejor sería comprar el nuevo sistema. Si el banco proporciona una tasa de interés de 20% al año, entonces

$$PVA_{\text{anterior}} = \$5\,180$$

$$PVA_{\text{nuevo}} = \$5\,295$$

Por lo tanto, continuar con el sistema anterior sería mejor.

Otras decisiones a considerar son los costos de manejo de material, de energía, facilidad de mantenimiento, costos de permisos y contribución global a la comunidad. Advierta que, en un problema de reemplazo como éste, se pueden añadir las ganancias al análisis, pero no hay necesidad de hacerlo si son las mismas para ambas opciones. En este caso, los ingresos por proporcionar agua potable serían los mismos, por lo que las ganancias se omitieron.

En algunas situaciones será necesario tomar decisiones entre dos diseños diferentes que no tienen el mismo tiempo de vida. Por ejemplo, un sistema (sistema A) puede estar muy mal hecho y durar solamente 2 años, mientras que otro sistema (sistema B) puede proporcionar la misma función, estar mejor hecho y durar 20 años.

Así como no se puede comparar exactamente el dinero de dos diferentes periodos, no es apropiado comparar sistemas con dos diferentes tiempos de vida. En este caso, suponga que comprará y dispondrá del diseño con el menor tiempo de vida con suficiente frecuencia como para igualar el tiempo de vida del diseño de mayor duración. En este caso, necesita comprar y disponer del sistema A diez veces para igualar a un sistema B. Para desempeñar un análisis LCC para tomar la decisión de compra entre el sistema A y el sistema B, convierta la inversión, los costos de operación y de término de vida en un solo pago de anualidad.

ejemplo/7.9 Costos anualizados con distintas vidas de servicios

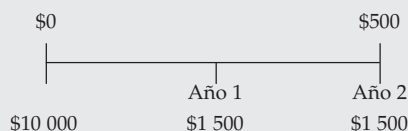
Basado en los siguientes costos para dos sistemas de filtración de aire interior y una tasa de interés de 15% anual, ¿cuál alternativa recomendaría a su cliente con base en el costo anual de cada alternativa?

ejemplo/7.9 Continuación

	Alternativa 1	Alternativa 2
Precio de compra (\$)	10 000	20 000
Costo de operación anual (\$/año)	1 500	1 000
Valor de rescate (\$)	500	1 000
Vida de servicio (años)	2	3

solución

El problema requiere que resuelva A (con las ecuaciones 7.3 y 7.5), el cual es el valor de pagos individuales cada año. Esta cantidad representa los costos anuales de energía que se necesitarían efectuar para justificar la instalación de un sistema de filtrado de aire sobre otro en una base puramente económica. El costo anualizado de la alternativa 1 se puede representar esquemáticamente para cada año mediante el siguiente diagrama, en donde los costos (en dólares) están abajo, y las ganancias (en dólares) están arriba para cada uno de los dos años:

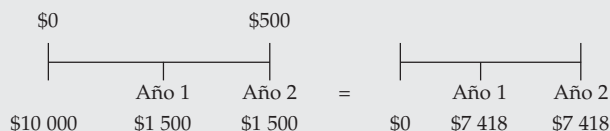


$$\begin{aligned}
 PVA &= \$10\,000 + \$1\,500 \times \left[\frac{1 - (1 + 0.15)^{-2}}{0.15} \right] - \frac{\$500}{(1 + 0.15)^2} \\
 &= \$12\,061
 \end{aligned}$$

Ahora el valor actual de una anualidad (PVA) se necesita traducir a un costo anual rearrreglando la ecuación 7.5 para encontrar A:

$$\begin{aligned}
 A &= PVA \times \left[\frac{i}{1 - (1 + i)^{-n}} \right] = \$12\,061 \times \left[\frac{0.15}{1 - (1 + 0.15)^{-2}} \right] \\
 &= \$7\,418
 \end{aligned}$$

Esquemáticamente, esto se puede representar (los costos abajo, las ganancias arriba) como sigue:



ejemplo/7.9 Continuación

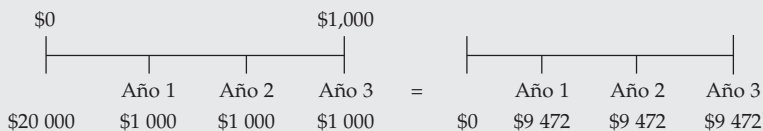
Para calcular el costo anualizado de la alternativa 2, convierta todos los costos al valor actual y luego calcule el costo anual:

$$\begin{aligned} \text{PVA} &= \$20\,000 + \$1\,000 \times \left[\frac{1 - (1 + 0.15)^{-3}}{0.15} \right] - \frac{\$1\,000}{(1 + 0.15)^3} \\ &= \$21\,626 \end{aligned}$$

Para traducir el PVA en un costo anual, rearrgle la ecuación de PVA para encontrar A :

$$\begin{aligned} A &= \text{PVA} \times \left[\frac{i}{1 - (1 + i)^{-n}} \right] = \$21\,626 \times \left[\frac{0.15}{1 - (1 + 0.15)^{-3}} \right] \\ &= \$9\,472 \end{aligned}$$

Esquemáticamente, esto se puede representar como sigue:



Basado sólo en los costos, usted seleccionaría el sistema de filtración de aire interior 1, debido a que será menos caro de operar en una base anual (\$7 418 contra \$9 472).

ejemplo/7.10 Costos anualizados aplicados a la energía renovable

Suponga que la instalación de un panel solar para generación de energía en sitio cuesta \$50 000. ¿Cuánto necesita ahorrarse en cuentas anuales de energía para recuperar el costo del sistema en 5 años? Suponga una tasa de interés anual de 7%.

solución

En este caso se tienen los siguientes valores: $PV = \$50\,000$, $i = 7\%$ anual y $n = 5$ años. Se necesita encontrar el valor de los pagos individuales en cada año (A).

Rearregle la ecuación 7.5 y encuentre A :

$$\begin{aligned} A &= \text{PVA} \times \left[\frac{i}{1 - (1 + i)^{-n}} \right] = \$50\,000 \times \left[\frac{0.07}{1 - (1 + 0.07)^{-5}} \right] \\ &= \$12\,195 \end{aligned}$$



© olaf loose/iStockphoto.

ejemplo/7.10 Continuación

En una base puramente económica, las cuentas anuales de energía tendrían que reducirse en \$12 195 para recuperar los costos de instalar un panel solar de \$50 000 durante 5 años a una tasa de interés anual de 7%. Al utilizar la misma fórmula, este problema puede resolverse para diferentes periodos de retorno de inversión y tasas de interés.

MÁS ALLÁ DE LAS CONSIDERACIONES DE CICLOS DE VIDA AMBIENTALES Y ECONÓMICOS

Mientras que las dos secciones previas han proporcionado información y habilidades para tomas de decisiones con base en las consideraciones de ciclos de vida ambientales y económicos, existen otros factores que se deben considerar en términos de **intangibles**. Los costos y beneficios intangibles incluyen la reputación, el valor de la marca, la responsabilidad potencial, el precio de la acción, los beneficios sociales y de calidad de vida, el apoyo al interesado, la lealtad de cliente y empleado, la innovación y el liderazgo. Estas características, mientras que son actualmente difíciles de cuantificar en términos de factores ambientales o económicos, pueden añadir valor significativo a un individuo, proyecto, comunidad o empresa. Estos intangibles son integrales para el entendimiento y la comunicación del valor a largo plazo de un proyecto.

7.4.3 PENSAMIENTO SISTÉMICO

El **pensamiento sistémico** considera las partes componentes de un sistema como características o funciones añadidas al funcionar dentro de un sistema en lugar de aislado. Esto sugiere que los sistemas deberían ser vistos de una manera holística. Los sistemas como un conjunto pueden ser mejor entendidos cuando las vinculaciones e interacciones entre los componentes se consideran en adición a los componentes individuales.

La naturaleza del pensamiento sistémico la hace en extremo efectiva para resolver los más difíciles tipos de problemas. Por ejemplo, los retos de sustentabilidad son algo complejos, dependiendo de las interacciones y la interdependencia y son actualmente manejados o mitigados mediante los mecanismos dispares.

Una manera de comenzar un análisis sistémico es mediante un **diagrama causal (CLD)**. Los diagramas causales proporcionan un medio para articular la naturaleza dinámica interconectada de los sistemas complejos. Estos diagramas consisten de flechas que conectan las variables (cosas que cambian con el tiempo) de una manera que muestra cómo una variable afecta a otra. Cada flecha en un diagrama causal es etiquetada con una *s* o una *o*. La *s* significa que cuando la primer variable cambia, la segunda cambia en la *misma* dirección. (Por ejemplo, ganancias incrementadas llevan a inversiones incrementadas en la investigación y el desarrollo). La *o* significa que la primer variable provoca un cambio en la dirección *opuesta* de las segundas variables. (Por ejemplo, más innovaciones de la ingeniería verde pueden llevar a responsabilidades ambientales y de salud humana reducidas).

En los CLDs las flechas se juntan para formar curvas, y cada curva es etiquetada con una *R* o una *B* (figura 7.17). *R* significa *refuerzo*; esto es, las relaciones causales dentro de la vuelta crean crecimiento o colapso

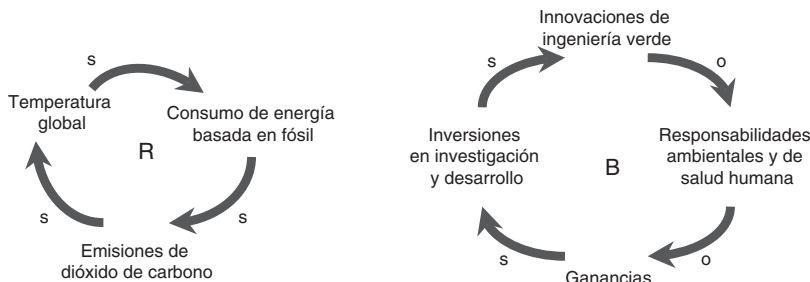


Figura 7.17 Ejemplos de diagramas causales de refuerzo y de balance Cada flecha en un diagrama causal está etiquetada con una *s* o una *o*. La *s* significa que cuando la primera variable cambia, la segunda cambia en la misma dirección. La *o* significa que la primera variable provoca un cambio en la dirección opuesta de las segundas variables. La *R* significa refuerzo, esto es, la relación causal dentro de la vuelta para crear crecimiento o colapso exponencial. La *B* significa balance, esto es, las influencias causales en la vuelta mantienen a las variables en equilibrio (redibujado con permiso de Daniel Aronson).

exponencial. Por ejemplo, a mayor energía basada en combustible fósil consumida, mayor dióxido de carbono emitido, a mayor incremento en temperaturas globales, mayor energía se necesita consumir. *B* significa *balance*; esto es, las influencias causales en la vuelta mantienen a las variables en equilibrio. Por ejemplo, a mayores ganancias generadas por una empresa, mayores inversiones se pueden hacer en investigaciones y desarrollo, lo que llevará a más innovaciones de ingeniería verde, reduciendo el número de responsabilidades ambientales y de salud humana, lo que lleva a mayor potencial de ganancias.

Los CLDs pueden contener muchas vueltas *R* y *B* diferentes, todas conectadas con flechas. El dibujar estos diagramas puede desarrollar un profundo entendimiento de la dinámica del sistema. Mediante este proceso, resaltarán las oportunidades de mejora. Por ejemplo, los vínculos entre el uso de energía, las emisiones de carbón y las temperaturas globales pueden llevar a encontrar maneras para reducir el consumo de energía.

Un ejemplo que ilustra la diferencia entre el pensamiento sistémico y la perspectiva tomada por las formas tradicionales de análisis es la acción tomada para reducir los daños en los cultivos por insectos (descritos por Aronson, 2003). Cuando un insecto se come un cultivo, la respuesta convencional es la de rociar el cultivo con un pesticida diseñado para matar dicho insecto. Suponga que este pesticida se diseñó utilizando química verde, por lo que es peligroso solo para la peste objetivo y no es peligroso para la salud humana o el medio ambiente. Esto puede representarse por un diagrama sistémico como el siguiente:

Aplicación del pesticida $\xrightarrow{o}$ Insectos que dañan el cultivo

En este diagrama sistémico, la flecha indica la dirección de causación; en este caso, un cambio en la cantidad de pesticida aplicado provoca un cambio en los números de insectos que dañan los cultivos. La letra después de la flecha indica cómo las dos variables están relacionadas. En este caso, la *o* significa que cambian en la dirección opuesta: el uso del pesticida va arriba y el número de insectos va abajo.

El diagrama sistémico se lee, “un cambio en la cantidad de pesticida aplicada provoca que el número de insectos que dañan el cultivo cambien en la dirección opuesta”. Mientras más pesticida se aplique, el menor número de insectos dañará los cultivos (y menor el daño total al cultivo).

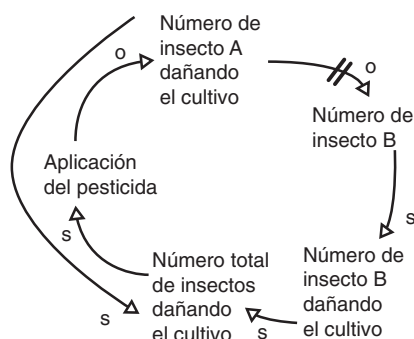
Al tomar una perspectiva sistémica de la situación, se puede dar cuenta que aunque al añadir cantidades incrementadas de pesticidas se limita el daño al cultivo por los insectos, esto con frecuencia no es una solución a largo plazo. Lo que en su lugar sucede con frecuencia es que, en los años

Pesticidas en aguas estadounidenses

<http://water.usgs.gov/nawqa/>

subsecuentes, el problema del daño al cultivo se incrementa, y el pesticida deja de ser efectivo. Esto con frecuencia puede suceder debido a que el insecto que se comía los cultivos también estaba controlando la población de otro insecto, ya sea depredándolo o compitiendo con el mismo. En este caso, el control de una población de insectos puede llevar a un incremento significativo en la población de otro insecto. En otras palabras, la acción que pretende resolver el problema de hecho lo hace peor debido a las **consecuencias no pretendidas** que cambian el sistema y exacerban el problema original.

Al representar este sistema más complicado como un diagrama de sistemas se vería como algo así:



© Thomasz Pietryszck/iStockphoto.

De conformidad con este diagrama, a mayor aplicación de pesticida, menor el número de insectos A (la peste original) que se comerán el cultivo. Esto lleva a una reducción inmediata en el número de insectos que se comen los cultivos (el efecto pretendido). Sin embargo, un número menor de insectos A finalmente llevan a mayor número de insectos B (las marcas en la flecha indican un retraso), debido a que el insecto A ya no controla el número de insectos B a la misma extensión. Esto lleva a una explosión de población de insectos B, a mayores números de insectos B que dañan los cultivos, y a mayores números de insectos que dañan los cultivos; exactamente lo opuesto de lo que se pretendía. Por lo tanto, aunque los efectos a corto plazo de la aplicación del pesticida fueron exactamente los pretendidos, los efectos a largo plazo son bastante diferentes.

Con esta idea del sistema en la mente, se han desarrollado otras acciones con mejores resultados a largo plazo, como el manejo integral de plagas, el cual incluye el control del insecto que se come el cultivo mediante la introducción de más de sus depredadores en el área.

7.4.4 RESILIENCIA

Otro concepto fundamental en el diseño de sustentabilidad es el concepto de **resiliencia**: la capacidad de un sistema para sobrevivir, adaptarse y crecer en frente de cambios no previstos, aún en incidentes catastróficos (Fiskel, 2003). La resiliencia es una característica común de los sistemas complejos como empresas, ciudades o ecosistemas. Estos sistemas evolucionan perpetuamente a través de ciclos de crecimiento, acumulación, crisis y renovación y con frecuencia se autoorganizan en nuevas configuraciones inesperadas.

Por las leyes de la termodinámica, los *sistemas cerrados* decaerán gradualmente del orden hacia el caos, con tendencia a la máxima entropía. Sin embargo, los sistemas vivientes están *abiertos* en el sentido de que continua-

ejemplo/7.11 Sistemas distribuidos que pueden mejorar la funcionalidad y la resiliencia

Proporcione un ejemplo de un sistema distribuido compuesto por elementos independientes aún interactivos que pueden administrar funcionalidad mejorada y mayor resiliencia. ¿Cuáles son los beneficios potenciales en términos de sustentabilidad?

solución

Una recolección de generadores eléctricos distribuidos (por ejemplo, celdas de combustible) conectados a una red eléctrica pueden ser más confiables y tolerantes a las fallas que la generación centralizada de energía (Fiskel, 2003). Los beneficios de la sustentabilidad pueden incluir lo siguiente:

- Recursos necesarios reducidos para la transmisión y distribución.
- Pérdidas reducidas debido a la transmisión y distribución a larga distancia, por lo que se necesita generar menos energía para proporcionar la misma cantidad al usuario final.
- Posible crédito otorgado al propietario para reducciones netas en las emisiones de área.
- Emisiones globales más bajas si la fuente de energía distribuida está más limpia que la alternativa (por ejemplo, celdas de combustible, recuperación de gas de relleno sanitario, biomasa).
- Potencial para emisiones reducidas al producir energía solo para cumplir con la demanda actual (mucho más flexibilidad en los niveles de producción con los sistemas distribuidos).

mente aprovecharán las fuentes externas de energía y mantendrán un estado estable de baja entropía (Schrödinger, 1943). Esto permite que los sistemas resilientes soporten grandes perturbaciones sin falla o colapso. Esto es, estos sistemas son sustentables en términos de supervivencia a largo plazo y pueden adaptarse y evolucionar a un nuevo estado de equilibrio. Dada la incertidumbre y vulnerabilidad que rodean a los retos de sustentabilidad como el cambio climático, escasez de agua y demandas de energía, los diseños sustentables probablemente necesitarán incorporar a la resiliencia como un concepto fundamental.

La idea de diseñar sistemas de ingeniería para la resiliencia será la de introducir sistemas más distribuidos y más pequeños que puedan continuar funcionando efectivamente en situaciones inciertas con mayor resiliencia. Los ejemplos incluyen la generación de energía y la recolección de agua fluvial a nivel casero y comunitario y el tratamiento de aguas residuales descentralizado. Otra vez, es necesario considerar los impactos del ciclo de vida del sistema entero al diseñar un sistema distribuido nuevo con más redundancia para reemplazar un sistema más centralizado para entender las ventajas y las desventajas potenciales entre los impactos ambientales y de salud humana para la resiliencia. Aquí es donde el tiempo de vida del sistema se vuelve un factor crucial en la evaluación del ciclo de vida.

7.4.5 CRITERIOS DE DISEÑO

Los criterios de desempeño son metas explícitas que un diseño debe lograr para ser exitoso. Estos son con frecuencia los criterios mínimos utilizados para definir los estándares de diseño. Para los diseños de ingeniería, estos criterios con frecuencia incluyen discusiones de desempeño, seguridad, calidad y costo. Por ejemplo, si un diseño no desempeña su función pretendida, no importa si es seguro, de alta calidad o no es costoso. El diseño ha fallado ya que no ha cumplido con uno de los estándares mínimos explícitos: el desempeño.

El éxito de las estrategias de diseño de ingeniería como **manejo de calidad total** y **Seis Sigma** que tienen criterios explícitos para el éxito relacionados con cero defectos o alta eficiencia sugiere que las metas de sustentabilidad pueden ser tratadas de forma similar. Por ejemplo, los criterios de diseño para cualquier nuevo diseño pueden incluir “la reducción o eliminación de peligro para la salud humana y el medio ambiente” o “resiliencia máxima”. De esta manera, las metas de sustentabilidad pueden ser incorporadas en la evaluación del diseño como un estándar mínimo para traer el diseño a la producción o implementación. El tratar las metas de sustentabilidad como criterios de diseño asegura que sólo la(s) solución(es) que direccionan exitosamente estas cuestiones serán realizadas.

Esto asegura que en lugar de reconocer y direccionar los objetivos de la sustentabilidad después de que el diseño ha sido completado, los ingenieros y los gestores los hacen una parte inherente del proceso de la concepción del diseño. Un diseño viable se define como uno que considera las metas de sustentabilidad. Esto evita que los diseños que son inherentemente sustentables en la etapa de diseño avancen, ya que no cumplen con los estándares mínimos, haciendo la sustentabilidad análoga a los criterios tradicionales para el diseño de ingeniería.

Es crítico que los diseños verdes se lleven a cabo. Esto es, necesitan servir para su uso pretendido junto con, si no es que mejor que, el diseño convencional para cumplir con la función pretendida. Si un diseño no puede competir en el mercado con base en su desempeño o costo, no puede proporcionar ningún beneficio ambiental o a la salud humana ya que su potencial no será realizado.

7.4.6 PRODUCTOS CONTRA SERVICIOS

La creación de entidades físicas para desempeñar las funciones pretendidas necesariamente tiene una carga ambiental y económica. Un mecanismo significativo para reducir estas cargas es el de proporcionar el mismo servicio o función sin la creación de dicha entidad física. Esto implica que los diseños deben definirse en términos de su función en lugar de la forma que proporcionan. Este concepto está cercanamente relacionado con la idea de la maximización de los grados de libertad de diseño.

Al diseñar para las funciones pretendidas en lugar de una forma física prescrita, las organizaciones pueden lograr beneficios de ciclos de vida al eliminar la necesidad de adquirir y fabricar materias primas, producir un producto o proceso final y luego manejarlo en la etapa de término de vida. Por ejemplo, en vez de diseñar la infraestructura física para las telecomunicaciones, incluyendo polos y cables que deben establecerse para conectarse a través del entorno urbanístico, la meta de diseño podría ser la de proporcionar telecomunicaciones de alta calidad y resilientes. Esto permite al diseñador desarrollar soluciones como teléfonos celulares, los cuales requieren mucho menos recursos (naturales y económicos) en términos de infraestructura física al

ejemplo/7.12 Mantenimiento de la función al mismo tiempo que se reduce el consumo de recursos

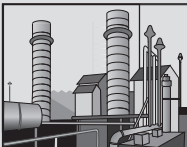
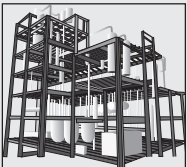
Proporcione un ejemplo de un producto que se está reemplazando por un servicio que reduce o elimina el consumo de recursos (naturales y económicos) mientras proporciona la misma función (Beckman, 2006).

solución

Este ejemplo investigará el descafeinado del café. Se examinan tres procesos como se muestra en la tabla 7.9. Estos tres procesos tienen distintos impactos ambientales detallados en la tabla.

Tabla / 7.9

Tres procesos examinados para el descafeinado del café

Proceso 1		Producción de café descafeinado utilizando cloruro de metileno como solvente en el proceso: el cloruro de metileno puede ser carcinógeno, ya que se le ha vinculado con cáncer de pulmón, hígado y páncreas en los animales de laboratorio. El cloruro de metileno también es un mutágeno/teratógeno y cruza la placenta, provocando toxicidad fetal en las mujeres que son expuestas a éste durante el embarazo (Bell et al., 1991).
Proceso 2		Producción de café descafeinado mediante el uso de dióxido de carbono supercrítico como solvente: el dióxido de carbono supercrítico (sCO_2) no está regulado como un solvente por la Administración de Alimentos y Fármacos y se cree que es no tóxico. Sin embargo, el sCO_2 aún requiere cantidades significativas de energía para elevar la temperatura y la presión del gas hasta el punto de estado supercrítico.
Proceso 3		Producción de café descafeinado con plantas de café que crecen con contenido reducido de cafeína: esto elimina la necesidad de transportar y procesar los granos de café para lograr la función deseada (el descafeinado). El especificar la meta como “producir café sin cafeína”, en lugar de “diseñar un sistema de solvente más seguro para el descafeinado”, permite más grados de libertad de diseño y los máximos beneficios ambientales y económicos pueden realizarse al eliminar el uso de solventes en el logro de la función deseada.

mismo tiempo que cumplen con la meta pretendida. Por supuesto, es posible evaluar los costos ambientales y económicos, los beneficios y las ventajas y desventajas de desarrollar un sistema de telecomunicaciones con base en los polos y cables contra los teléfonos celulares, incluyendo la manufactura y el manejo de cada auricular individual al término de vida, utilizando la evaluación del ciclo de vida y el costo del ciclo de vida.

7.4.7 MATERIALES Y ENERGÍA INHERENTEMENTE BENIGNOS MEDIANTE LA QUÍMICA VERDE

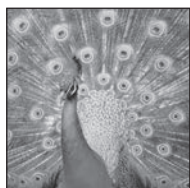
La química verde se dedica al diseño de productos y procesos químicos que reducen o eliminan el uso y la generación de materiales peligrosos (Anastas

Diseño inspirado en la naturaleza

www.asknature.org



Biomimetismo



(L) iStockphoto. (R) © Chanyut Sribua-rawd/iStockphoto.

y Warner, 1998). La química verde se dedica a direccionar el peligro mediante diseño molecular y los procesos utilizados para sintetizar dichas moléculas. Recuerde que el peligro tiene una definición extremadamente amplia (refiérase a la tabla 6.1 en el capítulo 6) para incluir no sólo la toxicidad, sino también los impactos relacionados con el agotamiento de recursos y el potencial calentamiento global. Por lo tanto, la química verde alentaría el uso de recursos renovables y materiales disponibles localmente (para reducir las emisiones de dióxido de carbono asociadas con la transportación).

Este campo emergente también utiliza las lecciones y procesos de la naturaleza para inspirar el diseño a través del biomimetismo (Benyus, 2002). El **biomimetismo** (de bios, que significa vida, y mimetismo, que significa imitar) es una disciplina de diseño que estudia las mejores ideas de la naturaleza y luego imita estos diseños y procesos para resolver problemas humanos (vea el recuadro 7.3). El estudio de una hoja para inventar una mejor celda solar es un ejemplo de esta “innovación inspirada por la naturaleza” (Benyus, 2002).

Recuadro / 7.3 Biomimetismo

El biomimetismo utiliza diseños de la naturaleza para resolver problemas humanos. Aproximadamente se pueden distinguir tres niveles biológicos a partir de los cuales la tecnología puede ser modelada:

- Mimetizar los métodos naturales de manufactura de compuestos químicos para crear nuevos.
- Imitar los mecanismos encontrados en la naturaleza (por ejemplo, el Velcro).
- Estudiar los principios organizacionales del comportamiento social de organismos, como el comportamiento flockado de los pájaros o el comportamiento emergente de las abejas y las hormigas.

Los ejemplos inspiran (de *Biomimicry: Innovation Inspired by Nature*, de Janine M. Benyus, con permiso de HarperCollins Publishers):

Color sin pintura: el empaque de la capa final de pintura o tinta puede tener impactos ambientales significativos. Los organismos utilizan dos métodos para crear color sin pintura: pigmentos internos y el color estructural que hace que las mariposas tropicales, los pavorreales y colibríes sean tan magníficos. Un pavorreal es un pájaro completamente café. Sus “colores” resultan de la dispersión de la luz de barras de melanina de espaciado regular, y los efectos de interferencia a través de capas delgadas de queratina (lo mismo que sus uñas de las manos). ¿Qué pasa si los empaques pudieran cruzarse en algo claro y no tóxico que jugara con la luz para crear la ilusión de color? Iridigm, en San Francisco, está utilizando ideas estructurales de color de las mariposas tropicales para

crear una pantalla PDA que pueda leerse fácilmente en la luz del sol. En Japón, los investigadores están desarrollando una pantalla de cristal líquido cuya estructura puede ajustarse utilizando luz UV, luego reajustada para un mensaje diferente, todo sin tinta.

Protección contra microbios: Para protegerse contra microbios precaristas, una biomimética buscaría pistas en las pieles de los organismos que pretenden mantenerse libres de limo. El alga roja y verde (quelpo) es capaz de estabilizar un compuesto normalmente activo llamado bromo para rechazar microbios sin dañar el alga. El ingeniero William McCoy de Nalco tomó prestada esta receta de estabilización para crear *Stabrex™*, una alternativa de cloro que mantiene los sistemas de enfriamiento industriales libres de microbios.

Mantenerse limpio sin detergente: Si la meta es la de mantener el empaque limpio, la inspiración se esconde en las superficies microscópicas de las hojas. Las plantas, igual que el loto de pantano, no pueden soportar que la suciedad interfiera con su interacción con la luz del sol. Utilizando microscopios poderosos, los científicos alemanes se dieron cuenta de que las hojas de loto tienen superficies montañosas que mantienen las partículas de suciedad tambaleándose en los picos en lugar de adherirse. El agua de lluvia envuelve y rueda las partículas sueltas, alejándolas. Un número de nuevos productos están disponibles en las superficies de autolimpieza de efecto de loto, incluyendo tablillas de techos, pinturas de autos y una pintura de fachada de edificios, Lotusan, hecha por ispo. La pintura se seca con protuberancias semejantes al loto, y el agua de lluvia limpia la superficie.

Unos cuantos de los ejemplos promisorios de sustancias inherentemente benignas en el mercado o bajo desarrollo incluyen solventes de lactato de etilo y coagulantes basados en plantas para el tratamiento de aguas potables. Millones de libras de solventes industriales tóxicos pueden ser capaces de ser reemplazados por solventes amigables con el ambiente hechos con lactato de etilo, un éster de ácido láctico. A diferencia de otros solventes, los cuales pueden crear preocupaciones de salud humana, dañar la capa de ozono o contaminar el agua subterránea, el lactato de etilo se considera significativamente más benigno. Los solventes de lactato de etilo tienen numerosas ventajas ambientales atractivas, incluyendo que son biodegradables, fáciles de reciclar, no corrosivos, no carcinógenos y que no provocan agotamiento del ozono (Henneberry, 2002). Como mayor evidencia de las características benignas de este químico, el lactato de etilo está aprobado por la Administración de Alimentos y Fármacos de Estados Unidos para su uso en productos alimenticios. Más importante, los solventes de lactato de etilo son competitivos en costo y en desempeño con los solventes tradicionales en un amplio rango de aplicaciones.

En el caso del tratamiento de aguas para el mundo en desarrollo, las tecnologías del mundo desarrollado con frecuencia no son apropiadas, no son de bajo costo o están basadas en recursos locales, en otras palabras, son insustentables. Por ejemplo, estas tecnologías con frecuencia dependen de la cloración y los coagulantes de sales metálicas (como el alumbre), cuyo planteamiento es un reto durante sus ciclos de vida, incluyendo los impactos ecotoxicológicos al ser introducidos en el ambiente como lodo postratamiento y el daño a la salud humana como resultado de su consumo en el agua tratada. Los coagulantes con base de plantas, con frecuencia los cultivos de alimentos tradicionales, están biobasados y son renovables, requieren sólo de materiales y recursos locales, son relativamente de bajo costo, y pueden desempeñarse tan bien como, si no mejor que, los coagulantes convencionales al remover la turbidez y los microorganismos, incluyendo patógenos, del agua potable. Sin embargo, esta propuesta no dirige la necesidad de protección residual contra crecimiento microbiano durante el almacenamiento.

7.4.8 EFICIENCIA

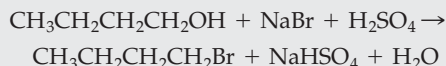
Mientras que las eficiencias de todos tipos siempre han sido un componente de buen diseño, el entendimiento de lo que se puede lograr continúa evolucionando. Los diseñadores ya no consideran la energía y la masa como las únicas metas para el uso eficiente; ahora también consideran el espacio y el tiempo. Esto puede lograrse mediante la intensificación de productos y procesos en componentes más pequeños y más distribuidos.

Tal vez el abarcamiento más visible y exitoso de este principio a través de los años ha sido en productos electrónicos. Hace unas décadas, las computadoras eran del tamaño de habitaciones grandes. Ahora las computadoras con tan buen poder de procesamiento caben en dispositivos del tamaño de una baraja de cartas o menor. Sin embargo, es importante recordar la advertencia general y el concepto fundamental de una perspectiva del ciclo de vida.

La generación de desperdicio se puede considerar como un defecto de diseño, y una manera de medirlo para los materiales es en términos de un factor E. Un **factor E** se define para medir la eficiencia de varias industrias químicas en términos de kilogramos de entradas de material relativas a los kilogramos del producto final (Sheldon, 1992). El factor E no considera a los químicos y los materiales que no estén directamente involucrados en

ejemplo/7.13 Determinación del factor E

Calcule el factor E para el producto deseado, dado el siguiente proceso de producción de químicos



La tabla 7.10 proporciona detalles acerca de las moléculas involucradas.

Tabla / 7.10**Información necesaria para el ejemplo 7.13**

Tipo	Fórmula molecular	Peso molecular	Peso (g)	Mol
Reactivo	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$	74.12	0.8 (añadido)	0.80 (añadido)
Reactivo	NaBr	102.91	1.33 (añadido)	1.33 (añadido)
Reactivo	H_2SO_4	98.08	2.0 (añadido)	2.0 (añadido)
Producto deseado	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{Br}$	137.03	1.48	0.011
Auxiliar	NaHSO_4			
Auxiliar	H_2O			

solución

$$\text{Factor E} = \frac{\sum \text{kg de entrada}}{\sum \text{kg de producto}}$$

$$\text{Factor E} = \frac{0.0008 + 0.00133 + 0.002}{0.00148} = 2.8$$

En este ejemplo, se requieren 2.8 veces más de masa de insumos de material de la que se obtiene en el producto final.

Considere que este tipo de cálculo sólo es una medida de eficiencia de masa y no considera la toxicidad de los materiales utilizados o generados.

la reacción, como los solventes y el agua de enjuague. Un factor E se determina mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Factor E} = \frac{\sum \text{kg de entrada}}{\sum \text{kg de producto}} \quad (7.6)$$

De acuerdo con Sheldon, los químicos de volumen tienen un factor E de menos de 1 a 5, comparado con 5 a mayor de 50 para químicos finos, y 25 a más de 100 para farmacéuticos.

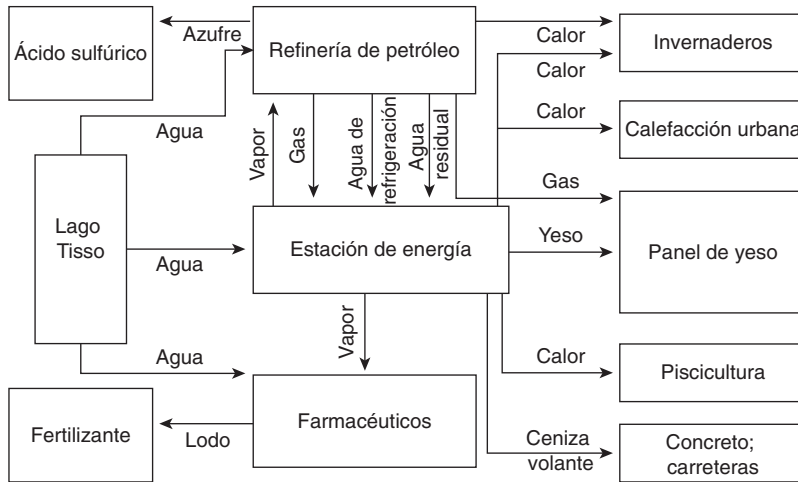


Figura 7.18 Diagrama esquemático de un parque ecoindustrial en Kalundborg, Dinamarca, que ilustra flujos de material y energía. Aquí las aplicaciones industriales y comerciales están interconectadas de manera tal que los materiales locales que son el desperdicio de un proceso se vuelvan materia prima de un proceso cercano.

De Wernick (1997).

7.4.9 INTEGRACIÓN DE FLUJOS DE ENERGÍA Y MATERIALES LOCALES

El principio de la Ingeniería Verde de integrar los flujos de energía y materiales está relacionado con los análisis anteriores sobre los tipos de ecología industrial y ecosistemas. Mientras que es importante considerar los sistemas de vuelta cerradas en donde el desperdicio iguala a los alimentos (tipo 3), no es necesario replicar siempre este concepto dentro de un solo proceso o más aún una sola instalación. Cualquier diseño es implementado dentro de un contexto de flujos de energía y materiales, algunos de los cuales pueden existir más allá de la instalación pero aun dentro de la comunidad local o regional.

Tal vez no existe mejor ejemplo actual de un diseño entre procesos de gran escala para la integración de flujos de energía y materiales que el parque ecoindustrial ubicado en Kalundborg, Dinamarca (figura 7.18). Este arreglo representa la manifestación de la ecología industrial en la que las aplicaciones industriales y comerciales en su totalidad son el desperdicio de un proceso que se vuelve una materia prima de valor agregado para un proceso cercano. En este caso, advierta que lo que normalmente se consideraría como una emisión y responsabilidad ambiental (SO_2) es ahora una materia prima de valor agregado para la manufactura y el panel de yeso (CaSO_4). Lo mismo es verdad para la ceniza volante generada por la estación de energía, la cual se vende a un fabricante de cemento. De modo similar, el lodo producido de la manufactura farmacéutica, normalmente un costo de disposición y una carga ambiental, se vende a una compañía de fertilizantes como una materia prima de valor agregado. Lo mismo aplica para los flujos de energía que son compartidos benéficamente entre varios sectores industriales y residenciales de la comunidad.

7.4.10 DISEÑO PARA EL MANEJO DEL TÉRMINO DE VIDA

Es imperativo considerar el término de vida de un producto o sistema, incluyendo las construcciones, en la fase de diseño, ya que las opciones se hacen a partir de las estructuras de montaje, sujetadores y el número y tipo de materiales. Una estrategia para direccionar esta cuestión es el **diseño**



Discusión en clase

Al utilizar materiales y energía fácilmente disponibles e integrarlos en el proceso o sistema, un diseñador puede incrementar la eficiencia global del sistema, reducir los costos mediante el uso de desperdicio como materia prima en vez de material virgen, y reducir los impactos a la salud humana y el ambiente. ¿Este tipo de arreglo para compartir el desperdicio y la materia prima tiene beneficios ambientales? ¿Qué hay acerca de los beneficios económicos? La respuesta a ambas preguntas es sí. Piense en un ejemplo y comente los beneficios ambientales, sociales y económicos.

para el desmontaje (DfD), el cual es el diseño para el desmantelamiento eventual (todo o en parte) para la recuperación de sistemas, componentes y materiales.

El DfD es un fenómeno creciente dentro de las industrias fabricantes ya que se presta mayor atención al manejo del término de vida de los productos. El esfuerzo es llevado por la disposición creciente de grandes cantidades de productos de consumo, con la resultante contaminación y pérdida de materiales y energía que estos productos contienen. El DfD pretende maximizar el valor económico y minimizar los impactos ambientales a través de la reutilización, reparación, remanufactura y reciclaje.

Este proceso de diseño incluye el desempeño de los montajes, componentes, materiales, técnicas de montaje o construcción, y sistemas de información y manejo para lograr esta meta. La recuperación de materiales maximiza el valor económico y minimiza los impactos ambientales a través de la reutilización, reparación, remanufactura y reciclaje. De último recurso están la recuperación de energía de materiales y la biodegradación segura. El DfD permite que los esfuerzos de soporte de flexibilidad, convertibilidad, mejorabilidad y expansibilidad eviten la disposición de productos o la eliminación de edificios.

7.5 Medición de la sustentabilidad

Un **indicador**, en general, es algo que apunta hacia una cuestión o condición. Su propósito es el de mostrarle qué tan bien está funcionando un sistema. Si existe un problema, un indicador puede ayudarle a determinar qué dirección tomar para direccionar la cuestión. Los indicadores son tan variados como los tipos de sistemas que monitorean. Sin embargo, como se listó en la tabla 7.11, los indicadores efectivos tienen ciertas características en común.

Un ejemplo de un indicador es el marcador de gasolina de su auto. El marcador de gasolina le muestra cuánta gasolina queda en su auto. Si el marcador muestra que el tanque está casi vacío, sabe que es momento de llenarlo. Otro ejemplo de un indicador es una tarjeta de reporte de medio curso. La misma muestra al estudiante y al instructor si están haciéndolo lo suficientemente bien como para pasar al siguiente grado o si se necesita ayuda extra. Ambos

Tabla / 7.11

Características de indicadores efectivos

- Los indicadores efectivos son relevantes; le muestran algo del sistema que necesita saber.
- Los indicadores efectivos son fáciles de entender, aún para la gente que no es experta.
- Los indicadores efectivos son confiables; puede confiar en la información que le proporciona el indicador.
- Los indicadores efectivos son cuantificables; puede medir numéricamente la información que el indicador está rastreando.
- Los indicadores efectivos se basan en datos accesibles; la información está disponible o puede ser reunida mientras aún haya tiempo para actuar.

FUENTE: Con el permiso del Consorcio de Indicadores de la Comunidad (www.communityindicators.net)

indicadores proporcionan información para ayudar a prevenir o resolver problemas, esperanzadamente antes de que se vuelvan muy severos.

Un ejemplo de un indicador unidimensional común del progreso económico es el producto interno (doméstico) bruto (GDP). Advierta, sin embargo, que muchos argumentan que el GDP no es suficiente para ser utilizado como un indicador de sustentabilidad debido a que mide la productividad económica en áreas que no serían consideradas en una visión de un mundo más sustentable; por ejemplo, las prisiones, el control de contaminación y el tratamiento para el cáncer.

Mientras que los principios de la ingeniería verde proporcionan un marco para los diseñadores, muchos enfocados en los esfuerzos de sustentabilidad también desarrollan métricas o indicadores para monitorear su progreso en cumplir con las metas de sustentabilidad. Un indicador de sustentabilidad (SI) mide el progreso hacia el logro de una meta de sustentabilidad. Los indicadores de sustentabilidad deberían ser una recolección de indicadores que representan la naturaleza multidimensional de la sustentabilidad, considerando las facetas ambientales, sociales y económicas. En términos de indicadores de sustentabilidad de campus, la Asociación de Líderes Universitarios para un Futuro Sustentable dice:

La sustentabilidad implica que las actividades críticas de una institución de educación superior (son por lo menos) con tendencia ecológica, socialmente justas y económicamente viables, y que continuarán siendo así para las futuras generaciones.

(ULSF, 2008).

La tabla 7.12 compara los indicadores tradicionales contra los de sustentabilidad para una comunidad, incluyendo qué nueva información de los indicadores de sustentabilidad proporcionan sobre el progreso hacia la sustentabilidad que no sea capturado por indicadores más tradicionales.

**Estadísticas nacionales de
transportación: transportación,
energía, medio ambiente**

<http://www.bts.gov/>

Seattle sustentable

<http://www.sustainableseattle.org>

**Asociación de Líderes
Universitarios para un Futuro
Sustentable**

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

7.6 Políticas que regulan la ingeniería verde y la sustentabilidad

Existe un vínculo cercano, aunque con frecuencia no reconocido, entre la política y el diseño de ingeniería. Las políticas son con frecuencia dirigidas para la protección del bien público en la misma manera que la química y la ingeniería verdes están dirigidas para la protección de la salud humana y el medio ambiente. La política puede ser un regulador poderoso que influencia los diseños de ingeniería en términos de qué material y fuentes de energía se usan a través de subsidios y regulaciones estrictas sobre emisiones. De esta manera, la política puede jugar un papel significativo en el soporte de diseño de ingeniería para sustentabilidad. Dos tipos de políticas principales pueden afectar el diseño en esta escala: reglamentos y programas voluntarios.

7.6.1 REGLAMENTOS

Un **reglamento** es una restricción legal promulgada por las agencias administrativas gubernamentales mediante la creación de reglas soportadas por una amenaza de sanción o multa. Mientras que los reglamentos ambientales tradicionales se enfocaban en las liberaciones de final de tubería, existe un área de políticas de emergencia enfocada en el diseño sustentable. Dos de los ejemplos más establecidos incluyen las iniciativas de **responsabilidad extendida del producto (EPR)** y la cobertura de sustancias específicas.

Tabla / 7.12

Indicadores tradicionales contra indicadores de sustentabilidad para una comunidad y qué se dice acerca de la sustentabilidad

Indicadores económicos	Tradicional	Ingreso medio. Ingreso per cápita relativo al promedio de Estados Unidos. Tamaño de la economía según la medición de PNB y PBI.
	Sustentable	Número de horas de empleo pagado al salario promedio requerido para soportar las necesidades básicas. Salarios pagados en la economía local que se gastan en la economía local. Dólares gastados en la economía local que pagan el trabajo local y los recursos naturales locales. Porcentaje de economía local basada en los recursos renovables locales.
	Énfasis de indicador de sustentabilidad	Qué salario puede comprar. Define las necesidades básicas en términos de consumo sustentable. Resiliencia financiera local.
Indicadores ambientales	Tradicional	Niveles ambientales de contaminación en el aire y el agua. Toneladas de desperdicio sólido generadas. Costo de combustible.
	Sustentable	Uso y generación de materiales tóxicos (para la producción y el término de uso). Millas de vehículos viajadas. Porcentaje de productos producidos que son durables, reparables o fácilmente reciclables o para hacer composta. Energía total utilizada de todas las fuentes. Radio de energía renovable utilizada en tasa renovable a energía no renovable.
	Énfasis de indicador de sustentabilidad	Actividades de medición que provocan contaminación. Uso de materiales conservativo y cíclico. Uso de recursos en tasa sustentable.
Indicadores sociales	Tradicional	Número de votantes registrados. SAT y otros marcadores de pruebas estandarizados.
	Sustentable	Número de votantes que votan en las elecciones. Número de votantes que asisten a las juntas de la ciudad. Número de estudiantes entrenados para trabajos que están disponibles en la economía local. Número de estudiantes que van al colegio y regresan a la comunidad.
	Énfasis de indicadores de sustentabilidad	Participación en el proceso democrático. Capacidad para participar en el proceso democrático. Hacer coincidir las habilidades de trabajo y el entrenamiento con las necesidades de la economía local.

La EPR, así como la directiva de desperdicios de equipo eléctrico y electrónico (WEEE,) de la Unión Europea (UE), mantienen la responsabilidad en los fabricantes originales de los productos durante su ciclo de vida. La directiva de la WEEE pretende minimizar el impacto de los bienes eléctricos y electrónicos en el medio ambiente al incrementar la reutilización y el reciclaje y al reducir la cantidad de equipos eléctricos y electrónicos enviados a rellenos sanitarios. Busca lograr esto al hacer a los productores responsables del financiamiento de la recolección, tratamiento y recuperación de equipo eléctrico de desperdicio, y al obligar a los distribuidores (vendedores) a permitir a los consumidores regresar su equipo de desperdicio sin ningún costo. Esto lleva a los ingenieros a diseñar equipos eléctricos y electrónicos con los principios de la ingeniería verde en mente. Por ejemplo, este diseño pretende la facilidad del desmontaje, la recuperación de componentes complejos y la diversidad de material minimizada. Un impacto positivo de esta propuesta desde la perspectiva de una empresa es que reconecta al consumidor con el fabricante en la etapa de término de vida.

Otra propuesta de políticas para llevar al diseño de ingeniería hacia metas sustentables es la de bloquear sustancias específicas que son preocupantes. Un ejemplo muy cercano a la directiva de la WEEE es la **Restricción de Sustancias Peligrosas (RoHS)**, de Estados Unidos. La RoHS está enfocada en “la restricción del uso de ciertas sustancias peligrosas en equipos electrónicos y eléctricos”. Esta directiva bloquea el posicionamiento en el mercado estadounidense de nuevos equipos eléctricos y electrónicos que contengan más de los niveles acordados de plomo, cadmio, mercurio, cromo hexavalente y retardadores de flama de bifenil polibromado (PBB) y éter difenil polibromado (PBDE). Al bloquear estos químicos de preocupación en niveles significativos, esta directiva está llevando a la implementación de los principios de ingeniería y química verdes en términos del diseño de químicos y materiales alternativos que reducen o eliminan el uso y la generación de sustancias peligrosas y previenen la contaminación.

7.6.2 PROGRAMAS VOLUNTARIOS

Otra estrategia de política para la promoción de la ingeniería verde es el establecimiento de **programas voluntarios**. Estos programas no se rigen por la ley o son aplicables, pero pretenden promocionar y motivar comportamientos deseables. El gobierno, la industria o las organizaciones no gubernamentales de terceros pueden patrocinar estos programas. Mientras que existen muchas variedades diferentes de programas voluntarios, dos tipos que han sido establecidos con éxito son ecoetiquetar y compras preferenciales.

Los estándares ambientales permiten una evaluación ambiental del impacto de un producto en factores como la contaminación, el hábitat de vida silvestre, energía, recursos naturales, agotamiento del ozono y calentamiento global, y la contaminación tóxica. Las empresas que cumplen los estándares ambientales para su producto o servicio específico pueden aplicar una **ecoetiqueta**. Las ecoetiquetas pretenden proporcionar un indicador al consumidor sobre el desempeño ambiental del producto (por ejemplo, “empaje reciclado” o “emisiones no tóxicas”). Los terceros independientes, como Green Seal, el Consejo de la Construcción Ecológica de Estados Unidos y EnergyStar, proporcionan una verificación de etiquetas ambientales y certificaciones, para que estas etiquetas sean lo más confiables. Las ecoetiquetas de las partes principales son autopremiadas, por lo que son verificadas independientemente. En Estados Unidos, esta clase de etiquetas son regidas

Iniciativas de la comisión europea

<http://ec.europa.eu/environment/>

EnergyStar

<http://www.energystar.gov/>

Green Seal

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

Edificios verdes

<http://www.usgbc.org>

por los lineamientos de la Comisión Federal de Comercio (FTC,) para el uso de declaraciones de mercado ambiental y deben ser certeras. La FTC ha tomado acciones contra diversos fabricantes por violar las leyes de la veracidad en la publicidad.

Para apoyar aún más estos programas, muchas organizaciones están implementando estas políticas **preferentemente ambientales o de compra preferencial**. Estas políticas pueden implementarse por cualquier organización (hasta su colegio o universidad) y establecer obligatoriamente una preferencia para comprar productos desde artículos de oficina hasta computadoras hasta químicos industriales con perfiles de salud ambiental y humana mejorados. Al especificar compras de este tipo, las organizaciones están creando una demanda en el mercado para productos y servicios con impactos reducidos en la salud humana y el medio ambiente, una herramienta muy poderosa para conducir a la innovación en esta área para reducir los costos de estos productos mediante economías de escala.

La tabla 7.13 proporciona razones por las que las empresas adoptan políticas de compra ambientales y los tipos de ahorros que logran como resultado. Muchas empresas adoptaron políticas de compra ambientales debido a razones de negocios tradicionales como se describe en la tabla 7.13. Aunque estas razones resultan en beneficios intangibles, existen ejemplos específicos de costos mediblemente reducidos asociados con la compra de productos preferiblemente ambientales. Estos incluyen un precio de compra más bajo (como en el caso de productos remanufacturados), costos operacionales reducidos (por ejemplo, a través de la eficiencia de energía), costos de disposición reducidos (por ejemplo, productos más durables) y costos de manejos peligrosos reducidos (por ejemplo, menos productos tóxicos). En adición, la compra de productos preferentemente ambientales puede reducir el potencial de responsabilidad futura de una organización, mejorar el ambiente de trabajo y minimizar el riesgo a los trabajadores.

Tabla / 7.13

¿Por qué las empresas adoptan políticas ambientales de compra y qué ahorran?

Razones de negocios para adoptar políticas de compras ambientales	Tipos de ahorros logrados a través de la compra preferentemente ambiental
Distinguir una empresa y sus productos de los competidores	Costos de reparación y reemplazo reducidos al usar productos más durables y reparables.
Evitar costos ocultos y buscar ahorros en costos	Costos de disposición reducidos al generar menos desperdicios
Incrementar eficiencia en la operación	Diseño y desempeño de los productos mejorados
Unirse a una tendencia de mercado industrial o internacional	Seguridad y salubridad del empleado incrementada en la instalación.
Reconocer preferencias de mercado: sirviendo a los clientes que tienen un interés declarado en los productos y prácticas "amigables al ambiente".	Costos reducidos de material para los fabricantes.

FUENTE: EPA, 1999.

7.7 Diseño de un futuro sustentable

Al aplicar los principios de la Ingeniería Verde y al considerar los conceptos fundamentales de la sustentabilidad, los ingenieros pueden contribuir a direccionar los retos tradicionalmente asociados con el crecimiento y desarrollo económicos. Esta nueva alerta proporciona el potencial para diseñar un mejor mañana; uno en el que nuestros productos, procesos y sistemas sean más sustentables, incluyendo el ser inherentemente benignos a la salud humana y al medio ambiente, el minimizar el uso de materiales y energía y el considerar el ciclo de vida total.

Términos clave

- análisis de inventario
- biomimetismo
- ciclo de vida
- compra preferente o preferencialmente ambiental
- consecuencias no pretendidas
- costo del ciclo de vida (LCC)
- diseño de diagrama causal (CLD)
- diseño para el desmontaje (DfD)
- diseño para el medio ambiente (DFE)
- disposición
- ecodiseño
- ecoeficiencia
- ecoetiqueta
- ecología industrial
- evaluación del ciclo de vida (LCA)
- evaluación del impacto
- factor E
- función
- indicador
- inherencia
- ingeniería verde
- intangibles
- interés
- jerarquía de prevención de contaminación
- manejo de calidad total
- minimización de desperdicios
- pensamiento sistémico
- prevención de contaminación
- principios de ingeniería verde
- programa voluntario
- química verde
- reciclaje
- reducción de fuente
- reglamento
- resiliencia
- responsabilidad extendida del producto
- restricción de Sustancias Peligrosas
- riesgo
- Seis Sigma
- unidad funcional
- valor actual (PV)
- valor actual de una anualidad (PVA)
- valor futuro (FV)
- valor futuro de una anualidad (FVA)
- tratamiento



capítulo/Siete Problemas

7.1 Los gastos de tener y operar una instalación tradicional de tratamiento de aguas residuales son muy altos para la comunidad local. La comunidad está buscando ideas para direccionar esta cuestión. ¿Cuáles son las oportunidades de diseño para mejoramiento escalado con grados crecientes de libertad y cuáles son los beneficios potenciales?

7.2 Los laboratorios de enseñanza e investigación en su escuela resultan estar fuera del cumplimiento de los reglamentos de la EPA. A la EPA le gustaría un plan declarando cómo los laboratorios pueden estar dentro de los reglamentos. Con base en la jerarquía de prevención de contaminación, proporcione por lo menos una acción para cada nivel que su universidad podría tomar con respecto al desperdicio en los laboratorios de investigación. ¿Cuáles son las ventajas y desventajas de cada acción?

7.3 Visite el sitio web de los Premios Presidenciales a los Retos de la Química Verde en www.epa.gov/greenchemistry/pubs/pgcc/past.html. Seleccione un proyecto pasado ganador de premio. Basado en la descripción de este proyecto, ¿cuáles son los beneficios ambientales, económicos y sociales de este avance de química verde?

7.4 Comente si el zapato A (piel) o el zapato B (sintético) es mejor para el ambiente con base en los datos de la tabla 7.14. ¿Es posible pesar un aspecto (aire, agua, contaminación de la tierra o desperdicio sólido) como más importante que otro? ¿Cómo? ¿Por qué? ¿Quién toma estas decisiones en nuestra sociedad?

7.5 Usted está preparando una evaluación del ciclo de vida de diferentes opciones de transportación para llegar

de su casa al trabajo (10 millas cada tramo). Las opciones incluyen bicicleta, una persona en un auto, tres o más personas en un auto o tomar el autobús. Escriba una posible meta, alcance, función y unidad funcional para este LCA.

7.6 Dibuje un diagrama causal que vincule el consumo de energía, emisiones de aire, cambio climático, disponibilidad de agua, temperatura de la Tierra y la salud humana/calidad de vida.

7.7 Dibuje y luego explique en palabras un diagrama causal para los siguientes elementos de sistema: PIB, población, consumo de recursos, calidad ambiental y salud. Luego redibuje el diagrama para incluir la ingeniería verde.

7.8 ¿El tratamiento y distribución de aguas potables centralizado es más o menos resiliente que las tecnologías de tratamiento de agua de punto de uso? ¿Por qué o por qué no? ¿Importa si estos sistemas de tratamiento de agua son implementados en el mundo desarrollado o en desarrollo?

7.9 Proporcione un ejemplo del reemplazo de un producto por un servicio que reduce o elimina el consumo de recursos (naturales y económicos) mientras proporciona la misma función. ¿Qué beneficios se asocian con la evolución del producto al servicio para este ejemplo?

7.10 Está a punto de comprar un auto que durará 7 años antes de que tenga que comprar uno nuevo, y el Congreso estadounidense acaba de aprobar un nuevo impuesto sobre los gases de efecto invernadero. Suponga una tasa de interés anual de 5%. Tiene dos opciones: a) comprar un auto

usado por \$12 000, elevar el convertidor catalítico con un costo de \$1 000 y pagar un impuesto anual de carbono de \$500. Este auto tiene un valor bruto de \$2 000. b) Comprar un auto nuevo de \$16 500 y pagar solo \$100 dólares anualmente en impuesto de carbono. Este auto tiene un valor bruto de \$4 500. Con base en el costo anualizado de estas dos opciones, ¿qué auto compraría?

7.11 Proporcione un ejemplo de un producto ya sea comercialmente disponible o actualmente bajo

Tabla / 7.14

Ejemplo hipotético de impactos ambientales del ciclo de vida de los zapatos por 100 pares de zapatos producidos

Producto	Uso de energía (Btu)	Consumo de materia prima	Uso de agua (gal)	Contaminación del aire (lb)	Contaminación del agua	Desperdicio peligroso y sólido
Zapato A (piel)	1	Provisión limitada, alguna renovable	2	4	2 libras de químicos orgánicos	2 libras de lodo peligroso
Zapato B (sintético)	2	Gran provisión, no renovable	4	1	8 libras de químicos orgánicos inertes	1 libra de lodo 3 libras de desperdicio sólido no peligroso

desarrollo que utilice el biomimetismo como la base para su diseño. Explique cómo el diseño está imitando un producto, proceso o sistema encontrado en la naturaleza.

7.12 Dos reactores, bencil alcohol y cloruro de tosilo, reaccionan en la presencia de un auxiliar, trietilamina, y el solvente tolueno para producir el producto éster sulfonato (vea la tabla 7.15). Calcule el factor E para la reacción. ¿Qué pasaría al factor E si los solventes y químicos auxiliares fueran incluidos en el cálculo? ¿Estos tipos de materiales y químicos deberían ser incluidos en una medición de eficiencia? ¿Por qué o por qué no?

Tabla / 7.15

Información útil para el problema 7.12

Reactor	Bencil alcohol	10.81 g	0.10 mol	MW 108.1 g/mol
Reactor	Cloruro de tosilo	21.9 g	0.115 mol	MW 190.65 g/mol
Solvente	Tolueno	500 g		
Auxiliar	Trietilamina	15 g		MW 101 g/mol
Producto	Éster sulfonato	23.6 g	0.09 mol	MW 262.29 g/mol

7.13 Elija tres de los principios de la Ingeniería Verde (recuadro 7.1). Para cada uno, *a)* explique el principio en sus propias palabras; *b)* encuentre un ejemplo (comercialmente disponible o en desarrollo) y explique cómo demuestra éste el principio y, *c)* describa los beneficios ambientales, económicos y sociales asociados, identificando cuáles son tangibles y cuáles intangibles.

7.14 Desarrolle cinco métricas o indicadores sustentables para un sector corporativo o industrial análogas a las presentadas para las comunidades en la tabla 7.12. Compárelas con las métricas o indicadores de negocios tradicionales. Describa qué nueva información puede determinarse de las nuevas métricas o indicadores sustentables.

7.15 Una empresa de autos ha desarrollado un auto nuevo, el ecoCar, que da 100 millas por galón (mpg), pero el costo es ligeramente más alto que los autos actualmente disponibles en el mercado. ¿Qué tipo de incentivos podría ofrecer el fabricante o pedir al Congreso estadounidense que implementara para animar a los compradores a comprar el nuevo ecoCar?

7.16 El equipo de diseño para un proyecto de construcción se formó en su empresa la semana pasada y ya tuvieron dos juntas. ¿Por qué es tan importante para usted involucrarse inmediatamente en el proceso de diseño?

7.17 EcoStar necesita determinar cuánto cargar por el nuevo modelo greenCar. Desarrollar, producir y comercializar el greenCar le cuesta a EcoStar \$100 000 000 por año durante tres años antes de que se vaya al mercado. Una vez que llega al mercado, EcoStar no gastará ningún dinero adicional en el greenCar. A EcoStar le gustaría recuperar su inversión en el greenCar tres años después de su ingreso en el mercado. Si EcoStar anticipa la venta de 25 000 autos greenCar por año durante esos tres años, ¿Qué tanto necesitarían cambiar por greenCar por cambio de temporada? Suponga una tasa de descuento de 10%.

7.18 Para comparar las bolsas de plástico y de papel en términos de adquisición de materias primas, manufactura y procesamiento, uso y disposición, utilice los datos proporcionados por Franklin Associates, una firma consultora estadounidense nacionalmente conocida cuyos clientes incluyen a la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, así como muchas empresas y grupos industriales. En 1990, Franklin Associates comparó las bolsas de plástico con las bolsas de papel en términos de sus emisiones de energía y aire/agua en la manufactura, el uso y la disposición. La siguiente tabla es el resultado de su estudio:

Etapas del ciclo de vida	Emisiones de aire (contaminantes) oz/bolsa		Energía requerida BTU/bolsa	
	Papel	Plástico	Papel	Plástico
Manufactura de materiales, manufactura de productos, uso de producto	0.0516	0.0146	905	464
Adquisición de materias primas, disposición del producto	0.0510	0.0045	724	185

a) ¿Qué bolsa elegiría si estuviera muy preocupado por la contaminación del aire? (Advierta que la información no le dice si las emisiones son tóxicas del aire o gases de invernadero. *b)* Si se supone que dos bolsas de plástico igualan una bolsa de papel, ¿cambia la opción? *c)* Compare la energía requerida para producir cada bolsa. ¿Qué bolsa requiere menos energía para su producción?

Referencias

- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 1999. "Pioneros del sector Privado: ¿Cómo las empresas están incorporando la compra preferentemente ambiental". Reporte No. EPA742-R-99-001.
- Anastas, P. T. y J. C. Warner. 1998. *Green Chemistry: Theory and Practice*. Oxford: Oxford University Press.
- Anastas, P. T. y J. B. Zimmerman. 2003. "Diseño a través de los doce principios de ingeniería verde". *Environmental Science and Technology* 37 (5): 94A-101A.
- Anastas, P. T. y J. B. Zimmerman. 2006. "Los doce principios de la ingeniería verde como un fundamento para la sustentabilidad". En: *Sustainability Science and Engineering: Principles Book*, ed. M. Abraham, Nueva York: Elsevier Science.
- Aronson, D. 2003. "Targeted Innovation: Using Systems Thinking to Increase the Benefits of Innovation Efforts". *R&D Innovator* (ahora *Innovative Leader*) 6(2).
- Asociación de Líderes Universitarios para un Futuro Sustentable (ULSF). 2008. "Cuestionario de Evaluación de Sustentabilidad". Sitio web de la ULSF, www.ulsf.org/programs_saq.html.
- Beckman, E. 2006. "Using Principles of Sustainability to Design 'Leap-Frog' Chemical Products". Procedimientos de la 10a. Conferencia Anual de Química e Ingeniería verde, junio de 2006. Washington, D.C.
- Bell, B., P. Franks, N. Hildreth y J. Melius. 1991. "Exposición al cloruro de metileno y el peso del nacimiento en el Condado de Monroe, Nueva York" *Environ Res* 55(1):31-39.
- Benyus, J. M. 2002. *Biomimetismo: Diseño inspirado en la innovación*, Nueva York: Harper Perennial.
- Cooper, J. S. y B. Vigon, 1999. "Lineamientos de ingeniería de ciclo de vida". Preparado para la Oficina de Investigación y Desarrollo de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, Laboratorio de Investigación de Manejo de Riesgo Nacional, por Battelle Memorial Institute, Contrato No. CR822956.
- Fiksel, J. 2003. "Diseñando sistemas resilientes, sustentables". *Environmental Science and Technology* 37:5330-5339.
- Graedel, T. y B. Allenby. 1995. *Ecología Industrial*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall.
- Hart, M. 2007. Sitio web de medidas sustentables, www.sustainablemeasures.coM.
- Henneberry, M. 2002. *Paint and Coatings Industrial Magazine* 6.
- Schrödinger, E. 1943. *What Is Life?* Dublín: Instituto de Dublín para Estudios Avanzados.
- Sheldon, R. A. 1992. *Química e industria* 903.
- Wernick, I. y J. Ausubel. 1997. *Ecología industrial: algunas indicaciones para la investigación*. Preparado para la Oficina de Energía y Sistemas Ambientales, Laboratorio Nacional de Lawrence Livermore.

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.



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?

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 megatones 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

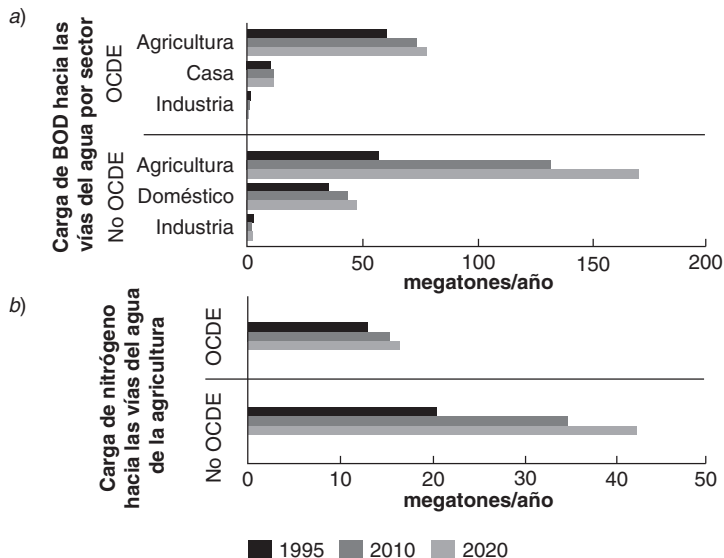


Figura 8.1 Macrocontaminantes en las vías de agua globales a) Carga anual de BOD (megatones) hacia las vías del agua (en países miembros y no miembros de la OCDE) para los sectores de agricultura, doméstico e industrial para 1995 y estimados para 2010 y 2020. b) Carga de nitrógeno (megatones) para los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

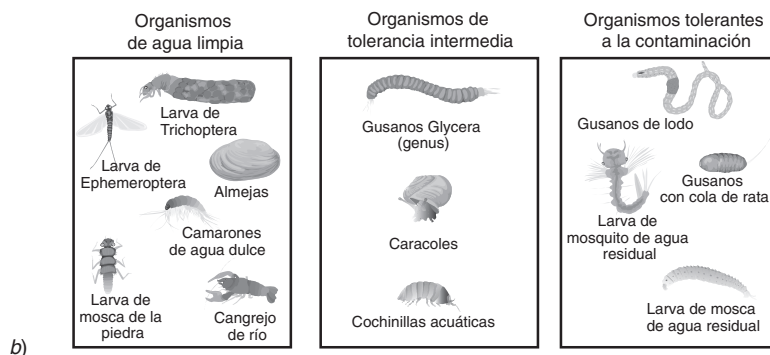
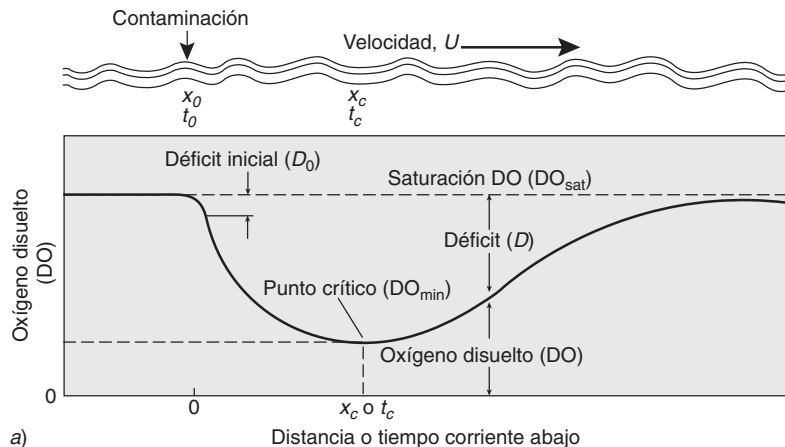
<http://cfpub.epa.gov/surf/locate/index.cfm>



© Galya Andrushko/iStockphoto.

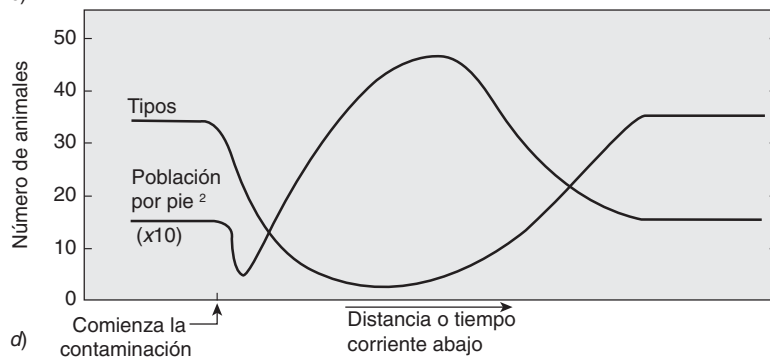
Figura 8.2 Curva de hundimiento de oxígeno disuelto a) y las zonas asociadas de calidad del agua ((b)-(d)) reflejando los impactos en las condiciones físicas y la diversidad y abundancia de organismos.

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

c)



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:

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

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

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

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.

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

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_L), 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:

$$\begin{aligned} t_{\text{crit}} &= \frac{1}{k_2 - k_1} \times \ln \left(\frac{k_2}{k_1} \times \left(1 - \frac{D_0 \times (k_2 - k_1)}{k_1 \times L_0} \right) \right) \\ t_{\text{crit}} &= \frac{1}{0.6/\text{día} - 0.2/\text{día}} \times \ln \left(\frac{0.6/\text{día}}{0.2/\text{día}} \times \left(1 - \frac{2 \text{ mg } \text{O}_2/\text{L} \times (0.6/\text{día} - 0.2/\text{día})}{0.2/\text{día} \times 20 \text{ mg } \text{O}_2/\text{L}} \right) \right) \\ t_{\text{crit}} &= 2.2 \text{ días} \\ x_{\text{crit}} &= 2.2 \text{ días} \times 10 \text{ km/día} = 22 \text{ km} \end{aligned}$$

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

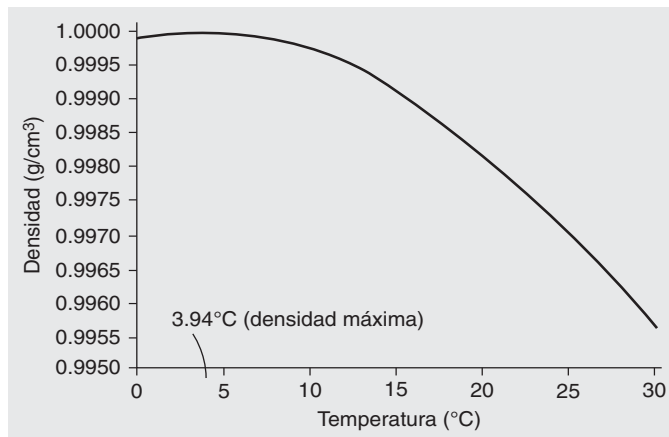
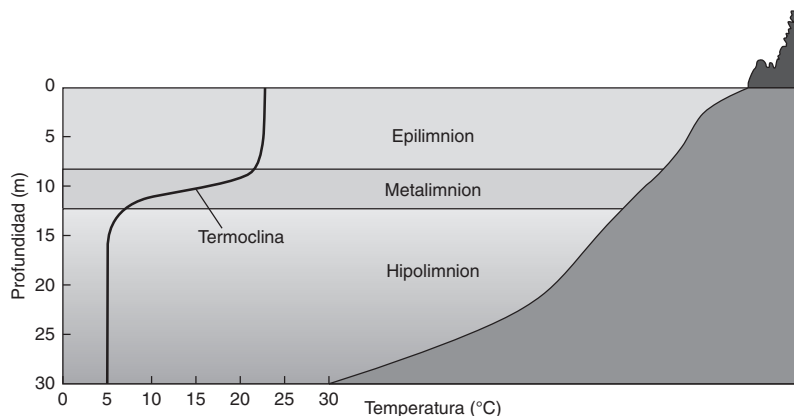


Figura 8.3 Densidad máxima del agua La densidad máxima se da a los 3.94° C. Por lo tanto, el agua a aproximadamente 4° C se encontrará por debajo de las aguas más frías (hielo a 0° C) en el invierno y las más calientes (20° C) en el verano.

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



fría bien mezclada. El plano en el metalimnion en donde la gradiente de temperatura-profundidad está más empujada 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-

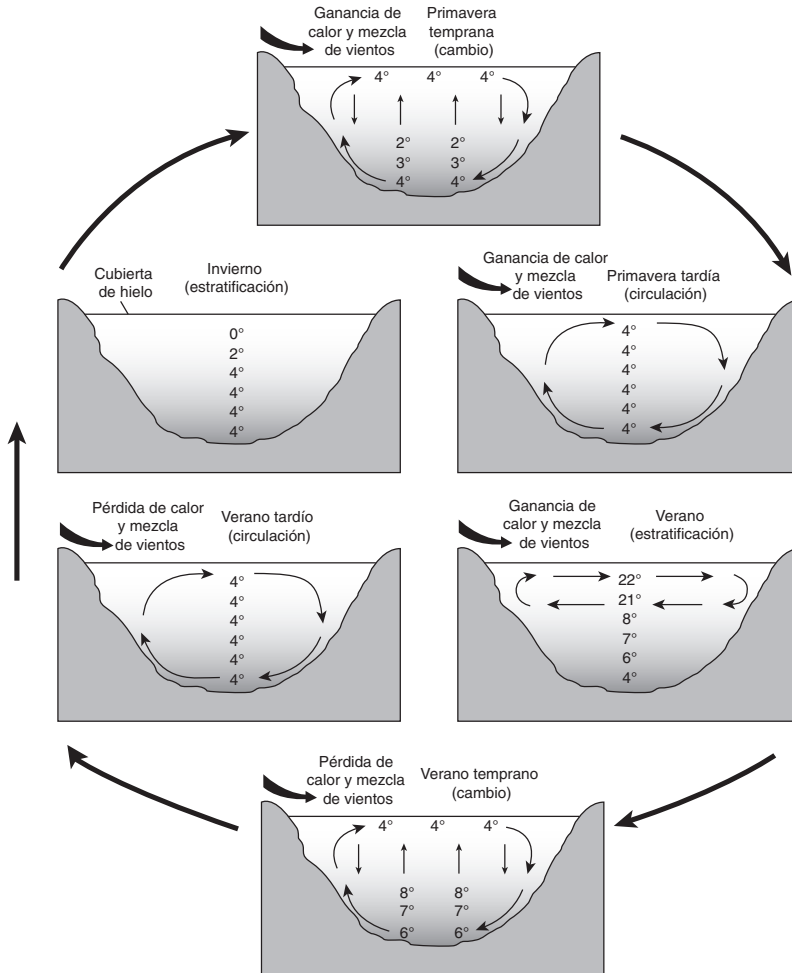


Figura 8.5 Ciclo anual de estratificación, cambio y circulación en lagos y reservas templados La variación en las condiciones meteorológicas (temperatura, velocidad del viento) pueden causar una variación significativa al tiempo y extensión de estos eventos.

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 empujarse 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 reposicionamiento 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.

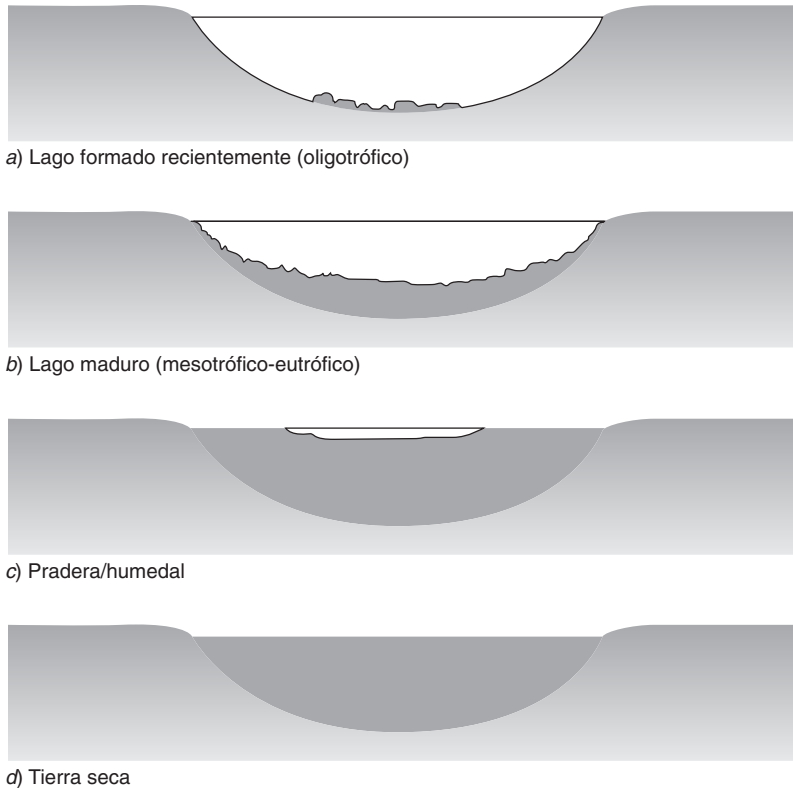


Figura 8.6 Sucesión natural en los lagos Un concepto de sucesión natural en los lagos sugiere que estos sistemas pasan a través de una serie de etapas al tiempo que se enriquecen con los nutrientes y la materia orgánica y finalmente transformados a tierra seca. La velocidad de envejecimiento del lago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

De Milhelic (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.

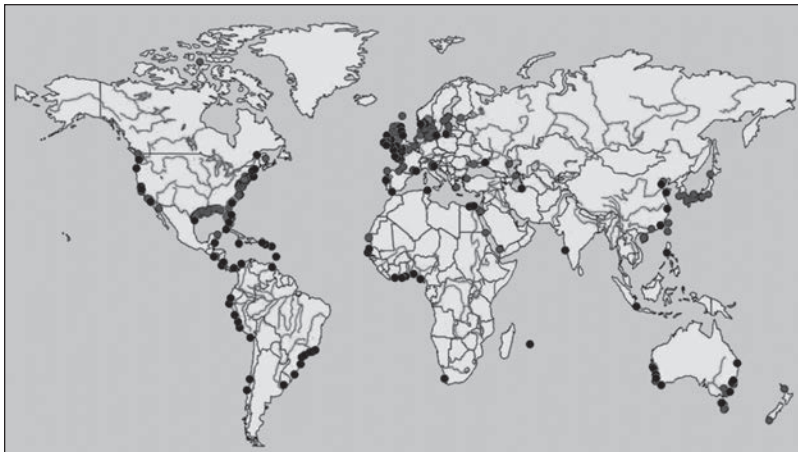
El Mississippi drena 41% de la masa de tierra de los 48 estados más bajos e incluye estados del Cinturón de Maíz

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.

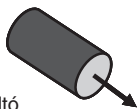


Calculador de gestión trófica estatal de lagos

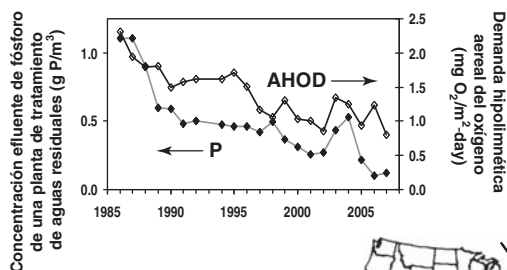
tierra seca. La adición de fósforo a través de actividades humanas y el envejecimiento resultante del lago son llamadas **eutrofización cultural**. La variación en el uso de suelo y la densidad de población puede llevar a un rango de estados tróficos dentro de una región dada, por ejemplo, del oligotrófico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

8.3.4 GESTIÓN DE INGENIERÍA DE LAGOS

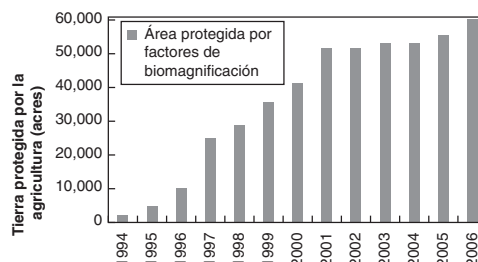
La opción preferida en el manejo de calidad de las aguas superficiales siempre es la de prevenir o eliminar las descargas. El enfoque de la gestión de lagos está típicamente en el control del fósforo; sin embargo, la mayoría de las soluciones aquí presentadas aplican para otros contaminantes. (Recuerde 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 sedimento y trazas metálicas) lavados de la tierra y las superficies pavimentadas.

a) Control de fuente puntual

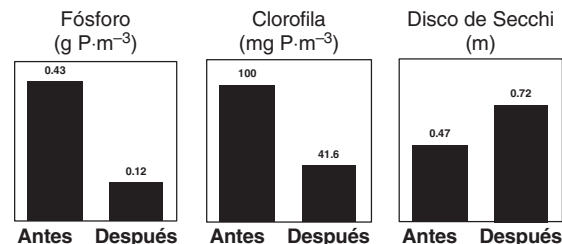
La descarga de fósforo de una planta de tratamiento de aguas residuales municipal resultó en un estado hipereutrófico, manifestado en florecimiento de algas, una claridad pobre del agua y agotamiento hipolimnético severo del oxígeno. La implementación de tratamiento avanzado de agua, en múltiples etapas, ha reducido las concentraciones efluentes de fósforo y ha llevado a una reducción en la velocidad a la que el oxígeno es consumido en las aguas del fondo (AHOD, areal hypolimnetic oxygen depletion).

**Lago Onondaga, NY****b) Control de fuente no puntual**

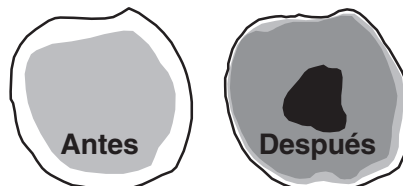
Esta reserva, la cual proporciona 70% del agua que se provee a la ciudad de Wichita, es contaminada por fósforo y sedimentos originados por el cultivo y los pastizales en su cuenca. Se están implementando aumentos en el área protegida por prácticas de conservación en la cuenca para reducir la carga de fósforo y sedimentos.

**Lago Cheney, KS****c) Desviación**

Los florecimientos de algas con eliminación de macroinvertebrados bentónicos sensibles fueron provocados por las descargas de fósforo provenientes de cuatro plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Las cargas de fuente puntual fueron desviadas hacia la aplicación del suelo y otros usos, incluyendo la irrigación de plantaciones de cítricos y recarga de aguas subterráneas. Los niveles de fósforo y de clorofila dentro del lago cayeron 50 y 30 por ciento, respectivamente, y la transparencia del disco de Secchi se incrementó 50 por ciento.

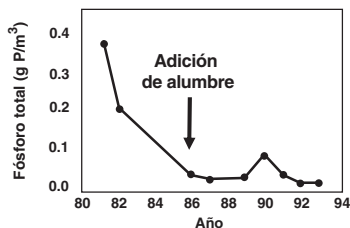
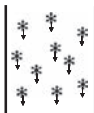
**Lago Tohopekaliga, FL****d) Dragado**

El crecimiento prolífico de macrófitos y la deposición resultante en una columna de agua de 1.4 m sobre 10 m de material de planta en descomposición. El dragado removió 665 000 m³ de sedimento de este lago de 37 hectáreas, incrementando el volumen del agua en 128% y la profundidad máxima a 6.6 m. El agotamiento severo del oxígeno y la muerte de peces en el invierno se eliminaron. Los macrófitos ya no crecieron a niveles de florecimiento debido a que el incremento en la profundidad redujo la cantidad de hábitat de plantas de luz disponible. El dragado es caro y lleva consigo efectos aislados potenciales, en gran medida relacionados con la resuspensión de sedimentos.

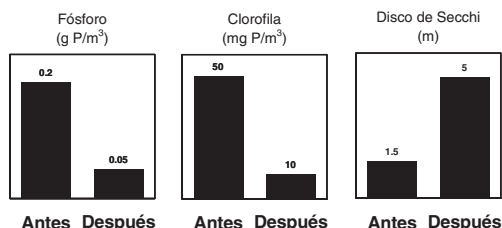
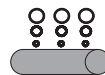
**Lago Lilly, WI****Figura 8.8 Ejemplos de gestión de ingeniería de lagos**

e) Inactivación química

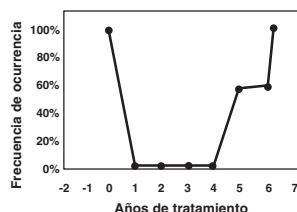
La adición de alumbre (sulfato de aluminio) redujo la liberación de sedimento de P mediante un factor de 10. Las concentraciones de P del agua del fondo cayeron dramáticamente, y los niveles P del agua de superficie se redujeron de 0.013 a 0.005 g P/m³, estableciendo condiciones oligotróficas. El tratamiento persistió durante más de una década.

**Lago Morey, VT****f) Aereación hipolimnética**

El oxígeno fue burbujado hacia el fondo de las aguas de esta reserva eutrófica, manteniendo los niveles de oxígeno disuelto por arriba de los 5 mg/L. Las reducciones en el fósforo, amonía-nitrógeno y clorofila se lograron. La aereación eliminó el sulfuro del lago, protegiendo la provisión de agua para un criadero de salmones chinook y truchas arcoiris.

**Reserva Camanche, CA****g) Herbicidas/cosechas**

El tratamiento con herbicidas con fluridona eliminó las especies invasoras exóticas de milenrama euroasiática durante cuatro veranos consecutivos. Algunas especies nativas redujeron su abundancia después del tratamiento, mientras otras la incrementaron. La transparencia del disco de Secchi se redujo después del tratamiento debido a la reducida competitividad del fósforo entre las algas y los macrófitos.

**Lago Potter, WI****h) Biomanipulación**

Durante muchos años, este lago se caracterizó por su alta transparencia, baja biomasa de algas y una población de peces denominada por los piscívoros (especies que se alimentan de peces, por ejemplo, la lobina). Un cambio para los planctívoros (especies que se alimentan de plancton, por ejemplo, la mojarra de algas azules y la carpa) y los bentívoros (especies que se alimentan del fondo, por ejemplo, los siluros) incrementaron su presión de depredación del plancton, resultando en el crecimiento incrementado del alga y la reducción de la claridad del agua. El lago fue tratado con rotenona para remover los planctívoros y los bentívoros y se repusieron con piscívoros (lobinas y alascas). La reintroducción de piscívoros permitió que las poblaciones de plancton renacieran, reduciendo la biomasa de algas y mejorando la calidad del agua.

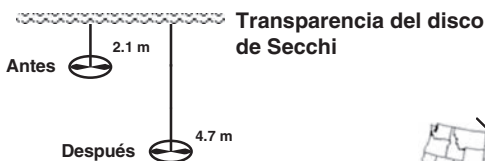
**Lago Round, MN**

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 sulfuro 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 delinear 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

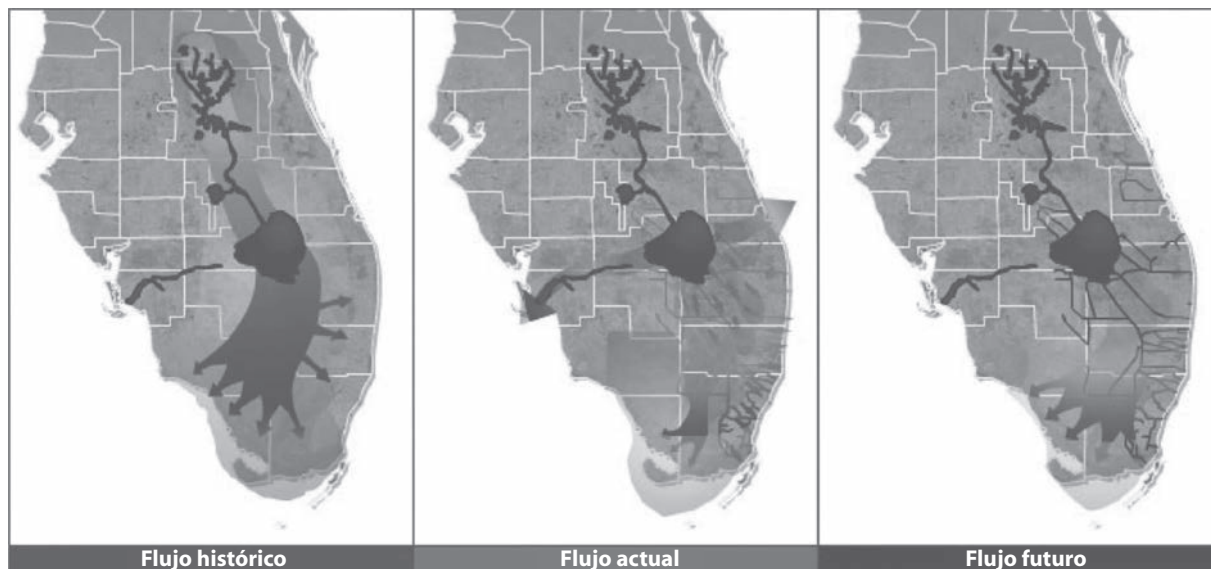
Recuadro / 8.2 Continuación

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-

sos 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, escurrentía 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 *celas* 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	• 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	• 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	• 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**

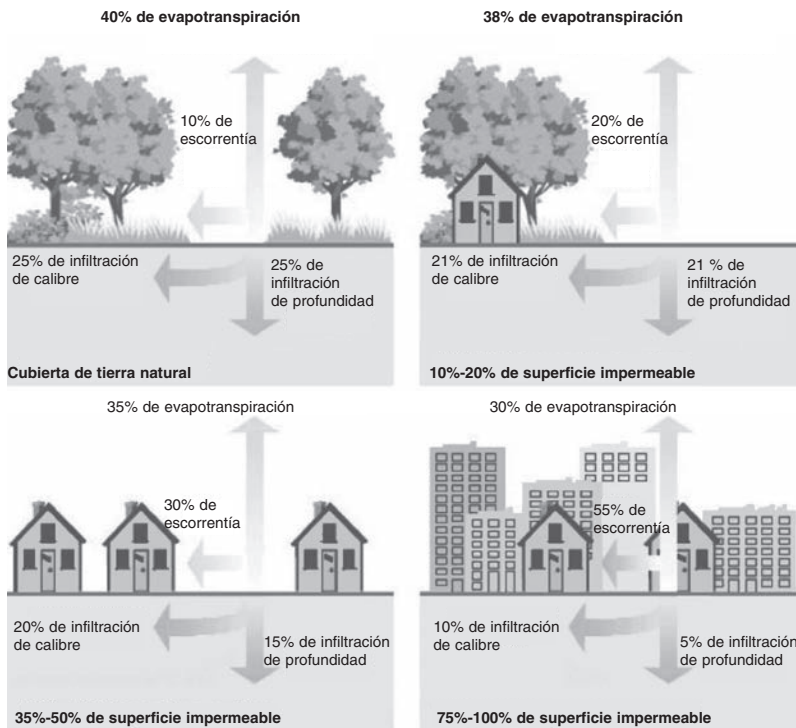


Figura 8.10 Cómo las superficies no permeables asociadas con el medio ambiente construido cambian los ciclos hidrológicos naturales. Al tiempo que la cubierta de tierra natural es removida y reemplazada con superficies no permeables como edificios, carreteras y estacionamientos, existe una escorrentía incrementada y una significativamente menor recarga de aguas subterráneas. También, la evapotranspiración se reduce en un área con grandes cantidades de cubiertas no permeables. El proceso de evapotranspiración 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 ($P \times A$).

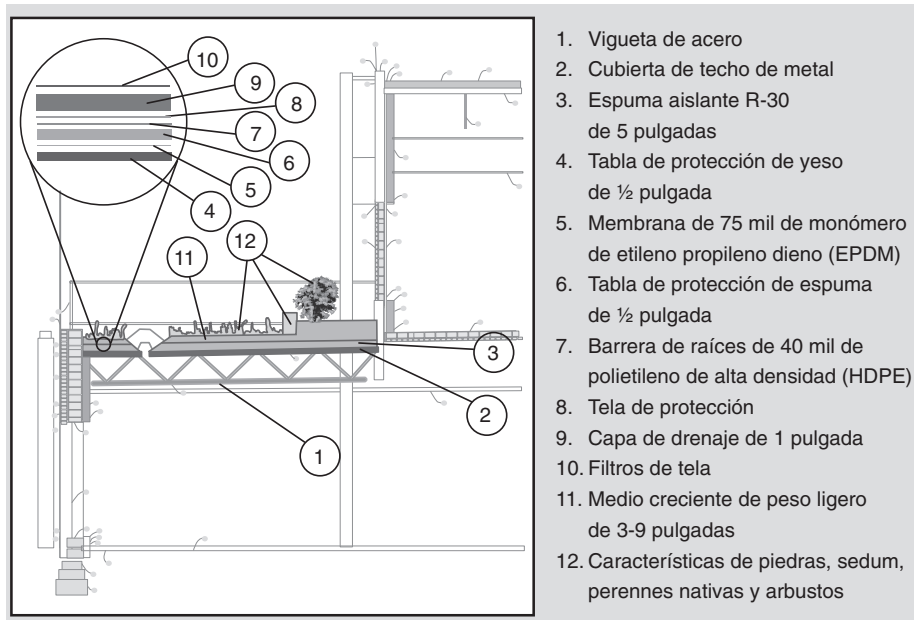


Figura 8.11 Componentes de una azotea verde Esta azotea en particular utiliza una combinación de áreas de plantación extensivas (3-4 pulg de tierra) e intensiva (4-9 pulg de tierra). Redujo el área de las superficies no permeables (3 626 pie²), requirió un soporte de ingeniería de 62 lb/pie² y costó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

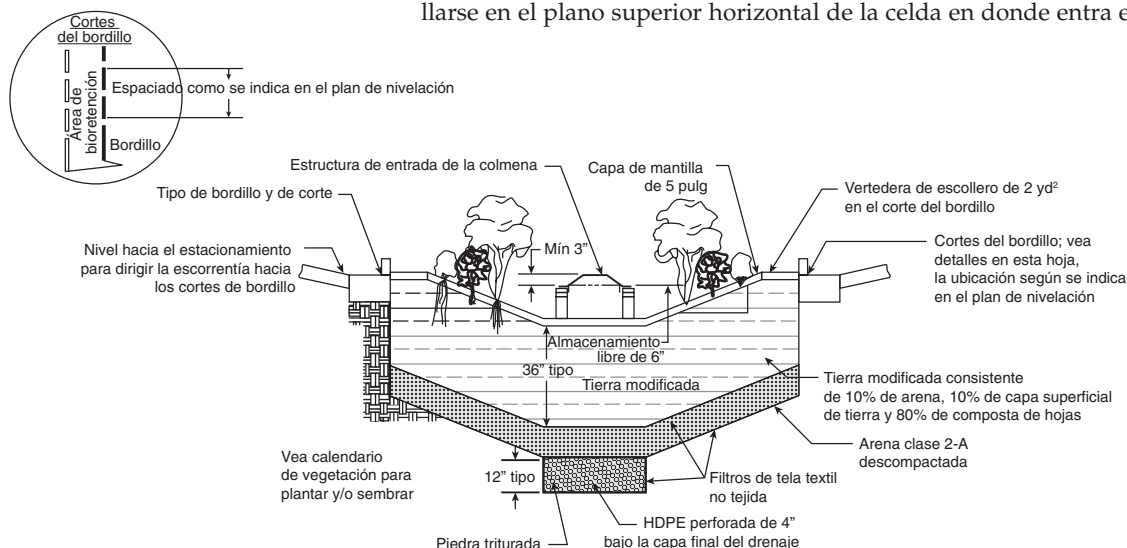


Figura 8.12 Diseño típico de una celda de bioretención comercial. Advierta la ubicación de las tierras modificadas, drenajes de subsuelo, estructuras de salida, vegetación y protección de entradas. Estos tipos de celdas de bioretención generalmente incluyen el uso de un drenaje de subsuelo, relleno sustancial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

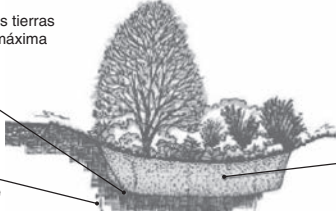
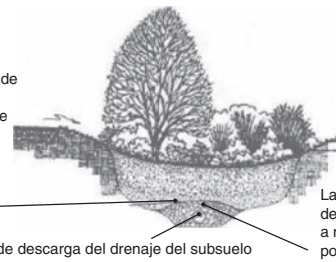
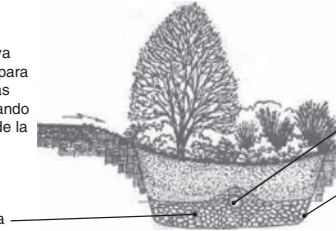
DISEÑO Y CONCEPTO DEL PRIMER RAUDAL DE AGUA

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.

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.	Ninguna tela de forro o geotextil permite que las tierras in situ se infiltren a su máxima capacidad 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  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
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.	Coloque el filtro de tela únicamente sobre la cama de grava en la vecindad de la tubería del drenaje del subsuelo  Tubería de descarga del drenaje del subsuelo La cama de grava alrededor del drenaje del subsuelo ayuda a mantener el drenaje libre de posible transportación de tierra
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.	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  Tubería de descarga No se utiliza ningún filtro de tela en las paredes laterales o en lo inverso de las instalaciones
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.	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  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

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:

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

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:

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

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:

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

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?

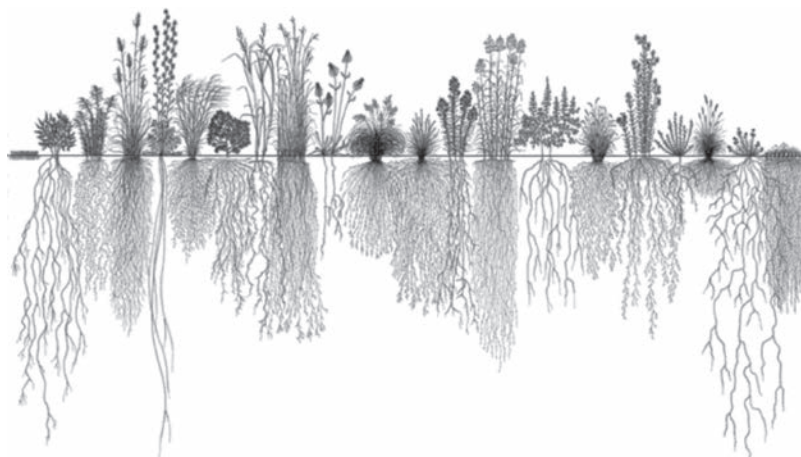


Figura 8.14 Sistemas de raíz de plantas de pradera Este dibujo demuestra la longitud proporcional del césped (mostrado en la orilla izquierda con poca profundidad de raíz) y varias plantas de pradera nativas. Las raíces más grandes mostradas son de 15 pies de largo.

Heidi Natura, Living Habitats © 1995.

las celdas de bioretención del Medio Oeste, las especies de praderas méxicas 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 figure 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.

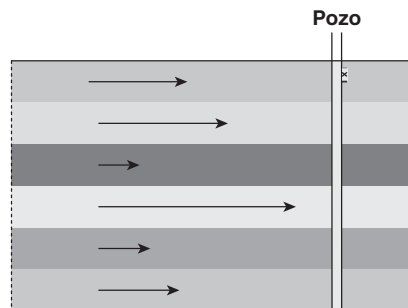


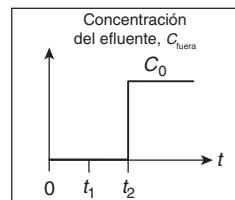
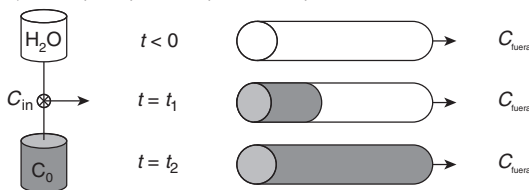
Figura 8.15 Procesos de dispersión de escala acuífera que suceden en las aguas subterráneas El sombreado en las capas indica el valor relativo de la conductividad hidráulica y las sombras más claras indican valores más altos. La longitud de las flechas indica la velocidad relativa de aguas subterráneas 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 adveccionados 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

a) Si se supone que el transporte es sólo por advección



b) Si se supone que el transporte es por advección y dispersión

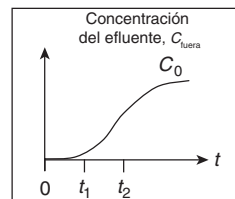
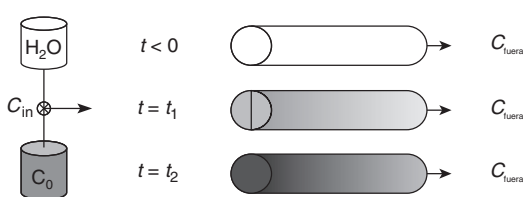


Figura 8.16 Transporte de un trazador en un estudio de columna a) El primer caso supone el transporte sólo por advección. b) El segundo caso supone transporte por advección y dispersión.

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/groundwaterproject/>

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.

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 añadidura 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.

Tecnologías innovadoras de remediación

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

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 (R_f)

- 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



capítulo/Ocho Problemas

8.1 Una corriente a 25° C ha disuelto la concentración de oxígeno de 4 mg/L. ¿Cuál es el déficit de oxígeno disuelto (mg/L)

8.2 La concentración de oxígeno de una corriente es de 4 mg/L y la saturación de DO es de 10 mg/L. ¿Cuál es el déficit de oxígeno?

8.3 Calcule el déficit de oxígeno disuelto para un río a 30° C y la concentración de oxígeno disuelto medido de 3 mg/L. La constante de la ley de Henry a esa temperatura es de 1.125×10^{-3} mol/L-atm y la presión parcial del oxígeno es de 0.21 atm.

8.4 Una planta de tratamiento de aguas residuales descarga un efluente que contiene 2 mg/L de oxígeno disuelto hacia un río que tiene una concentración de oxígeno disuelto de 8 mg/L corriente arriba de la descarga. Calcule el déficit de oxígeno disuelto en la cuenca de mezcla si la saturación de oxígeno disuelto para el río es de 9 mg/L. Suponga que la descarga del río y la planta tienen la misma velocidad de flujo.

8.5 Un río que viaja a una velocidad de 10 km/día tiene un contenido de oxígeno disuelto de 5 mg/L y un CBOD final de 25 mg/L a una distancia $x = 0$ km, esto es, inmediatamente corriente abajo de una descarga de desperdicio. El desperdicio tiene un coeficiente de decadencia de CBOD k_1 de 0.2/día. La corriente tiene un coeficiente de velocidad de reaeración k_2 de 0.4/día y una concentración de saturación de oxígeno disuelto de 9 mg/L. a) ¿Cuál es el déficit inicial de oxígeno disuelto? b) ¿Cuál es la ubicación del punto crítico en tiempo y distancia? c) ¿Cuál es el déficit de oxígeno disuelto en el punto crítico? d) ¿Cuál es la concentración de oxígeno disuelto en el punto crítico?

8.6 La planta de tratamiento de aguas residuales de Pine City descarga 1×10^5 m³/día de desperdicio tratado hacia el Río Pine. De inmediato corriente arriba de la planta de tratamiento, el Río Pine tiene un CBOD final de 2 mg/L y un flujo de 9×10^5 m³/día. A una distancia de 20 km río abajo de la planta de tratamiento, el Río Pine tiene un CBOD final de 10 mg/L. El Departamento de Calidad Medioambiental estatal ha fijado a la planta de tratamiento un límite final de descarga de CBOD de 2 000 kg/día. El río tiene una velocidad de 20 km/día. El coeficiente de decadencia de CBOD es de 0.1/día. ¿Está la planta violando el límite de descarga del departamento?

8.7 Una industria descarga 0.5m³/s de desperdicio con un CBOD de 5 días de 500 mg/L hacia un río con un flujo de 2 m³/s y un CBOD de 2 mg/L de 5 días. Calcule el CBOD de 5 días del río después de mezclarse con los desperdicios.

8.8 Un desperdicio que tiene un CBOD final de 1 000 mg/L se descarga en un río a un promedio de 2 m³/s. El río tiene un CBOD final de 10 mg/L y fluye a una velocidad de 8 m³/s. Si se supone que el rango del coeficiente de reacción es de 0.1/día, calcule el CBOD final, y el CBOD de 5 días del desperdicio en el punto de descarga (0 km) y a 20 km río abajo. El río fluye a una velocidad de 10 km/día.

8.9 Una nueva planta de tratamiento de aguas residuales propone una descarga de 5 m³/s de aguas residuales al río. Los reglamentos estatales prohíben descargas que eleven el CBOD final a más de 10 mg/L. El río tiene un flujo de 5 m³/s y un CBOD final de 2 mg/L, calcule el máximo de CBOD de 5 días que puede descargarse sin violar los reglamentos estatales. Asíumase un coeficiente de decadencia del CBOD de 0.1/día para el río y para la planta de tratamiento propuesta.

8.10 Un río fluye a una velocidad de 20 km/día y tiene un CBOD final de 20 mg/L. Si la materia orgánica tiene un coeficiente de decadencia de 0.2/día, ¿cual es el CBOD final 40 km río abajo?

8.11 Un río que viaja a una velocidad de 10 km/día tiene un déficit inicial de oxígeno de 4 mg/L y un CBOD final de 10 mg/L. El CBOD tiene un coeficiente de decadencia de 0.2/día, y el coeficiente de reaeración del arroyo es de 0.4/día. ¿En dónde se localiza el punto crítico a) en tiempo, b) en distancia?

8.12 Una fábrica de papel descarga su desperdicio ($K_L = 0.05$ /día) a un río que fluye con una velocidad de 20 km/día, después de mezclarse con el desperdicio, el río tiene un BOD carbonáceo final de 50 mg/L. Calcule el BOD carbonáceo a 5 días en esa locación y el BOD carbonáceo final que aún queda a 20 km río abajo.

8.13 Para cada uno de los siguientes casos, asuma que todos los demás factores no cambian, describa el efecto de las siguientes variaciones de parámetros en la magnitud del déficit máximo de oxígeno en un río. Utilice los siguientes símbolos para indicar sus contestaciones: aumento (+), disminución (−) o permanece igual (=).

Parámetro	Magnitud del déficit
Déficit inicial aumentado	_____
CBOD final aumentado @ $x \times 0$	_____
Velocidad de desoxigenación aumentada	_____
Velocidad de reaeración aumentada	_____
ThOD @ $x \times 0$ aumentada	_____

8.14 Contacte una planta de tratamiento de aguas residuales localizada en algún área urbana cercana para averiguar la velocidad de flujo diario promedio y la concentración de fósforo promedio en el efluente. Utilice la información censada para calcular la población proyectada para su área para 2025 y 2050. Si no se hace nada en cuanto a la forma en la que se trata el fósforo en la planta, ¿cuál es la carga de P actual (kg P/día)? Desarrolle una solución técnica y una no técnica para reducir futuras cargas de fósforo hacia las aguas residuales de la planta de tratamiento.

8.15 Utilice la biblioteca o la Internet para investigar una zona muerta en Estados Unidos y una en ultramar como el mar Báltico, el mar Noradriático, el mar Amarillo o el golfo de Tailandia. Escriba un reporte de dos cuartillas comentando cuestiones medioambientales, sociales y económicas relacionadas con las zonas muertas. ¿Qué soluciones de administración propondría para revertir estas zonas muertas?

8.16 Describa algunas diferencias y similitudes entre los tres tipos de azoteas verdes: a) extensiva, b) semiintensiva y c) intensiva. Identifique una locación en su campus o comunidad en donde se podría instalar una azotea intensiva y una extensiva (explique su respuesta).

8.17 Visite el sitio web de los Jardines Botánicos de Brooklyn y busque “plantas de jardín de lluvia” (utilice las comillas). Siga el enlace hacia la página titulada “Plantas de jardín de lluvia”. Utilice la información que ahí se encuentra para identificar especies de plantas que podrían ser aplicables para las celdas de bioretención instaladas en su comunidad (o población).

8.18 Asuma que el área de la azotea de una casa residencial es de 12 pies $\times$ 30 pies. Si se coloca una azotea verde en ese hogar, ¿qué porcentaje de un evento de lluvia de 0.5 pulg se almacenará en la azotea si el medio de crecimiento tiene una capacidad de retención de agua de 0.25? ¿Cuál es

el volumen de agua (en galones) que se almacena durante este evento de lluvia?

8.19 ¿Qué área (en pies cuadrados) se necesita para dos celdas de bioretención utilizadas para coleccionar agua de lluvia que viene de la azotea de la casa? La azotea tiene una dimensión de 30 pies $\times$ 40 pies, se drena a dos tubos de bajada cada uno de los cuales será dirigido a las celdas de bioretención. Asuma que el terreno que rodea a la casa es limoso y que las celdas se cavarán a una profundidad de 6 pulgadas.

8.20 Un área de estacionamiento pavimentado mide 50 pies $\times$ 20 pies. ¿Qué volumen de celda de bioretención es necesario (en pies cúbicos) para que se pueda manejar el primer raudal de agua de un pavimento no permeable de 0.5 pulgadas? Asuma una porosidad del terreno de 0.30.

8.21 Seleccione una locación específica en su campus que tenga un edificio y un estacionamiento asociado. Rediseñe esta área incorporando por lo menos tres técnicas de bajo impacto. Además, pensando en el manejo de aguas pluviales, considere también el movimiento de la gente y los automóviles y el uso de especies de plantas nativas.

8.22 Calcule el tamaño de un jardín de lluvia para su casa, departamento o dormitorio, para tratar el agua de lluvia que se origina en su techo.

8.23 Dos pozos de aguas subterráneas están localizados a 100 metros uno de otro en arena permeable y grava. El nivel del agua en el pozo 1 está a 50 m por debajo de la superficie y el pozo 2 está a 75 m abajo de la superficie. La conductividad hidráulica es de 1 m/día y la porosidad de 0.60. ¿Cuál es: a) la velocidad Darcy, b) la velocidad verdadera del agua subterránea que fluye entre los pozos y, c) el periodo que le lleva al agua viajar entre los dos pozos en días?

8.24 El gradiente hidráulico de las aguas subterráneas en una locación determinada es de 2 m/100 m. Aquí, el agua subterránea fluye a través de la arena con una conductividad hidráulica igual a 40 m/día y una porosidad de 0.5. Un derramamiento de aceite ha provocado la contaminación del agua subterránea en una pequeña región por debajo de un parque industrial. ¿Cuánto tiempo llevará al agua contaminada llegar desde este sitio hasta un pozo de agua potable que se encuentra a 100 m gradiente abajo? Se asume que no hay retardamiento en el movimiento del contaminante.

8.25 Un tanque de almacenamiento subterráneo ha descargado aceite diesel a las aguas subterráneas. Un pozo de agua potable se localiza a 200 m gradiente abajo del derrame de aceite. Para garantizar la seguridad del agua

potable se perfora un pozo de monitoreo a la mitad del camino entre el pozo de agua potable y el derrame de aceite. La diferencia de carga hidráulica entre el pozo de agua y el pozo de monitoreo es de 40 cm (la carga hidráulica en el pozo de monitoreo es mayor). Si la porosidad es de 39% y la conductividad hidráulica es de 45 m/día, ¿cuánto tiempo después de que el agua contaminada llega al pozo de monitoreo llegaría al pozo de agua potable? Asuma que los contaminantes se mueven a la misma velocidad que el agua subterránea.

8.26 Los derrames de materias químicas orgánicas que entran en contacto con el terreno algunas veces llegan hasta la tabla de las aguas subterráneas y de ahí son lleva-

das gradiente abajo con el flujo del agua subterránea. La velocidad a la que son transportadas con el agua subterránea se reduce por la absorción de sólidos en el acuífero de agua subterránea. El agua subterránea contaminada puede llegar a pozos, lo que es peligroso si éstos se usan como agua para beber. *a)* Para un suelo que tiene un ρ_b de 2.3 g/cm³, una porosidad de 0.3 y para la cual el porcentaje de carbono orgánico es de 2%, determine el factor de retardamiento del tricloroetileno ($\log K_{ow} = 2.42$), el hexaclorobenceno ($K_{ow} = 5.80$) y el diclorometano ($K_{ow} = 1.31$). *b)* ¿Cuál compuesto podría transportarse mucho más lejos, el segundo más lejos y el menos lejano en el agua subterránea si estos productos se incorporan en el mismo acuífero?

Referencias

- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 1999. *StormWater Technology Fact Sheet: Porous Pavement*. EPA 832-F-99-023. Washington, D.C.: Agencia de Protección Ambiental, Oficina de Aguas.
- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 2000 (revisado en 2005). "Stormwater Phase II Final Rule: Small MS4 Stormwater Program, Overview". Sitio web de la EPA, www.epa.gov/npdes/pubs/fact2-0.pdf, consultado el 7 de julio de 2006.
- Asociación de Cemento Portland (Portland Cement Association, PCA). 2004. "Pervious Concrete Mixtures and Properties". *Concrete Technology Today* 25(3).
- Condado de Prince George, Md. (PGCM), Departamento de Recursos Ambientales. 2006. *The Bioretention Manual*; Protección de ramales de humedales, Largo: Departamento de Recursos Ambientales de Maryland. Disponible en www.goprincegeorgescounty.com/government/agencyindex/der/esd/gioretention/bioretention.asp, consultado el 3 de diciembre de 2007.
- Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (USACE). 2008a. "FAQs: What You Should Know about the Comprehensive Everglades Restoration Plan (CERP)". Sitio web del Plan de Restauración Completo de los Everglades, www.evergladesplan.org, consultado el 18 de noviembre de 2008.
- Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (USACE). 2008b. "Water Flow Maps of the Everglades: Past, Present & Future". Sitio web del Plan de Restauración Completo de los Everglades, www.evergladesplan.org, consultado el 18 de noviembre de 2008.
- Dahl, T. E. 2006. States and Trends of Wetlands in the Conterminous United States 1998 to 2004, Departamento del Interior de Estados Unidos, Servicios de Pesca y Vida Silvestre, Washington, D.C., 112 pp.
- Departamento de Recursos Naturales de Wisconsin (WDNR). 2003. Publicación DNR PUB-WT-776. Disponible en la Extensión de la Universidad de Wisconsin, www.clean-water.edu/pubs/raingarden, consultado el 7 de junio de 2007.
- Instituto de Leyes Ambientales (ELI). 2002. "Banks and Fees: The Status of Off-Site Wetland Mitigation in the United States", Washington, D.C. http://www.eli.org/Program_Areas/WMB/bankfees.cfm, consultado el 18 de noviembre de 2008.
- Jardín Botánico de Brooklyn (BBG). 2007. "Rain Garden Plants". Sitio web del BBG, www.bbg.org/gar2/topics/design/2004sp_raingardens.html, consultado el 22 de junio de 2007.
- Larson, J. 2004. "Dead Zones Increasing in the World's Coast Waters". Instituto de Política Terrenal (junio 16). <http://www.earth-policy.org/updates/update41.htm>, consultado el 18 de noviembre de 2008.
- Mayer, A. S. y S. M. Hassanzadeh, ed. 2005. *Contamination of Soil and Groundwater by Nonaqueous Phase Liquids (NAPLs)*. Serie monográfica de recursos hidráulicos. Washington, D.C.: American Geophysical Union.
- Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons.
- Organización Cultural, Educacional y Científica de las Naciones Unidas (UNESCO) y el Programa de Evaluación Mundial del Agua Mundial (WWAP). 2003. *Water for People, Water for Life: The United Nations World Water Development Report*. Nueva York: UNESCO/Berghahn Books.
- Seitzinger, S.P. y C. Kroeze. 1998. "Global Distribution of Nitrous Oxide Production and N Inputs in Freshwater and Coastal Marine Ecosystems". *Global Biogeochemical Cycles* 12 (1): 93-113.
- Selman, M., S. Greenhalgh, R. Diaz y Z. Sugg. 2008. "Eutrophication and Hypoxia in Coastal Areas: A Global Assessment of the State of Knowledge". Nota de política del WRI. Washington, D.C.: Instituto de Recursos Globales (marzo).
- Ward, A.S. 2007. "A Review of the Practice of Low Impact Development: Bioretention Design, Analysis and Lifecycle Assessment". (Reporte M.S., Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad Tecnológica de Michigan).

capítulo/Nueve Abastecimiento de agua, distribución y recolección de aguas residuales

Brian E. Whitman, James R. Mihelcic, Alex S. Mayer

En este capítulo, los lectores revisarán la disponibilidad, fuentes y usos del agua. El capítulo provee un panorama general del ciclo hidrológico e hidrología del agua subterránea. Examina la disponibilidad del agua y sus usos a nivel global, analiza el uso y reuso del agua en Estados Unidos y finalmente se enfoca en la demanda del agua y en la generación de aguas residuales para las comunidades. También se da una introducción a conceptos para dimensionar y diseñar instalaciones de tratamiento, sistemas de distribución de aguas y sistemas de recolección de aguas residuales.

Secciones principales

- 9.1 Introducción
- 9.2 Disponibilidad de agua
- 9.3 Utilización del agua
- 9.4 Demanda de agua municipal
- 9.5 Distribución de agua y sistemas de recolección de aguas residuales

Objetivos de aprendizaje

1. Identificar las cantidades y fuentes de agua fresca en una base global.
2. Enlistar los componentes que forman la hidrología de las aguas subterráneas.
3. Identificar a los principales usuarios de agua y el porcentaje de uso de agua asociado a los diferentes tipos de usuarios.
4. Describir la perspectiva de la población global que vive en áreas no igualmente atendidas por los recursos globales de agua y analice los retos que experimenta la gente que vive en estas zonas.
5. Expresar cómo usted, como ingeniero, puede ayudar a lograr una distribución más equitativa de los recursos de agua en su comunidad y en el mundo.
6. Asociar las fuentes de agua con cuestiones de calidad y usos del agua.
7. Identificar algún proyecto local o regional de reutilización o recuperación de agua y describa sus beneficios sociales y medioambientales.
8. Expresar cómo usted, como ingeniero, puede ayudar a alcanzar una gestión más sustentable de los recursos de agua de su región.
9. Estimar las tasas de flujo de agua potable y residual para residentes y comunidades.
10. Distinguir los ciclos de demanda diaria para usos industriales, residenciales y comerciales.
11. Estimar los factores de demanda y los niveles de uso de agua doméstica partiendo de registros históricos.
12. Determinar las demandas de agua asociadas a la protección contra incendios y pérdidas debidas a fugas y uso no medido.
13. Calcular los flujos de estado de tiempo húmedo basándose en el flujo de entrada y la infiltración.
14. Proyectar la demanda futura de agua utilizando métodos de extrapolación y el tipo de usuarios.
15. Plantear un sistema de distribución de agua.
16. Evaluar una tubería de recolección de aguas residuales basándose en el diseño total de la tubería, velocidad de flujo y la capacidad de transportación.
17. Evaluar un pozo húmedo con base en las características de la bomba.

9.1 Introducción

La ciencia fundamental que tiene que ver con la ocurrencia, movimiento y distribución del agua en el planeta es la **hidrología**. El **ciclo hidrológico** se define por los caminos en donde el agua se mueve y se distribuye por el planeta como se muestra en la figura 9.1. La cantidad y calidad del agua varía de forma importante conforme se mueve dentro del ciclo hidrológico.

Los sistemas de agua subterránea se pueden extender desde la superficie de la tierra hasta metros o kilómetros debajo de la superficie. Estos sistemas están compuestos de materiales sólidos porosos (por ejemplo, grava, arena y arcilla) que contienen aire y agua. Las rocas sólidas y fracturadas también pueden ser vistas como materiales porosos que componen el sistema de aguas subterráneas.

La figura 9.2 muestra un sistema típico de aguas subterráneas consistente en dos **acuíferos (acuíferos confinados y no confinados)**. Los acuíferos son formaciones subsuperficiales que liberan agua en cantidades suficientes para abastecer fuentes prácticas de agua para uso humano. La **zona vadosa** se extiende desde la superficie de la tierra hasta el nivel freático. En esta zona, el agua y el aire se encuentran en los espacios porosos. Las capas superiores de la zona vadosa consisten en una delgada (centímetros a metros) capa de tierra que es capaz de sustentar una actividad biológica intensa. El agua en esta zona consiste en delgadas películas que rodean la superficie de los materiales porosos. La presión en los poros de agua de la zona vadosa es menor que la presión atmosférica.

El agua generada por precipitación infiltra la zona vadosa y, si el volumen es suficiente, migra hacia el nivel freático. El *nivel freático* es la profundidad en la que la presión del agua porosa es igual a la presión atmosférica. En términos más prácticos, imagine encontrar el nivel freático al excavar la zona vadosa hasta que encuentre agua estancada. La *zona saturada* empieza cerca de la locación del nivel freático. Una delgada capa saturada se extiende sobre el nivel freático al ser elevada por las *fuerzas capilares*. Esta capa saturada es la *franja capilar*. Por debajo del nivel freático, el medio poroso se satura y el agua de los poros está bajo presión positiva.



Información sobre agua pública

<http://water.usgs.gov/>

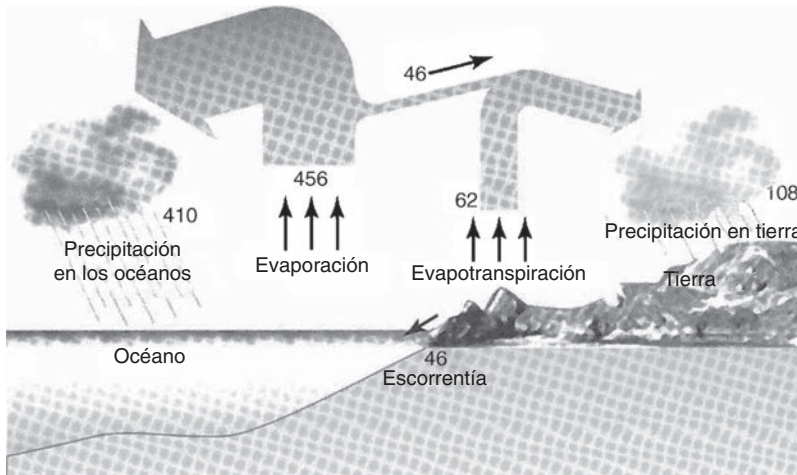
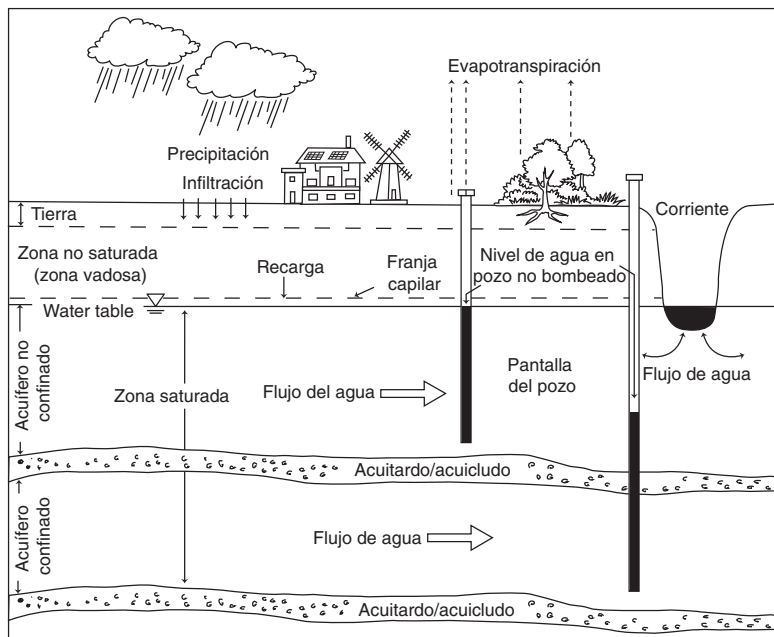


Figura 9.1 Ciclo hidrológico Las unidades de transferencia de agua son $10^{12} \text{ m}^3/\text{año}$.

Datos de Budyko(1974); de Mihelcic(1999).
Reimpreso con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

Figura 9.2 Sistema típico de aguas subterráneas La escala vertical está exagerada. El acuitardo/acuicludo no proporcionará agua en cantidad significativa al pozo. Un acuicludo es relativamente impermeable (arcilla, por ejemplo). Similarmente, el acuitardo no es muy permeable; no obstante, puede permitir que el agua se mueva entre acuíferos contiguos.

Figura adaptada de Hemond y Fechner, *Chemical Fate and Transport in the Environment*, derechos reservados Elsevier (1994).



El papel de un sistema de agua subterránea en el ciclo hidrológico se muestra en la figura 9.2. Una porción del agua que infiltra la zona vadosa se pierde en la atmósfera circundante vía evaporación de los espacios porosos o transpiración a través de las raíces de las plantas. La combinación de estos procesos se conoce como *evapotranspiración*. Los sistemas de agua subterránea son recargados por el agua infiltrada restante. El agua que llega a la zona saturada se mueve de acuerdo con los gradientes de presión y la gravedad y puede migrar de un acuífero a otro. Como se indica en la figura 9.2, el agua subterránea que fluye horizontalmente puede alcanzar aguas superficiales como ríos, lagos y océanos. El agua subterránea que contribuye a los flujos en ríos y corrientes se conoce como **flujo base** y generalmente constituye una porción significativa del flujo de agua superficial. En algunas circunstancias, la dirección del flujo se invierte, y el agua se pierde del cuerpo de agua superficial yéndose hacia el agua subterránea.

ejemplo/9.1 Utilización del balance de agua para determinar el flujo base

La precipitación anual media de agua de lluvia en una zona es de 90 cm. La evapotranspiración media anual es de 42 cm. La mitad de la lluvia se infiltra a la subsuperficie, el resto se mueve junto o cerca de la superficie del terreno. El acuífero subyacente está conectado a una corriente. Si se asume que no hay otras entradas o salidas de agua bajo el acuífero y que está en un estado estable (ni gana ni pierde agua), ¿cuál es la cantidad de flujo base que contribuye a la corriente desde el agua subterránea?

ejemplo/9.1 Continuación

solución

Para resolver este problema, primero se determinan las entradas y salidas del acuífero. La entrada es:

$$I = \text{infiltración} = 90 \text{ cm/año} \times 0.5 = 45 \text{ cm/año}$$

Las salidas son:

$$ET = \text{evapotranspiración} = 42 \text{ cm/año}$$

$$BF = \text{flujo base}$$

Una ecuación de balance de agua (entrada = salida) puede escribirse para este sistema de la siguiente manera:

$$I = ET + BF$$

Resuelva la expresión para el flujo base:

$$BF = I - ET = 45 \text{ cm/año} - 42 \text{ cm/año} = 3 \text{ cm/año}$$

Las unidades para el flujo base (longitud por tiempo) puede parecer extraña. Si usted conociera el área del plano (a vista de pájaro) del acuífero, podría multiplicar la precipitación y evapotranspiración por el área, dando por resultado unidades de volumen por tiempo. Por ejemplo, si el área considerada fuera de 100 km^2 , el flujo base (en unidades de volumen/tiempo) sería

$$BF = \frac{3 \text{ cm}}{\text{año}} \times \frac{1 \text{ m}}{100 \text{ cm}} \times 100 \text{ km}^2 \times \frac{1\,000 \text{ m}}{\text{km}} = 3 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$$

Este ejemplo no considera la posibilidad de que el agua esté siendo retirada del sistema de agua subterránea. Si se asume que hay 20 pozos de bombeo dentro de los 100 km^2 , cada uno de los cuales bombea un promedio de $2 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$, la tasa total de bombeo será

$$\begin{aligned} Q &= 20 \times \frac{2 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{\text{s}} \times \frac{60 \text{ s}}{\text{min}} \times \frac{60 \text{ min}}{\text{h}} \times \frac{24 \text{ h}}{\text{día}} \times \frac{365 \text{ días}}{\text{año}} \\ &= 1.26 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año} \end{aligned}$$

Advierta cómo la tasa total de bombeo se acerca a la magnitud del flujo base. Esto puede indicar que este nivel de bombeo no es sustentable a largo plazo. Podría reducir la cantidad de flujo base que contribuye al flujo de la corriente y apoya las funciones ecológicas.

9.2 Disponibilidad del agua

Se estima que el volumen total de agua en el mundo es de $1.386 \times 10^9 \text{ km}^3$. Los océanos contienen 96.5% de este volumen total y la atmósfera contiene sólo $1.29 \times 10^4 \text{ km}^3$ de agua (que es sólo 0.001% de la hidrosfera total). La tabla 9.1 muestra las reservas mundiales de agua dulce.

La cantidad total de **agua dulce** en nuestro planeta es aproximadamente de $3.5 \times 10^7 \text{ km}^3$. En términos de disponibilidad de agua fresca, sólo 2.5% del presupuesto total de agua del mundo se estima como agua dulce, y de esto casi 70% está actualmente presente en forma de glaciares y capas de hielo. Como se muestra en la tabla 9.1, un gran porcentaje del agua fresca del mundo está disponible como recurso de aguas subterráneas, mucha de la cual tiene un periodo de renovación de más de 1000 años. Toda esta información muestra que muy poco del presupuesto de agua fresca total está disponible como agua superficial (lagos y ríos) o como agua subterránea que se recarga en periodos cortos.

La figura 9.3 muestra la relación entre la disponibilidad global de agua para la población. América es relativamente más rica en agua disponible en relación con la población. América del Norte y América Central combinadas tienen 8% de población y 15% de los recursos de agua disponible en el mundo. En contraste, Asia tiene 36% de los recursos de agua disponibles en el mundo, pero alberga 60% de la población global.

Estado del agua a nivel mundial

www.unep.org/vitalwater



Discusión en clase

Comenten algunos cambios globales y regionales que ustedes esperan se den en el próximo siglo en relación con la distribución de la población y el agua. ¿Cómo se relaciona la demografía (por ejemplo, ingresos económicos, nivel de educación, edad y género) con su discusión?

9.3 Utilización del agua

El agua se requiere para una amplia variedad de usos humanos que incluyen casas-habitación, complejos comerciales, industria, agricultura y, lo más importante, los ecosistemas. El concepto de la huella ecológica (comentado en el capítulo 5) asume que un mínimo de 12% de la capacidad ecológica debe preservarse para la protección de la biodiversidad. Esta capacidad eco-

Tabla / 9.1

Porcentaje del total de agua fresca del mundo en diferentes locaciones La cantidad total de agua dulce en la Tierra es aproximadamente de $3.5 \times 10^7 \text{ km}^3$

Locación	Porcentaje de agua dulce del mundo
Glaciares y capa nevada permanente	68.7
Agua subterránea	30.1
Lagos	0.26
Humedad del suelo	0.05
Atmósfera	0.04
Marismas y pantanos	0.03
Agua biológica	0.003
Ríos	0.006

FUENTE: Datos de la UNESCO-WWAP, 2003.

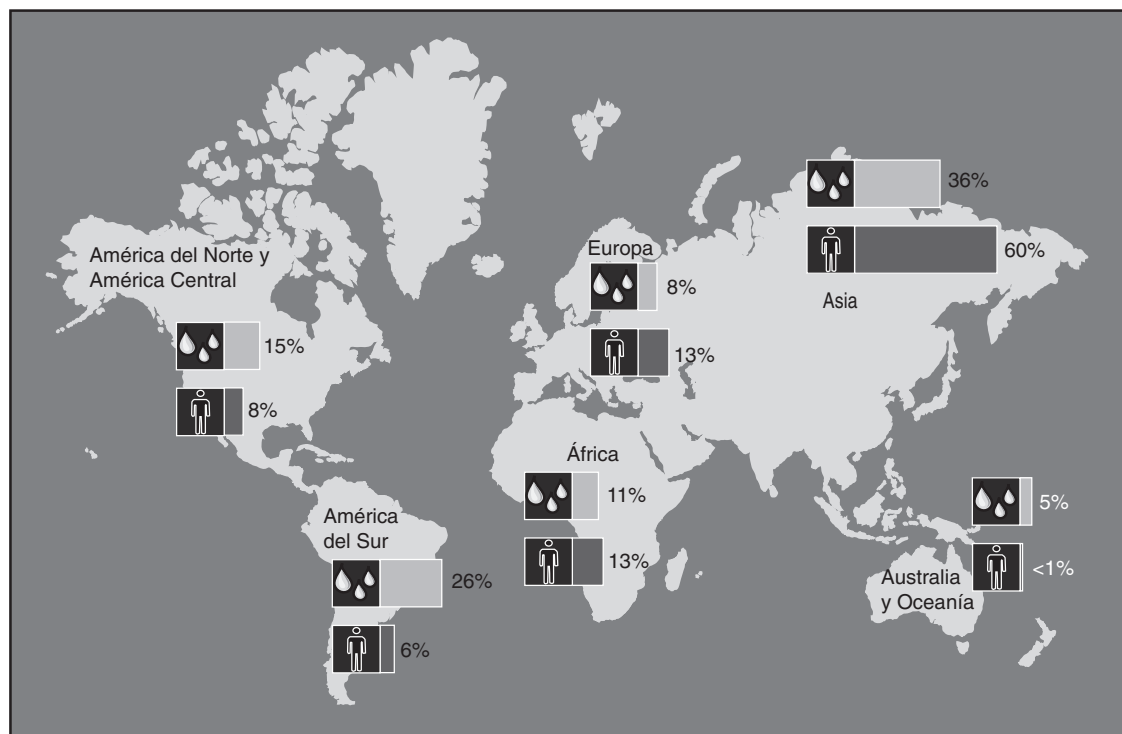


Figura 9.3 Visión global de la disponibilidad de agua contra población Existen disparidades continentales, en particular en el continente asiático. Casi 60% de la población mundial reside en Asia y sólo 36% de los recursos de agua se localizan ahí.

Figura adaptada de la UNESCO-WWAP (2003).

lógica necesita del agua. Además, muchos de los pobres del mundo (aquellos que viven con menos de 1 o 2 dólares al día) dependen del ecosistema para su sustento económico. Los requerimientos de agua de los ecosistemas se deben contabilizar cuando se administra el agua que se distribuye entre los diferentes usuarios.

Globalmente se retiran 3800 km^3 de agua al año. De éstos, 2100 km^3 se consumen. El **agua consumida** es evapotranspirada o incorporada a productos y organismos (UN-Hábitat, 2003). La diferencia de 1700 km^3 se regresa a los cuerpos de agua locales, en general como aguas residuales que vienen principalmente de usuarios domésticos e industriales. Este gran volumen que regresa al sistema de agua local quizá no esté disponible para una fácil reutilización, dependiendo del siguiente uso y, muy importante, si ha sido contaminada y tratada antes de su descarga.

Similar a la **huella ecológica** que calcula el área de terreno requerida para apoyar las actividades humanas, una **huella de agua** determina los requerimientos de agua para apoyar las actividades humanas. Ocho países (en orden de consumo) son responsables de la mitad de la huella de agua del mundo: India, China, Estados Unidos, Rusia, Indonesia, Nigeria, Brasil y Pakistán. En una base per cápita, de 1997-2001, Estados Unidos tiene la mayor huella de agua, 2483 m^3 /per cápita anual. En comparación, para el mismo

Programa de evaluación mundial del agua

<http://www.unesco.org/water/wwap>



Discusión en clase

Visite en línea www.waterfootprint.org/ y calcule su huella de agua personal y la huella de varios países. Discuta cómo los cambios en la tecnología, políticas y comportamiento humano pueden reducir la huella de agua a nivel doméstico y municipal. ¿Cuáles cambios son más efectivos a nivel doméstico y nacional? ¿Cuáles son más equitativos?

Calcule su huella de agua

<http://www.waterfootprint.org>

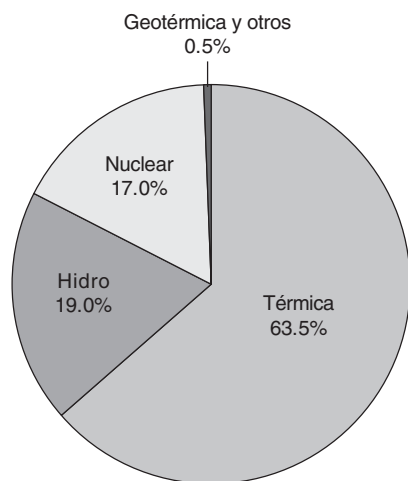


Figura 9.4 Distribución de la producción mundial de electricidad La generación térmica de electricidad representa dos tercios de la producción de electricidad mundial. La energía generada por agua es la fuente renovable de electricidad más utilizada.

periodo, la huella de agua mundial fue de 1 243 m³/per cápita anual. Los números en m³/per cápita anual en otros países fueron Australia (1 393), Brasil (1 381), China (702), Alemania (1 545), India (980) y Sudáfrica (931) (Hoekstra y Chapagain, 2006).

Como se mencionó previamente, mucha del agua doméstica en áreas urbanas se descarga de regreso al medioambiente (piense en el reuso múltiple a lo largo de grandes ríos como el Ohio o el Mississippi). Históricamente, las zonas urbanas obtenían sus requerimientos de agua de superficies de agua locales. Así, las ciudades tienen mucho que ver en asegurarse de que el agua que regresa al medioambiente no haga daño a los sistemas ecológicos o a los usuarios río abajo. También se están volviendo en forma creciente dependientes del *tránsito del agua entre cuencas*, lo que requiere tremendas cantidades de inversión en infraestructura y energía utilizada para la recolección, almacenamiento y transferencia.

La tabla 9.2 muestra el desglose de los usos del agua en el mundo (excluyendo el agua utilizada en la producción de **electricidad**). La mayoría de los usos que se enlistan en la tabla 9.2 involucra **uso agrícola** (globalmente 70%). No obstante, hay diferencias regionales, particularmente en el **uso industrial** del agua en las áreas de mayores ingresos como Europa y América del Norte. El porcentaje anual de retiro de agua para **usos domésticos** varía de 6 a 18% del total de retiros. Advierta cómo el nivel de desarrollo de una región particular del mundo afecta la distribución del uso de agua.

La tabla 9.2 excluye el uso de agua para el sector eléctrico. Cuando se consideran las demandas de agua para la generación de electricidad, más de la mitad del uso de agua es para la generación de electricidad. La figura 9.4 muestra que la producción de electricidad térmica es responsable de dos tercios de la producción de electricidad global. La energía hidroeléctrica proporciona 19% de la generación total de electricidad y 17% de energía nuclear. Otras fuentes como la energía geotérmica, de mareas, de olas,

Tabla / 9.2

Volumen de retiros anuales de agua y porcentaje de los retiros asociados con los sectores agrícola, industrial y doméstico

	Retiros anuales de agua (km ³)	Agricultura (%)	Industria (%)	Doméstico (%)
Mundo	3 317	70	20	10
África	152	85	6	9
Asia y Pacífico	1 850	86	8	6
Europa	456	36	49	15
Latinoamérica y el Caribe	263	73	9	18
América del Norte	512	39	47	13
Oeste de Asia	84	90	4	6

FUENTE : Adaptado de UN-Hábitat, 2003, con permiso de Earthscan Publications Ltd., Londres.

solar y del viento (las cuales no están asociadas con la utilización mayor de aguas) cuentan por menos de 0.5% de la producción mundial de electricidad.

Un beneficio principal de la **hidroenergía** es que cada terawatt adicional de hidroenergía producido por hora que desplaza la electricidad generada por carbón anualmente compensa 1 millón de toneladas de CO₂ equivalentes. La hidroenergía tiene otros beneficios como los bajos costos de operación y mantenimiento, pocas emisiones atmosféricas y cero producciones de desperdicios sólidos peligrosos. Sin embargo, la hidroenergía de gran escala tiene problemas, incluyendo los grandes costos de inversión, cuestiones relacionadas con arrastre de peces y restricción de pasajes, pérdida y modificación del hábitat de peces y el desplazamiento de poblaciones humanas y de vida silvestre.

Comisión mundial de presas

<http://www.dams.org>



Discusión de clase

¿Cuáles son algunos de los impactos sociales y medioambientales de las grandes presas? La Comisión mundial sobre presas tiene más información en su sitio www.dams.org.

Recuadro / 9.1

Preocupaciones sociales y medioambientales por sistemas hidroenergéticos de gran escala

Mucha de la gente que ha sido desplazada por los sistemas hidroenergéticos de gran escala es pobre, menos educada e indígena. ¿Recuerda la discusión sobre **justicia medioambiental** en el capítulo 6? Sólo como un ejemplo, en el proyecto de la presa Three Gorges de 18.2 gigawatts (GW) en China, se estima que ya se han desplazado más de un millón de personas que vivían en más de 1200 pueblos y muchas ciudades. La presa sumergirá 632 km² que incluye cementerios, sitios históricos culturalmente significativos y tesoros medioambientales. En el río Yangtze viven 300 especies de peces y muchas serán separadas de sus zonas de desove. Estará plenamente en operaciones hacia el 2011 y se estima que la presa producirá una novena parte de las necesidades eléctricas de China.

En contraste, los sistemas **microhidroenergéticos** (generalmente menos de 100 kW) y sistemas **minihidroenergéticos** (100 kW a 1 MW) tienen un impacto negativo mucho menor en su medioambiente y en la sociedad que los grandes sistemas de generación hidroenergética. Generalmente son descentralizados y no conectados a la red eléctrica. En términos de beneficios medioambientales, comparados con una planta de carbón equivalente, un sistema microhidroenergético de 1 MW, que produce 6000 MWh anualmente, abastecería las necesidades eléctricas de 1500 familias y evitaría la emisión de 4000 toneladas de dióxido de carbono y 275 toneladas de dióxido sulfúrico (UNESCO-WWAP 2003).

9.3.1 USO DE AGUA EN ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA

Los retiros totales de agua en Estados Unidos exceden 400 000 millones de galones por día (gpd). La tabla 9.3 muestra el desglose (por usos) de los retiros de agua dulce y salada en Estados Unidos. El uso más grande del agua es para la producción de electricidad.

La figura 9.5 muestra el volumen de retiros de *agua dulce* en Estados Unidos desde 1950, separando los retiros de aguas subterráneas y aguas superficiales. California y Texas retiran la mayor cantidad de agua de superficie, California y Florida retiran las mayores cantidades de agua subterránea. El número total de retiros se ha mantenido relativamente constante desde mediados de 1980, variando por menos de 3%, no obstante que la población se ha incrementado en este periodo. El agua superficial forma 80% del total y el agua subterránea 20% del total en los últimos 50 años. En contraste, el porcentaje de retiros asociados con el abastecimiento de agua pública se ha triplicado desde 1950.



Uso del agua

Tabla / 9.3

Retiros totales de agua dulce y salina en Estados Unidos Estos retiros totalizan 408 000 millones de gpd. El agua dulce responde por 85% de este total y el agua superficial por 79% del total.

Usuario	Porcentaje del total de aguas salinas y dulces retiradas
Termoeléctrica	48
Irrigación	34
Abastecimiento público	11
Industrial	5
Doméstico	<1
Ganado	<1
Acuicultura	<1
Minería	<1

FUENTE: Datos de Hutson et al., 2004.

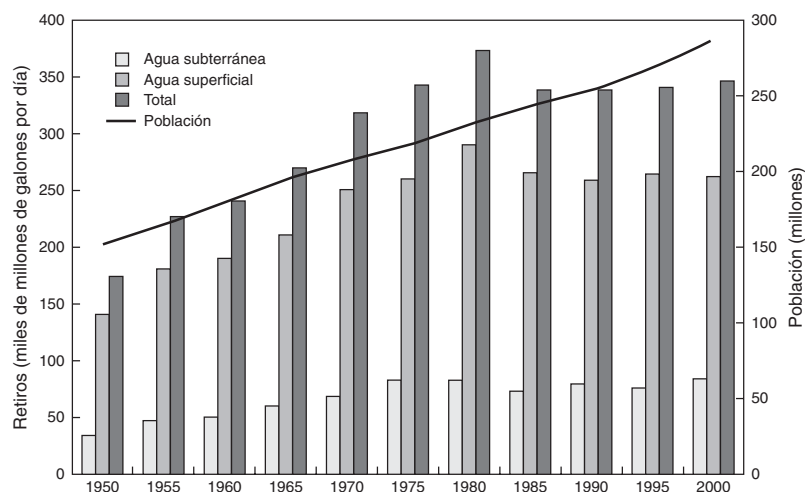


Figura 9.5 Retiros de agua dulce en Estados Unidos por fuente y población, 1950-2000

Cortesía del Estudio geológico de Estados Unidos, Hutson et al. (2004).

En términos de retiros industriales, la figura 9.6 muestra la distribución geográfica de retiros de agua industrial en Estados Unidos. Louisiana, Texas e Illinois son responsables de 38% del total de retiros de agua industrial. Más de 80% de esto es de aguas superficiales. Los estados de Georgia, Louisiana y Texas son responsables de 23% de agua subterránea retirada asociada a uso industrial.

La tabla 9.4 revisa las diferentes fuentes de agua. La mayoría de los usuarios domésticos e industriales obtienen el agua de **aguas superficiales** (riachuelos, ríos, lagos y presas) y del **agua subterránea**. No obstante, las plantas desalinizadoras permiten que se utilice el **agua de mar**. El proveer agua **reutilizada segura** (agua reclamada) es técnicamente posible. La reclamación



Figura 9.6 Distribución geográfica de retiros de agua industrial en Estados Unidos y sus territorios

Cortesía del Estudio geológico de Estados Unidos, Hutson et al (2004).

Tabla / 9.4

Fuentes de agua y cuestiones asociadas con la fuente

Fuente de agua	Cuestiones
Agua superficial	Altos flujos, fácil de contaminar, sólidos suspendidos relativamente altos (TSS), turbiedad y patógenos. En algunas partes del mundo los ríos y riachuelos se secan durante la estación seca.
Aguas subterráneas	Flujos menores pero capacidad natural de filtrado que elimina los sólidos suspendidos (TSS), turbiedad y patógenos. Puede contener altos niveles de sólidos disueltos (TDS) incluyendo Fe, Mn, Ca y Mg (dureza). Difícil de limpiar después de ser contaminada. Los tiempos de renovación pueden ser largos.
Agua de mar	Gran consumo de energía para desalinizar, así que costoso comparado con otras fuentes, y se debe de considerar la eliminación de la salmuera resultante. La desalinización puede ocurrir por destilación, ósmosis inversa, electrodiálisis e intercambio iónico. De éstos, la destilación multietapas y la ósmosis inversa son las dos tecnologías más utilizadas (son responsables de más de 87% de la capacidad de desalinización del planeta). Existen más plantas de ósmosis inversa en el mundo, pero éstas son típicamente menores en capacidad que las plantas destiladoras.
Aguas reclamadas y reutilizadas	Técnicamente factible. Hoy en día se utiliza para irrigar cultivos agrícolas, jardinería, recarga de agua subterránea y agua potable. Incluye el uso descentralizado de aguas grises (aguas residuales producidas por baños y regaderas, lavado de ropa y de trastes, lavabos y bebederos).



Fuentes de agua

La planta desalinizadora más grande en Estados Unidos proporciona 10% de las necesidades de agua de Tampa (FL). La capacidad es de hasta 25 mgd.

Aprenda más sobre la desalinización

<http://ga.water.usgs.gov/edu/drinkseawater.html>



Discusión en clase

¿Que tipo de características de eficiencia en agua están presentes o faltan en su casa o departamento, dormitorio o su campus universitario? ¿El uso de esta tecnología requiere cambios en el comportamiento de los usuarios o del equipo de mantenimiento?

se esta volviendo cada vez más una fuente importante de agua y actualmente se emplea en una amplia gama de usos como la agricultura, la jardinería y para reabastecer aguas subterráneas.

9.3.2 SUMINISTRO DE AGUA PÚBLICA

En Estados Unidos, el suministro de **agua pública** es el que sirve por lo menos a 25 personas y tiene un mínimo de 15 conexiones. Puede pertenecer a organismos públicos o privados. Esta agua puede dar servicio a usuarios domésticos, comerciales, industriales y aun a usuarios termoeléctricos. La figura 9.7 muestra el total de retiros de agua asociados a los suministros de agua pública para cada estado y varios territorios de Estados Unidos. El uso del agua pública es fuertemente dependiente de la población. Por ejemplo, los estados grandes que incluyen 38% de la población estadounidense (por decir, California, Texas, Nueva York, Florida e Illinois) son responsables de 40% de retiros del suministro de agua pública.

Las casas unifamiliares estadounidenses tienen un promedio de uso de agua de 101 galones por día per cápita (gpdc) en interiores y exteriores. En las casas multifamiliares, como los departamentos, el uso de agua puede ser tan bajo como 45 a 70 gpdc, pues estas casas usan menos agua, tienen menos accesorios y aparatos, y utilizan poco o nada de agua en el exterior (Vickers, 2001). En algunas localidades el uso exterior puede exceder a los niveles naturales de lluvia. Varía de 10 a 75% de la demanda habitacional total dependiendo de la localidad. La tabla 9.5 muestra un desglose del **uso casero** mediante diferentes actividades.

La tabla muestra también cómo se vería el mismo desglose si en las casas se instalaran accesorios para el agua más eficientes y se detectaran regularmente las fugas. Si cada hogar en Estados Unidos instalara sistemas más eficientes, el uso de agua se reduciría 30%. Esto no sólo ahorraría dinero, sino que también eliminaría la demanda de identificar y asegurar nuevas

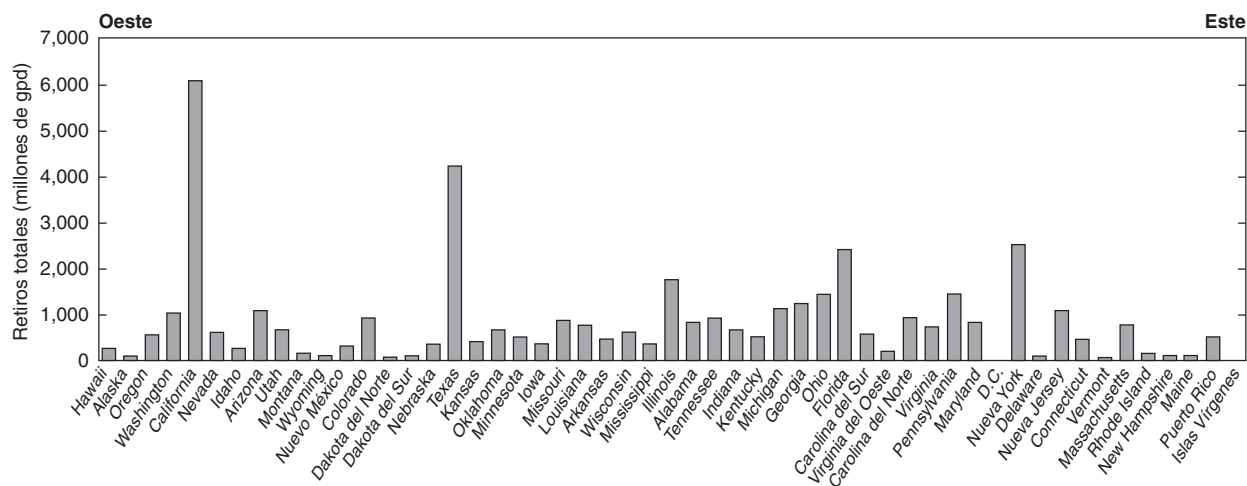


Figura 9.7 Retiros de agua de suministro público, 2000 Los estados y territorios en esta figura están acomodados de oeste a este.

Cortesía de U.S. Geological Service, Hutson et al (2004).

Tabla / 9.5**Uso de agua en hogares estadounidenses: alternativas típicas y eficientes**

El uso típico del agua en los hogares de Estados Unidos es mucho mayor que cuando se instalan accesorios de agua más eficientes y se presta atención a la detección de fugas. Los porcentajes se basan en el uso total.

Actividad	Uso típico de agua gpcd, (% de uso total)	Uso de agua con accesorios de agua eficientes y detección de fugas, gpcd (% de uso total)
Regaderas	11.6 (16.8%)	8.8 (19.5%)
Lavado de ropa	15.0 (21.7%)	10.0 (22.1%)
Lavado de trastes	1.0 (1.4%)	0.7 (1.5%)
Sanitarios	18.5 (26.7%)	8.2 (18.0%)
Tinas de baño	1.2 (1.7%)	1.2 (2.7%)
Fugas	9.5 (13.7%)	4.0 (8.8%)
Grifos	10.9 (15.7%)	10.8 (23.9%)
Otros usos domésticos	1.6 (2.2%)	1.6 (3.4%)

FUENTE: Datos de Vickers, 2001.

fuentes de agua, ahorrando energía y materiales asociados a la recolección, almacenamiento, transporte y tratamiento del agua.

9.3.3 RECLAMACIÓN Y REUTILIZACIÓN DEL AGUA

Ya que cuestiones como el crecimiento de la población, los cambios demográficos en donde la gente vive y donde se localiza la industria, y los actuales y futuros cuestionamientos sobre la escasez del agua, la **reclamación y reutilización del agua** comienzan a ser muy importantes. Por ejemplo, estados como California, Arizona, Georgia y Florida ya han incorporado la reclamación y reuso del agua en sus decisiones de manejo del agua. Esto se debe a su clima, la creciente población y a que su extensiva producción agrícola es dependiente del agua. No obstante, con la escasez volviéndose cada vez más una situación común, áreas que alguna vez se pensaron eran ricas en agua deben *siempre* incorporar el reuso y la reclamación del agua a sus decisiones de manejo del agua.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales típicamente se han situado para tomar ventaja de la gravedad para transportar el agua residual recolectada y a facilitar la disposición del efluente ya tratado. Estas son dos razones por las cuales muchas plantas se localizan cerca de cuerpos de agua superficial. Las plantas de tratamiento también se sitúan cerca de las zonas urbanas, en donde se genera la mayor parte del agua residual. Una clave para la reclamación y reutilización exitosa del agua es poner la calidad del efluente de agua residual a la par con los requerimientos de calidad de agua de los nuevos usuarios.

Actualmente, la mayor parte del agua reclamada se utiliza en la industria o la agricultura que pueden localizarse muy lejos de las grandes plantas de

Reclamación y reutilización del agua

<http://www.epa.gov/region09/water/recycling/>

Tabla / 9.6

Ejemplos de reclamación y reutilización del agua Todas las fuentes de agua reclamada son aguas residuales domésticas tratadas. En una escala global, se espera que la capacidad de reuso del agua aumente de 19.4 millones m³/día a 54.5 millones de m³/día para el año 2015.

Ubicación	Uso del agua reclamada	Cuestiones resueltas por los ingenieros por medio de soluciones de extensión, técnicas y políticas
Distrito de Saneamiento de Hampton Roads, Virginia	Agua de servicio y agua para calderas en refinería petrolera	Se necesitó tratar el amoníaco durante la estación fría, y producir agua con niveles de turbiedad más consistentes.
Distrito de aguas del rancho Irving, California	Irrigación para jardinería para el público y negocios, edificios de oficinas con plomería dual que utilizan agua para sanitarios y urinarios, torres de enfriamiento de oficinas comerciales, irrigación agrícola	Se acumula TDS en el agua reciclada. Las demandas estacionales para irrigación de jardinería necesitan ser balanceadas con limitaciones de almacenamiento del medioambiente urbano.
Sistema de aguas de San Antonio Texas	Agua de enfriamiento para central de energía, enfriamiento industrial, mantenimiento de ríos, irrigación de jardinería	El deterioro de la calidad del agua en el sistema de distribución puede darse por el mayor contenido de sólidos del agua reclamada. Las preocupaciones por conexiones cruzadas con el agua potable y el impacto de mayores contenidos de TDS sobre la vegetación.
Instalación regional sur de reclamación del agua, Florida	Irrigación agrícola y de jardinería, protección contra heladas en cosecha de cítricos, recarga de aguas subterráneas	Posible impacto en la irrigación con aguas reclamadas.
Distrito de aguas del condado de Orange, California	Recarga de agua subterránea que subsecuentemente suplementa el abastecimiento de agua potable, irrigación de jardinería	Contaminantes emergentes como los orgánicos de bajo peso molecular, farmacéuticos y productos químicos disruptivos endocrinos en las aguas reclamadas.

FUENTE: Crook, 2004; GWI, 2005.



Discusión en clase

Muchas cuestiones técnicas asociadas con la reclamación y reutilización del agua han sido abordadas con éxito. ¿Son los insumos de energía y materiales altos o bajos para esta tecnología? ¿Cuáles son algunos de los cambios sociales para reutilizar el agua en usos domésticos? ¿Qué desafíos se pueden encontrar como ingenieros trabajando con una comunidad en un proyecto de reuso de agua? ¿Cómo se sobrepondría a estos retos de forma equitativa y justa?

tratamiento de aguas residuales. Así, cualquier agua reclamada necesita ser transportada por grandes distancias antes de poder ser reutilizada. Para contrarrestar este problema, se están diseñando y construyendo pequeñas y descentralizadas **plantas de reclamación satelital**. Estas plantas combinan procesos de tratamiento primario, secundario y terciario para tratar una porción del arroyo de aguas residuales cerca de los lugares en donde puede ser utilizada, eliminando así la necesidad de transportar el agua reclamada por largas distancias.

La tabla 9.6 presenta varios ejemplos exitosos de reclamación y reuso del agua. En cada caso, la fuente del agua reclamada es el agua residual doméstica tratada. El agua reclamada tiene una variedad de usos incluyendo domésticos, industriales y agrícolas, así como recarga de aguas subterráneas e irrigación de jardinería.

9.3.4 ESCASEZ DE AGUA

Uno de los más urgentes problemas de seguridad social en el futuro seguramente será la **escasez de agua**, una situación en donde no hay agua suficiente para satisfacer las necesidades humanas normales. Se define a un país que experimenta **estrés hídrico** cuando los abastecimientos anuales de agua caen por debajo de 1 700 m³ por persona. Cuando los niveles anuales de agua caen por debajo de 1 000 m³ por persona, la situación del país se define como de **escasez de agua**. Por una medición, cerca de 2 mil millones de personas padecen actualmente una severa escasez de agua. Se espera que este número aumente sustancialmente conforme crece la población y el nivel de vida (y por lo tanto de consumo de agua) se eleve en el mundo.

Se espera que los cambios climáticos tengan un impacto sobre la precipitación (vea la tabla 9.7). Algunas zonas se beneficiarán de un aumento de lluvias de 10 a 40%, pero otras seguramente enfrentarán de 10 a 30% de descenso en la lluvia. Algunas regiones de las que verán aumentar la lluvia también se volverán vulnerables a eventos de lluvia extremos, asociados con las inundaciones y la erosión. La población que será más vulnerable a los cambios climáticos es pobre y depende de la lluvia y de los recursos

Tabla / 9.7

Ejemplos del posible impacto de los cambios climáticos sobre los recursos del agua proyectados para mediados y finales del siglo

Fenómeno y dirección de la tendencia	Probabilidad de tendencias futuras basadas en proyecciones hacia el siglo XXI	Impacto(s) principal(es)
Sobre la mayoría de las zonas terrestres, más calor y menos días y noches frías, más calor y días y noches calurosas más frecuentes	Virtualmente asegurado	Efectos sobre los recursos de agua apoyados por la nieve derretida, efectos en algunas fuentes de agua
Tiempos calurosos/oleadas de calor, aumentos frecuentes en zonas terrestres	Muy probable	La demanda de agua se incrementa, problemas de la calidad del agua, por ejemplo, proliferan las algas
Eventos de fuertes precipitaciones, aumentos de frecuencia en la mayoría de las zonas	Muy probable	Efectos adversos en la calidad del agua superficial y subterránea, contaminación de abastecimientos de agua, la escasez puede ser recuperada
Aumento en las zonas afectadas por la sequía	Posible	Estrés hídrico más generalizado
Aumento de intensidad de la actividad de ciclones tropicales	Posible	Cortes en el suministro eléctrico que causen la ruptura del abastecimiento de agua pública
Creciente incidencia de niveles extremos en los altos niveles del mar (excluye tsunamis)	Posible	Disminución en la disponibilidad de agua dulce debido a la intrusión de aguas saladas

FUENTE: Utilizado con permiso del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático 2007: *Climate Change 2007: Impacts, Adaption and Vulnerability*, Resumen para los diseñadores de políticas, de la tabla SPM.1.



Discusión en clase

¿Cómo afectan sus acciones individuales y profesionales relacionadas con el uso de energéticos al abastecimiento y uso de agua que finalmente afecte a generaciones futuras de los pobres del mundo y los ecosistemas nativos? ¿Qué decisiones tomadas por ingenieros tienen mayor impacto más allá de las áreas locales en donde son implementadas?

de agua locales para su salud y supervivencia económica. Esta gente también suele vivir en áreas propensas a desastres asociados con el agua como las sequías e inundaciones.

9.4 Demanda municipal de agua

La cantidad de agua utilizada (o necesaria) es crítica en la planificación y diseño de un sistema de agua municipal. La tasa estimada de agua utilizada es comúnmente conocida como **demanda municipal de agua**. En general, la(s) fuente(s), la localización y el tamaño de las instalaciones de agua y las tuberías para conectar estas instalaciones con los usuarios todos dependen de la demanda. Aunque la demanda estimada de agua es crítica para la planificación de un sistema, no existe un método único para medirla o estimarla.

La cantidad de agua municipal utilizada se basa en el tipo y número de usuarios del sistema. El diseño y tamaño de una planta de agua o de aguas residuales se basa en la estimación del uso actual y el uso futuro potencial de los usuarios a quienes el sistema sirve. Otros factores como el agua adicional para protección contra incendios e inlfujos a las alcantarillas en tiempos de lluvia aumentan el volumen real de agua que deberá ser tratada.

El diseño y tamaño de la red de tubería para abastecer agua o recolectar aguas residuales se basa no sólo en el uso de agua estimado, sino también en la localización de usuarios específicos relativa a las instalaciones de tratamiento. Por ejemplo, la localización de un usuario industrial de gran tamaño quizá no afecte enormemente la cantidad total de agua a ser procesada por la planta de tratamiento, pero el tamaño de la red de tubería que conectará al usuario con la planta sí se verá afectado en grande manera. Un usuario industrial cercano a la planta necesitará menor cantidad de tubería de gran diámetro de la que sería necesaria si el usuario estuviera lejos de la planta de tratamiento.

9.4.1 CREACIÓN DE MODELOS PARA ESTIMAR LA DEMANDA

Estimar la demanda de agua generalmente tiene que ver con crear un modelo del sistema que copie al sistema real. Las decisiones que se toman para crear un modelo exacto depende del propósito intencional del modelo y de la información por él requerida, por lo tanto, los propósitos del modelo se definen desde el principio, de tal manera que el tipo adecuado de modelo sea seleccionado. En general, los **objetivos para modelar la demanda de agua** son dobles:

1. *Sistemas existentes*: desarrollar un modelo que simule con exactitud la operación del sistema existente.
2. *Sistemas propuestos*: desarrollar un modelo que se volverá una herramienta de planificación que guiará el diseño de un sistema futuro.

El tipo de modelo y los detalles asociados se definen con base a los objetivos del modelo específico. Los detalles de un modelo se pueden clasificar como *modelos de microescala* o *modelos de macroescala*. Los modelos de macroescala se utilizan para estimar la demanda total de agua, el tamaño de las instalaciones de tratamiento y el almacenamiento de sistema requerido



© Eric Delmar/iStockphoto.

para contabilizar los ciclos diarios de utilización del agua. El detalle de que una tubería de un tamaño específico esté conectada a cinco usuarios en un edificio certificado como verde por LEED en la avenida principal no sería requerido en este caso. No obstante, un modelo de microescala del diámetro específico de tubería y los sistemas cercanos que le rodean podría ser útil para determinar el tamaño de la bomba en una estación de bombeo utilizada para protección contra incendios pues, en este caso, la demanda de agua sería la necesaria para extinguir el fuego.

La tabla 9.8 resume la variedad de datos utilizados para **estimar la demanda de agua**. Dependiendo de los objetivos y detalles de un modelo, los datos requeridos pueden ser solamente de uno o dos tipos, o se puede necesitar mayor cantidad de datos que los registrados en la tabla 9.8. La disponibilidad y exactitud puede variar enormemente. Los mapas y dibujos de los sistemas existentes, datos históricos sobre el clima, y datos operacionales son usualmente de fácil obtención y por lo general exactos. Los datos requeridos para planear hacia el futuro como los cambios demográficos, uso futuro de los terrenos y clima proyectado pueden ser significativamente inciertos. Una vez que se localiza cualquier dato, se debe revisar críticamente en cuanto a su sustentabilidad para enfrentar las necesidades del modelo. Cualquier documento histórico debe ser evaluado y verificado para asegurar la exactitud de la información.

Tabla / 9.8

Tipo de datos que pueden ser necesarios para crear un modelo de demanda de agua

Tipo de datos	Descripción de la información
Datos del sistema	Esta es la distribución física del sistema, ejemplo de datos incluye dibujos del proceso para una planta de tratamiento, redes de tubería para distribución de agua o recolección de alcantarillas o la distribución de algún nuevo desarrollo. Esto incluye las dimensiones del sistema (longitud, anchura, altura) y las elevaciones.
Datos operacionales	Esta es información sobre el sistema cuando está en operación. Ejemplos de datos incluyen niveles de agua en los tanques de la planta de tratamiento o en tanques de almacenamiento, tasas de bombeo de las bombas o niveles de agua de pozos húmedos. Mucha de esta información ya es conocida para los operadores del sistema.
Datos de consumo	Este es el uso estimado de agua para los usuarios. Los datos incluyen la demanda diaria de agua per cápita, los valores de demanda diaria para un usuario específico como un edificio grande o la demanda de protección contra incendios. También hay estimaciones típicas de los cambios en los patrones de uso de agua como las estrategias de conservación de agua.
Datos del clima	Estos consisten en datos de la precipitación pluvial y las temperaturas estacionales. La temperatura y la lluvia pueden tener una gran influencia en la demanda de agua. Se podrían utilizar otros datos climáticos si fuese necesario y también se pueden utilizar las predicciones climáticas.
Datos demográficos y de uso de la tierra	Esta información puede ser de los usuarios y cómo los usuarios utilizan su propiedad. Incluye números de población y la creciente o decreciente población futura esperada, los tipos de usuarios (habitacional, comercial, industrial, etc.) y su localización. La planificación del transporte tiene una gran influencia sobre esto.

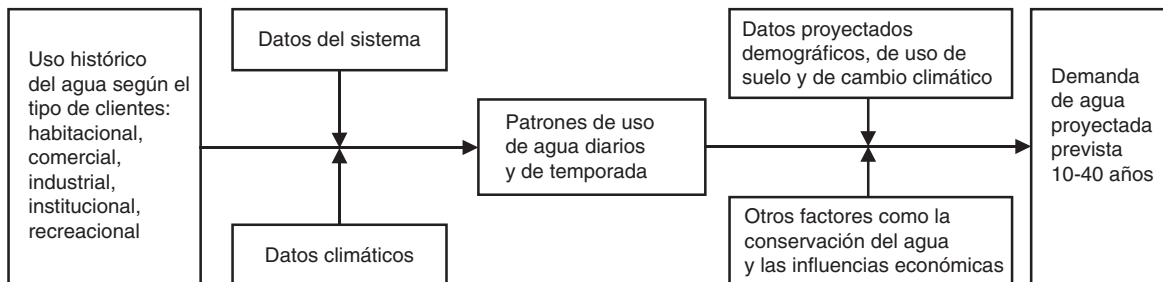


Figura 9.8 Proceso general utilizado para crear un modelo para estimar la demanda futura de agua.

El proceso de un modelo para estimar la demanda de agua en general se muestra en la figura 9.8. El proceso empieza con la recolección y evaluación de información histórica sobre el tipo de usuarios a los que se les da servicio. Al partir de esta información se pueden determinar los ciclos diarios y estacionales. La inclusión de datos de expectativas futuras, demográficas, de uso de suelo (y aun predicciones de cambios climáticos) hacen posible estimar la demanda futura de agua.

Debido a la disponibilidad e incertidumbre de los datos, es común utilizar diferentes métodos para estimar la demanda futura. Por ejemplo, al estimar la demanda de agua de una zona habitacional para determinar el tamaño de una planta de tratamiento, un simple análisis del uso actual del agua por casa multiplicado por el número proyectado de hogares puede ser tan buena estimación que un modelo detallado y complicado de todo el sistema.



**Demanda de agua:
simulador de descarga
de demanda**

9.4.2 ESTIMACIÓN DEL FLUJO DE AGUA Y DE LAS AGUAS RESIDUALES

Obtener datos sobre el agua dulce y el agua residual es un paso fundamental para diseñar un sistema de distribución de agua, un sistema de recolección de alcantarillado o para calcular una planta de tratamiento. Las tasas y los patrones de flujo varían de forma enorme de sistema a sistema y dependen altamente del tipo y número de usuarios a los que se da servicio, del clima y de

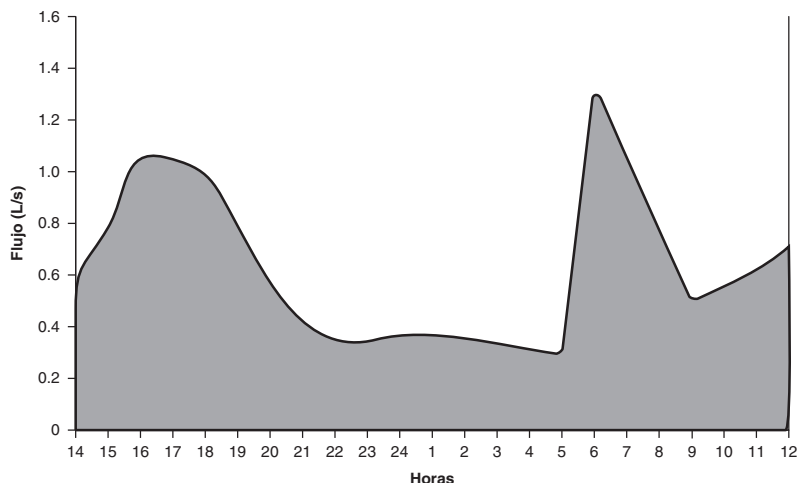


Figura 9.9 Flujo de distribución de aguas residuales durante 20 horas en San Antonio, Bolivia. Aproximadamente 420 personas viven en San Antonio. Los flujos pico ocurren temprano por las mañanas, y ya por la tarde poco antes de anochecer.

la economía local. La figura 9.9 muestra los **flujos de agua residual** medidos diariamente para una población de aproximadamente 420 personas viviendo en San Antonio, Bolivia. Nótese cómo la producción de aguas residuales (y el correspondiente uso de agua) dependen del tiempo conforme las casas y otros usuarios del sistema incorporan el agua dentro de su estilo de vida diaria. La demografía específica de cada región cambiará la forma de la figura. Por ejemplo, en Estados Unidos el pico de la mañana es generalmente más elevado que el pico de la tarde. Y en las comunidades de dormitorios, generalmente hay un pico muy temprano por la mañana conforme la gente se despierta más temprano para transportarse a las zonas urbanas de trabajo.

La mejor fuente de información para estimar la demanda son casi siempre los datos de flujo generados. En un sistema existente, están disponibles en forma usual los **registros históricos** de uso de agua. Por lo general, las instalaciones de tratamiento y abastecimiento de agua tienen información sobre los cambios de nivel de agua en las presas y la velocidad a la que el agua es bombeada (con lo que los balances de agua pueden utilizarse para calcular el flujo por hora). Para los usuarios existe el típico registro de recibos que pueden tener medidores de flujo asociados a ellos, pero sólo darán promedios de uno o dos meses.

Típicamente, hay información disponible más detallada sobre las **tasas de uso de agua** y las **tasas de generación de aguas residuales**. Un acercamiento a la estimación de la generación de aguas residuales es utilizar las tasas de uso de agua y entonces asumir que entre 60 o 90% del agua se vuelve agua residual (Tchobanoglous et al., 2003; Walski et al., 2004). No obstante, estas tasas cambiarán enormemente con el clima, las estaciones y el tipo de usuario.

El uso de agua en interiores es en general equivalente a la generación de aguas residuales, ya que el agua utilizada en exteriores generalmente no entra al sistema de recolección de aguas residuales. Un modelo simple para estimar el uso residencial de agua en interiores se expresa de la siguiente manera (Mayer et al., 1999):

$$Y = 37.2X + 69.2 \quad (9.1)$$

En donde Y es el uso de agua en interiores por casa (gpd) y X es el número de personas por casa.

Para usuarios nuevos, el uso histórico del agua o las tasas de generación de aguas residuales se puede utilizar para determinar las nuevas demandas de agua. Los registros históricos se utilizan para estimar los valores para el uso de agua o la generación de aguas residuales por unidad. La tabla 9.9 da los valores típicos y las tasas esperadas. Una estimación del número de unidades añadidas al sistema se determina con base al tipo proyectado del nuevo usuario. Entonces, para determinar la demanda adicional de agua en galones por día, los valores típicos de flujo se multiplican por el número adicional de unidades.

Las tasas de uso de agua para fuentes industriales son altamente específicas en cuanto a locación y deberían basarse en registros históricos o el diseño de caudales para nuevos usuarios industriales. Por ejemplo, un Ford Taurus, incluyendo las llantas, requiere más de 147 000 L de agua para producción y entrega al mercado, un pantalón de mezclilla requiere más de 6 800 L y un periódico dominical 568 L. El agua residual generada por fuentes industriales también varía enormemente dependiendo de cuánta agua se usa y para qué se usa. En muchas industrias, el agua es utilizada en procesos en donde una gran parte se puede perder por evaporación. De ser posible, las industrias deberían contar con un medidor para determinar los flujos reales.

Tabla / 9.9

Usos típicos del agua y valores de generación de aguas residuales Se muestran los valores para diferentes usuarios y pueden ser utilizados para estimar escenarios futuros.

Fuente	Flujo de uso de agua (gal/unidad por día)			Flujo de generación de aguas residuales (gal/unidad por día)	
	Unidad	Tasa	Típica	Tasa	Típica
Departamento	Persona	100–200	100	35–80	55
	Recámara			100–150	120
Tienda departamental	Baño	400–600	550	350–600	400
Hotel	Huésped	40–60	50	65–75	70
Casa individual:					
Casa típica	Persona	40–130	95	45–90	70
Casa de lujo	Persona			75–150	95
Cabaña de verano	Persona			25–50	40
Edificio de oficinas	Empleado	8–20	15	7–16	13
Restaurante	Usuario	8–10	9	7–10	8
Escuelas:					
Con cafetería, gimnasio y regaderas	Estudiante	15–30	25	15–30	25
Sólo con cafetería	Estudiante	10–20	15	10–20	15

FUENTE: Datos obtenidos de Tchobanoglous y Burton, 1991; Tchobanoglous et al., 2003.

El uso de agua y la generación de aguas residuales también se pueden determinar con datos de **uso de suelo**. Aunque este método se utiliza principalmente cuando se diseñan sistemas de distribución de agua o de recolección de aguas residuales para futuros desarrollos (Walski et al., 2003, 2004; AWWA, 2007), también se pueden utilizar para estimar los flujos esperados para dimensionar instalaciones de agua y de tratamiento de aguas residuales. El uso de suelo se clasifica basándose en el tipo de usuario (habitacional, comercial o industrial) y la densidad de usuarios (casas por zona, comercial ligero, comercial denso, etc.). Al analizar los registros históricos o utilizar valores asumidos, se puede determinar el uso de agua o la generación de aguas residuales por área de terreno. Entonces, los reglamentos locales de bonificación para el desarrollo propuesto dan la información para determinar la tasa de uso de agua y la tasa de generación de aguas residuales.

9.4.3 FLUJOS DE TIEMPO VARIABLE Y CICLOS ESTACIONALES

Los métodos descritos en la sección previa dan generalmente las tasas de flujo promedio para uso de agua y generación de aguas residuales. La tasa promedio de flujo da una idea de la cantidad de agua que necesita ser tratada o transportada por el sistema de tuberías, pero el diseño real necesita ser capaz de manejar las variaciones diarias y estacionales esperadas en los flujos de agua. Una planta de tratamiento adecuadamente diseñada debe ser capaz

de manejar toda la tasa de flujos esperados. Las instalaciones de almacenamiento como los tanques de almacenamiento para la distribución del agua, o pozos húmedos para la recolección del agua residual pueden ser utilizados para minimizar las fluctuaciones en el flujo diario hacia la planta de tratamiento, pero las variaciones estacionales pueden tener un gran impacto en las instalaciones de tratamiento y en cómo éstas se operan. También, la red de tuberías debe dimensionarse para manejar el flujo máximo esperado a la vez que trabajar efectivamente para tasas de flujo muy bajas.

Las **variaciones en el flujo** para los sistemas municipales típicamente siguen un ciclo de 24 horas. No obstante, este ciclo puede cambiar en forma gradual durante la semana (flujo semanal contra flujo de fin de semana) y estacionalmente. El uso de agua en las tardes de un caliente fin de semana veraniego puede ser enorme debido al uso exterior de agua como regar el pasto y llenar albercas. Al mismo tiempo, la generación de aguas residuales puede permanecer dentro de su patrón diario típico porque el uso de agua en interiores se mantiene igual. Alternativamente, en un día fresco y lluvioso, el uso de agua se mantendría típico, pero los flujos de agua residual podrían elevarse por el agua de lluvia que entra al sistema recolector. En la mayoría de los días, las comunidades tienen muy poco flujo nocturno, un flujo incrementado por las mañanas y un flujo promedio durante el día, seguido por un segundo incremento en el flujo al atardecer.

Los ciclos diarios para usuarios individuales también se pueden determinar. La figura 9.10 muestra ejemplos del uso diario del agua para diferentes tipos de usuarios. Advierta cómo el patrón de la demanda individual puede ser muy diferente del patrón de demanda de toda la comunidad. La mayor parte del tiempo, un patrón de demanda individual es insignificante y tiene poco efecto en el patrón de toda una comunidad. No obstante, un usuario mayor de agua (como una industria grande) puede afectar los patrones de demanda en los sistemas locales de distribución de agua y de recolección de alcantarillados, especialmente en una comunidad pequeña con un solo usuario mayor.

Para los sistemas municipales, un **factor de demanda (DF)** se determina partiendo de los registros históricos para calcular las tasas típicas de flujos

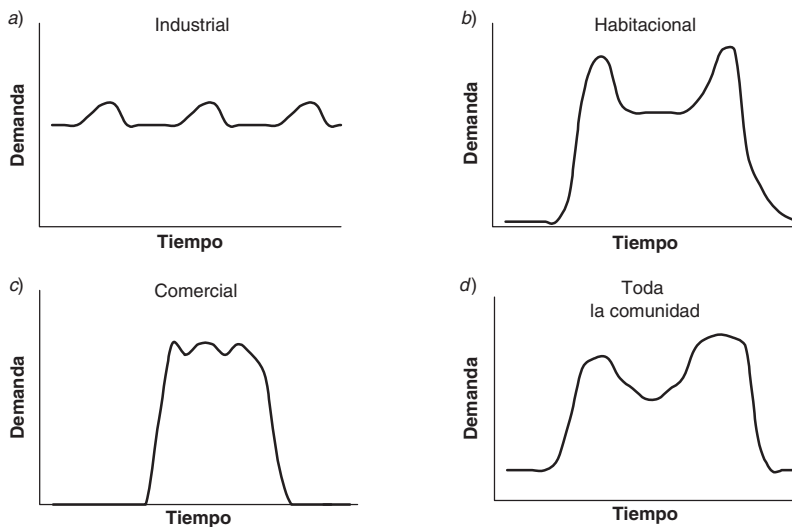


Figura 9.10 Ciclos diarios de demanda Los ciclos difieren dependiendo del tipo de usuarios: a) industrial, b) habitacional, c) comercial y d) toda la comunidad.

Tabla / 9.10**Eventos comúnmente determinados de factores de demanda para comunidades**

Evento	Descripción	Tasa del factor de demanda
Demanda máxima del día	La tasa promedio de todas las demandas máximas registradas anualmente	1.2–3.0
Demanda mínima del día	La tasa promedio de todas las demandas mínimas registradas anualmente	0.3–0.7
Demanda de hora pico	La tasa promedio de toda la demanda máxima por hora anualmente	3.0–6.0
Jornada máxima de registro	La más alta demanda del día registrada	<6.0

FUENTE: Adaptado de WEF, 1998; Walski et al., 2003.

máximos y mínimos por día. Determinar los valores de demanda para una comunidad entera es relativamente fácil, pues existen registros de flujo en las instalaciones de tratamiento. El factor de demanda para diferentes condiciones se determina partiendo de la tasa de flujo promedio y la tasa de flujo para condiciones extremas:

$$DF = \frac{Q_{\text{evento}}}{Q_{\text{promedio}}} \quad (9.2)$$

en donde Q_{evento} es la tasa de flujo de evento (volumen/tiempo), Q_{promedio} es la tasa de flujo promedio (volumen/tiempo) y DF es el factor de demanda (sin unidades). La tabla 9.10 muestra cómo los factores de demanda se asocian con los eventos particulares. Los registros históricos se pueden utilizar para determinar el promedio anual, las tasas de uso de agua máximos y mínimos registrados o los valores de generación de aguas residuales. Ya que estos valores son específicos del sistema, el factor de demanda real se debe determinar para cada sistema evaluado.

Para determinar las **tasas de flujo de diseños máximos y mínimos** para una instalación de tratamiento de aguas o para una red de tuberías, un factor pico (similar al factor de demanda) se aplica a la tasa de flujo diario promedio. El **factor pico (PF)** es un multiplicador que se utiliza para ajustar la tasa de flujo promedio al diseño o para dimensionar los componentes de un sistema de distribución de agua o de recolección de aguas residuales (tuberías, bombas, tanques de almacenamiento y demás). La ecuación 9.3 se puede utilizar para determinar estos diseños de tasas de flujo:

$$Q_{\text{diseño}} = Q_{\text{promedio}} \times PF \quad (9.3)$$

en donde $Q_{\text{diseño}}$ es la tasa de flujo del diseño (volumen/tiempo), Q_{promedio} es la tasa de flujo promedio (flujo/tiempo) y PF es el factor pico para diseñar (sin unidades). La tabla 9.11 da los factores pico o flujos de diseño utilizados en los procesos de las instalaciones de tratamiento de agua potable y de aguas residuales.

Tabla / 9.11**Diseño de flujos y factores pico utilizados para dimensionar plantas de tratamiento de agua potable y de aguas residuales**

Proceso de tratamiento de la operación de las instalaciones	Planta de tratamiento de agua potable	Planta de tratamiento de agua residual
Capacidad hidráulica de la planta	$Q_{\text{máx. día}} \times (1.25 \text{ a } 1.50)$	$Q_{\text{máximo instantáneo}}$
Procesos de tratamiento	$Q_{\text{máx. día}}$	$Q_{\text{promedio}} \times (1.4 \text{ a } 3.0)$
Bombeo de fangos	$Q_{\text{máx. día}}$	$Q_{\text{promedio}} \times (1.4 \text{ a } 2.0)$

FUENTE: Adaptado de Crittenden et al., 2005; Chen, 1995.

Los detalles en cuanto al uso de factores pico para el diseño de las instalaciones de tratamiento y las redes de tuberías se comentan en otra parte para las instalaciones de tratamiento de aguas (Crittenden et al., 2005), las instalaciones para el tratamiento de aguas residuales (Chen, 1995; Tchobanoglous et al., 2003), los sistemas de distribución de aguas (Walski et al., 2003) y los sistemas de recolección de aguas residuales (Walski et al., 2004).

ejemplo/9.2 Utilización de registros históricos para calcular los factores de demanda y tasa de uso de agua en los hogares

Calcule los factores de demanda diarios máximos y mínimos con los datos reunidos de los reportes anuales de agua para una planta pequeña de tratamiento de aguas. Después calcule la tasa promedio de uso de agua en los hogares con los datos de todos los años. Los valores de flujo medido para cada año se resumen en la tabla 9.12.

Tabla / 9.12**Valores de flujo medido para el ejemplo 9.2**

Año	Promedio (gpd)	Máximo diario (gpd)	Mínimo diario (gpd)	Hogares servidos
2001	834 514	1 325 486	324 851	5 567
2002	843 842	1 354 826	314 584	5 603
2003	854 247	1 334 287	300 145	5 671
2004	837 055	1 341 024	365 454	5 789
2005	828 103	1 362 487	298 764	5 894
2006	858 076	1 356 214	325 141	5 969
2007	861 003	1 384 982	336 954	6 002
2008	868 150	1 368 920	310 247	6 048

ejemplo/9.2 Continuación

solución: Factores de demanda

Determine el factor de demanda cada año para los eventos extremos. Para el año 2001:

$$DF_{\text{máx. día}} = \frac{Q_{\text{máx. día}}}{Q_{\text{promedio}}} = \frac{1\,325\,486 \text{ gpd}}{834\,514 \text{ gpd}} = 1.59$$

$$DF_{\text{mín. día}} = \frac{Q_{\text{mín. día}}}{Q_{\text{promedio}}} = \frac{324\,851 \text{ gpd}}{834\,514 \text{ gpd}} = 0.39$$

De la misma manera, el factor de demanda promedio puede determinarse para los otros años utilizando todos los datos. De los promedios anuales, el promedio total puede determinarse como sigue:

Año	DF _{máx. día}	DF _{mín. día}
2001	1.59	0.39
2002	1.61	0.37
2003	1.56	0.35
2004	1.60	0.44
2005	1.65	0.36
2006	1.58	0.38
2007	1.61	0.39
2008	1.58	0.36
Promedio	1.60	0.38

El factor de demanda máximo diario es de 1.60 y el factor de demanda mínimo diario es de 0.38.

Estos resultados se comparan muy bien con los valores de DF establecidos en la tabla 9.10, en donde el factor de demanda máximo diario va de 1.2 a 3.0 y el factor de demanda mínimo diario va de 0.3 a 0.7.

solución: Tasas de uso

Enseguida se calcula la tasa de uso de agua en los hogares con los datos para todos los años. La tasa de uso de agua en los hogares para cada año puede determinarse para cada año de datos. Para el año 2001:

$$\begin{aligned} \text{tasa de uso} &= \frac{Q_{\text{promedio}}}{\text{hogares medidos}} = \frac{834\,514 \text{ gpd}}{5\,567 \text{ hogares}} \\ &= 150 \text{ gpd/hogar} \end{aligned}$$

ejemplo/9.2 Continuación

Al usar la misma fórmula, la tasa de uso de agua en los hogares puede determinarse para los años remanentes como se muestra en la siguiente tabla:

Año	Tasa de uso en los hogares (gpd/hogar)
2001	150
2002	151
2003	151
2004	145
2005	140
2006	144
2007	143
2008	144
Promedio	146

La tasa de uso de agua en los hogares promedio es de 146 gpd/hogar.

Recuerde que el uso de agua habitacional promedio es de aproximadamente 101 gpd/c. Por lo que en apariencia esta comunidad tiene un promedio de 1.5 individuos por hogar. La detección de plomo, la incorporación de tecnologías de ahorro de aguas, los recordatorios públicos para conservar el agua y la promoción del uso de vegetación nativa que requiere poca agua son algunos métodos que pueden reducir el uso de agua y eliminar la necesidad de desarrollar fuentes de agua adicionales que son caras y destructivas en lo social o en lo económico.

9.4.4 DEMANDA DE FLUJO DE INCENDIOS Y NO CONTABILIZADA PARA EL AGUA

Un sistema de aguas debe ser capaz de proveer agua rápidamente para las necesidades sociales para asegurar la protección adecuada debido a emergencias de incendios. También, una porción del agua proporcionada será perdida debido a las fugas del sistema, el uso no medido (protección contra incendios y mantenimiento), robos u otras causas.

Durante una emergencia de incendio, la **demanda de agua para protección contra incendios** puede tener un gran efecto en la provisión y la distribución. En una comunidad, el agua utilizada para la protección contra incendios generalmente es jalada de hidrantes cercanos, los cuales pueden reducir en gran medida la presión de agua disponible para los usuarios locales. Para las grandes industrias, el agua es algunas veces almacenada en sitio para la protección contra incendios. Generalmente, la cantidad de agua requerida para la protección contra incendios depende del tamaño de la estructura que se está quemando, la manera en que la estructura fue construida, la cantidad de material combustible en la estructura y la proximidad de otros edificios.

Tabla / 9.13

Flujo de incendios requerido (NFF) para pequeñas casas familiares

Distancia entre edificios (pies)	NFF (gpm)
<11	1 500
11–30	1 000
31–100	750
>100	500

FUENTE: Valores de la ISO, 1998.

En Estados Unidos, la protección contra incendios comunitaria es tasada y evaluada por la Oficina de Servicios y Seguros (ISO) utilizando el Sistema de tasas de protección contra incendios (ISO, 1998, resumida en AWWA, 1998). Para un sistema municipal, la ISO evaluará la fuente de provisión de agua, la planta de tratamiento y las capacidades de bombeo, la red de tuberías de distribución de aguas y el posicionamiento y espaciado de hidrantes. El sistema de aguas debería tener el almacenamiento, la capacidad de bombeo y las tuberías disponibles para administrar la demanda máxima diaria más la demanda de flujo de incendios en cualquier momento durante el día. En muchas situaciones, la **demanda de flujo de incendios** es igual al **flujo de incendios requerido (NFF)** de la ISO para las propiedades habitacionales, comerciales e industriales. La tabla 9.13 proporciona el NFF para casas familiares pequeñas. El NFF se determina con base en el espaciado de las casas-habitación.

Para las estructuras comerciales o industriales, el NFF se basa en el tamaño del edificio, clase de construcción (por ejemplo, marcos de madera), tipo de ocupación (por ejemplo, tienda departamental), exposición a edificios adyacentes y lo que se conoce como un factor de comunicación (ubicación y tipos de puertas de protección contra incendios). La ecuación general de la ISO para un NFF mínimo de 500 galones por minuto (gpm) es:

$$\text{NFF} = 18 \times F \times A^{0.5} \times O \times (1 + \sum(X + P)) \quad (9.4)$$

en donde NFF es el flujo de incendios requerido (gpm), F es el factor de construcción (0.6 a 1.5), A es el área efectiva de construcción (pies cuadrados), O es el factor de ocupación (0.75 a 1.25), X es el factor de exposición (0 a 0.25) y P es el factor de comunicación (0 a 0.25). El procedimiento completo para determinar el NFF para una estructura puede encontrarse en el *Fire Suppression Rating Schedule* de la ISO (ISO, 1998) y en el Manual M-31 de AWWA (AWWA, 1998). En adición al NFF, la tabla 9.14 proporciona valores para el almacenamiento recomendado para la protección contra incendios junto con la duración a la que el agua debería ser provista.

El agua que se produce por una instalación de tratamiento es administrada a un usuario mediante un sistema de distribución de aguas. Sin embargo, una porción de dicha agua no llega al usuario o es utilizada como flujo no medido. Este **flujo no medido** incluye 1) lo que se pierde en el sistema debido a las fugas y frenos en las pipas y uniones, 2) usos no medidos como protección contra incendios y mantenimiento, 3) robo de agua y, 4) una variedad de otras pérdidas de agua menores. En general, en todos los casos, más agua se producirá y entrará al sistema de distribución de la que se entrega a los usuarios. Para determinar esta agua no contabilizada, sustraiga la suma del agua medida para cada usuario del agua medida que deja las instalaciones de tratamiento de aguas:

$$\text{agua no contabilizada (\%)} = \frac{\text{agua producida} - \text{uso medido}}{\text{agua producida}} \times 100 \quad (9.5)$$

Muchas veces, el agua no contabilizada se utiliza para calibrar el desempeño de un sistema de distribución de aguas. En una base anual, se espera que menos de 10% del agua producida se pierda como agua no contabilizada. Sin embargo, para los sistemas más antiguos, el agua no contabilizada

Tabla / 9.14

Duración recomendada de flujo de incendios requerido (NFF) para la protección contra incendios

NFF (gpm)	Duración (horas)	Almacenamiento (gal)
<2 500	2	~300 000
3 000–3 500	3	540 000–630 000
>3 500	4	>840 000

FUENTE: Valores de Walski et al., 2003.

puede ser mucho más alta debido al envejecimiento de la red de tuberías, el cual puede tener una cantidad significativa de fugas. El monitorear cercanamente el agua no contabilizada también puede utilizarse como un indicador de cuando algo anda mal en el sistema de distribución de aguas. Un incremento en el agua no contabilizada indica una fuga en la red de tuberías, la cual deberá ser reparada, o una pérdida significativa debido a otro problema, tal como el robo de agua. Con medición interna suficiente (metros por principales de agua, registros de estaciones de bombeo) es posible determinar la ubicación general de reparaciones necesarias o problemas.

9.4.5 FLUJOS DE CLIMA HÚMEDO PARA AGUAS RESIDUALES

El agua de escorrentía ya sea de eventos de lluvia o derretimiento de nieve puede entrar al sistema de recolección de aguas residuales a través de cubiertas de pozos de visita, entradas y captaciones diseñadas, y defectos o grietas en la red de tuberías. Los sistemas de recolección de aguas residuales domésticos están diseñados para llevar solo drenaje doméstico (*sistema sanitario*) o para llevar drenaje doméstico y escorrentía (*sistema combinado*). Cuando un sistema sanitario se utiliza para recolectar drenaje doméstico, muchas veces un sistema de recolección de agua pluvial separado se diseña para eventos de escorrentía.

Los **flujos de clima húmedo** se definen según el agua pluvial o el derretimiento de nieve entra directamente a un sistema de drenaje combinado a través de entradas y captaciones diseñadas o que entra al drenaje sanitario debido a pozos de visita y defectos de tuberías. La cantidad de flujo de clima húmedo que entra a un drenaje sanitario es generalmente en el mismo orden de magnitud que el del flujo doméstico (clima seco). Sin embargo, el flujo de clima húmedo puede ser mucho más alto para los sistemas sanitarios viejos o cuando existen muchas cubiertas de pozos de visita “con fugas”. Para los sistemas combinados, el flujo de clima húmedo es muchas veces más alto que el flujo de clima seco y es utilizado para dar tamaño a las tuberías en el sistema. Los flujos de clima húmedo están generalmente subdivididos en dos categorías: **afluencia e infiltración (I/I)** descritos en la tabla 9.15.

Cuando los flujos de clima húmedo no se distinguen uno del otro, la combinación de flujos se llama afluencia/infiltración (I/I). El flujo I/I puede variar ampliamente, con base en la edad y condición del sistema de drenajes, clima o estación y la elevación de aguas subterráneas. (Si la tabla de agua subterránea está por encima del sistema de drenaje, puede haber infiltración hacia el drenaje.) El registro de los valores típicos de I/I puede basarse en la longitud

Tabla / 9.15

Categorías de flujo de clima húmedo

Afluencia	Esta es el agua que entra a un sistema de recolección a través de conexiones directas como las captaciones de aguas pluviales, guías de azoteas, bombas de sumidero, drenajes de patios y sótanos, cubiertas de pozos de visita y otras entradas diseñadas. Se calcula al sustraer el flujo típico de clima seco del flujo total medido después de un evento de tormenta.
Infiltración	Esta es el agua que entra a un sistema de recolección a través de defectos de tuberías, uniones de tuberías, paredes de pozos de visita u otras afluencias sin diseño de ingeniería. Se calcula a medida que el flujo medido temprano por la mañana cuando el uso doméstico es relativamente pequeño y el sistema de drenajes ha sido limpiado del drenaje doméstico. El flujo remanente es en su mayoría por infiltración.

del alcantarillado, el área de tierra drenada hacia el alcantarillado o el número de pozos de visita.

Los valores de I/I para las nuevas alcantarillas sanitarias están generalmente entre 200 a 500 gpd por pulgada de diámetro de tubería y milla de longitud de tubería (Hammer y Hammer, 1996). Una tubería vieja puede tener valores más altos. La I/I basada en el número de pozos de visita generalmente se divide en tres categorías con base en la profundidad de la caída de la lluvia: 1) baja o 3 000 gal/pulg en pozo de visita, 2) medio o 7 700 gal/pulg en pozo de visita y, 3) alto o 20 000 gal/pulg en pozo de visita (Walski et al., 2004). Los valores de I/I comunes basados en el área de tierra varían de 20 a 3 000 galones/acre al día para días no lluviosos. Durante los eventos de tormenta o de derretimiento de nieve, los valores I/I podrían exceder los 50 000 galones/acre al día para los sistemas de alcantarillado más viejos con fugas considerables y puntos para afluencia (Tchobanoglous et al., 2003).

El tipo de sistema de alcantarillado puede influenciar enormemente el valor de diseño de I/I. Una alcantarilla sanitaria podría tener una tasa de flujo de diseño de I/I relativamente pequeño en donde la mayoría es por infiltración. Un sistema combinado, el cual se diseña para manejar una gran cantidad de escorrentía, tendría una tasa de flujo de diseño de I/I mucho más alto. El sistema de recolección de aguas residuales y las instalaciones de tratamiento deberían tener la capacidad hidráulica para manejar la generación de agua residual doméstica máxima diaria más el I/I esperado.

Los valores de infiltración de diseño para las nuevas alcantarillas varían enormemente con base en la locación, el tipo de material de la tubería, las prácticas de construcción y si la tubería está por arriba o por debajo de la tabla de aguas subterráneas. Las agencias regulatorias en la mayoría de los estados tienen una aceptación máxima para la infiltración. Para un sistema de alcantarillado diseñado para capturar la escorrentía de aguas pluviales, los valores de afluencia se estiman utilizando un modelo de escorrentía con base en un evento de lluvia de diseño, el área de drenaje y la información de uso de suelo. Debido a que este valor de afluencia está basado en un evento de diseño de tormenta, el potencial para fallas hidráulicas (recargas en el sistema de alcantarillado o sobrecarga de la planta de tratamiento) es grande para los eventos de precipitación pluvial.

Alianza para la eficiencia del agua

<http://www.a4we.org/>

9.4.6 PREVISIÓN DE DEMANDA

Calcular escenarios futuros es una parte principal del diseño de una instalación de tratamiento, sistema de distribución de aguas o sistema de recolección de alcantarillas. En la mayoría de las situaciones habrá un nivel de incertidumbre con respecto a cuánta agua se requiere y cuánta agua residual se genera. La planificación a largo plazo de una comunidad generalmente incluye el cálculo de la **demanda futura de agua** para 5, 10, 20 o más años. Es común calcular la demanda futura para varios escenarios diferentes antes de decidir sobre los valores reales para el diseño. También, la comparación de proyecciones a futuro alternativas proporciona una manera de entender qué efectos los datos de entrada o suposiciones pueden tener en la demanda futura de agua. Esto puede usarse como un análisis sensitivo para guiar a los líderes de la comunidad en el proceso de toma de decisiones para cómo planificar los desarrollos futuros, influenciar las prácticas de uso de agua o entender el impacto de grandes usuarios de agua en el sistema.

Determinar las especificaciones de escenarios futuros requiere un consenso que incorpora las necesidades ambientales, económicas y sociales para las generaciones actuales y futuras y se desarrolla por ingenieros, planificadores, servi-

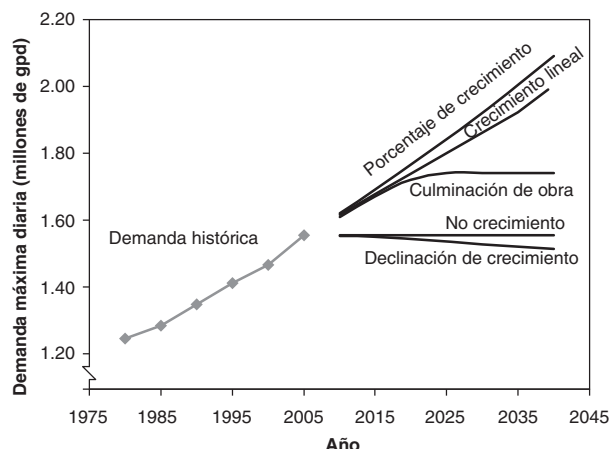


Figura 9.11 Escenarios extrapolados de crecimiento de uso de agua basados en la demanda histórica

cios y los interesados en la comunidad. Las tendencias de población y demográficas y la ubicación de cualquier nuevo usuario influenciará enormemente la demanda futura de agua. Otras cuestiones importantes incluyen el impacto en la disponibilidad del agua, el cambio climático y cuestiones de uso de suelo dentro de la cuenca. Con frecuencia más datos se recolectan que cuando es realmente utilizada en el análisis.

La figura 9.11 muestra algunos de los escenarios potenciales que pueden ser evaluados para calcular la demanda futura de agua. Este enfoque analiza y extrapola los datos históricos con los escenarios futuros. La caución deberá utilizarse al simplemente extrapolar hacia delante (crecimiento lineal), debido a que las influencias pasadas pueden no permanecer en un futuro.

En vez de basar las proyecciones con un método de extrapolación, el previsor puede desarrollar un análisis más a profundidad de las causas potenciales para cambios proyectados en la demanda de agua. Este análisis está basado en el cálculo de la población futura, la demografía, el uso de agua, el número de grandes usuarios (por ejemplo, la industria), escenarios climáticos futuros y cuestiones tecnológicas y sociales que afectan la conservación del agua. En este caso, la demanda de agua se separa en **segmentos desglosados** para determinar el volumen de agua utilizada (o agua residual generada) por unidad. Entonces, el cambio proyectado para cada cambio se predice, y la demanda resultante de agua nueva se determina (AWWA, 2007; Walski et al., 2003).

Estos segmentos desglosados están típicamente basados en los estimados o equivalentes de población, o en designaciones de uso de suelo. Un **equivalente de población** es un método de convertir el uso de agua (o generación de agua residual) de usuarios comerciales o industriales en la cantidad de agua equivalente utilizada por un número de la población. Por ejemplo, una unidad industrial puede utilizar el equivalente de agua de 150 personas en un área habitacional. La población equivalente proyectada (población real más equivalentes de población) se calcula para determinar la demanda futura de agua.

El uso de agua (o generación de agua residual) puede también clasificarse con base en el uso de suelo tal como habitacional leve, habitacional denso, comercial pesado e industrial. Después de determinar el uso de agua para cada categoría y al conocer cualquier nuevo desarrollo propuesto, el previsor determina una demanda de agua proyectada. Otra cuestión importante es que no todos los usuarios requieren la misma calidad de agua en relación con la fuente y el nivel de tratamiento.



Discusión en clase

Desarrolle el(los) escenario(s) futuro(s) específicos para su ubicación que puedan ser añadidos a la figura 9.11 para el uso de agua sustentable. En su(s) escenario(s) incorpore la reutilización del agua como una fuente de su portafolios de agua regional y tome en cuenta el crecimiento específico de la población de su locación; los cambios en la demografía como la edad, la educación y la salud; los cambios en el clima; la estimación de precipitación futura y los cambios esperados en el uso (cambio de uso agrícola a doméstico, por ejemplo).

ejemplo/9.3 Proyección de la demanda futura de agua con métodos de extrapolación

Proyecte la demanda de agua futura promedio en 8, 14 y 24 años con los siguientes registros históricos. Utilice un método de extrapolación que incluya el **crecimiento lineal** y la **culminación de obra** mostrados en la figura 9.11.

Año	Promedio de demanda medida de agua (gpd)
1999	1 797 895
2000	1 843 661
2001	1 907 000
2002	1 813 000
2003	1 890 000
2004	1 901 145
2005	1 891 860
2006	2 012 201
2007	2 058 492
2008	2 051 339

solución

Primero, haga una gráfica de los valores registrados para visualizar la tendencia histórica (vea la figura 9.12a). Con base en estas observaciones se pueden hacer suposiciones del crecimiento esperado (o disminución).

En este caso, se proyectará la tendencia futura utilizando el método de extrapolación (figura 9.11). Ambos escenarios futuros se muestran en la figura 9.12b. La siguiente tabla contiene los detalles del uso del agua proyectado. Para el crecimiento lineal, el análisis de regresión lineal fue utilizado para proyectar la demanda futura de agua. El método de extrapolación de culminación de obra requiere suposiciones adicionales. En la figura 9.12b se suponen 8 años de crecimiento lineal seguidos por el comienzo de la culminación de la obra en el año 9. Advierta que muchas otras suposiciones pueden hacerse para extrapolar la demanda futura de agua.

Proyección de Demanda promedio de agua

Año	Suposición de crecimiento lineal	Suposición de culminación de obra
2016	2 190 000 gpd	2 190 000 gpd
2022	2 328 000 gpd	2 239 000 gpd
2032	2 604 000 gpd	2 239 000 gpd

ejemplo/9.3 Continuación

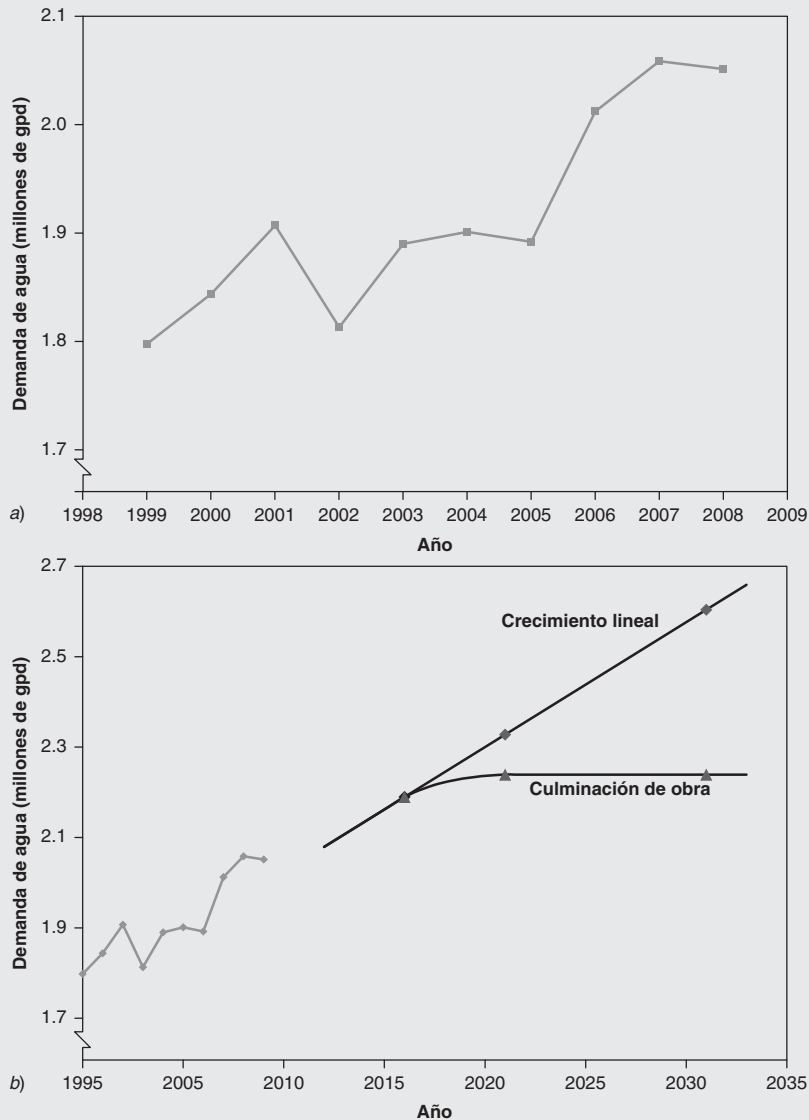


Figura 9.12 Demanda de agua histórica y proyectada

a) Valores registrados de demanda de agua hechos en gráfica para visualizar la tendencia histórica de datos utilizados en el ejemplo 9.3.
b) Tendencia de demanda futura de agua proyectada con el método de extrapolación y datos para el ejemplo 9.3.

ejemplo/9.4 Generación proyectada de aguas residuales basada en el tipo de consumidores

Una comunidad habitacional con una población de 10 000 está planificando expandir su planta de tratamiento de aguas residuales y el sistema de

ejemplo/9.4 Continuación

alcantarillado. En 15 años, la población se calcula que incrementará a 17 000 residentes, y se construirá un nuevo complejo de departamentos para 500 personas. Un nuevo parque industrial, también planificado, contribuirá con un flujo promedio de 550 000 gpd y un flujo máximo diario de 750 000 gpd. Se espera que se necesiten aproximadamente 9 millas de nueva tubería de alcantarillas.

El flujo diario promedio actual hacia la planta es de 1.0 MGD con 16.5 millas de alcantarillados. La afluencia y la infiltración (I/I) promedio actual es de 2800 gpd/milla, y un I/I máximo diario esperado en un día lluvioso es de 53 000 gpd/milla. El uso de agua habitacional per cápita se espera que sea 8% menos en 15 años, debido a las estrategias de ahorro de agua dentro de la casa. La generación de agua residual máxima diaria típicamente ocurre en un día lluvioso. Calcule las tasas de flujo promedio futuro y máximo diario.

solución

Con base en la información provista, primero se necesita calcular las varias contribuciones a la generación global de aguas residuales. El estimado actual de generación de aguas residuales per cápita de distintas fuentes es la que sigue:

1. Calcule el promedio actual I/I:

$$I/I = 2\,800 \text{ gpd/milla} \times 16.5 \text{ milla} = 46\,200 \text{ gpd}$$

2. Determine la generación de agua residual doméstica promedio actual:

$$\begin{aligned} \text{generación de agua residual doméstica} &= \text{flujo medido} - I/I \\ &= 1\,000\,000 \text{ gpd} - 46\,200 \text{ gpd} = 953\,800 \text{ gpd} \end{aligned}$$

3. La generación per cápita de agua residual actual puede entonces ser calculada como:

$$\begin{aligned} \text{generación per cápita de agua residual} &= \frac{\text{generación de agua residual doméstica}}{\text{población servida}} \\ &= \frac{953\,800 \text{ gpd}}{10\,000 \text{ personas}} = 95.4 \text{ gpdc} \end{aligned}$$

Ahora se puede calcular la tasa de flujo promedio de aguas residuales futuro como 2 140 900 gpd de las cuatro siguientes contribuciones:

1. Flujo doméstico promedio futuro (incluyendo 8% de reducción de aguas residuales):

$$95.4 \text{ gpdc} \times 0.92 \times 17\,000 \text{ personas} = 1\,492\,000 \text{ gpd}$$

2. Flujo promedio del complejo de departamentos (con valores de la tabla 9.9):

$$55 \text{ gpdc} \times 500 \text{ personas} = 27\,500 \text{ gpd}$$

ejemplo/9.4 Continuación

3. Flujo promedio del parque industrial (enunciado en el problema):
550 000 gpd.

4. Afluencia/infiltración promedio (I/I):

$$(16.5 + 9) \text{ milla} \times 2\,800 \text{ gpd/milla} = 71\,400 \text{ gpd}$$

En una manera similar, también se puede calcular la tasa de flujo máximo diario de aguas residuales (asumiendo que la generación de agua residual doméstica de un día seco es igual a la generación de agua residual doméstica de un día húmedo) como 3 621 000 gpd de las siguientes cuatro contribuciones:

1. Flujo doméstico máximo futuro (incluyendo 8% de reducción de aguas residuales):

$$95.4 \text{ gpd} \times 0.92 \times 17\,000 \text{ personas} = 1\,492\,000 \text{ gpd}$$

2. Flujo máximo de complejo de departamentos (con valores de la tabla 9.9):

$$55 \text{ gpd} \times 500 \text{ personas} = 27\,500 \text{ gpd}$$

3. Flujo máximo del parque industrial (enunciado en el problema):
750 000 gpd.

4. Máxima afluencia/infiltración (A/I):

$$(16.5 + 9) \text{ milla} \times 53\,000 \text{ gpd/milla} = 1\,351\,500 \text{ gpd}$$

Advierta que los valores utilizados en este ejemplo son “típicos” y no demasiado agresivos en términos de conservación del agua. Los lectores son animados a pensar mucho más en términos de la gestión sustentable del agua. Por ejemplo, ¿puede la reducción proyectada de 8% en la generación de agua residual ser elevada mucho más alta para lograr más uso sustentable del agua existente? ¿Qué pasaría si el complejo de departamentos fuera diseñado para ser “verde” en términos de uso del agua agresivamente reducida, no sólo a través del uso de tecnología y educación de ahorro de agua de los ocupantes del edificio, sino que también con el uso innovador de aguas grises para enfriar y hacer paisajes? ¿Qué tal si el diseño del complejo industrial seleccionara algunos negocios que tuvieran una reutilización integrada de las aguas residuales generadas de otros? ¿Y cómo impactaría la conservación del agua la “fuerza” del agua residual?

9.5 Distribución de agua y sistemas de recolección de aguas residuales

Antes del diseño de un sistema de **distribución de agua** o de **recolección de agua residual**, una investigación completa del área de servicio propuesta se lleva a cabo. Parte de esta investigación incluye la previsión de la demanda de agua a través del área de servicio como se analizó previamente. Otros factores como el material de la tubería, la ubicación de accesorios (pozos de visita, uniones, entradas y otras estructuras), la colocación de hidrantes,

tipo y ubicación de válvulas, diseños y ubicaciones de estaciones de bombeo y locaciones de almacenamiento de agua todas necesarias para ser determinadas e integradas al diseño de un sistema eficiente de trabajo.

Este proceso típicamente utiliza software de computadora. (Vea Walski et al., 2003, 2004, para un completa descripción de dicho software de modelado.) El resto de esta sección analizará la disposición del sistema, el diseño de velocidades de flujo para estimar el tamaño de la tubería y las necesidades del sistema relacionadas con el bombeo y el almacenamiento.

9.5.1 DISPOSICIÓN DEL SISTEMA

Un sistema de distribución de aguas y un sistema de recolección de aguas residuales pueden llevar agua. Sin embargo, lo hacen de una forma muy diferente. Generalmente, la tubería está ubicada debajo o junto a las carreteras de uso público o a través de tierras con utilidad de paso. Es una práctica común para las tuberías de aguas residuales estar al menos a 10 pies de, y a 18 pulgadas debajo, de las líneas de servicio de aguas, para minimizar la posible contaminación de agua potable (Hammer y Hammer 1996). Los grandes sistemas de tuberías están conectados a cada usuario mediante pequeñas tuberías laterales o de provisión. La capacidad de la tubería se debería diseñar para cumplir las necesidades del usuario sin costos excesivos. Los usuarios entonces no deberían darse cuenta o tenerse que preocupar acerca de un sistema bien diseñado y bien mantenido.

Un sistema de distribución de aguas tiene una disposición que contiene muchas curvas en las que el flujo presurizado sucede a través del sistema (vea la figura 9.13). Para los sistemas grandes, muchos subsistemas **entrelazados** están conectados con fuerzas principales de tuberías o líneas de transmisión grandes. Estos entrelazados permiten que el agua sea administrada a los usuarios mediante muchas rutas diferentes. Cuando la demanda en una locación específica es alta, como durante una emergencia de incendio, el agua necesita ser entregada a dicha locación tan eficientemente como sea posible. Los hidrantes se colocan a lo largo de las carreteras en intersecciones y espaciados para que el personal de incendios pueda obtener agua de múltiples hidrantes en caso necesario. También, muchas válvulas de cierre están colocadas a través del sistema. Así, si sucede un rompimiento o se agenda mantenimiento, el aislar el área problema mediante el uso de válvulas de cierre minimizará el número de usuarios que se quedarán sin agua. Si se diseña correctamente, un sistema de distribución de aguas deberá proporcionar el agua necesaria para una variedad de escenarios de demanda con la presión adecuada y la buena calidad del agua a través de todo el sistema.

Un sistema de recolección de aguas residuales tiene una disposición que está **ramificada** (o dendrítica) con muy pocos entrelazados o sin ellos (vea la figura 9.13). La mayor parte del tiempo, el agua residual fluye por la gravedad en una dirección. Las tuberías más pequeñas están ubicadas al "final" de las ramificaciones y se agrandan progresivamente mientras que el agua residual fluye hacia la planta de tratamiento. Debido a que el agua residual fluye por la gravedad, una pendiente adecuada de la tubería se debe mantener a través del sistema. Puede haber secciones en donde el agua residual es bombeada en una fuerza principal para levantar el agua residual a una elevación más alta para otra vez fluir por la gravedad, o para forzar el agua residual colina arriba debido a la topografía. Generalmente los pozos de visita se colocan en cada cambio de diámetro de tuberías, cambio de pendiente, uniones (dos o más tuberías uniéndose) y finales de tubería de corriente arriba. Los pozos de visita están espaciados a no más de 300 a 500 pies (90 a 150 m) entre cada uno para proporcionar suficientes puntos de entrada para su mantenimiento (ASCE, 2007).

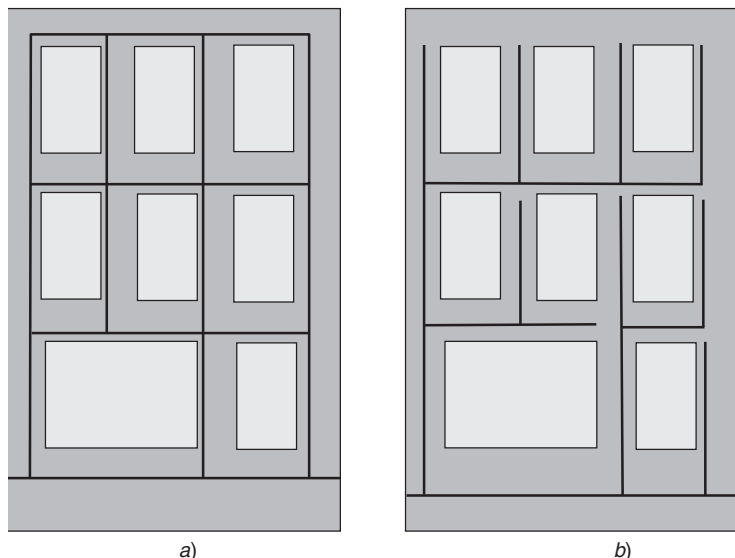


Figura 9.13 Ejemplos de la disposición de un sistema de distribución de agua y de recolección de aguas residuales para un área habitacional. *a)* Este sistema “entrelazado” es típico para un sistema de distribución de aguas. *b)* Este sistema “ramificado” es típico para un sistema de recolección de aguas residuales.

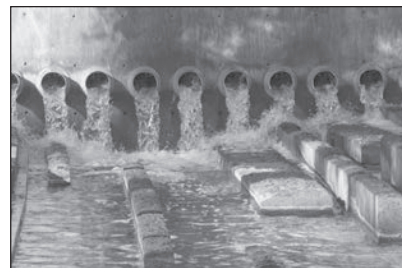
9.5.2 VELOCIDADES DE FLUJO DE DISEÑO Y TAMAÑO DE LAS TUBERÍAS

El análisis de flujo de agua en tuberías está basado en la conservación de masa, la conservación de energía y la conservación del impulso. El flujo del fluido en las tuberías puede clasificarse como *tubería completa* (flujo de presión) o *canal abierto* (flujo de gravedad). En ambos casos, el software de modelado se utiliza para analizar el flujo en tuberías para los sistemas de distribución de agua y de recolección de aguas residuales.

Las condiciones de flujo de presión se encuentran en los sistemas de distribución de agua en donde el agua entregada debe tener la capacidad y la presión para cumplir con las necesidades del usuario. La **velocidad de diseño de agua en una tubería** está típicamente entre 2.0 pie/s (0.6 m/s) hasta 10 pie/s (3.1 m/s) para las condiciones de flujo de pico. Las velocidades más pequeñas dan tamaño a las tuberías para ser más grandes de lo que es en realidad económicamente necesario. Las velocidades más altas provocan excesiva pérdida de carga a través del sistema y a incrementar el potencial para los transitorios del agua (por ejemplo, el golpe de ariete).

Los requerimientos típicos de presión de servicio se proporcionan en la tabla 9.16. En las comunidades habitacionales es necesario mantener una presión mínima para cada usuario que permita el uso “normal” del agua cuando más de un dispositivo que utiliza agua está en servicio en el segundo piso. También, la presión en la vivienda no deberá exceder de 80 lb/plg²; de otra manera, el potencial para fugas dentro de casa se incrementa, los flujos excesivos en las regaderas y las llaves podrían tener lugar y la válvula de liberación de presión de agua caliente podría descargarse.

Las **condiciones de canal abierto** son comúnmente encontradas en los sistemas de recolección de aguas residuales en donde el agua fluye por gravedad. Debido a que la tubería tiene tamaño para las condiciones infrecuentes de alto flujo, las tuberías sólo se llenan parcialmente la mayor parte del tiempo. Durante las condiciones de bajo flujo, esto provoca que la velocidad del agua residual sea muy pequeña para mover sólidos, la cual puede entonces depositarse en la alcantarilla. Es una práctica usual la de diseñar



© Lacy Rane/iStockphoto.

Tabla / 9.16**Presiones de servicio típicamente requeridas en las comunidades habitacionales**

Condición	Presión de servicio (lb/plg ²)
Presión máxima	65–75
Presión mínima durante la demanda máxima diaria	30–40
Presión mínima durante la demanda de hora pico	25–35
Presión mínima durante los incendios	20

FUENTE: Valores de Mays, 2000.

pendientes de alcantarillas para que la mínima velocidad de tubería llena sea de 2.0 pie/s (0.6 m/s) o más para asegurar que los sólidos sean removidos durante las horas de flujo pico del día. También, es una práctica común que la velocidad máxima sea alrededor de 10 pie/s (3.0 m/s) para evitar el daño a la alcantarilla (ASCE, 2007) y provocar “rocío de alcantarilla” excesivo en los pozos de visita. Sin embargo, para las secciones simples de tubería larga con pozos de visita derechos, las velocidades más altas (15 a 20 pie/s) se pueden tolerar (Walski et al., 2004). La tabla 9.17 proporciona la pendiente mínima para la tubería de alcantarilla circular de concreto basada en la velocidad mínima y máxima para un valor de dureza de Manning igual a 0.013.

Tabla / 9.17**Pendiente mínima y máxima para el flujo de gravedad en tuberías de alcantarillas circulares de concreto para un valor de dureza de Manning igual a 0.013**

Diámetro de la tubería		Pendiente mínima (2 pie/s, 0.6 m/s)	Pendiente máxima (10 pie/s, 3.1 m/s)
pulg	mm		
4	100	0.00841	0.21030
6	150	0.00490	0.12247
8	200	0.00334	0.08345
10	250	0.00248	0.06197
12	300	0.00194	0.04860
15	375	0.00144	0.03609
18	450	0.00113	0.02830
21	525	0.00092	0.02304
24	600	0.0008*	0.01929
27	675	0.0008*	0.01648
30	750	0.0008*	0.01432
36	900	0.0008*	0.01123
42	1050	0.0008*	0.00655

*Pendiente mínima práctica para la construcción.

La ecuación 9.6 se puede utilizar para hacer un cálculo inicial de un tamaño de tubería con base en la velocidad de flujo de diseño en la tubería completa y el diseño que lleva capacidad (diseño de flujo pico):

$$D = k \sqrt{\frac{Q}{v}} \quad (9.6)$$

en donde D es el diámetro de la tubería (pulg, mm), Q es la tasa de flujo de diseño (gpm, L/s), v es la velocidad de diseño (pie/s, m/s) y k representa una constante que es 0.64 para las unidades acostumbradas en Estados Unidos o 35.7 para unidades SI.

Por ejemplo, si el rango de flujo de diseño es de 6 000 gpm (380 L/s) y el diseño de velocidad es de 5 pie/s (1.5 m/s), entonces el diámetro de tubería estimado sería de 22.2 pulg (568 mm). El siguiente tamaño nominal de tubería más grande sería seleccionado como un punto de inicio; en este caso, una tubería de 24 pulg (600 mm). Entonces un modelo se utilizaría para evaluar si esta tubería es la mejor opción para una variedad de diferentes escenarios.

9.5.3 ESTACIONES DE BOMBEO Y ALMACENAMIENTO

Una **estación de bombeo** está ubicada en donde el agua residual necesita ser levantada o la presión requiere incrementarse. Las bombas se caracterizan por su capacidad, carga de bombeo, eficiencia y requerimientos de energía. El diseño de una estación de bombeo requiere que cada curva de desempeño de bomba (capacidad contra curva de carga) coincida con la curva de carga del sistema. La curva de carga se desarrolla al añadir la carga estática a la pérdida de carga (fricción más pérdidas menores) del sistema para tasas de flujo variadas. Las curvas características de la bomba deben estar disponibles en la utilidad para las bombas existentes o se pueden obtener del fabricante de la bomba. Una bomba vieja puede no desempeñarse como lo hizo cuando estaba nueva. De hecho, las bombas más viejas se deben revisar para verificar que el desempeño real de la bomba coincida con lo que se muestra en la curva de desempeño de la carga de bombeo.

Así como la mayoría de las máquinas mecánicas, una bomba opera mejor en su **punto de mejor eficiencia (BEP)**. A medida que la bomba opera más allá de su BEP, la vida de la bomba o impulsor se reduce de forma considerable y los costos de energía (y emisiones resultantes de CO_2) para hacer funcionar la bomba se incrementan enormemente. El rango de operación típico de una bomba centrífuga es la tasa de flujo entre 60 y 120% de la tasa de flujo en el BEP. Al diseñar y dar tamaño a una estación de bombeo, es común tener múltiples bombas trabajando juntas para maximizar la eficiencia de bombeo al mismo tiempo que habilita a la instalación para administrar el agua requerida para un amplio rango de condiciones de flujo.

En el ejemplo mostrado en la figura 9.14, la eficiencia actual de bombas está cerca del BEP, el cual está en el pico de la curva de eficiencia de la bomba. Por lo tanto, esta configuración de bomba está trabajando cerca de su máxima eficiencia. A medida que la curva del sistema cambia debido a los cambios en el sistema (cambios en la elevación del agua o cambios en la tasa de bombeo requeridos), el punto de coincidencia se movería hacia la derecha o la izquierda a lo largo de la curva de desempeño. Si se mueve muy lejos a la derecha o a la izquierda, la eficiencia de la bomba puede reducirse hasta el punto en donde esta configuración puede ya no ser muy eficiente o puede estar fuera del rango de trabajo de las bombas. En este caso, las bombas adicionales se podrían



**Distribución, recolección,
control de bombeo y
optimización**

Figura 9.14 Curvas características de la bomba El punto de coincidencia entre la curva de desempeño de una estación de bombeo indica la tasa de flujo y la carga de bombeo al dejar la estación de bombeo.



© Steve Shepard/iStockphoto.

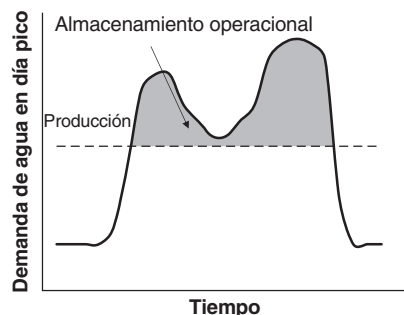
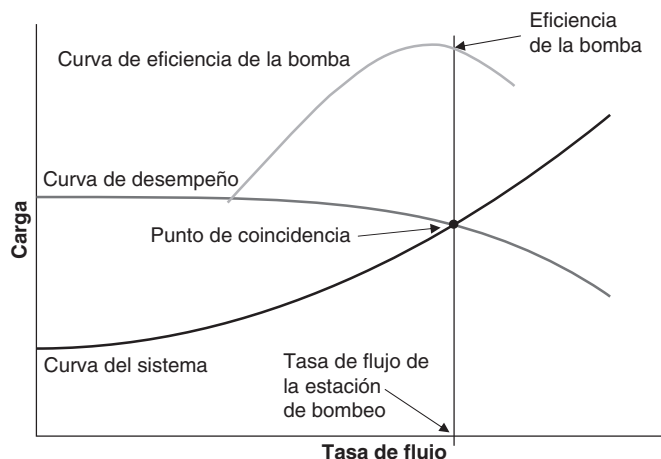


Figura 9.15 Almacenamiento operacional para un tanque de almacenamiento en un sistema de distribución de aguas



encender o apagar para coincidir mejor con la tasa de bombeo necesario al mismo tiempo que maximiza la eficiencia, o se deberían instalar diferentes bombas que tengan curvas de eficiencia en donde el punto de coincidencia esté más cerca al BEP de la bomba. Estos cambios reducirán la cantidad de consumo de energía asociada.

Frecuentemente, una estación de bombeo está cerca y controlada por un tanque de almacenamiento o pozo húmedo. Los niveles de agua en el tanque o en el pozo húmedo controlan cuando las bombas están encendidas o apagadas y cuántas bombas son necesarias. En el caso de una bomba de velocidad variable, el nivel de agua controla la velocidad del motor de la bomba.

Un **tanque de almacenamiento** es comúnmente utilizado para establecer una línea de grado hidráulico elevado a través de un sistema de distribución de aguas. Para la topografía plana, los tanques de almacenamiento son fácilmente vistos como torres elevadas de agua. Para las áreas con terreno montañoso, muchas veces los tanques de almacenamiento se colocan a nivel de la tierra en las montañas por encima de la comunidad. El nivel de agua en un tanque de almacenamiento deberá tener el tamaño para que el tanque rutinariamente se llene y drene durante el ciclo de demanda diario. Esto es porque el agua estancada en el tanque se vuelve “viciada” a medida que envejece.

El volumen de un tanque de almacenamiento es determinado como la suma del almacenamiento operacional (ecualización), el almacenamiento del flujo de incendios y otro almacenamiento de emergencia en caso necesario. Como se muestra en la figura 9.15, el *almacenamiento operacional* es determinado al estimar el volumen adicional de agua producido en la locación del tanque. El *almacenamiento de flujo de incendio estimado* fue proporcionado previamente en la tabla 9.14. Otra vez, el software de modelado se utiliza para completar el diseño real de tanques de almacenamiento y las estaciones de bombeo que los alimentarán.

Un **pozo húmedo** proporciona almacenamiento para que la tasa de bombeo real no necesite coincidir con la tasa de entrada hacia la estación de bombeo. Para las bombas de velocidad constante, el volumen de pozo húmedo se determina con base en el **tiempo de ciclo de la bomba**, el cual se define como el tiempo entre los inicios sucesivos de la bomba. Generalmente se recomienda que las bombas inicien seis o menos veces por hora; el fabricante de la bomba debe ser consultado. El volumen mínimo de pozo húmedo puede entonces calcularse como:

$$V_{\min} = \frac{Q_{\text{diseño}} \times t_{\min}}{4} \quad (9.7)$$

en donde $V_{\min}$ es el volumen activo del pozo húmedo, $Q_{\text{diseño}}$ es la tasa de flujo de diseño de la bomba y $t_{\min}$ es el tiempo de ciclo mínimo de la bomba. La derivación de la ecuación 9.7 es proporcionada por Jones y Sanks (2008).

Por ejemplo, si la tasa de flujo de diseño de la bomba es de 500 gpm y el ciclo de la bomba es de seis veces por hora (para que cada tiempo de ciclo de la bomba sea de 10 min), el volumen de pozo húmedo mínimo calculado sería de 1 250 galones:

$$V_{\min} = \frac{500 \text{ gpm} \times 10 \text{ min}}{4} = 1\,250 \text{ gal} \quad (9.8)$$

Este valor se conoce como el volumen activo en el pozo húmedo o la cantidad de agua entre los niveles de agua de la “bomba encendida” y la “bomba apagada” en el pozo húmedo. Una cantidad adicional de volumen es necesaria en el pozo húmedo para mantener una carga de succión para las bombas y más volumen se añade como un margen de seguridad.

Términos clave

- acuífero
- acuífero confinado
- acuíferos no confinados
- afluencia
- afluencia/infiltración (I/I)
- agua consumida
- agua de mar
- agua dulce
- agua escasa
- agua pública
- agua reutilizada
- agua subterránea
- aguas superficiales
- ciclo hidrológico
- condiciones de canal abierto
- crecimiento lineal
- culminación de la obra
- demanda de agua municipal
- demanda de agua para protección contra incendios
- demanda de flujo de incendio
- demanda futura de agua
- distribución del agua
- electricidad
- entrelazado
- equivalente de población
- escasez de agua
- estación de bombeo
- estimación de la demanda de agua
- estrés de agua
- factor de demanda
- factor pico (PF)
- flujo base
- flujo de incendios necesario
- flujo no medido
- flujos de aguas residuales
- flujos de clima húmedo
- hidroenergía
- hidrología
- huella de agua
- justicia ambiental
- microhidroenergía
- objetivos para modelar la demanda de agua
- plantas de reclamación satelital
- pozo húmedo
- previsión de la demanda
- proceso de modelo para estimar la demanda de agua
- punto de mejor eficiencia (BEP)
- ramificadas
- reclamación y reutilización del agua
- recolección de aguas residuales
- registros históricos
- segmentos desglosados
- tanque de almacenamiento
- tasas de flujo de diseño máximos y mínimos
- tasas de uso del agua
- tasas de generación de aguas residuales
- tiempo de ciclo de la bomba
- uso agrícola
- uso de energía
- uso de suelo
- uso doméstico
- uso en el hogar
- uso industrial
- variación en flujos
- velocidad de diseño de agua en una tubería
- zona vadosa



capítulo/Nueve Problemas

9.1 La precipitación pluvial promedio anual en un área es de 60 cm. La evapotranspiración promedio anual es de 35 cm. El treinta por ciento del agua de lluvia se infiltra y se filtra hacia el acuífero subyacente; el remanente es escurrimiento que se mueve a lo largo o cerca de la superficie del suelo. El acuífero subyacente está conectado a una corriente. Si se supone que no hay otras entradas o salidas de agua hacia el acuífero subyacente y que el acuífero está en estado estacionario (ni gana ni pierde agua), ¿cuál es la cantidad de flujo base que contribuyó a la corriente desde el agua subterránea?

9.2 Visite la página web del proyecto Perspectivas del medio ambiente mundial del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, <http://geodata.grid.unep.ch/>. Busque dos países ubicados en diferentes hemisferios. ¿Cuáles son sus cantidades actuales de retiros de agua y retiros de agua dulce? ¿Están estos países experimentando actualmente escasez o esperan experimentar escasez de agua?

9.3 Visite el sitio web del Estudio Geológico de Estados Unidos (USGS), www.usgs.gov, y navegue hacia el “Uso del agua en Estados Unidos”. Busque los retiros totales de agua asociados con los siguientes usos en algún estado estadounidense: termoeléctrico, irrigación, abastecimientos público, industrial, doméstico, ganado, acuicultura, y minería. Coloque los ocho usos en una tabla en orden de retiros de agua de mayor a menor. Determine el porcentaje total de retiros de agua asociados con cada uno de los usos. Compare estos porcentajes con los nacionales enlistados en la tabla 9.3. Comente cómo se compara el estado de su elección con el promedio nacional.

9.4 Visite el sitio web del Estudio Geológico de Estados Unidos (USGS), www.usgs.gov, y navegue hacia el “Uso del agua en Estados Unidos”. Busque los retiros totales de agua superficial y subterránea asociados con algún estado estadounidense. Determine el porcentaje de retiros de agua superficial y subterránea relativos con los retiros totales en el estado de su elección. Compare estos porcentajes con la distribución nacional del uso de agua superficial y subterránea. Comente cómo el estado de su elección se compara con el promedio nacional estadounidense.

9.5 Contacte a su autoridad local de aguas o de aguas residuales. Pregunte por las tasas de uso de agua anuales (promedio, máximo diario, mínimo diario y así en adelante). A una autoridad de aguas pregunte cuánta agua es no contabilizada; a una autoridad de aguas residuales

pregunte cuánto es de los flujos de clima húmedo. Utilice estos números para calcular las tasas de uso de agua de factor de demanda y per cápita (o conexiones medidas). Comente cómo sus valores locales se comparan con el rango esperado de valores descritos en este capítulo.

9.6 Calcule su propio uso actual de agua durante un día típico. Enliste sus actividades de uso de agua y calcule el volumen de agua utilizada para cada actividad. Compare su tasa de uso de agua con el de una persona promedio como 101 gpcd. Explique por qué su tasa puede ser mayor o menor que la tasa promedio. ¿Qué tanto de su uso de agua cree que fue descargado como agua residual? ¿Hizo usted alguna actividad de uso de agua que no creó ninguna cantidad de agua residual?

9.7 Calcule la demanda de agua diaria y la generación diaria de agua residual para un área comercial pequeña que tiene los siguientes edificios. Indique claramente todas las suposiciones y el uso de agua estimado para cada edificio: *a)* un hotel de 200 habitaciones con 35 empleados y una cocina, *b)* tres restaurantes, uno de ellos es restaurante orgánico con alimentos producidos regionalmente, otro con buffet de todo lo que pueda comer (sólo cenas) y el tercero es de productos gourmet estrictamente vegetarianos, abierto de 5:00 a.m. a 3:00 p.m., *c)* un puesto de periódicos que vende revistas, refrigerios y botanas con un sanitario utilizado por los empleados y, *d)* un edificio de oficinas de tres pisos que da empleo base a 140 personas y con dos conjuntos de baños de hombres y mujeres por piso.

9.8 Calcule la demanda máxima diaria más el flujo de incendios para un área habitacional. El área habitacional es de 400 acres dividida en lotes de 0.25 acres con patios de un ancho de 75 pies. Suponga que la densidad de población promedio es de 2.8 personas por hogar y el factor de demanda máximo diario es de 2.1.

9.9 Una planta de tratamiento de aguas residuales de 2.5 MGD trabaja actualmente al 80% de su capacidad durante el máximo diario anual y da servicio a una ciudad de 38 500 personas con 26.7 millas de drenaje. Durante los siguientes diez años se espera construir nuevos desarrollos habitacionales para 15 000 personas, junto con un alcantarillado adicional de 6.5 millas. El alcantarillado se supone que fugará 8 500 gpd/milla. *a)* Proyecte la demanda máxima diaria para la planta de tratamiento de aguas residuales después de que se haya construido el nuevo desarrollo. *b)* ¿Se debería incrementar la capacidad de la planta de tratamiento de aguas residuales?

9.10 Usted es contratado para mejorar la planta de tratamiento de aguas existente en Nittany Lion City. Con la utilización de los registros históricos proporcionados en la tabla 9.18, prevea la demanda de agua hasta 2024. La población se espera que aumente alrededor de 1.8% al año. *a)* Dibuje una gráfica que tenga el promedio histórico, la demanda de agua diaria máxima y mínima en gpd para cada año. Extrapole líneas de tendencia para la demanda futura de agua hasta 2015. *b)* Utilice su gráfica para predecir la demanda de agua promedio, mínima y máxima diaria para los años 2014, 2019 y 2024. *c)* Calcule el uso de agua per cápita para 2009, 2014, 2019 y 2024 mediante el cálculo del uso de agua promedio dividido entre la población que se sirve. *d)* Determine un factor de demanda para la demanda diaria mínima y máxima con los registros históricos.

Tabla / 9.18				
Registros históricos utilizados para resolver el problema 9.10				
Año	Demanda de agua (gpd)			Población que se sirve
	Promedio	Mínimo	Máximo	
2003	1 707 190	1 018 655	2 624 414	14 251
2004	1 713 230	1 086 201	2 817 674	14 352
2005	1 820 602	1 094 415	3 003 411	14 354
2006	1 901 145	1 248 011	2 945 221	14 598
2007	1 891 860	1 068 574	3 038 157	14 587
2008	1 948 648	1 124 125	3 076 542	14 684
2009	1 923 458	1 184 214	3 067 821	14 857

9.11 Usted es contratado para mejorar la planta de tratamiento de aguas residuales para la ciudad de USF. Con los registros históricos en la tabla 9.19, prevea la demanda de agua para 2024. Se espera que una nueva industria requiera 65000 gpd al inicio de 2016.

a) Haga una gráfica que tenga la demanda histórica doméstica, comercial e industrial para cada año. Extrapole las líneas de tendencia para la demanda futura de agua hasta 2024 para cada categoría. Tome en cuenta la demanda de agua de la industria adicional en 2016. *b)* Calcule el porcentaje de agua producida que es agua no contabilizada con base en los registros históricos. *c)* Utilice la gráfica y el por-

Tabla / 9.19				
Registros históricos utilizados para resolver el problema 9.11				
Año	Flujo medido de la planta de tratamiento (gpd)	Flujo medido basado en los registros de los recibos (gpd)		
		Doméstico	Comercial	Industrial
2003	1 687 517	824 247	423 229	92 676
2004	1 789 453	837 055	465 232	102 707
2005	1 745 658	828 103	476 429	76 916
2006	1 728 750	858 076	454 928	79 029
2007	1 779 854	861 003	461 669	87 422
2008	1 826 650	875 548	475 254	91 214
2009	1 872 456	899 545	479 451	90 248

centaje estimado de agua no contabilizada para predecir la demanda total de agua para los años 2014, 2019 y 2024.

9.12 El flujo medido registrado para junio 3 en la planta de tratamiento de aguas residuales de Wilkes City se muestra en la figura 9.16. *a)* Calcule la tasa de flujo promedio para junio 3. *b)* Calcule la tasa de flujo de infiltración a las alcantarillas, asumiendo que no cayó lluvia durante ese día.

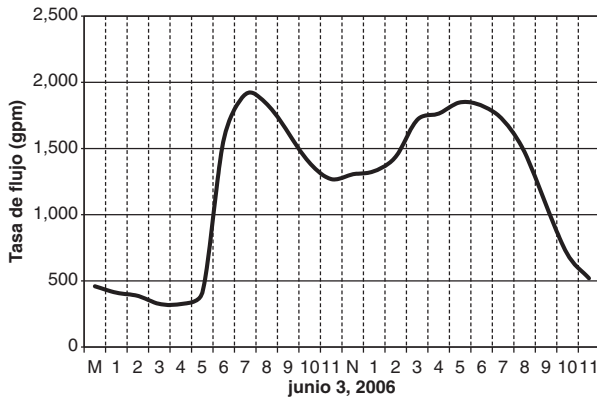


Figura 9.16 Tasa de flujo medido para el agua residual de Wilkes City (utilizado en el problema 9.12)

9.13 Un tanque de almacenamiento de aguas está diseñado para proporcionar agua para la protección contra incendios en una pequeña industria. El NFF para esta industria es de 3 400 gpm. *a)* Calcule el volumen de agua que sería necesario para la protección contra incendios. *b)* Calcule el tamaño nominal de tuberías de una sola tubería proveyendo el agua de protección contra incendios del tanque si la velocidad de diseño para la tubería es de 9.5 pie/s.

9.14 A una estación de bombeo con pozo húmedo se le va a dar tamaño en un sistema de recolección de aguas residuales para una tasa de bombeo de diseño de 1 200 gpm. *a)* Calcule el volumen de pozo húmedo activo con un ciclo de bombeo de 4 veces por hora. *b)* Dé tamaño a la fuerza principal (tubería de descarga de la estación de bombeo) con una velocidad de diseño de 7.5 pie/s.

9.15 Identifique una cuestión de escasez de agua regional y una global. Desarrolle una solución sustentable que proteja a las generaciones futuras de seres humanos y del medio ambiente.

9.16 Vaya al sitio web del Consejo de Construcción Verde de Estados Unidos (<http://www.usgbc.org>) e investigue los créditos LEED asociados con la nueva construcción comercial y la renovación principal (versión 2.2 del Consejo de Construcción Verde de Estados Unidos). Un proyecto puede obtener un máximo de 69 puntos. *a)* ¿Cuántos puntos posibles se relacionan directamente con la eficiencia de agua de categoría? *b)* ¿Cuáles son los créditos específicos proporcionados para la eficiencia de agua de categoría?

9.17 La precipitación pluvial anual promedio es de 100 cm. La evapotranspiración promedio anual es de 40 cm. De esa precipitación pluvial 55% se infiltra en la subsuperficie; el remanente es escorrentía que se mueve junto o cerca de la superficie de la tierra. El acuífero subyacente está conectado

a una corriente. Si se supone que no hay otras entradas o salidas de agua hacia el acuífero subyacente y el acuífero se encuentra en un estado estacionario (ni gana ni pierde agua), *a)* ¿cuál es la cantidad de flujo base contribuido a la corriente desde el agua subterránea (cm/año)? *b)* Si el área en consideración es de 50 km², ¿cuál es el flujo base en m³/año? *c)* ¿Qué porcentaje del flujo base podría modificarse por la actividad humana si se supone que hay casi 15 pozos de bombeo dentro de los 50 km², cada uno de los cuales bombea a una tasa promedio de 2×10^{-3} m³/s.

9.18 ¿Cómo cambia la respuesta en el inciso c) del problema 9.17 si el cambio climático resulta en precipitación reducida en 20% y la población incrementada y el consumo de agua incrementa la tasa de bombeo de los 15 pozos en esta área a 3×10^{-3} m³/s? Suponga que la tasa de evapotranspiración no cambia.

9.19 Vaya al sitio web (www.unesco.org/water/wwap) y busque el reporte, *The 1st UN World Water Development Report: Water for People, Water for Life*. *a)* De las 11 áreas de reto, enliste las relacionadas con “vida y bienestar” y las relacionadas con “gestión”. *b)* Accese el vínculo sobre “hechos y figuras en el aseguramiento de la provisión de alimentos”. Desarrolle una tabla con columnas de producto, equivalentes de unidad y agua en m³ por unidad para los siguientes productos: ganado, ovejas y vacas, carne fresca de vacuno, cordero fresco, pollo fresco, cereales, frutas cítricas, aceite de palma y raíces y tubérculos. Utilice esta tabla para responder la pregunta, en una base por kilogramo, ¿el proporcionar carne o granos/ frutas utiliza más agua?

9.20 Visite el siguiente sitio web para aprender más sobre cómo puede ahorrar agua en casa (<http://www.epa.gov/p2/pubs/water.htm>). Para las siguientes tres áreas (en el baño, en la cocina/lavandería, exteriores) enliste un mínimo de tres cosas que puede hacer en casa para cuidar el agua.

Referencias

- Asociación Americana de Ingenieros Civiles (ASCE). 2007. *Gravity Sanitary Sewer Design and Construction*, ASCE MOP #60 y WEF MOP #FD-5. Reston, VA.: Sociedad Americana de Ingenieros Civiles; Alexandria, Va. Federación Ambiental del Agua.
- Asociación Americana de Trabajos de Agua (AWWA). 1998. *Distribution System Requirements for Fire Protection*. Manual M-31 de la AWWA, Denver, Colo.: AWWA.
- Asociación Americana de Trabajos de Agua (AWWA). 2007. *Water Resources Planning*, 2a. edición, Manual M-50 de la AWWA. Denver, Colo.: AWWA.
- Budyko, M. I. 1974. *Climate and Life*. Nueva York: Academic Press.
- Chen, W. F. 1995. *The Civil Engineering Handbook*. Boca Ratón, Fla.: CRC Press, Inc.
- Crittenden, J. C., R. R. Trussell, D. W. Hand, K. J. Howe y G. Tchobanoglous. 2005. *Water Treatment: Principles and Design*, 2a. edición. Hoboken, NJ.: John Wiley & Sons, Inc.
- Crook, J. 2004. *Innovative Applications in Water Reuse: Ten Case Studies*. Alexandria, Va.: Fundación de Reutilización del Agua.
- Federación Ambiental del Agua (WEF). 1998. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants* MOP no. 8, vol. 1, 4a. edición. Alexandria, Va.: Federación Ambiental del Agua.
- Hammer, M. J. y M. J. Hammer Jr. 1996. *Water and Wastewater Technology*, 3a. edición. Englewood Cliffs, NJ.: Prentice Hall.
- Hemond, H. F. y E. J. Fechner. 1994. *Chemical Fate and Transport in the Environment*. San Diego: Academic Press.
- Hoekstra, A. Y. y A. K. Chapagain. 2006. "Huellas de Agua de las Naciones: Uso del agua por la gente como una función de su patrón de consumo". *Water Resource Management*, DOI 10.1007/s11269-006-9039-x.
- Hutson, S. S., N. L. Barber, J. F. Kenny, K. S. Linsey, D. S. Lumia y M. A. Maupin. 2004. *Estimated Use of Water in the United States in 2000*. Circular de Estudio geológico 1268. Estudio ecológico de Estados Unidos.
- Inteligencia Global del Agua (GWI). 2005. Mercados de reutilización del agua 2005-2015: una previsión y evaluación global. <http://www.globalwaterintel.com>, página consultada el 18 de noviembre de 2008.
- Jones, G. M. y R. L. Sanks. 2008. *Pumping Station Design*, 3a. edición. Woburn, MA: Butterworth Heinemann.
- Mayer, P. W., W. B. DeOreo, E. M. Opitz, J. C. Kiefer, W. Y. Davis, B. Dziegielewski y J. O. Nelson. 1999. *Residential End Uses of Water*. Denver: Fundación de Investigación de Asociación de Trabajos de Agua de Estados Unidos.
- Mays, L. W. 2000. *Water Distribution Systems Handbook*. Nueva York: McGraw-Hill, Inc.
- Mihelcic, J. R. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. Nueva York: John Wiley & Sons, Inc.
- Oficina de Servicios y Seguros (ISO). 1998. *Fire Suppression Rating Schedule*. Nueva York: ISO. <http://www.iso.com>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) y Programa de Evaluación Mundial del Agua (WWAP). 2003. *Water for People, Water for Life: The United Nations World Water Development Report*. Nueva York: UNESCO/Berghahn Books.
- Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPPC). 2007. "Resumen de hacedores de políticas". En *Climate Change 2007: Impacts Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, ed. M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden y C. E. Hanson, 7-22. Cambridge: Cambridge University Press.
- Programa de Asentamientos Humanos de las Naciones Unidas (UN-Habitat). 2003. *Water and Sanitation in the World's Cities: Local Action for Global Goals*. Londres: Earthscan.
- Tchobanoglous, G. y F. L. Burton. 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, 3a. edición. Nueva York, McGraw-Hill, Inc.
- Tchobanoglous, G., F. L. Burton y H. D. Stensel. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4a. edición. Nueva York: Wiley Interscience.
- Vickers, A. 2001. *Handbook of Water Use and Conservation*. Denver: American Water Works Association.
- Walski, T. M., D. V. Chase, D. A. Savic, W. Grayman, S. Beckith y E. Koelle. 2003. *Advanced Water Distribution System Modeling*. Waterbury, Conn.: Haestad Press.
- Walski, T. M., T. E. Barnard, E. Harold, L. B. Merritt, N. Walker y B. E. Whitman. 2004. *Wastewater Collection System Modeling and Design*. Waterbury, Conn.: Haestad Press.

capítulo/Diez Tratamiento de aguas

David W. Hand,
Qiong Zhang, James R.
Mihelcic

En este capítulo, los lectores aprenderán sobre los constituyentes en el agua no tratada, su concentración y los estándares de calidad del agua asociados con la misma. Los conceptos de balance de masa, estequiometría y cinética se utilizan para desarrollar expresiones que describen procesos de unidades de tratamiento físico-químico utilizados para remover los constituyentes. Estos procesos de unidad incluyen coagulación y floculación, sedimentación, filtración granular, desinfección, eliminación de dureza mediante ablandamiento por cal-sosa, eliminación de hierro y manganeso disueltos mediante aireación y eliminación de otros químicos orgánicos e inorgánicos disueltos mediante carbono activado y técnicas de membrana. Los lectores también aprenderán acerca de los requerimientos de energía de recolección y tratamiento.

Secciones principales

- 10.1 Introducción
- 10.2 Características del agua no tratada
- 10.3 Estándares de calidad del agua
- 10.4 Visión general de los procesos de tratamiento de aguas
- 10.5 Coagulación y floculación
- 10.6 Eliminación de dureza
- 10.7 Sedimentación
- 10.8 Filtración
- 10.9 Desinfección
- 10.10 Procesos de membrana
- 10.11 Adsorción
- 10.12 Uso de energía

Objetivos de aprendizaje

1. Identificar los constituyentes físicos, químicos y biológicos que existen en el agua no tratada y los rangos típicos de concentración de los principales constituyentes.
2. Hacer coincidir los principales constituyentes del agua cruda con el(los) proceso(s) que remueven una cantidad importante de cada constituyente.
3. Identificar la diferencia entre la meta del máximo nivel de contaminantes (MCLG) y los máximos niveles de contaminantes (MCL) y relacionar estos valores con los objetivos de tratamiento en una planta de tratamiento de aguas.
4. Relacionar los patógenos biológicos específicos relacionados con el impacto específico en la salud humana.
5. Desarrollar soluciones viables que direccionen la magnitud de las cuestiones globales del agua relacionadas con la mejora en la salud humana.
6. Utilizar un acercamiento a los sistemas para comentar la relación entre la salud humana, cuestiones de manejo de cuencas asociadas con la calidad del agua y el diseño y desempeño de las plantas de tratamiento de aguas.
7. Medir y entender la operación de los procesos de unidad de tratamiento de aguas utilizados para coagulación y floculación, sedimentación, filtración granular, desinfección, eliminación de dureza mediante ablandamiento con cal-sosa y eliminación de químicos orgánicos e inorgánicos disueltos mediante carbono activado y técnicas de membrana.
8. Aplicar diversos procesos de tratamiento de aguas apropiados para diseñar medios para mejorar las fuentes de agua para mil millones de personas en el mundo que no tienen acceso a una fuente de agua mejorada.
9. Identificar usos de fuentes de energía durante las etapas de vida de la provisión de agua y su tratamiento, y comentar arduamente acerca de cómo reducir el uso de la energía durante el tratamiento.

10.1 Introducción

El agua fresca es un recurso finito y las provisiones fácilmente accesibles se están volviendo menos abundantes. Con la escasez del agua ya como una realidad en muchas partes del mundo, se espera que la población y el ingreso junto con los impactos del cambio de clima exacerben aún más este asunto. El logro de soluciones sustentables se compone de las demandas de energía para obtener, almacenar y producir una fuente de agua segura, desde bombear el agua hasta fabricar los químicos y los materiales utilizados a través del proceso. Y a medida que la sociedad desarrolla fuentes de agua menos deseables para lograr satisfacer la creciente demanda, se espera que la cantidad de energía involucrada en nuestra fuente de agua aumente. En consecuencia, existe la necesidad de desarrollar estrategias innovadoras de manejo de agua (por ejemplo, manejo de cuencas sustentables, conservación de agua y prácticas de reutilización de agua) para lograr satisfacer la demanda global de agua potable segura.

El propósito del **tratamiento de aguas** es el de proporcionar agua potable que tenga buen sabor. El **agua potable** se refiere al agua que es saludable para el consumo humano y que está libre de microorganismos dañinos y de compuestos orgánicos e inorgánicos que causen efectos fisiológicos adversos o que no saben bien. El **buen sabor** describe el agua que es *estéticamente* aceptable para beber o que está libre de turbiedad, color, olor y sabor objetables. El agua que tiene buen sabor puede no ser segura.

En los países desarrollados, el agua se trata para ser potable y de buen sabor. Sin embargo, a algunas personas no les gusta el sabor de las aguas municipales, y esto ha dado lugar al incrementado uso de sistemas de tratamiento de agua embotellada. El agua embotellada ha añadido una capa adicional de energía incorporada al agua, debido a que se usa petróleo para producir el contenedor de agua, y existen costos de reciclaje o deshecho para las botellas durante su etapa de vida final.

10.2 Características del agua no tratada

La mayoría de los consumidores esperan que el agua potable sea clara, incolora, inodora y libre de químicos dañinos y microorganismos patógenos. Las aguas naturales generalmente contienen algún grado de constituyentes disueltos, de partículas y microbiológicos, los cuales obtienen del medio ambiente que las rodea. La tabla 10.1 resume muchos de los constituyentes químicos y biológicos encontrados en el agua.

Los procesos naturales de desgaste natural geológicos pueden impartir iones inorgánicos en el agua, y éstos pueden causar problemas relacionados con el color, la dureza, el sabor y el olor. La materia orgánica disuelta en el agua, la cual se deriva de la vegetación en descomposición, puede dar un color amarillento o café al agua. El medio ambiente terrestre circundante puede provocar que pequeñas o coloidales partículas de arcilla se suspendan en el agua, lo cual puede hacer que el agua se vea turbia o nubosa. Los microorganismos naturalmente ocurrentes como las bacterias, los virus y los protozoos pueden encontrar su camino hacia las aguas naturales y provocar problemas de salud. Los químicos orgánicos sintéticos pueden liberarse en el medio ambiente y provocar problemas de salud crónicos o agudos en los seres humanos y la vida acuática. En consecuencia, las características



Pruebe su sentido del agua

www.epa.gov/watersense/quiz

Agua potable en la OMS

http://www.who.int/topics/drinking_water/en/

Tabla / 10.1

Concentración de los principales constituyentes encontrados en el agua

Clasificación general	Constituyentes específicos	Rango típico de concentración
Constituyentes inorgánicos principales	Calcio (Ca^{2+}), cloruro (Cl^-), fluoruro (F^-), hierro (Fe^{2+}), manganeso (Mn^{2+}), nitrato (NO_3^-), sodio (Na^+), azufre (SO_4^{2-} , HS^-)	1–1 000 mg/L
Constituyentes inorgánicos menores	Cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel, zinc, arsénico	0.1–10 $\mu\text{g/L}$
Compuestos orgánicos naturalmente ocurrientes	Materia orgánica naturalmente ocurrente (NOM) que se mide como carbono orgánico total (TOC)	0.1–20 mg/L
Constituyentes orgánicos antropogénicos	Químicos orgánicos sintéticos (SOC) y químicos emergentes utilizados en la industria, hogares y agricultura (por ejemplo, benceno, metil tert-butil éter, tetracloroetileno, tricloroetileno, cloruro de vinilo, alaclor)	Por debajo de 1 $\mu\text{g/L}$ y hasta las décimas de mg/L
Organismos vivos	Bacterias, algas, virus	Millones

físicas, químicas y microbiológicas del agua necesitan ser consideradas en el diseño y la operación de un sistema de provisión y tratamiento.

10.2.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

Diversas características físicas agregadas del agua natural (también referida como *cruda* o *no tratada*) son utilizadas para cuantificar la apariencia o estética del agua. Estos parámetros, descritos en la tabla 10.2, son turbiedad, número y clase de partículas, color, sabor y olor y la temperatura.

Las medidas de **turbiedad** de las aguas naturales varían dependiendo de la fuente del agua. Las medidas de baja turbiedad (menos de 1 NTU) son típicas para la mayoría de las fuentes de aguas subterráneas, mientras que la turbiedad del agua superficial varía dependiendo de la fuente. En los lagos y reservas, la turbiedad es generalmente estable y tiene un rango de 1 a 20 NTU, pero algunas aguas pueden variar estacionalmente debido a los cambios, las tormentas y la actividad de las algas. La turbiedad en los ríos es altamente dependiente de los eventos de precipitación y puede tener un rango de menos de 10 NTU hasta más de 4 000 NTU. Debido a que se espera que el cambio climático se incremente en los eventos más severos de tormentas en algunas partes del mundo (incluyendo Estados Unidos), la escorrentía y erosión resultantes pueden terminar en una turbiedad estacional incrementada de algunas fuentes de agua cruda.

Las medidas de turbiedad se utilizan principalmente para el control de procesos, cumplimiento regulatorio y comparación de distintas fuentes de aguas. También son utilizadas como un indicador de concentraciones incrementadas de constituyentes microbianos del agua como bacterias, ocistos *Cryptosporidium* oocysts y cistos *Giardia*.

Tabla / 10.2

Características físicas del agua natural

Turbiedad	La turbiedad mide la claridad óptica del agua. Es provocada por la dispersión y absorción de la luz por las partículas suspendidas en el agua. Un turbidímetro se utiliza para medir la interferencia del paso de luz a través del agua. La turbiedad se reporta en términos de unidades nefelométricas de turbiedad (NTU), por sus siglas en inglés). La Organización Mundial de la Salud reporta que una turbiedad de <5 NTU es en general aceptable pero puede variar según la disponibilidad y recursos para el tratamiento. En Estados Unidos, muchos servicios públicos de agua ayudan para tratar el agua a <0.1 NTU.
Partículas	Las partículas en las aguas naturales son sólidos más grandes que las moléculas pero en general no las distingue el ojo sin ayuda. Pueden adsorber metales tóxicos o químicos orgánicos sintéticos. El tratamiento de aguas considera las partículas en un rango de 0.0001-100 μm. Las partículas más grandes de 1 μm se llaman sólidos suspendidos, mientras que las partículas entre alrededor de 0.001 y 1 μm pueden considerarse como partículas coloidales (aunque algunos investigadores se van tan abajo como 0.0001 μm). Los constituyentes menores a 0.001 μm son llamados partículas disueltas. La materia orgánica natural (NOM) comprende las partículas coloidales y el carbono orgánico disuelto (DOC). El DOC es la porción del NOM que puede filtrarse a través de un filtro de 0.45 μm. No se clasifica en términos de tamaño.
Color	El color es dado al agua por materia orgánica disuelta, iones metálicos naturales como el hierro y el manganeso y la turbiedad. La mayoría de la gente puede detectar el color a más de 15 unidades de color verdadero en un vaso.
Sabor y olor	El sabor y el olor pueden originarse de constituyentes orgánicos o inorgánicos naturales y las fuentes biológicas presentes en las aguas crudas. También pueden ser resultado de un proceso de tratamiento de aguas.
Temperatura	Las temperaturas de las aguas superficiales pueden variar de 0.5° C a 3° C en el invierno y de 23° C a 27° C en el verano. El agua subterránea puede variar de 2.0° C a 25° C dependiendo de la ubicación y la profundidad del pozo.

Las **partículas** encontradas en las aguas naturales pueden medirse en términos de sus números y tamaños. Los contadores de partículas pueden medir el número de partículas suspendidas en los rangos de tamaño generalmente de 1.0 a 60 μm . Las distribuciones típicas de tamaño de partículas para una fuente de agua no tratada y agua tratada se muestran en la figura 10.1. Advierta cómo la distribución de tamaño cambia a partículas menores después del tratamiento. La eliminación de partículas es importante debido a que se ha sugerido como un indicador de eliminación de cistos de *Giardia* y *Cryptosporidium* del agua (LeChevallier y Norton, 1995). En consecuencia, muchas instalaciones de tratamiento emplean contadores de partículas en línea para evaluar el desempeño del proceso y para ayudar en las decisiones de control de proceso.

Las partículas suspendidas como algas, restos orgánicos, cistos de protozoos y el limo pueden eliminarse mediante sedimentación convencional y métodos de filtración profunda. Los procesos de coagulación y floculación pueden eliminar partículas coloidales. Sin embargo, muchos constituyentes disueltos permanecerán en la solución, como la materia orgánica natural de menor peso molecular (NOM) (por ejemplo, ácidos húmicos y

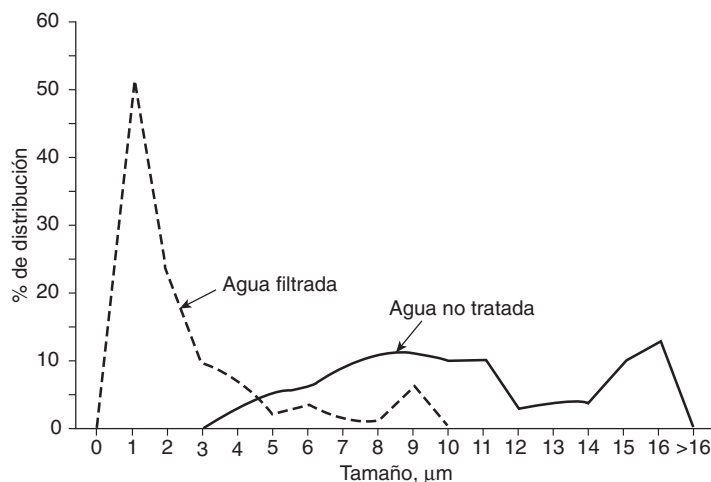


Figura 10.1 Distribución del tamaño de la partícula de la fuente de agua cruda y agua tratada El agua cruda tiene 44 000 partículas por mL y el agua filtrada tiene 328 partículas por mL.

De Davis y Cornwell, *Introduction to Environmental Engineering*, 2004, con permiso de McGraw-Hill.

fúlvico) y compuestos orgánicos sintéticos. Otros métodos de tratamiento como la adsorción de carbono activado y la ósmosis inversa se pueden utilizar para eliminar estos constituyentes.

El **color** se clasifica como color aparente o verdadero. El *color aparente* se mide en muestras no filtradas, por lo que incluye el color impartido por la turbiedad. El *color verdadero* se mide en una muestra de agua pasada a través de un filtro de 40 μm, por lo que es una medida del color impartido por los constituyentes disueltos. Mientras que el color no es una preocupación regulada de salud, puede ser un problema estético para algunos individuos y comunidades, y el tratamiento generalmente se proporciona.

Las concentraciones de umbral de **sabor y color** se han establecido como lineamientos para determinar cuándo los constituyentes se pueden detectar. La tabla 10.3 resume diversos constituyentes y la concentración de cada uno que provoca el sabor y el olor en el agua. Los compuestos que causan olores más frecuentes en las aguas superficiales vienen de la decadencia de algas (por ejemplo, geosmina y metilisoborneol, las cuales producen un olor mohoso). Las aguas tratadas con exceso de cloro tendrán olor a cloro. Las aguas subterráneas que tienen un potencial redox bajo pueden contener gas disuelto como sulfito de hidrógeno, el cual huele como huevos podridos. Las aguas que contienen compuestos inorgánicos disueltos como hierro, manganeso y cobre, pueden tener un sabor metálico. Algunos compuestos naturales u orgánicos sintéticos producirán un sabor objetable al agua. Los ejemplos de esto incluyen el fenol y el 2-clorofenol.

La **temperatura** del agua es muy importante debido a que afecta muchos parámetros físicos y químicos del agua como densidad, viscosidad, presión del vapor, tensión de la superficie, solubilidad y los rangos de reacción, los cuales se utilizan en el diseño y operación de una planta de tratamiento y los sistemas de transportación asociados.

Tabla / 10.3**Umbral de sabor y olor de sustancias encontradas en el agua**

Sustancia que provoca los problemas de olor y sabor	Concentración (mg/L)
Olor	Olor ligero
Cloro	0.010
Sulfito de hidrógeno	0.0011
Ozono	0.001
Cloroformo	20.0
Geosmina	0.000005
Metilisoborneol	0.000005
Tolueno	0.014
Sabor	Umbral del sabor
Fenol	1.0
2-clorofenol	0.004
Fluoruro	10
Fe ²⁺	0.04–0.01
Mn ²⁺	0.4–30

FUENTE: Datos de Crittenden et al., 2005.

10.2.2 CONSTITUYENTES INORGÁNICOS PRINCIPALES Y MENORES

La tabla 10.4 resume los principales constituyentes inorgánicos disueltos encontrados en el agua. El calcio es uno de los más abundantes cationes encontrados en el agua y es el principal constituyente de la **dureza** del agua (junto con el magnesio). Las concentraciones de calcio más grandes que alrededor de 60 mg/L son consideradas por algunos como una molestia. Las concentraciones de cloruro (Cl⁻) en aguas terrenales varían de 1 a 250 mg/L dependiendo de la ubicación, y el agua superficial típica generalmente tiene menos de 10 mg/L Cl⁻. Sin embargo, las aguas afectadas por la intrusión de agua salada y agua subterránea que contiene salmuera atrapada puede tener concentraciones de cloruro similares al océano. El fluoruro existe en las aguas naturales principalmente como el anión F⁻ pero también puede asociarse con el ión férrico, de aluminio y de berilio. Algunos servicios públicos del agua añaden fluoruro en la forma de fluoruro de sodio o ácido hidrofluorosilico a concentraciones de alrededor de 1.0 mg/L.

El hierro es abundante en las formaciones geológicas y se encuentra con frecuencia en el agua. Si no se remueve, puede dar un color café a los accesorios de lavandería y del baño. A concentraciones de alrededor de 0.2 a 0.4 mg/L, el manganeso puede producir un sabor desagradable al agua y manchar la lavandería y los accesorios.

El agua de la superficie puede contener concentraciones altas de nitrato (y otras formas de nitrógeno) de la escorrentía urbana y de la agricultura. El agua subterránea puede también contener altas concentraciones de nitratos, especialmente en las áreas de la agricultura, en donde los fertilizantes de amonio son convertidos bioquímicamente en nitrato en el suelo. El nitrato se

Plomo en el agua potable

<http://www.epa.gov/safewater/lead>

Tabla / 10.4**Principales constituyentes disueltos encontrados en el agua**

Constituyente	Fuente	Problema en la provisión de aguas	Rango en las aguas naturales
Calcio y magnesio	Agua superficial y subterránea	Arriba de 60 mg/L puede considerarse molesta por su dureza.	Para el calcio, menos de 1 mg/L a más de 500 mg/L. Las concentraciones de aguas superficiales de magnesio son menores que 10 hasta 20 mg/L. Las concentraciones de aguas subterráneas son menores a 30 hasta 40 mg/L.
Cloruro	Agua superficial y agua subterránea; intrusión de agua salada.	Arriba de 250 mg/L puede producir sabor salado. Debajo de 50 mg/L puede ser corrosiva para algunos metales.	El agua superficial típica generalmente es menor a 10 mg/L.
Fluoruro	Agua superficial y agua subterránea. Algunos servicios públicos de agua añaden fluoruro en la forma de ácido hidrofúorico a dosis de alrededor de 1.0 mg/L.	Tóxica para los seres humanos a concentraciones de 250-450 mg/L; letal a concentraciones arriba de 4.0 g/L.	Para el agua superficial con concentraciones de sólidos totales disueltos (TDS) menores a 1 000 mg/L, el fluoruro es generalmente menor a 1.0 mg/L.
Hierro y manganeso	Agua superficial y agua subterránea	El umbral del sabor del hierro para muchos consumidores es de alrededor de 0.01 mg/L. El hierro puede producir un color café a los accesorios de lavandería y del baño. El ión de manganeso puede producir un color café oscuro. A concentraciones alrededor de 0.4 mg/L, el manganeso puede producir un sabor desagradable al agua y puede manchar la lavandería y los accesorios.	En las aguas superficiales oxigenadas, la concentración de hierro total generalmente es menor a 0.5 mg/L. En el agua subterránea que tiene poco bicarbonato y oxígeno disuelto, las concentraciones de hierro pueden variar de 1.0 a 10.0 mg/L. La concentración del ión de manganeso en el agua superficial y en el agua subterránea puede ser menor a 1.0 mg/L.
Nitrato	El agua superficial y el agua subterránea pueden contener altas concentraciones de nitrato de la escorrentía de los fertilizantes encontrados en las cuencas urbanas y de agricultura.	Las concentraciones de nitrato muy altas pueden producir metahemoglobinemia infantil.	
Azufre	Agua superficial y agua subterránea	El agua subterránea baja en oxígeno disuelto puede contener compuestos de azufre reducidos, lo cual produce olores objetables como el de huevo podrido. Los sulfatos también son corrosivos en estructuras de concreto y tuberías.	Las concentraciones de sulfato en el agua fresca pueden acercarse a los 10 mg/L.

regula debido a que las altas concentraciones pueden producir metahemoglobinemia infantil.

El azufre puede darse como sulfatos (CaSO_4 , Na_2SO_4 , MgSO_4) y sulfitos reducidos (H_2S , HS^-). Los sulfitos pueden encontrarse en el agua en donde existe descomposición orgánica relevante que resulta de condiciones anóxicas. El agua subterránea baja en oxígeno disuelto puede contener azufre reducido que produce olores objetables. Los sulfatos también son corrosivos en las estructuras de concreto y las tuberías.

Diversos constituyentes inorgánicos menores son algunas veces una preocupación de salud o disminuyen la calidad del agua. Los ejemplos incluyen cobre, cromo, níquel, mercurio, estroncio y zinc. Algunos de estos constituyentes son el resultado del medio ambiente natural que la rodea, mientras que otros están presentes debido a actividades humanas. Por ejemplo, algunos sitios industriales que utilizan arsénico como conservador de la madera tienen fuentes de agua contaminadas, mientras que el arsénico que ocurre naturalmente es esparcido a través de gran parte del mundo. En este último caso, el arsénico se encuentra en gran parte como un sólido en

Crisis global de arsénico

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

Recuadro / 10.1 La crisis global de arsénico

Tal como lo muestra la tabla 10.5, el arsénico de ocurrencia natural se esparce en las provisiones de agua alrededor del mundo. Desafortunadamente, cuando los seres humanos se exponen por largos periodos a bajas concentraciones de arsénico por consumir agua contaminada, se pueden desarrollar diversas formas de cáncer. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido lineamientos de agua potable para el arsénico de $10 \mu\text{g/L}$ (10 ppb_m).

La magnitud del problema es más seria en Bangladesh y Bengala del Oeste (India). En los años setenta y ochenta, 4 millones de pozos de bombeo manual se instalaron en Bangladesh e India para provisionar de agua potable libre de patógenos a las personas. La presencia de arsenicosis

empezó a aparecer en los años ochenta, poco después del programa de instalación de pozos. A principios de los años noventa, se determinó que el envenenamiento por arsénico se originó en estos pozos. El arsénico es de ocurrencia natural.

Hoy en día se calcula que, cada día en Bangladesh, hasta 57 millones de personas se encuentran expuestas a concentraciones de arsénico más grandes que $10 \mu\text{g/L}$. En Bengala del Oeste, un aproximado de 6 millones de personas están expuestas a concentraciones de arsénico entre 50 y 3 200 $\mu\text{g/L}$. La magnitud del problema muestra por qué algunos han llamado a esto el más grande envenenamiento masivo de seres humanos que jamás haya ocurrido.

Tabla / 10.5

Ubicaciones globales en donde se ha detectado arsénico de ocurrencia natural en provisiones de agua potable

Región	Países específicos
Asia	Bangladesh, Camboya, China, India, Irán, Japón, Myanmar, Nepal, Pakistán, Tailandia, Vietnam
América	Argentina, Chile, Dominica, El Salvador, Estados Unidos, Honduras, México, Nicaragua, Perú
Europa	Alemania, Austria, Croacia, Finlandia, Francia, Grecia, Hungría, Italia, Reino Unido, Rumania, Rusia, Servia
África	Ghana, Sudáfrica, Zimbabue
Pacífico	Australia, Nueva Zelanda

FUENTE: Petrusevski et al., 2007.

Recuadro / 10.1 Continuación

Los sistemas de eliminación de arsénico más comúnmente utilizados en el mundo desarrollado y en el mundo en desarrollo están basados en los procesos de coagulación-separación y adsorción. La filtración de membrana (como la ósmosis inversa y la nanofiltración) también es efectiva para eliminar el arsénico del agua; sin embargo, no es práctica en gran parte del mundo debido a los altos costos. De acuerdo con esto, se han desarrollado tecnologías apropiadas para tratar esta agua. La figura 10.2 muestra una de dichas tecnologías.

Esta unidad es directamente instalada en los pozos de bombeo manual que fueron instalados en los años setenta y ochenta. No requiere ninguna añadidura de electricidad o química. La unidad es empacada con alúmina granular activada, la cual remueve el arsénico del agua. La unidad puede regenerarse con sosa cáustica aproximadamente cada cuatro meses. La comunidad es instruida para desechar los lodos con carga de arsénico en un hoyo delineado con ladrillos. Después de diez años de operación típica, se calcula que el volumen de lodo generado ocupará 56 pies cúbicos.

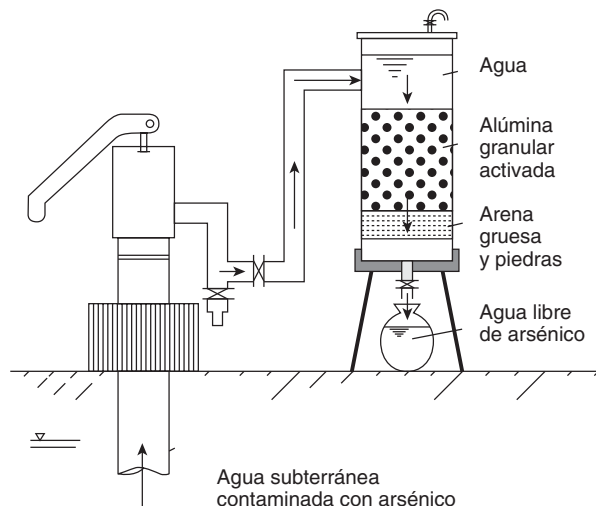


Figura 10.2 Unidad de cabezal removible del pozo eliminador de arsénico desarrollado por el doctor Arup Sangupta y otros en la Universidad de Lehigh

su forma mineral. Sin embargo, puede encontrarse disuelto en el agua subterránea en la forma de especies de arsenito (H_3AsO_3) y arsenato (H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-}). En contraste, la contaminación de plomo está generalmente asociada con las actividades humanas que aún incluyen lixiviación de sistemas de distribución viejos.

10.2.3 PRINCIPALES CONSTITUYENTES ORGÁNICOS

Los constituyentes orgánicos encontrados en el agua pueden ser ya sea de ocurrencia natural o asociados con las actividades humanas. La materia orgánica natural (NOM) en el agua es el resultado de la complejidad del material orgánico soluble derivado de la degradación bioquímica de la vegetación en el ambiente que la rodea. La NOM sucede en todas las aguas y se mide como carbono orgánico total (TOC). Las concentraciones típicas de TOC en las aguas naturales varían de menos de 0.1 a 2.0 mg/L en el agua subterránea, de 1.0 a 20 mg/L en las aguas superficiales y de 0.5 a 5.0 en el agua de mar. La tabla 10.6 resume el impacto que la NOM puede tener en los procesos de tratamiento de aguas potables.

Los constituyentes orgánicos antropogénicos encontrados en el agua se asocian con la actividad industrial, el uso de suelo para agricultura, escombrería urbana y efluentes municipales de plantas de tratamiento de aguas residuales. La mayoría de estos contaminantes orgánicos se clasifican como **químicos orgánicos sintéticos (SOC)**. Los SOC representativos se encuentran en combustibles, solventes de limpieza, materias primas químicas y herbicidas y pesticidas. Los **químicos emergentes preocupantes** se encuentran

Productos farmacéuticos y de cuidado personal

<http://epa.gov/ppcp/faq.html>

Tabla / 10.6**Efecto de la materia orgánica natural (NOM) sobre los procesos de tratamiento del agua**

Proceso de tratamiento del agua	Efecto
Desinfección	La NOM reacciona con, y consume, desinfectantes, lo que incrementa la dosis requerida para lograr la desinfección efectiva.
Coagulación	La NOM reacciona con, y consume, coagulantes, lo que incrementa la dosis requerida para lograr la eliminación efectiva de turbiedad.
Adsorción	La NOM se adsorbe al carbono activado, lo que agota la capacidad de adsorción del carbono.
Membranas	La NOM se adsorbe a las membranas, atascando los poros de la membrana y las incrustaciones de las superficies. Esto lleva a la declinación en el agua pasada a través de la membrana.
Sistema de distribución	La NOM puede llevar a la corrosión y al crecimiento de limo en los sistemas de distribución (en especial cuando los oxidantes se utilizan durante el tratamiento).

FUENTE: Adaptado de Crittenden, 2005.

ahora en el agua y las aguas residuales del uso de productos de cuidado personal y farmacéuticos.

10.2.4 CONSTITUYENTES MICROBIANOS

El agua potable debe estar libre de microorganismos patógenos. Con un sencillo ejemplo de la magnitud global del problema, la Organización Mundial de la Salud reporta que la diarrea contribuyó 4.3% de la carga global de enfermedades en 2002. De ese 4.3%, 88% fue provocado por agua no segura, saneamiento e higiene.

Los **patógenos** son microorganismos que provocan enfermedades y padecimientos. Los patógenos incluyen muchas clases de microorganismos, entre los que se encuentran virus, bacterias, protozoos y helmintos.

En la tabla 10.7 se proporcionan los detalles acerca de algunos organismos patógenos que se encuentran en el agua no tratada y los efectos asociados en salud. Debido a que existen muchos patógenos diferentes basados en el agua, el monitoreo y la detección de todos ellos requeriría una cantidad de recursos prohibitiva. En consecuencia, los **organismos indicadores** (como los **coliformes**) se han identificado y se utilizan para monitorear la calidad microbiana del agua.

Actualmente, la EPA requiere que los servicios públicos del agua monitoreen su sistema de distribución de agua en forma mensual en busca de **coliformes totales**. La regla de máximo nivel de contaminantes total de coliformes se basa en la frecuencia de la detección (no más de 5% para los sistemas que recolectan al menos 40 muestras por mes) o la combinación de una muestra positiva de *E. coli* (o coliformes fecales) con una muestra total positiva de coliforme. Mientras que la prueba total de coliformes puede proporcionar una buena indicación sobre la contaminación fecal, no puede probar que la fuente de agua sea segura. Se deben utilizar otros métodos para confirmar la ausencia de organismos de más larga supervivencia como los virus y las esporas.

¿Cómo se encuentra su agua potable local?

<http://www.epa.gov/safewater/dwinfo/index.html>

Tabla / 10.7

Organismos patógenos representativos en provisiones de agua cruda

Patógeno(s)	Tipo	Efectos de salud en las personas saludables	Hábitat normal
<i>Vibrio cholerae</i> Forma: como gusano Tamaño: 0.5 por 1-2 μm	Bacteria	Cólera clásica, diarrea explosiva y vómito sin fiebre seguido por deshidratación; presión sanguínea y temperaturas anormalmente bajas; calambres musculares; choque, coma seguido por la muerte.	Estómago e intestinos humanos
Salmonella (diversas especies) Forma: vara Tamaño: 0.6 μm	Bacteria	La especie <i>S. typhi</i> provoca fiebre entérica, dolores de cabeza, malestar y dolor abdominal.	Intestinos de animales de sangre caliente
<i>Shigella dysenteriae</i> Forma: redonda Tamaño: 0.4 μm	Bacteria	Disentería bacilar: dolor abdominal, calambres, diarrea, fiebre, vómito, sangre y moco en las heces.	Estómago e intestinos humanos
<i>Escherichia coli</i> (EPEC) Forma: vara Tamaño: 0.3-05 por 1-2 μm	Bacteria	Diarrea	Intestinos de animales de sangre caliente
Poliovirus tipos 1, 2, 3 Forma: redonda Tamaño: 28-30 nm	Virus	Fiebre; dolor de cabeza severo; rigidez en el cuello y en la espalda; dolor muscular profundo; sensibilidad de la piel.	Tracto intestinal humano
Adenovirus humano tipo 2 Forma: 12 vértices Tamaño: 70-90nm	Virus	Infecciones severas en los pulmones, ojos, tracto urinario, genitales; algunas cepas afectan a los intestinos.	Tracto intestinal humano
Rotavirus A Forma: redondo Tamaño: 80 nm	Virus	Diarrea y deshidratación severas.	Tracto intestinal humano
<i>Cryptosporidium parvum</i> tipo 1 Oocisto: Forma: de elipse Tamaño: 3-5 μm Esporozoito y merozoito: Forma: como gusano Tamaño: 10 por 1.5 μm	Protozoo	Diarrea severa, dolor abdominal, náusea o vómito y fiebre.	Tracto intestinal humano
<i>Giardia lamblia</i> Forma: protozoo unicelular flagelado Tamaño: 9-15 μm de largo, 5-15 μm de ancho y 2-4 μm de grueso	Protozoo	Diarrea repentina, calambres abdominales, hinchazón, calambres y pérdida de peso.	Tracto intestinal humano
<i>Schistosoma haematobium</i> un organismo con forma de gusano	Helmíntico	Carcinoma de células escamosas de la vejiga; urolitiasis; infección del tracto urinario ascendente; constricción uretral y uretral con subsecuente hidronefrosis; falla renal.	Vasos sanguíneos de la vejiga humana y en mamíferos

10.3 Estándares de calidad del agua

En 1974, el Congreso de Estados Unidos aprobó la Ley de Agua Potable Segura (Ley Pública 93-523). Bajo esta ley, la principal responsabilidad para establecer los reglamentos de calidad del agua se pasó de los estados a la EPA. Para proteger la salud pública, la EPA estableció estándares primarios de agua potable al establecer **metas del máximo nivel de contaminantes (MCLG)** y los **máximos niveles de contaminantes (MCL)** para un gran número de contaminantes antropogénicos.

El MCL es el estándar aplicable y se basa no sólo en la información de la evaluación del riesgo y la salud, sino que también en los costos y la disponibilidad de la tecnología. Las MCLG se basan únicamente en la información de la salud y la evaluación del riesgo.

La tabla 10.8 proporciona los MCLG y MCL para diversos químicos importantes encontrados en las provisiones de agua y sus efectos potenciales

Ley de agua potable segura

<http://www.epa.gov/safewater/sdwa/index.html>



Reglamentos

Tabla / 10.8

Químicos representativos encontrados en el agua y sus metas de máximo nivel de contaminantes (MCLG) y sus máximos niveles de contaminantes (MCL)

Las MCLG se basan únicamente en la información de la salud y la evaluación del riesgo. Las MCL se basan no sólo en la información de la salud y la evaluación del riesgo sino que también en el costo y la disponibilidad de tecnología.

Químico	Meta de máximo nivel de contaminantes (mg/L)	Máximo nivel de contaminante (mg/L)
Químicos orgánicos sintéticos (SOC)		
2,4-D	0.07	0.07
Alachor	0	0.002
Atrazina	0.003	0.003
Benzo(a)pireno	0	0.0002
Clordano	0	0.002
Lindano	0.0002	0.0002
Bifenilo policlorado (PCB)	0	0.0005
Químicos orgánicos volátiles (VOC)		
1,1-dicloroetileno	0.007	0.007
1,1,1-tricloroetano	0.2	0.2
1,2-dicloroetano	0	0.005
Benceno	0	0.005
Tetracloruro de carbono	0	0.005
Cis-1,2-dicloroetileno	0.07	0.07
Diclorometano	0	0.005
Etil benceno	0.7	0.7
Tolueno	1	1
Tetracloroetileno	0	0.005
Tricloroetileno	0	0.005
Cloruro de vinilo	0	0.002
Xilenos (total)	10	10

Tabla / 10.8

(Continuación)

Inorgánicos		
Arsénico	0	0.01
Cadmio	0.005	0.005
Cromo (total)	0.1	0.1
Cianuro	0.2	0.2
Mercurio	0.002	0.002
Nitrato (como N)	10	10
Nitrito (como N)	1	1
Selenio	0.05	0.05

FUENTE: Datos de Davis y Cornwell, 2004; Crittenden et al., 2005.

**Discusión en clase**

Actualmente, la EPA ha desarrollado MCL para más de 90 contaminantes, aún cuando existen decenas de miles de químicos utilizados de forma común en el comercio. Por lo tanto, ha dado una tarea de enormes proporciones a los reguladores del gobierno para mantener el paso con la introducción de nuevos químicos en el comercio. ¿Cómo afectaría la más amplia implementación de química e ingeniería verdes a las cuestiones de regulación y tratamiento?

a la salud. Un asentamiento similar de MCL lo ha dado la Organización Mundial de la Salud (vea www.who.org).

10.4 Visión general de los procesos de tratamiento de aguas

Los típicos *procesos de unidad* utilizados para el tratamiento del agua superficial y las aguas salobres se muestran en la figura 10.3. La tabla 10.9 resume los procesos de unidad asociados con la eliminación significativa de constituyentes particulares del agua. El tratamiento de las aguas superficiales (figura 10.3a) principalmente requiere la eliminación de materia en partículas y patógenos. El remover las partículas también ayuda a la eliminación de patógenos, debido a que la mayoría de los patógenos o son partículas o están asociados con ellas.

Si la fuente de agua contiene constituyentes disueltos, entonces se pueden añadir procesos de unidad adicionales para también eliminarlos. Los procesos de membrana ahora se utilizan ampliamente para el tratamiento de agua potable, un diagrama esquemático para el tratamiento de aguas salobres se muestra en la figura 10.3b. Este proceso de tratamiento se hará más importante en el futuro ya que el incremento en la población y la demanda, junto con el cambio climático, fuerza a la sociedad a buscar aguas de más baja calidad. Estas fuentes algunas veces son altas en sólidos totales disueltos (TDS) y están presentes como agua subterránea salobre, agua de mar y **agua regenerada**.

10.5 Coagulación y floculación

El método más común utilizado para remover las partículas y una porción de materia orgánica disuelta es la combinación de coagulación y floculación seguida por la sedimentación o la filtración. La **coagulación** es un paso de neutralización de carga que involucra el acondicionamiento de la materia suspendida, coloidal y disuelta al añadir coagulantes. La **floculación** involucra la agregación de partículas desestabilizadas y la formación de partículas más grandes conocidas como flóculo.



**Visión general del
tratamiento de aguas**

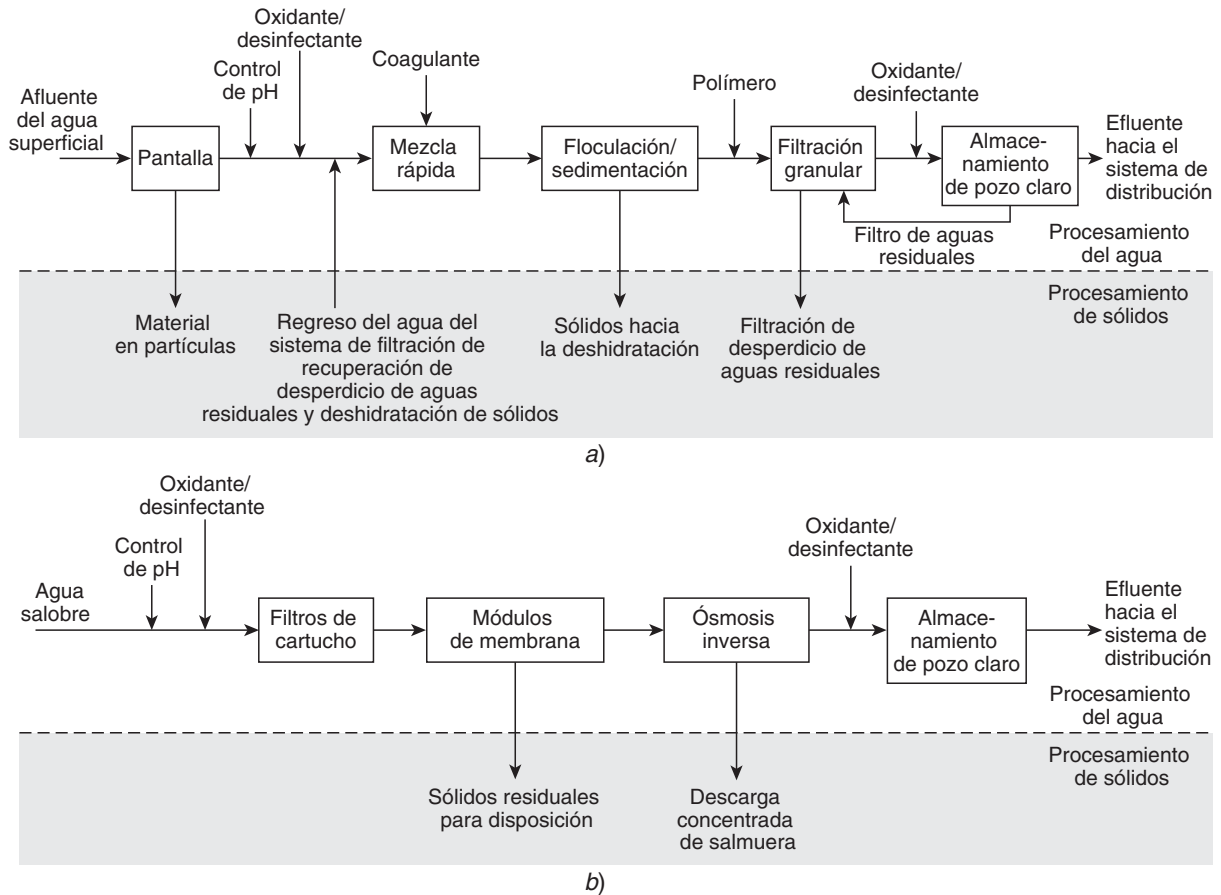


Figura 10.3 Procesos unitarios típicos de tratamiento de aguas y su acomodo Estos procesos se utilizan típicamente para *a)* el tratamiento de agua superficial y *b)* el tratamiento de aguas con niveles altos de constituyentes disueltos.

De Crittenden et al. (2005). Reimpreso con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

Tabla / 10.9

Procesos unitarios que eliminan una cantidad significativa de constituyentes de agua cruda

Constituyente	Proceso(s) unitario(s)
Turbiedad y partículas	Coagulación/floculación, sedimentación, filtración granular
Principales inorgánicos disueltos	Ablandamiento, aireación, membranas
Inorgánicos disueltos menores	Membranas
Patógenos	Sedimentation, filtration, disinfection
Principales orgánicos disueltos	Membranes, adsorption

Recuadro / 10.2 Definiciones globales de provisiones de agua mejoradas

Para aquellos que trabajan en proyectos de ingeniería en el mundo en desarrollo, una provisión de agua puede mejorarse con muchas clases de proyectos y tecnología apropiada, desde proteger una fuente de agua hasta construir un sistema de distribución. La tabla 10.10 describe cómo la Organización Mundial de la Salud (OMS) define *provisiones de agua no mejoradas y mejoradas*. El agua embotellada se considera como no mejorada debido a los posibles problemas de la suficiencia de cantidad, no de calidad (OMS 2000).

Tabla / 10.10**Definiciones globales de provisiones de agua mejoradas y no mejoradas**

Provisiones de agua no mejoradas	Provisiones de agua mejoradas
Pozo sin protección	Conexiones caseras
Fuente sin protección	Tomas de agua públicas
Agua proporcionada por vendedor	Perforaciones
Agua embotellada	Pozos excavados protegidos
Agua proporcionada por cisterna de camión	Fuentes protegidas
	Recolección de agua de lluvia

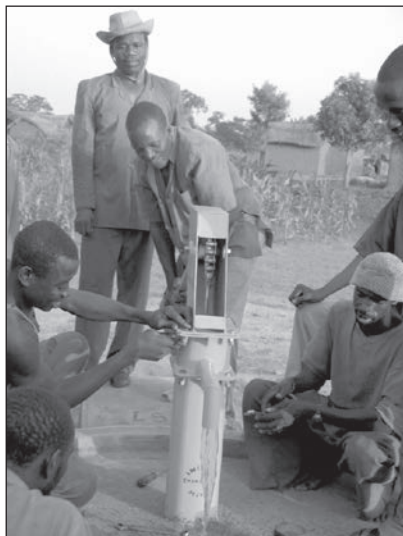


Foto cortesía de Brooke Tyndell Ahrens.

10.5.1 ELIMINACIÓN Y ESTABILIDAD DE PARTÍCULAS

La carga de la superficie es la contribución primaria para la estabilidad de las partículas. Las partículas estables son propensas a permanecer suspendidas en solución (y medidas como turbiedad o TSS). Los coloides suspendidos y las partículas finas son relativamente estables y no pueden flocular y asentarse en un periodo razonable. La estabilidad de las partículas en aguas naturales principalmente depende del balance de las fuerzas de repulsión y de atracción entre las partículas. La mayoría de las partículas en las aguas naturales tienen carga negativa, y existe una *fuerza electroestática repulsiva* entre las partículas de la misma carga.

Al contrarrestar estas fuerzas de repulsión se encuentran las *fuerzas de atracción* entre las partículas conocidas como *fuerzas de van der Waals*. La energía potencial de las fuerzas de repulsión electroestáticas y las fuerzas de atracción de van der Waals combinadas están relacionadas con la distancia entre dos partículas. Debido a que la fuerza de atracción neta es muy débil en distancias grandes, la floculación generalmente no sucederá. A distancias muy cortas, existe una barrera de energía, y la cinética que sale del movimiento browniano de las partículas no es lo suficientemente alta como para vencer la barrera de energía. Después de que se añade un coagulante, las fuerzas de repulsión se reducen, las partículas se unirán y ocurrirá la floculación rápida. La tabla 10.11 explica en mayor detalle los mecanismos combinados de coagulación y floculación.

10.5.2 COAGULANTES QUÍMICOS

Un **coagulante** es el químico que se añade para desestabilizar partículas y lograr la coagulación. La tabla 10.12 proporciona ejemplos de coagulantes utilizados con frecuencia. La selección del coagulante apropiado depende de 1) las características del coagulante, 2) la concentración y el tipo de partículas, 3) la concentración y las características de la NOM, 4) la temperatura del agua, 5) la calidad del agua (por ejemplo, el pH), 6) el costo y la disponibilidad y, 7) características de deshidratación de los sólidos que se producen.

Tabla / 10.11

Mecanismos de coagulación y floculación

Compresión de la doble capa eléctrica (EDL)	La mayoría de las partículas en el agua tienen una carga de superficie neta negativa. La <i>doble capa eléctrica (EDL)</i> consiste de una capa de cationes unida con la superficie de la partícula y un conjunto difuso de cationes y aniones que se extienden hacia la solución. Cuando la fuerza iónica es alzada, la EDL se encoge (las fuerzas de repulsión se reducen).
Neutralización de carga	Debido a que la mayoría de las partículas que se encuentran en las aguas naturales tienen carga negativa en los pH neutrales, pueden <i>desestabilizarse</i> mediante adsorción o cationes con carga positiva o polímeros como sales metálicas hidrolizadas y polímeros orgánicos catiónicos. La dosis (en mg/L) de dichas sales o polímeros es crítica para procesos de floculación subsecuentes. Con la dosis apropiada, la carga será neutralizada y las partículas se unirán. Sin embargo, si la dosis es muy alta, las partículas, en vez de neutralizarse, adquirirán una carga positiva y se volverán nuevamente estables.
Adsorción y puenteo entre partículas	Con la adición de <i>polímeros no iónicos</i> y polímeros de cadena grande con carga baja de superficie, una partícula puede ser adsorbida en la cadena, y el resto del polímero puede adsorberse en sitios de la superficie de otras partículas disponibles. Esto resulta en la formación de un puente entre las partículas. Otra vez, existe una dosis óptima (en mg/L) del polímero no iónico. Si se añade demasiado polímero, las partículas se enredarán en una matriz de polímero y no flocularán.
Precipitación y enredo	El enredo (también referido como <i>flóculo barrido</i>) sucede cuando una dosis suficientemente alta de aluminio (y sales de hierro) se añade y forman varios polímeros hídricos que se precipitarán de la solución. A medida que el precipitado amorfo se forma, la materia de partículas es atrapada dentro del flóculo y se barre del agua con el flóculo estabilizante. Este mecanismo predomina en las aplicaciones de tratamiento de agua en donde el aluminio o las sales de hierro se usan a altas concentraciones y el pH se mantiene casi neutral.

Tabla / 10.12

Tipos de coagulantes comúnmente utilizados en el campo

Tipo de coagulante	Ejemplos
Coagulantes metálicos inorgánicos	Sulfato de aluminio (también referido como alumbre, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$); aluminato de sodio ($\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$); cloruro de aluminio (AlCl_3); sulfato ferroso ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) y cloruro ferroso (FeCl_3).
Sales metálicas prehidrolizadas	Hechas de alumbre y sales de hierro e hidróxido bajo condiciones controladas; incluye cloruro de polialuminio (PACl), sulfato de polialuminio (PAS) y cloruro de polihierro.
Polímeros orgánicos	Polímeros catiónicos, polímeros aniónicos y polímeros no iónicos (para polímeros sintéticos, peso molecular en el rango de 10^4 – 10^7 g/mol).
Materiales naturales basados en plantas	<i>Opuntia</i> spp. y <i>Moringa oleifera</i> (utilizada en muchas partes del mundo, especialmente en el mundo en desarrollo).

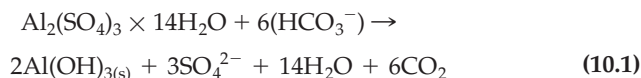


Coagulación y floculación

Los coagulantes naturales se promueven en muchas partes del mundo debido a que se consideran renovables, pueden utilizarse como alimento y combustible, y su producción se basa en los materiales y el trabajo local.

Los ayudantes de coagulante y floculante son sustancias que mejoran los procesos de coagulación y floculación. Los ayudantes de coagulantes son típicamente materiales de partículas insolubles como arcilla, diatomita, carbono activado en polvo o arena fina, que forman sitios nucleantes para la formación de flóculos más grandes. Se utilizan en conjunto con los coagulantes primarios. Los ayudantes de floculantes como los polímeros aniónicos y no iónicos se utilizan para reforzar los flóculos. Se añaden después de la adición de coagulantes y la desestabilización de las partículas.

El coagulante más comúnmente utilizado es el alumbre (peso molecular de 594 g/mol). La adición de Al^{3+} en forma de alumbre (o Fe^{3+} en la forma de sales de hierro como FeCl_3) a concentraciones más grandes que sus límites de solubilidad resultan en la formación del precipitado de hidróxido que es típicamente utilizado en el modo de operación de flóculo barrido. La reacción estequiométrica total por la adición de alumbre en la formación de un precipitado de hidróxido es la que sigue:



En la ecuación 10.1, la alcalinidad (expresada como HCO_3^-) se consume con la adición de alumbre. Esto es debido a que el alumbre y las otras sales de hierro son ácidos débiles. Basándose en la estequiometría, 1 mg/L de alumbre consumirá aproximadamente 0.50 mg/L de alcalinidad (como CaCO_3). Si la alcalinidad natural del agua no es suficiente, puede ser necesario añadir cenizas de cal o sosa (Na_2CO_3) para reaccionar con el alumbre para mantener el pH en el rango apropiado. El rango de pH para la región operativa del alumbre es 5.5 a 7.7 y para las sales de hierro es 5 a 8.5.

El **ensayo de jarras** se utiliza ampliamente para cribar el tipo de coagulantes y la dosis apropiada de coagulante. En la figura 10.4 se muestra un

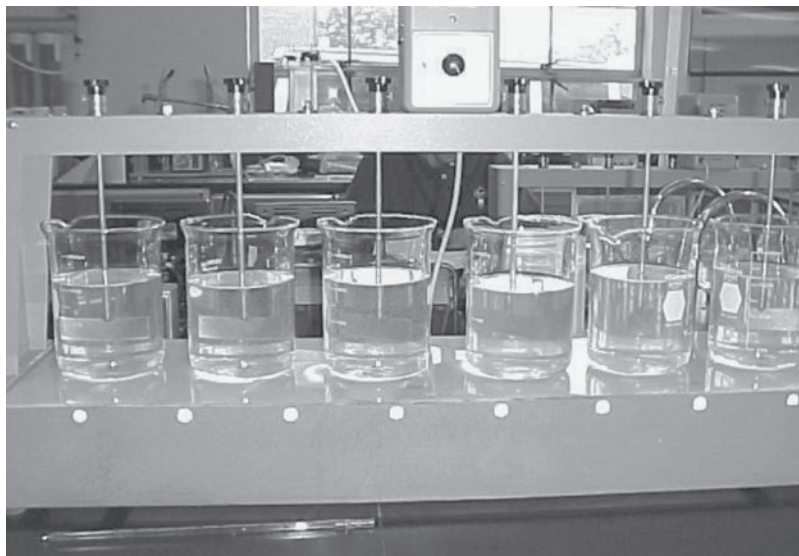


Figura 10.4 Aparato de ensayo de jarras utilizado para cribar coagulantes para el coagulante correcto y la dosis apropiada

Foto cortesía de David Hand.

aparato de ensayo de jarras. Consiste de seis reactores discontinuos cuadrados, cada uno equipado con una paleta mezcladora que puede girar a velocidades variables. En un ensayo de jarras, las adiciones por lote de varios tipos y distintas dosis de coagulantes se añaden a la muestra de agua. Esta etapa es seguida por una etapa de mezcla lenta para mejorar la formación de flóculos. Entonces a las muestras se les permite asentarse bajo condiciones sin disturbios, y la turbiedad del flotante asentado se mide y se traza como una función de dosis coagulante para determinar la dosis coagulante apropiada.

ejemplo/10.1 Uso del ensayo de jarras para determinar la dosis óptima de coagulante

Se llevó a cabo un ensayo de jarras en agua no tratada con una turbiedad inicial de 10 NTU y una concentración de HCO_3^- de 50 mg/L como CaCO_3 . Al utilizar los siguientes datos obtenidos de un ensayo de jarras, calcular la dosis de alumbre óptima para la eliminación de la turbiedad y la cantidad teórica de alcalinidad que se consumirá a la dosis óptima. El alumbre se añade como alumbre seco (peso molecular de 594 g/mol).

Dosis de alumbre, mg/L	5	10	15	20	25	30
Turbiedad, NTU	8	6	4.5	3.5	5	7

solución

Los datos se encuentran en la gráfica como se muestra en la figura 10.5. La gráfica muestra que la turbiedad alcanza el valor más bajo cuando la dosis de alumbre es de 20 mg/L. Esta es la dosis óptima de alumbre.

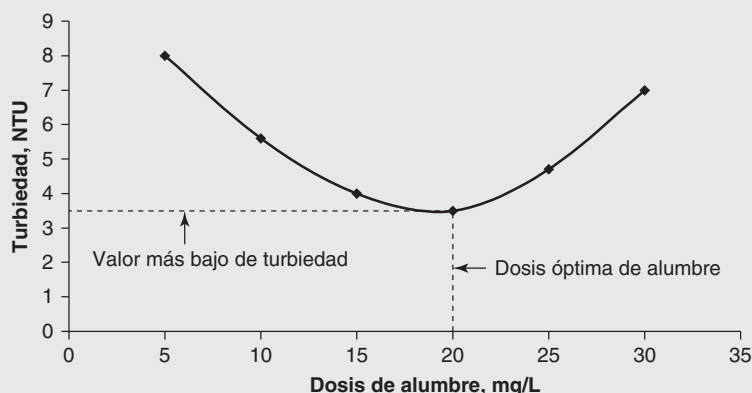


Figura 10.5 Resultados del ensayo de jarras que ayudarán a la identificación de la dosis apropiada de coagulante

En seguida, se debe determinar la cantidad de alcalinidad consumida y revisar este valor contra la alcalinidad naturalmente ocuriente para determinar si se necesita añadir alcalinidad adicional. Utilice la

ejemplo/10.1 Continuación

estequiometría de la ecuación 10.1 para determinar la alcalinidad consumida:

$$\begin{aligned}
 \text{alcalinidad consumida} &= (20 \text{ mg/L Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14\text{H}_2\text{O}) \left(\frac{1 \text{ g}}{1\,000 \text{ mg}} \right) \\
 &\times \left(\frac{1 \text{ mol/L Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14\text{H}_2\text{O}}{594 \text{ g/mol Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14\text{H}_2\text{O}} \right) \times \left(\frac{6 \text{ mol HCO}_3^-}{1 \text{ mol Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14\text{H}_2\text{O}} \right) \\
 &\times \left(\frac{1 \text{ eqv de alcalinidad}}{1 \text{ mol HCO}_3^-} \right) \times \left(\frac{100 \text{ g CaCO}_3}{2 \text{ eqv de alcalinidad}} \right) \\
 &= 0.01 \text{ g/L como CaCO}_3 = 10 \text{ mg/L como CaCO}_3
 \end{aligned}$$

Por lo tanto, 10 mg/L de alcalinidad como CaCO_3 se consumen, y la muestra de agua tuvo una alcalinidad inicial de 50 mg/L como CaCO_3 . Por lo tanto, la alcalinidad en el agua cruda es suficiente para amortiguar la acidez producida después de la adición de alumbre.

10.5.3 OTRAS CONSIDERACIONES

Los coagulantes se dispersan en la corriente del agua a través de los sistemas de **mezcla rápida**: 1) mezcla por bombeo (por ejemplo, la mezcla por bombeo rápido, el cual puede ser simple y confiable), 2) métodos hidráulicos (por ejemplo, mezclador estático en línea, el cual es simple, confiable y no mecánico) y, 3) mezcla mecánica (tanques agitados convencionales, que son los más comunes). Varios dispositivos están ilustrados en la figura 10.6.

La *mezcla suave* del agua es el mecanismo principal para la floculación. Para acelerar la añadidura de partículas, la mezcla mecánica se utiliza típicamente. Los sistemas de floculación pueden dividirse en dos grupos: 1) floculadores mecánicos (turbina de eje vertical, paleta de eje horizontal) y 2) floculadores hidráulicos. Se ilustran tres tipos comunes de sistemas de floculación en la figura 10.7.

Los sistemas de mezcla rápida y la mayoría de las unidades de floculación operan según las condiciones de mezcla de turbulencia. Bajo estas condiciones, los gradientes de velocidad no se definen bien, y el **gradiente de velocidad de la media cuadrática (RMS)** ha sido ampliamente adoptado para evaluar el ingreso de energía:

$$\bar{G} = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad (10.2)$$

en donde $\bar{G}$ es el gradiente global de velocidad RMS (velocidad de ingreso de energía, en s^{-1}), P es el poder de la entrada de mezcla hacia el depósito (J/s), μ es la viscosidad dinámica del agua ($\text{N} \cdot \text{s/m}^2$); y V es el volumen del depósito de mezcla (m^3). El valor de $\bar{G}$ supone que todos los cubos elementales de líquido en el volumen V son esquilados a la misma velocidad (en promedio) y $\bar{G}$ es un valor de tiempo promedio.

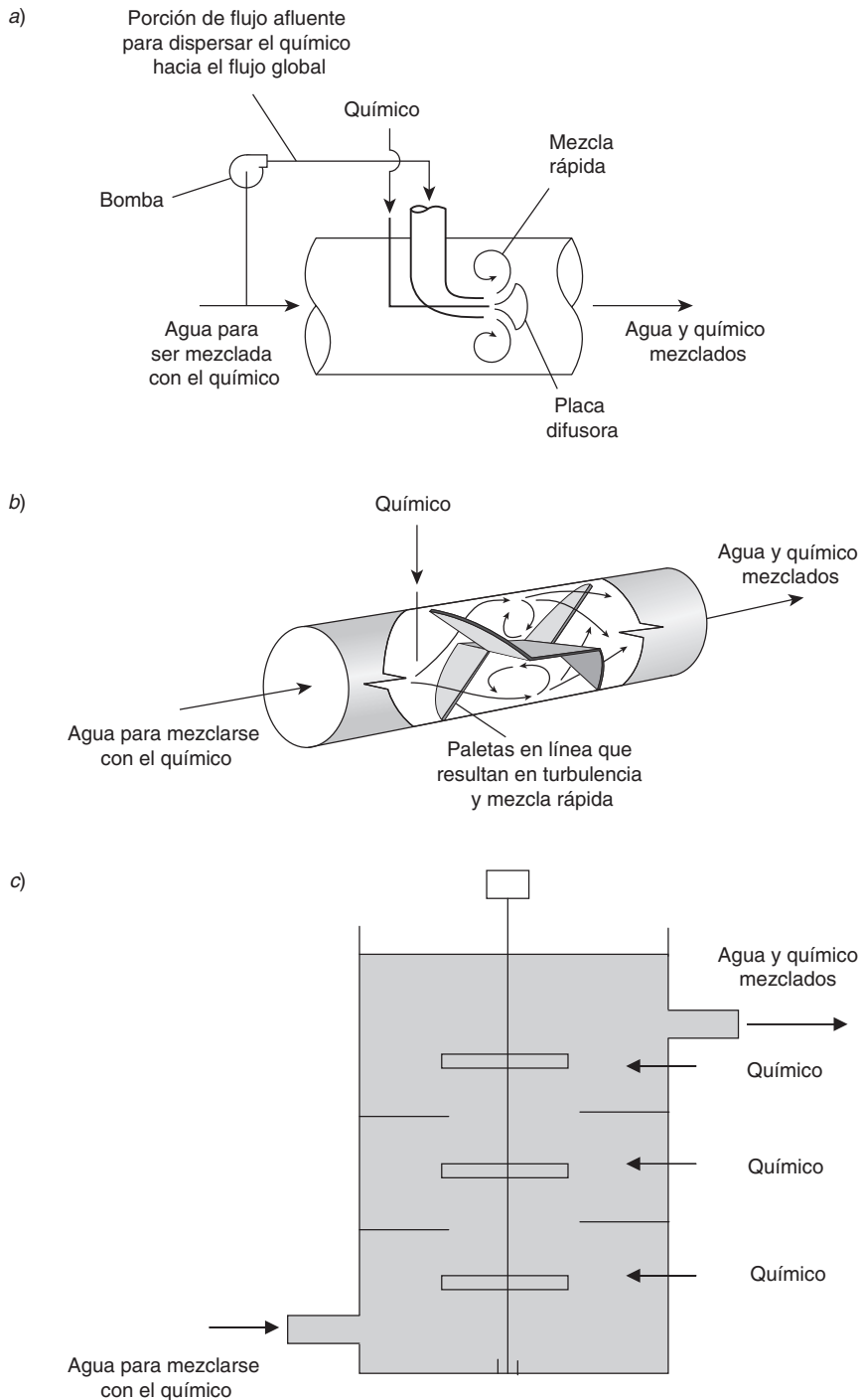


Figura 10.6 Enfoques de mezcla rápida utilizados para dispersar un coagulante químico durante el tratamiento del agua Los enfoques son a) mezcla por bombeo rápido, b) mezclador estático en línea y, c) tanque agitado convencional.

Ilustraciones a) y b) de Crittenden et al. (2005). Redibujada con permiso de John Wiley & Sons, Inc. Ilustración c) de M. L. Davis y D.A. Cornwell, *Introduction to Environmental Engineering*, 1998, McGraw-Hill. Redibujada con permiso de McGraw-Hill.

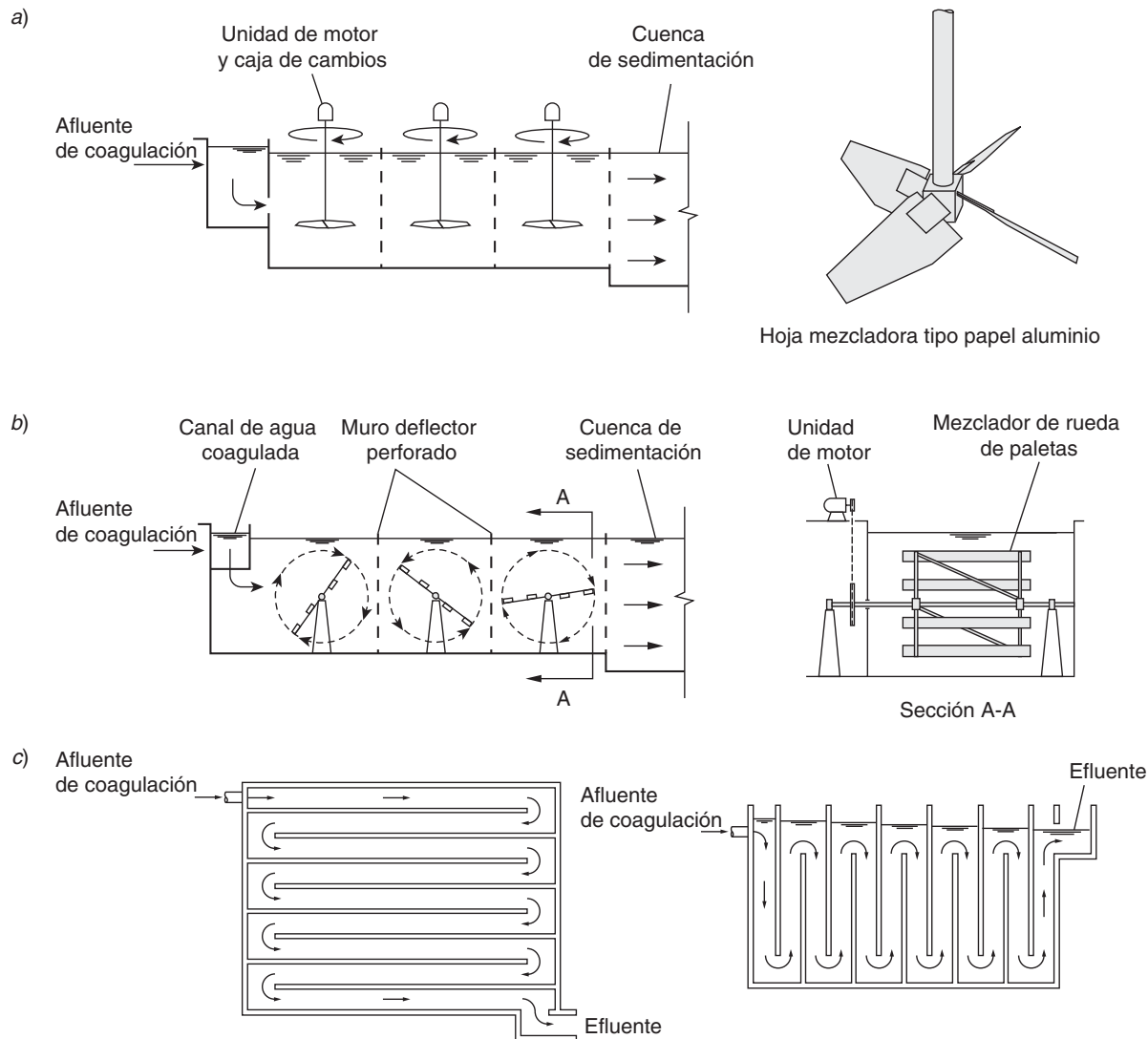


Figura 10.7 Tipos comunes de mezcla suave empleados en los sistemas de floculación Los dibujos muestran a) un sistema de floculación de turbina de eje vertical, b) un sistema de floculación de rueda de paletas de eje horizontal y, c) un sistema de floculación hidráulica. Advierta cómo el sistema de floculación hidráulica no requiere ingreso de energía durante la etapa de vida útil.

Crittenden et al. (2005). Redibujado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

El desempeño del mezclado depende no sólo del gradiente de velocidad ($\bar{G}$) sino también del tiempo de detención hidráulica (t) y el producto de $\bar{G}$ y t , a un grado de medición de la mezcla. En la práctica, los valores de $\bar{G}$ y $\bar{G}t$ se utilizan como criterio de diseño. Los valores típicos para $\bar{G}$, t , y $\bar{G}t$ en el diseño de sistemas de mezcla rápida y tanques de floculación se proporcionan en la tabla 10.13.

Tabla / 10.13**Valores típicos utilizados en el diseño de sistemas de mezcla rápida y floculación**

Categoría del sistema	Gradiente de velocidad de RMS, $\bar{G}$ (seg ⁻¹)	Tiempo de detención, t	Valores de $\bar{G}t$
Mezcla mecánica	600–1 000	10–120 s	5.0×10^4 a 5.0×10^5
Mezcla en línea	3 000–5 000	1 s	1.0×10^3 a 1.0×10^5
Floculador de paleta de eje horizontal	20–50	10–30 min	1.0×10^4 a 1.0×10^5
Floculador de turbina de eje vertical	10–80	10–30 min	1.0×10^4 a 1.0×10^5

ejemplo/10.2 Diseño de un tanque mecánico de mezcla rápida

Un tanque agitador convencional se utiliza para la mezcla rápida en una planta de tratamiento de aguas con un flujo de 100×10^6 L/día. La temperatura del agua es de 10°C . Determine el volumen del tanque y los requerimientos de energía.

solución

El volumen del tanque es igual a la velocidad de flujo (Q) por el tiempo de detención hidráulico (θ). La tabla 10.13 proporciona tiempos de detención apropiados. Los tanques agitadores convencionales se consideran una forma de mezcla mecánica, y se selecciona un valor de tiempo de detención de 60 s:

$$V = Q \times \theta = \frac{100 \times 10^6 \text{ L}}{\text{día}} \times 60 \text{ s} \times \frac{1 \text{ min}}{60 \text{ s}} \times \frac{1 \text{ día}}{1\,440 \text{ min}} \times \frac{\text{m}^3}{1\,000 \text{ L}} = 69 \text{ m}^3$$

Para determinar el requerimiento de energía, use la tabla 10.13 para seleccionar un gradiente de velocidad RMS apropiado. Aquí se selecciona un valor $\bar{G}$ de 900/s, y el producto de $\bar{G}$ y t ($900/\text{s} \times 60 \text{ s} = 5.4 \times 10^4$) está dentro del rango (5×10^4 a 5×10^5) proporcionado en la tabla 10.13. A 10°C , $\mu = 0.001307 \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2$. Para obtener el consumo de energía, arregle la ecuación 10.2 para encontrar P :

$$P = \bar{G}^2 \times \mu \times V = (900/\text{s})^2 \times 0.001307 \frac{\text{N} \cdot \text{s}}{\text{m}^2} \times 69 \text{ m}^3 \times \frac{1 \text{ kN}}{1\,000 \text{ N}} = 73 \frac{\text{kN} \cdot \text{m}}{\text{s}} = 73 \text{ kW}$$

Recuadro / 10.3 Uso de energía renovable para la provisión y tratamiento de aguas

Northbrook, Illinois, es la primera comunidad en Illinois y una de solo unas cuantas en Estados Unidos en compensar la energía utilizada para correr su planta de agua. La planta de tratamiento de aguas de Northbrook proporciona 2.1 mil millones de galones de agua al año para 34 000 residentes. Hace varios años comenzó con la compra de 155 MWh/año en certificados de energía renovable de los parques eólicos en el norte de Illinois central,

para compensar la electricidad derivada del carbón (figura 10.8).

Después de ver el filme *An Inconvenient Truth* (*Una verdad incómoda*), el director de obras públicas de Northbrook recomendó a la villa el incremento de su compra de certificados de energía renovable a 4 500 MWh/año, energía suficiente para operar la planta de tratamiento de aguas.



Figura 10.8 Parque eólico en el norte de Illinois central Las turbinas de viento proporcionan energía que la planta de tratamiento de aguas de Northbrook, Illinois, compra a través de certificados de energía renovables. La comunidad compra suficiente energía para operar la planta de tratamiento de aguas.

Foto cortesía de Iberdrola Renewables.

Discusión en clase

¿Qué técnicas de eficiencia de energía o de uso de energía renovable puede visualizar para su planta de tratamiento de aguas local o de aguas residuales, departamento de obras públicas o su comunidad?

10.6 Eliminación de la dureza del agua

La dureza del agua es provocada por cationes bivalentes, principalmente los iones de calcio y magnesio (Ca^{2+} y Mg^{2+}). Cuando el Ca^{2+} y Mg^{2+} se asocian con aniones de alcalinidad (por ejemplo, HCO_3^-), la dureza se define como **dureza carbonatada**. El término **dureza no carbonatada** se utiliza si el Ca^{2+} y el Mg^{2+} se asocian con aniones sin alcalinidad (por ejemplo, SO_4^{2-}). La distribución de aguas duras en Estados Unidos se muestra en la figura 10.9.

Los agentes complejos se pueden añadir para prevenir que los cationes bivalentes se precipiten o que la dureza se pueda eliminar. En la figura 10.10 se muestra un diagrama de proceso de flujo para un **proceso de ablandamiento con cenizas de cal-sosa** en exceso de dos etapas. La cal se vende comercialmente en forma de cal viva (90% de CaO) y cal hidratada (70% de CaO). La cal viva granular en general se tritura en un depósito y luego alimentada en forma semilíquida en un contenedor con alrededor de 5% de hidróxido de calcio. La cal hidratada en polvo se prepara mediante su fluidificación en un tanque que contiene un mezclador de turbina. La ceniza de la sosa (aproximadamente 98% de Na_2CO_3) es un polvo grisáceo-blanco que puede añadirse con la cal o después de la adición de la cal. El

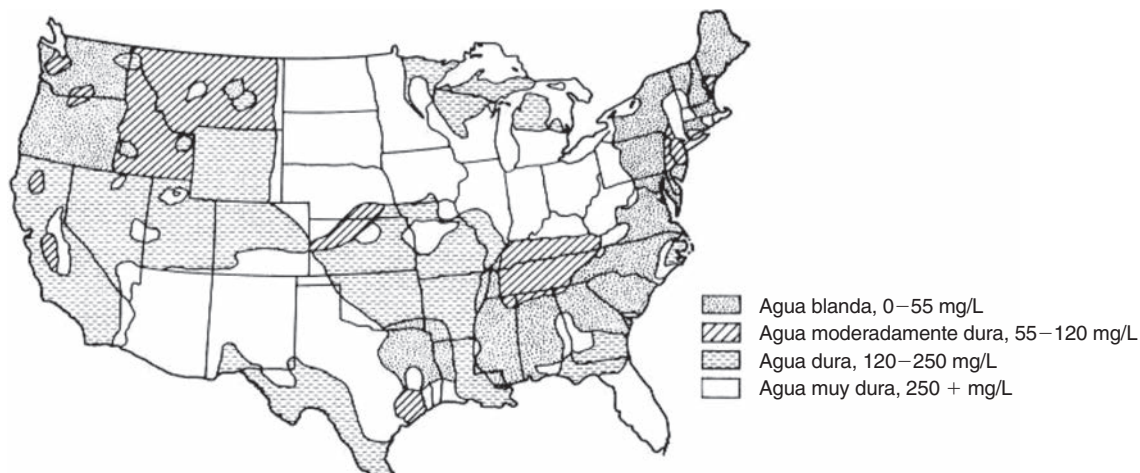


Figura 10.9 Distribución del agua dura en Estados Unidos Las unidades son en mg/L como CaCO_3 . Las áreas mostradas definen los valores aproximados de dureza para las provisiones de agua municipales.

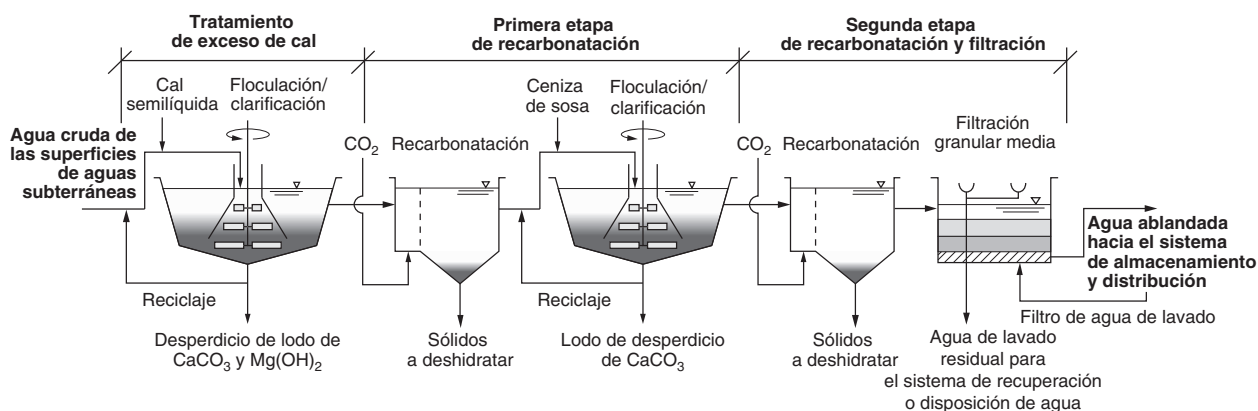
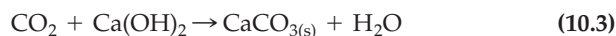


Figura 10.10 Diagrama de proceso de flujo para un proceso de tratamiento de dos etapas de exceso de sosa-cal utilizado para tratar aguas duras Deberán hacerse consideraciones para reutilizar las corrientes de desperdicio.

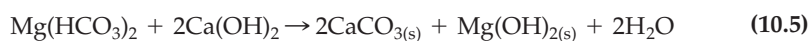
De Crittenden et al. (2005). Redibujado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

dióxido de carbono se utiliza para reducir el pH y precipita el exceso de calcio del agua ablandada con cal.

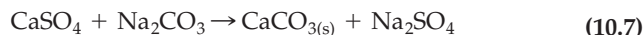
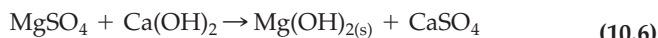
Cuando la cal semilíquida (Ca(OH)_2) se añade al agua, primero reacciona con el dióxido de carbono libre, debido a que el CO_2 es un ácido más fuerte que el HCO_3^- . (Recuerde que, por definición, el HCO_3^- puede actuar como un ácido o una base.). Las reacciones químicas para la eliminación de dureza carbonatada y no carbonatada se proporcionan en las ecuaciones 10.3 a 10.7:



La eliminación de la dureza carbonatada está dada por:



La eliminación de la dureza no carbonatada está dada por:



Como se muestra en las ecuaciones 10.4 a 10.7, la cal eliminará el CO_2 (ecuación 10.3) y la dureza carbonatada (ecuaciones 10.4 y 10.5) y reemplazará el magnesio con calcio (ecuación 10.6). La ecuación 10.7 muestra que la ceniza de soda (Na_2CO_3) se utiliza para remover la dureza no carbonatada de calcio, la cual puede estar presente en el agua no tratada o puede ser el resultado de la precipitación de la dureza no carbonatada del magnesio (ecuación 10.6). La cantidad de ceniza de soda requerida depende de la cantidad de dureza no carbonatada para ser eliminada.

La conversión completa de bicarbonato a carbonato para la precipitación de calcio tendrá lugar sólo con un pH por arriba de 12. El pH óptimo depende de la concentración de los iones de calcio y de bicarbonato. En la práctica, el pH óptimo para la precipitación máxima de carbonato de calcio puede ser tan baja como 9.3, debido a que se forma más carbonato por el cambio en el equilibrio de carbonato-bicarbonato cuando el carbonato de calcio se precipita.

La eliminación de magnesio como precipitado $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (ecuación 10.6) requiere de un valor de pH de al menos 10.5. Por lo tanto, la cal extra (30 a 70 mg/L como CaCO_3) en exceso de la cantidad estequiométrica se añade para elevar el pH. El ensayo de jarras se puede utilizar para determinar la cantidad de cal en exceso requerida para una fuente de agua determinada.

Ejemplo/10.3 Ablandamiento con ceniza de cal-sosa

Un agua subterránea contiene los siguientes constituyentes: $\text{H}_2\text{CO}_3^* = 62$ mg/L, $\text{Ca}^{2+} = 80$ mg/L, $\text{Mg}^{2+} = 36.6$ mg/L, $\text{Na}^+ = 23$ mg/L, alcalinidad (HCO_3^-) = 250 mg/L como CaCO_3 , $\text{SO}_4^{2-} = 96$ mg/L y $\text{Cl}^- = 35$ mg/L. La facilidad es tratar 50×10^6 L/día (15 MGD) de agua de esta fuente con cenizas de cal-sosa para reducir la dureza.

1. Determine la dureza carbonatada y no carbonatada total presente en el agua cruda.
2. Determine las dosis de cenizas de soda y cal para el ablandamiento (unidades kg/día). Suponga que la cal es 90% de CaO por peso y la ceniza de soda es carbonato de sodio puro.

solución

Este problema requiere diversos pasos. Primero construya una tabla de los constituyentes químicos y sus concentraciones en términos de mg/L como CaCO_3 (vea la tabla 10.14).

El segundo paso determina la dureza total, la dureza carbonatada y la dureza no carbonatada. La dureza total es la suma de los iones de calcio y de magnesio como CaCO_3 :

$$\text{dureza total} = (200 + 150) = 350 \text{ mg/L como } \text{CaCO}_3$$

ejemplo/10.3 Continuación

Tabla / 10.14

Tabla construida para resolver el ejemplo 10.3

Constituyente químico	Concentración (mg/L)	Equivalentes	Peso molecular (g/mol)	Peso equivalente (eqv/mol)	Concentración (meqv/L)	Concentración (mg/L como CaCO ₃)
H ₂ CO ₃ *	62	2	62.0	31.0	2.0	100
<i>Cationes</i>						
Ca ²⁺	80	2	40.0	20.0	4.0	200
Mg ²⁺	36.6	2	24.4	12.2	3.0	150
Na ⁺	23.0	1	23.0	23.0	1.0	50
				Total	9.0	400
<i>Aniones</i>						
Alk (HCO ₃ ⁻)	250.0	2	100.0	50.0	5.0	250
SO ₄ ²⁻	96.0	2	96.0	48.0	2.0	100
Cl ⁻	35	1	35.5	35.5	1.0	50
				Total	9.0	400

La dureza carbonatada es la suma de los iones de calcio y de magnesio asociados con los iones de bicarbonato. Debido a que la dureza total (350 mg/L como CaCO₃) es más grande que la alcalinidad del bicarbonato (250 mg/L CaCO₃), todo el bicarbonato está asociado con el calcio (200 mg/L CaCO₃) y el magnesio (50 mg/L CaCO₃). Por lo tanto, la dureza carbonatada es igual a la alcalinidad del bicarbonato como CaCO₃:

$$\text{dureza carbonatada} = 200 + 50 = 250 \text{ mg/L como CaCO}_3$$

La dureza no carbonatada es igual a los iones de magnesio no asociados con la dureza carbonatada (MgSO₄):

$$\text{dureza no carbonatada} = (150 - 50) = 100 \text{ mg/L como CaCO}_3$$

La segunda pregunta solicita que se determine la masa diaria de cenizas de cal y de soda requeridas para el ablandamiento. La cal que se requiere reaccionará con CO₂ (H₂CO₃*), Ca(HCO₃)₂, Mg(HCO₃)₂ y MgSO₄. La cantidad estequiométrica de Ca(OH)₂ se puede calcular con base en las ecuaciones 10.3 a 10.6.

$$\text{Ca(OH)}_2 \text{ requerido para reaccionar con CO}_2 = 100 \text{ mg/L como CaCO}_3$$

$$\text{Ca(OH)}_2 \text{ requerido para reaccionar con Ca(HCO}_3)_2 = 200 \text{ mg/L como CaCO}_3$$

$$\begin{aligned} \text{Ca(OH)}_2 \text{ requerido para reaccionar con Mg(HCO}_3)_2 &= 2 \times \text{Mg(HCO}_3)_2 \\ &= 2 \times 50 = 100 \text{ mg/L como CaCO}_3 \end{aligned}$$

ejemplo/10.3 Continuación

Ca(OH)_2 requerido para reaccionar con $\text{MgSO}_4 = 100 \text{ mg/L}$ como CaCO_3

Recuerde que 30 a 70 mg/L de cal extra se deben añadir para elevar el pH por arriba de 10.5 para asegurar que el magnesio se removerá como Mg(OH)_2 . Suponga que 30 mg/L (como CaCO_3) de cal adicional se requieren en el proceso.

El requerimiento total de cal se determina entonces de la suma de todos los cinco requisitos individuales de cal.

$$\begin{aligned} \text{cal requerida} &= \left(\frac{100 \text{ mg CaCO}_3}{\text{L}} + \frac{200 \text{ mg CaCO}_3}{\text{L}} \right. \\ &\quad \left. + \frac{100 \text{ mg CaCO}_3}{\text{L}} + \frac{100 \text{ mg CaCO}_3}{\text{L}} + \frac{30 \text{ mg CaCO}_3}{\text{L}} \right) \\ &\quad \times \frac{56 \text{ mg CaO/mmol}}{100 \text{ mg CaCO}_3/\text{mmol}} \times \frac{\text{kg}}{10^6 \text{ mg}} \times \frac{50 \times 10^6 \text{ L}}{\text{día}} \\ &\quad \times \frac{\text{volumen de cal en kg}}{0.9 \text{ kg CaO}} \\ &= 16\,500 \text{ kg/día} \end{aligned}$$

La ceniza de cal (Na_2CO_3) requerida también se determina por la reacción estequiométrica:

ceniza de sosa = dureza no carbonatada

$$\begin{aligned} &= 100 \text{ mg CaCO}_3/\text{L} \times \frac{106 \text{ mg Na}_2\text{CO}_3/\text{mmol}}{100 \text{ mg CaCO}_3/\text{mmol}} \\ &\quad \times \frac{\text{kg}}{10^6 \text{ mg}} \times \frac{50 \times 10^6 \text{ L}}{\text{día}} = 5\,300 \text{ kg/día} \end{aligned}$$

10.7 Sedimentación

La **sedimentación** es el proceso en el que la mayoría de las partículas se asentarán por la gravedad dentro de un tiempo razonable y se removerán. Las partículas con densidades más grandes de $1\,000 \text{ kg/m}^3$ se asentarán finalmente, y las partículas con densidades menores a $1\,000 \text{ kg/m}^3$ flotarán hacia la superficie del agua. En el tratamiento de aguas existen tipos comunes de asentamiento: el asentamiento discreto de partículas y el asentamiento floculante.

10.7.1 ASENTAMIENTO DISCRETO DE PARTÍCULAS

El **asentamiento discreto de partículas** sucede cuando las partículas son discretas y no interfieren una con otra cuando se asientan. Para esta clase de asentamiento, el movimiento de una partícula en el agua se determina por

un balance de una fuerza gravitacional hacia abajo, una fuerza de flotabilidad hacia arriba y una fuerza de arrastre hacia arriba.

La velocidad de asentamiento de partículas en un líquido como el agua se puede describir ya sea por la **ley de Stokes** o la **ley de Newton**. La tabla 10.15 describe cada una de estas leyes con mayor detalle. La ley de Stokes se derivó en el capítulo 4. Es aplicable a partículas esféricas cuando el número de Reynolds es menor que o igual a 1 (flujo laminar). La ley de Newton se utiliza para determinar la velocidad de asentamiento de las partículas cuando el número de Reynold es mayor que 1 (flujo de transición y turbulento). El **número de Reynolds (Re)** adimensional se define como

$$Re = \frac{\rho d_p v_s}{\mu} = \frac{d_p v_s}{\nu} \approx \frac{\text{fuerzas de inercia}}{\text{fuerzas viscosas}} \quad (10.8)$$

en donde ρ es la densidad del líquido (kg/m^3), d_p es el diámetro de la partícula (m), v_s es la velocidad de asentamiento de la partícula en cualquier punto del tiempo (m/s), μ es la viscosidad dinámica del líquido (N-s/m^2), y ν es la viscosidad cinemática del líquido (m^2/s).

Tabla / 10.15

Determinación de la velocidad de asentamiento de las partículas con la ayuda de las leyes de Stokes y de Newton

Ley aplicable	Velocidad de asentamiento (m/s)	Términos	Coefficiente de arrastre	Aplicabilidad
Ley de Stokes	$v_s = \frac{g(\rho_p - \rho)d_p^2}{18\mu}$	g es la aceleración debido a la gravedad (m/s^2); ρ_p es la densidad de la partícula (kg/m^3); ρ es la densidad del líquido (kg/m^3); d_p es el diámetro de la partícula (m); y μ es la viscosidad dinámica del líquido (N-s/m^2)	Para el flujo laminar: $C_d = \frac{24}{Re}$	Aplicable para partículas esféricas cuando el número de Reynolds es ≤ 1 (flujo laminar). Tiene aplicación limitada en el tratamiento de aguas debido a que las condiciones en la mayoría de las instalaciones de tratamiento no son laminares.
Ley de Newton	$v_s = \sqrt{\frac{4g(\rho_p - \rho)d_p}{3C_d}}$	g es la aceleración debido a la gravedad (m/s^2); ρ_p es la densidad de la partícula (kg/m^3); ρ es la densidad del líquido (kg/m^3); C_d es el coeficiente de arrastre.	Para el régimen de transición: $C_d = \frac{24}{Re} + \frac{3}{Re} + 0.34$ C_d se vuelve la constante en el régimen turbulento ($Re > 10\,000$)	Aplicable para las partículas cuando el número de Reynolds es > 1 (flujo de transición y turbulento).

ejemplo/10.4 Aplicación de la ley de Stokes

Calcule la velocidad de asentamiento terminal para una partícula de arena que tiene un diámetro de 100 μm y una densidad de 2 650 kg/m^3 . La temperatura del agua es de 10° C.

solución

La velocidad de asentamiento terminal de la partícula se puede calcular con la ley de Stokes (tabla 10.15). Para el agua a 10° C, $\rho = 999.7 \text{ kg}/\text{m}^3$, $\mu = 1.307 \times 10^{-3} \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2$ y $\nu = 1.306 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$.

$$\begin{aligned} v_s &= \frac{g(\rho_p - \rho)d_p^2}{18\mu} \\ &= \frac{9.81 \text{ m/s}^2 \times (2\,650 - 999.7 \text{ kg/m}^3) \times (1.0 \times 10^{-4} \text{ m})^2}{18 \times 1.307 \times 10^{-3} \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2} \\ &\quad \times \frac{3\,600 \text{ s}}{\text{h}} = 24.8 \frac{\text{m}}{\text{h}} \end{aligned}$$

Se deben verificar las condiciones de flujo para asegurar que la ley de Stokes sea aplicable. El número de Reynolds se calcula para verificar que la partícula se asiente bajo condiciones laminares:

$$\text{Re} = \frac{d_p v_s}{\nu} = \frac{1.0 \times 10^{-4} \text{ m} \times 24.8 \text{ m/h} \times (1 \text{ h}/3\,600 \text{ s})}{1.306 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}} = 0.53$$

Debido a que $\text{Re} < 1$, el flujo laminar existe y la ley de Stokes es aplicable.

ejemplo/10.5 Aplicación de la ley de Newton

Calcule la velocidad de asentamiento terminal para una partícula de arena que tiene un diámetro de 200 μm y una densidad de 2 650 kg/m^3 . La temperatura del agua es de 15° C.

solución

La velocidad terminal de la partícula se calcula con la ley de Stokes (tabla 10.15). Para el agua a 15° C, $\rho = 999.1 \text{ kg}/\text{m}^3$, $\mu = 1.139 \times 10^{-3} \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2$ y $\nu = 1.139 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$.

$$\begin{aligned} v_s &= \frac{g(\rho_p - \rho)d_p^2}{18\mu} \\ &= \frac{9.81 \text{ m/s}^2 \times (2\,650 - 999.1 \text{ kg/m}^3) \times (2.0 \times 10^{-4} \text{ m})^2}{18 \times 1.139 \times 10^{-3} \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2} \\ &\quad \times \frac{3\,600 \text{ s}}{\text{h}} = 113.8 \frac{\text{m}}{\text{h}} \end{aligned}$$

ejemplo/10.5 Continuación

Verifique el número de Reynolds (ecuación 10.8) para comprobar si la partícula se asienta bajo condiciones laminares:

$$Re = \frac{d_p v_s}{\nu} = \frac{(2.0 \times 10^{-4} \text{ m}) \times (113.8 \text{ m/h}) \times (1 \text{ h}/3600 \text{ s})}{(1.139 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s})} = 5.55$$

Debido a que $Re > 1$, la ley de Stokes no es válida. La ecuación para el coeficiente de arrastre se proporciona en la tabla 10.15, y la velocidad de asentamiento se puede calcular con la ley de Newton (tabla 10.15).

Debido a que v_s no se puede determinar explícitamente, se debe usar una solución de ensayo y error. Al usar el valor de Re apenas obtenido (5.55), el coeficiente de arrastre puede calcularse como:

$$C_d = \frac{24}{5.55} + \frac{3}{\sqrt{5.55}} + 0.34 = 5.94$$

La velocidad de asentamiento terminal también se puede recalcularse:

$$v_s = \sqrt{\frac{4(9.81 \text{ m/s}^2) \times (2650 - 999.1 \text{ kg/m}^3) \times 2.0 \times 10^{-4} \text{ m}}{3 \times 5.94 \times 999.1 \text{ kg/m}^3}} \times 3600 \frac{\text{s}}{\text{h}}$$

$$= 97.1 \frac{\text{m}}{\text{h}}$$

El número de Reynolds se calcula otra vez y después el coeficiente de arrastre y la velocidad de asentamiento terminal se recalculan. Después de varias iteraciones se obtiene una respuesta convergente como se muestra en la tabla 10.16. La velocidad de asentamiento comienza a converger al sexto o séptimo ensayo y tiene un valor de 86.5 m/h.

Tabla / 10.16

Proceso iterativo utilizado en el ejemplo 10.5 para determinar la velocidad de asentamiento con la ley de Newton Después de diversas iteraciones se obtiene una respuesta convergente como se muestra aquí.

Ensayo	Re (adimensional)	C_d (adimensional)	v_s (m/h)
0	5.55	5.94	97.1
1	4.74	6.78	90.9
2	4.43	7.18	88.3
3	4.31	7.36	87.3
4	4.26	7.43	86.8
5	4.23	7.47	86.6
6	4.23	7.48	86.5
7	4.22	7.49	86.5

10.7.2 ELIMINACIÓN DE PARTÍCULAS DURANTE LA SEDIMENTACIÓN

La figura 10.11 muestra las trayectorias de las partículas en una cuenca de sedimentación rectangular. Aquí se supone que las partículas se mueven horizontalmente a la misma velocidad que el agua y son eliminadas por la gravedad una vez que alcanzan el fondo de la cuenca. Las trayectorias de las partículas en la cuenca dependen de la velocidad de asentamiento de las partículas (v_s) y la velocidad del fluido (v_f).

La velocidad de asentamiento para partículas discretas es constante, debido a que las partículas no interferirán entre sí, y el tamaño, la forma y la densidad de las partículas se supone que no cambian mientras se mueven a través del reactor. Una partícula (partícula 2 en la figura 10.11) que entra a la parte superior de la cuenca y se asienta justo antes de que fluya fuera de la cuenca se llama *partícula crítica*. Su velocidad de asentamiento se define como la **velocidad crítica de asentamiento de la partícula**, determinada como sigue:

$$v_c = \frac{h_o}{\theta} \quad (10.9)$$

en donde v_c es la velocidad de asentamiento crítica de la partícula (m/h), h_o es la profundidad de la cuenca de sedimentación (m) y θ es el tiempo de detención hidráulica de la cuenca de sedimentación (h).

La velocidad crítica de asentamiento de la partícula también se conoce como el **rango de desbordamiento (OR)** debido a que es igual a la proporción del proceso de velocidad del flujo al área de la superficie:

$$v_c = \frac{h_o}{\theta} = \frac{h_o Q}{V} = \frac{h_o Q}{h_o A} = \frac{Q}{A} = \text{OR} \quad (10.10)$$

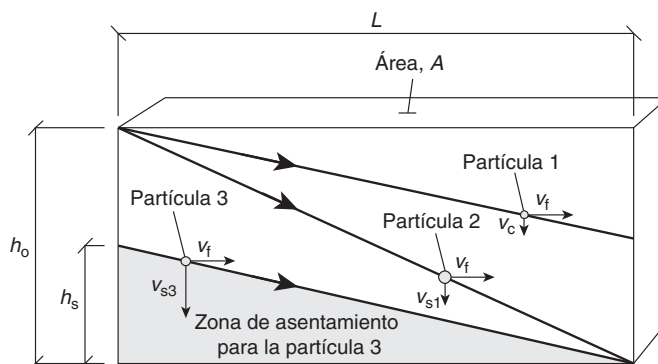
en donde A es el área de la superficie de la parte superior de la cuenca de asentamiento (m^2) y Q es el rango de proceso de flujo (m^3/h). El término OR, o el rango de desbordamiento, es importante en el análisis. Advierta que en la ecuación 10.10 el OR no es una función de la profundidad del tanque.

El OR ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{-h}$, también escrito como m/h) es igual a la velocidad de asentamiento crítica, v_c . Cualquier partícula con una velocidad de asentamiento



Sedimentación

Figura 10.11 Trayectorias de las partículas discretas en una cuenca rectangular de sedimentación.



(v_s) mayor que o igual a v_c (o el OR) será eliminada. Las partículas con una velocidad (v_s) menor a v_c (partícula 3 en la figura 10.11) también se pueden eliminar, dependiendo de su posición en la entrada, como se muestra en la figura 10.11. En la figura 10.11, la partícula 1 no será eliminada, debido a que su velocidad de asentamiento no es lo suficientemente alta en relación con su punto de entrada hacia la cuenca de sedimentación.

El porcentaje de partículas eliminadas se determina como sigue:

$$\text{porcentaje de partículas eliminadas} = \frac{v_s}{OR} \times 100 \quad (10.11)$$

ejemplo/10.6 Determinación de la eliminación de partículas

Una planta de tratamiento tiene una cuenca de sedimentación de flujo horizontal con una profundidad de 4 m, ancho de 6 m, longitud de 36 m y una velocidad de proceso de flujo de 450 m³/h. ¿Qué porcentaje de eliminación debería esperarse para las partículas que tienen velocidades de asentamiento de 1.0 m/h y 2.5 m/h? ¿Cuál es el tamaño mínimo de las partículas que serán por completo eliminadas? Suponga que la densidad de la partícula es de 2 650 kg/m³. La temperatura del agua es de 10° C.

solución

Primero, determine el rango de desbordamiento de la cuenca de sedimentación (velocidad de asentamiento crítica) con la ecuación 10.10:

$$OR = v_c = \frac{Q}{A} = \frac{450 \text{ m}^3/\text{h}}{36 \text{ m} \times 6 \text{ m}} = 2.1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$$

El porcentaje de eliminación de partículas para cada tamaño de partículas puede entonces calcularse como sigue.

Para las partículas con una velocidad de asentamiento de 1.0 m/h, debido a que v_s es igual a 1.0 m/h (lo que es menos que la v_c de 2.1 m/h), el porcentaje de eliminación es calculado con la ecuación 10.11:

$$\text{fracción de partículas removidas} = \frac{v_s}{OR} = \frac{1.0 \text{ m/h}}{2.1 \text{ m/h}} = 0.48$$

Para las partículas con una velocidad de asentamiento de 2.5 m/h, debido a que v_s es igual a 2.5 m/h (lo que es mayor que la v_c de 2.1 m/h), todas las partículas con esta velocidad de asentamiento serán removidas:

$$\text{fracción de partículas eliminadas} = 1.0$$

La pregunta final es determinar el tamaño mínimo de partículas que resultaría en la eliminación total. Este tamaño de partículas puede determinarse con la ley de Stokes. La velocidad de asentamiento de la partícula de mínimo tamaño es igual a la velocidad de asentamiento crítica, $v_s = v_c = 2.1$ m/h. Al conectar v_s con la ley de Stokes, proporcionará el tamaño correcto de la partícula.

ejemplo/10.6 Continuación

Para el agua a 10° C, $\rho = 999.7 \text{ kg/m}^3$, $\mu = 1.307 \times 10^{-3} \text{ N} \times \text{s/m}^2$ y $\nu = 1.306 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$.

$$v_s = \frac{g(\rho_p - \rho)d_p^2}{18\mu} = \frac{9.81 \text{ m/s}^2 \times (2\,650 - 999.7 \text{ kg/m}^3) \times (d_p)^2}{18 \times 1.307 \times 10^{-3} \text{ N} \times \text{s/m}^2}$$

$$\times \frac{3\,600 \text{ s}}{\text{h}} = 2.1 \frac{\text{m}}{\text{h}}$$

$$d_p^2 = 8.48 \times 10^{-10} \text{ m}^2$$

$$d_p = 2.9 \times 10^{-5} \text{ m} = 2.9 \times 10^{-3} \text{ cm}$$

Para verificar las condiciones de flujo, verifique el número de Reynolds (ecuación 10.8) para ver si la partícula se está asentando bajo condiciones laminares:

$$\text{Re} = \frac{d_p v_s}{\nu} = \frac{8.48 \times 10^{-10} \text{ m} \times 2.1 \text{ m/h} \times 1 \text{ h}/3\,600 \text{ s}}{1.306 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}}$$

$$= 3.8 \times 10^{-7}$$

El número de Reynolds es mucho menor que 1. Por lo tanto, el flujo laminar existe y la ley de Stokes es válida.

Los lectores deben observar que los tanques de asentamiento horizontales pueden diseñarse y operarse sin el uso de rastrillos mecánicos y otras partes móviles que requieren energía, mantenimiento y fondos para comprar piezas de repuesto. Por lo tanto, son una tecnología más apropiada para muchas aplicaciones a través del mundo.

Los tiempos típicos de detención para una cuenca de sedimentación rectangular con flujo horizontal están en el rango de 1.5 a 4 horas. Otros criterios de diseño importantes se consideran en el diseño de dichas cuencas, incluyendo el número de cuencas (más de 2), la media horizontal de la velocidad de flujo (0.3–1.1 m/min), el rango de desbordamiento (1.25–2.5 m/h), la proporción de largo a profundidad (mayor que 15) y la proporción de largo a ancho (mayor que 4) (Kawamura, 2000).

10.7.3 OTROS TIPOS DE ASENTAMIENTOS

La tabla 10.17 resume los varios tipos de asentamiento observados durante el tratamiento de aguas y aguas residuales. El tipo de asentamiento discreto de partículas comentado en el ejemplo 10.6 también es referido como asentamiento del tipo I. En el **asentamiento del tipo I**, las partículas se asientan discretamente a una velocidad de asentamiento constante.

Cuando las partículas floculan durante el asentamiento debido al gradiente de velocidad de los fluidos o a las diferencias en las velocidades de asentamiento de las partículas, su tamaño es creciente y se asientan más rápido a medida que pasa el tiempo. Este tipo de asentamiento es conocido como floculante o **asentamiento del tipo II**, el cual se encuentra en los procesos de coagulación y en la mayoría de las cuencas de sedimentación convencionales. A altas concentraciones de partículas (mayores que 1 000 mg/L) se forma una sábana de partículas, y se observa una clara interfase entre la sábana y el agua clarifi-

Tabla / 10.17

Tipos de asentamiento de partículas encontrados durante el tratamiento de agua potable y residual		
Tipo de asentamiento	Descripción	En dónde se usa en el proceso de tratamiento
Tipo I	Las partículas se asientan discretamente a una velocidad de asentamiento constante.	Eliminación de asperones
Tipo II	Las partículas flocculan durante el asentamiento debido al gradiente de velocidad de los fluidos o a las diferencias en las velocidades de asentamiento de las partículas. Su tamaño es creciente, y se asientan más rápido conforme el tiempo pasa.	Procesos de coagulación y las cuencas de sedimentación convencionales
Tipo III	Se forma una sábana de partículas a altas concentraciones de partículas (por arriba de 1 000 mg/L), y se observa una clara interfaz entre la sábana y el agua clarificada arriba de ésta.	Sedimentación de ablandamiento por cal y en sedimentación de aguas residuales y espesadores de fango.

cada sobre ésta. Este tipo de asentamiento es el obstaculizado o el **asentamiento del tipo III**, el cual sucede en la sedimentación de ablandamiento con cal, sedimentación de lodo activado y espesantes de lodo.

10.8 Filtración

La **filtración** se utiliza ampliamente para eliminar pequeños flóculos o partículas precipitadas. Puede utilizarse como el proceso principal de eliminación de turbiedad como la filtración directa de agua cruda con baja turbiedad. También se utiliza para la eliminación de patógenos como la *Giardia lamblia* y la *Cryptosporidium*. Dos tipos de filtración empleados en las instalaciones de tratamiento de aguas incluyen la **filtración de medio granular** y la filtración de membrana.

10.8.1 TIPOS DE FILTRACIÓN GRANULAR

La filtración con materiales granulares pueden operar ya sea a un alto rango de carga hidráulica (5–15 m/h) o a un rango bajo (0.05–0.2 m/h). (Las unidades en las velocidades de carga hidráulicas son realmente $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-h}$, lo que se reduce a m/h.) En ambos procesos, el agua efluente es guiada por el flujo de la gravedad a través de una cama de material granular, y las partículas se recolectan dentro de la cama.

La **filtración de alta velocidad** (también conocida como **filtración rápida**) es el proceso utilizado por casi todas las plantas de filtración estadounidenses. La **filtración lenta de arena** es una tecnología de tratamiento de aguas apropiada para las comunidades rurales debido a su simplicidad y su bajo requerimiento de energía. También es comúnmente empleada en los sistemas de

Tabla / 10.18

Comparación de rangos típicos para el diseño y los parámetros de operación para la filtración lenta de arena y la filtración rápida Algunos filtros están diseñados y operados fuera de estos rangos.

Características del proceso	Filtración lenta de arena	Filtración rápida
Velocidad de filtración	0.05–0.2 m/h (0.02–0.08 gpm/pie ²)	5–15 m/h (2–6 gpm/pie ²)
Diámetro medio	0.3–0.45 mm	0.5–1.2 mm
Profundidad de la cama	0.9–1.5 m (3–5 pie)	0.6–1.8 m (2–6 pie)
Carga requerida	0.9–1.5 m (3–5 pie)	1.8–3.0 m (6–10 pie)
Longitud de la tirada	1–6 mo	1–4 días
Pretratamiento	No se requiere	Coagulación
Método de regeneración	Raspado	Retrolavado
Máxima turbiedad del agua cruda	10–50 NTU	Ilimitada con el pretratamiento adecuado

FUENTE: Crittenden et al., 2005. Reimpreso con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

punto de uso residenciales y de la comunidad implementados en el mundo desarrollado. La tabla 10.18 compara las características del proceso de la filtración lenta de arena y la filtración rápida.

La figura 10.12 muestra una esquemática del sistema de filtración de medio granular dual. El material filtrante en la filtración rápida debe ser justamente uniforme en tamaño para permitir que los filtros operen a una velocidad de carga alta. El pretratamiento de coagulación es necesario antes de la filtración debido a que las partículas deben ser apropiadamente desestabilizadas para una eliminación efectiva.

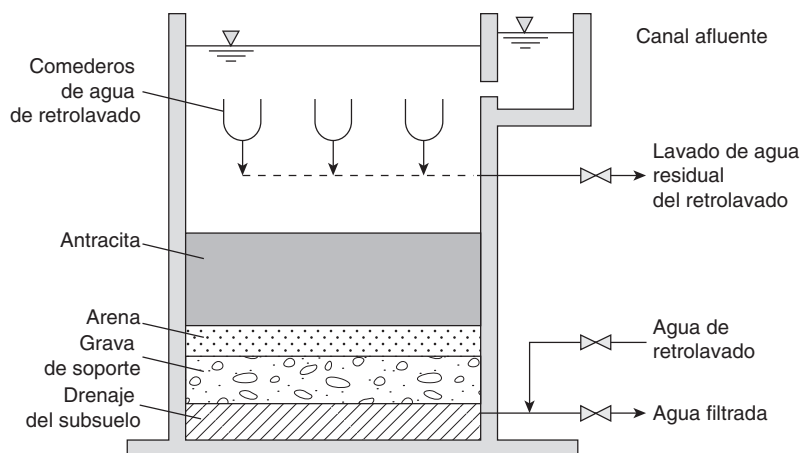


Figura 10.12 Filtro de medio granular dual

Crittenden et al. (2005). Adaptado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

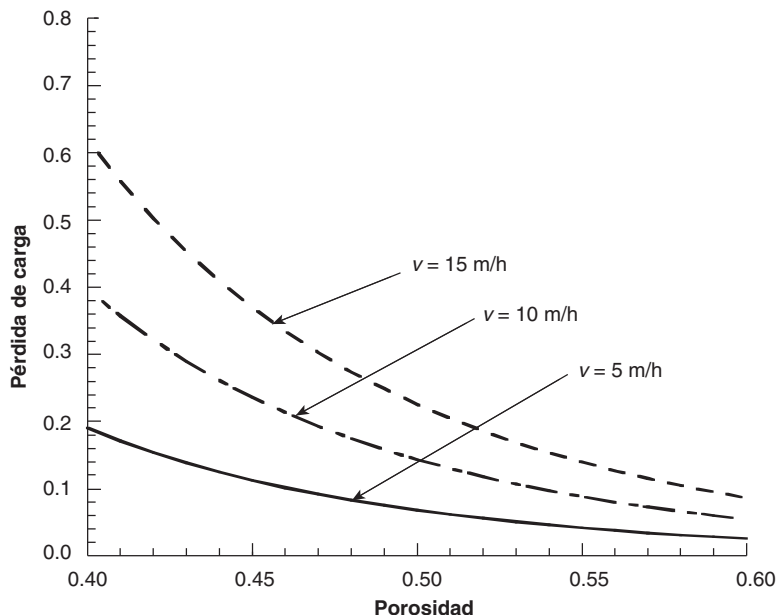


Figura 10.13 Efecto de la porosidad y velocidad de filtración (v) en la pérdida de carga de cama limpia a través de la cama limpia de filtro granular. La pérdida de carga de la cama limpia se incrementa conforme la porosidad disminuye o de acuerdo a como se incrementa la velocidad de filtración.

Crittenden et al. (2005). Adaptado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

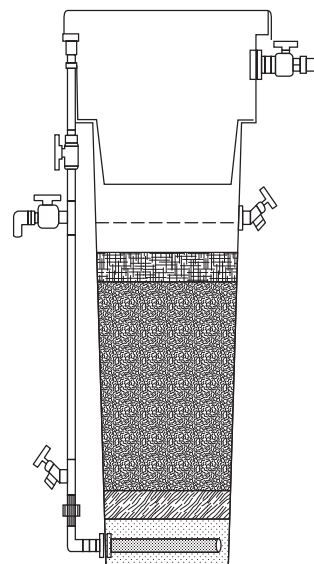
La filtración rápida opera durante un ciclo que consiste de una etapa de filtración y una etapa de retrolavado. Durante la *etapa de filtración*, el agua fluye hacia abajo a través de la cama de filtro y las partículas son capturadas dentro de la cama. Durante la *etapa de retrolavado*, el agua fluye hacia arriba y limpia las partículas capturadas hacia arriba y hacia fuera de la cama. Típicamente, el paso de filtración dura de 1 a 4 días, y el **retrolavado** toma de 15 a 30 minutos.

La **pérdida de carga** durante las etapas de filtración y retrolavado es importante para el diseño apropiado de sistemas de filtración granular. Para una profundidad dada del material filtrante y su tamaño efectivo, la **pérdida de carga de cama limpia** depende de la porosidad de la cama, la velocidad de filtración y la temperatura del agua. El efecto de la porosidad y la velocidad de filtración en la pérdida de carga se ilustra en la figura 10.13. La pérdida de carga de la cama limpia se incrementa a medida que la porosidad se reduce o la velocidad de filtración aumenta. La figura también muestra que la pérdida de carga de la cama limpia es más sensible a la velocidad de filtración a una porosidad más baja. La pérdida de carga de cama limpia también aumenta a medida que la temperatura se reduce, debido a que se incrementa la viscosidad del fluido. Por ejemplo, la pérdida de carga de la cama limpia a 5°C es 60 a 70 por ciento más alta de lo que es a 25°C .

La **velocidad de retrolavado** debe ser superior a la velocidad de fluidización mínima del material más grande. El material más grande es típicamente considerado como el diámetro d_{90} . La velocidad mínima de fluidización se puede calcular al ingresar la porosidad de la cama acomodada en ecuaciones de diseño. Las velocidades de retrolavado varían aproximadamente de 20 a 56 m/h, con una velocidad típica de 45 m/h. La expansión dirigida de la cama es alrededor de 25% para antracita y 37% para arena.

10.8.2 CARACTERÍSTICAS DEL MATERIAL

La arena utilizada para la filtración lenta de arena es más pequeña y menos uniforme que la utilizada en la filtración rápida. Sólo se debería utilizar



Filtro de bioarena



Filtración

arena lavada. La arena de playa o de lecho de río no se puede utilizar antes de ser procesada debido a que su tamaño y uniformidad son generalmente más altas que los criterios para un filtro lento de arena. El paso de pretratamiento de coagulación no se requiere debido a que la desestabilización no es importante para la filtración lenta de arena. Los filtros de arena lenta de las comunidades por lo común se albergan en estructuras de concreto reforzadas con grava graduada (0.3-0.6 m) como una capa de soporte y un sistema de drenaje subterráneo para la recolección del agua.

La filtración lenta de arena opera durante un ciclo que consiste de una etapa de filtración y una etapa de regeneración. En la etapa de filtración, el agua fluye hacia abajo por la gravedad a través de una cama de arena sumergida (0.9-1.5 m) a velocidad baja, y construcciones de pérdidas de carga. Cuando la pérdida de carga alcanza la carga disponible (generalmente después de semanas o meses), el filtro se drena y la parte superior de 1 a 2 cm de la arena es rastrillada, limpiada y luego apilada en el sitio. Los ciclos de operación y rastrillado se repiten durante varios años hasta que la cama de arena alcanza una profundidad mínima de 0.4 a 0.5 m. La arena apilada es entonces reemplazada en el filtro para restaurar la profundidad original de la cama.

Las características del material filtrante y de la cama son muy importantes para la evaluación del desempeño de los procesos de filtración y el diseño de los sistemas de filtración. Para la filtración rápida, la arena, el carbón de antracita, el granate y la ilmenita se utilizan comúnmente para materiales de filtración. Algunas veces, el carbono granular activado (GAC) se utiliza cuando la filtración se combina con la adsorción en un proceso de unidad sencillo.

La arena es el material granular utilizado en la *filtración lenta de arena*. Las características importantes de los materiales incluyen su tamaño (descrito por el tamaño efectivo), la distribución del tamaño (descrito por un coeficiente de uniformidad), la densidad, la forma y la dureza. La tabla

Tabla / 10.19

Características del material filtrante y de la cama para filtros de arena lentos y rápidos

Características importantes del material

Filtración rápida

Utiliza materiales granulares como arena, carbón de antracita, granate, ilmenita y carbono granular activado (GAC).

El **tamaño efectivo (ES o d_{10})** se determina por el análisis de tamiz. Es el diámetro medio al que 10% del material por el peso es más pequeño. El tamaño efectivo se determina por el análisis de tamiz. Los tamaños efectivos típicos para los materiales de filtración rápida son: arena 0.4-0.8 mm, carbón de antracita 0.8-2.0 mm, granate 0.2-0.4 mm, ilmenita 0.2-0.4 mm, GAC 0.8-2.0 mm.

El **coeficiente de uniformidad (UC)** es la proporción de 60% del diámetro medio (el diámetro al que 60% del material por el peso es más pequeño) al tamaño efectivo (d_{10}):

$$UC = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

El UC es un parámetro importante en el diseño de los filtros rápidos debido a que afecta directamente la efectividad total de la cama filtrante debido a la estratificación del material durante el retrolavado. Durante el retrolavado, los granos gruesos (de más peso) se asentarán en el fondo de la cama y serán difíciles de fluidizar para una limpieza efectiva. Los granos finos (de menos peso) se juntarán en la parte superior del filtro, el que a cambio provocará pérdida de carga excesiva durante la etapa de filtración. Los rangos típicos de coeficientes de uniformidad para los materiales de filtración rápida son los siguientes: arena 1.3-1.7, carbón de antracita 1.3-1.7, granate 1.3-1.7, ilmenita 1.3-1.7, GAC 1.3-2.4.

Tabla / 10.19

(Continuación)

	Características importantes del material
Filtración lenta de arena Utiliza arena	El medio de filtración lenta de arena tienen un tamaño efectivo (ES o d_{10}) para lograr un rango más bajo de filtración. También tiene un coeficiente de uniformidad (UC) más alto debido a que el retrolavado no está involucrado en la operación de filtración lenta de arena; por lo tanto, la estratificación no es una preocupación. El tamaño efectivo típico para la filtración lenta de arena está entre 0.3 y 0.45 mm, y el coeficiente de uniformidad es menor a 2.5. La porosidad de cama de filtro es como la porosidad de la tierra. La porosidad tiene una fuerte influencia en la pérdida de carga y la efectividad de la filtración. Si la porosidad es demasiado pequeña, la pérdida de carga será alta, y el rango de filtración se reducirá rápidamente durante el tiempo de operación. Si la porosidad es muy alta, el rango de filtración excederá el criterio, y el afluente no cumplirá con el objetivo del tratamiento. Los valores típicos de la porosidad están en el rango de 40 a 60 por ciento.

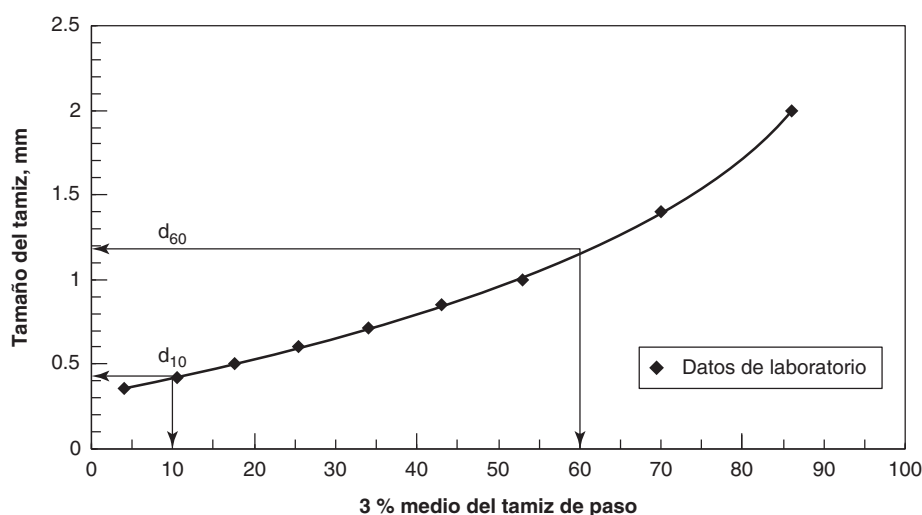


Figura 10.14 Análisis de la idoneidad de una muestra de arena nativa para filtración lenta de arena

10.19 compara características importantes del filtro y la cama para filtros de arena rápidos y lentos. La figura 10.14 muestra cómo una muestra de arena se analiza por un análisis de tamiz para determinar el tamaño apropiado para su uso en la filtración.

En la figura 10.14, una muestra de 1 000 g de arena naturalmente ocurriente fue cernida a través de una pila de tamices y el peso retenido en cada tamiz fue registrado y trazado. Aquí, $d_{10} = 0.43$ mm y $d_{60} = 1.18$ mm. Por lo tanto, el coeficiente de uniformidad es igual a 2.7 (vea la tabla 10.19). Observe cómo el coeficiente de uniformidad de esta arena naturalmente ocurriente es mucho más alto que los valores típicos utilizados en los filtros rápidos (1.3 a 1.7). El coeficiente de uniformidad más alto resultará en la estratificación severa del material durante el retrolavado, provocando pérdida excesiva de carga y la reducción de la efectividad total del filtro. Por lo tanto, la muestra cernida para este ejemplo necesita procesarse hacia un tamaño uniforme justo.

Subproductos de desinfección

<http://www.epa.gov/safewater/disinfection/>

10.9 Desinfección

Los patógenos pueden ser removidos por procesos de tratamiento como la filtración granular o inactivados por agentes de desinfección. El término *desinfección* en la práctica de agua potable se refiere a dos actividades.

1. *Desinfección primaria*: la inactivación de microorganismos en el agua.
2. *Desinfección secundaria*: el mantenimiento de un residuo de desinfectante en el sistema de distribución de agua tratada (también llamada mantenimiento residual).

10.9.1 MÉTODOS ACTUALES DE DESINFECCIÓN

Generalmente, los **desinfectantes** pueden clasificarse como *agentes oxidantes* (por ejemplo, cloro y ozono), *cationes de metales pesados* (plata o cobre) y *agentes físicos* (calor o radiación UV). El desinfectante más comúnmente utilizado es el cloro libre. Otros cuatro desinfectantes comunes se combinan, cloro, ozono, dióxido de cloro y luz ultravioleta (UV). El cloro combinado frecuentemente está limitado a la desinfección secundaria.

La tabla 10.20 resume la efectividad, los límites regulatorios, la aplicación típica y la fuente química de los cinco desinfectantes más comunes. La tabla 10.21 proporciona información detallada sobre la importante química de desinfección y las consideraciones de su aplicación para los cinco desinfectantes más comunes (incluyendo la importancia del pH, como se muestra en la figura 10.15).

Los reactores utilizados para la desinfección generalmente se llaman *contactores*. El cloro libre, el cloro combinado y el dióxido de cloro se utilizan con más frecuencia en los contactores muy cercanos a los reactores tubulares de enchufe ideales como las cámaras de contactores modificadas de serpentín. Ambos tipos de contactores pueden diseñarse de manera que sean altamente eficientes, acercándose mucho al flujo de enchufe ideal. El ozono generalmente es introducido en cámaras de burbujas en series. La luz UV se aplica con frecuencia en reactores de propiedad en donde el cortocircuito es una preocupación debido a que los tiempos de contacto son muy cortos.

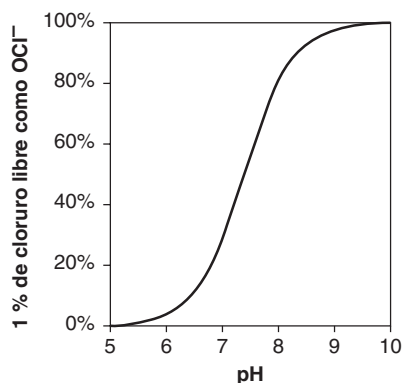


Figura 10.15 Efecto del pH en la fracción de cloro libre presente como ión de hipoclorito (OCl^-).

10.9.2 CINÉTICA DE LA DESINFECCIÓN

Los mecanismos para la inactivación patógena durante la desinfección son complejos y no muy bien entendidos. Por lo tanto, se han desarrollado modelos cinéticos que se basan en observaciones de laboratorio. La **ley de Chick** (ecuación 10.27) es el modelo más sencillo para describir el proceso de desinfección. Éste supone que la velocidad de la reacción de desinfección es de **pseudoprimer orden** con respecto a la concentración de los patógenos que se están inactivando:

$$\frac{dN}{dt} = -K \times N \quad (10.27)$$

en donde dN/dt es la velocidad de cambio en el número de organismos con el tiempo (organismos/volumen/tiempo), N es la concentración de

Tabla / 10.20

Efectividad, límites regulatorios, aplicación típica y fuente química de los cinco desinfectantes más comunes

Tópico	Desinfectante				
	Cloro libre	Monocloramina	Dióxido de cloro	Ozono	Luz ultravioleta
Efectividad Bacteria Virus Protozoo Endosporas	Excelente Excelente De pasable a pobre De pobre a bueno	Bueno Pasable Pobre Pobre	Excelente Excelente Bueno Pasable	Excelente Excelente Bueno Excelente	Bueno Pasable Excelente Pasable
Frecuencia de uso como desinfectante primario	Más común	Común	Ocasional	Muy común	Cada vez más común
Límite regulatorio de residuos	4 mg/L	4 mg/L	0.8 mg/L	—	—
Formación de subproductos químicos					
Subproductos regulados	Formas 5 THMs y 4 HAAs	Rastros de THM y HAA	Clorita	Bromato	Ninguno
Subproductos que se pueden regular en el futuro	Varios	Haluros de cianógeno, NDMA	Clorita	Carbono orgánico biodegradable	Ninguno conocido
Aplicación típica Dosis, mg/L	1–6	2–6	0.2–1.5	1–5	20–100 mJ/cm ²
Fuente química	Administrado como gas líquido en autos tanque, cilindros de 1 tonelada y 68 kg como polvo de hipoclorito de calcio para aplicaciones muy pequeñas. Generación en sitio de sal y agua utilizando electrólisis.	Las mismas fuentes que para el cloro. El amonio se administra como solución acuosa de amonio, gas líquido en cilindros, o como sulfato de amonio sólido. El cloro y el amonio se mezclan en los procesos de tratamiento.	Las mismas fuentes que para el cloro. La clorita como solución en polvo o estabilizada. El ClO ₂ se fabrica con un generador en sitio.	Fabricado en sitio utilizando una descarga de corona en cada aire seco u oxígeno puro. El oxígeno en general se administra como un líquido. El oxígeno también se fabrica en sitio en algunas plantas muy grandes.	Utiliza lámparas de presión baja o presión baja-UV de alta intensidad (254 nm) o UV de presión media (diversas longitudes de onda) en el contactor.
Contactor típico	En el pasado era añadido al principio de la planta y los residuos llevados a través de la misma. Los contactores individuales se usan cada vez más.	En el pasado era añadido al principio de la planta y los residuos llevados a través de la misma. Los contactores individuales se usan cada vez más.	En el pasado era añadido al principio de la planta y los residuos llevados a través de la misma. Los contactores individuales se usan cada vez más.	Siempre ha sido añadido en contactores de ingeniería especiales. Estos contactores están usando más compartimentos.	Las lámparas se colocan en los canales de gravedad o en reactores UV especialmente fabricados. Debido a que el tiempo de contacto es tan corto, los reactores deben probarse.

FUENTE: Crittenden et al., 2005. Adaptado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

Tabla / 10.21

Reacciones químicas importantes asociadas con desinfectantes comunes

Desinfectante	Reacciones químicas importantes	Consideraciones
Cloro libre Cuando se añade cloro libre al agua, rápidamente reacciona con el agua para formar ácido hipocloroso (HOCl) y ácido hidrocórico (HCl). Los iones de ácido hipocloroso e hipoclorito juntos con frecuencia son referidos como cloro libre (cloro libre = HOCl + OCl ⁻). Ambas especies químicas son agentes desinfectantes activos; sin embargo, el ácido hipocloroso (HOCl) es mucho más efectivo que el OCl ⁻ para la desinfección.	$\text{Cl}_{2(g)} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HOCl} + \text{HCl} \quad (10.12)$ $\text{HOCl} \rightarrow \text{H}^+ + \text{OCl}^- \quad K_a = 10^{-7.5} \quad (10.13)$	Como también puede verse de la constante de equilibrio para la ecuación 10.13 y la figura 10.15, el HOCl es la forma predominante de cloro libre a un pH menor que 7. En consecuencia, un operador de planta de tratamiento intentará mantener el pH a 7 o un poco menor para incrementar el poder desinfectante del cloro añadido. Aunque la desinfección por cloro es muy efectiva y con ventajas de costo, el uso del cloro tiene algunas preocupaciones. Una de ellas es la formación de subproductos; el cloro reaccionará con la materia orgánica disuelta que ocurre naturalmente en las aguas para formar trihalometanos cancerígenos (THM).
Cloro combinado Cuando el cloro y el amonio (NH ₃) están presentes en el agua, reaccionan para formar tres compuestos de cloramina (NH ₂ Cl, NHCl ₂ , NCl ₃) de acuerdo con las tres reacciones a la derecha. Estas tres cloraminas juntas son referidas como cloro combinado . (cloro combinado = NH ₂ Cl + NHCl ₂ + NCl ₃). El residuo total de cloro es la suma del cloro combinado y cualquier residuo de cloro libre.	<i>Formación de monoclaramina:</i> $\text{HOCl} + \text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_2\text{Cl} + \text{H}_2\text{O} \quad (10.14)$ <i>Formación de dicloramina:</i> $\text{HOCl} + \text{NH}_2\text{Cl} \rightarrow \text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O} \quad (10.15)$ <i>Formación de tricloramina:</i> $\text{NHCl}_2 + \text{HOCl} \rightarrow \text{NCl}_3 + \text{H}_2\text{O} \quad (10.16)$	La formación de estas especies depende de la proporción de Cl ₂ a NH ₃ -N. A una proporción alta de Cl ₂ a NH ₃ -N, la oxidación del amonio a gas nitrógeno y ión de nitrato sucede. $3\text{HOCl} + 2\text{NH}_3 \rightarrow \text{N}_{2(g)} + 3\text{H}_2\text{O} + 3\text{HCl} \quad (10.17)$ $4\text{HOCl} + \text{NH}_3 \rightarrow \text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O} + 4\text{HCl} \quad (10.18)$ Las reacciones también son dependientes según la dosis de cloro, la temperatura, el pH y la alcalinidad. A valores bajos de pH, otras reacciones se vuelven más significativas como estas: $\text{NH}_2\text{Cl} + \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3\text{Cl}^+ \quad (10.19)$ $\text{NH}_3\text{Cl}^+ + \text{NH}_2\text{Cl} \rightleftharpoons \text{NHCl}_2 + \text{NH}_4^+ \quad (10.20)$
Dióxido de cloro Este químico no produce cantidades significativas de trihalometanos (THM) como subproductos de reacciones con orgánicos.	$2\text{NaClO}_2 + \text{Cl}_{2(g)} \rightarrow 2\text{ClO}_{2(g)} + 2\text{NaCl} \quad (10.21)$ $2\text{NaClO}_2 + \text{HOCl} \rightarrow 2\text{ClO}_{2(g)} + \text{NaCl} \quad (10.22)$ $5\text{NaClO}_2 + 4\text{HCl} \rightarrow 4\text{ClO}_{2(g)} + 5\text{NaCl} + 2\text{H}_2\text{O} \quad (10.23)$	El dióxido de cloro es explosivo a temperaturas elevadas, a la exposición a la luz o en presencia de sustancias orgánicas. El dióxido de cloro no produce THM; sin embargo, produce productos inorgánicos como la clorita (ClO ₂ ⁻) y el clorato (ClO ₃ ⁻), lo cual tiene preocupaciones de salud a ciertos niveles de exposición.

Tabla / 10.21

(Continuación)

Dióxido de cloro (continuación) El dióxido de cloro también tiene un poder oxidante más alto que el cloro; sin embargo, a valores de pH neutrales, típicos de la mayoría de las aguas, tiene solo alrededor de 70% de la capacidad oxidante del cloro.		usando clorita de sodio con cloro gaseoso (Cl_2), cloro acuoso (HOCl) o ácido (generalmente ácido hidrocórico, HCl).
Ozono El ozono es un oxidante más fuerte que los otros tres desinfectantes.	$3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{O}_3$ (10.24) El ozono puede descomponerse al radical hidroxil ($\text{HO}\cdot$), el cual se forma por las reacciones con altas concentraciones de iones de hidróxido (OH^-) o materia orgánica natural (NOM). $3\text{O}_3 + \text{OH}^- + \text{H}^+ \rightarrow 4\text{O}_2 + 2\text{HO}\cdot$ (10.25) $\text{O}_3 + \text{NOM} \rightarrow \text{HO}\cdot +$ (10.26)	El ozono es un gas altamente reactivo y decae muy rápido bajo condiciones ambientales. Por lo tanto, tiene que ser generado en sitio, comúnmente por descargas eléctricas en la presencia de O_2. El ozono reacciona con los microbios por oxidación directa o a través de la acción de radicales de hidroxil generados como en las ecuaciones 10.25 y 10.26. Los radicales de hidroxil son rescatados por las especies de carbonato (HCO_3^-, CO_3^{2-}) y iones metálicos reducidos (por ejemplo, Fe^{2+}, Mn^{2+}). Las condiciones de alto pH o de altas concentraciones de materia orgánica favorecen las reacciones de oxidaciones del radical de hidroxil. La desinfección por ozono es principalmente dependiente de sus reacciones directas, y el residuo de ozono es importante. El bajo pH, la alta alcalinidad, las bajas concentraciones de materia orgánica y la baja temperatura incrementarán la estabilidad de los residuos acuosos del ozono. Desafortunadamente, el uso del ozono no resultará en un residuo que pueda continuar el proceso de desinfección en el sistema de distribución del agua. En adición, la ozonación de las aguas que contienen bromuro produce bromato (BrO_3^-), el cual se cree que es un cancerígeno para los seres humanos.
Radiación ultravioleta Esta es radiación electromagnética que tiene una longitud de onda entre 100 y 400 nm.	La luz en el espectro de UV se puede dividir en UV de vacío, UV de onda corta (UV-C), UV de onda media (UV-B) y UV de onda larga (UV-A). La región de la longitud de onda de 200-300 nm es un rango germicida en donde el ácido desoxiribonucleico (ADN) absorbe los UV.	Los fotones en la luz UV reaccionan directamente con los ácidos nucleicos en la forma de ADN y lo dañan. Esto inhibirá la mayor transcripción del código genético de la célula y evitará su reproducción exitosa. Sin embargo, los microorganismos pueden evolucionar para reparar el daño inducido por UV a través de la fotoreactivación y mecanismos de reparación oscuros. Por lo tanto, la reactivación es una consideración importante en la desinfección por UV. El desempeño de los sistemas de desinfección por UV está altamente influido por sustancias disueltas y materia en partículas en el agua, lo cual tiene que ser considerado en el diseño del reactor UV.

organismos (organismos/volumen), y K es la constante de la ley de Chick (tiempo⁻¹). La ecuación integrante 10.27 resulta en

$$\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = -K \times t \quad (10.28)$$

en donde N_0 es la concentración inicial de organismos (organismos/volumen).

La velocidad de desinfección se puede determinar al trazar el porcentaje de concentración de organismos $\log(N/N_0)$ en contra del tiempo. Para calcular mejor la velocidad de desinfección, se deberán hacer diversas mediciones a cada paso. Debido a la medición inexacta, el mejor ajuste con frecuencia puede no pasar a través de cero. La velocidad de desinfección de la ecuación 10.28 está relacionada con la concentración de desinfectante, y la reacción tiene una constante de velocidad diferente para cada concentración.

ejemplo/10.7 Aplicación de la ley de Chick

Dados los datos en las primeras tres columnas de la tabla 10.22, haga una gráfica de los datos para la inactivación del *poliovirus* tipo 1, con el uso del desinfectante bromo. Determine la constante de velocidad de la ley de Chick para cada una de las dos concentraciones de desinfectantes.

solución

Calcule el log del valor sobreviviente (N/N_0) para cada punto de datos. Los resultados se muestran en las dos columnas a la derecha de la tabla 10.22. Luego trace el log como (N/N_0) como una función de tiempo (t) y una línea de ajuste linear a través de los datos. La figura 10.16 muestra esta gráfica.

El valor de la pendiente de la línea en la figura 10.16 corresponde a la constante de velocidad de la ley de Chick. Para una concentración de desinfectante de 21.6 mg/L, la constante de velocidad K (base 10) es de 1.8333/s; por lo tanto, K (base e) es de 4.22/s. Para la concentración del desinfectante de 4.7 mg/L, la constante de velocidad K (base 10) es

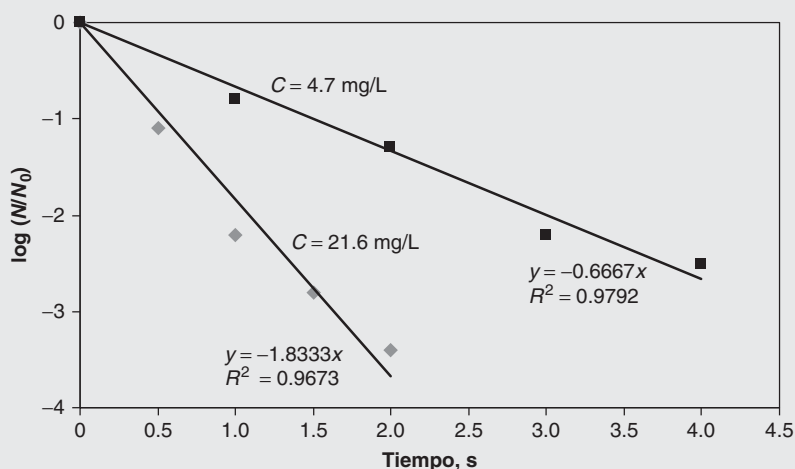


Figura 10.16 $\log(N/N_0)$ como una función de t para el ejemplo 10.7.

ejemplo/10.7 Continuación

Tabla / 10.22

Datos utilizados para resolver el problema al aplicar la ley de Chick en el ejemplo 10.7

C (mg/L)	t (min)	N (número de organismos/L)	N/N_0	$\log (N/N_0)$
21.6	0.0	500	1	0
21.6	0.5	40	0.080	-1.1
21.6	1.0	3	0.006	-2.2
21.6	1.5	1	0.002	-2.7
21.6	2.0	0.2	0.0004	-3.4
12.9	0.0	500	1	0
12.9	1.0	79	0.158	-0.8
12.9	2.0	25	0.050	-1.3
12.9	3.0	3	0.006	-2.2
12.9	4.0	1.5	0.003	-2.5

0.6667/s; de tal manera que K (base e) es de 1.54/s. Recuerde que, como antes se comentó, esta es una constante de velocidad de pseudoprimer orden, así es que la constante de velocidad difiere de distintas concentraciones de desinfectantes.

El enfoque Ct utiliza el producto de $C \times t$ el cual puede ser visto como la dosis de desinfectante. C es la concentración de un desinfectante químico (mg/L) y t es el tiempo requerido para lograr un nivel de inactivación. Un concepto similar es el producto de la intensidad de la luz UV (I , mW/cm²) y el tiempo de exposición, t . $I \times t$ (unidades de mW/cm² $\times$ s o mJ/cm²) se usan durante la desinfección por UV para calcular la dosis de luz UV.

El enfoque Ct es una manera útil de comparar la efectividad relativa de distintos desinfectantes y la resistencia de distintos organismos. La figura 10.17 ilustra esto al comparar el Ct y el It requeridos para una inactivación de 99% de diversos microorganismos al utilizar los cinco desinfectantes comunes. La figura 10.17 muestra que el ozono requiere un Ct menor para la mayoría de los microorganismos que lo que necesitan los otros tres oxidantes químicos; por lo tanto, el ozono es un desinfectante más fuerte. También, el microorganismo llamado *C. parvum* requiere el más alto Ct de entre los cuatro oxidantes químicos, así que este microorganismo es más resistente a estos desinfectantes. Los datos de It para la desinfección por UV se incluyen en la figura 10.17. Sin embargo, no se puede concluir mucho al comparar los valores It con los valores Ct para el mismo organismo.



Desinfección

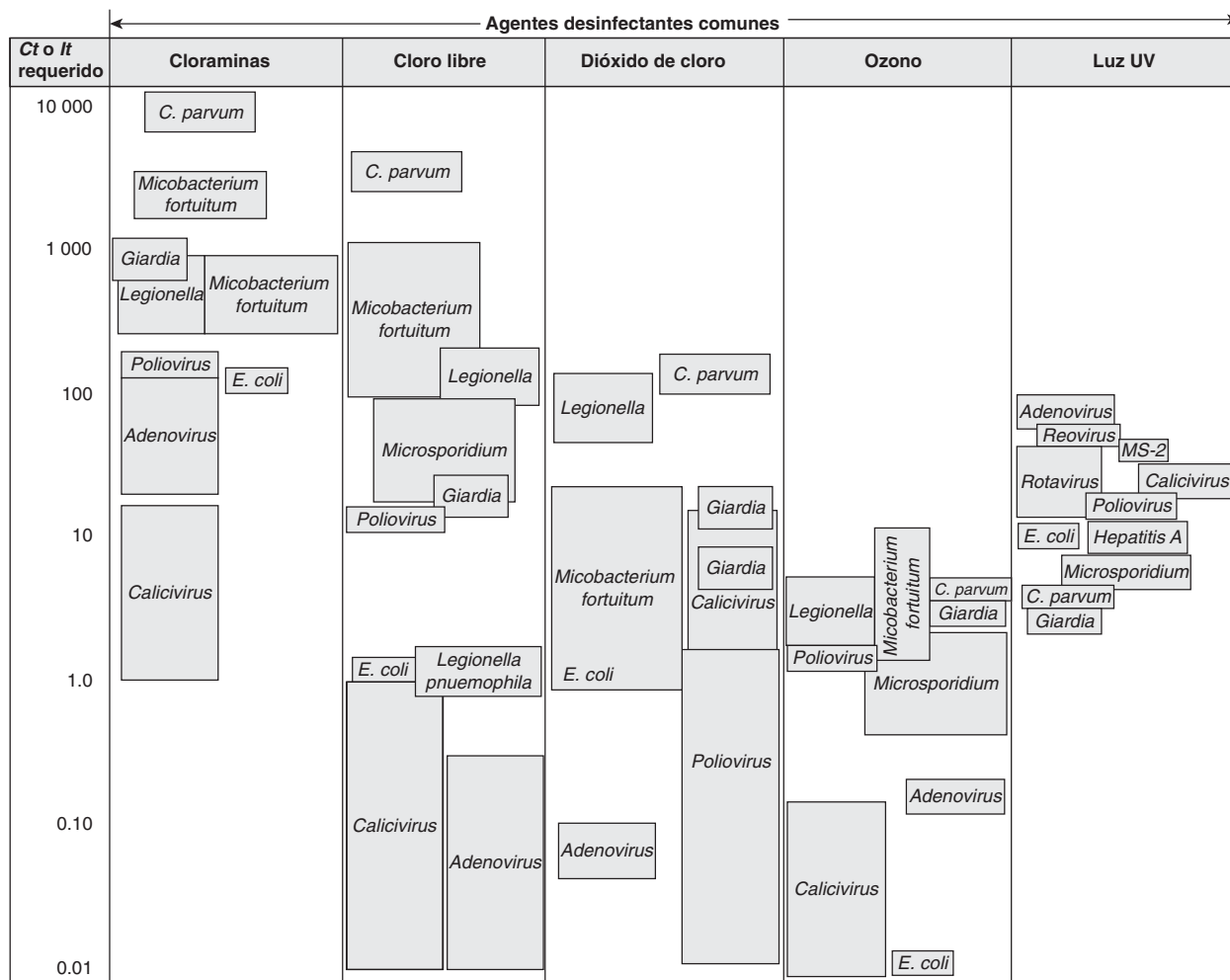


Figura 10.17 Generalidades de los requerimientos de desinfección para una inactivación de 99% Esta tabla compara el Ct o It requeridos para una inactivación de 99% de diversos patógenos con el uso de cinco desinfectantes comunes (enlistados en la parte superior). El ozono requiere un Ct más bajo para la mayoría de los patógenos que los otros tres oxidantes químicos, así es que el ozono es un desinfectante más fuerte. El microorganismo *C. parvum* requiere el mayor Ct entre los cuatro oxidantes químicos, así es que este microorganismo es más resistente a estos desinfectantes.

Crittenden et al. (2005). Redibujado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

ejemplo/10.8 Aplicación del valor Ct

La Regla de tratamiento de aguas superficiales (SWTR) requiere que al menos 99.99% (4-log) de virus sean eliminados o inactivados. Una planta de tratamiento de agua proporciona desinfección con el uso de cloro libre con un tiempo de contacto de 30 minutos. Determine la concentración requerida de cloro libre para la desinfección a un pH de 7 y temperaturas de agua de 5° C y 20° C. Los valores Ct se proporcionan: $Ct = 3 \text{ min-mg/L}$ a un pH = 7

ejemplo/10.8 Continuación

y una temperatura de 20° C; $Ct = 8 \text{ min-mg/L}$ a un $\text{pH} = 7$ y una temperatura de 5° C.

solución

La concentración requerida de cloro libre (mg/L) para el tiempo de contacto dado de 30 min se determina como sigue:

$$C_{20} = \frac{3 \text{ min-mg/L}}{30 \text{ min}} = 0.1 \text{ mg/L}$$

$$C_5 = \frac{6 \text{ min-mg/L}}{30 \text{ min}} = 0.2 \text{ mg/L}$$

Advierta que a una temperatura más baja se requieren valores más altos de Ct . Por lo tanto, una concentración más alta de cloro libre probablemente tenga que aplicarse durante los meses de invierno.

Recuadro / 10.4 Eliminación y desinfección patógena en el mundo en desarrollo

En el mundo en desarrollo, la inactivación de los contaminantes microbiológicos se logra a través de la adición de agentes de desinfección como el cloro libre, el cloro combinado, el ozono, el dióxido de cloro, luz UV o calor (tabla 10.23). El almacenamiento de agua necesita ser considerado también cuidadosamente, debido a que la seguridad del agua en el punto de recolección con frecuencia es recontaminada con materia fecal durante la recolección, el transporte y el uso en el hogar. Los depósitos con entradas y tapas estrechas reducen la oportunidad de recontaminación y los contenedores abiertos siempre deberán estar tapados (Mihelcic et al., 2009).

Los pozos excavados a mano pueden ser clorados al introducir una olla de cloración (figura 10.18) en el pozo o inyectando directamente cloro en el pozo todos los días. Algunas comunidades toman la medida intermedia de inyectar cloro con periodicidad en un pozo para reducir la contaminación. Sin embargo, la desinfección tendrá efecto corto con este método si los patógenos están presentes en la fuente de agua subterránea.

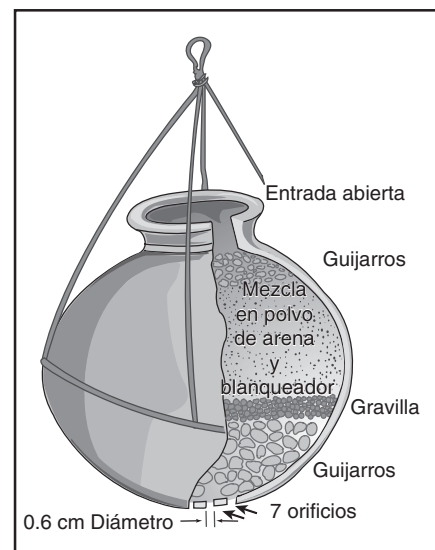


Figure 10.18 Ejemplo de una olla de cloración

De Mihelcic et al. (2009). Dibujo cortesía de Linda Phillips.

Tabla / 10.23

Agentes de desinfección y procesos utilizados a nivel residencial en el mundo en desarrollo

Agente o proceso de desinfección	Ejemplos
Calor	La ebullición es aún el medio más común de tratamiento del agua en el mundo en desarrollo pero requiere madera valiosa (lo cual puede ser cara), produce contaminación de aire y causa preocupaciones de seguridad con respecto al escaldado en los niños. El agua tiene un sabor plano y desaireado. La mayoría de los expertos sugieren la consecución de un “punto de ebullición” durante 1-5 min. La Organización Mundial de la Salud recomienda alcanzar el punto de ebullición. Esto le dará temperaturas en exceso de las necesarias para la esterilización. Las temperaturas de calentamiento a pasteurización (60° C) durante 1-10 min destruirán muchos patógenos transmitidos por el agua.
Solar	Los sistemas solares toman tiempo y trabajo con volúmenes limitados de agua. Utilizan combinación de procesos UV y de pasteurización para la desinfección. El calentamiento a temperaturas de pasteurización (60° C) durante 1-10 min destruirá muchos patógenos transmitidos por el agua. La <i>desinfección solar (SODIS)</i> es un método de tratamiento simple que toma ventaja de la destrucción bacterial potencial de la luz del sol. El tratamiento incluye el poner botellas claras de agua a tratarse en la luz directa del sol durante una cantidad determinada de tiempo. Los hornos o reflectores solares (hechos de cartón o papel aluminio) pueden lograr temperaturas de pasteurización de 65° C.
Clorinación	Produce sabor al agua. Requiere que la turbiedad sea menor a 20 NTU. Los reglamentos de la Organización Mundial de la Salud para el cloro es de 5 mg/L, la cual se encuentra arriba del umbral del sabor de 0.6-1.0 mg/L. El blanqueador líquido de lavandería ya es una fuente fácilmente disponible de cloro en muchas comunidades en desarrollo. La forma en polvo del cloro es hipoclorito de calcio, el cual incluye cal clorada, blanqueador tropical, polvo blanqueador y HTH. El hipoclorito de calcio puede encontrarse en 30 a 70 por ciento de las soluciones. El blanqueador líquido está en forma de hipoclorito de sodio y contiene de 1 a 18 por ciento de cloro. A nivel de la comunidad, las <i>ollas de cloración</i> se añaden a los pozos excavados a mano y utilizan blanqueador en polvo o cal clorada (figura 10.18). Las tabletas comprimidas de hipoclorito de calcio también se pueden añadir a los pozos excavados a mano. Los cloradores mecánicos sin partes móviles son construidos a veces en la parte superior de un tanque de almacenamiento de agua y gotean una solución blanqueadora en el tanque. A nivel residencial, una solución de valor de 1% de cloro puede usarse. El cloro se añade a 1 a 5 mg/L para lograr un residuo de 0.2 a 0.5 mg/L después del tiempo de contacto de 30 min. Esto incrementa a 1 hora el tiempo de contacto para aguas frías.
Yodo	Produce sabor al agua. La Organización Mundial de la Salud recomienda una dosis de 2 mg/L con un tiempo de contacto de 30 min. El yodo es mejor al penetrar la materia de partícula que el cloro pero es más caro.
Sedimentación y filtración	El sistema de tres ollas usa una serie de tres ollas en donde el agua es transferida entre ollas diariamente, y el asentamiento de la gravedad reduce los huevos de helmintos y algunos protozoarios por más de 90% especialmente con almacenamiento de 1 a 2 días. La eliminación de virus y bacterias es mucho más pequeña. La filtración puede consistir de una amplia variedad de materiales: material granular, arena lenta, tela, papel, lienzo y cerámico.

SOURCE: Mihelcic et al., 2009.

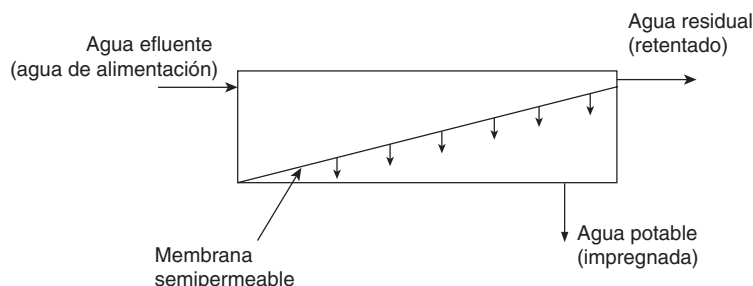


Figura 10.19 Diagrama de proceso de separación de membrana El efluente es separado hacia una corriente impregnada (para agua potable) y una corriente retentada, la cual se convierte en desperdicio. Un reto para la industria de tratamiento de aguas es el de encontrar usos benéficos para el retentado.

Crittenden et al. (2005). Redibujado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

10.10 Procesos de membrana

Durante 2007, más de 20 000 plantas de membrana (incluyendo ósmosis inversa) operaban en todo el mundo. Se espera que este número crezca a un ritmo significativo a medida que la población y el consumo de agua aumentan. Los **procesos de membrana** involucran agua bombeada a presión, llamada *agua de alimentación*, hacia un albergue que contiene una membrana semipermeable, en donde algo del agua se filtra a través de la membrana y se llama *permeate*. El resto del agua que contiene los constituyentes filtrados pasa a través del filtro y se llama *retentate*, como se muestra en la figura 10.19.

La presión requerida para la filtración o flujo constante a través de la membrana se llama presión *transmembrana*. Esta presión proporciona la fuerza de conducción para que se lleve a cabo la filtración. A medida que el tamaño del poro de la membrana se reduce, la presión transmembrana se incrementa. La **velocidad de flujo** es la velocidad a la cual el impregnado fluye a través del área de la membrana y se expresa como L/m²-día (gpm/pie²). El impregnado generalmente es estabilizado si se necesita, desinfectado y enviado al sistema de distribución.



Procesos de membrana

10.10.1 CLASIFICACIÓN DE LOS PROCESOS DE MEMBRANA

La selección del tipo de sistemas de membrana depende de los constituyentes a eliminarse. Se utilizan cuatro tipos de sistemas de membrana en el tratamiento de aguas: **microfiltración (MF)**, **ultrafiltración (UF)**, **nanofiltración (NF)** y **ósmosis inversa (RO)**. La figura 10.20 clasifica los cuatro procesos de membrana utilizados en el tratamiento de agua potable. La tabla 10.24 proporciona más información acerca de los cuatro tipos de filtros de membrana. La microfiltración y la ultrafiltración algunas veces son clasificadas como filtración de membranas debido a que principalmente remueven constituyentes de partículas. La nanofiltración y la ósmosis inversa son algunas veces clasificadas como procesos de ósmosis inversa debido a que remueven constituyentes disueltos.

El uso de **energía** requerida para pasar el agua a través de una membrana puede determinarse como sigue:

$$H_p = \frac{Q \times \Delta P}{1,714} \quad (10.29)$$

Figura 10.20 Clasificación de los cuatro procesos de membrana guiados por presión Los procesos son microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa.

Adaptado de Crittenden et al. (2005). Redibujado con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

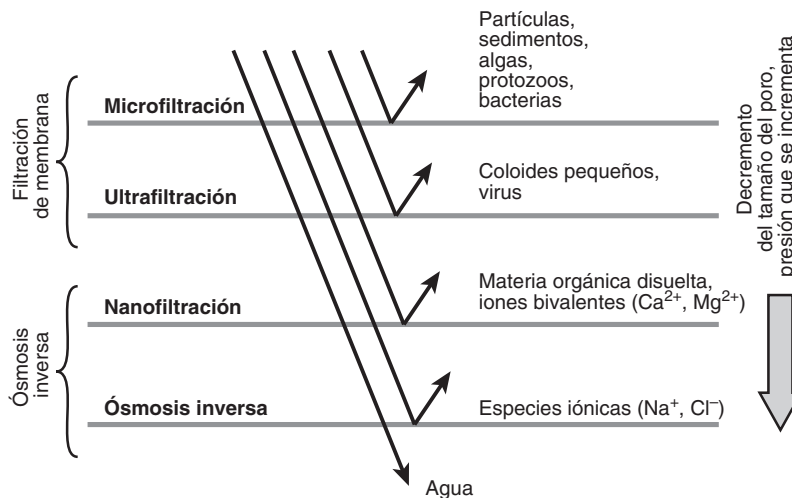


Tabla / 10.24

Tipos de sistemas de filtración de membrana

Tipos de filtro de membrana	Consideraciones
Microfiltración (MF)	Tiene tamaños de poro de membrana $\approx 0.1 \mu\text{m}$ en diámetro nominal. Remueve las partículas, algas, bacterias y protozoos que tienen tamaños más grandes que el diámetro nominal. Los rangos de operación de presión de transmembrana son de 0.2 a 1.0 bar (2 a 15 psig)
Ultrafiltración (UF)	Tiene tamaños de poros de membrana tan pequeños como $0.01 \mu\text{m}$ en diámetro nominal. Puede remover constituyentes tan pequeños como los coloides y los virus. El rango de presión de operación es de 1 a 5 bar (15 a 75 psig)
Nanofiltración (NF)	Tiene tamaños de poros de membranas tan pequeños como $0.001 \mu\text{m}$ en diámetro nominal. Remueve materia orgánica disuelta y algunos iones bivalentes como los iones de calcio y de magnesio. Los rangos de operación de presión de transmembrana son 5.0 a 6.7 bar (75 a 100 psig)
Ósmosis inversa (RO)	Los filtros se consideran como no porosos y generalmente sólo los constituyentes del tamaño de moléculas de agua pueden pasar a través del filtro. Los rangos de operación de presión de transmembrana son de 13.4 a 80.4 bar (200 a 1 200 psig)

en donde H_p es la potencia requerida para pasar un millón de galones de agua al día a través de la membrana (kWh/MGD), Q es la velocidad de flujo (gpm) y ΔP es la presión de alimentación requerida (lb/plg^2).

10.10.2 MATERIALES DE MEMBRANA

Las membranas se fabrican en forma tubular, hojas planas o como fibras huecas finas. Se componen de materiales naturales o sintéticos. Los tipos naturales modificados consisten de acetato de celulosa, diacetato de celulosa y una mezcla de materiales di y triacetato. Los materiales sintéticos de

membrana pueden estar compuestos de poliamida, polisulfona, acrilonitrilo, polietersulfona, Teflon, nylon y polímeros de polipropileno.

El grosor de la membrana puede variar de 0.1 a 0.3 μm . Algunos materiales de membrana como el acetato de celulosa y la poliamida se fabrican como compuestos de película delgada (TFC). Las membranas de TFC generalmente tienen una placa activa muy delgada que está unida a un material de soporte poroso para dar fuerza.

Algunos materiales de membrana son sensibles a la temperatura, el pH, y los oxidantes. Las membranas de acetato de celulosa tienen un rango de temperatura operacional de 15° C a 30° C y no son tolerantes por arriba de los 30° C. También son sensibles a la hidrólisis a un pH alto y bajo. El triacetato y las mezclas de di/triacetato han mejorado la estabilidad hidrolítica en el agua con pH alto y bajo. Las membranas de poliamida, polisulfona, nylon, Teflon y polipropileno tienen alta estabilidad física, no se hidrolizan en el rango de pH de 3 a 11 y son inmunes a la degradación bacterial. Sin embargo, algunas membranas de poliamida pueden estar sujetas a la oxidación por los desinfectantes como la clorinación.

10.10.3 TIPOS Y CONFIGURACIONES DE PROCESOS DE MEMBRANA

Los tipos más comunes de configuraciones de membrana utilizados en el tratamiento de agua son los *módulos tejidos en espiral y de fibra hueca*. Un elemento en espiral consiste de hojas de la membrana, material impregnado, espaciadoras de canal y envoltura externa de membrana tejida alrededor de un tubo impregnado poroso. El agua entra por un extremo del elemento y fluye a través del área de la superficie del filtro tejido, y el agua se impregna a través de la membrana hacia el tubo de recolección mientras que el concentrado o retentado fluye hacia afuera a un extremo del elemento del filtro. Los elementos tejidos en espiral pueden variar de 100 a 300 mm en diámetro y de 1 a 6 m en longitud. Los haces de los elementos, usualmente de 30 a 50 en número, son montados sobre patines (llamados patines o matriz) y operados en modo paralelo.

Para la operación del RO, las unidades montadas sobre patines o matrices también pueden ser operadas en paralelo y en operación en series. Por ejemplo, dos matrices pueden operar en paralelo (primera etapa), y el retentado de cada matriz se alimenta hacia otras dos matrices (segunda etapa) para incrementar la recuperación del agua. La figura 10.21 despliega una planta de RO con cuatro unidades montadas en patines.

Tal vez la membrana más ampliamente utilizada es la de tipo de fibra hueca. Las **fibras huecas** tienen diámetros externos que van desde los 0.5 a los 2.0 mm, el grosor de la pared va desde los 0.07 a los 0.60 mm y longitudes de alrededor de 1 m. Típicamente, de 7 000 a 10 000 fibras son guardadas en módulos presurizados de acero inoxidable o fibras de vidrio con diámetros que varían de los 100 a los 300 mm y longitudes que varían de 1 a 2 m.

En adición a los depósitos a presión, las membranas de microfiltración y ultrafiltración pueden operar sumergidas en tanques. La figura 10.22 es una esquemática de lo que se llama *sistema de membrana sumergido*. En el modo sumergido, las membranas son sumergidas en un tanque completamente mezclado, en donde el agua alimentada entra hacia el tanque. La impregnación es llevada a través de la membrana al aplicar un vacío en el lado impregnado de la membrana. El retentado generalmente es alejado en

Figura 10.21 Planta de tratamiento de aguas de ósmosis inversa que muestra cuatro unidades montadas en patines

Foto proporcionada por George Tchobanoglous.

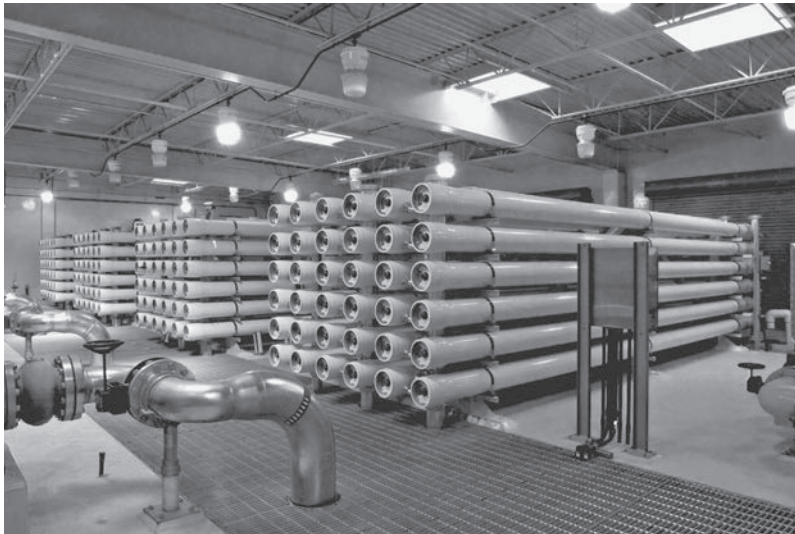
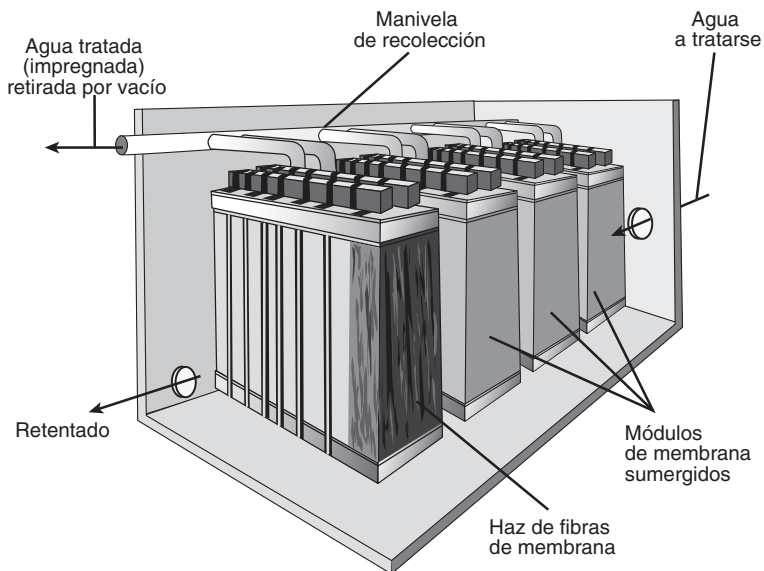


Figura 10.22 Membranas sumergidas en tanques

De Crittenden et al. (2005). Reimpreso con permiso de John Wiley & Sons, Inc.



un modo semicontinuo o en un modo continuo si el reactor está operando como un reactor tubular completamente mezclado.

10.10.4 SELECCIÓN Y OPERACIÓN DE MEMBRANAS

La operación de la membrana es altamente dependiente de las características del agua efluente y del tipo de constituyentes en el agua que necesitan removerse. Si el agua superficial fresca requiere eliminación de constituyentes de partículas, entonces el proceso requerido es la filtración de membrana (microfiltración o ultrafiltración). Si la eliminación de constituyentes disueltos es requerida, entonces el proceso deberá ser la nanofiltración o

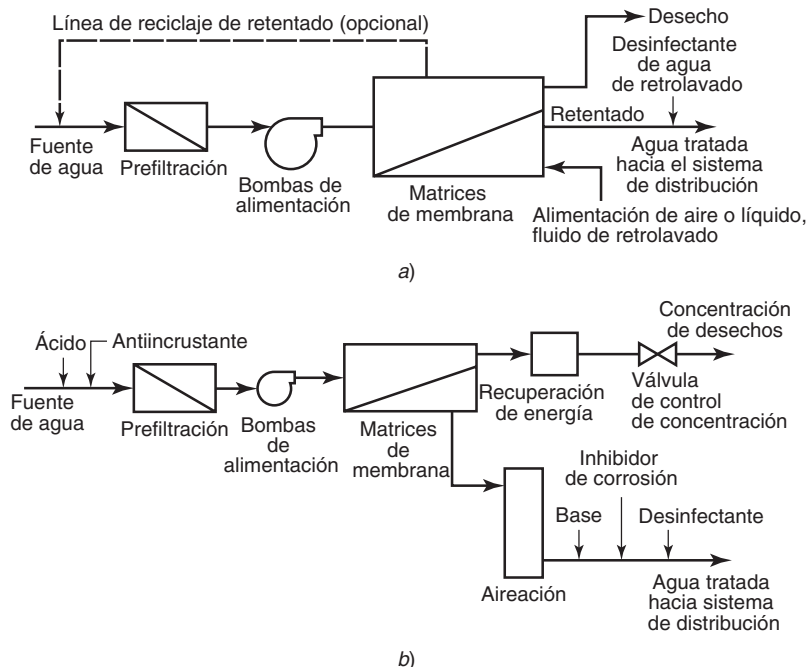


Figura 10.23 Componentes típicos de una planta de tratamiento de membrana de agua potable Este esquema compara a) una planta de microfiltración y b) la planta de ósmosis inversa.

Crittenden et al. (2005). Reimpreso con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

RO. La figura 10.23 muestra las disposiciones de las plantas de tratamiento de agua por microfiltración y por RO.

Como se muestra en la figura 10.23, las plantas de microfiltración generalmente requieren un paso de prefiltración para remover partículas gruesas con diámetros en exceso de 200 a 500 μm . Si los constituyentes disueltos (como el manganeso, el hierro o la dureza) o los constituyentes coloidales están presentes e interfieren con la operación de la membrana, los pasos de pretratamiento químico se pueden requerir. Las bombas de alimentación se utilizan para proporcionar la presión de transmembrana necesaria para que suceda la filtración. A través del tiempo, los constituyentes de partículas y disueltos se crean en la superficie de la membrana, provocando que el flujo impregnado reduzca o incremente la presión de transmembrana.

En algún punto de la operación, las membranas requieren retrolavado para restaurar su desempeño. El retrolavado de un filtro de microfiltración se logra al invertir el flujo del fluido mediante el uso de aire o impregnación a una presión más alta que la presión de operación normal. El impregnado es entonces desinfectado y enviado al sistema de distribución. Si existe retentado, puede ser retornado directamente a la línea de alimentación o a una cuenca mezcladora corriente arriba de las membranas. El agua de retrolavado que contiene químicos y sólidos limpiadores puede ser desaguada para su tratamiento en la planta de tratamiento de aguas residuales, tratada en el sitio o se le puede permitir la descarga hacia la fuente de agua.

Para las membranas de microfiltración, el retrolavado sucede cada 30 a 90 minutos aproximadamente, dependiendo de la calidad del agua efluente. Después de un periodo, la limpieza química se requiere para invertir la pérdida de flujo y restaurar la permeabilidad. La pérdida de flujo se debe al ensuciamiento de la membrana con el crecimiento de microorganismos. A

Más sobre la desalinización

<http://www.coastal.ca.gov/desalrpt/dsynops.html>

esto se le llama *ensuciamiento reversible*, ya que la pérdida de flujo puede ser restaurada. El *ensuciamiento irreversible* se debe a la compactación de la membrana durante el primer año de operación. La compactación sucede cuando los grandes vacíos colapsan en la capa de soporte porosa de la membrana debido al exceso de presión aplicada. La presión aplicada reduce el tamaño de los huecos de la capa de soporte, provocando una reducción en la permeabilidad a través de toda la sección transversal de la membrana.

Como se muestra en la figura 10.23b, las plantas de ósmosis inversa requieren adición de ácidos y químicos para impedir la formación de incrustaciones en las membranas. La formación de incrustaciones es provocada por las sales solubles en el agua de alimentación concentrada en la membrana a un grado que exceden su producto de solubilidad y comienzan a precipitarse como un sólido en la superficie de la membrana. El añadir ácido cambiará la solubilidad de las sales, y el antiincrustante ayudará a evitar la formación de la incrustación o al menos reducirá la velocidad de precipitación.

La prefiltración se utiliza para prevenir que las partículas atasquen las membranas de RO. Para las aguas superficiales, los filtros de cartucho, la filtración granular o la microfiltración puede ser necesaria para remover las partículas antes de la filtración por RO. También se puede requerir la desinfección para evitar el ensuciamiento microbiano de las membranas de RO. Debe tenerse cuidado para asegurar que las membranas de RO no sean susceptibles a la oxidación por el desinfectante.

La calidad del agua impregnada es usualmente ácida ($\text{pH} \approx 5.0$), baja en alcalinidad y corrosiva y, dependiendo de la fuente del agua, el impregnado puede contener gas disuelto (por ejemplo, sulfato de hidrógeno si la fuente del agua es agua subterránea reducida). Algunos impregnados pueden requerir aireación para eliminar los gases disueltos indeseables. La corrosividad del agua requiere ajuste de pH y alcalinidad al usar una solución básica y añadir un inhibidor de corrosión (silicato de sodio y hexametáfosfato de sodio). Un desinfectante es usualmente añadido al agua antes de que ésta ingrese el pozo limpio y al sistema de distribución.

Debido a que la corriente del retentado está bajo alta presión, una válvula de control de concentrados se utiliza para capturar la energía y reducir la presión de la corriente del retentado. La válvula de control de concentrados es un sistema de recuperación de energía y puede ser utilizado para reducir el uso de energía en la planta de RO. El retentado puede ser más tratado, como con el uso de estanques de evaporación para concentrar aun más la sal, o puede ser descargada hacia el océano, estuario salobre, o río, o a una alcantarilla municipal. Obviamente, es más fácil desechar la corriente de retentado en áreas costeras, en donde la descarga no presenta tantos problemas como en ubicaciones interiores en donde está presente el agua fresca. Sin embargo, se requerirán permisos para asegurar la protección de ecosistemas costeros.

10.10.5 DESEMPEÑO DE LA MEMBRANA

La tabla 10.25 resume las características operativas típicas y los parámetros de desempeño generales para los sistemas de membrana. Para los sistemas de microfiltración, la recuperación típica de agua excede 95% y la eliminación de sólidos suspendidos es de aproximadamente 90 a 98 por ciento, dependiendo del tamaño del poro nominal de la membrana. La eliminación microbiológica puede ser tan alta como 7 log de protozoos como los cistos *Giardia lamblia* y los oocistos *Cryptosporidium parvum*. La eliminación de bacterias se ha reportado de 4 a 8 log y la eliminación de virus de 7 a 10 log.

Tabla / 10.25**Parámetros operacionales para las membranas**

Parámetro	Microfiltración	Ultrafiltración	Nanofiltración	Ósmosis inversa
Velocidad de flujo, $L/m^2 \cdot d$	400–1 600	400–800	10–35	12–20
Presión operacional, kPa				
Agua fresca	0.0007–.01	0.007–0.7	350–550	1 200–1 800
Agua de mar			500–1 000	5 500–8 500
Consumo de energía, kWh/m^3				
Agua fresca	0.4	3.0	0.6–1.2	1.5–2.5
Agua de mar				5–10

FUENTE: Datos de Crittenden et al., 2005 y Asano et al., 2006.

Para los sistemas de RO, las recuperaciones de agua varían entre 50 y 90 por ciento, dependiendo del tipo de agua efluente y el andamiaje. Las eliminaciones de TDS pueden ser en un rango de eliminación de 90 a 99.5 por ciento. La eliminación microbiológica es excelente, con una eliminación mayor a 7 log para los protozoos y una eliminación de entre 4 y 7 log para las bacterias y los virus (Asano et al., 2006). Las membranas de RO también son muy efectivas para eliminar los SOC.

ejemplo/10.9 Cálculo de un sistema de membrana de microfiltración

Un municipio está mejorando su planta de microfiltración al reemplazar las membranas de tamaño de poros de $2 \mu m$ por unas membranas que tienen un tamaño de poro de $0.1 \mu m$. La planta consiste de ocho matrices con 90 módulos por matriz, y la capacidad de la planta es de $29\,214 m^3/día$. Los módulos tienen 119 mm en el diámetro interno y 1 194 mm de longitud, y tienen un área de superficie de filtración disponible de $23.4 m^2$. Las nuevas fibras huecas tienen un diámetro externo de 1.0 mm y una longitud de 1 194 mm. Calcule lo siguiente:

1. Área de superficie total disponible para filtración
2. Velocidad de flujo de membrana en $L/m^2 \cdot h$ y gpm/ft^2
3. Número total de fibras de membrana para la planta y para cada módulo

solución

El área de superficie total disponible para la filtración se determina como sigue:

$$\text{área de superficie total} = 8 \text{ matrices} \times \frac{90 \text{ módulos}}{\text{matriz}} \times \frac{23.4 m^2}{\text{módulo}} = 16\,848 m^2$$

ejemplo/10.9 Continuación

La velocidad de flujo de membrana se determina como sigue:

$$\begin{aligned}
 \text{velocidad de flujo} &= \frac{\text{velocidad de flujo total de la planta}}{\left(\begin{array}{c} \text{área de superficie total} \\ \text{disponible para la filtración} \end{array} \right)} \\
 &= \left(\frac{29\,214 \text{ m}^3/\text{día}}{16\,848 \text{ m}^2} \right) \times \left(\frac{\text{día}}{24 \text{ h}} \right) \times \left(\frac{1\,000 \text{ L}}{\text{m}^3} \right) \\
 &= 72.25 \text{ L/m}^2\text{-h} \\
 \text{velocidad de flujo} &= 72.25 \text{ L/m}^2\text{-h} \times \frac{\text{gal.}}{3.785 \text{ L}} \times \frac{\text{m}^2}{(3.28 \text{ pie})^2} \\
 &\quad \times \frac{\text{h}}{60 \text{ min}} = 0.0296 \text{ gpm/pie}^2
 \end{aligned}$$

El número total de fibras de membrana requeridas para la planta y para cada módulo es:

$$\begin{aligned}
 \text{número total de fibras} &= \frac{\text{área de la superficie total de la planta disponible para la filtración}}{\text{área de la superficie externa de una sola fibra}} \\
 &= \frac{16\,848 \text{ m}^2}{2\pi rL} = \frac{16\,848 \text{ m}^2}{2\pi \times (0.001 \text{ m}) \times (1.194 \text{ m})} \\
 &= 2\,246\,000
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 [\text{número de fibras por módulo}] &= \frac{\text{número total de fibras}}{\text{número de módulos}} \\
 &= \frac{2\,246\,000}{8 \text{ matrices} \times \left(\frac{90 \text{ módulos}}{\text{matriz}} \right)} = 3\,120
 \end{aligned}$$

10.11 Adsorción

10.11.1 TIPOS DE PROCESOS DE ADSORCIÓN

Los procesos de adsorción son altamente utilizados para remover los constituyentes orgánicos e inorgánicos del agua y el aire. Por ejemplo, el **carbón granular activado (GAC)** y el **carbón activado en polvo (PAC)** se utilizan ampliamente para eliminar los químicos orgánicos sintéticos y los compuestos odoríficos de las provisiones de agua potable. Según la Ley de agua potable segura, la EPA ha designado el GAC como la mejor tecnología disponible para eliminar muchos constituyentes orgánicos e inorgánicos de las provisiones de agua (por ejemplo, SOC, arsénico y radionucléidos). El GAC también es ampliamente utilizado para tratar el aire interno (por ejemplo, eliminar el formaldehído, el tolueno y el radón).

Tabla / 10.26

Ejemplos de compuestos orgánicos sintéticos que son favorable y desfavorablemente adsorbidos hacia el carbono activado del agua

Compuesto	Adsorbido favorablemente	Adsorbido desfavorablemente
1-aminobutano		×
Acetona		×
Atracina	×	
Benceno	×	
Tetracloruro de carbono	×	
Cloroformo	×	
Etanol		×
Geosmina	×	
Lindano	×	
Metanol		×
Metil isoborneal	×	
Alcohol tert-butil		×
Tetracloroetileno	×	
Tolueno	×	
Tricloroetileno	×	

La **adsorción** es un proceso en donde las moléculas se transfieren de una corriente de fluido y son concentradas en una superficie sólida mediante fuerzas físicas. Una molécula disuelta en la corriente del fluido (gaseosa o acuosa) que es atraída y se adsorbe hacia la superficie sólida se llama *adsorbato*. La superficie sólida hacia la cual el adsorbato es adsorbido se llama el *adsorbente*. La atracción física se controla por las fuerzas tipo van der Waals, mecanismos de unión no específicos (fuerzas de atracción en un nivel molecular), o las fuerzas de atracción entre el adsorbato y la superficie adsorbente. Los SOC que son viables para la adsorción son aquellos que son hidrofóbicos (odian al agua). Aquellos que son hidrofílicos (aman el agua) prefieren quedarse en el agua, así es que su afinidad a la adsorción es baja. La tabla 10.26 proporciona ejemplos de los SOC que son favorable y desfavorablemente adsorbidos hacia el carbono activado.

10.11.2 TIPOS DE ADSORBENTES

El adsorbente más ampliamente utilizado es el carbono activado. El carbono activado tiene presentación granular (GAC) y en polvo (PAC). La tabla 10.27 compara el uso de GAC y de PAC y unas cuantas propiedades

Tabla / 10.27

Comparación de adsorbentes activados utilizados en el tratamiento de aguas El hidróxido férrico granular se puede utilizar para remover el arsénico y el selenio.

	Uso principal	Área de superficie específica total (m ² /g)	Tamaño de las partículas (mm)	Consideraciones de diseño
Carbono granular activado (GAC)	Eliminación de constituyentes orgánicos, constituyentes inorgánicos como el mercurio, el fluoruro, el perclorato y el arsénico.	500–2500	0.3–2.4	Llevada a cabo en un modo de operación de cama arreglada ya sea como alimentación por gravedad o bajo presión. Los tres modos comunes de operación de cama arreglada son: 1) operación de adsorbente sencilla, 2) adsorbentes operados en paralelo y, 3) adsorbentes operados en series.
Carbono activado en polvo (PAC)	Principalmente para la eliminación de sabor y olor estacional; también usado para los problemas periódicos con contaminantes de agricultura como los pesticidas y los herbicidas (por ejemplo, durante el cambio de primavera)	800–2000	0.044–0.074	Inyectado en el motor de la planta de tratamiento de aguas convencional y removido durante los procesos de sedimentación y filtración. El parámetro de diseño clave es la dosis requerida, obtenida mediante el uso de ensayos de jarras.

físicas de estos dos adsorbentes de carbono activado. Otro adsorbente es el hidróxido férrico granular (GFH), el cual se utiliza principalmente para la eliminación de arsénico y selenio. En comparación con el GAC y el PAC, el GFH tiene un área de superficie específica de 250 a 300 m²/g, con tamaños de partículas que van desde 0.32 a 2.00 mm. Estos adsorbentes son porosos y tienen un área de superficie interna grande para que suceda la adsorción. El área de superficie específica total de estos adsorbentes proporciona muchos sitios para que suceda la adsorción.

El tratamiento con carbono activado granular (GAC) se lleva a cabo en un modo de operación de cama arreglada ya sea como alimentación de gravedad o bajo presión. En algunos casos, el GAC puede reemplazar el medio granular en las operaciones de filtros. Las camas en paralelo consisten de más de un adsorbente en donde la concentración efluente es alimentada hacia cada cama y el efluente es mezclado.

El PAC es típicamente añadido a la toma de agua cruda antes de la unidad de mezcla rápida, o en la entrada del filtro antes de la filtración por arena, dependiendo de los otros tratamientos de agua utilizados. Por ejemplo, el uso de PAC puede interferir con los procesos de preoxidación o coagulación, resultando en requerimientos más altos de dosis de PAC. La membrana de PAC utiliza un reactor tubular mezclado completamente (CMFR) para un tiempo de contacto adecuado, seguido por la separación de PAC/agua con una membrana de ultrafiltración y el PAC se recicla de nuevo hacia el motor del CMFR. Las configuraciones del reactor de membrana se pueden utilizar cuando se asocian problemas crónicos con el sabor y el olor o los microcontaminantes.



Adsorción

Pequeñas comunidades

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

Recuadro / 10.5 Sistemas de escala pequeña para el tratamiento de aguas

Por definición, un sistema público de agua potable regularmente proporciona agua potable al menos a 25 personas o 15 conexiones de servicios. De los aproximadamente 158 000 sistemas de provisión pública de agua inventariados por la Agencia de Protección Ambiental en 2005, casi 95% fueron clasificados como sistemas pequeños (población 501 a 3 300) o muy pequeños (población menor que 500). Estos pequeños sistemas sirven para un rango de instalaciones, incluyendo pequeños municipios, estacionamientos de casas rodantes, complejos de departamentos, escuelas y fábricas, así como a iglesias, moteles, complejos turísticos, restaurantes y campamentos. Mientras que la mayoría de la población estadounidense es atendida por sistemas de agua más grandes, los pequeños sistemas juegan un papel vital en la provisión de agua potable.

La figura 10.24 muestra los procesos de unidad utilizados para tratar el agua en un complejo turístico ubicado en el norte de Minnesota. El agua es bombeada del Lago Rainy y fluye a través de diversos pasos de procesos de tratamiento antes de ser enviada al sistema de distribución. El agua del lago primero es clorada y luego entra a un conjunto de filtros de arena a presión que remueven las partículas más grandes. Una bolsa de filtro de 30 μm pro-

porciona pretratamiento adicional. Entonces el agua fluye a través de dos unidades de membranas de ultrafiltración que operan en paralelo, proporcionando más de la eliminación de 2 registros de oocistos de *Cryptosporidium* requerida. Los tanques de almacenamiento proporcionan tiempo de contacto con el cloro para la inactivación de los virus y otros patógenos y también proporcionan volumen de distribución de almacenamiento. Debido al alto contenido orgánico en la fuente del agua (10 a 12 mg/L TOC), se han formado subproductos de altos niveles de desinfección en este punto del proceso. Entonces el agua fluye a través de un filtro de carbono activado granular (no mostrado) para remover los subproductos de desinfección. Debido a que los reglamentos requieren que un residuo de desinfectante sea mantenido en todos los puntos de un sistema de distribución, un sistema de reclaración de marca de flujo (no mostrado) proporciona el paso final del tratamiento.

Algunos retos para este tipo de sistema pequeño incluyen la complejidad del tratamiento junto con la falta de un operador de agua de tiempo completo, obtener el servicio en un área lejana y las consideraciones siempre cambiantes de mercado de tecnología y costos.



Figura 10.24 Sistema de provisión de agua de pequeña escala que sirve a un complejo turístico estacional y a un restaurante cerca del Voyageurs National Park (Minnesota) El uso promedio de agua para este sistema es de aproximadamente 3 000 gpd. El sistema asegura que el agua consumida por los dueños del complejo turístico y sus visitantes, algunos parte de los famosos té helados de Long Island servidos en este complejo, es segura para beber.

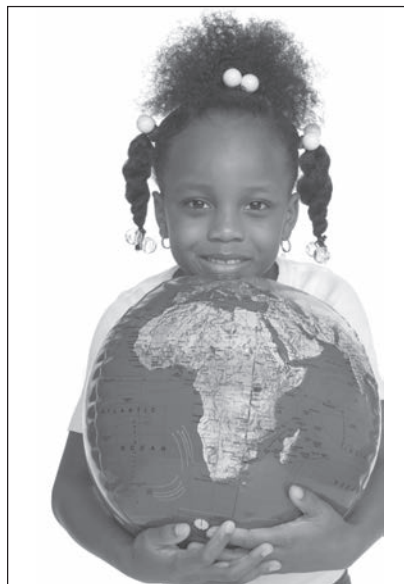
Foto e información cortesía de Anita Anderson, Departamento de Salud Pública de Minnesota

10.12 Uso de energía

Aproximadamente 20 a 60 por ciento del costo operacional de una utilidad de agua potable es para el uso de energía. La cantidad de energía utilizada difiere según la fuente. Por ejemplo, aproximadamente 1.4 kWh de energía son necesarios para recolectar y tratar agua 1 000 gal de agua superficial, y 1.8 kWh de energía son necesarios para recolectar y tratar agua subterránea.

Eficiencia del agua

<http://www.epa.gov/owm/water-efficiency/index.htm>



© Jani Bryson/iStockphoto.

Discusión en clase



Los ingenieros necesitan estar alerta durante la etapa de diseño acerca de la importancia que los cambios de elevación tienen en el uso en incremento de energía que lleva la elevación del agua. El agua puede ser elevada con el uso de energía renovable. De hecho, las bombas de energía solar para elevar agua subterránea se utilizan por lo común en hogares y comunidades ubicados fuera de la red. ¿Por qué entonces los servicios públicos más grandes no quieren emplear esta tecnología? Las bombas de energía manual aun son un mecanismo viable para su uso en las instalaciones recreacionales y son comunes alrededor del mundo. La energía también podría obtenerse de sistemas de transmisión de cabeza alta. ¿Qué piensa al respecto?

Términos clave

- adsorción
- agua potable
- agua regenerada
- asentamientos tipo I, II y III
- buen sabor
- carbono activado en polvo (PAC)
- carbono granular activado (GAC)
- carbono orgánico disuelto (DOC)
- cloro combinado
- coagulación, coliforme
- coagulante
- coeficiente de uniformidad (UC)

El rango de uso de energía varía ampliamente también por la ubicación geográfica y el tamaño de la planta de tratamiento. Por ejemplo, el uso de energía en las plantas de tratamiento de agua potable se calcula en un rango de 300 a 3 800 kWh por millón de galones de agua tratada y proporcionada (Burton, 1996; Elliot et al., 2003).

Al enfocarnos en la **etapa de ciclo de vida** de la manufactura del agua tratada, la vasta mayoría de este uso total de energía (arriba de 80 a 90 por ciento) se asocia con el bombeo. Obviamente, entonces, los ahorros de energía pueden realizarse a partir de un diseño apropiado (y uso) de motores y bombas más eficientes, velocidades de manejo ajustables, mejoras en la instrumentación y el control, e instalación de pipas y válvulas que reducen la pérdida de carga en los sistemas de recolección, almacenamiento y transmisión. Solo como un ejemplo, aunque no es aplicable en todas las situaciones, las válvulas de verificación de mariposa y de bola tienen una pérdida de carga mucho más baja que las válvulas de verificación de columpio. Existe, por supuesto, **energía incorporada** asociada con los reactores, los materiales y los químicos utilizados durante el bombeo y el tratamiento, y esto no cuenta para la etapa de vida de la manufactura.

Los flujos de bombeo coincidentes pueden eliminar la necesidad de encender bombas adicionales. También, los ingenieros con frecuencia agrandan el tamaño de los motores. En estos casos, es casi efectivo el costo de reemplazar los motores de tamaño excesivo con motores más apropiados en tamaño y en eficiencia de energía. Los motores modernos de alta eficiencia pueden costar de 15 a 25 por ciento más que un motor estándar, pero el periodo de retribución puede ser tan corto como un año (Elliot et al., 2003).

Dos tecnologías más nuevas que ya tienen un uso incrementado en la industria de tratamiento de aguas son la desinfección por ozono y la filtración por membrana. Ambas están asociadas con la demanda de energía más alta pero son conocidas por proporcionar una provisión de agua segura y suficiente. Por ejemplo, se espera que la adición de la desinfección por ozono incremente el uso de energía de 0.12 a 0.55 kWh por cada 1 000 galones de agua tratada, y la microfiltración puede incrementar el uso de energía hasta 0.70 kWh por cada 1 000 galones de agua tratada (Elliot et al., 2003). La energía renovable (o generada fuera de horario pico) se puede utilizar para elevar el agua hasta donde pueda ser pasada a través de membranas, con el uso del motor de elevación para reemplazar una bomba mecánica.

- coliformes totales
- color
- desinfectantes
- dureza
- dureza carbonatada
- dureza no carbonatada
- energía
- energía incorporada
- enfoque Ct
- enredamiento
- ensayo de jarras
- etapa de ciclo de vida
- fibras huecas
- filtración
- filtración de alto rango
- filtración granular media
- filtración lenta de arena
- filtración rápida
- floculación
- gradiente de velocidad de media cuadrática (RMS)
- ley de Chick
- ley de Newton
- ley de Stokes
- materia orgánica natural (NOM)
- máximo nivel de contaminantes (MCL)
- meta del máximo nivel de contaminantes (MCLG)
- mezcla rápida
- microfiltración (MF)
- nanofiltración (NF)
- neutralización de carga
- número de Reynolds (Re)
- organismos indicadores
- ósmosis inversa (RO)
- partículas
- partículas disueltas
- patógenos
- pérdida de carga
- pérdida de carga de cama limpia
- porcentaje de desbordamiento
- porosidad de cama de filtro
- precipitación
- proceso de ablandamiento de cenizas de sosa cal
- procesos de membrana
- puente entre partículas
- químicos emergentes de preocupación
- químicos orgánicos sintéticos (SOC)
- rango de retrolavado
- residuo total de cloro
- retrolavado
- sabor y olor
- sedimentación
- seudoprimer orden
- sólidos suspendidos
- tamaño efectivo (ES o d_{10})
- temperatura
- tratamiento de agua
- trihalometanos (THM)
- turbiedad
- ultrafiltración (UF)
- unidad nefelométrica de turbiedad (NTU)
- velocidad de asentamiento de partículas crítica
- velocidad de flujo



capítulo/Diez Problemas

10.1 La EPA proporciona reportes (algunas veces referidos como reportes de confianza del consumidor) que explican de dónde viene su agua potable y si hay algunos contaminantes en el agua. Vaya a esta información en la página de “Información de agua potable local” en el sitio web de la EPA (<http://www.epa.gov/safewater/dwinfo/index.html>). Busque la utilidad que provee a su universidad y a la ciudad más grande cerca de su ciudad. ¿Cuál es la fuente de agua? ¿Existen algunas violaciones? En ese caso, ¿son por constituyentes físicos, biológicos o químicos?

10.2 Se desarrolló un ensayo de jarras con alumbre en una fuente de agua potable cruda que contenía una turbiedad inicial de 20 NTU y una alcalinidad de 35 mg/L como CaCO_3 . La dosis de coagulante óptima se determinó como 18 mg/L con una turbiedad final de 0.25 NTU. Determine la cantidad de alcalinidad consumida como CaCO_3 .

10.3 Se desarrollaron ensayos de jarras en agua de río no tratada. Una dosis óptima de alumbre de 12.5 mg/L se determinó. Determine la cantidad de alcalinidad natural (mg/L como CaCO_3) consumida. Si 50×10^6 gal/día de agua cruda serán tratadas, determine la cantidad requerida de alumbre (kg/año).

10.4 Un análisis de agua de fuente muestra las siguientes concentraciones de iones en el agua: $\text{Ca}^{2+} = 70$ mg/L, $\text{Mg}^{2+} = 40$ mg/L y $\text{HCO}_3^- = 250$ mg/L como CaCO_3 . Determine la dureza carbonatada del agua, la dureza no carbonatada y la dureza total.

10.5 Calcule la dosis de cal requerida para el ablandamiento por eliminación selectiva de calcio para el siguiente análisis de agua. Los sólidos disueltos en el agua son $\text{CO}_2 = 17.6$ mg/L, $\text{Ca}^{2+} = 63$ mg/L, $\text{Mg}^{2+} = 15$ mg/L, $\text{Na}^+ = 20$ mg/L, Alc (HCO_3^-) = 189 mg/L como CaCO_3 , $\text{SO}_4^{2-} = 80$ mg/L y $\text{Cl}^- = 10$ mg/L. ¿Cuál es la dureza del agua terminada?

10.6 Un municipio trata 15×10^6 gal/día de agua subterránea que contienen lo siguiente: $\text{CO}_2 = 17.6$ mg/L, $\text{Ca}^{2+} = 80$ mg/L, $\text{Mg}^{2+} = 48.8$ mg/L, $\text{Na}^+ = 23$ mg/L, Alc (HCO_3^-) 270 mg/L como CaCO_3 , $\text{SO}_4^{2-} = 125$ mg/L y $\text{Cl}^- = 35$ mg/L. El agua debe ser ablandada mediante tratamiento de exceso de cal. Suponga que la ceniza de sosa es 90% carbonato de sodio y que la cal tiene un peso de CaO de 85%. Determine las dosis necesarias de cenizas de cal y sosa para el ablandamiento por precipitación (kg/día).

10.7 El agua contiene 7.0 mg/L de ión soluble (Fe^{2+}) que será oxidada por aireación a una concentración de 0.25 mg/L. El pH del agua es de 6.0 y la temperatura es de 12°C. Suponga que el oxígeno disuelto en el agua está en equilibrio con la atmósfera que la rodea. Los resultados de laboratorio indican que la constante de rango de pseudo-primer orden para la oxigenación de Fe^{2+} es de 0.175/min. Si se asumen operaciones de etapa quieta y una velocidad de flujo de 40000 m³/día, calcule el tiempo de detención mínimo y el volumen de reactor necesarios para la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} . Desarrolle los cálculos para un CMFR y un PFR. (Deberá ser capaz de trabajar en esto con la información proporcionada en los capítulos 3 y 4.)

10.8 Un tanque de mezclado rápido mecánico será diseñado para tratar 50 m³/día de agua a una temperatura de 12°C. Con los valores típicos de diseño en el capítulo, determine el volumen del tanque y los requerimientos de energía.

10.9 Calcule la velocidad de asentamiento de una partícula con 100 μm de diámetro y una gravedad específica de 2.4 en agua a 10°C.

10.10 Calcule la velocidad de asentamiento de una partícula con 10 μm de diámetro y una gravedad específica de 1.05 en agua a 15°C.

10.11 Investigue el uso de un método de filtración que proporcione tratamiento residencial (punto de uso) en el mundo en desarrollo. Escriba un ensayo de una cuartilla que esté claramente referenciado. En su ensayo, mencione estos temas: ¿La tecnología es asequible para la población local? ¿Utiliza materiales locales y trabajo local para su construcción? ¿Cuáles son las mejoras de salud observadas después de la implementación del sistema de tratamiento? ¿Qué entrenamiento específico cree que sea requerido para asegurar la operación apropiada de la tecnología?

10.12 Investigue el problema global del arsénico en Estados Unidos o Europa, y en Bangladesh o en Bengala del Oeste (India). En un ensayo de dos cuartillas, identifique, compare y contraste la extensión del problema (especialmente y en términos de la población afectada). ¿Cuáles son los métodos actuales de tratamiento empleados para eliminar el arsénico y cuáles son los costos asociados? ¿Cuáles son los estándares de tratamiento actuales en ambas locaciones?

10.13 Dados los siguientes datos, haga una gráfica para contrarrestar el virus de la poliomielitis con el uso de hipobromito como desinfectante. Determine la constante de velocidad de la ley de Chick y el tiempo requerido para una inactivación de 99.99% (4 registros de eliminaciones de este virus.

Tiempo (s)	N (número de organismos/L)
0.0	1 000
2.0	350
4.0	78
6.0	20
8.0	6
10.0	2
12.0	1

10.14 Haga una gráfica de los siguientes datos para la inactivación de un virus con ácido hipocloroso (HOCl). Determine el coeficiente de la letalidad específica y el tiempo requerido para obtener una inactivación de 99.99% con 1.0 mg/L de HOCl.

Tiempo (min)	Registro (N/N_0)
1.0	-0.08
3.0	-0.64
5.0	-1.05
9.0	-1.87
15.0	-3.23

10.15 Defina el significado de un producto Ct . En adición a C y t , ¿qué factores influyen la velocidad de desinfección química? ¿Qué clase de microorganismo es más fácilmente inactivado mediante cloro libre? ¿Qué clase es la más difícil de inactivar?

10.16 Visite el sitio web de la Organización Mundial de la Salud (www.who.org). Escriba un ensayo referenciado de

hasta dos cuartillas acerca de un patógeno en particular y la enfermedad asociada que se transmite a través del agua contaminada. ¿Cuál es el alcance global de la crisis de salud pública en términos de efectos espaciales y de población? ¿La enfermedad afecta a las comunidades con recursos económicos y a las comunidades de escasos recursos? ¿Cuáles son las barreras sociales y de ingeniería que se pueden usar para reducir la exposición humana a los patógenos específicos?

10.17 Investigue una sociedad de ingeniería profesional que trabaje en el tratamiento de agua potable en el mundo en desarrollo. Los ejemplos incluyen Water for People, Engineers without Borders y Engineers for a Sustainable World. Determine cómo podría contribuir a dicha sociedad profesional como estudiante y después de titularse. Proporcione detalles específicos sobre los requerimientos de membresía, costos y cómo podría estar involucrado.

10.18 Una ciudad ahora mejora su capacidad de provisión de agua en 81 378 m³/día con la microfiltración. La nueva planta consistirá de 25 matrices con 90 módulos por matriz. Los módulos tienen un diámetro interior de 119 mm, una longitud de 1 194 mm y un área de superficie disponible de 23.4 m². Las fibras huecas tienen un diámetro exterior de 1.0 mm, y una longitud de 1 194 mm. Determine: a) el área de superficie total disponible para la filtración, b) la velocidad de flujo de membrana en L/m² × h y, c) el número total de fibras de membrana para la planta y cada módulo.

10.19 Utilice la internet para determinar el número de personas en el mundo que no tienen acceso a una provisión de agua mejorada. Después busque en Objetivos de Desarrollo del Milenio (MDG) en el sitio web de Estados Unidos, www.un.org. La meta 7 del MDG dice que para 2015 el mundo habrá reducido a la mitad el número de personas sin acceso a una provisión de agua mejorada. Seleccione un país en África y otro en Asia o América Latina. Compare el progreso de estos dos países en llegar a la meta 7 en términos del número de personas que aun no son provistas por una fuente de agua mejorada.

10.20 ¿Cuál es la fuente de agua potable en la ciudad en donde actualmente vive (agua subterránea, agua superficial, agua regenerada o una mezcla? Esboce los procesos de unidad utilizados para tratar dicha agua en orden de ocurrencia según se practique actualmente. ¿Qué constituyente(s) del agua remueve cada unidad de proceso?

10.21 Identifique tres usuarios de agua relevantes en su entidad o país que podrían beneficiarse del uso de agua regenerada. ¿Qué retos económicos, sociales y ambientales observa que necesiten superarse antes de que pueda implementarse su plan para que estos usuarios utilicen agua regenerada? ¿Qué haría usted como ingeniero para superar estas barreras?

10.22 Vaya al sitio web de la Organización Mundial de la Salud, www.who.org. Investigue un constituyente químico del agua en particular y escriba un reporte de una cuartilla acerca de la magnitud global del problema y qué soluciones de ingeniería y de no ingeniería se necesitan para lidiar con este problema.

10.23 Una muestra de 1 000 g de arena de ocurrencia natural fue cernida a través de una torre de tamices y el peso retenido en cada tamiz se registró como se muestra en la tabla siguiente. Determine el tamaño efectivo y el coeficiente de uniformidad para la media.

Designación del tamiz	Apertura del tamiz, mm	Peso del material retenido, g
10	2.000	140
14	1.400	160
18	1.000	170
20	0.850	100
25	0.710	90
30	0.600	85
35	0.500	80
40	0.425	70
45	0.355	65

10.24 Una planta de tratamiento de aguas procesa 1 millón de galones de agua al día. La velocidad de alimentación del clorador es de 4.0 mg/L y el residuo de cloro libre es de 1.5 mg/L. a) ¿Cuál es la demanda de cloro (mg/L)? b) ¿Cuántos kg de cloro deben alimentarse hacia la planta todos los días?

10.25 El isoterma de adsorción de metil tert butil éter (MTBE) fue desarrollado en un carbono activado a 15° C con botellas ámbar de 0.250 L con una concentración inicial de MTBE, C_0 , de 150 mg/L. El dato del isoterma para cada punto experimental se resume enseguida. Calcule la concentración de la fase absorbida, q_e , para cada punto del iso-

termo, trace el $\log(q_e)$ contra el $\log(C_e)$ y determine los parámetros del isoterma de K y $1/n$ (este problema requerirá que revise la información presentada en el capítulo 3).

Masa de GAC, g	Concentración de equilibrio MTBE en la fase líquida, C_e , mg/L
0.155	79.76
0.339	42.06
0.589	24.78
0.956	12.98
1.71	6.03
2.4	4.64
2.9	3.49
4.2	1.69

10.26 Carbono activado en polvo (PAC) se añadirá a una planta de tratamiento de aguas para eliminar 10 ng/L de MIB que está causando problemas de olor en el agua terminada. Un ensayo de jarras estándar es desarrollado para evaluar el impacto de la dosis de PAC en la eliminación de MIB. Los resultados se muestran en la figura 10.25. Si se requiere la eliminación de 60% de MIB, determine la dosis requerida de PAC y la cantidad de PAC necesaria para 3 meses (90 días) de tratamiento si la velocidad de flujo de la planta es de 40 000 m³/d.

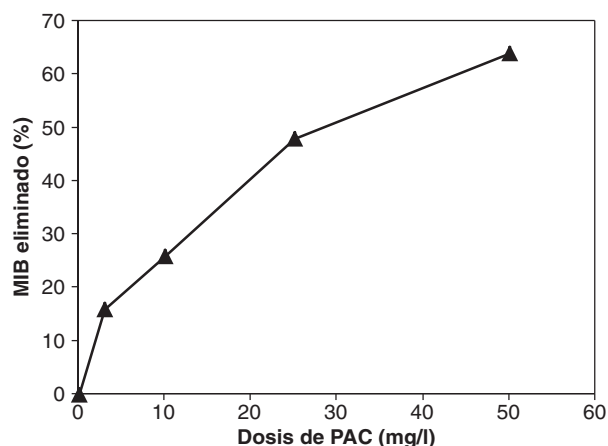


Figura 10.25 Resultados de un ensayo de jarras para investigar el uso de carbono activado en polvo en una planta de tratamiento de aguas

Referencias

- Asano, T., F. L. Burton, H. L. Leverenz, R. Tsuchihashi y G. Tchobanoglous. 2006. *Water Reuse: Issues, Technologies and Applications*. Wakefield, Mass.: Metcalf & Eddy.
- Burton, F. L. 1996. "Water and Wastewater Industries: Characteristics and Energy Management Opportunities". Reporte preparado para el Instituto de Investigación de Energía Eléctrica (EPRI) CR-106941.
- Crittenden, J. C., R. R. Trussell, D. W. Hand, G. Tchobanoglous y K. Howe, 2005. *Water Treatment Principles and Design*, 2a ed., Nueva York: John Wiley & Sons.
- Davis, M. L. y D. A. Cornwell. 2004. *Introduction to Environmental Engineering*, 3a ed., Nueva York: McGraw-Hill.
- Elliot, T. B. Zeier, I. Xagoraki y G. Harrington. 2003. "Energy Use at Wisconsin's Drinking Water Facilities". Reporte de ECW número 222-1. Atención a la Energía de Wisconsin & Centro de Energía de Wisconsin, Madison (julio).
- Kawamura, S. 2000. *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*, 2a ed., Nueva York: Wiley-Interscience.
- LeChevallier, M. W. y W. D. Norton. 1995. "Giardia and Cryptosporidium in Raw and Finished Water". AWWA 87 (9): 54-68.
- Mihelcic, J. R., E. A. Myre, L. M. Fry, L. D. Phillips y B. D. Barkdoll. 2009. *Field Guide in Environmental Engineering for Development Workers: Water, Sanitation, Indoor Air*. Reston, Va.: American Society of Civil Engineers Press.
- Petrusevski, B., S. Sharma, J. C. Schippers y K. Shordt. 2007. "Arsenic in Drinking Water". Visión general de la temática documento 17. IRC International Water and Sanitation Centre, Delft, Países Bajos (marzo).

capítulo/Once Tratamiento de aguas residuales

James R. Mihelcic,
David W. Hand,
Martin T. Auer

En este capítulo, los lectores aprenderán sobre la composición del agua residual y los varios procesos unitarios empleados para remover los varios constituyentes de calidad del agua. El balance de masa y la cinética bioquímica se emplean para desarrollar expresiones para dar tamaño a un reactor biológico utilizado para remover la demanda de oxígeno bioquímico. Los procesos de tratamiento natural menos mecanizados como los humedales libres superficiales y las lagunas también se comentan. El tratamiento de nitrógeno y fósforo es también comentado, junto con el procesamiento de lodo producido en la planta de tratamiento. Los lectores también aprenderán acerca de los requerimientos de energía (y fuentes de energía) en términos de tecnologías de tratamiento de aguas residuales y cómo la operación de una planta influencia el uso de energía.

Secciones principales

- 11.1 Introducción
- 11.2 Características de las aguas residuales domésticas
- 11.3 Visión general de los procesos de tratamientos
- 11.4 Tratamiento preliminar
- 11.5 Tratamiento primario
- 11.6 Tratamiento secundario
- 11.7 Modificaciones al proceso de lodo activado
- 11.8 Reactores de crecimiento adjunto
- 11.9 Eliminación de nutrientes: nitrógeno y fósforo
- 11.10 Desinfección y aireación
- 11.11 Tratamiento y desecho del lodo
- 11.12 Sistemas naturales de tratamiento
- 11.13 Uso de energía durante el tratamiento de aguas residuales

Objetivos de aprendizaje

1. Identificar los distintos insumos hidrológicos, físicos, químicos y biológicos que hacen las aguas residuales municipales y enlistar las concentraciones típicas de los principales constituyentes.
2. Hacer coincidir los constituyentes principales de las aguas residuales con el(los) proceso(s) unitario(s) que eliminan una cantidad significativa de cada constituyente.
3. Diseñar un tanque desarenador, una cuenca de equalización de flujos, un sistema de tratamiento biológico de lodo activado y un estanque de estabilización.
4. Integrar los balances de masa con la cinética de crecimiento biológico para desarrollar ecuaciones de diseño de lodo activado y relacionar el tiempo de retención de sólidos, la proporción alimento a microorganismo, desecho de lodo y la cinética de crecimiento para el diseño y operación de plantas.
5. Enfatizar con la magnitud de la cobertura de saneamiento global y su relación con la salud humana.
6. Enlistar las ventajas y las desventajas de los biorreactores de membrana.
7. Enlistar los componentes del manejo de sólidos de aguas residuales, calcular el índice de volumen de lodo y relacionar este valor con las características de solución del lodo.
8. Relacionar la configuración y la operación de una planta de tratamiento de aguas residuales con la eliminación del nitrógeno y el fósforo mediante procesos bioquímicos y químicos.
9. Describir procesos de eliminación específicos que suceden en diferentes zonas de tratamiento en lagunas facultativas y humedales libres superficiales.
10. Identificar la magnitud del uso de energía durante el tratamiento de aguas residuales y los gases de invernadero emitidos de diferentes procesos unitarios.
11. Identificar fuentes de energía que se pueden obtener del tratamiento de aguas residuales.

11.1 Introducción

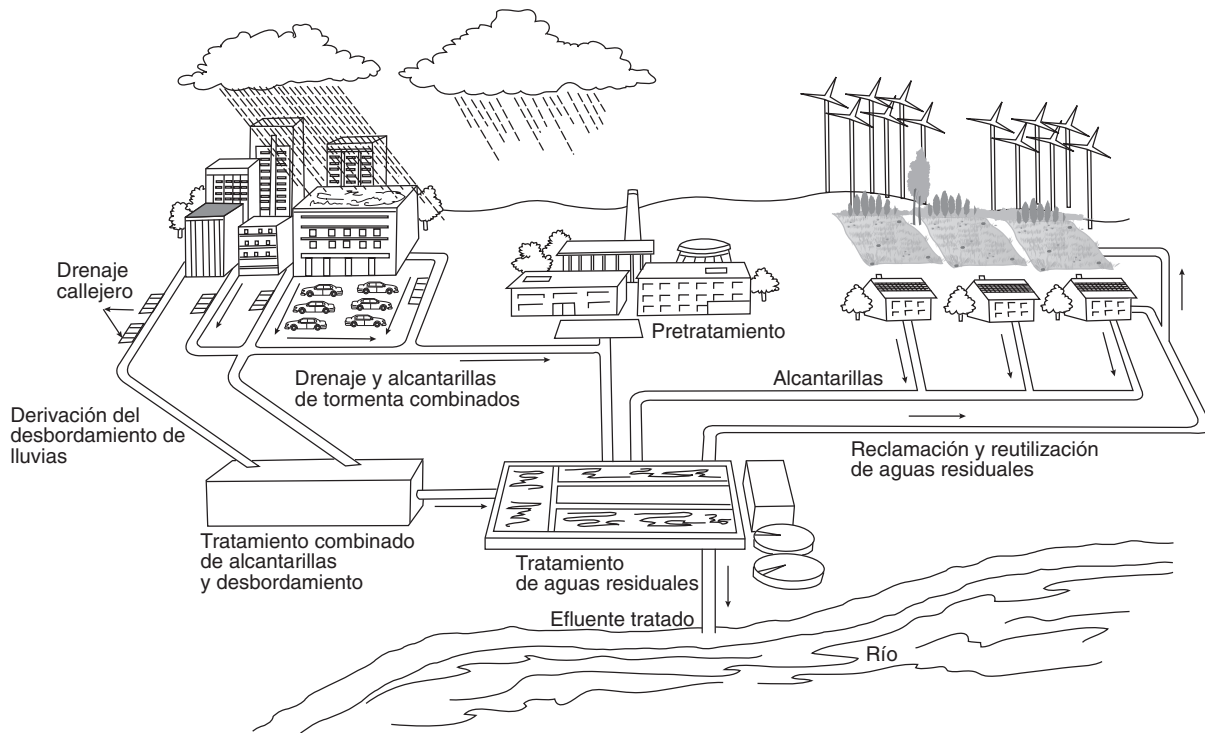
Las **plantas municipales de tratamiento de aguas residuales**, también referidas como **trabajos de tratamiento de propiedad pública (POTW)**, reciben insumos de muchas fuentes domésticas e industriales. Estos insumos hidrológicos distintos se ilustran en la figura 11.1. Existen cuatro componentes de **agua residual doméstica**: 1) agua residual de usuarios domésticos, comerciales e industriales; 2) escorrentía de aguas pluviales; 3) infiltración y, 4) afluencia. La infiltración y la afluencia se comentaron en el capítulo 9. Con el incremento de la población, el cambio climático, el ciclo de los nutrientes y la escasez de agua haciéndose comunes, el tratamiento sustentable de aguas residuales debe direccionar asuntos más allá del desempeño y costo del tratamiento.

Las aguas residuales industriales varían en cantidad, composición y fuerza, dependiendo de la fuente industrial específica. La Agencia de Protección Ambiental (EPA) ha identificado 129 *contaminantes prioritarios*. Los desechos industriales incluyen contaminantes convencionales encontrados en aguas residuales domésticas pero también pueden contener metales pesados, materiales radioactivos y orgánicos refractarios. Las industrias pueden elegir tratar su desecho en sitio, siguiendo los lineamientos específicos para el *mejor tratamiento disponible* y *lineamientos efluentes* para los contaminantes prioritarios. También pueden elegir enviar sus residuos a alcantarillas hacia una planta municipal de tratamiento de aguas residuales, después de primero proporcionar pretatamiento para proteger la operación de la planta de tratamiento municipal y evitar la descarga de contaminantes de paso.



Introducción a las aguas residuales

Figura 11.1 Manejo de infraestructura de aguas residuales Este esquema muestra los muchos contaminantes contribuyentes hidrológicos y químicos posibles a las aguas residuales municipales.



Recuadro / 11.1 Tecnologías mejoradas de saneamiento

La tabla 11.1 proporciona la definición global para las tecnologías de saneamiento *mejoradas y no mejoradas*. Actualmente, 2.5 mil millones de personas en el mundo no tienen acceso a la tecnología de saneamiento mejorada (incluyendo 1.2 mil millones que no tienen ninguna instalación), y la falta de saneamiento tiene gran impacto negativo en la salud humana y el medio ambiente (UNICEF y OMS, 2008).

Tabla / 11.1**Tecnologías de saneamiento mejoradas y no mejoradas: definiciones globales**

Mejoradas	No mejoradas
Conexión con una alcantarilla pública	Letrinas de servicio o de cubo (el excremento es removido en forma manual)
Conexión con un sistema séptico	Letrinas públicas
Letrinas de sifón	Letrinas abiertas
Letrinas de pozo con ventilación mejorada	
Letrinas de composta Letrinas de pozo simple	

La percepción de saneamiento varía significativamente de cultura en cultura. Las mejoras en la salud no son las únicas razones por las que las comunidades aceptan proyectos de saneamiento. De acuerdo con un estudio de hogares rurales en Filipinas, las razones por las que la gente estaba satisfecha con sus nuevas letrinas construidas incluían que ya no había mal olor y moscas, alrededores más limpios, privacidad, menos vergüenza con la visita de los amigos y menos incidencia de enfermedades gastrointestinales (Cairncross y Feachem, 1993). Para ejemplo de un diseño de letrina apropiado utilizado en la república de Vanuatu, isla del Pacífico sur, vea la figura 11.2.

Fry et al. (2008) analizaron las barreras para la cobertura de saneamiento global incluyendo la inversión inadecuada, las políticas pobres o inexistentes, el gobierno,



Figura 11.2 Letrina de composta de doble bóveda en construcción en Vanuatu Estas letrinas se pueden diseñar para separar orina y heces. La orina es enrutada a un pozo de jabón o recolectada en una olla o enrutada hacia un jardín y utilizada como fertilizante. Un lado de la letrina es utilizado por hasta 12 meses, mientras que el otro lado es composta. Los desecantes como la madera de fresno y el aserrín son añadidos para reducir olores y matar patógenos. El cobertizo de privacidad se construye de madera local y materiales tejidos de planta. Las letrinas de composta no requieren adición de agua, a diferencia de otras tecnologías de saneamiento, y permiten que los nutrientes se utilicen en forma local.

Foto cortesía de Eric Tawney.

pocos recursos, disparidades de géneros y disponibilidad del agua. Los retos estudiados se encontraron como barreras significativas para la cobertura del saneamiento, pero la disponibilidad del agua no fue un obstáculo primario a una escala global. Sin embargo, la disponibilidad del agua se encontró como una barrera importante para algo así como 46 millones de personas, dependiendo de la tecnología de saneamiento seleccionada.

Un propósito del tratamiento municipal de aguas residuales es el de prevenir la contaminación de agua superficial receptora o agua subterránea receptora. Ejemplos de los contaminantes asociados con el agua residual no tratada incluyen el agotamiento de oxígeno disuelto (medido como BOD y COD), sólidos desagradables a la vista y que provocan agotamiento de oxígeno (TSS), nutrientes que provocan la eutrofización (N y P), químicos que ejercen toxicidad (NH_3 , metales, orgánicos), químicos emergentes preocupantes y patógenos (bacterias y virus). Los problemas estéticos incluyen contaminación visual y olor. En términos de patógenos, los seres humanos producen en promedio 10^{11} a 10^{13} de bacterias coliformes por día. Mientras que los procesos de tratamiento son muy eficientes para la eliminación de patógenos y otros contaminantes, en el futuro cercano las plantas de tratamiento necesitarán preocuparse por la eliminación de otros químicos que se encuentran ahora en las aguas residuales. Éstos incluyen fragancias, tensoactivos encontrados en jabones y detergentes, químicos farmacéuticos, químicos disruptores de endocrinas y otros **químicos emergentes preocupantes**.

A través de la Ley de Control de Contaminación del Agua Federal de 1972 (comúnmente conocida como **Ley de agua limpia**), el Congreso de Estados Unidos estableció una estrategia nacional para reducir la contaminación del agua. Los objetivos de la Ley de agua limpia son el de restaurar y mantener la integridad química, física y geológica de las aguas de la nación estadounidense al lograr un nivel de calidad de agua que proporcione la protección y propagación de peces, mariscos y vida silvestre y para la recreación sobre y adentro del agua, y que finalmente elimine la descarga de contaminantes en las aguas de Estados Unidos (cero descarga). Esto se logra a través del **Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES)** cuyas normas permiten la definición de tipos y cantidades de sustancias contaminantes que se pueden descargar. El sistema de permisos del NPDES se impone y obliga a nivel estatal. La violación de los estándares de efluentes basados en la tecnología y en la calidad del agua puede resultar en sanciones civiles (multas) y sanciones penales (prisión).

11.2 Características de las aguas residuales domésticas

Las aguas residuales *crudas* (esto es, no tratadas) son consideradas como altamente contaminadas, aún cuando la cantidad de contaminantes que éstas contengan pueda parecer pequeña. Por ejemplo, 1 m^3 de agua residual municipal pesa alrededor de 1 millón de g, aunque pueda contener sólo 500 g de contaminantes. Sin embargo, esta pequeña fracción de contaminante puede tener serios impactos ecológicos y a la salud si se descarga sin tratar.

El agua residual doméstica es aparentemente gris y turbia y tiene una temperatura de 10°C a 20°C . La tabla 11.2 proporciona la composición de **agua residual municipal de resistencia promedio** y muestra los más comunes **constituyentes de aguas residuales municipales**. En este momento no se entrará en gran detalle acerca de cada constituyente, ya que su medición e importancia fueron descritas en capítulos previos como se observa en la tabla 11.2. A medida que se comenten los varios procesos unitarios para tratamiento, podrá querer referirse otra vez a esta tabla, debido a que procesos específicos remueven diferentes constituyentes de aguas residuales.

Programa conjunto de monitoreo para la provisión y saneamiento de agua

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

Ley de agua limpia

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



Fuentes y características de aguas residuales



Discusión en clase

¿Cómo la conservación agresiva de agua doméstica influye en las características de las aguas residuales domésticas? Vuelva a visitar este tema más adelante en el capítulo para comentar cómo afecta la conservación del agua a la recolección, tratamiento y operación de una planta de tratamiento de aguas residuales.



© david pulicino/iStockphoto.

Descargas de cruceros

http://www.epa.gov/owow/oceans/cruise_ships

Tabla / 11.2**Concentración de los constituyentes principales encontrados en aguas residuales de resistencia promedio**

Constituyente	Comentado previamente en	Concentración promedio	Comentarios
Demanda bioquímica de oxígeno (BOD)	Capítulos 2, 3 y 5	200 mg/L	Los materiales demandantes de oxígeno pueden provocar agotamiento del contenido de oxígeno de aguas receptoras.
Sólidos suspendidos	Capítulos 2 y 10	240 mg/L (sólidos totales típicamente 800 mg/L)	Provocan que el agua sea turbia; pueden contener materia orgánica y por lo tanto contribuir a la BOD; pueden contener otros contaminantes o patógenos.
Patógenos	Capítulos 5 y 10	3 millones de coliformes por 100 mL	Microorganismos causantes de enfermedades usualmente asociadas con materia fecal.
Nutrientes como el nitrógeno y el fósforo	Capítulos 3 y 5	Nitrógeno total: 35 mg N/L Nitrógeno inorgánico: 15 mg N/L Fósforo total: 10 mg P/L	Pueden acelerar el crecimiento de plantas acuáticas, contribuir a la eutrofización; el amonio es tóxico para la vida acuática, puede contribuir al NBOD.
Químicos tóxicos	Capítulos 3, 5, 6 y 10	Variable	Metales pesados como el mercurio, cadmio y cromo; químicos orgánicos como pesticidas, solventes, productos de combustibles.
Químicos emergentes preocupantes	Capítulos 6 y 10	Desconocido o variable	Farmacéuticos, cafeína, tensoactivos, fragancias, perfumes, otros químicos disruptores de endocrinas.



Visión general del tratamiento de aguas residuales

11.3 Visión general de los procesos de tratamientos

El diseño y la operación de una instalación de tratamiento de aguas residuales requiere un entendimiento de las operaciones de unidad que emplean procesos fundamentales físicos, químicos y biológicos (vea los capítulos 3, 4 y 5) para eliminar constituyentes específicos de la calidad del agua. El correcto montaje del tren de proceso de eliminación requiere el cumplimiento de cuatro tareas: 1) identificar las características del agua residual no tratada, 2) identificar los objetivos de tratamiento y evaluar la participación de la comunidad, 3) integrar operaciones de unidad en un proceso completo que reconozca la oportunidad y límites de cada proceso unitario y cómo se complementan entre sí y, 4) integrar conceptos de ingeniería verde, pensando en el ciclo de vida, y sustentabilidad para incorporar asuntos más allá de los estándares de tratamiento de final de tubería y los costos capitales y operacionales (por ejemplo, la reutilización del agua y el consumo de energía).

La figura 11.3 proporciona una vista aérea de una planta típica de tratamiento municipal de aguas residuales. El dibujo esquemático en la figura 11.4 muestra cómo los diferentes procesos unitarios se pueden integrar. Los diferentes procesos suceden para el tratamiento de corrientes de desecho líquido

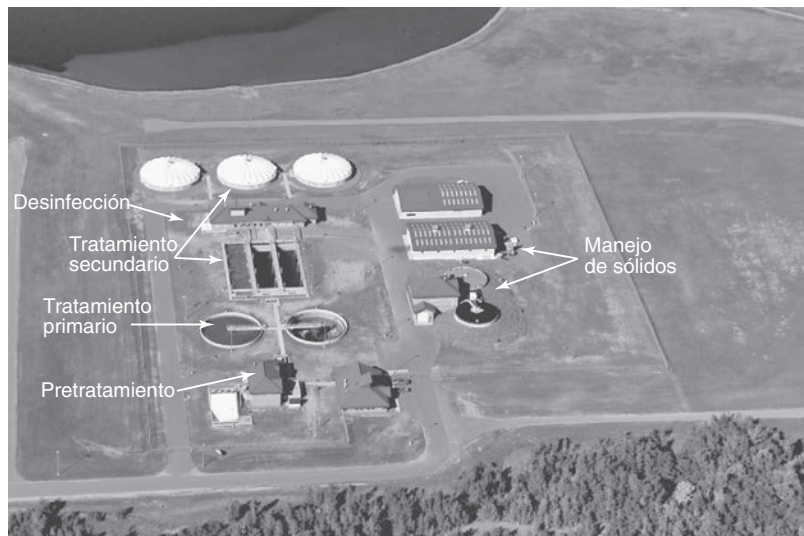


Figura 11.3 Vista general de una planta de tratamiento de aguas residuales Esta planta sirve aproximadamente a 14 000 personas.

Foto cortesía de Portage Lake Water and Sewage Authority.

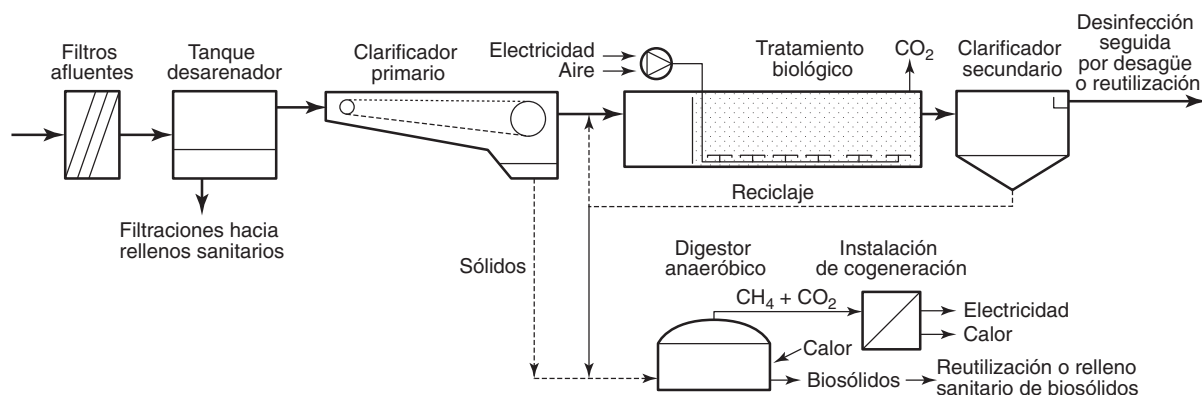


Figura 11.4 Disposición típica de una planta convencional de tratamiento de aguas residuales El tratamiento preliminar con pantallas y eliminación de arenilla es seguido por un clarificador primario, tratamiento biológico, un segundo clarificador y tratamiento anaeróbico del lodo.

Adaptado de la figura proporcionada por el doctor Diego Rosso, Universidad de California-Irvine.

y sólido. Los pasos involucrados en el tratamiento convencional de aguas residuales son: 1) pretratamiento, 2) tratamiento primario, 3) tratamiento secundario, 4) tratamiento terciario para remover nutrientes (N, P) y, 5) desinfección. Con el agua residual ahora vista como un recurso por muchas comunidades, el diagrama de flujo para el tratamiento convencional de aguas residuales ahora está cambiando para acomodar las cuestiones de la reutilización del agua.

De conformidad con la sección 304(d) de la Ley pública 92-500, la EPA publicó su definición de estándares mínimos para tratamiento secundario. La tabla 11.3 proporciona una visión general de estos estándares de tratamientos y los procesos unitarios específicos que eliminan cantidades significativas de constituyentes de aguas residuales específicos.

Tabla / 11.3

Estándares mínimos para tratamientos y procesos unitarios que eliminan una cantidad significativa de los principales constituyentes del agua residual

Constituyente y estándar de la EPA para tratamiento mínimo	Proceso(s) de unidad que elimina(n) una cantidad significativa del constituyente
Demanda bioquímica de oxígeno (BOD): El DBO_5 mensual permisible es de 30 mg/L y el BOD_5 semanal es de 45 mg/L.	El BOD puede estar en forma de partículas o disuelto. Reactor biológico; sedimentación primaria y secundaria.
Sólidos suspendidos: El TSS mensual permisible es de 30 mg/L y el TSS semanal es de 45 mg/L.	Sedimentación primaria y secundaria.
Patógenos: Depende del permiso de la NPDES con base en el agua receptora (por ejemplo, en la planta ilustrada en la figura 10.3, los coliformes fecales <200 cuentas/mL promedio mensual o <400 cuentas/mL promedio semanal).	Sedimentación primaria y secundaria; desinfección. La depredación también sucede en el reactor biológico.
Nutrientes como el nitrógeno y el fósforo: Depende de los permisos de la NPDES.	Los nutrientes pueden estar disueltos o en partículas. Sedimentación; reactor biológico; adición de químicos para precipitar el fósforo.
Químicos tóxicos	Algunos se remueven vía sedimentación (si son absorbidos o en complejos por partículas), algunos son biodegradables, y algunos pasan a través de la planta de tratamiento.
pH: La descarga debe estar en un rango de 6.5 a 10.0	No aplica.

Cartilla de tratamiento de aguas residuales

<http://www.epa.gov/owm/primer.pdf>

11.4 Tratamiento preliminar

El **tratamiento preliminar** prepara las aguas residuales para más tratamiento. Se utiliza para eliminar espuma aceitosa, escombros flotantes y arenilla, los cuales pueden inhibir los procesos ecológicos y dañar el equipo mecánico. Los tanques ecualizadores se utilizan para balancear flujos o carga orgánica. Los efluentes industriales pueden requerir adicionalmente pretratamiento físico-químico para la eliminación de amonio-nitrógeno (extracción con aire), ácidos/bases (neutralización), metales pesados (oxidación/reducción, precipitación) o aceites (flotación de aire disuelto).

11.4.1 FILTRACIÓN

Los **bastidores de barrera** (barras o rodillos paralelos de 20-150 mm) y los **filtros de barrera** (placas o mallas perforadas de 10 mm o menos) retienen los sólidos gruesos (objetos grandes, harapos, papel, botellas de plástico, etc.) presentes en el agua residual, previniendo el daño a la tubería y al equipo mecánico que sigue este paso del tratamiento (figura 11.5). Se limpian a mano en algunas plantas más viejas y más pequeñas, pero la mayoría están equipadas con rastrillos limpiadores automáticos. Típicamente se dispone de las filtraciones enviándolas a rellenos sanitarios o a incineración.

Como una alternativa a los filtros, algunas plantas utilizan un **pulverizador**, el cual muele (pulveriza) los sólidos gruesos sin removerlos del flujo de aguas residuales. Esta reducción en tamaño hace que el sólido sea más fácil de tratar en operaciones subsecuentes que emplean el asentamiento.

Los pulverizadores eliminan la necesidad del manejo y el desecho de sólidos gruesos removidos durante la filtración.

11.4.2 TANQUES DESARENADORES

La **arenilla** consiste de materiales de partículas en el agua residual que tienen gravedades específicas de aproximadamente 2.65 y temperatura de 15.5° C. Las partículas con gravedades específicas entre 1.3 y 2.7 también se han removido con base en los datos de campo. La arenilla puede consistir de arena inorgánica o grava (de alrededor de 1 mm de diámetro), cascarones de huevo, fragmentos de hueso, piezas y semillas de frutas y vegetales y granos de café.

La arenilla es principalmente removida para prevenir la abrasión de la tubería y el equipo mecánico. Durante la eliminación de arenilla algunos materiales orgánicos se remueven junto con la arenilla. El equipo de lavado de arenilla se añade algunas veces para remover materiales orgánicos y regresarlos al agua residual.

Para los sistemas de flujo horizontal, la arenilla es removida a través de la sedimentación por gravedad (utilizando la ley de Stokes o la ley de Newton). En un **tanque desarenador** aireado, el aire es introducido a través de un lado del tanque, lo cual proporciona un patrón de flujo helicoidal del agua residual a través de la cámara, habilitando a la arenilla para asentarse mientras se conserva el material orgánico más pequeño suspendido en el agua residual. El *tanque desarenado aireado* tiene la ventaja añadida de que conserva el agua residual fresca al añadirle oxígeno al agua residual. En un *tanque desarenador de vórtice*, el agua residual entra y sale tangencialmente, creando un patrón de flujo de vórtice en donde la arenilla se asienta en el fondo del tanque.

Los sistemas aireado y de vórtice están diseñados con base en los parámetros típicos de diseño. Por ejemplo, la tabla 11.4 proporciona información del diseño utilizado para dar tamaño a un tanque desarenador aireado. Estos tanques son diseñados normalmente para remover partículas con diámetros de al menos 0.21 mm. Los tiempos de detención van de 2 a 5 minutos con base en un flujo pico por hora, y las tasas de flujo de aire van de 0.2 a 0.5 m³ de aire por minuto por longitud de tanque. El ejemplo 11.1 ilustra el diseño de un tanque desarenador aireado.

Tabla / 11.4

Información de diseño utilizada para dar tamaño a tanques desarenadores aireados

Parámetro	Rango
Tiempo de detención de flujo pico (min)	2–5
Profundidad (m)	2–5
Longitud (m)	7.5–20
Ancho (m)	2.5–7
Proporción de ancho a profundidad	1:1 a 5:1
Proporción de longitud a ancho	3:1 a 5:1
Requerimiento de aire por longitud de tanque (m ³ /m-min)	0.2–0.5
Cantidad de arenilla (m ³ /10 ³ m ³)	0.004–0.20

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



Simulador de tanque desarenador

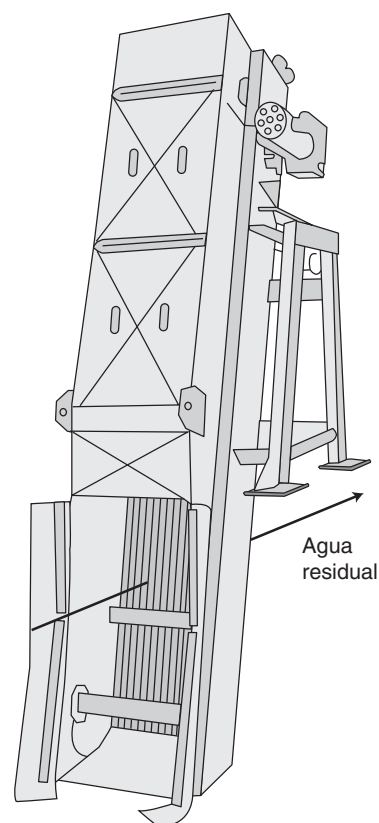


Figura 11.5 Filtros de barrera utilizados para remover sólidos gruesos del agua residual Si no se remueven, estos sólidos pueden dañar la tubería y el equipo mecánico que sigue en el proceso de tratamiento.

ejemplo/11.1 Diseño de un tanque desarenador aireado

Diseñe un sistema de tanque desarenador aireado para tratar un flujo sostenido de hora pico de 1 día de $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ con un flujo promedio de $0.6 \text{ m}^3/\text{s}$. Determine: *a)* el volumen del tanque desarenador (suponiendo que se usarán dos tanques), *b)* las dimensiones de los dos tanques desarenadores, *c)* el tiempo de retención hidráulica promedio en cada tanque desarenador, *d)* los requerimientos de aire, suponiendo $0.35 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{min}$ de aire y, *e)* la cantidad de arenilla removida en el flujo pico, suponiendo un valor típico de $0.015 \text{ m}^3/10^3/\text{m}^3$ de arenilla en el agua residual no tratada.

solución

Mucho de este problema se puede resolver con la guía de diseño proporcionada en la tabla 11.4.

1. El volumen de los tanques desarenadores se determina suponiendo un tiempo de detención de 3 minutos:

$$\text{volumen total del tanque desarenador} = 1.5 \text{ m}^3/\text{s} \times 3 \text{ min} \times 60 \text{ s/min} \\ = 270 \text{ m}^3$$

$$\text{volumen de cada tanque desarenador} = \frac{1}{2} \times 270 \text{ m}^3 = 135 \text{ m}^3$$

2. Si se supone una proporción ancho a profundidad de 1.5:1 y una profundidad de 3 m, las dimensiones de los dos tanques desarenadores son
ancho del tanque desarenador = $1.5 \times 3 \text{ m} = 4.5 \text{ m}$

$$\text{largo del tanque desarenador} = \frac{\text{volumen}}{\text{ancho} \times \text{largo}} = \frac{135 \text{ m}^3}{4.5 \text{ m} \times 3 \text{ m}} = 10 \text{ m}$$

3. El tiempo de detención hidráulica promedio en cada tanque desarenador está basado en la tasa promedio de flujo:

$$\text{tiempo de detención} = \frac{\text{volumen}}{\text{flujo}} = \frac{135 \text{ m}^3}{(0.6 \text{ m}^3/\text{s})/(2 \text{ tanques})} \times \frac{1 \text{ min}}{60 \text{ s}} = 7.5 \text{ min}$$

4. Los requerimientos de aire, suponiendo $0.35 \text{ m}^3/\text{m} \times \text{min}$ de aire, son

$$\text{total de requerimiento de aire} = (2 \text{ tanques}) \times (10 \text{ m de largo}) \\ \times (0.35 \text{ m}^3 \text{ de aire}/\text{m} \times \text{min}) = 7.0 \text{ m}^3/\text{min}$$

5. Finalmente, encuentre la cantidad de arenilla para disponer, asumiendo condiciones de flujo de pico:

$$\text{volumen de arenilla} = (1.5 \text{ m}^3/\text{s}) \times (0.015 \text{ m}^3/10^3 \text{ m}^3) \\ \times (86\,400 \text{ s}/\text{día}) = 1.94 \text{ m}^3/\text{día}$$

Métodos de diseño similares son empleados para dar tamaño al flujo horizontal y los dispositivos de vórtice de eliminación de arenilla.

11.4.3 FLOTACIÓN

La **flotación** es lo opuesto a la sedimentación, usando flotabilidad para separar las partículas sólidas como grasas, aceites y lubricantes, lo cual no se conformaría por sedimentación. El proceso de separación se cumple mediante la introducción de aire en el fondo de un tanque de flotación. Las burbujas de aire se elevan hacia la superficie en donde son removidas por desnate. Una variación popular en este esquema se denomina *flotación de aire disuelto*. El efluente reciclado es retenido en una vasija de presión en donde es mezclado y saturado con aire. El efluente entonces se mezcla con el agua residual cruda, y a medida que la presión regresa a lo atmosférico, el aire disuelto sale de la solución cargando sólidos flotantes hacia la superficie, en donde pueden hacerse nata y recolectarse.

Hoy en día, las grasas, los aceites y los lubricantes (denominados FOG), específicamente, material generado en restaurantes locales, no tienen que volverse parte de la corriente de aguas residuales. Pueden fácilmente convertirse en biodiesel (el cual podría ayudar a proveer de combustible la flota vehicular de su comunidad) y utilizados para generar energía, cuando se combinan con gas digestor, o utilizados como un combustible suplementario en las plantas de desecho sólido a energía.

11.4.4 ECUALIZACIÓN

La **ecualización de flujo** es implementada para humedecer el flujo y la tasa de carga orgánica para una instalación de tratamiento de aguas residuales. Recuerde del capítulo 9 que grandes variaciones ocurren en el flujo por muchas razones. La implementación de ecualización de flujo en algunas instancias puede superar problemas operacionales asociados con las grandes variaciones de flujo y mejorar el desempeño de los procesos unitarios corriente abajo. Por ejemplo, los procesos biológicos utilizados durante el tratamiento de aguas residuales pueden ser más fácilmente controlados con una tasa de flujo estático y una carga casi constante de DBO. En adición, la implementación de ecualización de flujo puede reducir el tamaño de los procesos de tratamiento corriente abajo y en algunos casos mejorar el desempeño en las plantas que están sobrecargadas.

La figura 11.6 compara la tasa de flujo diurno y la variación de carga de DBO con un flujo ecualizado y un patrón de carga de DBO. La carga

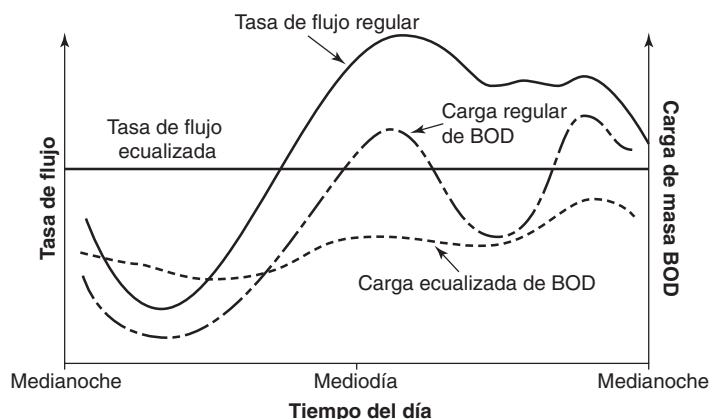


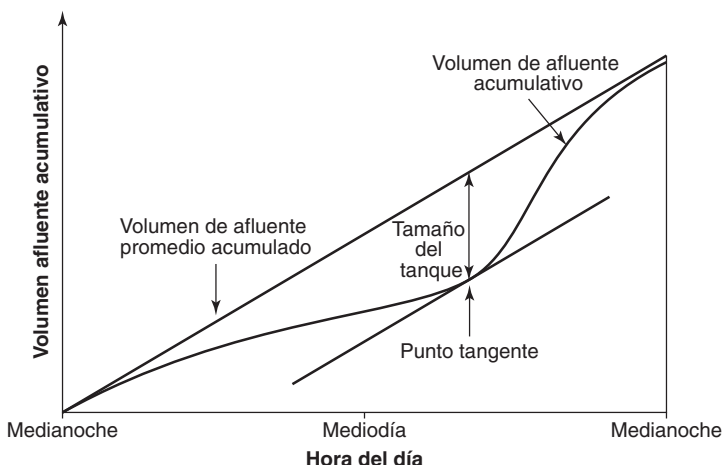
Figura 11.6 Cambios en la tasa de flujo regular y la carga de masa regular de BOD durante un día típico. La tasa de flujo ecualizada se muestra como una constante, y la carga de BOD ecualizada es humedecida, así es que variaciones más grandes durante el día son eliminadas.

de BOD es igual al flujo por la concentración de BOD en el agua residual y tiene unidades de kg de BOD/m³ de agua residual por día. Como muestra la figura 11.6, el humedecimiento de la tasa de flujo y BOD puede ser considerable.

La ecualización del flujo se puede lograr de dos maneras: ecualización en línea o fuera de línea. La *ecualización en línea* es el proceso en el que todo el flujo pasa a través de la cuenca de ecualización. En contraste, con la *ecualización fuera de línea*, sólo una porción del flujo es desviada a través de la cuenca de ecualización. La ecualización de flujo fuera de línea requiere que el flujo desviado sea bombeado y mezclado con el afluente de la planta cuando la tasa de flujo afluente hacia la planta se reduce. Esto ocurre típicamente tarde en la noche. En este caso, el flujo se puede ecualizar, pero el cambio en la carga de BOD es reducido menos que con la ecualización de flujo en línea. Por lo tanto, la ecualización en línea es típicamente utilizada cuando se requiere humedecimiento astringente del flujo y de la carga orgánica.

Los diagramas de masa como el mostrado en la figura 11.7 se pueden utilizar para determinar el *volumen de almacenamiento de ecualización*. La figura 11.7 muestra el *volumen de afluente acumulado* y el *volumen de afluente acumulado promedio* como una función de la hora del día. Para determinar el volumen requerido de ecualización, tome la distancia vertical entre el volumen promedio y la línea paralela que es tangente con la curva de volumen de la afluencia para la figura 11.7. El punto tangente en la curva de afluente acumulado es en donde el tanque de ecualización está vacío. A medida que el tiempo avanza, la pendiente de la curva de afluente acumulado es mayor que la curva de afluente promedio. El tanque de ecualización se llenará alrededor de la medianoche, cuando las pendientes de ambas curvas son casi iguales. De la medianoche a pasado el mediodía la pendiente de la curva de afluente acumulado es menor que la curva promedio, lo que significa que el tanque de ecualización está perdiendo volumen (está drenando).

Figura 11.7 Volumen de afluente acumulado y volumen de afluente acumulado promedio como una función de la hora del día El volumen de afluente acumulado promedio y el volumen de afluente acumulado se pueden trazar para determinar el tamaño del tanque requerido para el volumen de almacenamiento de ecualización. Después de que se determina el punto tangente en la curva de volumen de afluente acumulado, se dibuja una línea en paralelo a la curva de la línea del volumen de afluente acumulado promedio. La distancia entre el punto tangente y la curva de volumen de afluente acumulado promedio es el volumen de almacenamiento requerido. La curva dibujada a través del punto tangente proporciona información sobre cuándo el volumen de almacenamiento se está llenando y vaciando.



Para la figura 11.7, el volumen de ecualización se encontraría en la tangente de ambas líneas paralelas en la curva de volumen de afluente acumulado. Durante el tiempo entre los dos puntos tangentes, aproximadamente a la 1 p.m. y alrededor de la medianoche, la cuenca de ecualización se está llenando, y la pendiente de la curva de volumen de afluente acumulado es mayor que la curva de volumen de afluente acumulado promedio. Alrededor de la medianoche hasta la 1 p.m., la pendiente de la curva de volumen de afluente acumulado es menor a la curva de volumen de afluente promedio, y el tanque de ecualización se está drenando.

ejemplo/11.2 Dar tamaño a un tanque de ecualización de flujo

Dados los datos para los flujos por hora promedio mostrados en la tabla 11.5 (en las dos columnas de la izquierda), determine el volumen requerido de ecualización de flujo en línea (m^3).

Tabla / 11.5

Datos y resultados para el problema de ecualización de flujo en el ejemplo 11.2 El flujo afluente acumulativo promedio (no mostrado, unidades de m^3/h) se determina al dividir el volumen de afluente acumulado entre 24 horas.

Periodo	Volumen de flujo durante el periodo (m^3)	Volumen de afluente acumulativo (m^3)
Medianoche a 1 a.m.	1 090	1 090
1 a 2	987	2 077
2 a 3	701	2 778
3 a 4	568	3 346
4 a 5	487	3 833
5 a 6	475	4 308
6 a 7	532	4 840
7 a 8	838	5 678
8-9	1 375	7 053
9-10	1 565	8 618
10-11	1 630	10 248
11 a mediodía	1 649	11 897
Mediodía a 1	1 640	13 537
1 a 2	1 545	15 082

(Continúa)

ejemplo/11.2 Continuación

Tabla / 11.5

Periodo	Volumen de flujo durante el periodo (m³)	Volumen de afluente acumulativo (m³)
2 a 3	1 495	16 577
3 a 4	1 490	18 067
4 a 5	1 270	19 337
5 a 6	1 270	20 607
6 a 7	1 290	21 897
7 a 8	1 424	23 321
8 a 9	1 548	24 869
9 a 10	1 550	26 419
10 a 11	1 476	27 895
11 a medianoche	1 342	29 237

solución

Esta solución requiere diversos pasos. Primero, determine el flujo acumulado por hora durante el periodo. Las respuestas se muestran en la columna derecha de la tabla 11.5. Para un periodo el flujo acumulado por hora es

$$\left[\begin{array}{l} \text{flujo acumulado} \\ \text{por hora, 1-2 A.M.} \end{array} \right] = V_{M-1} + V_{1-2} = 1\,090 + 987 = 2\,077 \text{ m}^3$$

Entonces, para determinar el volumen de afluente acumulado promedio (no enlistado en la tabla), divida el flujo acumulativo (enlistado en la tabla) entre 24 horas:

$$\text{flujo promedio} = \frac{\text{flujo acumulado}}{24 \text{ h}} = \frac{29\,237 \text{ m}^3}{24 \text{ h}} = 1\,218 \text{ m}^3/\text{h}$$

La solución requiere ahora una gráfica del volumen de afluente acumulado y del volumen de afluente acumulado promedio. (La figura no se muestra, por lo que los lectores pueden consultar la figura 11.7 y completarla por sí mismos). De esta gráfica, el volumen de flujo ecualizado requerido es de aproximadamente 4100 m³.

11.5 Tratamiento primario

La meta del **tratamiento primario** es la de remover los sólidos mediante el asentamiento de la gravedad inactiva. Típicamente, el agua residual doméstica es mantenida por un periodo de aproximadamente 2 horas. Los **tanques de asentamiento**, también referidos como **tanques de sedimentación** o **clarificadores**, pueden ser ya sea rectangulares o circulares. Durante la sedimentación, los sólidos se asientan en el fondo del tanque, en donde son recolectados como un lodo líquido sólido. La figura 11.8 muestra una sección transversal de un clarificador circular.

El tratamiento primario remueve alrededor de 60% de los sólidos suspendidos (TSS), 30% de BOD y 20% de fósforo (P). El BOD y el fósforo removidos en esta etapa están principalmente en su fase de partículas (esto es, parte del TSS). Cualquier BOD, N o P disueltos pasará a través del tratamiento primario y entrará al tratamiento secundario. Los coagulantes pueden añadirse para mejorar la eliminación de materia de partículas. Esto puede reducir los costos de energía global requeridos durante el segundo tratamiento para convertir biológicamente estas partículas a CO_2 , agua y nueva biomasa.

El afluente clarificado que sale del tratamiento primario es enrutado hacia el tratamiento secundario, y los sólidos (el lodo) removidos durante el asentamiento son segregados para mayor tratamiento. El lodo primario es maloliente, puede contener organismos patógenos y tiene alto contenido de agua (quizá menos de 1% de sólidos). Estas características hacen difícil disponer de éste. Los clarificadores secundarios son diseñados para remover partículas mucho más pequeñas ya que, como se explicará en la siguiente sección, la mayoría de la materia de partículas en este punto en la planta de tratamiento consiste de microorganismos.

Este capítulo no entra en mayor detalle sobre el diseño de tanques de asentamiento para el tratamiento de aguas residuales. El capítulo 10 (sección 10.7) proporcionó una discusión detallada sobre la teoría de sedimentación y los principios de diseño, incluyendo cómo usar las **tasas de desbordamiento** establecidas para dar tamaño a los tanques de asentamiento.



Tratamiento primario

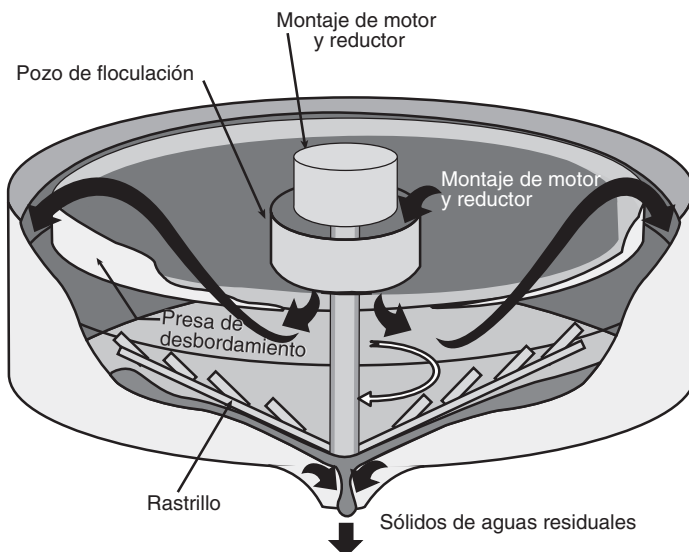


Figura 11.8 Sección transversal de un tanque de sedimentación circular

ejemplo/11.3 Dar tamaño a un tanque de asentamiento primario

Una planta de tratamiento de aguas residuales trata un flujo promedio de 12 000 m³/día y un flujo de hora pico de 30 000 m³/día. Dos clarificadores circulares serán diseñados con una profundidad de 4 metros y una tasa de flujo de desbordamiento de 40 m³/m² al día. Calcule el área, el diámetro, el volumen y el tiempo de detención requeridos para cada clarificador.

solución

Para calcular el área de superficie requerida para la clarificación, divida el rango de flujo promedio (Q) entre la tasa de desbordamiento (OR):

$$\text{área total clarificada} = \frac{Q}{\text{OR}} = \frac{12\,000 \text{ m}^3/\text{día}}{40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{día}} = 300 \text{ m}^2$$

Debido a que hay dos diferentes clarificadores, el área para cada clarificador sería:

$$\text{área clarificada} = \frac{300 \text{ m}^2}{2 \text{ clarificadores}} = 150 \text{ m}^2$$

El diámetro del tanque puede ser calculado del área como sigue:

$$\text{diámetro clarificado} = \sqrt{\frac{\text{área clarificada}}{\frac{\pi}{4}}} = \sqrt{\frac{150 \text{ m}^2}{\frac{\pi}{4}}} = 13.8 \text{ m}$$

El diámetro será redondeado hasta 14 m para el diseño final.

El área real para cada clarificador se calcula como sigue:

$$\text{área clarificada} = \frac{\pi}{4}(14 \text{ m})^2 = 154 \text{ m}^2$$

El volumen de cada clarificador se calcula como sigue:

$$\text{volumen clarificado} = \text{Área} \times \text{Prof.} = \left(\frac{\pi}{4}(14 \text{ m})^2\right) \times (4 \text{ m}) = 616 \text{ m}^3$$

Para determinar el tiempo de detención hidráulica, divida el volumen del clarificador entre la tasa de flujo (Q) para cada clarificador:

$$\text{tiempo de detención} = \frac{\text{volumen}}{Q} = \frac{616 \text{ m}^3 \times 24 \text{ h/día}}{6\,000 \text{ m}^3/\text{día}} = 2.46 \text{ h}$$

La tasa de desbordamiento observada (OR) se calcula como sigue:

$$\text{OR} = \frac{Q}{\text{área}} = \frac{6\,000 \text{ m}^3/\text{día}}{154 \text{ m}^2} = 39 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{día}$$

ejemplo/11.3 Continuación

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

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

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

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

11.6 Tratamiento secundario

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

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

11.6.1 REACTORES DE CRECIMIENTO SUSPENDIDO: LODO ACTIVADO

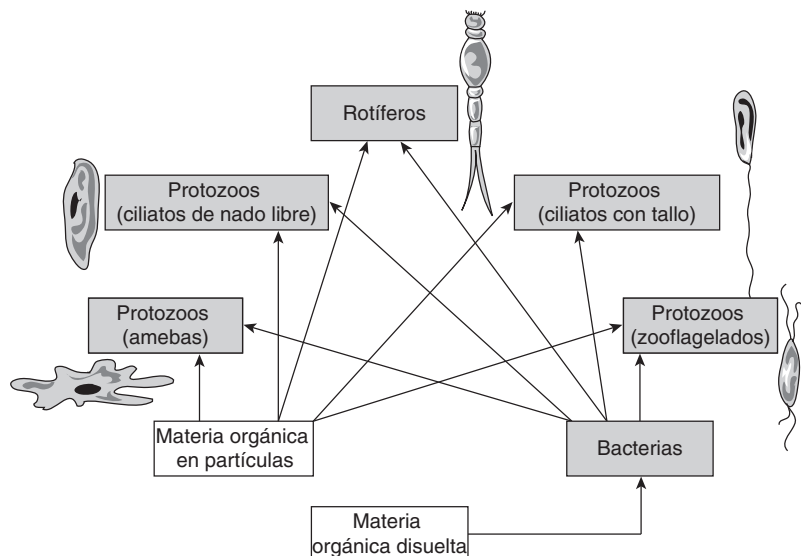
El sistema de tratamiento biológico más común es un sistema de **crecimiento suspendido** llamado proceso de **lodo activado**. El efluente del clarificador primario es enrutado hacia un **tanque de aireación** (también referido como **cuenca de aireación**), usualmente por gravedad, y mezclado con una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



Tratamiento secundario

Figura 11.9 Trama alimentaria del proceso de lodo activado

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



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

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

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

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

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

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

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

Debido a que la suspensión de agua residual y los organismos suspendidos parece mezclada, la cuenca de aireación es modelada como un *reactor de flujo de mezcla completa* (CMFR). En este reactor, los organismos convierten la materia orgánica disuelta (medida como CBOD y NBOD) en CO_2 gaseoso, agua, nitrato y materia orgánica en partículas (más microorganismos). Un tanque de asentamiento (llamado *clarificador secundario*) que sigue al reactor biológico captura la materia de partículas (lodo).

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

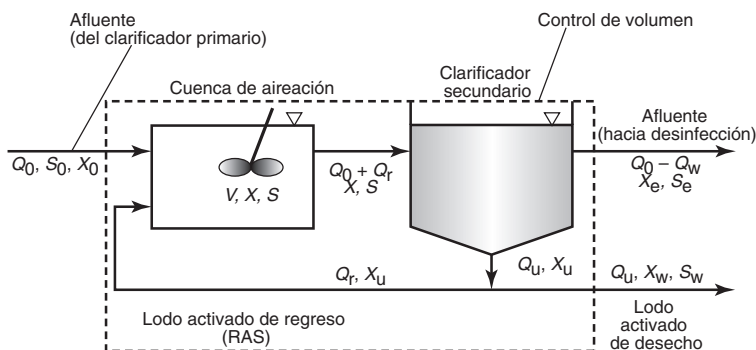


Figura 11.10 Esquema del proceso de lodo activado

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Tabla / 11.6

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

solución

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

ejemplo/11.4 Continuación

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

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

$$\frac{1}{4 \text{ días}} = \frac{\left(33.75 \times 10^6 \frac{\text{L}}{\text{día}}\right) \times \left(0.55 \frac{\text{gm SS}}{\text{gm BOD}_5}\right)}{V \times \left(4\,300 \frac{\text{mg SS}}{\text{L}}\right)} \times \left(310 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 20 \frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) - \frac{0.05}{\text{día}}$$

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

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

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

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

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

solución

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

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

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

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

ejemplo/11.5 Continuación

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Al usar la terminología de la figura 11.10

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

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

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

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

ejemplo/11.6 Cálculo de la proporción de F/M

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

solución

Recuerde por definición,

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

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

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

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

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

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

Tabla / 11.7

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

solución

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

ejemplo/11.7 Continuación

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

$$F/M = 0.33 \frac{\text{lb. BOD}_5}{\text{lb. MLSS-día}} = \frac{Q \times S_o}{V \times X} = \frac{Q \times \left(150 \frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)}{V \times 3\,000 \frac{\text{mg MLSS}}{\text{L}}}$$

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

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

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

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

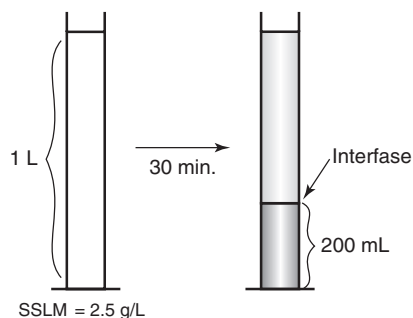


Figura 11.11 Determinación de índice de volumen de lodo El índice de volumen de lodo (SVI) se mide para determinar la decantación del lodo. El SVI es el volumen (en mL) ocupado por un MLSS de 1 g (peso seco) después de asentarse durante 30 minutos en un cilindro graduado de 1000 mL. En la situación aquí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

Tabla / 11.8

Interpretación del índice de volumen de lodo (SVI)

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

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

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

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

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

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

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

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

Tabla / 11.9

Ejemplos de modificaciones al proceso hechas al sistema convencional de lodo activado

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

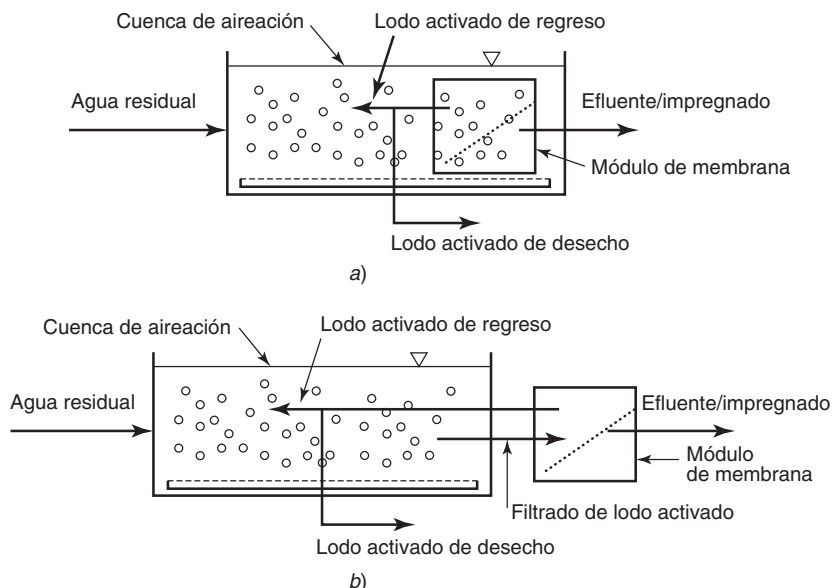
11.7 Modificaciones al proceso de lodo activado

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

11.7.1 BIORREACTORES DE MEMBRANA (MBRs)

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

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



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

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

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

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

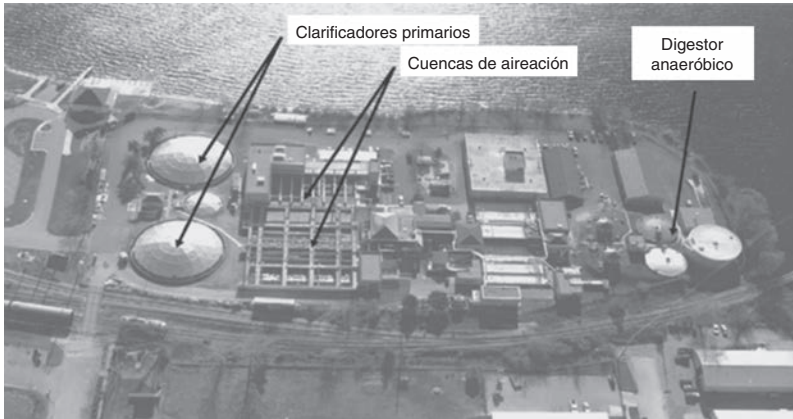


Figura 11.13 Vista aérea de la instalación de tratamiento de aguas residuales de Traverse City, Michigan, resaltando algunos procesos unitarios principales La planta emplea biorreactores de una membrana. La planta consiste de 8 trenes que contienen 13 casetes, y cada casete consiste de 32 módulos de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

Foto cortesía de David Hand.

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

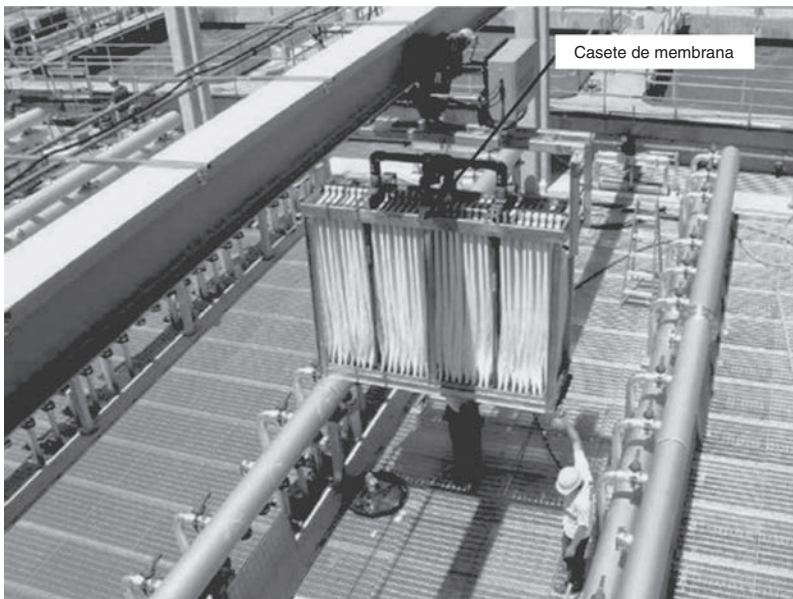


Figura 11.14 Casete de membrana bajado hacia la cuenta de aireación en la Planta de aguas residuales de Traverse City, Michigan

Foto cortesía de David Hand.

Tabla / 11.10

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

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

11.8 Reactores de crecimiento adjunto

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

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

Tabla / 11.11

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

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

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

Recuadro / 11.2 Biofiltración para el control de aire oloroso

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

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

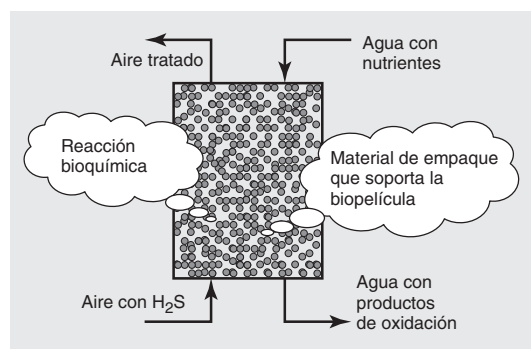


Figura 11.15 Biofiltración de aire oloroso Las unidades de biofiltración consisten de medios de empaque en los que el aire oloroso es pasado a través de la columna. En este caso, el aire oloroso contiene ácido sulfhídrico (H_2S). El agua es ya sea intermitentemente añadida (como con un biofiltro) o consistentemente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

11.9 Eliminación de nutrientes: nitrógeno y fósforo

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

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



Eliminación de nutrientes



Discusión en clase

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

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

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

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

11.9.1 NITRÓGENO

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

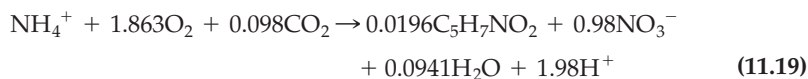
Aproximadamente, 10% de la porción de no agua de una célula microbiana es nitrógeno. Por lo tanto, el crecimiento de sólidos biológicos elimina algo de nitrógeno de la fase disuelta hacia la parte de partículas. Sin embargo, esta eliminación de nitrógeno en ninguna parte es suficiente para proteger los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

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



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

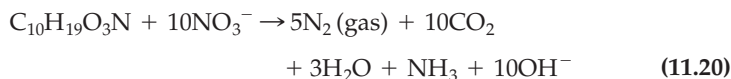
La ecuación 11.19 no sólo incluye la nitrificación del amonio sino también la incorporación de carbón inorgánico disuelto y algo del amonio en la biomasa (escrito como $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$):



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

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

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



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

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

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

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

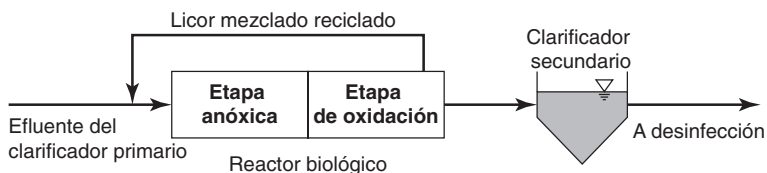


Figura 11.16 Proceso de Ludzak-Ettinger modificado (MLE) para configurar un reactor biológico para remover nitrógeno En el segundo compartimiento oxigenado (oxidación), la nitrificación del amonio a nitrato sucede y el nitrato contenido en el licor mezclado es reciclado de vuelta a la primera etapa anóxica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

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

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

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

Tabla / 11.12

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

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

FUENTE: Resultados de Rosso y Stenstrom (2005).

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

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

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

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

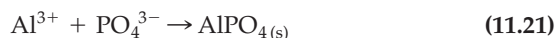


Discusión en clase

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

11.9.2 FÓSFORO

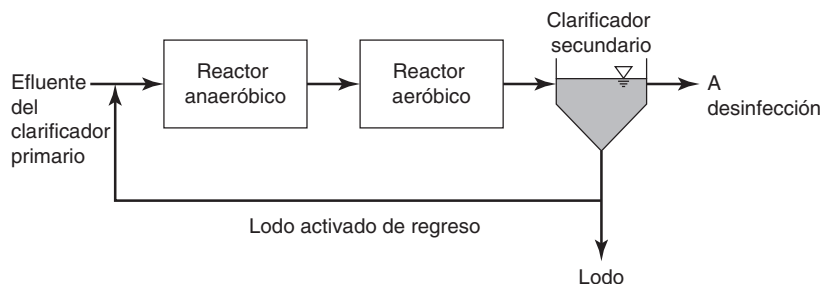
Tradicionalmente, los químicos como el alumbre ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), el sulfato de hierro ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), y el cloruro de hierro (FeCl_3) se han añadido para remover el **fósforo** mediante precipitación. Los tres precipitados químicos disolvieron los polifosfatos (como se ilustra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



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

Figura 11.17 Configuración de un reactor biológico para remover fósforo

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



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

11.10 Desinfección y aireación

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

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

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



Desinfección

Desinfección de cloro de desbordamientos de alcantarillas combinadas

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

Tabla / 11.13

Dispositivos de aireación utilizados durante el tratamiento de aguas residuales

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

FUENTE: Rosso y Stenstrom (2006).



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

Foto cortesía de James Mihelcic.

Recuadro / 11.3 Producción de agua utilizable de aguas residuales

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

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

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

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

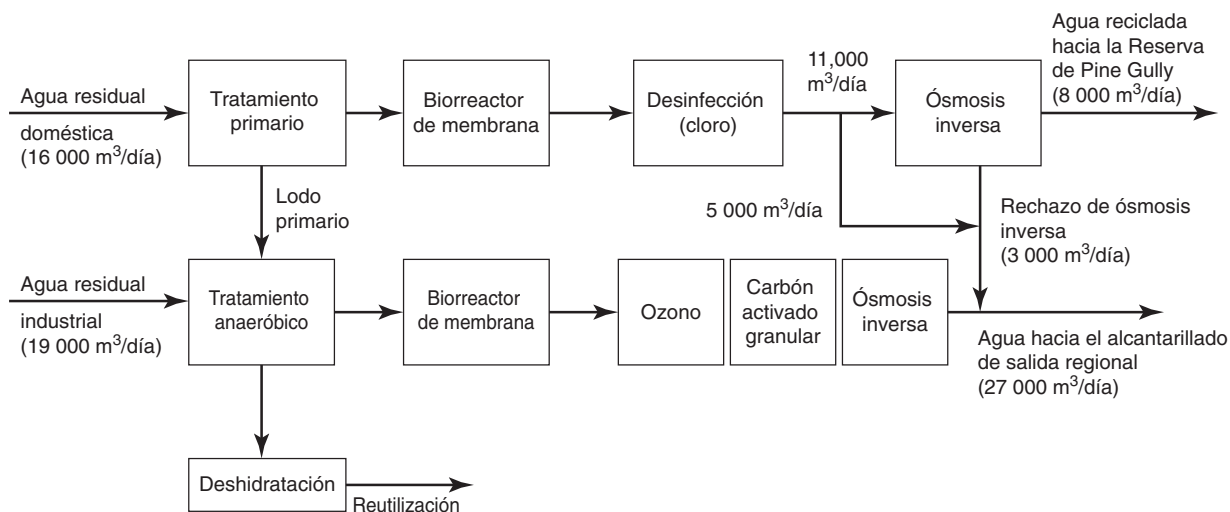


Figura 11.19 Combinación de procesos unitarios de agua potable y de aguas residuales empleados para producir agua utilizable de una fuente de agua residual doméstica y municipal. Este ejemplo es de la Fábrica de Agua de Gippsland ubicada en Victoria, Australia.

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

11.11 Tratamiento y desecho del lodo

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

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

11.11.1 ESTABILIZACIÓN DEL LODO

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

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

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

El gas resultante de un digestor anaeróbico es de aproximadamente 35% de CO_2 y 65% de CH_4 . En términos de emisiones de gases de invernadero, recuerde que en el capítulo 2 aprendió que la fuerza radiativa de los gases



Discusión en clase

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

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

Tabla / 11.14

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

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

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

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



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

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

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

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

11.11.2 DIGESTORES

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



**Tratamiento y desecho
del lodo**

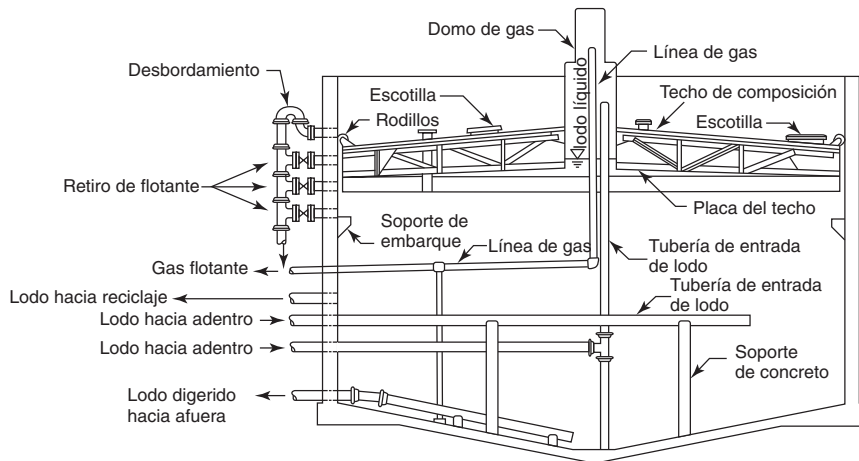


Figura 11.20 Digestor de una sola etapa utilizado para estabilizar los sólidos primarios y secundarios en una planta de tratamiento

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

11.11.3 DESHIDRATACIÓN

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

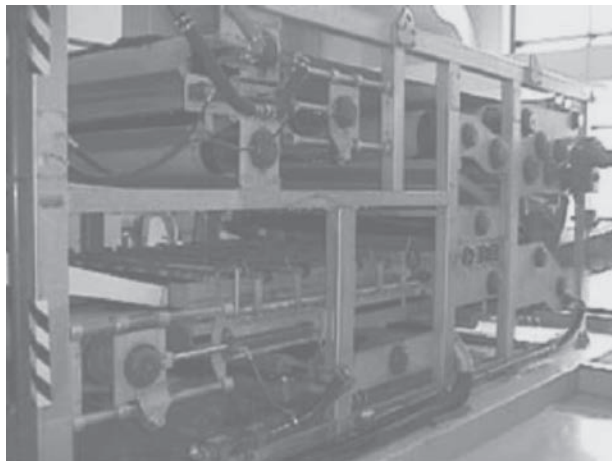
El método de deshidratación más simple y más efectivo en costo si la tierra está disponible y los costos de trabajo son bajos es el de utilizar *camas secantes*. Las camas consisten de drenajes de baldosa en grava cubiertos por alrededor de 10 pulg de arena. El líquido se pierde por la filtración hacia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

11.11.4 DESECHO

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

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

Foto cortesía de Woodridge Greene Valley Treatment Plant, Illinois.



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

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

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

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

Biosólidos

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

Tabla / 11.15

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

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

FUENTE: Datos de Kowal (1995).

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

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

Recuadro / 11.5 Lidar con desechos alimenticios domésticos

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



Foto cortesía de James R. Mihelcic

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



Discusión en clase

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

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

11.12 Sistemas naturales de tratamiento

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

25% de los hogares estadounidenses tienen sistemas sépticos

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

11.12.1 ESTANQUES DE ESTABILIZACIÓN

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

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

Adaptado de EPA (2001).

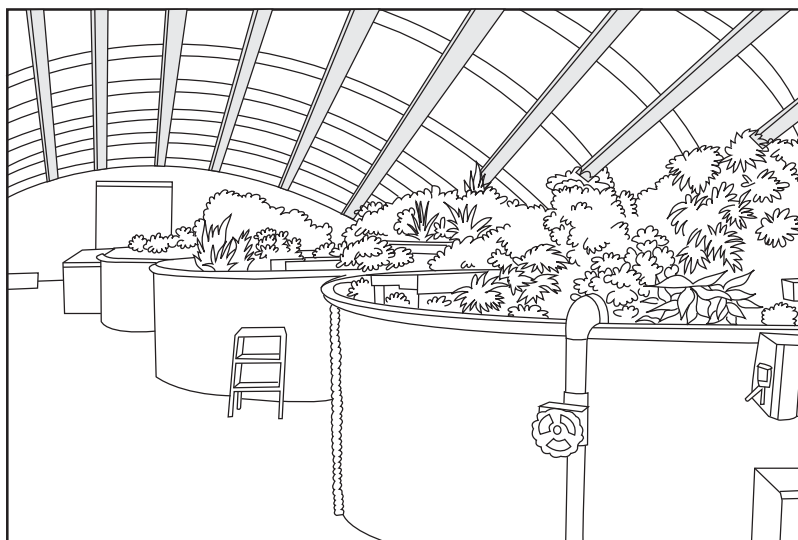


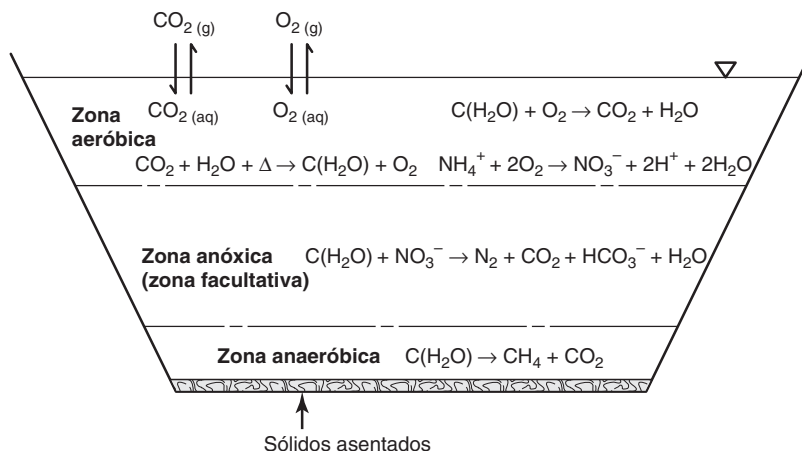
Tabla / 11.16

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

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

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

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



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

11.12.2 HUMEDALES

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

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

Foto cortesía de SolarBee, Inc.



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

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

Tratamiento de aguas residuales descentralizado

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



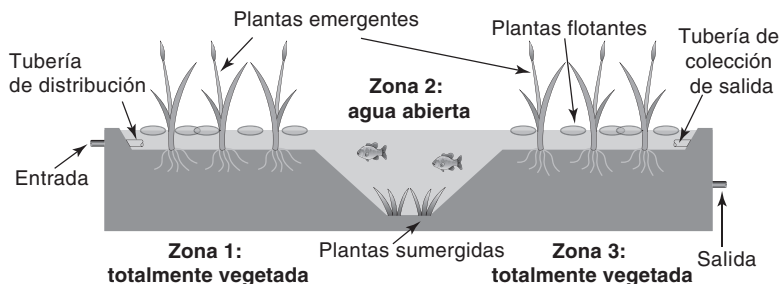
Tratamiento natural



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

Foto cortesía de Edward Stewart.

Figura 11.26 Zonas de humedales de flujo libre superficial



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

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

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

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

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

Tabla / 11.17

Valores de carga másica de área máxima en humedales y concentraciones de efluente resultantes típicas Los datos se obtuvieron para una variedad de aplicaciones, de alcantarillado a agua pluvial, y cubren un rango de locaciones climáticas templadas, de Florida a Canadá.

Constituyente	Carga de humedal de flujo libre superficial	Carga de humedal de flujo subsuperficial	Concentración de efluente
BOD	60 kg/ha-d	60 kg/ha-d	30 mg/L
TSS	50 kg/ha-d	200 kg/ha-d	30 mg/L
TKN	5 kg/ha-d	No aplica	10 mg/L

FUENTE: EPA (2000).

Tabla / 11.18

Comparación de humedales de flujo libre superficial y humedales de flujo subsuperficial

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

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

11.13 Uso de energía durante el tratamiento de aguas residuales

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



Discusión en clase

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

Demandas de energía en recursos de agua: Reporte al congreso

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

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

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

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

Tabla / 11.19

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

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

FUENTE: Comisión de Energía de California.

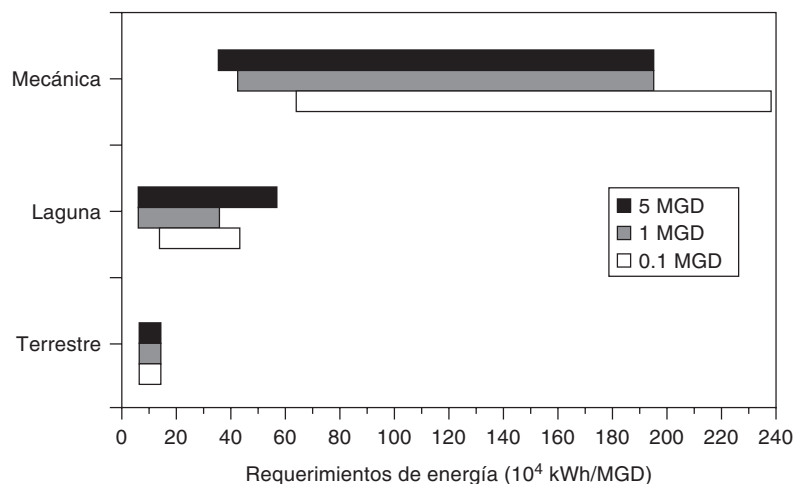


Figura 11.27 Requerimientos totales de energía para varios tamaños y tipos de plantas de tratamiento de aguas residuales ubicadas en las áreas intermontañas de Estados Unidos

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

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

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

Términos clave

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

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

capítulo/Once Problemas



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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Tabla / 11.20

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

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

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

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

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

Referencias

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

capítulo/Doce Ingeniería de recursos del aire

Kurtis G. Paterson
y James R. Mihelcic

En este capítulo, los lectores aprenderán sobre los constituyentes en el aire externo e interno y la magnitud de las concentraciones de dichos constituyentes. El transporte global, regional y local de los contaminantes del aire se comenta y se integra en cuanto a cómo se relaciona el transporte con la calidad del aire. La ventilación mecánica y natural en el ambiente interno se comenta en cuanto a cómo se relacionan éstas con la calidad del aire. El capítulo explica el cálculo de emisiones mediante la medición indirecta utilizando balances de masa, modelado de proceso y modelado por factor de emisión. Esto está seguido por una presentación de cuatro métodos para controlar las emisiones: tecnologías y reglamentos de control de emisiones, basado en el mercado y soluciones voluntarias. La información se proporciona en relación con los métodos para diseñar diversas tecnologías de control de emisiones para los gases: oxidación térmica, lavador por absorción de lecho empacado, biofiltro y para partículas: ciclón, lavador Venturi, colector de bolsa filtrante y precipitador electroestático.

Secciones principales

- 12.1 Introducción
- 12.2 Impactos y defensas en la salud humana
- 12.3 Transporte del aire
- 12.4 Contaminantes del aire
- 12.5 Emisiones
- 12.6 Control de emisiones del aire
- 12.7 Tecnologías de control de emisiones gaseosas
- 12.8 Tecnologías de control de emisiones de partículas

Objetivos de aprendizaje

1. Describir el medio ambiente del aire ambiental y el aire interior en un contexto de Estados Unidos y global.
2. Comentar el impacto de la contaminación del aire en el medio ambiente, la salud humana y otros costos sociales.
3. Explicar el papel que el transporte atmosférico tiene en la calidad del aire desde una perspectiva local, regional y global.
4. Enlistar los contaminantes importantes del aire medio ambiental e interior y describir las concentraciones de estos constituyentes.
5. Identificar los principales impactos medioambientales y de la salud asociados con los contaminantes clave del aire.
6. Identificar los seis criterios de contaminantes del aire, comentar su importancia en términos de impacto adverso, y entender el estatus actual en cuanto a su control.
7. Calcular las emisiones de contaminantes del aire utilizando técnicas de medición directa, medición indirecta, modelado de proceso y modelado por factor de emisión.
8. Crear estrategias efectivas para mejorar la calidad del aire que incluye soluciones regulatorias, soluciones basadas en el mercado, soluciones voluntarias y tecnologías de control de emisiones.
9. Resumir la extensión del riesgo medioambiental asociado con las mujeres y los niños expuestos a la contaminación del aire interior en el mundo en desarrollo.
10. Acceder a fuentes de información y diseñar herramientas para la ingeniería de recursos del aire.
11. Dimensionar y enlistar las principales ventajas y desventajas de los siguientes procesos para el tratamiento de la contaminación del aire: oxidación térmica, lavador por absorción de lecho empacado, biofiltro, ciclón, lavador Venturi, colector de bolsa filtrante y precipitador electroestático.

12.1 Introducción

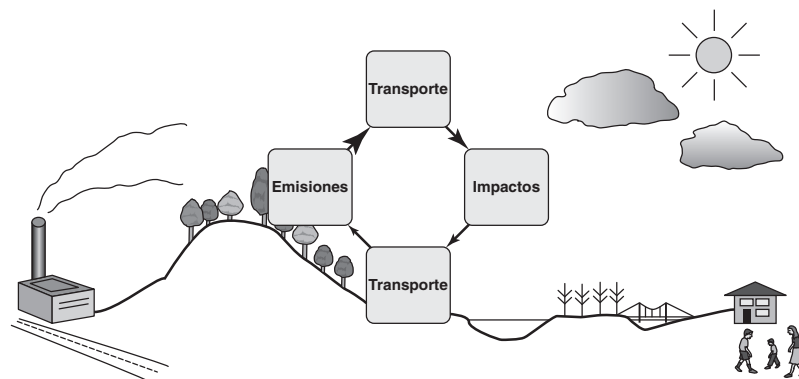
De todos los recursos naturales de la Tierra, el aire es el más compartido. El aire se mueve a través de la atmósfera conectando fuentes de contaminación a puntos de impacto, muchas veces en la lejanía. Hay otras tres características del aire que lo hacen una fuente inusualmente desafiante para lidiar con éste:

1. Por tradición, el aire no se ha visto como un recurso como el agua o los de las tierras, así es que no existen demandas públicas o privadas sobre el mismo. Así, la atmósfera se considera como un bien común, con el resultado de un abuso por parte de los emisores de contaminantes. (Recuerde el análisis en el capítulo 1 relacionado con la **Tragedia de los bienes comunes**.)
2. El aire no obedece a las fronteras geopolíticas, así es que los problemas de contaminación del aire transfronterizo son comunes y en especial difíciles de resolver.
3. El aire ambiental contaminado no se puede remediar con tecnología. Mientras que existen algunos procesos de limpieza naturales para la atmósfera, son frecuentemente insuficientes para regresar a la atmósfera las condiciones deseables dentro de marcos de tiempo razonables de interés para la sociedad y el medio ambiente. Esto da lugar a preocupaciones únicas en cuanto a las estrategias de control.

La calidad del recurso del aire en cualquier ubicación dada es una función de interacción compleja entre numerosos procesos (figura 12.1). El examen de cualquier problema particular generalmente comienza con un entendimiento del sistema y sus componentes. Los análisis adicionales pueden enfocarse en los componentes de este sistema para resolver una cuestión en particular.

12.2 Impactos y defensas en la salud humana

Los principales impactos de salud pública de la contaminación del aire incluyen tasas en aumento de mortandad, incremento de costos de cuidado de la salud, disminución de la productividad y reducción de la calidad de vida. De hecho, la disminución de productividad debido a las enfermedades relacionadas con la contaminación se estima que tiene un costo a la sociedad estadounidense de \$4.4 a \$5.4 mil millones de dólares por año (EPA, 1999). En adición, muchas enfermedades están asociadas con la contaminación del aire (tabla 12.1).



Accese a los datos de contaminación del aire en Estados Unidos

<http://www.epa.gov/air/data/geosel.html>

Figura 12.1 Principales componentes de un sistema de análisis de calidad del aire aplicados al medio ambiente Las emisiones son transportadas (y posiblemente transformadas) y resultan en impactos en la calidad del aire. Cuando se experimentan impactos significativos, se crean soluciones. El enfoque de estos mismos análisis de sistemas es efectivo para investigar las cuestiones de recursos del aire en los medios ambientales e internos.

Tabla / 12.1

Categorías generales de enfermedades humanas provocadas por contaminantes del aire

Categoría de la enfermedad	Descripción
Iritación	El quemado de bajo nivel de los tejidos de la superficie respiratoria da resultados adversos, desde dificultades en la respiración hasta falla respiratoria. El ozono es uno de los contaminantes que provoca irritación considerable.
Daño a las células	Se genera por la introducción de contaminantes en la célula. Las partículas ultrafinas contribuyen a estas enfermedades.
Alergias	Los contaminantes pueden activar una liberación de histaminas para contrarrestar el invasor, resultando en dificultades para respirar y la irritación de tejidos sensitivos (piel, ojos). Los pólenes causan estos efectos.
Fibrosis	Los contaminantes crean cicatrices permanentes en los tejidos del sistema respiratorio, resultando en un incremento de las dificultades para respirar y con frecuencia en la muerte. El asbesto es un contaminante que provoca esta enfermedad.
Oncogénesis	Los contaminantes pueden activar crecimiento de tejidos anormal y malignos que lleva al cáncer. Muchos contaminantes peligrosos del aire provocan cáncer.

El **sistema respiratorio** tiene diversas defensas en contra de la contaminación del aire, en especial de partículas grandes. Cuando una persona está respirando aire contaminado por partículas, su sistema respiratorio trabaja un poco como tamiz, de preferencia removiendo ciertas fracciones de tamaño en varias etapas como se muestra en la figura 12.2. La nariz está situada hacia abajo para que las partículas no se puedan establecer en las fosas nasales. Los vellos nasales atrapan las partículas grandes (similares a las fibras en los colectores de bolsa filtrante); el moco en la nariz, la boca y la garganta incrementa la eficiencia de eliminación de partículas más grandes (similar a una torre de lavado de gases). La piel también protege a los órganos internos de muchos contaminantes. El material particulado (PM) es una combinación no uniforme de distintos compuestos. Colectivamente, todas las partículas con diámetro de 10 μm y menos se denotan como PM_{10} . Todas las partículas con un diámetro de 2.5 μm y menos se denotan como $\text{PM}_{2.5}$.

En general, las partículas más pequeñas pueden viajar más profundamente hacia el sistema respiratorio (figura 12.2). Las partículas más grandes son atrapadas en la parte superior del sistema respiratorio produciendo una nariz tapada y una garganta irritada. Las partículas finas (con diámetros menores a 10 μm) llegan hasta los alveolos, los sacos de aire en donde se lleva a cabo el intercambio de oxígeno y dióxido de carbono dentro del sistema cardiovascular. Las partículas finas se acumulan con exposición repetida, ensuciando la superficie de intercambio en los sacos alveolares, por lo que la respiración se vuelve cada vez más difícil. Es por esto que las nuevas normas de la calidad del aire, llamados indicadores $\text{PM}_{2.5}$, se crean enfocados en las concentraciones ambientales y de emisión de partículas finas.

Es menos claro qué riesgo se plantea por las partículas ultrafinas (aquellas con diámetros menores a 0.1 μm). Se creía que estas partículas son tan pequeñas que tienen fuerza de impacto insuficiente como para dañar los sacos alveolares y son simplemente exhaladas. Ahora, las investigaciones sobre la salud sugieren que algunas de estas partículas pueden, de hecho, pasar con el aire a través de los alveolos, incorporarse en el torrente sanguíneo y afectar a muchos órganos.

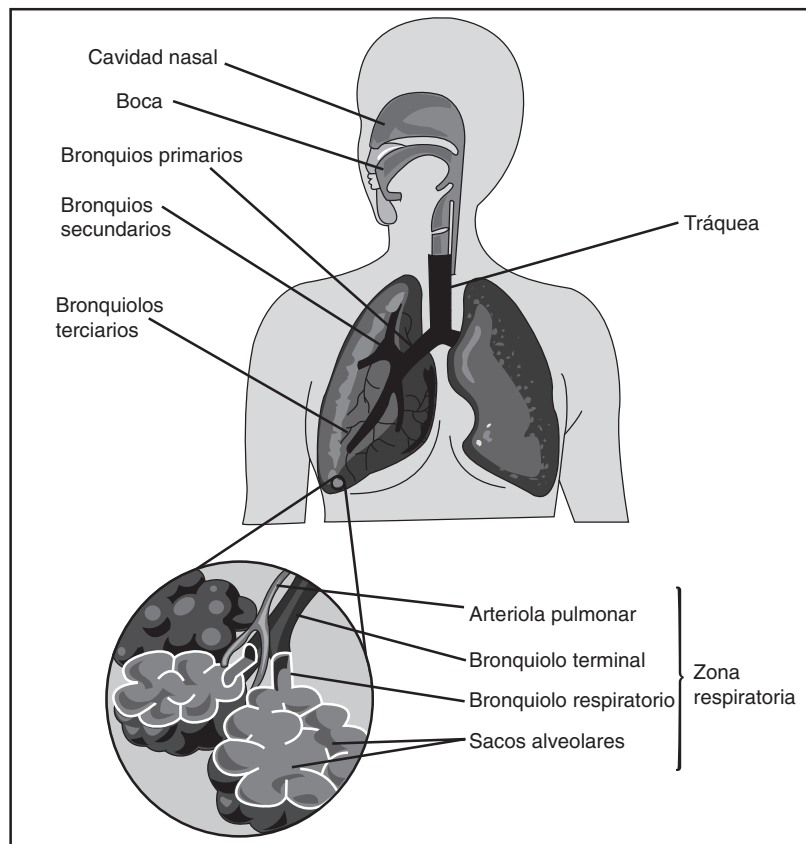


Figura 12.2 Partes principales del sistema respiratorio humano Las principales subsecciones son nasofaríngea, traqueobronquial y pulmonar.

Una de las defensas del sistema cardiovascular es la de movilizar células sanguíneas blancas para metabolizar objetos externos. Estas partículas pueden explicar la asociación entre los ataques al corazón y las concentraciones de material particulado (PM). Al considerar todas las otras variables de riesgo, se ha observado que el PM incrementado en el aire resulta en más ataques al corazón. La conexión podría ser las partículas ultrafinas. La evidencia preliminar sugiere que dichas partículas alteran las propiedades de la sangre (por ejemplo, su viscosidad y composición) ya sea directamente o a través del proceso del metabolismo, precipitando algunas veces en insuficiencias cardiovasculares letales.

12.3 Transporte del aire

En el contexto de análisis de ingeniería de la calidad del aire, dos sistemas diferentes son de interés: el medioambiente externo (**aire ambiental**) y el medioambiente **interno**. Recuerde de la figura 12.1 que las emisiones son transportadas, lo cual puede empeorar la calidad del aire.

12.3.1 TRANSPORTE GLOBAL

La física de la atmósfera de la Tierra es tal que diversas capas distintas (o esferas) están presentes. Las dos capas más cercanas a la superficie de la

Air Pollution Training Institute

<http://www.epa.gov/air/oaqps/eog/index.html>

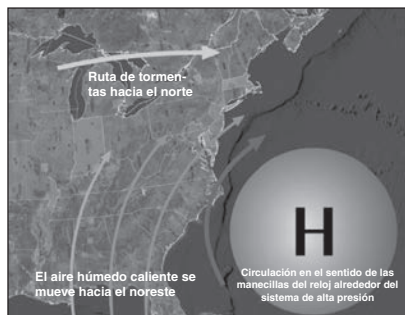
Tierra son las de interés primario para este estudio. La capa de aire más cercana a la superficie y que se extiende unos 10 a 15 km en altitud es típicamente una capa turbulenta de la atmósfera, debido al calentamiento de la superficie y los procesos de enfriamiento del alba y la puesta del sol. Esta turbulencia, o mezcla, es por lo que esta capa es referida como la **troposfera** (*tropos* es mezcla en latín). Por arriba de la troposfera (a una altitud de 15 a 50 km) está una capa con muy poca mezcla. Se le refiere como la **estratosfera** (*estratos* es capa o estratificado en latín).

La troposfera es en donde la contaminación de actividades humanas y naturales es primero emitida. Una vez que un contaminante del aire se ha colocado en la troposfera, el proceso de transporte y transformación comienza a influenciar el destino final del contaminante. La estratosfera tiene menos atmósfera encima, por lo que tiene radiación más intensa que la troposfera. La radiación, mucha de ésta ultravioleta, crea **reacciones fotoquímicas** como la conversión de oxígeno molecular (O_2) a **ozono** (O_3). Esto es por lo que existe la **capa de ozono** en la estratósfera. El ozono atrapa efectivamente el calor, por lo que la temperatura de la estratosfera se incrementa con la altitud, y esto es por lo que ocurre muy poca mezcla en la estratosfera.

12.3.2 TRANSPORTE REGIONAL

En operación a una escala regional (por ejemplo, cientos de kilómetros en tamaño) están los procesos de **transporte regional** familiares por su apariencia en los pronósticos del clima diarios: sistemas de alta y baja presión, ambos creados por la interacción de masas de aire calientes y frías cerca de la superficie.

Los **sistemas de baja presión** se crean cuando el aire que es calentado por el calentamiento de la superficie comienza a elevarse. Los **sistemas de alta presión** se crean típicamente cuando el aire está descendiendo hacia la tierra. Por lo tanto, los sistemas de presión tienen tendencias de transporte vertical únicas: hacia arriba para la presión baja y hacia abajo para la presión alta. Sin embargo, existen más fuerzas que la elevación o caída del aire. Con los cambios de presión a puntos diferentes en la atmósfera, el aire también se empieza a mover lateralmente de alta presión a baja presión. La tabla 12.2 compara las consecuencias atmosféricas resultantes (incluyendo la calidad del aire) de los sistemas de alta y baja presión en el hemisferio Norte. Advierta cómo los sistemas de baja presión pueden resultar en la calidad mejorada del aire por la dispersión y limpieza aumentadas en la precipitación.



Bermuda High

12.3.3 TRANSPORTE LOCAL

Gran parte de la población humana reside a lo largo de las costas. De hecho, 21 de las 33 megaciudades del mundo están ubicadas en las áreas costeras, y la densidad promedio de población en las áreas costeras es el doble del promedio global. Las ubicaciones costeras son propensas a patrones adicionales de transporte creados por la **interfaz tierra-mar** y las diferencias de temperatura resultantes que se desarrollan debido al calentamiento diferencial que ocurre. Esto resulta en brisas de mar-tierra (figura 12.3). Por la mañana, la tierra se calienta más rápido que el agua. El aire sobre la tierra subsecuentemente se calienta más rápido y se eleva a través de convección (muy parecido a como se eleva un globo de aire caliente). A medida que el aire se eleva sobre la tierra, el aire se mueve sobre el agua para

Tabla / 12.2

Consecuencias atmosféricas de los sistemas de alta y baja presión en el hemisferio Norte		
Consecuencia	Baja presión	Alta presión
Movimiento lateral del aire	Hacia adentro	Hacia fuera
Movimiento rotacional del aire	Contrario a las manecillas del reloj	En el sentido de las manecillas del reloj
Movimiento vertical del aire	Hacia arriba	Hacia abajo
Condiciones típicas del clima	Ventoso, nublado, precipitaciones, tormentas	Calmado, cielos claros
Calidad del aire	Mejora debido a la dispersión y limpieza aumentadas	Empeora debido al estancamiento y la luz del sol

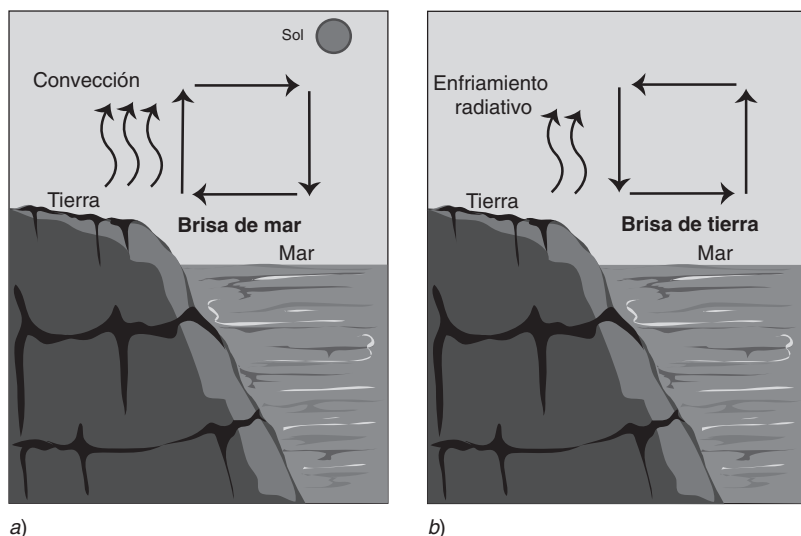


Figura 12.3 Impacto de la interfaz tierra-mar en la temperatura a) En la mañana, el sol calienta la superficie de la tierra más rápido y resulta en una brisa de mar, el movimiento del aire del mar hacia la tierra. b) En la tarde, la tierra se enfría más rápido y resulta en el movimiento del aire de la superficie de la tierra hacia el mar, la brisa de tierra. Los contaminantes del aire serán llevados junto con estos vientos.

reemplazarlo. Este movimiento del aire es referido como brisa de mar, un viento persistente del océano o lagos extremadamente grandes, hacia la tierra.

Como se muestra en la figura 12.3, estos movimientos crean una celda de circulación durante la mañana. En el final de la tarde y temprano por la noche, el sol es menos intenso, y debido a menos calentamiento radiativo, la superficie se comienza a enfriar. La tierra se enfría más rápido enfriando el aire sobre ésta más rápido. El aire más frío se vuelve más denso y desciende hacia la superficie. Finalmente, una celda de circulación opuesta a la de la mañana resulta, con una brisa persistente conocida como brisa de tierra, soplando de la tierra hacia el océano.

Estos patrones de circulación pueden influenciar fuertemente la calidad del aire durante el curso de un día, en particular en los medioambientes costeros urbanos. En la mañana, el aire relativamente limpio es transportado



**Estabilidad
meteorológica y
atmosférica**

del mar hacia la tierra, pero éste es rápidamente contaminado por las actividades humanas. Las concentraciones de los contaminantes pueden construirse a medida que el aire se mueve lentamente hacia el interior. En la tarde, las emisiones sobre una ciudad pueden ser enviadas hacia el mar reduciendo la contaminación del aire urbano pero con impactos potenciales sobre el ecosistema acuático. Dentro de una ciudad, este patrón diurno de brisa de mar y de tierra asegura que los lados opuestos de la ciudad tomen turnos en la dirección del viento a lo largo del día. Sin embargo, si las emisiones se concentran en una parte particular del día, entonces la gente que se encuentra en la dirección del viento durante ese tiempo puede estar expuesta a una cantidad injusta de contaminantes.

12.3.4 ESTABILIDAD DEL AIRE

El movimiento vertical del aire está fuertemente influenciado por la estabilidad de la atmósfera y se puede evaluar al medir el perfil de la temperatura vertical de la atmósfera. La tasa de cambio de temperatura con la altitud es referido como la **tasa de lapso**, Γ . Típicamente, la temperatura baja con la altitud. (Un promedio troposférico de -6.5°C/km .)

La tasa de lapso atmosférico siempre está cambiando. La hora del día (calentamiento solar), las características topográficas y los climas de más

Recuadro/12.1 Relación entre la forma de una nube de humo con la estabilidad atmosférica

Un indicador clásico de la estabilidad actual de la atmósfera es el comportamiento de las nubes de humo contaminantes que emanan de las chimeneas. Las formas

características de estas nubes son sugerentes del estado de la atmósfera. Unos cuantos perfiles se proporcionan en la figura 12.4.

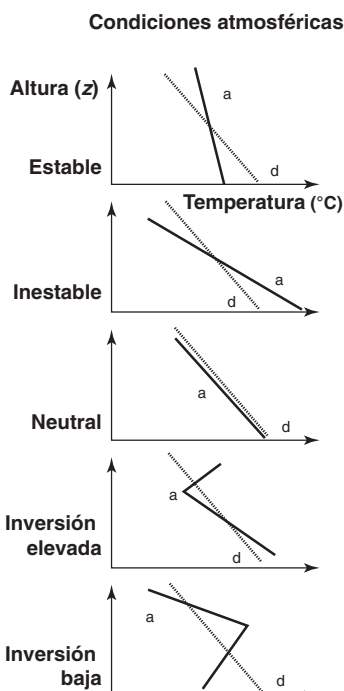
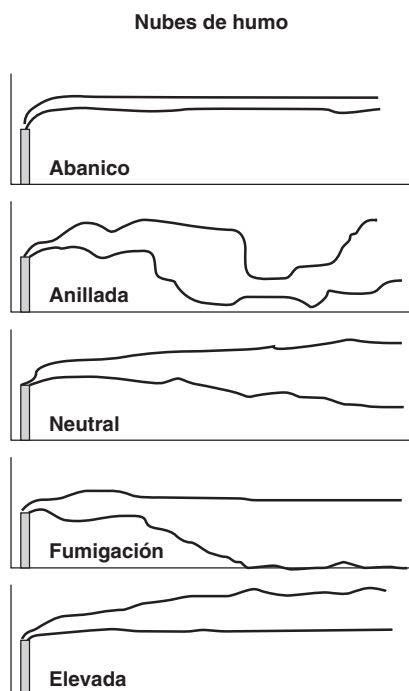


Figura 12.4 Representaciones de nubes para varias condiciones atmosféricas
Los nombres de las nubes y las condiciones de estabilidad atmosférica se encuentran en el centro para cada situación. La tasa de lapso atmosférico medido (Γ_a) se muestra junto con la tasa de lapso estándar (Γ_d).

Tabla / 12.3

Condiciones generales de estabilidad encontradas en la atmósfera

Condición de estabilidad	Descripción
Estable	Esta situación existe cuando la temperatura atmosférica cambia más dramáticamente con la altitud que la temperatura de la parcela de aire que contiene el(los) contaminante(s). El resultado de esta supresión de movimiento vertical es menos mezcla vertical del contaminante y por lo tanto menos dilución. Las inversiones son un ejemplo de condiciones estables.
Inestable	Esta situación existe cuando la temperatura atmosférica cambia menos dramáticamente con la altitud que la temperatura de la parcela de aire que contiene el(los) contaminante(s). Al comparar la tasa de lapso atmosférico promedio (-6.5°C/km) con la tasa de lapso estándar (-9.8°C/km), es aparente que la atmósfera es típicamente una condición inestable. Las condiciones inestables ayudan a la mezcla, resultando en una dispersión mejorada de contaminantes y concentraciones reducidas de contaminantes.
Neutral	La atmósfera no ejerce fuerza alguna en las emisiones de contaminantes que se mueven verticalmente. Esta situación sucede cuando los cambios de temperatura para la atmósfera y la parcela de aire que contiene el(los) contaminante(s) son casi idénticas.

grande escala producirán una tasa de lapso diferente a la del promedio troposférico. Por lo tanto, las mediciones realizadas a través de lanzamientos rutinarios de globos meteorológicos, se utilizan para revelar el estado actual del perfil de temperatura vertical para una locación dada.

La *tasa de lapso atmosférico* se denota como Γ_a y la *tasa de lapso estándar* se denota como Γ_d . La atmósfera cambia la temperatura de acuerdo con la tasa de lapso atmosférico, y las parcelas de aire que contienen emisiones de contaminantes se supone que cambien la temperatura de acuerdo con la tasa de lapso estándar. Para la tasa de lapso estándar se supone que el aire esté seco, se comporte adiabáticamente con la atmósfera que lo rodea y tenga una tasa de lapso de -9.8°C/km .

Al comparar la tasa de lapso estándar con la tasa atmosférica actual, se puede evaluar la estabilidad de la atmósfera, así como el movimiento vertical de las emisiones a través de la atmósfera. La tabla 12.3 compara las tres **condiciones de estabilidad** generales para la atmósfera; **estable**, **inestable** y **neutral**.

Las **inversiones** son una categoría especial de aire fuertemente estable. Durante una inversión, el perfil de temperatura de la atmósfera (el cual típicamente reduce con la altitud) es invertido; por lo tanto, el perfil de la temperatura incrementa con la altitud. Las emisiones de contaminantes liberadas en dicha atmósfera tienen la capacidad de moverse hacia arriba debido a la gran fuerza estabilizadora de la atmósfera, así es que hay poca dilución de contaminantes. En consecuencia, existen las peores calidades de aire cuando suceden las inversiones.

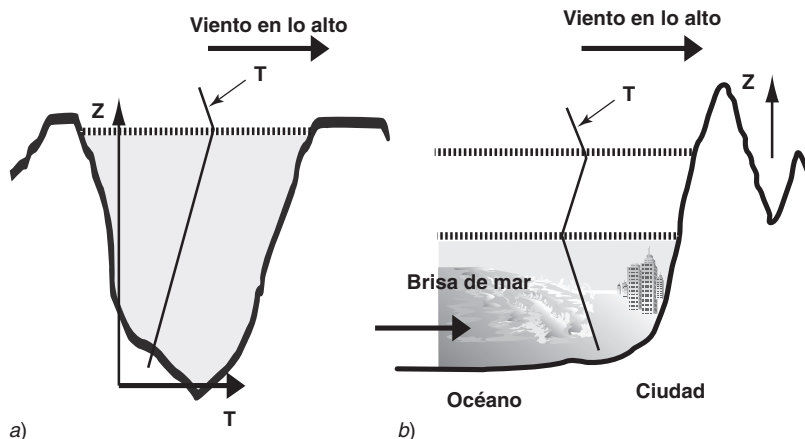
Diversos factores (principalmente geográficos) incrementan la probabilidad de las inversiones. Ubicaciones comúnmente propensas a la inversión incluyen los establecimientos costeros con colinas o montañas cercanas (por ejemplo, Los Ángeles), planicies en la dirección del viento de las montañas (por ejemplo, Denver) y valles. Como se vio antes, las locaciones costeras suelen tener grandes poblaciones humanas (y más emisiones) también. Las características topográficas como éstas pueden producir inversiones como se muestra en la figura 12.5.



**Simulador de nubes
a nivel tierra**

Figura 12.5 Inversiones producidas por características topográficas

a) Inversión de superficie en un valle y b) inversión de subsidencia en un establecimiento costero con montañas cercanas. La línea vertical muestra cómo la temperatura (T) varía con la altura arriba de la superficie (z). La inversión se reconoce por la porción del trazo con una pendiente positiva. Dentro y debajo de la inversión, las emisiones de contaminantes no se mezclan en dirección vertical, por lo que los contaminantes se crean hasta que la inversión se rompe. Los vientos de altitud superior pueden entonces transportar los contaminantes a otro lugar.



En los valles, al tiempo que llega la noche, el aire se enfría y se vuelve más denso, acumulándose en el fondo del valle. Sólo con calentamiento fuerte del sol durante el día el aire de la superficie se entibiará, comenzará a elevarse y luego separará la inversión. En estas inversiones de superficie en valles (figura 12.5) no es inusual que la inversión se extienda hasta la cima del valle. Al tiempo que la inversión se rompe, los contaminantes que están atrapados dentro de la inversión pueden ser alejados por el viento.

Las inversiones de subsidencia surgen de las masas de aire descendentes. Los sistemas de alta presión pueden crear estas condiciones mediante el movimiento hacia abajo. El aire que también se está moviendo de elevaciones altas a bajas (por ejemplo, que han pasado a través de las montañas y ahora están descendiendo hacia planicies) también pueden crear esta clase de inversión. A medida que el aire descende, encuentra alta presión atmosférica, se comprime y se entibia, resultando en un aire tibio en lo más alto del aire de superficie más frío. Debido a estos mecanismos, la inversión de subsidencia puede encontrarse muy arriba del nivel de tierra, creando esencialmente una tope en el aire sobre un área. Las emisiones de contaminantes por debajo de la inversión también se pueden mezclar hacia, pero no a través de, la inversión.

Una diferencia crítica entre las inversiones de superficie y las inversiones de subsidencia es su persistencia. Las inversiones de superficie frecuentemente se deben al calentamiento y enfriamiento diarios. Pueden ser ocurrencias comunes para ciertas ubicaciones de valles, pero se separan con la elevación del sol y el calentamiento de superficie que le sigue. Las inversiones de subsidencia, mientras que son típicamente menos frecuentes para muchas ubicaciones, pueden ser de larga vida, permitiendo que la calidad del aire empeore durante varios días. La combinación de factores de influencia resulta en oportunidades de sitios específicos para la ocurrencia de inversiones.

12.3.5 AIRE DE INTERIORES

Desde una perspectiva de exposición, el medio ambiente interno es un contribuyente significativo potencial para un riesgo medioambiental. Este es un conductor crítico en cuanto al movimiento de diseño de **construcción verde**. Como un medio ambiente de ingeniería, el establecimiento de interiores influencia el movimiento de contaminantes y su destino de una

manera muy diferente a los procesos atmosféricos antes descritos. El movimiento del aire en un medio ambiente de interiores se logra a través del diseño (características o defectos) de los sistemas de ventilación. Debido a la naturaleza controlada de los sistemas de ventilación, el aire de interiores, a diferencia del aire ambiental, puede ser condicionado a temperatura específica, humedad y niveles de contaminantes, si se desea.

Los sistemas naturales se capitalizan en las diferencias de temperatura naturales interiores/exteriores y el viento para crear ventilación. Los sistemas de **ventilación natural** son mejor utilizados en los climas templados o moderados con demandas mínimas de calentamiento o enfriamiento. También son mejor utilizados en ubicaciones con contaminación mínima, ya que es difícil de integrar sistemas de control de contaminación con la ventilación pasiva. Los sistemas de ventilación natural capitalizan en las presiones generadas por viento y térmicamente. El diseño de tales sistemas se enfoca en canalizar tres fuerzas primariamente a través del diseño inteligente de aperturas, geometría de edificación y materiales. Obviamente, estos tipos de sistemas son más sustentables debido a que no requieren energía para mover el aire, y tampoco requieren de los muchos recursos naturales que entran hacia los sistemas de ventilación mecánica (como los metales en los ductos).

La presión del viento es creada cuando el aire golpea un edificio, impartiendo una presión positiva de cara al viento y una presión negativa en las otras caras. Esto provoca que el aire entre en las aberturas y se mueva a través del edificio de la región de alta presión a la región de baja presión como se ilustra en la figura 12.6.

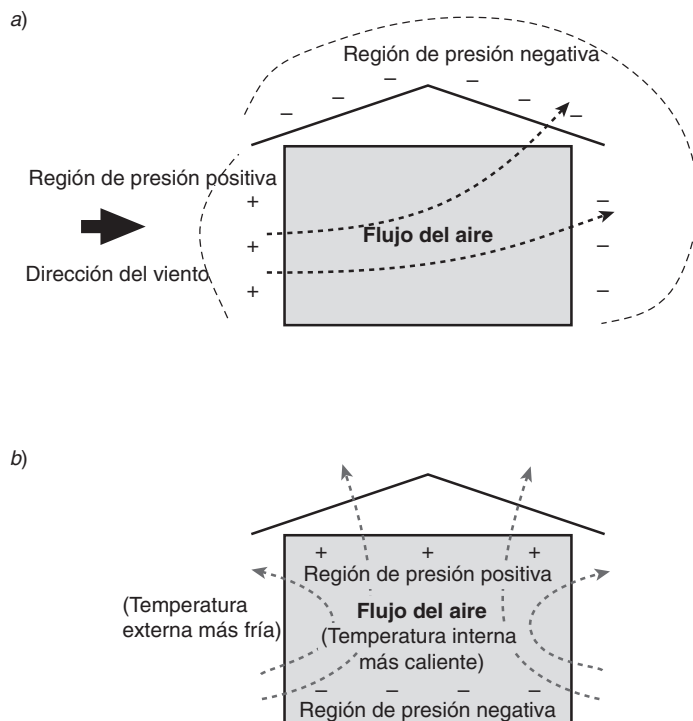


Figura 12.6 Mecanismos de ventilación natural Estos mecanismos pueden ser a) flujo de aire guiado por el viento o b) flujo de aire guiado térmicamente. El patrón de flujo para el aire guiado térmicamente sucede cuando las temperaturas externas son más frías que las temperaturas internas. En condiciones reales es probable que pasen los efectos del viento y los térmicos. En general, la ventilación guiada por el viento no se vuelve importante hasta que la velocidad del viento excede los 5 m/s. Por debajo de esta velocidad del viento, la ventilación térmica domina. En el capítulo 14, la figura 14.13 proporciona ejemplos de ventilación pasiva que se puede utilizar para eliminar o minimizar la necesidad de calentamiento y enfriamiento mecánico.

Hogares saludables

<http://www.epa.gov/region1/healthyhomes/>

La presión térmica resulta de la diferencia entre las temperaturas del aire interiores y exteriores. Las diferencias de temperatura crean una diferencia de densidad, con un aire de densidad más baja (más caliente) saliendo y creando un efecto apilado a través del edificio. Cuando el aire más caliente está en el edificio, delinea aire más frío a través de aberturas en la parte más baja del edificio al tiempo que sale a través de aberturas más altas. El movimiento del aire es invertido cuando el aire más caliente está afuera de la estructura.

En los edificios más grandes (comerciales, industriales y multiunidades residenciales) y muchas residencias, el flujo del aire es controlado a través de sistemas de ventilación mecánicos. Tales sistemas no sólo proporcionan ventilación controlada a la mayoría de los espacios dentro de la estructura, sino que con frecuencia se emparejan con los subsistemas de enfriamiento, calentamiento y de control de contaminantes del aire. Colectivamente, estos sistemas son referidos como HVAC (calentamiento, ventilación, aire acondicionado). Muchos sistemas modernos incluyen intercambios de calor que transfieren la energía en aire expelido a aire de aspiración, minimizando así los costos de enfriamiento y calentamiento. Los sistemas de ventilación naturales siempre son preferidos en términos de minimizar la cantidad de energía y los materiales que entran a una construcción durante su ciclo de vida.

ejemplo/12.1 Limpieza del humo de la cocina con ventilación natural

Más de la mitad de la población mundial confía en los combustibles sólidos para su uso en el hogar. Estos combustibles y los métodos utilizados resultan en condiciones de humo extremas. Las mujeres y los niños jóvenes que acompañan a sus madres están bajo mayor riesgo por esta exposición. Este tipo de contaminación de aire de interiores es responsable anualmente de 1.6 millones de muertes, una cada 20 segundos (Banco Mundial, 2007b).

Se le pide que investigue el problema de la contaminación elevada de aire interior en una comunidad indígena. La meta del proyecto es la de crear una solución cultural apropiada que minimice la exposición al humo durante el tiempo de cocinar. En esta locación es una práctica esencial cocinar con madera y carbón en un fuego abierto, en un área semicerrada de las estructuras de casa común (figura 12.7). Su mejor idea es la de mejorar la ventilación de las casas para reducir los niveles de partículas finas ($PM_{2.5}$).

Suponga que las dimensiones de la casa promedio son: $3\text{ m} \times 5\text{ m} \times 2.5\text{ m}$; por lo tanto, $V = 37.5\text{ m}^3$. Después de varios días de mediciones en las casas de la comunidad, ha reunido los siguientes datos: concentración de fondo $PM_{2.5}$, $C_a = 5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentración promedio interior de $PM_{2.5}$ durante el cocinado, $C = 700\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentración interna pico de $PM_{2.5}$, $C_{\text{máx}} = 2\,000\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ y estimado de emisiones $PM_{2.5}$ del fuego, $E = 440\text{ }\mu\text{g}/\text{min} = 7.33\text{ }\mu\text{g}/\text{s}$.

También determine, después de que la estufa se quema, el tiempo que lleva al aire interior regresar de la concentración pico a concentraciones ambientales de fondo, $\Delta t = 100\text{ min}$. Para diseñar una mejor ventilación, querrá calcular la tasa promedio de ventilación actual para la estructura, utilizando los datos que recolectó.

ejemplo/12.1 Continuación



Figura 12.7 Fuego de tres piedras usado típicamente para cocinar en muchas partes del mundo en desarrollo

solución

El balance de masa de $PM_{2.5}$ está escrito (en palabras y símbolos) como sigue:

$$\left[\begin{array}{c} \text{tasa de cambio en} \\ \text{la masa de } PM_{2.5} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{masa de } PM_{2.5} \text{ que} \\ \text{entra a la casa} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{masa de } PM_{2.5} \text{ que} \\ \text{sale de la casa} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{tasa de decaimiento} \\ \text{de } PM_{2.5} \end{array} \right]$$

$$V \frac{dC}{dt} = QC_a + E - QC - kCV$$

Aquí, Q es la tasa de ventilación natural hacia adentro y hacia fuera de la casa y k es el coeficiente de deterioro de $PM_{2.5}$ en s^{-1} (de la revisión de literatura, $k = 1.33 \times 10^{-4} s^{-1}$).

Sin mejores datos, la tasa de cambio (dC/dt) se puede calcular utilizando el pico en los datos anteriores:

$$\begin{aligned} V \frac{dC}{dt} &= V \frac{\Delta C}{\Delta t} = 37.5 \text{ m}^3 \frac{2000 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3 - 5 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3}{0 - 100 \text{ min}} \\ &= -748 \text{ } \mu\text{g}/\text{min} = -12.5 \text{ } \mu\text{g}/\text{s} \end{aligned}$$

ejemplo/12.1 Continuación

Resuelva para Q la tasa de ventilación:

$$Q = \frac{\left(kCV - E + V \frac{dC}{dt} \right)}{C_a - C}$$

Sustituya las otras mediciones

$$\begin{aligned} Q &= \frac{(1.33 \times 10^{-4} / \text{s} \times 700 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 37.5 \text{ m}^3) - 7.33 \mu\text{g}/\text{s} - 12.5 \mu\text{g}/\text{s}}{5 \mu\text{g}/\text{m}^3 - 700 \mu\text{g}/\text{m}^3} \\ &= 0.02 \text{ m}^3/\text{s} = 84.5 \text{ m}^3/\text{hr} \end{aligned}$$

Para medir la calidad del aire en interiores, un cálculo común es el de cambios de aire por hora (ACH). Esto es simplemente el inverso del tiempo de retención:

$$\text{ACH} = \frac{Q}{V} = \frac{84.5 \text{ m}^3/\text{hr}}{37.5 \text{ m}^3} = 2.25 \text{ por hora}$$

Esencialmente, la ventilación purga el volumen de la casa 2.25 veces durante el transcurso de una hora. Esta es una tasa alta de ventilación, probablemente no se podría hacer ninguna alteración de diseño a la casa para mejorar la ventilación natural en forma apreciable. Se deberán usar otras estrategias para reducir la exposición al $\text{PM}_{2.5}$.



Discusión en clase

¿Qué recomendaría usted como una solución adecuada para los miembros de la comunidad del ejemplo 12.1?

¿Sugeriría un diseño de estufa mas eficiente, cambios en el tipo de combustible utilizado (que costaría dinero), la instalación de una chimenea para desviar el humo hacia afuera de la casa o algún cambio conductual?

¿Piensa usted que los cambios conductuales son fáciles de implementar? Si no es así, ¿qué es lo que se requiere para efectuar un cambio positivo de comportamiento para esta situación en particular que sea cultural y económicamente adecuado?

Ley de aire limpio

<http://www.epa.gov/lawsregs/laws/caa.html>

12.4 Contaminantes del aire

12.4.1 INDICADORES DE CONTAMINACIÓN

El Gobierno federal de Estados Unidos, a través de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) ha identificado seis contaminantes de consideración especial: ozono, material particulado, dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, monóxido de carbono y plomo. Se les conoce como **indicadores de contaminación** con base en criterios referentes a efectos específicos en la salud y el medioambiente. Los indicadores de contaminación se encuentran en esta lista por dos razones principales: 1) son muy comunes, de manera que la mayoría de la gente y el medioambiente están expuestos a ellos y, 2) pueden causar un gran daño.

Para minimizar el impacto a la salud o al medioambiente, la EPA y la Organización Mundial de la Salud (OMS) han fijado la *máxima concentración atmosférica recomendable* para los indicadores de contaminación. En Estados Unidos, estos límites de concentración son aprobados por el Congreso y se detallan en la Ley de aire limpio (y en las subsecuentes enmiendas). La **Ley de aire limpio (CAA)** fue aprobada en 1963 y señalaba que había suficiente evidencia científica ligando la contaminación del aire con los impactos en la salud y el medioambiente. En 1970, poco después de la formación de la EPA, las **Enmiendas a la ley de aire limpio (CAAA)** se convirtieron en ley. Las CAAA identificaron los indicadores de contaminación y fijaron los límites de concentración que no deberían ser excedidos en ninguna región, particularmente en los medioambientes urbanos. Estos límites de concentración se conocen como *estándares de calidad del aire*. Los estándares que enfocan los indicadores de contaminación son tan importantes que se les ha designado

Tabla / 12.4

Estándares de calidad del aire para indicadores de contaminación			
Indicador de contaminación	Organización Mundial de la Salud (OMS)*	Agencia de Protección Ambiental (EPA)	Junta de Recursos del Aire de California (CARB)
Ozono (O ₃)	0.05 ppm _v (promedio de 8 h)	0.075 ppm _v (promedio de 8 h)	0.07 ppm _v (promedio de 8 h)
Monóxido de carbono (CO)	9 ppm _v (promedio de 8 h) 26 ppm _v (promedio de 1 h)	9 ppm _v (promedio de 8 h) 35 ppm _v (promedio de 1 h)	9 ppm _v (promedio de 8 h) 20 ppm _v (promedio de 1 h)
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	0.023 ppm _v (promedio anual)	0.053 ppm _v (promedio anual)	0.030 ppm _v (promedio anual)
Dióxido de azufre (SO ₂)	0.007 ppm _v (24 hr average)	0.14 ppm _v (24 hr average)	0.04 ppm _v (24 hr average)
Plomo (Pb)	0.5 µg/m ³ (promedio anual)	1.5 µg/m ³ (promedio trimestral)	1.5 µg/m ³ (promedio mensual)
Material particulado respirable (PM ₁₀)	50 µg/m ³ (promedio de 24 h)	150 µg/m ³ (promedio de 24 h)	50 µg/m ³ (promedio de 24 h)
Material particulado fino (PM _{2.5})	25 µg/m ³ (promedio de 24 h) 10 µg/m ³ (promedio anual)	35 µg/m ³ (promedio de 24 h) 15 µg/m ³ (promedio anual)	35 µg/m ³ (promedio de 24 h) 12 µg/m ³ (promedio anual)

*Límites recomendados.

como **Estándares Nacionales de Calidad del Aire Ambiental (NAAQS)** y varían con cada contaminante como se muestra en la tabla 12.4.

Los NAAQS tienen validez legal. En Estados Unidos cada estado tiene que adoptar los estándares federales, pero los estados tienen también la libertad de fijar estándares más rigurosos. Por ejemplo, California, por medio de la Junta de Recursos del Aire de California (CARB) ha establecido estándares más estrictos. Esto es en reconocimiento de la gran población de California, sus sensitivos recursos medioambientales, numerosas fuentes de contaminación y características topográficas únicas que refuerzan la formación de inversión. Los estándares de calidad del aire de CARB también son legalmente aplicables. La OMS guía a las naciones con o sin agencias regulatorias, por lo que sus lineamientos son límites recomendados. La tabla 12.5 proporciona una visión de la(s) fuente(s), preocupaciones de salud y el estado actual de los seis índices de contaminantes del aire.

No existe ningún conjunto similar de estándares aplicables para el aire interior. Sin embargo, los límites sugeridos se han promocionado por diversas organizaciones, incluyendo la Administración de Salud y Seguridad Ocupacional (OSHA), el Instituto Nacional para la Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH) y la Sociedad Americana de Ingenieros de Calentamiento, Refrigeración y Aire Acondicionado (ASHRAE).

DIÓXIDO DE NITRÓGENO El **dióxido de nitrógeno** se produce cuando el aire (que contiene más de 78% de N₂) se utiliza para la combustión de combustibles. Las altas temperaturas (y en ocasiones presiones) que se pueden generar durante la combustión convierten al oxígeno y al nitrógeno en NO, que es entonces rápidamente transformado en NO₂. Su presencia combinada se denota como NO_x.



Distribución espacial de la calidad del aire

Tabla / 12.5

Fuente(s), preocupaciones de salud y estatus actual de los indicadores de contaminación del aire

Indicador de contaminación	Fuente	Preocupación	Estatus
Óxido de nitrógeno (NO_x)	Se produce cuando el N_2 en el aire reacciona con el O_2 durante la combustión del combustible.	Da a la atmósfera una neblina pardusca. Puede formar pequeñas partículas que son irritantes respiratorios, produciendo así problemas respiratorios en los individuos sensibles. Ingrediente crítico en la formación de ozono. Algunos NO_x pueden reaccionar con el vapor del agua para formar ácido nítrico, creando así lluvia ácida, nieve o niebla.	La concentración promedio de nitrógeno en Estados Unidos ha disminuido en forma razonable y consistente desde 1980. La actual concentración promedio nacional es de alrededor de dos tercios del nivel de 1980, y todas las áreas urbanas ahora cumplen con los NAAQS de dióxido de nitrógeno. Sin embargo, los problemas de ozono y neblina persisten en la mayoría de las áreas urbanas.
Dióxido de azufre (SO_2)	Se produce cuando los combustibles que contienen azufre se queman o los metales son extraídos de minerales que contienen azufre. El azufre se oxida produciendo SO_2 . En Estados Unidos, alrededor de dos tercios de las emisiones vienen de quemar carbón para generar electricidad.	Se disuelve fácilmente en el vapor del agua, convirtiéndose en ácido sulfúrico, formando así precipitación ácida. Puede formar pequeñas partículas de sulfato que elevan la tasa de enfermedades respiratorias y muerte, en particular en niños y en la tercera edad. En adición a la neblina creada por las partículas de sulfato, el SO_2 puede acelerar la decadencia de materiales de construcción, incluyendo esculturas y arquitectura históricas.	En Estados Unidos, la concentración promedio nacional es de alrededor de un tercio del nivel en 1980. Todas las áreas urbanas complementan los NAAQS para el SO_2 . En ultramar, el daño por SO_2 es extensivo en la dirección del viento de las principales instalaciones de quema de carbón. En China, la lluvia ácida ahora afecta a 25% de toda el área de tierras y a 33% de la tierra para agricultura. Encima de esto, China espera doblar su consumo de carbón hacia el 2020.
Monóxido de carbono (CO)	Producido de la combustión incompleta de combustibles. En Estados Unidos, más de la mitad de las emisiones provienen de los vehículos en marcha.	Se absorbe fácilmente hacia la sangre. A niveles bajos, la amenaza a la salud es más seria para aquellos con problemas cardiovasculares. Una simple exposición puede incapacitar a la persona y llevarla a otros problemas cardiovasculares. Mientras que los niveles altos son raramente encontrados en la atmósfera ambiental, puede ocurrir la asfixia en ambientes interiores, con frecuencia a través de una combinación de sistemas de calefacción en mal funcionamiento y una ventilación inadecuada.	La concentración promedio nacional en Estados Unidos es casi 75% más baja que en 1980. Mientras que la mayoría de las áreas urbanas están muy por debajo de los NAAQS, aún quedan algunos condados fuera del cumplimiento.
Plomo (Pb)	El plomo se añade a algunos productos. Históricamente, una fuente principal de plomo eran los vehículos de motor a gasolina con plomo añadido para mejorar el desempeño del motor. Los altos niveles de plomo	Se acumula en el cuerpo y produce impactos muy significativos en el desarrollo del cuerpo de los niños, incluso a niveles bajos. La exposición excesiva afecta el sistema nervioso, provocando ataques, retraso mental, problemas de memoria y problemas de comportamiento.	La gasolina con plomo está prohibida en Estados Unidos desde 1986. Las concentraciones promedio de plomo atmosférico en Estados Unidos son de 96% menos que en 1980, resultado directo de la reformulación de la gasolina. (Aún se encuentra disponible algo de gasolina sin plomo para uso

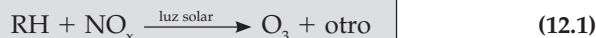
Tabla / 12.5

(Continuación)

Indicador de contaminación	Fuente	Preocupación	Estatus
	atmosférico se encuentran cerca de las fundidoras, incineradores de desperdicios y fabricantes de baterías de plomo-ácido.	Los niveles bajos han mostrado incapacitar el desarrollo del cerebro en los fetos y los niños pequeños, resultando en un CI disminuido y dificultades de aprendizaje. También puede incrementar las afecciones cardíacas y la anemia. A diferencia de otros contaminantes, la mayoría de los impactos en la salud por plomo son permanentes.	limitado de vehículos todo terreno. Todavía hay dos áreas del plomo desatendidas en Estados Unidos (ubicadas en Missouri y Montana) y la gente expuesta a altos niveles de plomo todavía vive con las consecuencias de salud..
Ozono (O ₃)	Ozono (smog y ozono urbano). Se crea mediante una secuencia compleja de reacciones químicas dadas por la luz solar.	Conocido por ser un fuerte irritante respiratorio. Los individuos con sistemas respiratorios comprometidos están particularmente bajo riesgo. Esto incluye a la gente con enfermedad pulmonar, niños, adultos mayores y gente activa. Los impactos específicos son inflamación pulmonar, dificultades respiratorias, asma agravada, susceptibilidad incrementada a enfermedades respiratorias como neumonía y daño pulmonar permanente de la exposición repetida.	El ozono ha probado ser una cuestión difícil de resolver. La figura 12.8 muestra los varios cientos de condados en Estados Unidos que exceden los niveles de 8 h de NAAQS. Una gran parte del problema es la incapacidad para reducir las emisiones de los precursores del ozono (NO _x y RH) utilizando enfoques convencionales.
Material particulado fino	Las partículas no son una combinación uniforme de compuestos; algunas son ácidos, químicos orgánicos, metales o arenas. Algunas partículas son creadas a través de reacciones atmosféricas de gases como el dióxido de azufre o dióxido de nitrógeno. Colectivamente, todas las partículas con diámetros de 10 µm y menores son conocidas como PM ₁₀ . Todas las partículas con diámetros de 2.5 µm y menores son conocidas como PM _{2.5} .	Las investigaciones sobre la salud sugieren que las partículas con diámetros menores a 10 µm son problemáticas para el sistema respiratorio. Las partículas primarias pueden ser de este tamaño, pero la mayoría son grandes. La mayoría de las partículas secundarias son menores a 10 µm, muchas son mucho más pequeñas que eso.	Los NAAQS para PM ₁₀ se crearon en los años 1980. A finales de los años 1990, la EPA estableció NAAQS para PM _{2.5} . Ha habido progreso en ambos frentes. El PM ₁₀ se redujo 30% desde 1987. El PM _{2.5} se redujo 10% desde 2002. Mientras que existen áreas de no cumplimiento de PM ₁₀ , las áreas que exceden los NAAQS de PM _{2.5} están extendidas (figura 12.9). La mayoría de los abusos de PM ₁₀ se encuentran en áreas rurales y secas, mientras que la mayoría de las violaciones de PM _{2.5} se localizan en grandes áreas metropolitanas.

MONÓXIDO DE CARBONO El **monóxido de carbono** se produce por la combustión incompleta del combustible. Esto generalmente sucede debido a una cantidad insuficiente de aire para la cantidad de combustible. La causa de esta inadecuada proporción de aire-combustible puede ser un equipo mal operado o con poco mantenimiento, limitaciones en el flujo de aire o bajas temperaturas. Las fuentes principales de monóxido de carbono incluyen vehículos, plantas de energía y estufas de leña. Las fuentes naturales (como los incendios de bosques) también pueden producir emisiones importantes.

OZONO A diferencia de otros indicadores de contaminación, el ozono no proviene de ninguna fuente directa. En vez de eso, el ozono es creado por una compleja secuencia de reacciones químicas generadas por la luz del sol. El proceso general de este sistema de reacciones fotoquímicas se resume de la siguiente manera:



en donde RH es una abreviación para hidrocarburos reactivos. Los hidrocarburos reactivos son una clase de compuestos en los que se incluyen muchos productos industriales, comerciales y personales (benceno, propano, compuestos de la gasolina y otros). Algunos de estos materiales escapan a la atmósfera accidentalmente y otros pueden ser liberados en pequeñas cantidades por medio de descargas autorizadas. Como se comentó antes, los óxidos nitrosos (notablemente el NO y el NO₂) se producen al quemarse un combustible con aire. Cuando estos compuestos están presentes en el aire y el sol se eleva, se inicia una secuencia de reacciones químicas y comienza la formación del ozono.

Típicamente, la concentración de ozono va creciendo durante el día, llegando a su máximo al principiar la tarde en sincronía con el punto más alto de la fuerza de la luz solar y la temperatura del aire, pues ambos refuerzan las reacciones que producen el ozono. Después de que el sol se pone, la secuencia fotoquímica resumida en la ecuación 12.1 se detiene. Esto permite reacciones que destruyen el ozono, lo mismo que procesos físicos que retiran el ozono dominando y reduciendo las concentraciones de ozono durante el atardecer.

El transporte del ozono es un problema para receptores en la dirección del viento. A velocidades típicas del viento, es fácil para el ozono (y sus precursores) ser transportado cientos de kilómetros al día. En locaciones remotas (como parques nacionales y sobre el océano) la mayoría del ozono es transportado de sitios urbanos contra el viento. Las concentraciones de ozono en la mayoría de los centros urbanos es una combinación de ozono generado localmente más el de fuentes contra el viento. En corredores urbanos, en especial de alta densidad como la costa este de Estados Unidos, las contribuciones contra el viento son sustanciales (figura 12.8).

El ozono también tiene un efecto perjudicial en los ecosistemas. Las plantas sensibles pueden ser dañadas por el ozono, haciéndolas mucho mas susceptibles a enfermedades, insectos, tensiones climáticas y competitividad. Tal daño a las plantas produce ciertas ondas a través de la cadena alimentaria de los ecosistemas. Como no todas las plantas son similarmente sensibles al ozono, tal contaminación puede reducir la biodiversidad en un ecosistema. En los sistemas agrícolas, el ozono reduce el rendimiento de la cosecha y la productividad de los bosques. El impacto estético también es evidente, ya que el ozono daña la apariencia de la vegetación en los espacios verdes urbanos, los parques nacionales y las áreas de recreación.

En la Unión Europea se calcula que la exposición al ozono causa más de 20 000 muertes prematuras al año (EEA, 2007). La incrementada necesidad de medicinas para males respiratorios (inhaladores, por ejemplo) da como resultado 30 millones de días de uso de medicamentos adicionales por año. Aunque es imposible representar por completo este costo a la sociedad, se estima que el costo de impacto en la salud es de 16.7 mil millones de dólares al año, y el daño anual a las cosechas es de 3.9 mil millones de dólares (EEA, 2007). Algunas especies son especialmente sensibles al ozono (por ejemplo, el trigo) así que estos impactos económicos no están distribuidos de forma equitativa en todo el sector agrícola.

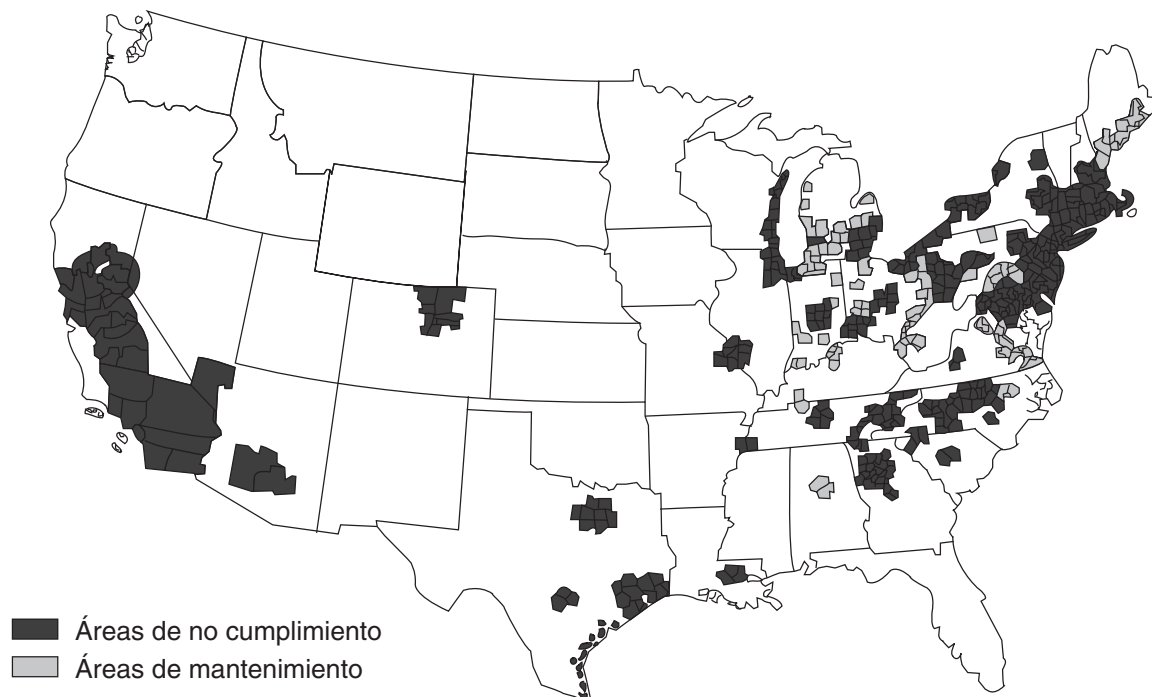


Figura 12.8 Áreas de no cumplimiento y de mantenimiento para el ozono Desde el año 2007, varios cientos de condados de Estados Unidos excedían el NAAQS de ozono de 8 h (áreas de no cumplimiento marcadas). Más de cien condados han mejorado recientemente hasta el punto en donde ya no están en un estado de no cumplimiento (llamadas áreas de mantenimiento).

De EPA (2007).

MATERIAL PARTICULADO El material particulado (PM, por sus siglas en inglés) se debe a la compleja mezcla de pequeños sólidos y líquidos aéreos. La fuente primaria de material de partículas finas es la combustión. En nuestros días, los vehículos, las plantas de energía, la industria y las prácticas agrícolas abastecen abundantes emisiones alrededor del mundo. La combustión de los combustibles (para la generación de electricidad), la transportación y los procesos industriales, cada uno abastece casi un tercio de la emisión de partículas finas.

Algunas partículas se generan directamente de una fuente y se conocen como *partículas primarias*. Las fuentes de las partículas primarias incluyen los sitios de construcción, los campos agrícolas, los caminos no pavimentados, los fuegos y las chimeneas. Estas partículas muchas veces se originan en fuerzas que muelen o desgastan los materiales sólidos convirtiéndolos en partículas tan pequeñas como para estar suspendidas en el aire. Otras partículas se forman de las reacciones en la atmósfera y se conocen como *partículas secundarias*. Las fuentes principales de estos precursores incluyen las plantas de energía, la industria y los vehículos. La figura 12.9 muestra la ubicación de los condados en Estados Unidos que exceden el estándar $PM_{2.5}$.

La tabla 12.6 proporciona las concentraciones PM_{10} en varias ciudades principales en el mundo. Recuerde que las guías de la OMS para el PM_{10} recomiendan limitarlo a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio de 24 h). Esta contaminación

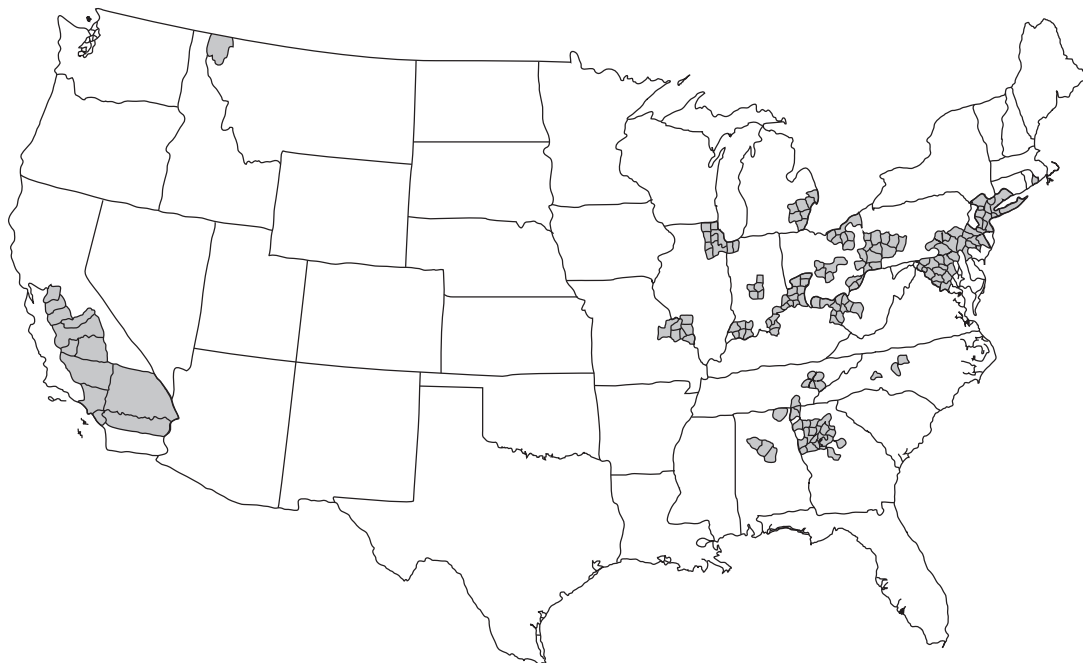


Figura 12.9 Condados de Estados Unidos que excedieron el NAAQS de $PM_{2.5}$ en 2007
A estos condados se les conoce como áreas de no cumplimiento.

De EPA (2007).

Tabla / 12.6

Concentraciones promedio anuales de material particulado en ciudades principales del mundo seleccionadas Los datos PM_{10} se presentan debido a que sólo algunos países miden rutinariamente el $PM_{2.5}$. Los lineamientos de la OMS para PM_{10} son de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio de 24 h).

País	Ciudad	Población (miles)	PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Brasil	Sao Paolo	18 333	40
Canadá	Toronto	5 312	22
China	Beijing	10 717	89
	Chongqing	6 363	123
	Tianjin	7 040	125
Ghana	Accra	1 981	33
India	Kolkata	14 277	128
	Madras	6 916	37
	Delhi	15 048	150
Indonesia	Jakarta	13 215	104
Irlanda	Dublin	1 037	19

Tabla / 12.6

(Continuación)			
Japón	Tokio	35 197	40
Kenia	Nairobi	2 773	43
México	Ciudad de México	19 411	51
Noruega	Oslo	802	14
Filipinas	Manila	10 686	39
Tailandia	Bangkok	6 593	79
Turquía	Estambul	9 712	55
Ucrania	Kiev	2 672	35
Reino Unido	Londres	8 505	21
Estados Unidos	Chicago	8 814	25
	Los Ángeles	12 298	34

FUENTE: Banco Mundial, 2007b. Datos para 2004.

produce consecuencias negativas a la salud. Por ejemplo, un estudio reciente del Banco Mundial calcula que las consecuencias de la contaminación del aire para China son de 400 000 a 450 000 muertes prematuras cada año (Banco Mundial, 2007a). En comparación, el número de muertes asociado con las enfermedades provenientes del agua en China se estima en 66 000 al año.

DIÓXIDO DE AZUFRE azufre está presente en muchas materias primas, incluyendo petróleo, carbón, aluminio, cobre y hierro. Cuando estos combustibles se queman o estos metales se extraen del mineral, el azufre puede oxidarse produciéndose diferentes gases de óxido de azufre. El más común de éstos es el **dióxido de azufre (SO₂)**.

PLOMO Como el azufre, el **plomo** también se encuentra en forma natural en el medioambiente, pero también se añade a algunos productos. Históricamente, una fuente principal de contaminación del aire con plomo eran los vehículos de motor que quemaban gasolina a la que se le añadía plomo para mejorar el desempeño del motor. Recientemente, debido a que Estados Unidos y muchos otros países han eliminado la gasolina con plomo, el procesamiento de metales se ha vuelto la principal fuente de emisión de plomo. La gasolina con plomo aún se utiliza en muchas naciones en desarrollo (vea la figura 12.10), lo que es una razón principal por lo que la exposición al plomo contribuye en 11% al riesgo ambiental mundial. (Para más sobre este tema refiérase al capítulo 1.)

Contaminación por plomo en el aire

<http://epa.gov/air/lead/>

12.4.2 CONTAMINANTES PELIGROSOS DEL AIRE

Los **contaminantes peligrosos del aire (HAP)** no están amparados por los estándares de calidad del aire ambiental. Ellos tienden a no estar uniformemente presentes en la atmósfera global, regional o local. De ahí que, a diferencia de los indicadores de contaminación, estos contaminantes no están sujetos



Figura 12.10 Disponibilidad de gasolina con plomo en el mundo El uso de gasolina con plomo está asociado con los altos niveles de plomo en el aire ambiental. Los países que sólo utilizan gasolina con plomo están sombreados.

Datos de la UNEP (2007).

a la rutina del monitoreo del aire ambiental. En vez de esto, las emisiones son monitoreadas en la fuente. La EPA compila una lista de HAP. Debido a su impacto potencial, los contaminantes peligrosos del aire también se conocen como *tóxicos del aire*. La EPA enlista actualmente 188 HAP que han sido enfocados para los esfuerzos de reducción de emisiones. Estos contaminantes caen en cuatro categorías: 1) pesticidas, 2) metales, 3) orgánicos y, 4) radionúclidos.

Las fuentes de HAP incluyen unas cuantas fuentes naturales, por ejemplo, los volcanes y los fuegos forestales. También, muchos HAP orgánicos están presentes en el escape de los vehículos. Las fábricas, refinerías y plantas de energía pueden liberar metales y orgánicos. Los pesticidas pueden ser empujados por el aire desde los campos agrícolas. Los radionúclidos pueden ser liberados por accidente de las plantas nucleares o intencionalmente con la detonación de armas radioactivas. Además de su emisión a la atmósfera ambiental, existe un potencial considerable para la liberación de HAP en el hogar, el lugar de trabajo y otros lugares en interiores, muchas veces debido a la mala selección de materiales de construcción o malas prácticas de mantenimiento.

La exposición a tóxicos en el aire ocurre de diferentes maneras. El respirar aire contaminado permite que los HAP lleguen a lo más profundo del cuerpo, en donde pueden pegarse a la cubierta del pulmón o ser llevados junto con el aire hasta el torrente sanguíneo. La comida se puede contaminar con los tóxicos del aire que caen en el producto o por la contaminación del alimento que consume el ganado. Los tóxicos del aire pueden agregarse a material particulado que gradualmente se retiran de la atmósfera vía precipitación o asentamiento gravitacional. Algunos de estos materiales caen dentro de cuerpos de agua, introduciendo los tóxicos a los ecosistemas de agua. Algunos tóxicos del aire se asientan en el suelo contaminando la tierra. La gente ingiere tierra por accidente (polvo en la boca, por ejemplo) o en forma intencional (tierra en la mano sucia de un niño) creando otro medio de entrada.

La mayoría de las reducciones de HAP se han logrado al sustituir los materiales peligrosos por productos o materias químicas verdes en la fabricación o uso de productos. Estas prácticas también se están adoptando en el hogar. Tales esfuerzos son necesarios si la exposición general a los tóxicos del aire ha de ser apreciablemente reducida.

¿En dónde están altos los HAP?

[http://www.scorecard.org/
env-releases/hap/](http://www.scorecard.org/env-releases/hap/)

Tabla / 12.7

Contaminantes comunes, fuentes y límites de exposición permitidos del aire interior			
Contaminante	Fuente	Límite de exposición permitido (PEL)	Límite de exposición a corto plazo (STEL)
Monóxido de carbono	Estufas, hornos	50 ppm _v	400 ppm _v
Formaldehído	Tapetes, madera aglomerada, madera contrachapada, terminados, subsuelo, paneles, muebles	0.75 ppm _v	2 ppm _v
Material particulado	Procesamiento de materiales, cocción de alimentos, tapetes	5 mg/m ³	
Compuestos orgánicos volátiles (VOC)	Solventes, artículos para limpieza, pinturas, muebles para el hogar, productos de cuidado personal	Específico del compuesto	
Radón	Difusión de radio hacia la tierra	100 pCi/L*	
Ozono	Fotocopiadoras, impresoras, dispositivos de extracción de aire	0.1 ppm _v	0.3 ppm _v
Agentes biológicos	Moho, hongos, mascotas	N/A	
Humo de tabaco ambiental (ETS)	Cigarros, puros, pipas	N/A	
Asbestos	Sistema de calefacción e aislamiento acústico, tejas de suelos y techos, ignifugación estructural	0.1 fibra/cm ³	

*Máxima concentración permisible, no PEL.

FUENTE: Límites de exposición de OSHA.

12.4.3 CONTAMINANTES DEL AIRE INTERIOR

La contaminación del aire interior difiere de la contaminación del ambiente en varios puntos. Primero, las fuentes son diferentes. También, los contaminantes pueden permanecer más tiempo en el aire debido a las tasas de ventilación limitadas. Una tercera variante es que, a diferencia de la contaminación del ambiente, la calidad del aire interior es raramente monitoreada. Finalmente, existe ejecución limitada de la calidad del aire en la mayoría de los lugares interiores.

El ambiente interior puede poseer cualquier contaminante del aire reglamentado o peligroso. La Administración de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA) ha establecido **límites de exposición permisibles (PEL)** para algunos contaminantes en el interior del lugar de trabajo (tabla 12.7). La exposición de los trabajadores no puede exceder estos niveles, ya que OSHA tiene la facultad de advertir, citar y multar a las compañías que infrinjan. La Ley OSHA requirió que OSHA estableciera estos estándares para proteger a los trabajadores y ayudar a los negocios a proporcionar ambientes de trabajo más seguros. Los PEL se acuerdan a través de negociaciones con la industria, por lo que el progreso ha sido lento desde 1973. Hasta que se puedan establecer más PEL, OSHA proporciona lineamientos sobre otros contaminantes a través de los *valores de límite de umbral (TLV)*.

Los PEL y los TLV se establecen a una concentración que no deberá ser excedida por una exposición de concentración promedio ponderada en el tiempo (TWA) durante el curso de un día de trabajo de 8 h. La siguiente ecuación expresa esta TWA:

$$TWA = \frac{\sum_i C_i t_i}{\sum_i t_i} \quad (12.2)$$

en donde t_i es el periodo durante el cual una muestra de aire se toma para análisis, y C_i es la concentración promedio del contaminante durante el periodo de muestra.

Ya que los trabajadores pueden cambiar los ambientes o las fuentes pueden cambiar las emisiones, la TWA es un simple cálculo que estima el nivel de exposición promedio durante el curso de un día. Para proteger a los trabajadores de compuestos especialmente peligrosos, algunos contaminantes también tienen límites de exposición a corto plazo (STEL), los cuales son TWA para una exposición de 15 minutos. Sin importar si existe un STEL, generalmente se recomienda que las exposiciones a corto plazo nunca excedan tres veces la TWA.

Si un PEL o TLV lo excede, OSHA puede forzar al empleador a tomar diversos pasos, incluyendo el monitoreo de la salud del empleado, muestras de aire y medidas de control. Cada uno de los PEL incluye recomendaciones para los procedimientos de muestras de aire, guardar registros, métodos de control y etiquetamiento de áreas de trabajo.

ejemplo/12.2 Exposición de concentración promedio ponderada en el tiempo (TWA)

Una trabajadora está expuesta a un químico durante el curso de su jornada de 8 h según se muestra en la figura 12.11. El PEL para este químico es de 6 ppm. Calcule la TWA y verifique las violaciones a la seguridad.

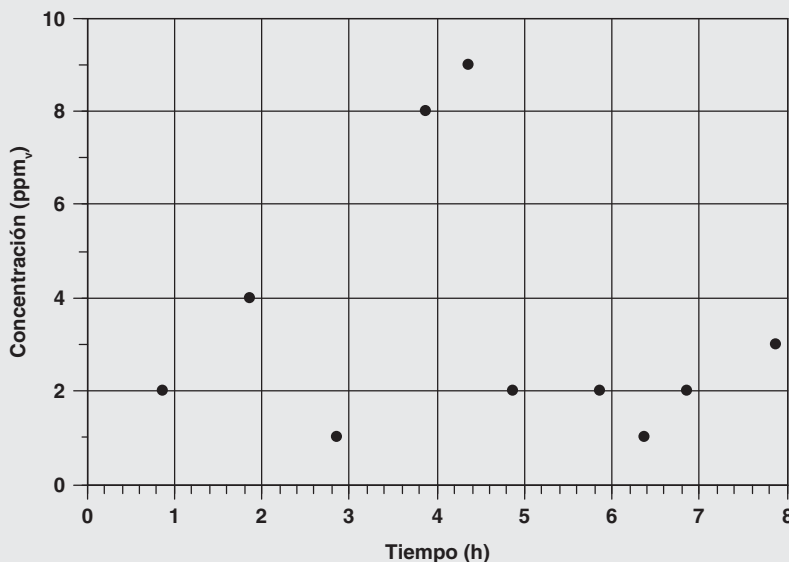


Figura 12.11 Exposición al químico durante la jornada de 8 h utilizada en el ejemplo 12.2

ejemplo/12.2 Continuación

solución

Al utilizar los datos proporcionados y la ecuación 12.2, la TWA puede determinarse como sigue:

$$TWA = \frac{(2 \text{ ppm} \times 60 \text{ min}) + (4 \text{ ppm} \times 60 \text{ min}) + (1 \text{ ppm} \times 60 \text{ min}) + (8 \text{ ppm} \times 60 \text{ min}) + (9 \text{ ppm} \times 30 \text{ min}) + (2 \text{ ppm} \times 30 \text{ min}) + (2 \text{ ppm} \times 60 \text{ min}) + (1 \text{ ppm} \times 30 \text{ min}) + (2 \text{ ppm} \times 30 \text{ min}) + (3 \text{ ppm} \times 60 \text{ min})}{(60 + 60 + 60 + 60 + 30 + 30 + 60 + 30 + 30 + 60 \text{ min})}$$

$$= 3.4 \text{ ppm}_v$$

La TWA de 3.4 ppm_v está por debajo del PEL dado de 6 ppm_v.

Las mejores prácticas sugieren que la exposición a corto plazo debe ser menor a 3 × TWA. La concentración más alta observada en nuestro estudio fue de 9 ppm_v, la cual es menor a 3 × 3.4 = 10.2 ppm_v. Por lo tanto, el ambiente de trabajo cumple con los lineamientos. Sin embargo, el uso de un proceso de manufactura verde eliminaría la necesidad (y el costo) de monitoreo costoso del lugar de trabajo y la responsabilidad potencial de la exposición en el lugar de trabajo.

12.5 Emisiones

Las **emisiones** son la cantidad de contaminante que una fuente pone en el aire, usualmente durante una cantidad fija de tiempo; por lo tanto, las tasas de emisión se expresan como masa por tiempo. Las unidades de tasa de emisión típicas dependen de la fuente, el contaminante y el problema de interés, pero las unidades comunes son g/s, kg/día y toneladas/año. En algunos lugares, toneladas/día y lb/h puede que aún se utilicen.

Las tasas de emisión pueden ser altamente variables. Las emisiones de la misma fuente pueden variar con el tiempo, y las emisiones de fuentes similares pueden ser muy diferentes. También, la composición de los contaminantes en la emisión del aire puede cambiar dramáticamente con las condiciones de operación.

12.5.1 CLASIFICACIÓN DE EMISIONES

La tabla 12.8 revisa los muchos métodos disponibles para clasificar las emisiones del aire: 1) por contaminante específico, 2) por tipo de fuente y, 3) tipo de liberación *a)* por procesos naturales, *b)* como emisiones permitidas, *c)* como emisiones fugitivas y, *d)* como emisiones accidentales.

Clasificadas por tipo de fuente, las emisiones pueden venir de *fuentes estacionarias*, *fuentes puntuales* y *fuentes móviles*. Para propósitos de contabilización, estas emisiones se miden en la región más pequeña posible y luego se totalizan según lo necesiten los estados. La figura 12.12 muestra un ejemplo de una presentación a nivel condado de las densidades de emisiones de VOC (emisiones anuales divididas entre el área del condado) para diversos estados del este. Tal establecimiento de datos ayuda a comunicar los patrones de emisión y pueden ofrecer un mejor ingreso en los modelos de computadoras de calidad del aire.

Calidad del aire en su vecindario

<http://www.scorecard.org>

Tabla / 12.8

Clasificación de emisiones de aire

Maneras de clasificar las emisiones	Explicación
Contaminante específico	Los impactos son generalmente específicos para un contaminante en particular, como lo son las estrategias de reducción de emisiones. Los indicadores de contaminación reciben la mayoría de la atención. Una lista común incluiría dióxido de azufre (SO_2), óxido de nitrógeno (NO_x), monóxido de carbono (CO), material particulado ($\text{PM}_{2.5}$, PM_{10}), amonía (NH_3) y compuestos orgánicos volátiles (VOC). El amonía y los VOC no son indicadores de contaminación pero se incluyen porque son precursores importantes para la formación de indicadores de contaminación, partículas finas en el amonía y ozono en los VOC.
Tipo de fuente	Una clasificación crítica es si la fuente es estacionaria o móvil. Las <i>fuentes estacionarias</i> están fijadas a una ubicación específica. Las fuentes estacionarias son generalmente identificadas como fuentes puntuales o de área. Las <i>fuentes puntuales</i> son grandes, frecuentemente con las emisiones entrando a la atmósfera desde una pila (por ejemplo, plantas generadoras a carbón). Las <i>fuentes de área</i> son con frecuencia muchas fuentes pequeñas similares que son mejor direccionadas colectivamente, en vez de individualmente (por ejemplo, estaciones de gas que emiten VOC durante el almacenamiento y el abastecimiento). Individualmente, cada estación de gas tiene una pequeña cantidad de emisiones, y sería un reto el medir cada una a través de una ciudad. En su lugar, los valores promedio de emisión pueden usarse para cada estación y multiplicarse por el número de estaciones en la región para llegar a una contribución total. Una fuente de área puede ser también un proceso que emite sobre una región más grande (por ejemplo, emisiones de partículas sopladas por el aire desde un sitio de construcción o desde un campo agrícola). Las <i>fuentes móviles</i> están subdivididas en fuentes móviles en carreteras y fuentes móviles no en carreteras. Los principales contribuyentes a las emisiones de fuentes móviles en carreteras son los automóviles y los camiones. Las fuentes móviles no en carreteras incluyen barcos, aviones, equipos de construcción, trenes y vehículos recreativos.
Procesos naturales	En algunas áreas, las emisiones naturales pueden dominar el total de ciertos contaminantes, y en estos casos, habrá muy poco impacto de las estrategias de ingeniería de control de emisiones. El identificar tales regiones se hace solo a través de una auditoría cuidadosa de emisiones. Una fuente natural principal es la emisión de VOC por ciertos árboles. Las Montañas Smoky en el sureste de Estados Unidos se llaman así debido a la neblina natural generada de las emisiones de VOC del bosque. Mientras que esta región está grandemente influenciada por emisiones antropogénicas transportadas de las áreas urbanas, los VOC naturales son persistentes y contribuyen sustancialmente. El resolver los problemas del ozono en el área entonces se vuelve aún un mayor reto debido a esta fuente natural de emisiones de VOC y crecimiento rápido de población que se concentra en las comunidades orientadas a vehículos.
Emisiones permitidas	Otro esquema de clasificación de emisiones importante, en particular para la industria, es si una emisión es permitida, fugitiva o accidental. Las emisiones permitidas son aquellas otorgadas por un acuerdo con la agencia regulatoria estatal del recurso del aire. Basados en el proceso o actividad propuesta por la compañía, el estado permitirá una cierta cantidad de emisiones para ser liberadas en la atmósfera, siendo determinada la cantidad de tal manera que no resultará en la degradación del medioambiente. Las emisiones que verá venir de una pila son liberaciones permitidas, asumiendo que la compañía se está apegando al rango de emisiones prescrito por la autorización del estado.
Emisiones fugitivas	Las liberaciones de contaminantes de una fuente ilimitada. Estas fuentes son con frecuencia fuentes de área y exteriores. Equipo pesado de construcción moviendo el polvo en un camino sin pavimentar, operaciones de movimiento de tierra, o esparcimiento de pesticida en zonas agrícolas son todos ejemplos de actividades que crean emisiones fugitivas. Éstas son

Tabla / 12.8

(Continuación)

especialmente difíciles de controlar. En general, deben rediseñarse las prácticas para resolver dichos problemas.

La vasta mayoría de emisiones fugitivas son liberaciones de materias de partículas de grandes fuentes abiertas; operaciones de movimiento de tierra, transportación y almacenamiento son culpables comunes. Los controles de emisiones fugitivas de estas actividades requieren de cambios en el diseño y operación, creando con frecuencia formas para minimizar las fuerzas que liberan el material hacia la atmósfera, agitación notablemente guiada por el viento y mecánica. Las barreras de viento (por ejemplo, caminos vegetativos y franjas) y control de humedad (por ejemplo, programas de humedecimiento de superficie rutinarios) son dos estrategias de ingeniería generales para controlar estas emisiones.

Emisiones accidentales

Liberaciones accidentales o la mala operación y mantenimiento del equipo. La mayoría de estas emisiones son mejor controladas por el mantenimiento diligente del equipo, incluyendo ductos, válvulas y depósitos de almacenaje. Los esfuerzos de ingeniería en esta área no sólo reducen los impactos en la calidad del aire, sino que para muchas industrias, ofrecen ganancias financieras debido a la eliminación de ineficiencias. Para algunos factores de calidad del aire, las liberaciones fugitivas y accidentales pueden ser un rival para las liberaciones permitidas. Aunque debido a la naturaleza de su liberación, es mucho más difícil cuantificar estas emisiones.

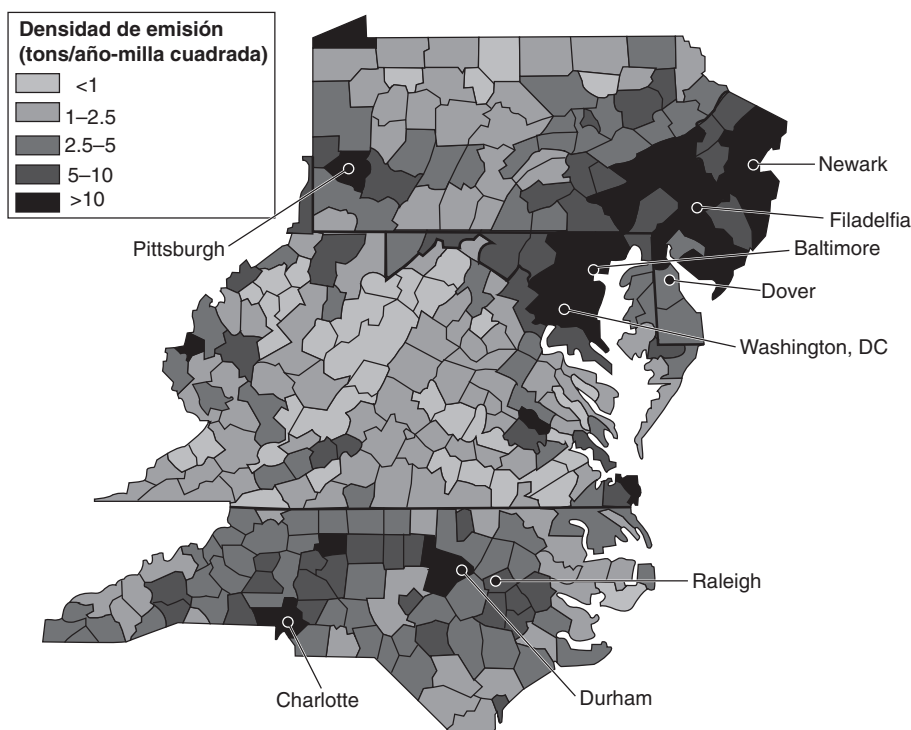


Figura 12.12 Densidades anuales promedio de emisión de VOC (excluyendo emisiones biogénicas) a nivel condado en diversos estados del este, 2002 Para propósitos de contabilización, las emisiones se calculan en la región más pequeña posible, y luego se hace un total según la necesidad de los estados.

De MARAMA (2005). Figura preparada bajo la dirección de doctor Serpil Kayin (MARAMA), utilizando datos obtenidos del estado miembro de MARAMA y agencias locales. El doctor Jeffrey W. Stehr de la Universidad de Maryland en el College Park fue el autor principal del reporte.

Recuadro / 12.2 Darle sentido a las emisiones de aire en la región del Atlántico Central

Las fuentes estacionarias y móviles requieren estrategias de control muy diferentes. De forma adicional, algunas cuestiones de calidad del aire son de tan gran escala que solo una estrategia regional mejorará efectivamente la situación. Junto con la costa este de Estados Unidos, los estados en el corredor fuertemente urbanizado con frecuencia trabajan juntos para mejorar los factores de calidad del aire. Es importante entender qué tanto de un contaminante se origina de cada tipo de fuente, como se hizo en esta gráfica de emisiones totales del 2002 mostrada en la figura 12.13 para los contaminantes importantes en los estados del Atlántico Central.

Después de más investigación de emisiones de SO_2 , la figura 12.13 sugiere que la mayoría de las emisiones SO_2 se originaron de fuentes estacionarias de punto (en Estados Unidos, dos tercios de las emisiones de SO_2 se originan de la combustión de carbón para generar electricidad). La variabilidad regional podría también ser evaluada para determinar si las soluciones de control de emisiones se deberían aplicar uniforme o selectivamente (vea la figura 12.14).



Discusión en clase

Advierta como cada uno de los indicadores de contaminación (o el precursor de amonio) tiene una distinta mezcla de contribuciones de fuente.

El entendimiento de cada mezcla es el comienzo para el diseño de estrategias de mitigación efectivas. ¿Cómo podrían las soluciones para el SO_2 diferir de aquellas para el CO, por ejemplo?



Discusión en clase

Examine cuidadosamente la figura 12.14. ¿Qué provoca las grandes diferencias en las emisiones de SO_2 a lo largo de los siete estados y el Distrito de Columbia? ¿Es la población, el consumo, la demografía (edad, ingreso, educación), la presencia (y el uso) de recursos cercanos, la ubicación de sectores industriales específicos, la ubicación de áreas urbanas o algo más?

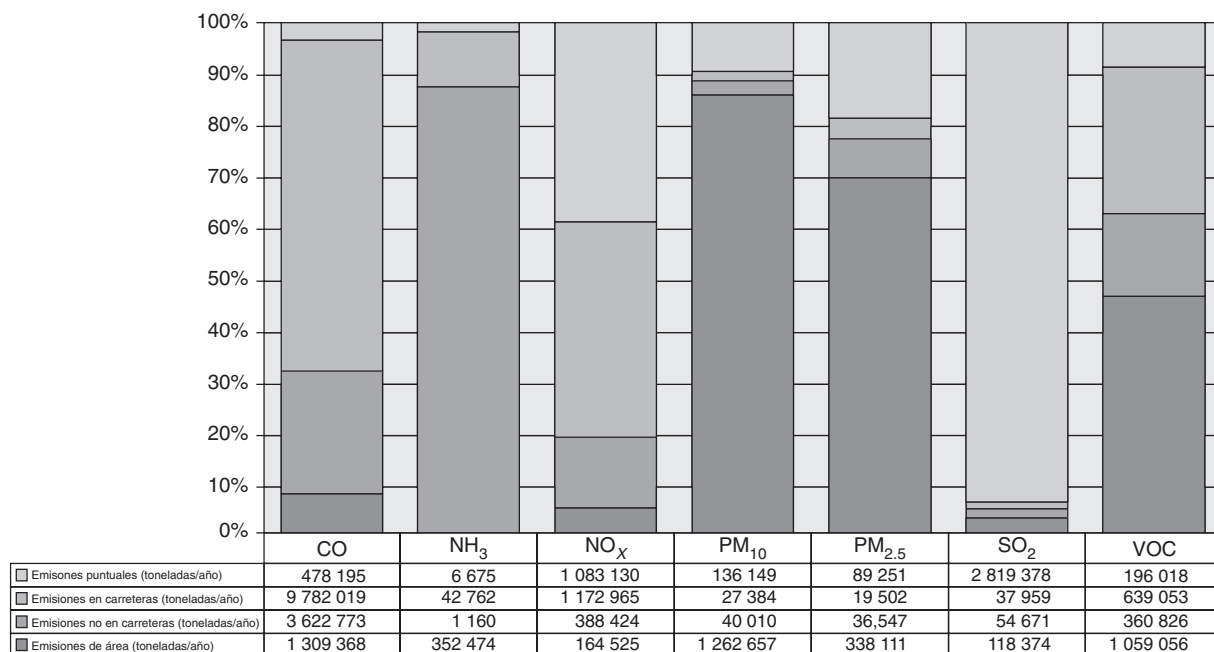


Figura 12.13 Emisiones anuales estacionarias (puntuales, de área) y móviles (en carretera, no en carretera) para cinco indicadores de contaminación y amonio (NH_3) en el Atlántico Central de Estados Unidos, 2002

Datos de MARAMA (2005)

Recuadro / 12.2 (continuación)

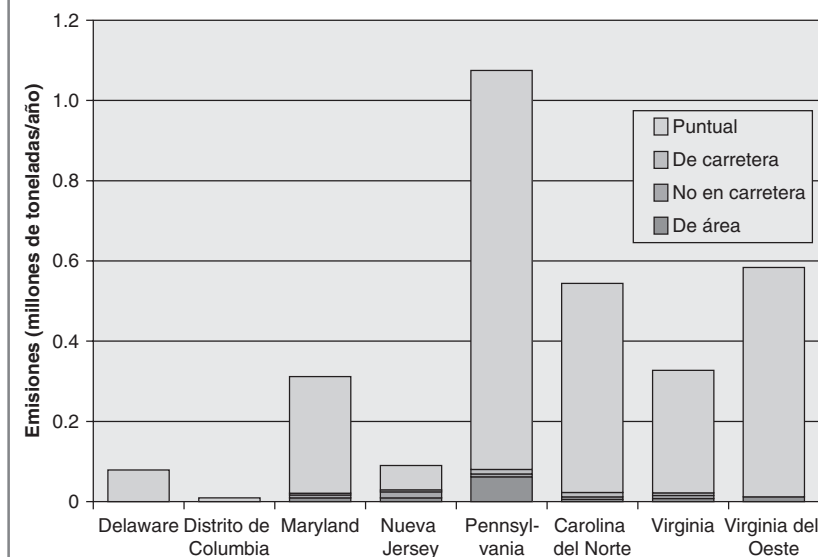


Figura 12.14 Emisiones anuales de dióxido de azufre en el Atlántico Central de Estados Unidos, 2002

Datos de MARAMA (2005).

12.5.2 CÁLCULO DE EMISIONES

Se utilizan cuatro métodos para cuantificar la magnitud de las emisiones de contaminantes de aire: 1) medición directa, 2) el enfoque de balance de masa, 3) modelado de proceso y, 4) modelado por factor de emisión. La figura 12.15 muestra las interrelaciones para el cálculo de las emisiones con estos cuatro métodos. Por ejemplo, mientras que el modelado por factor de emisión tiene su lugar como una herramienta de ingeniería, la confiabilidad de la información producida con esta técnica es de la menor calidad comparada con las otras técnicas de cálculo.

MEDICIÓN DIRECTA La **medición directa** de emisiones posee diversos retos únicos. El muestreo ocurre en la corriente de aire de descarga de la pila. Además de ser un lugar difícil para obtener dichas muestras, el medioambiente en estas corrientes de aire puede ser extremo con respecto a la temperatura, humedad y velocidad de descarga. Esto requiere equipo especializado y caro. Los sensores en dicho equipo son específicos para la instalación de la fuente y los contaminantes emitidos.

Típicamente, el equipo de monitoreo de emisión está integrado en las operaciones de la instalación, con los sensores permanentemente montados en la pila. Tal arreglo permite el monitoreo continuo de emisiones (CEM). Los sistemas CEM son requeridos para algunas fuentes, incluyendo los incineradores de desperdicios. Otras instalaciones pueden instalar sistemas CEM para facilitar la adquisición de datos, por ejemplo, de pilas extremadamente altas en plantas generadoras a base de carbón. En donde existen condiciones seguras, se pueden utilizar muestrarios de pila móviles. Estos dispositivos, operados manualmente, pueden ser llevados hasta la cima de una pila. Una línea de muestreo de aire es extendida

Contaminación del aire y los niños

<http://www.who.int/ceh/risks/cehair/en/>

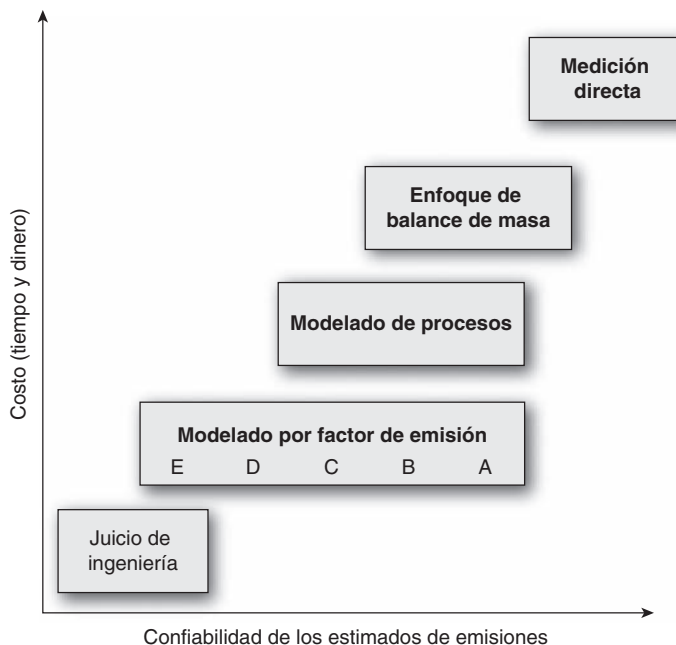


Figura 12.15 Interrelaciones relativas del cálculo de emisiones del modelado por factor de emisión, modelado por proceso, mediciones de balance de masa y monitoreo continuo de emisiones En general, una mayor confiabilidad en los cálculos de emisiones requiere más tiempo y dinero. El método más fácil, y menos confiable, sería el mejor juicio de un ingeniero.

hacia la corriente de aire de la emisión, y las emisiones son medidas con un detector portátil.

ENFOQUE DE BALANCE DE MASA El enfoque del balance de masa se puede utilizar para determinar indirectamente la tasa de emisión de algunas fuentes. En su forma más básica, esta medición indirecta es una herramienta de contabilización simple pero útil para el rastreo de contaminantes. También puede ser la manera más fácil para identificar la existencia de emisiones fugitivas o accidentales.

ejemplo/12.3 Enfoque de balance de masa aplicado a la medición indirecta de las emisiones del aire

Un tanque de almacenamiento de benceno tiene una capacidad de 500 000 kg. La masa de benceno abastecida de una planta química es de 10 000 kg/día, y la masa bombeada hacia los vehículos de transporte es de 9 980 kg/día.

Se sospecha que las pérdidas accidentales vienen de sellos de mala calidad en el tanque pero no se pueden medir fácilmente. Utilice un balance de masa para evaluar las emisiones accidentales promedio diarias (la masa exterior vía emisiones accidentales de aire) en unidades de kg/día.

ejemplo/12.3 continuación

solución

El balance de masa en el benceno está escrito (en palabras y símbolos) como sigue:

$$\left[\begin{array}{c} \text{tasa de cambio en la} \\ \text{masa de benceno} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{masa de benceno entrante en el} \\ \text{tanque por unidad de tiempo} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{masa de benceno saliente del} \\ \text{tanque por unidad de tiempo} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{tasa de decaimiento} \\ \text{del benceno} \end{array} \right]$$

$$\frac{dm}{dt} = \dot{m}_{\text{entrante}} - \dot{m}_{\text{saliente}} \pm \dot{m}_{\text{rxn}}$$

Para resolver este problema se hacen dos suposiciones: Primero, la capacidad del tanque no cambia con el tiempo, así es que tiene un estado estable (por lo tanto, $dm/dt = 0$). Segundo, el benceno no reacciona dentro del tanque (por lo tanto, $\dot{m}_{\text{rxn}} = 0$).

La tasa total de masa es de la planta química (y fue dado). Por lo tanto:

$$\dot{m}_{\text{entrante}} = 10\,000 \text{ kg de benceno/día}$$

La tasa total de masa fuera del tanque es de la carga de benceno en los vehículos de transporte (que fue dada) más las emisiones accidentales que se están determinando:

$$\dot{m}_{\text{saliente}} = \dot{m}_{\text{transporte}} + \dot{m}_{\text{emisiones}} = 9\,980 \text{ kg/día} + \dot{m}_{\text{emisiones}}$$

Al combinar todo se sabe que las suposiciones resultan en la siguiente expresión, la cual es el balance de masa original:

$$0 = 10\,000 - (9\,980 + \dot{m}_{\text{emisiones}}) \pm 0$$

Resuelva las emisiones accidentales:

$$\dot{m}_{\text{emisiones}} = 20 \text{ kg de benceno/día}$$

Por lo tanto, 20 kg/día (de los 10 000 kg/día abastecidos al tanque cada día) se pierden. Este valor de 20 kg/día fue obtenido de un método indirecto de la determinación de las emisiones de aire fugitivas de benceno del tanque. Esto representa 0.2% del abastecimiento de benceno que se pierde diariamente a emisiones accidentales, un costo que se añadirá.

MODELADO DE PROCESO Los **modelados de proceso** intentan describir las emisiones como funciones matemáticas o información de proceso relevante. En general, los modelados de proceso tratan de incorporar la física y la química de un proceso que crea los contaminantes específicos. La producción típica son tasas de emisión de contaminantes específicos. Mientras que algunos modelados de proceso están públicamente disponibles, la mayoría son creados dentro de casa por procesos de los dueños o investigadores y por lo tanto son propietarios.

Un ejemplo de un modelado de proceso comúnmente utilizado es el **MOBILE6** de la EPA (EPA, 2003). El **MOBILE6** calcula los factores de emisión (vea la siguiente sección) para 28 tipos de vehículos en distintas condiciones de operación. Los factores de emisión dependen de dichas condiciones de operación como la temperatura ambiente, la velocidad de viaje del vehículo, el modo de operación del vehículo, volatilidad del combustible y tasas de millaje entre muchos otros. Estas variantes están especificadas por el usuario del modelo. El modelado puede calcular las emisiones para hidrocarburos, monóxido de carbono, óxidos nitrosos, material particulado arrojado, material particulado del uso de llantas, material particulado del uso de frenos, dióxido de azufre, amonio, seis contaminantes peligrosos y dióxido de carbono para vehículos a gasolina y vehículos a diesel en movimiento incluyendo carros, camiones, autobuses y motocicletas. También existen opciones para vehículos especializados como los vehículos de gas natural o eléctricos.

El **MOBILE6** también tiene la capacidad de calcular otras emisiones, por ejemplo, emisiones accidentales del tanque de combustible generadas por la elevación de la temperatura de un auto bajo el sol, de la recarga de combustible, o de las emisiones que suceden al final de un viaje, debido al calentamiento de las líneas de combustible. La salida del **MOBILE6** es los factores de emisión en gramos o miligramos de contaminantes por vehículo por milla viajada (por ejemplo, g/mi vehículo). Con el conocimiento de la flota de vehículos en una región (por ejemplo, una ciudad), los patrones de conducción y los factores de emisión generados por **MOBILE6**, se puede crear un estimado de las emisiones vehiculares totales, tal vez para el ingreso a los modelos de calidad del aire.

MODELADO POR FACTOR DE EMISIÓN El modelado por factor de emisión se relaciona con la contaminación del aire liberada por una actividad de fuente hacia la magnitud de esa actividad. La proporcionalidad entre las emisiones y la actividad se llama **factor de emisión**. Los factores de emisión son los mejores estimados de los valores más parecidos basados en las revisiones de literatura de mediciones de procesos de emisión de calidad aceptable. Estos factores están expresados como la masa de contaminantes emitidas por peso de unidad, volumen, distancia o duración de la actividad de fuente. Entonces estas mediciones se utilizan para crear los factores de emisión, los cuales pueden ser implementados en los modelados por factor de emisión para predecir las emisiones parecidas de una nueva actividad de fuente.

En la mayoría de los casos, los factores de emisión se asumen generalmente como representativos de los promedios de largo plazo para las emisiones de instalaciones en la categoría de fuente. Como se sugirió por esta metodología, los factores de emisión son específicos para cada actividad de fuente. La fórmula 12.3 muestra el modelo por factor de emisión general:

$$E = A \times EF \times (1 - \eta) \quad (12.3)$$

en donde E es la emisión de contaminantes (masa por tiempo), A es la tasa de actividad (eventos de proceso por tiempo), EF es el factor de emisión (masa por evento de proceso) y η es la eficiencia de control de emisiones (1 es control total de emisiones y 0 es ningún control de emisiones).

Los factores de emisión están compilados y disponibles para su uso en un documento de EPA referido como AP-42 (EPA, 1995). El AP-42 proporciona factores de emisión para más de 250 actividades de fuente en 15 grupos de fuentes, amparando un amplio rango de procesos de ingeniería, actividades

humanas y hasta unos cuantos procesos naturales. Debido a su naturaleza derivada de literatura, los factores de emisión tienen una tasa para proporcionar alguna indicación de la calidad y robustez del factor para calcular las emisiones promedio de una fuente. La tasa de factor va de A (excelente) a E (pobre). En general, los factores determinados para más observaciones y metodologías de prueba aprobadas reciben los más altos rangos.

Mientras que existen muchos factores de emisión para las fuentes comunes industriales, de comunidad y naturales, no existen factores para las fuentes de contaminantes de aire interior o para las actividades basadas en tecnologías emergentes.

ejemplo/12.4 Utilización de un modelo por factor de emisión para calcular las emisiones de monóxido de carbono de la combustión de petróleo

Un calentador industrial quema 120 000 L de petróleo por día. Calcule las emisiones de monóxido de carbono de este calentador (kg/día), asumiendo que no se utilizan dispositivos de control de emisiones.

solución

El capítulo 1, sección 3, de AP-42 habla de la combustión de combustibles de petróleo. El factor de emisión, EF, para emisiones CO de calentadores industriales que queman petróleo destilado es reportado como 0.6 kg CO por 1 000 L de petróleo quemado. Este factor de emisión tiene un rango A (excelente). La emisión de CO se determina entonces con la ecuación 12.3:

$$E = A \times EF \times (1 - \eta)$$

en donde A (el aceite quemado) = 120 000 L/día, EF = 0.6 kg CO por 1 000 L de petróleo y η = 0.

Resuelva para E :

$$\begin{aligned} E &= (120\,000 \text{ L de aceite/día}) \times (0.6 \text{ kg CO/1 000 L de aceite}) \times (1 - 0) \\ &= 72 \text{ kg CO/día} \end{aligned}$$

Debido al alto rango de factor de emisión (A para excelente), este estimado de emisiones debería ser razonable para un promedio de largo plazo.

ejemplo/12.5 Utilización de un modelo por factor de emisión para calcular las emisiones de materias de partículas de un acervo de carbón

El carbón recién procesado es administrado diariamente a una planta de energía por carbón, movido hacia un transportador y almacenado en pilas. El carbón tiene un contenido promedio de humedad de 4.5%. La velocidad promedio del viento en el patio de almacenamiento es de 3 m/s. ¿Cuál es la emisión de PM_{10} asociada con una administración de 100 000 kg de carbón bajo estas condiciones? Exprese su respuesta en g/día.

ejemplo/12.5 Continuación

solución

El capítulo 13, sección 2.4 sobre AP-42 lidia con el manejo de agregados y pilas de almacenamiento. El factor de emisión incluye variables de proceso y para las pilas de almacenamiento se da como

$$EF = 0.0016 k \frac{\left(\frac{U}{2.2}\right)^{1.3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1.4}} \text{ kg de partículas por mg de material transfe}$$

en donde EF es el factor de emisión, k es un multiplicador de tamaño de partículas, U es la velocidad del viento de la media (m/s) y M es el contenido de humedad de material (%).

El factor de emisión tiene un rango de A tanto como la humedad del material esté dentro del rango aceptable provisto para el carbón en esta sección de AP-42 (ese rango es de 2.7% a 7.4%). Como también se dijo en esta sección de AP-42, $k = 0.35$ para PM_{10} . Recuerde que $U = 3$ m/s y $M = 4.5\%$. Resuelva para EF:

$$EF = (0.0016)(0.35) \frac{\left(\frac{3.0}{2.2}\right)^{1.3}}{\left(\frac{4.5}{2}\right)^{1.4}} = 2.7 \times 10^{-4} \text{ kg } PM_{10}/\text{Mg de carbón}$$

Utilice la ecuación 12.3 para calcular la emisión de PM_{10} :

$$= A \times EF \times (1 - \eta)$$

La actividad, A , es la administración de carbón: 100 mg/día (1 000 kg = 1 mg). En esta situación no hay ningún control, así es que η es 0. Sustituya estos valores para resolver para la emisión de PM_{10} para la pila de carbón bajo estas condiciones:

$$\begin{aligned} E &= (100 \text{ mg carbón/día}) \times (2.7 \times 10^{-4} \text{ kg } PM_{10}/\text{mg de carbón}) \times (1 - 0) \\ &= 2.7 \times 10^{-2} \text{ kg } PM_{10}/\text{día} = 27 \text{ g } PM_{10}/\text{día} \end{aligned}$$

La tasa A (excelente) indica que éste sería un estimado de promedio de emisión razonable.

La cotización de la congestión reduce el tráfico en los corredores urbanos

<http://www.edf.org/page.cfm?tagID6241/>

12.6 Control de emisiones del aire

Históricamente, la contaminación del aire fue descargada hacia una pila alta para tomar ventaja de los procesos de transporte de dilución y regionales. Hoy en día, las pilas aún se usan, pero solo como una parte de una solución comprensiva.

La tabla 12.9 revisa cinco opciones para controlar la contaminación del aire: prevención, soluciones regulatorias, soluciones basadas en el mercado, soluciones voluntarias y tecnologías de control de emisión. El recuadro 12.3

Tabla / 12.9

Opciones para controlar la contaminación del aire

Solución	Descripción
Prevención	La prevención de contaminación, la química verde y la ingeniería verde pueden utilizarse para reducir o eliminar las emisiones de aire y los impactos adversos asociados.
Regulatoria	La fundación de los reglamentos de la calidad del aire de Estados Unidos se encuentra en la Ley de aire limpio (pasada en 1963 y enmendada numerosas veces). Los gobiernos estatales son responsables de implementar reglamentos federales dentro de sus estados (como con los reglamentos relacionados con el agua potable y el agua residual). Los <i>permisos</i> amparan qué contaminantes pueden ser liberados, sus emisiones permitidas, los enfoques de control a ser utilizados, requerimientos de monitoreo y cuotas de permisos. Las aplicaciones de los permisos y los permisos resultantes están disponibles para su revisión pública. Los ambientes interiores no tienen la misma clase de reglamentos de calidad de aire como está previsto en la Ley de aire limpio. En su lugar, OSHA está encargada de proteger a los trabajadores al promover los lineamientos de seguridad específicos de la industria y al requerir a la industria el cumplir con los PEL.
Reducciones de emisiones basadas	Las Enmiendas a la ley de aire limpio (1990) introdujeron el concepto de las soluciones basadas en el mercado. Un mercado nacional de tope-y-comercio fue establecido subsecuentemente para el dióxido de azufre, y se estableció un mercado de NO_x para los estados del este en 2003. Mientras actualmente existe un mercado de dióxido de carbono en la Unión Europea, a la fecha sólo existen propuestas congresistas para la creación de un mercado similar estadounidense para el dióxido de carbono y otros gases de invernadero. Las soluciones basadas en el mercado trabajan estableciendo una emisión permisible total o tope. Un tope razonable es calculado al evaluar los impactos a la salud o ambientales en diversas concentraciones ambientales, junto con los modelos de calidad de aire que predicen las concentraciones ambientales de varios esquemas de emisión. El tope es entonces progresivamente reducido conforme pasa el tiempo (generalmente décadas). Los negocios determinan la mejor manera cada año para complementar estos totales reducidos de emisiones mediante mejoras tecnológicas al proceso que genera la contaminación, tecnologías de control de emisiones, y compras de créditos de emisiones en el mercado. Las instalaciones que generan emisiones más bajas de las permitidas pueden vender estos permisos de emisión no utilizados en el mercado, aunque también las pueden guardar para después. Las instalaciones que producen emisiones mayores a las permitidas pueden comprar los créditos de emisiones de los vendedores para que les cuenten para su excedente.
Reducciones de emisiones voluntarias	Las reducciones de emisiones voluntarias son frecuentemente esfuerzos rurales logrados por individuos en comunidades y corporaciones. Tales acciones son también buenas para lograr que el público se involucre en la mejora de la calidad del aire. De hecho, muchos problemas de la calidad del aire urbano tienen emisiones significativas de las actividades públicas como el manejo de un vehículo motorizado. En adición a hacer los cambios conductuales que reducen las emisiones de contaminantes, las Enmiendas a la ley de aire limpio crearon otras maneras para que el público participe en la protección del recurso del aire. El público es animado a asistir a audiencias públicas sobre permisos. El público puede demandar al gobierno o al dueño de la fuente de emisiones para tomar acciones como se dicta en los reglamentos aplicables. El público también puede solicitar acciones de la agencia estatal regulatoria o de la EPA en contra de las fuentes sospechosas de violar permisos. Dos enfoques comunes que los negocios utilizan para generar reducciones de emisiones voluntarias incluyen: 1) <i>programas de prevención o minimización de contaminación</i> y 2) <i>programas de incentivos al empleado</i> que crean un sistema de bonos de reconocimiento o financieros para estimular las soluciones innovadoras.
Control de emisiones	Las tecnologías de control de emisiones están agrupadas por su capacidad para controlar las emisiones de contaminantes del aire gaseoso o de partículas. Las tecnologías son específicas para un contaminante. Por lo tanto, el entendimiento de la composición de la corriente de aire es importante para estrechar la lista de las tecnologías candidatas (vea la tabla 12.10 para revisión).

Recuadro / 12.3 El mercado para comercializar emisiones de SO₂

El Programa de Lluvia Ácida creado por las Enmiendas a la ley de aire limpio de 1990 instituyó el primer programa de comercialización de emisiones en Estados Unidos para el dióxido de azufre (SO₂). Este mercado también asistirá el cumplimiento de la Regla Interestatal del Aire Limpio para reducir el material particulado fino. Las concesiones de SO₂ (1 concesión = 1 tonelada de emisiones) se pueden vender o comprar en el mercado.

El mercado de SO₂ ha sido efectivo al crear un enfoque flexible para reducir las emisiones totales. El mercado también tiene volatilidad en los precios de concesiones debido a una variedad de factores, incluyendo los cambios en el precio del gas natural y el carbón, la demanda de electricidad y los cambios regulatorios (vea la figura 12.16). Por ejemplo, los precios emergieron más de 80% entre octubre (\$900 dólares) y diciembre de 2005 (\$1 600 dólares), luego volvieron a \$900 dólares sólo dos meses después. Estos impactos son más fuertemente experimentados en los mercados que tienen un bajo volumen como para las emisiones de SO₂ (EPA, 2006).

En 1995, el primer año del mercado de SO₂, las emisiones se redujeron 24% en comparación con los niveles de 1990. Entre 1995 y 2005, las emisiones de SO₂ se redujeron otro

14% a pesar del incremento de 24% en la generación de energía.

Como una toma instantánea de actividad

de comercialización, el análisis de la actividad promedio en el periodo 2000-2002 revela que 335 instalaciones redujeron sus emisiones (en 6.3 millones de toneladas), mientras que 282 incrementaron sus emisiones (en 1.2 millones de toneladas) con relación a los valores de 1990. Esta es una reducción neta de 5.1 millones de toneladas (alrededor de 32% menos que las emisiones totales de 1990) (EPA, 2006).

Los mercados de emisiones se ejecutan junto con muchos otros mercados de activos, para que cualquier individuo pueda comprar concesiones. Las concesiones pueden comprarse directamente de una empresa (o individuo) que las tenga, a través de la subasta anual de EPA, o a través de un agente de activos. Algunos grupos sin fines lucrativos compran emisiones con el propósito de sacarlas del mercado, reduciendo así las emisiones disponibles en la industria y mejorando la calidad del aire en el proceso. Aún su sociedad profesional de estudiantes podría comprar emisiones.

Programas regulatorios basados en el mercado

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

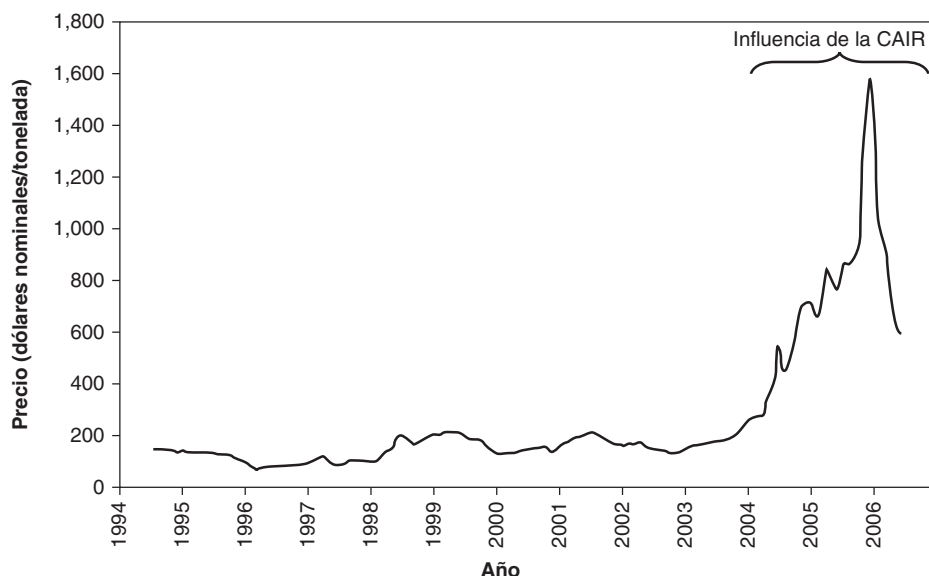


Figura 12.16 Historia de precios de las concesiones de dióxido de azufre Advierta la influencia de la Regla Interestatal de Aire Limpio (CAIR), la cual ayuda a topar permanentemente las emisiones de dióxido de azufre (SO₂) y óxidos nitrosos (NO_x) a lo largo de 28 estados del este y el Distrito de Columbia.

Tabla / 12.10

Tecnologías de control de emisiones de contaminantes de aire Las comparaciones de costo detalladas se pueden hacer con recursos como el *Manual de Control de Costos de la Contaminación del Aire* de la EPA (EPA, 2002).

Tecnología	Tipo de contaminante	Principio de operación	Contaminantes objetivos comunes
Oxidante térmico	Gaseoso	Oxidación de contaminantes a través de la combustión a altas temperaturas	VOC, CO
Lavador por absorción de lecho empacado	Gaseoso	Transferencia de contaminantes en líquido absorbente	NH ₃ , Cl ₂ , SO ₂ , HCl
Torre de absorción	Gaseoso	Transferencia de contaminantes en sólido absorbente	VOCs, SO ₂
Biofiltro	Gaseoso	Metabolismo de contaminantes por microorganismos	Olores, VOC
Ciclón	En partículas	Eliminación de contaminantes por fuerza centrífuga	PM > 10 µm
Lavador Venturi	En partículas	Eliminación de contaminantes por impacto en las gotas de agua	10 µm > PM > 5 µm
Colector de bolsa filtrante	En partículas	Filtración de contaminantes mediante bolsas de tela	PM > 1 µm
Precipitador Electroestático	En partículas	Atracción de partículas cargadas a placas de recolección	PM < 1 µm

proporciona un ejemplo de una solución basada en el mercado. La tabla 12.10 proporciona información sobre ocho tecnologías de control de emisión de gaseosos y de partículas.

Las reducciones de emisión voluntarias se citan como un método para lograr que el público se involucre en la mejora de la calidad del aire. Tal vez la mejor manera de tener un público involucrado es la de hacer que la información sobre la calidad del aire esté fácilmente disponible. Las bases de datos estatales y federales disponibles en la internet dan al público acceso a una vasta secuencia de datos sobre la calidad del aire. La tabla 12.11 describe tres recursos en línea capacitando a cualquiera para aprender acerca de las emisiones y la calidad del aire en casi cualquier región de Estados Unidos. Estas fuentes se desarrollan en respuesta a los requerimientos de medición regulatorios. De hecho, casi 4 000 sitios en la red de monitoreo de Estados Unidos miden continuamente la calidad del aire ambiental. Adicionalmente, las emisiones de indicadores de contaminación del aire y contaminantes peligrosos de instalaciones de fuentes principales son requeridos en el proceso de permiso. Estos datos son recolectados por las agencias regulatorias estatales y reportados anualmente a la EPA, lo cual lo hace públicamente disponible a través de estos recursos en línea, reportes y otros medios.

Para mantener al público informado sobre la calidad del aire, la EPA también requiere la publicación diaria de una medición total de la calidad del aire. Este **índice de calidad del aire (AQI)** es frecuentemente reportado por los periódicos, la televisión, la radio y las salidas de internet en áreas

¿Cuál es el índice de la calidad del aire en donde vive?

<http://www.airnow.gov/>

Tabla / 12.11

Recursos públicamente disponibles que proporcionan información sobre la calidad del aire

Recurso	Desarrollador	Sitio web	Datos
AirNow	EPA	www.airnow.gov	Condiciones de la calidad del aire actuales y previstas para la mayoría de las ciudades y algunas áreas rurales, expresado en el índice de la calidad el aire
AirData	EPA	www.epa.gov/air/data/	Emisiones históricas de contaminantes peligrosos e índices de contaminación por condado a nivel nacional
Scorecard	Defensa Ambiental	www.scorecard.org	Emisiones históricas de contaminantes peligrosos e índices de contaminación por instalaciones individuales a través de Estados Unidos

metropolitanas con más de 350 000 personas. El AQI fue desarrollado para comunicar más fácilmente la calidad del aire, utilizando un marcador de 0 a 500 con base en las mediciones diarias de los índices de contaminación del aire a excepción del plomo. La tabla 12.12 muestra cómo calcular el AQI para los contaminantes específicos y también proporciona información sobre cómo interpretar el AQI.

Cuando el AQI es más grande de 100, uno o más de los índices de contaminación ha excedido su estándar de calidad de aire ambiental, y las

Tabla / 12.12

Tabla de cálculo de índice de calidad del aire Las concentraciones diarias para cada contaminante en un sitio de monitoreo se usan para interpolar un AQI para ese contaminante de esta tabla. El AQI reportado es el más alto de los contaminantes individuales AQI.

Valor AQI	Nivel de preocupación de salud correspondiente (rango de AQI)	O ₃ (8 h) (ppb _v)	O ₃ (1 h) (ppb _v)	PM _{2.5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	NO ₂ (ppm _v)	SO ₂ (ppb _v)	CO (ppm _v)
0	Bueno (0–50)	0	—	0	0	—	0	0
50	Moderado (51–100)	64	—	15.4	54	—	34	4.4
100	Moderado (51–100)	84	125	40.4	154	—	144	9.4
150	Insalubre para grupos sensibles (101–150)	104	165	95.4	204	0.32	224	12.4
200	Insalubre (151–200)	124	204	150.4	254	0.65	304	15.4
300	Muy insalubre (201–300)	374	404	250.4	424	1.24	604	30.4
500	Peligroso (301–500)	—	604	500.4	604	2.04	1 004	50.4

autoridades declararán un Día de Acción. Los Días de Acciones se supone que implementen dos tipos de acciones: 1) medidas protectoras que los individuos afectados deberían tomar (por ejemplo, quedarse en interiores y reducir ejercicios en el exterior) y, 2) mediciones de reducción de emisiones que el público puede (o debe) tomar (por ejemplo, utilizando tránsito masivo, no utilizar equipos pequeños de motor altamente contaminantes como las podadoras, y reducir el consumo de electricidad).

Mantener al público informado puede ser una manera efectiva para reducir los problemas potenciales de salud resultantes de una mala calidad del aire. También compromete a las personas con la mejora de la calidad del aire a través de decisiones que reducen las emisiones. Por lo menos, un público atento puede reforzar la voluntad política para activar reglamentos protectores.



Discusión en clase

La Suprema Corte reglamentó en abril de 2007 que la Ley de aire limpio da a la EPA la autoridad de regular las emisiones de CO_2 y otros gases de invernadero de los coches. ¿Qué barreras políticas a nivel estatal y federal pueden causar incremento o lentitud en la implementación de acción regulatoria sobre este tema? ¿Cómo sobrepasaría las barreras si usted trabajara en el área de la política pública?

ejemplo/12.6 Cálculo del índice de calidad del aire (AQI)

El sitio de monitoreo de una ciudad reporta las siguientes concentraciones de contaminantes del aire. Utilice los datos proporcionados en las dos primeras columnas para determinar el índice de calidad del aire.

Contaminante	Concentración medida	AQI resultante
O_3 , promedio de 8 h	80 ppb _v	89
O_3 , promedio de 1 h	142 ppb _v	122
$\text{PM}_{2.5}$	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	79
PM_{10}	93 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	69
NO_2	0.5 ppm _v	—
SO_2	109 ppb _v	84
CO	5.6 ppm _v	62

solución

El AQI para cada medida de contaminante se determina utilizando la tabla 12.12 y la interpolación. (Una calculadora en línea está disponible en el sitio web del gobierno federal de AirNow. Busque “calculadora AQI”, o vaya directamente a http://airnow.gov/index.cfm?action=aqi.conc_aqi_calc) Los valores resultantes de AQI se proporcionan en la tercera columna de la tabla precedente.

El AQI más alto de todos los contaminantes es el de la medición de 1 h de ozono. Por lo tanto, el AQI de la ciudad sería reportado a 122. Debido a que este valor es mayor a 100, uno o más de los indicadores de contaminación ha excedido su estándar de calidad de aire ambiental, y las autoridades declararían un Día de Acción. Este AQI sugiere que la calidad del aire está a un nivel que no es saludable para grupos sensibles. Los medios entonces emitirían noticias para que los niños, los mayores, y los individuos con enfermedades respiratorias limitaran sus actividades en el exterior.

Tabla / 12.13

Ventajas y desventajas de tecnologías de control de emisiones gaseosas

Tecnología de control de Emisiones gaseosas	Ventajas y desventajas
Oxidante térmico	La eliminación de VOC con frecuencia excede 99.99%. Debido a que muchos VOC tienen algún contenido de combustible, pueden ser quemados con menos combustible auxiliar, por lo tanto disminuyendo potencialmente el consumo de energía y los costos de operación asociados. No genera NO_x y posiblemente nuevos contaminantes peligrosos, vía el proceso de combustión.
Torre de absorción de empaque	La eliminación de VOC excede 95%. Aunque muchos contaminantes pueden ser controlados efectivamente con torres de absorción, el amoníaco, el ácido hidrocórico, el ácido hidrofúrico y el dióxido de azufre son algunos de los contaminantes comunes con velocidades de transferencia adecuadas. El agua residual generada requiere tratamiento.
Biofiltro	Usado para tratar VOC y aire oloroso. Como con muchos otros dispositivos de tratamiento, el tiempo de residencia es un parámetro crítico de diseño. El tiempo de residencia incrementado resulta en la eliminación de contaminantes incrementada, aún así éste es encontrado por el tamaño de unidad incrementado (requerimientos de área) y la caída de presión a través de una cama más alta. Los costos de capital incrementados para los costos más grandes de unidad y de operación para el poder de fuelle adicional son la compensación por buscar mayor eficiencia de tratamiento.

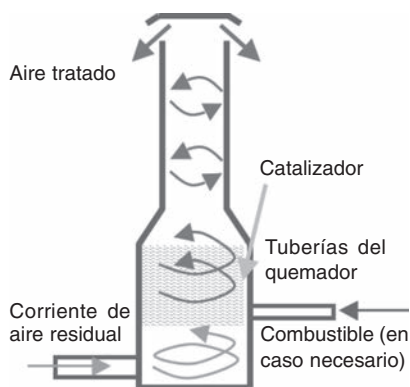


Figura 12.17 Oxidante térmico Un oxidante térmico combina el aire y el combustible auxiliar para crear una región de alta temperatura en la que los contaminantes del aire se oxidan. Las temperaturas de autoignición se pueden reducir a través de la adición de un catalizador.

Tecnologías nueva y emergentes

<http://www.epa.gov/ttn/catc/>

12.7 Tecnologías de control de emisiones gaseosas

Diversas tecnologías están disponibles para tratar emisiones de contaminantes del aire peligrosos y de indicadores de contaminación del aire (refiérase a la tabla 12.10). Se comentan aquí tres dispositivos: oxidantes térmicos, torres de absorción empacadas y biofiltros. La tabla 12.13 compara las ventajas y desventajas de estas tecnologías.

12.7.1 OXIDANTES TÉRMICOS

Los **oxidantes térmicos** incluyen dispositivos que utilizan aire y combustible auxiliar para producir una región de alta temperatura en la que los contaminantes se oxidan (figura 12.17). Las unidades de oxidantes térmicos modernas son descendientes de incineradores, dispositivos basados en principios similares pero abandonados debido a un mal historial de desempeño y una mala percepción pública. Los oxidantes térmicos son una de las tecnologías más reguladas y caras. Los controles avanzados, el monitoreo continuo de energías y los requerimientos extensivos de combustibles hacen que los costos de operación sean altos. El proceso de permisos es especialmente difícil, con frecuencia debido a cuestiones públicas.

El diseño y operación de oxidantes térmicos se basa en las tres T (temperatura, tiempo y turbulencia) descritas en el recuadro 12.4.

La conversión completa de un VOC a dióxido de carbono y vapor de agua en un oxidante térmico se logra como sigue:



Recuadro / 12.4 Las tres T

La temperatura, el tiempo y la turbulencia forman la base para el diseño y operación de un oxidante térmico.

Temperature

La alta temperatura (1 200° F a 2 000° F) acelera la transformación de contaminantes a productos más benignos. La temperatura en la zona de combustión es típicamente establecida varios cientos de grados sobre la temperatura proyectada de autoignición de VOC.

La temperatura puede ser controlada mediante la adición de un combustible auxiliar. Las temperaturas de autoignición pueden ser efectivamente disminuidas mediante la adición de un catalizador.

Como se muestra en la figura 12.18, en general mientras más alta sea la temperatura de combustión, más grande será la conversión de contaminantes. En el caso de los múltiples compuestos en la corriente de aire, la temperatura de autoignición más alta se usa como la referencia (en este caso, CH₄).

Tiempo

Se requiere tiempo suficiente (0.2 a 2.0 s) para lograr la conversión adecuada durante la combustión. Cada VOC

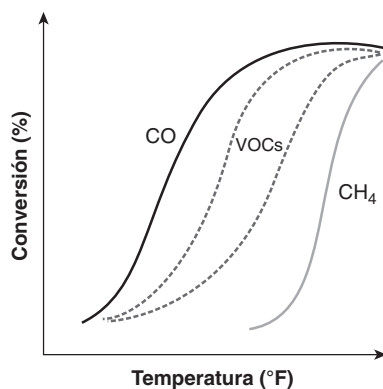


Figura 12.18 Relación de temperatura de combustión con la conversión de los contaminantes

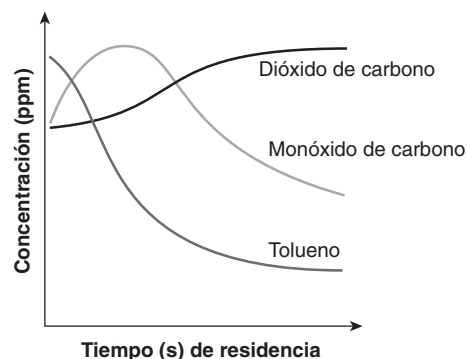


Figura 12.19 Relación del tiempo de residencia con la conversión del tolueno

requiere un tiempo de quemado distinto. El tiempo de residencia del aire puede ser controlado ya sea incrementando el volumen (usualmente la altura) de la unidad o separando el flujo en múltiples unidades.

En la figura 12.19 se muestra la conversión del tolueno a productos finales (CO y CO₂) como una función de tiempo de residencia. Los tiempos de quemado cortos no permiten la oxidación completa del tolueno, resultando en altas concentraciones de CO. Los tiempos de quemado más largos permiten que más tolueno se transforme en CO₂.

Temperatura

La tasa de la velocidad de paso a través debe ser de 20 a 40 pie/s. Se debe proporcionar oxígeno adecuado para la zona de combustión para asegurar la oxidación de VOC.

Se puede lograr una combustión más completa al asegurar el movimiento rápido de la corriente de aire a través del oxidante térmico, añadiendo aire ambiental a través de turbinas y al colocar deflectores dentro de la unidad. La velocidad de paso a través debe ser establecida al considerar las restricciones en el tiempo de residencia.



En las ecuaciones 12.4 y 12.5, x y y son coeficientes estequiométricos utilizados para balancear las reacciones (como en el ejemplo del tolueno ilustrado en el recuadro 12.4), el VOC se oxida en un gas de invernadero (CO₂). Este ejemplo sugiere cómo las actividades de ingeniería verde que



Tecnologías de control de emisiones gaseosas

previenen el uso o producción de VOC pueden tener una recuperación de la inversión social y ambiental mucho más amplia. Estas actividades no sólo reducen el uso y las emisiones de químicos peligrosos, también reducen la demanda del agua, materiales y energía que se utilizan para tratar estos químicos, así como las emisiones de gas de invernadero asociadas con el proceso de tratamiento (de la oxidación del VOC y el uso de energía para lograr altas temperaturas en la zona de combustión).

Otra preocupación es si los contaminantes distintos al dióxido de carbono se producen de menos de 100% de combustión eficaz. También, los óxidos nitrosos (NO_x) siempre se producen en un proceso de combustión, y el dióxido de azufre (SO_2) y el ácido clorhídrico (HCl) se producen con frecuencia si los VOC contienen respectivamente azufre o cloro.

La altura de la torre de oxidación térmica (Z) se determina como sigue:

$$Z = u \times \tau_r \quad (12.6)$$

en donde u es la velocidad de cara a través de la torre (la velocidad promedio a la que el aire se mueve en la dirección axial de la torre) y τ_r es el tiempo de reacción necesario para la conversión adecuada.

El diámetro de la torre (D) también puede determinarse:

$$D = \sqrt{\frac{4 \times Q}{\pi \times u}} \quad (12.7)$$

en donde Q es la tasa de flujo de escape.

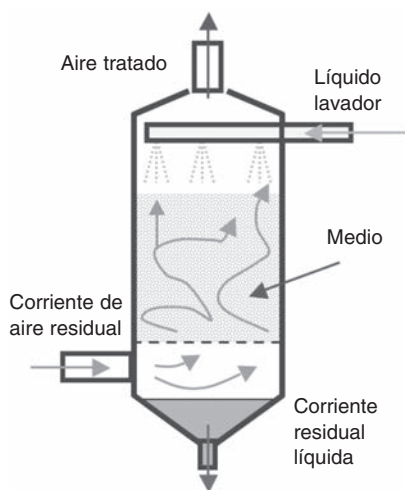


Figura 12.20 Lavador de lecho empacado Esta clase de columna de absorción generalmente se activa con flujo contracorriente. El medio de empaque es usualmente piezas de plástico de forma irregular que ayudan a la absorción de contaminantes hacia el líquido del lavador. Esto se logra al incrementar la distancia de viaje del aire a través de la torre. El empaque crea vías tortuosas para el flujo de aire.

12.7.2 ABSORCIÓN

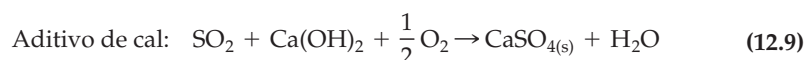
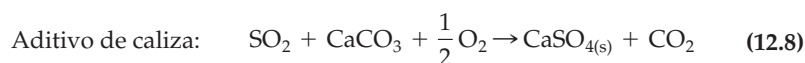
En el control de la contaminación de aire, la **absorción** es el proceso físico en el que el contaminante del aire deja la fase de gas y se disuelve en la fase líquida. De muchas maneras, esta tecnología es idéntica a los depuradores de aire que se utilizan en el tratamiento de aguas, excepto que las torres de absorción transfieren un contaminante del aire hacia el agua, mientras que los depuradores de aire transfieren contaminantes del agua hacia el aire. Muchos contaminantes pueden ser controlados efectivamente con torres de absorción; el amonio, el ácido clorhídrico, el ácido hidrofúrico y el dióxido de azufre son algunos de los contaminantes comunes con las velocidades de transferencia adecuadas.

La mayoría de las unidades de absorción, arregladas como torres o columnas, se activan con *flujos contracorriente*, como se muestra en la figura 12.20. El agua limpia se usa como el líquido absorbente en la mayoría de las implementaciones y se introduce en la parte superior de la torre a través de un sistema de irrigadores. La corriente de aire a ser tratada entra en la parte inferior. A medida que el agua cae a través de la torre, el contaminante de aire se absorbe hacia las gotas de agua.

Debido al costo, la opción para el líquido del lavador es el agua. Esto puede limitar la flexibilidad de diseño y operación. Una aplicación en donde esto se vuelve especialmente problemático es el tratamiento de emisiones de dióxido de azufre para un control de las plantas de energía a carbón. El agua por sí sola no es suficiente como líquido lavador para un control de emisiones adecuado. Para que la transferencia de SO_2 hacia el líquido lavador sea más fácil, se añaden químicos al agua, usualmente en un tanque de almacenamiento antes de la introducción al lavador. Las dos opciones de aditivos químicos disponibles son piedra caliza (CaCO_3) y cal

(Ca(OH)₂). La piedra caliza es más abundante y menos cara, pero la cal resulta en mejores eficiencias de tratamiento.

Advierta que el agua del lavador en este sistema contendrá dióxido de azufre disuelto y el aditivo químico (piedra caliza o cal). Al dejar el lavador, esta agua residual típicamente se envía a un tanque de retención para experimentar una de las siguientes reacciones químicas:



El sulfato de calcio (CaSO₄) se precipita fuera del agua en el tanque de retención.

La formación de CaSO₄ puede producir desoxidación sustancial y requerir una cara limpieza de un tanque de retención sucio. Sin embargo, un beneficio puede ser visto si los sólidos resultantes no son considerados como desperdicio. El sulfato de calcio es mejor conocido por su nombre común, yeso. Las plantas de energía han celebrado muchos contratos recíprocos para dar este material a fabricantes de productos a base de yeso, como los paneles de yeso. El yeso también puede incorporarse en tierras de agricultura como una enmienda benéfica a la tierra. Sin embargo, es supremo asegurar que no se contienen químicos peligrosos en los sólidos.

12.7.3 BIOFILTROS

Un **biofiltro**, mostrado en la figura 12.21, es esencialmente un reactor lleno de un medio de soporte biológico (piedra de lava, medios plásticos, mezclas de aserrín y composta). La corriente de aire contaminada se introduce en la base de la unidad. La figura 11.15 en el capítulo previo también proporcionó una

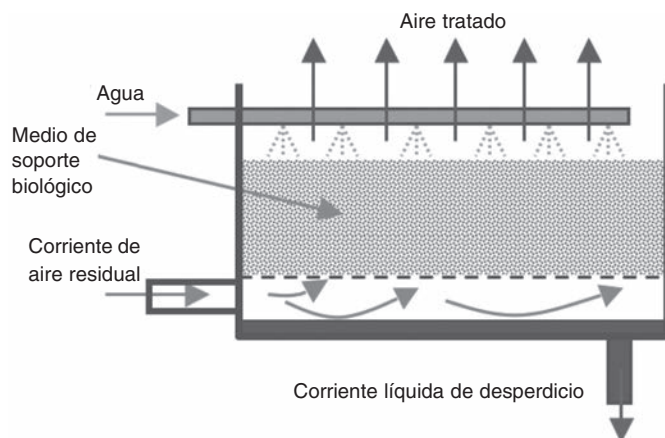


Figura 12.21 Biofiltros utilizados para tratar olores y VOC El aire contaminado es pasado a través de un medio de soporte biológico para hacer que el contaminante entre en contacto con los microorganismos que ahí residen. Se añade agua intermitentemente para mantener la humedad necesaria para los microorganismos.

esquemática del proceso. El aire entonces pasa a través del espacio poroso entre los medios, llevando al contaminante a hacer contacto con los microorganismos adjuntos que ahí residen.

Para mantener un ambiente positivo para los microorganismos, se añade agua a la cama para mantenerla húmeda (usualmente intermitentemente), y la cama es, ya sea aislada si está sobre el suelo o simplemente instalada bajo grado. El medio de soporte humedecido también permite que el contaminante se transfiera hacia la fase de agua, en donde está más fácilmente disponible para los microbios.

Un método para calcular la eficiencia de eliminación de contaminantes en un biofiltro es con la siguiente ecuación:

$$\eta = 1 - \exp\left(-\frac{Zk}{K_H u}\right) \quad (12.10)$$

en donde η es la eficiencia del tratamiento de biofiltro (0 es igual a no tratamiento y 1 es igual a 100% de tratamiento del contaminante del aire), Z es la altura de la cama del biofiltro, K_H es la constante de la ley de Henry sin dimensiones del contaminante objetivo, y u es la velocidad de aire de cara a través de la cama. k es un término de reacción, obtenido a través de estudios de laboratorio o en forma empírica.

La fórmula 12.10 proporciona una penetración hacia cómo maximizar la eliminación de contaminantes; debe hacerse una meta para hacer que el término exponencial se acerque a cero. Dos maneras aparentes serían reducir la velocidad a través de la cama o incrementar la altura de la cama. Reducir la velocidad permite que el contaminante se transfiera de la fase gaseosa a la líquida y luego ser llevada hacia arriba por los microorganismos. Sin embargo, existe una *capacidad de eliminación (EC)* máxima dentro del biofiltro, sugiriendo que la velocidad puede ser reducida solo hasta cierto punto antes de que el aire sin tratar esté pasando a través de la cama. Esta capacidad de eliminación máxima se da por la siguiente ecuación:

$$EC = \frac{Q \times (C_i - C_e)}{u} \quad (12.11)$$

en donde Q es la tasa de flujo de aire a través de la cama, C_i es la concentración de contaminantes de aire en la entrada hacia la cama, y C_e es la concentración de contaminantes de aire a la salida hacia la cama.

ejemplo/12.7 Diseño de un biofiltro

Un biofiltro se ha elegido para eliminar los problemas de olor alrededor de una planta procesadora de carne. El compuesto oloroso está presente en el aire de escape a un flujo promedio de 12.5 m³/s y una concentración de 3 810 ppb_v. La concentración debe ser reducida a 500 ppb_v para cumplir con los límites de detección de olor en el límite de la planta. La constante sin dimensión de la ley de Henry para el compuesto provocante del olor es de 0.11 y el coeficiente de reacción es de 0.15/min. Del análisis de otros biofiltros, se sabe que las velocidades de cara aceptables son 35 a 80 m/h. Calcule la proporción de alturas de cama necesarias para asegurar que el olor no se pueda detectar y el área asociada de la cama.

ejemplo/12.7 Continuación

solución

El problema solicita la altura de la cama (Z) para la proporción de las velocidades de cara aceptables (u). Reacomode la ecuación 12.10 para encontrar Z :

$$Z = -\frac{K_H u}{k} \ln(1 - \eta)$$

El problema proporcionó algunos de los valores: $K_H = 0.1$, $k = 1.2/\text{min}$ y $u = 55$ a 120 m/h (lo que es igual a 0.92 a 2.0 m/min). La eficiencia del tratamiento del biofiltro puede determinarse como sigue:

$$\eta = \frac{C_i - C_e}{C_i} = \frac{3\,810 \text{ ppb}_v - 500 \text{ ppb}_v}{3\,810 \text{ ppb}_v} = 0.87$$

Para $u = 0.92 \text{ m/min}$,

$$Z = -\frac{0.11 \times (0.92 \text{ m/min})}{0.15/\text{min}} \times \ln(1 - 0.87) = 1.38 \text{ m}$$

Para $u = 2.0/\text{min}$,

$$Z = -\frac{0.11 \times (2.0 \text{ m/min})}{0.15/\text{min}} \times \ln(1 - 0.87) = 3.0 \text{ m}$$

El área puede ahora determinarse, utilizando la tasa de flujo de aire (dado como $12.5 \text{ m}^3/\text{s}$) y las velocidades de cara:

$$A = \frac{Q}{u} = 12.5 \text{ m}^3/\text{s} \times \frac{60 \text{ s/min}}{u}$$

Para la cama profunda:

$$A = 12.5 \text{ m}^3/\text{s} \times \frac{60 \text{ s/min}}{2.0 \text{ m/min}} = 375 \text{ m}^2$$

Para la cama poco profunda:

$$A = 12.5 \text{ m}^3/\text{s} \times \frac{60 \text{ s/min}}{0.92 \text{ m/min}} = 815 \text{ m}^2$$

Advierta que la cama más profunda requiere menor área pero tendrá mayor pérdida de presión y mayores costos de ventilación. La cama menos profunda requerirá más área pero conllevará menores costos de operación. Las camas más profundas pueden no resultar en una mayor eliminación. También se concluye que la mayoría de los compuestos olorosos ocurren en la sección de inicio de la cama (Martín et al., 2002). La opción final depende de la disponibilidad de espacio en el sitio comparado con los costos de energía adicionales anticipados.

Sociedad para tecnologías de aire limpio de interiores y estufas de cocina mejoradas

www.PCIOnline.org

12.8 Tecnologías de control de emisiones de partículas

Diversas tecnologías están disponibles para tratar emisiones de partículas de aire (refiérase a la tabla 12.10). Aquí se comentan cuatro dispositivos: ciclones, lavadores, colectores de bolsa filtrante y precipitadores electrostáticos. La tabla 12.14 compara las ventajas y desventajas de estas tecnologías, incluyendo el tamaño de partículas apropiado en el que son efectivos.

Tabla / 12.14

Ventajas y desventajas de tecnologías de control de emisiones de partículas

Tecnología de control de emisiones de partículas	Tamaño de partícula apropiado (diámetro)	Ventajas y desventajas
Ciclón	>5 μm	Bajos costos de capital pero costos de operación relativamente altos. Eficiencias de recolección (eliminación) relativamente bajas. La fuerza centrífuga es el factor limitante; es difícil obtener partículas finas para impactar las paredes del ciclón con gran efectividad.
Lavador	5–10 μm	Puede recolectar contaminantes en partículas y gaseosos en la misma unidad. Debido a su medio ambiente húmedo, pueden manejar partículas inflamables, explosivas o corrosivas, nieblas (partículas líquidas) y corrientes de aire caliente. La humedad por corrosión puede producirse en el líquido del lavador, lo cual puede dañar el equipo. Las unidades también deben ser protegidas contra el congelamiento si se ubican en los climas fríos. El líquido efluente crea desperdicio de agua sustancial y, finalmente, cuestiones de disposición de lodo.
Colector de bolsa filtrante	1–100 μm	Altas eficiencias de eliminación aún para las pequeñas partículas y sobre tasas de flujo variables. Los costos de operación son principalmente para la ventilación, repuestos de empaques y trabajo. La principal desventaja es debido a los empaques. Las corrientes de aire caliente y corrosivas pueden degradar la tela del empaque. Están disponibles telas con mayor tolerancia al calor, pero son más costosas. Las corrientes de aire húmedo afectan la efectividad de los empaques, particularmente en la liberación de partículas durante la fase de limpieza. Requieren una gran área para su instalación, así es que son difíciles de situar en locaciones limitadas en espacio. Si las partículas o los gases en la corriente de aire son potencialmente inflamables o explosivos, los colectores de bolsa filtrante no son una buena opción de tratamiento, debido a que estos compuestos pueden acumularse dentro de la unidad, creando cuestiones de seguridad serias.
Precipitador electrostático (ESP)	<1 μm	Altas eficiencias de eliminación, aún para partículas extremadamente pequeñas. Pueden manejar grandes tasas de flujo y crear poca caída de presión. Las corrientes de secas o húmedas pueden ser manejadas, como también un amplio rango de temperaturas del aire. Los costos de operación son manejables con el diseño apropiado pero escalan dramáticamente si las eficiencias de recolección altas son garantizadas. Las cuestiones de diseño con los ESP incluyen sus altos costos de capital, la carencia de capacidad para remover contaminantes gaseosos, la inflexibilidad a los cambios en las condiciones de corrientes de aire una vez instalado, la necesidad de una gran área de instalación y la incapacidad para recolectar partículas con altas resistividades.

12.8.1 CICLÓN

El **ciclón** es una tecnología simple de bajo costo para eliminar las partículas más grandes de una corriente de aire. Como se ilustra en la figura 12.22, la tecnología se llama así debido a la fuerza centrífuga generada en el dispositivo, utilizada para separar las partículas de la corriente de aire. El aire contaminado se introduce en el ciclón tangencialmente a su área transversal circular. Esto crea un camino de remolino dentro del ciclón. Debido a que las partículas tienen una densidad mucho mayor a la del aire, las partículas impactan las paredes internas del ciclón, acumulándose hasta el punto en donde simplemente se deslizan hacia abajo de la unidad hacia la tolva cónica, en donde pueden ser recolectadas y transportadas.

La efectividad a la que esta fuerza centrífuga resulta en el impacto de las partículas en la pared del ciclón está directamente relacionada con el tamaño de las partículas. Las partículas más grandes tienen una masa más grande y por lo tanto una mayor fuerza centrífuga y mayores tasas de impacto.

La eficiencia de recolección del ciclón se determina como sigue:

$$\eta_j = \frac{1}{1 + (d_{p,c}/d_{p,j})^2} \quad (12.12)$$

en donde η_j es la eficiencia de eliminación de partículas con diámetro, $d_{p,j}$ y $d_{p,c}$ son referidas como el diámetro de corte. El *diámetro de corte* es el tamaño de las partículas que son eliminadas con 50% de eficacia. El diámetro de corte es una función de propiedades del aire y de partículas, así como la geometría del ciclón:

$$d_{p,c} = \sqrt{\frac{9\mu W}{2\pi N u_i (\rho_p - \rho_a)}} \quad (12.13)$$

en donde μ es la viscosidad de la corriente de aire, ρ_a es la densidad de la corriente de aire, ρ_p es la densidad promedio de las partículas, W es el ancho de la entrada del ciclón, u_i es la velocidad de la corriente de aire a través de la entrada del ciclón y N es el número de revoluciones que el aire hace dentro del ciclón. N se calcula ya sea por cálculos simples de la geometría del ciclón (no mostrados aquí) o se obtiene del fabricante.

Es típico encontrar un rango de partículas dentro de la corriente de aire. Cada tamaño será removido a una eficiencia diferente, de acuerdo con la ecuación 12.12. Para evaluar la tasa de eliminación total, η_o , calcule el diámetro de corte del ciclón de interés (ecuación 12.13), y luego calcule la eficiencia de eliminación para cada tamaño de partícula usando la ecuación 12.12. Estas eficiencias de eliminación, junto con el conocimiento de la fracción de masa, $m_{p,j}$, que cada tamaño de partículas constituye de la masa de partículas total, se utilizan para determinar el desempeño total como se muestra en la siguiente ecuación:

$$\eta_o = \sum \eta_j m_{p,j} \quad (12.14)$$

Algunas configuraciones de diseño intentan mejorar la eficiencia de recolección de las partículas más finas. Un sistema, llamado *multiciclón*, posiciona numerosos ciclones más pequeños en paralelos. El flujo del aire es dividido equitativamente entre estos ciclones, y debido a su tamaño más pequeño, cada uno genera mucha fuerza centrífuga más alta. Para apreciar esto, refléjelo en el movimiento de su cuerpo mientras maneja rápidamente alrededor de una

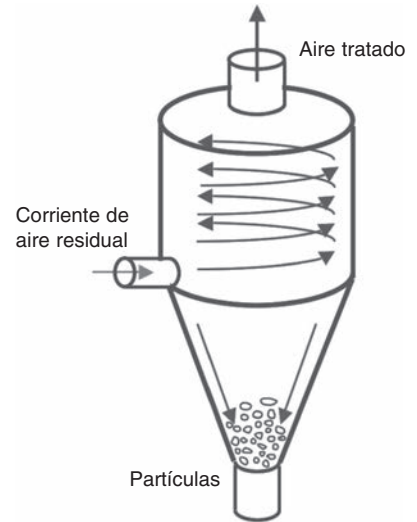


Figura 12.22 Ciclón para eliminar partículas de una corriente de aire El aire contaminado se introduce en el ciclón tangencialmente a su área transversal circular. Las partículas se remueven al impactar las paredes internas y caer al fondo.



Tecnologías de control de emisiones de partículas

gran curva comparada con una curva cerrada. Un lado malo de este arreglo es el costo asociado con el incremento en número de unidades. Otra cuestión es la mayor caída de presión a través de un pequeño ciclón, lo cual requiere mayores costos de ventiladores para mover el aire a través del sistema.

12.8.2 LAVADORES

Similar a la tecnología de absorción para control de emisiones gaseosas, los lavadores también pueden usarse para recolectar partículas de las corrientes de aire. Estos sistemas trabajan impactando las partículas en el agua. Las tres tecnologías de lavadores clave utilizadas para el control de emisiones de partículas son la cámara de rocío, el lavador de lecho empacado y el lavador Venturi.

Una cámara de rocío consiste de una torre con gotas de agua rociadas a través de boquillas mezclándose con la corriente de aire. Estas cámaras pueden diseñarse para flujos contracorriente, con la corriente o a través de la corriente. Esta tecnología es la más simple pero también la menos efectiva.

En un **lavador de lecho empacado** las partículas impactan una película líquida encontrada en el medio de empaque y luego son drenadas. Un reto de operación es el evitar el atascamiento del lecho empacado.

Un **lavador Venturi** emplea un Venturi (un ducto con un área transversal que se reduce y luego se incrementa) para incrementar la velocidad del flujo de aire. Cerca del punto de la mínima sección transversal, llamada la hoyela, se inyectan gotas de agua, resultando en el impactamiento más efectivo de las partículas en las gotas de agua. Estas partículas combinadas (más grandes) son típicamente recolectadas en un ciclón como se muestra en la figura 12.23.

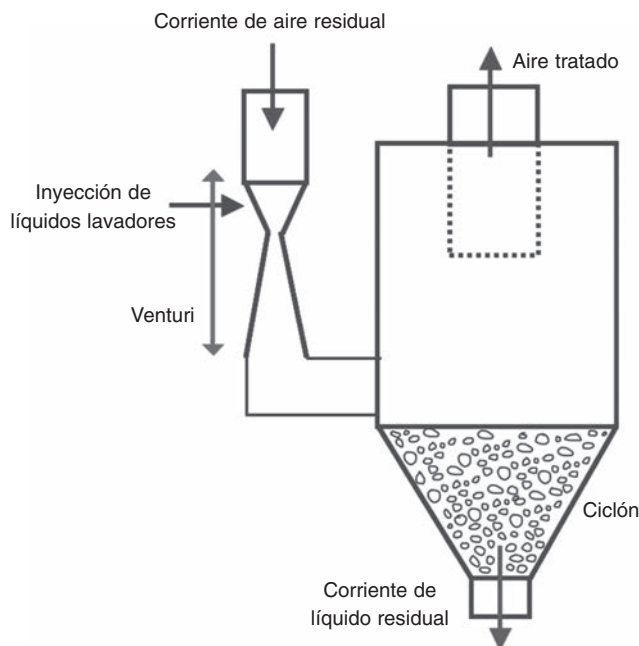


Figura 12.23 Lavador Venturi Un Venturi (lado izquierdo de la figura) se utiliza para incrementar la velocidad del flujo del aire. Las gotas de agua son inyectadas en el Venturi, en donde se combinan con partículas en la corriente de aire contaminada. Las partículas de agua y sólidos combinadas son típicamente separadas en un ciclón.

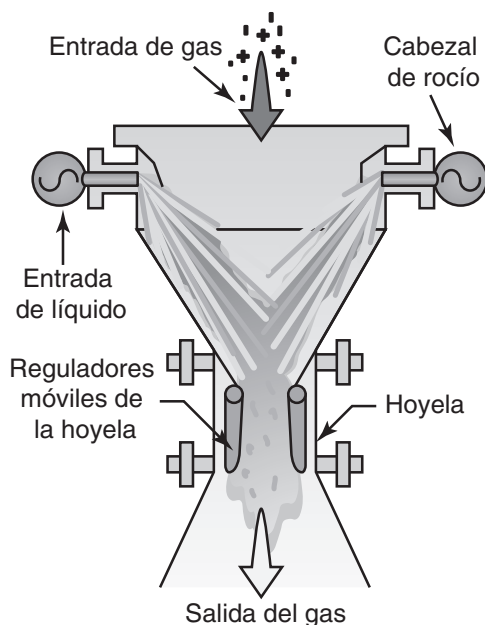


Figura 12.24 Venturi de hoyela ajustable Los reguladores ajustables en un Venturi se utilizan para ajustar el área transversal abierta para afectar la velocidad de las partículas entrantes en la entrada de corriente de gas (de EPA).

12.8.3 COLECTOR DE BOLSA FILTRANTE

La tecnología de control de emisiones de partículas de **colector de bolsa filtrante** utiliza la filtración para remover partículas de la corriente de aire (figura 12.25). Estos dispositivos obtienen su nombre debido a la presencia de muchas bolsas de tela dentro de la cajilla. Las bolsas trabajan como bolsas de aspiradoras. El aire es arrojado hacia la estructura del colector de bolsa filtrante y luego separado equitativamente dentro de las bolsas. Las partículas son atrapadas en el exterior del filtro de tela, mientras que el aire fácilmente pasa a través del filtro.

La eficiencia de recolección mejora mientras más partículas sean atrapadas dentro de las bolsas. La formación de esta torta de polvo (vea la figura 12.25) proporciona una capa de filtro adicional. Cuando están bien diseñadas y operadas, los colectores de bolsa filtrante ofrecen cerca de 100% de eficiencia en eliminación de partículas. Con la selección apropiada de tela para la bolsa, los colectores de bolsa filtrante pueden controlar un amplio rango de tamaños de partículas, 1 a 100 μm en diámetro.

Diversos pasos importantes de diseño están involucrados en diseñar y operar un colector de bolsa filtrante: seleccionar la tela de la bolsa, calcular el área de superficie requerida para la bolsa, determinar el número de compartimientos dentro del colector de bolsa filtrante, calcular los tiempos de operación y limpieza, elegir el mejor método de limpieza y optimizar la velocidad del filtro. La selección del material de la bolsa depende del tamaño y composición de las partículas; la temperatura de la corriente de aire, la tasa de flujo y la composición y las propiedades para captura y liberación de partículas. Muchas telas de bolsas están disponibles, incluyendo el algodón,



Contaminación del aire de la quema de residuos sólidos municipales (Santa Cruz, Bolivia) (Foto cortesía de Heather Wright Wendel)

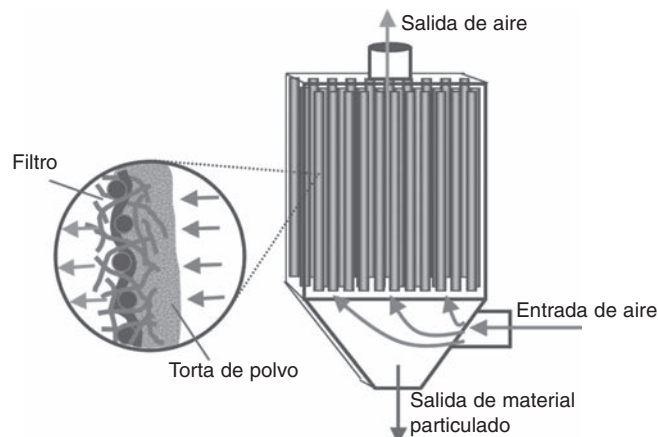


Figura 12.25 Uso de un colector de bolsa filtrante para remover partículas de una corriente de aire El aire es arrojado hacia una estructura de colector de bolsa filtrante y luego separado equitativamente hacia los empaques. Las partículas son atrapadas en la tela del filtro, mientras que el aire pasa fácilmente a través. La adición de *torta de polvo* en la tela del filtro proporciona una barrera adicional para la eliminación de partículas.

el nylon, la lana y la fibra de vidrio. Las bolsas menos caras típicamente tienen un umbral de temperatura más bajo y con menos resistencia química.

En algún punto las bolsas se llenarán de partículas. Esto usualmente se detecta al monitorear la caída de presión a través del colector de bolsa filtrante (figura 12.26). Conforme se llenan las bolsas, se requiere más poder de ventilación para arrojar el aire a través del colector de bolsa filtrante. El colector de bolsa filtrante debe limpiarse en este punto. Para que la unidad total no se tenga que apagar, la mayoría de los colectores de bolsa filtrante están subdivididos en unos cuantos compartimientos. Cada compartimiento contiene muchas bolsas y tiene ciclos a través de un ciclo de operación y limpieza fuera de fase con las otras unidades. De esta manera, un compartimiento puede ser llevado fuera de línea para su limpieza mientras todos los otros están en operación. La tabla 12.15 describe métodos de limpieza específicos utilizados para distintos tipos de colectores de bolsa filtrante.

Figura 12.26 Variación de caída de presión (ΔP) con el tiempo de operación en un colector de bolsa filtrante El tiempo para alcanzar la máxima caída de presión permisible (ΔP_m) rige el ciclo de operación (tiempo de ejecución t_r más tiempo de limpieza t_c) para cada compartimiento en el colector de bolsa filtrante. Los valores típicos para el tiempo de ejecución son de 1 h, y el tiempo de limpieza de 3 min. En general, la mayoría de los compartimientos de los colectores de bolsa filtrante se pueden limpiar y regresar rápidamente al servicio.

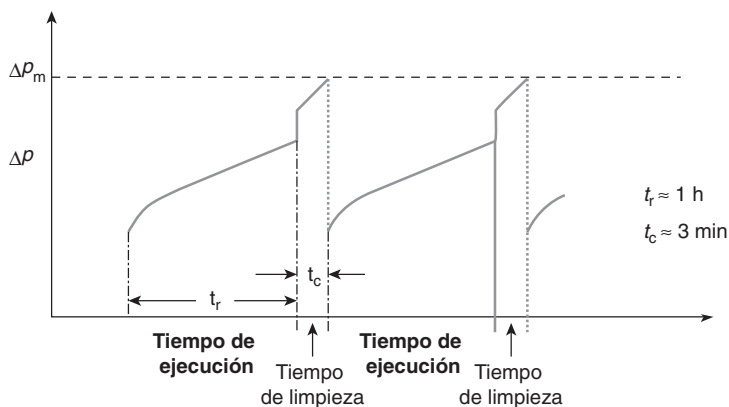


Tabla / 12.15

Colectores de bolsa filtrante diferenciadas por el método de limpieza	
Tipo de colector de bolsa filtrante	Método de limpieza
Flujo inverso	El flujo de aire en dirección opuesta se utiliza durante la fase de limpieza. Este flujo esencialmente arroja las partículas fuera de los empaques hacia una tolva de recolección.
Revolvedora	Un estante revolver se utiliza para dislocar las partículas de los empaques durante la fase de limpieza. Cada empaque se monta en el mecanismo revolver, el cual es agitado mecánicamente en un horario determinado.
Propulsión a chorro	Los soplos a alta presión del aire dislocan las partículas. Esto se puede hacer más homogéneamente con una colector de bolsa filtrante en operación, reduciendo efectivamente el tiempo de reposo de cualquier compartimiento.

El número de compartimientos se determina al examinar la tasa total de flujo de aire a ser tratado, la caída de presión permisible (las bolsas se pueden romper si la caída de presión se hace muy grande), el tiempo de limpieza permitido para el tipo de colector de bolsa filtrante y el tiempo de filtración, t_f (el tiempo entre dos limpiezas del mismo compartimiento):

$$t_f = N(t_r + t_c) - t_c \quad (12.15)$$

Aquí, N es el número de compartimientos, t_r es el tiempo de ejecución cuando las partículas se están recolectando en el compartimiento del colector de bolsa filtrante y t_c es el tiempo de limpieza requerido para un compartimiento.

La velocidad del filtro, u_f , a veces se llama *radio aire-a-tela* y puede calcularse considerando el tipo de partículas a ser recolectadas y la tela del empaque:

$$u_f = \frac{Q_a}{A_T} \quad (12.16)$$

Q_a es la tasa de flujo volumétrico de la corriente de aire hacia el colector de bolsa filtrante (algunas veces referido como el aire) y A_T es el área de superficie total de todas las bolsas en el colector de bolsa filtrante.

La velocidad del filtro está típicamente entre 0.01 a 0.02 m/s y usualmente está disponible con los vendedores de bolsas. Debido a que el flujo de la corriente de aire está establecido primariamente por los procesos de fuentes corriente arriba que generan las partículas, la ecuación 12.16 se puede utilizar para calcular el área total de bolsa requerida. Al saber esto y con los tamaños de bolsas disponibles de los vendedores, el número de bolsas para el colector de bolsa filtrante (N_b) se puede determinar como sigue:

$$N_b = \frac{A_T}{A_b} \quad (12.17)$$

en donde A_b es el área de superficie de una bolsa. Esta es generalmente el área de las paredes laterales únicamente, así es que $A_b = \pi \times \text{altura de la bolsa}$.

Los colectores de bolsa filtrante tienen altas eficiencias de eliminación aún para las pequeñas partículas y sobre tasas de flujo variables. Los costos de operación son principalmente para el generador de ventilación, repuestos de bolsas y el trabajo.

Opciones de generadores verdes en su estado

<http://www.epa.gov/greenpower/pubs/gplocator.htm>

Las principales desventajas de una colector de bolsa filtrante son debidas principalmente a las bolsa. Las corrientes de aire calientes y corrosivas pueden degradar la tela de la bolsa. Hay telas más tolerantes al calor, pero son más costosas. Las corrientes de aire húmedo minimizan la efectividad de la bolsa, particularmente en la liberación de partículas durante la fase de limpieza. Los colectores de bolsa filtrante también requieren una gran área para su instalación, así es que son difíciles de colocar en locaciones con espacio limitado. Por último, si las partículas o gases en la corriente de aire son potencialmente inflamables o explosivos, los colectores de bolsa filtrante no son una buena opción de tratamiento, ya que estos compuestos se pueden acumular dentro de la unidad creando serias cuestiones de seguridad.

12.8.4 PRECIPITADOR ELECTROESTÁTICO

Con las tecnologías de control de partículas presentadas hasta ahora, las partículas ultrafinas (aquéllas que miden menos de $1\ \mu\text{m}$ de diámetro) pasarían principalmente sin ser afectadas. Pero debido a que las partículas muy pequeñas exacerban los problemas de salud, los métodos de control son especialmente cruciales para este rango de tamaño. La única tecnología efectiva para controlar las partículas ultrafinas es el **precipitador electroestático (ESP)** (figura 12.27).

El ESP trabaja creando un *campo de corona* el cual imparte una carga a las partículas opuesta a la de las placas recolectoras. Como se muestra en la figura 12.28, el sistema está diseñado con los siguientes componentes importantes: 1) un enderezador de flujo interno para minimizar la turbulencia a través de la unidad, 2) un compartimiento principal con placas recolectoras que cuelgan verticalmente creando canales de flujo de aire, 3) cables de descarga que cuelgan entre las placas, 4) un mecanismo de limpieza y, 5) una tolva de recolección de partículas. A medida que la corriente de aire con partículas fluye a través de los canales de placa, los cables de descarga crean el campo de corona, y las partículas se cargan conforme pasan a través de ésta. Las placas tienen una carga opuesta, así es que las partículas se deslizan hacia las superficies de las placas. A medida que las partículas continúan cubriendo las placas, estas *matas de partículas* se deslizan hacia fuera de las placas, algunas veces con la ayuda de vibración mecánica. Las partículas recolectadas se descargan de la tolva y se transportan para su disposición o su uso secundario.



Figure 12.27 Precipitador electroestático

Foto de la Junta de Recursos del Aire de California

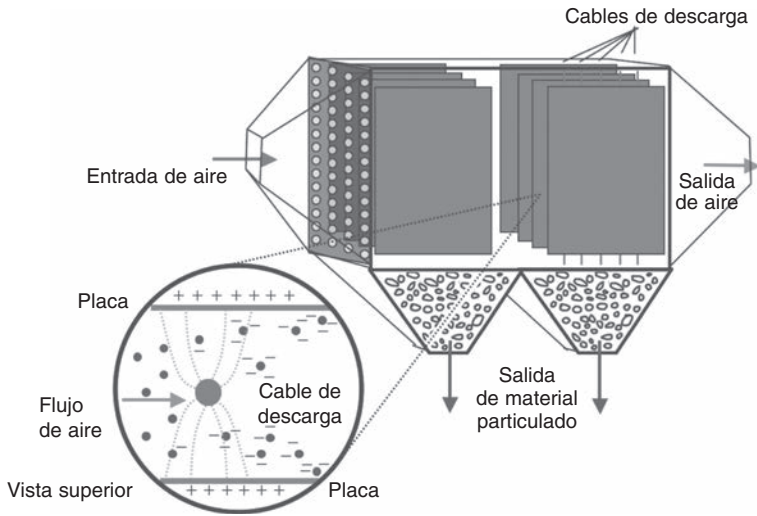


Figura 12.28 Precipitador electrostático (ESP) El compartimiento principal tiene unas placas del colector verticalmente colgando que crean canales de flujo de aire. Conforme el aire en partículas fluye a través de los canales de las placas, se cargan. Las placas tienen una carga opuesta, así que las partículas se conducen a las superficies de la placa.

El diseño del ESP se enfoca en la eficiencia de eliminación de partículas (recolección) (η):

$$\eta = 1 - \exp\left(-\frac{w_e A_p}{Q_a}\right) \quad (12.18)$$

en donde A_p es el área total de la superficie de las placas (las placas tienen dos lados), Q_a es la tasa de flujo de la corriente de aire y w_e es la velocidad de deslizamiento efectiva.

Los valores típicos para la velocidad de deslizamiento efectiva están en rangos de 2 a 20 cm/s para la ceniza volante de carbón, 6 a 7 cm/s para el polvo de cemento y de 6 a 14 cm/s para el polvo de altos hornos. La velocidad de deslizamiento efectiva se puede determinar a partir de propiedades de operación continuamente medidas dadas por

$$w_e = \left(\frac{k I_c V_{\text{avg}}}{A_a}\right) \quad (12.19)$$

en donde V_{avg} es el voltaje promedio a través de los cables de descarga, I_c es la corriente de corona de descarga y k es un coeficiente experimentalmente determinado. Este coeficiente se obtiene de plantas de estudio pilotos para acomodar las ineficiencias inherentes en el sistema, incluyendo las partículas irregulares, la fuerza de campo no uniforme y el flujo de aire, y la rein-suflación de partículas fuera de las placas recolectoras de la turbulencia (específicas para la composición y el tamaño de partículas).

El impacto del generador de corona ($I_c \times V_{\text{avg}}$) sobre la eficiencia de recolección es dramático, como lo sugieren las ecuaciones 12.18 y 12.19 y mostrado en la figura 12.29. Mientras que la ecuación de eficiencia de eliminación (12.18) sugiere que las mejoras también podrían obtenerse reduciendo la tasa de flujo de aire, esto no es posible en la práctica. El alterar la corriente y el voltaje puede suceder simultáneamente y ofrece el modo más seguro de mantener una eficiencia de recolección necesaria para cumplir con los límites de emisiones permitidos. Los costos de electricidad matizan la estrategia para incrementar la energía muy dramáticamente. Como las

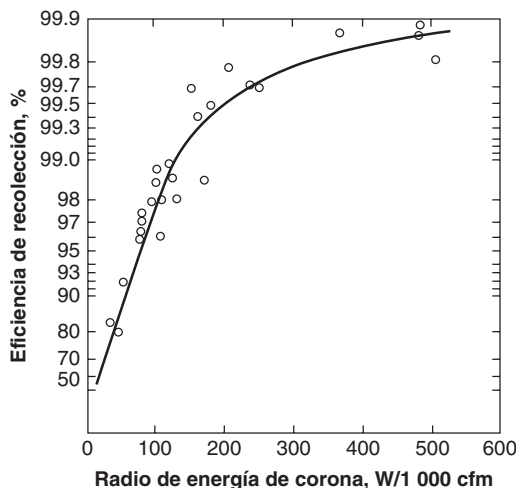


Figura 12.29 Eficiencia de recolección de partículas de un precipitador electrostático como una función del radio de energía de corona

ecuaciones de diseño y la figura 12.29 muestran, las ganancias en la eficiencia de recolección son graduales con los incrementos en la energía corona.

Se le debe dar tamaño a diversos componentes del ESP, incluyendo las placas y la casilla. La tabla 12.16 proporciona las ecuaciones de diseño para determinar los siguientes requerimientos de componentes: 1) número de canales de placas dentro del ESP, 2) número de secciones recolectoras junto con la longitud del ESP, 3) longitud total del precipitador y, 4) área total de placas de recolección. Una cuestión principal para seleccionar un precipitador electrostático es la demanda eléctrica significativa para el mantenimiento de la corona.

Tabla / 12.16

Ecuaciones utilizadas para dar tamaño a componentes de un precipitador electrostático (ESP)

Componente de ESP al que se le debe dar tamaño	Ecuación	Número de ecuación
Número de canales de placas dentro del ESP (N_d)	$N_d = \frac{Q_a}{uWZ}$ Q_a es la tasa de flujo de corriente de aire, u es la velocidad del aire a través de los canales, W es el ancho del canal y Z es la altura de la placa.	(12.20)
Número de secciones de recolección a lo largo de la longitud del ESP (N_s)	$N_s = \frac{RZ}{L_p}$ R es el radio de aspecto de la placa (longitud de la placa total a la altura de la placa) y L_p es la longitud de una placa.	(12.21)
Longitud total del precipitador (L_o)	$L_o = N_s L_p + (N_s - 1)L_s + L_{en} + L_{ex}$ L_s es el espaciado entre las secciones de la placa, L_{en} es la longitud de sección de entrada y L_{ex} es la longitud de sección de salida.	(12.22)
Área total de placas de recolección (A_p)	$A_p = 2 \times Z \times L_p \times N_s \times N_d$	(12.23)

ejemplo/12.8 Diseño de un precipitador electrostático (ESP)

Un ESP con eficiencia de 98% se está diseñando para tratar una corriente de gas que fluye a 5 000 m³/min. La velocidad de deslizamiento efectiva es de 6.0 cm/s. Calcule el área de placas en m² y el número de placas. Cada placa es de 6 m (L) por 10 m (Z), y no hay tres secciones en el flujo de dirección.

solución

Para determinar el área total de placas, reacomode la ecuación 12.18 para encontrar A_p :

$$A_p = -\frac{Q_a}{w_e} \ln(1 - \eta)$$

Sustituya los valores dados para $\eta = 0.98$, $w_e = 6.0 \text{ cm/s}$ (o $6.0 \times 10^{-2} \text{ m/s}$) y $Q_a = 5\,000 \text{ m}^3/\text{min}$ y encuentre el área total:

$$\begin{aligned} A_p &= \frac{83.33 \text{ m}^3/\text{s}}{6.0 \times 10^{-2} \text{ m/s}} \ln(1 - 0.98) \\ &= 5\,433 \text{ m}^2, \text{ que se pueden redondear hasta } 5\,500 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

Para determinar el número de placas (N_p) requeridas, utilice los valores dados de $L_p = 6 \text{ m}$, $Z = 10 \text{ m}$ y $A_{\text{una placa}} = 2 \times Z \times L$ (multiplicar por dos debido a que la placa tiene dos lados). Divida el área total de placas entre el área de una placa:

$$N_p = \frac{A_p}{A_{\text{una placa}}}$$

Sustituya en los valores conocidos y resuelva:

$$N_p = \frac{5\,500 \text{ m}^2}{2 \times 10 \text{ m} \times 6 \text{ m}} = 45.83$$

$N_p = 45.83$ placas, lo cual se redondea a 48 porque el número necesita ser divisible entre 3, el número de secciones especificadas en el problema.

Debido a que este ESP tiene tres secciones, entonces debería ser diseñado para tener 16 (lo cual es, $48/3$) placas en cada sección.

Términos clave

- Absorción
- Aire ambiental
- Ambiente de interiores
- Biofiltro
- Capa de ozono
- Ciclón
- Colector de bolsa filtrante
- Condiciones de estabilidad
- Contaminantes peligrosos del aire (HAP)
- Construcción verde
- Dióxido de azufre (SO₂)
- Dióxido de carbono
- Dióxido de nitrógeno (NO₂)
- Emisiones
- Emisiones fugitivas
- Enmiendas a la ley de aire limpio (CAAA)
- Estable
- Estándares Nacionales de Calidad del Aire Ambiental (NAAQS)
- Estratosfera
- Factor de emisión
- Indicadores de contaminación del aire
- Índice de calidad del aire (AQI)
- Inestable
- Interfaz tierra-mar
- Inversiones
- Lavador de lecho empacado
- Lavador Venturi
- Ley de aire limpio (CAA)
- Límites de exposición permitido (PEL)
- Material particulado (PM)
- Medición directa
- MOBILE6
- Modelos de proceso
- Monóxido de carbono
- Neutral
- NO_x
- Oxidante térmico
- Ozono
- Plomo
- PM_{2.5}
- PM₁₀
- Precipitador electrostático (ESP)
- Reacciones fotoquímicas
- Reducciones de emisiones basadas en el mercado
- Reducciones de emisión voluntarias
- Sistemas de alta presión
- Sistemas de baja presión
- Sistema respiratorio
- Tasa de lapso
- Transporte regional
- Tragedia de los bienes comunes
- Troposfera
- Ventilación natural



capítulo/Doce Problemas

12.1 Identifique las locaciones específicas cerca de donde vive que experimenten inversiones frecuentes. ¿Existen fuentes contaminantes principales en esa área que podrían ser atrapadas por la capa de inversión?

12.2 Identifique un producto para la limpieza del hogar que tenga alrededor de su dormitorio, departamento o casa. Refiriéndose a la lista de ingredientes químicos en el paquete, vaya al sitio web de OSHA (www.osha.gov) y encuentre el PEL para uno de los químicos listados. Vea si puede encontrar también información sobre los posibles impactos a la salud del químico. Después determine un sustituto no peligroso para el producto que ha identificado. El siguiente sitio web proporciona información sobre los sustitutos naturales para elementos como limpieza del hogar, control de plagas y productos de higiene personal: www.care2.com/greenliving/.

12.3 Defina los NAAQS e identifique los contaminantes NAAQS.

12.4 Vaya al sitio web de la Organización Mundial de la Salud (www.who.org). Seleccione un contaminante del aire en particular y escriba un reporte de hasta dos cuartillas sobre la magnitud global del problema y qué soluciones de ingeniería o de política son necesarias para lidiar con este problema.

12.5 Investigue fuentes de contaminantes del aire peligrosos emitidos cerca de su comunidad. Vaya a Scorecard (www.scorecard.org) o un sitio web similar para recopilar datos acerca de las emisiones de los contaminantes del aire. El sitio de Scorecard hace fácil la búsqueda del Inventario de Liberación de Tóxicos; al ingresar su código postal, puede encontrar una lista de los principales contaminantes del aire en su área. Para su área, identifique los tres contaminantes principales, sus emisiones (contaminante, tasa de emisión anual, la tendencia de emisión en los pasados años. ¿Qué porcentaje de las emisiones van al aire en relación a otros medios?

12.6 Las tendencias de emisiones no son las mismas en todas partes. Las reducciones en SO_2 han sido extensas pero no universales de 1980 a 2000. Haga una hipótesis de por qué algunos estados han reducido sus emisiones mientras que otros no.

12.7 Examine el patrón del índice de calidad del aire nacional (AQI) del día de hoy en el área urbana más cercana a su escuela (vea www.airnow.gov). ¿Qué condiciones están causando cualquier patrón que observe?

12.8 Suponga que está empleado en una gran empresa de servicios públicos que proporciona electricidad vía una red

de plantas generadoras a carbón. Su pronóstico demográfico sugiere que la región a la que su empresa proporciona energía debería experimentar un incremento de 10% en la población dentro de la siguiente década. Desafortunadamente, la región tiene frecuentemente concentraciones ambientales de dióxido de azufre cercanas a los NAAQS, y usted sabe que históricamente la población es proporcional a las emisiones, y dichas emisiones son proporcionales a concentraciones ambientales. La línea del fondo es que las emisiones regionales no pueden incrementar. Identifique y explique brevemente tres diferentes estrategias sostenibles para lidiar con este problema.

12.9 Imagine que es el gerente ambiental de una empresa de servicios públicos en Virginia del Oeste que, debido a los incrementos de población, necesita servir a más clientes. ¿Qué opciones podría ejercitar para que sus emisiones de SO_2 no incrementen? Identifique una opción efectiva dentro de cada uno de los cuatro tipos de categorías de solución (regulatoria, basada en el mercado, voluntaria y tecnología de control).

12.10 Usted compra una casa con un problema de radón. La casa tiene un espacio de arrastre de piso sucio (1 m de altura). La tasa de emisión de radón hacia el espacio de arrastre se reporta como $0.6 \text{ pCi/m}^2 \cdot \text{s}$. Se añadió un sistema de escape para proporcionar 1 intercambio de aire por hora (ACH) en el espacio de arrastre. La concentración externa de radón es de 1 pCi/L . Calcule la concentración de radón en el espacio de arrastre (en pCi/L).

12.11 Una empresa de servicios públicos de electricidad dice que está combatiendo el crecimiento de CO_2 en la atmósfera al comprar selvas tropicales en Belice y gestionándola para la eliminación de CO_2 , en vez de verlo como algo bien definido para las granjas. La empresa de servicios públicos indica que manejará 120 000 acres y al hacerlo podrá reducir las emisiones de gas de invernadero en 5.2 millones de toneladas durante 40 años. Calcule la reducción de emisiones en CO_2 por acre por año.

12.12 Entre 1980 y 2000, el factor de emisión promedio de CO de la flota de vehículos en el Condado de Hillsborough, Florida, cayó casi la mitad, de alrededor de 65 a 34 g/ milla de vehículo. Sin embargo, las millas totales manejadas en el condado por todos los vehículos aumentó 60% durante este mismo periodo. ¿Las emisiones del condado de CO subieron o bajaron, y cuánto? El escape de vehículos se está haciendo más limpio a través de una combinación de mejoras en motores, tecnologías de control de emisiones, auto rediseño y reformación de combustible, pero, ¿en qué otras soluciones puede usted pensar?

12.13 Un biofiltro en una fábrica de cartón prensado en Vermont necesita 70% de eficiencia en su control de escape de secadora de 30 m³/s que contiene 100 ppb_v de xileno. El trabajo de diseño preliminar sugiere que el biofiltro debe tener una cama profunda bajo grado de 2 m y ser ubicado en un campo adyacente que tiene un área de 8 m por 10 m disponibles para excavación. La constante sin dimensión de Henry (L_H) es de 0.3, y el coeficiente promedio de reacción (k) es de 0.05/s. Un estudio piloto sugiere que la bacteria en la unidad necesitará un tiempo de contacto de por lo menos 5 segundos para ser efectivo en esta eficiencia. *a)* ¿El diseño es suficiente para el tiempo límite microbiano mínimo? *b)* Calcule el área de superficie requerida para la unidad (m²).

12.14 Un oxidante térmico remueve 99.99% de VOC entrante y tiene un 1 µg/m³ de VOC en el escape. Calcule la concentración de VOC en el aire de entrada (µg/m³).

12.15 Dos ciclones están disponibles para tratar una corriente de aire con partículas. Las unidades pueden ser colocadas en series o en paralelo. Aunque cuando se coloca en series, la eficiencia de recolección se reduce debido a las tasas de flujo mucho más altos. (El arreglo paralelo tiene una división de 50/50). En series, cada unidad tienen una eficiencia de recolección de 90%; en paralelo, cada una tienen una eficiencia de 98%. ¿Qué arreglo debería usarse, si la eficiencia total es la consideración del diseño primario?

12.16 Una colector de bolsa filtrante tipo revolvedora debe ser diseñada para filtrar partículas de una corriente de aire de escape. El flujo de aire es de 150 000 pie³/min a 220° F y 1.1 atm. Especifique los siguientes requerimientos: *a)* velocidad de filtrado superficial y, *b)* número de empaques necesarios para el colector de bolsa filtrante si los empaques son $D = 0.5$ pies por $L = 10$ pies.

12.17 Una corriente de aire de 20 m³/s de un horno de cemento carga 120 mg/m³ de material particulado hacia un precipitador electrostático para su control. El ESP tiene cuatro placas, cada una mide 8 m por 5 m. Las partículas tienen una velocidad de deriva de 0.15 m/s. Calcule la concentración de partículas en el escape de ESP (mg/m³).

12.18 Un flujo de 50 m³/s de aire sale de una instalación de fabricación, conteniendo partículas cuya velocidad de deriva es de 0.121 m/s. Suponga que se requiere una eficiencia de eliminación de 99.2%. *a)* Calcule el área de superficie total de placa para un precipitador electrostático. *b)* Calcule cuántas placas se necesitan. Suponga que las placas disponibles para esta medición de unidad son de 2 m por 5 m.

12.19 Un precipitador electrostático (ESP) está siendo diseñado para recolectar partículas de gas de combustión en una planta generadora. La siguiente información ha sido recolectada: intensidad de campo eléctrico = 100 000 V/m, y carga promedio de partículas = 0.30 fC (1 fC = 10⁻¹⁵C). La caracterización de la corriente de aire arroja la siguiente información: viscosidad del aire = 18.5 × 10⁻⁶ Pa · seg; diámetro promedio de partículas = 1 µm; tasa de flujo de aire = 1.5 m³/seg; temperatura del aire = 120° C y la concentración promedio de partículas entrantes = 100 mg/m³. Los reguladores estatales están otorgándole a esta instalación un permiso para tener una concentración de apilamiento (efluente) promedio de 0.5 mg/m³. *a)* Calcule la eficiencia de eliminación de partículas requerida en el ESP. *b)* Calcule el área de placas requerida para lograr esta eficiencia de eliminación.

12.20 Utilice el ejemplo 12.5 y calcule las emisiones de PM₁₀ cuando las condiciones en la pila de carbón cambien a 2% de humedad y velocidad de viento de 10 m/s.

Referencias

- Agencia Ambiental Europea (EEA). 2007. "Ozono Pollution across Europe". Sitio web de EEA, www.eea.europa.eu/maps/ozono/welcome, consultado el 18 de noviembre de 2007.
- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 1995. *AP-42: Compilation of Air Pollutant Emission Factors*, vol. 1, *Stationary Point and Area Sources*, 5a. ed., Washington, D.C.
- EPA. 1999. *The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 a 2010*: Reporte de EPA al Congreso. EPA-410-R-99-001. Washington, D.C.
- EPA. 2002. *EPA Air Pollution Control Cost Manual*, 6a. ed., EPA/452/B-02-001. Washington, D.C.
- EPA. 2003. *User's Guide to MOBILE6.1 and MOBILE6.2*. Modelo de factor de emisión de fuente MOBILE. EPA420-R-03-010. Washington, D.C.
- EPA. 2006. *Acid Rain Program 2005 Progress Report*. EPA-430-R-06-015. Washington, D.C.
- EPA. 2007. *Green Book: Nonattainment Areas for Criteria Pollutants*. Disponible en www.epa.gov/oar/oaqps/greenbk/index.html, consultado el 18 de noviembre de 2007, Washington, D.C.
- Martin, R.W., H. Li., J. R. Mihelcic, J.C. Crittenden, D.R. Lueking, C.R. Hatch y P. Ball. 2002. "Optimization of Biofiltration for Odor Control: Model Verification and Applications". *Water Environment Research* 74 (1):17-27.
- Asociación de Gestión de Aire Regional del Atlántico Central (MARAMA). 2005. *A Guide to Mid-Atlantic Regional Air Quality*. Towson, Md.
- Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP). 2007. *Toolkit for Clean Fleet Strategy Development*. Disponible en <http://www.unep.org/tnt-unep/toolkit/Actions/Tool9/index.html> consultado el 18 de noviembre de 2007.
- Banco Mundial. 2007a. *Cost of Pollution in China: Economic Estimates of Physical Damage*. Washington, D.C.: Banco Mundial.
- Banco Mundial. 2007b. *2007 World Development Indicators*. Washington, D.C.: Banco Mundial.

capítulo/Trece Manejo de desperdicios sólidos

Mark W. Mike
y James R. Mihelcic

En este capítulo, los lectores aprenderán sobre el manejo de desperdicios sólidos municipales. Primeramente, los tipos de desperdicio sólido, sus cantidades, composición y propiedades físicas son descritos. Después, el capítulo se direcciona hacia el almacenamiento, recolección, transportación y desecho de desperdicios sólidos, incluyendo el reciclaje y la recuperación de materiales, el compostaje, incineración y rellenos sanitarios. El capítulo concluye con una introducción a la consulta pública, política pública y estimación de costos. El énfasis se ubica en la aplicación de conceptos básicos de balance de masa para los problemas de desperdicio sólido, con una mezcla de problemas y discusiones cuantitativas de temas de manejo más amplios.

Secciones principales

- 13.1 Introducción
- 13.2 Caracterización del desperdicio sólido
- 13.3 Componentes de los sistemas de desperdicios sólidos
- 13.4 Conceptos del manejo

Objetivos de aprendizaje

1. Describir los componentes clave de un sistema de manejo de desperdicios sólidos.
2. Identificar los objetivos del manejo de desperdicios sólidos.
3. Describir la legislación estadounidense clave correspondiente en relación con desperdicios sólidos.
4. Distinguir entre desperdicio sólido municipal y otros desperdicios sólidos.
5. Calcular las tasas de generación de peso seco y húmedo para componentes de desperdicio sólido específicos a partir de los datos disponibles.
6. Comentar las diferencias entre el manejo de desperdicios sólidos en los países desarrollados y en desarrollo.
7. Explicar las cuestiones asociadas con el diseño y operación de subsistemas exitosos de desperdicio sólido (recolección, estaciones de transferencia, instalaciones de recuperación de materiales, instalaciones de compostaje, incineradores y rellenos sanitarios).
8. Resolver problemas de mezclado para determinar una proporción de C/N apropiada para la composta.
9. Calcular requerimientos de oxígeno para los procesos de tratamiento biológico aeróbicos o térmicos, así como las tasas de generación de metano de los rellenos sanitarios con datos estequiométricos y de composición de masa.
10. Explicar las preocupaciones sobre los gases y lixiviados de rellenos sanitarios y cómo son direccionados.
11. Calcular el tamaño de un área de relleno sanitario con base en la construcción celular diaria.
12. Enfatizar con los interesados de la comunidad relacionados con emplazar un relleno sanitario o incinerador, y cuidadosamente decidir cómo llegar a un consenso.
13. Identificar métodos clave de consulta pública y sus fortalezas y debilidades.
14. Identificar opciones clave de política pública para el manejo de desperdicio sólido y resumir sus fortalezas y debilidades.
15. Estimar los costos para rellenos sanitarios de diferentes tamaños con factores de economía de escala.

13.1 Introducción

Los **desperdicios sólidos** incluyen el papel y el plástico generados en casa, la ceniza producida por la industria, los desperdicios alimenticios de cafeterías, hojas y pasto cortado de los parques, desperdicios médicos de hospitales y escombros de demolición de un sitio de construcción. Estos materiales están considerados como un **desperdicio** cuando los dueños y la sociedad creen que ya no tienen valor.

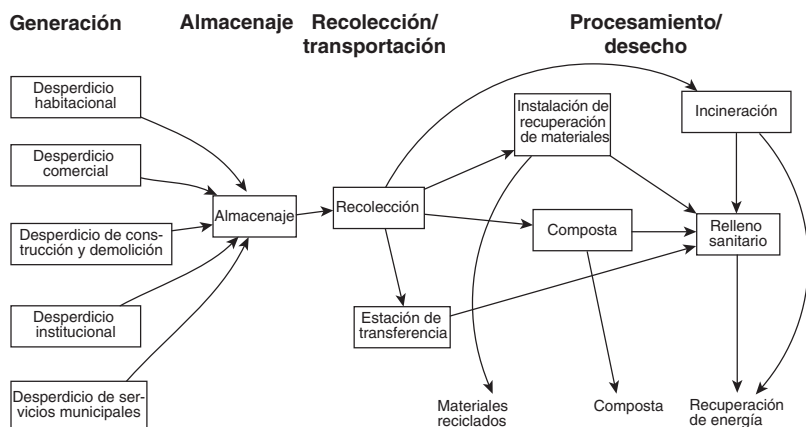
El **manejo de desperdicios sólidos** varía enormemente entre las culturas y los países y ha evolucionado a través del tiempo. Los componentes del manejo de desperdicio sólido están ilustrados en la figura 13.1. El manejo de desperdicio sólido requiere de un entendimiento de la **generación de desperdicio, almacenaje, recolección, transporte, procesamiento y desecho**. Los puntos finales en la figura 13.1 son materiales reciclados, composta y recuperación de energía; estos puntos finales se volverán más comunes a medida que la sociedad adopte prácticas más sustentables de manejo de desperdicios. Refiriéndose al capítulo 7, recuerde que el *desperdicio* es una palabra de origen humano; por lo tanto, necesita identificar maneras para minimizar la cantidad de desperdicio que se genera, transporta, procesa y desecha.

Los desperdicios sólidos difieren de los desperdicios líquidos o gaseosos debido a que no pueden ser bombeados o fluidos como los fluidos. Sin embargo, los desperdicios sólidos pueden ser puestos en formas sólidas (incluyendo tierras) y por lo tanto pueden ser contenidos más fácilmente. Estas diferencias han llevado a distintos enfoques para el manejo de desperdicios sólidos a los enfoques descritos en capítulos previos para las corrientes de desperdicios líquidos y gaseosos.

El manejo apropiado de desperdicios sólidos tiene cuatro objetivos principales:

1. Proteger la salud pública.
2. Proteger el medio ambiente (incluye la biodiversidad).
3. Direccionar preocupaciones sociales (equidad, justicia ambiental, estética, riesgo, preferencias públicas, reciclaje, energía renovable).
4. Minimizar el costo.

Es una práctica común para las comunidades individuales el poner pesos variables en estos objetivos. Por lo tanto, existen muchos sistemas diferentes para manejar el desperdicio sólido.



Cero desperdicio como un principio de diseño para el siglo xxi

<http://www.sierraclub.org/committees/zerowaste/>

<http://www.zerowaste.co.nz/index.sm>

Figura 13.1 Mirada global al sistema de manejo de desperdicios sólidos El sistema consiste del almacenaje, recolección y transportación, procesamiento y desecho. La recuperación de materiales, compostaje, reciclaje y recuperación de energía son importantes en la etapa de procesamiento y desecho.

Las comunidades preindustriales se arreglaron para que el desperdicio sólido fuera recolectado y desechado en locaciones centrales denominadas *basureros*. Algunos basureros aun se encuentran hoy en día. Por ejemplo, algunas áreas costeras a lo largo de la costa del Golfo de Florida son hogares para basureros derivados de mariscos que formaron pequeñas islas que ahora pueden ser exploradas. A medida que la población, la urbanización y el consumo aumentaron, el desperdicio sólido se hizo un mayor problema. Algunos desperdicios eran dejados en las calles y callejones, alimentando a perros, cerdos y ratas. Otros desperdicios eran remolcados fuera de la ciudad y vertidos en grandes montículos. La población creciente de las ciudades y las grandes tasas de mortalidad experimentadas en muchas partes del mundo debido a plagas, cólera y otras enfermedades infecciosas llevó a una demanda para limpiar las ciudades de desperdicio sólido. La recolección organizada, el tratamiento y el desecho de desperdicio sólido comenzó a finales de los años 1800 y fue cercanamente aunada al objetivo de mejorar la salud pública y el saneamiento. Los enfoques recientes hacia el manejo de desperdicios sólidos incluyeron el alimentar con desperdicios alimenticios a los animales de granja, quemar el desperdicio para calentar el agua de la ciudad y la creación de **vertederos** de desperdicio sólido (frecuentemente en humedales) para reclamar el suelo.

Durante los años noventa, la industrialización elevada resultó en la producción de diferentes desperdicios: más *desperdicios sólidos peligrosos*. Al mismo tiempo, las poblaciones urbanas crecientes, junto con la afluencia y el consumo creciente, elevaron la cantidad de desperdicio sólido producido. Los desperdicios sólidos no recuperados fueron colocados en instalaciones de ingeniería, los cuales eran llamados **rellenos sanitarios** o de ingeniería. La mejora de los vertederos a rellenos sanitarios de ingeniería ha sido un proceso gradual durante los pasados cien años que ha llevado a sistemas complejos y técnicamente avanzados para la protección de la salud humana y el medio ambiente.

La principal pieza de la legislación estadounidense que afecta el manejo de desperdicios sólidos es la **Ley sobre conservación y recuperación de recursos (RCRA)** de 1976. La RCRA dictaba el rastreo y manejo riguroso de desperdicios peligrosos. También hacía que los reglamentos mejoraran el diseño de rellenos sanitarios y redujeran el riesgo. Después siguió la *Ley de prevención de contaminación*.

En los pasados veinte años ha habido un énfasis elevado en **reducir, reciclar y reutilizar** (las tres R) como parte de la jerarquía de **prevención de contaminación** comentada en el capítulo 7. Numerosos reglamentos locales, estatales y nacionales han sido promulgados para incrementar el uso de las tres R. Estas iniciativas han sido motivadas por el deseo de reducir más los impactos adversos sociales y ambientales y de conservar los recursos naturales (incluyendo el agua y la energía). Al mismo tiempo, ha habido un reconocimiento aumentado sobre la importancia de la evaluación del ciclo de vida al evaluar las opciones de manejo de desperdicio sólido. De conformidad, las tendencias recientes le dan mayor importancia al enfoque integrado o basado en sistemas para el manejo de desperdicios sólidos.

13.2 Caracterización del desperdicio sólido

Los desperdicios sólidos pueden ser caracterizados por su fuente, uso original (por ejemplo, un vidrio o plástico), peligro o composición subyacente física o química. Los desperdicios que esparcen las enfermedades se denominan desperdicios **putrescibles**. Pueden esparcir enfermedad directa (como los pañales sucios) o indirectamente al proporcionar una fuente alimenticia para los

RCRA

<http://www.epa.gov/awsregs/laws/rcra.html>

vectores de enfermedades como insectos (moscas) o animales (ratas, perros, pájaros).

13.2.1 FUENTES DE DESPERDICIO SÓLIDO

Las fuentes de desperdicio sólido y los constituyentes típicos se identifican en la tabla 13.1. Algunos desperdicios sólidos (por ejemplo, los desperdicios de minas y la mayoría de los desperdicios agrícolas e industriales) son manejados por el generador del desperdicio. Las fuentes más pequeñas generalmente son manejadas conjuntamente bajo un sistema integrado. Los desperdicios sólidos manejados conjuntamente por una municipalidad son llamados **desperdicio sólido municipal (MSW)**. El enfoque de este capítulo es sobre el manejo de MSW, aunque muchos de los principios y procesos comentados también son relevantes para el manejo de desperdicios industriales, agrícolas y de minería.

Tabla / 13.1

Fuentes de desperdicio sólido y porcentaje típico que conforma el desperdicio sólido municipal			
Fuente	Ejemplos	Comentarios	Porcentaje típico de MSW
Habitacional	Viviendas unifamiliares, departamentos	Desperdicios de alimentos, desperdicios de patio/jardín, papel, plástico, vidrio, metal, desperdicios peligrosos del hogar.	30%–50%
Comercial	Tiendas, restaurantes, edificios de oficinas, moteles, refaccionarias de autos, pequeños negocios	Los mismos de arriba, pero más variables de fuente a fuente. Pequeñas cantidades de desperdicios peligrosos específicos.	30%–50%
Institucional	Escuelas, hospitales, prisiones, bases militares, asilos para la tercera edad	Los mismos de arriba; composiciones variables entre fuentes.	2%–5%
Construcción y demolición	Sitios de construcción o demolición de edificios, sitios de construcción de carreteras	Predominan concreto, metal, madera, asfalto, panel de yeso, y suciedad. Algunos desperdicios peligrosos posibles.	5%–20%
Servicios municipales	Limpieza de calles, parques y playas; arenilla y biosólidos de tratamiento de aguas y aguas residuales; desecho de autos abandonados y animales muertos	Las fuentes de desperdicio varían según las municipalidades.	1%–10%
Industrial	Manufactura ligera y pesada, grandes plantas de procesamiento de alimentos, plantas generadoras, plantas químicas	Pueden producir grandes cantidades de desperdicios relativamente homogéneos. Pueden incluir cenizas, arenas, lodos de molinos de papel, huesos de frutas, tanques de lodos.	No MSW
Agrícola	Granjas de cultivo, industrias lácteas, corrales de engorda, huertos	Residuos de alimentos echados a perder, abonos, materia de plantas no utilizada (por ejemplo, paja), desperdicios peligrosos.	No MSW
Minería	Minería de carbón, minería de uranio, minería de metal, exploración de petróleo/gas	Puede producir cantidades vastas de desperdicios sólidos que necesitan manejo especializado.	No MSW

FUENTE: Tchobanoglous et al., 1993.



Discusión en clase

La EPA reporta que la cantidad de desperdicio sólido de casas en Estados Unidos típicamente se eleva en 25% entre el Día de Acción de Gracias y de Año Nuevo, de 4 millones de toneladas a 5 millones de toneladas. ¿Qué cambios específicos tecnológicos, políticos y de comportamiento humano pueden implementar los habitantes de hogares y la comunidad para reducir el volumen del desperdicio generado durante la temporada festiva?

13.2.2 CANTIDADES DE DESPERDICIO SÓLIDO MUNICIPAL

La tabla 13.2 proporciona las cantidades de desperdicio sólido municipal generado y manejado en Estados Unidos desde 1960 hasta 2005. Advierta cómo las tasas de generación se han elevado dramáticamente en solo un poco más de 40 años. Aunque las tasas de reciclaje aumentaron en los años noventa, durante el mismo periodo, la tasa de producción de desperdicio también se elevó continuamente. En su conjunto, los ciudadanos estado-unidenses gastaron más en los años noventa, reciclaron más y desecharon más desperdicio.

La tasa de generación de 2005 de 0.75 mg por persona por año excluye los escombros de construcción y demolición y los biosólidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (los cuales, como se enlistó en la tabla 13.1, frecuentemente son incluidos en el desperdicio sólido manejado por una municipalidad). Como regla aproximada, una tasa de generación global para el MSW en la mayoría de los países industrializados es ahora de aproximadamente 1 mg por persona por año. Debido a que el desperdicio sólido habitacional hace de 30 a 50% del MSW, esto se convierte a una tasa de generación de desperdicio habitacional de aproximadamente 1 kg por persona por día.

La cantidad de MSW generada puede variar dentro de un año, entre las áreas urbanas y rurales, geográficamente, con los ingresos y entre países. La fracción manejada por el reciclaje, el compostaje, la incineración o los rellenos sanitarios varía aun más de conformidad con las condiciones locales. Es común leer reportes de que una ciudad o condado en particular producen más desperdicio que otros. Sin embargo, estos reportes necesitan leerse con cuidado, debido a que diferentes autoridades cuentan diferentes corrientes de desperdicio, y algunos definen desperdicio *producido* como desperdicio que permanece después del reciclaje y el compostaje. Una clave es la de entender las diferencias entre las *tasas de generación* y *tasas de descarte* (la diferencia entre ser parte de la corriente de desperdicios que es reutilizada o reciclada).

Tabla / 13.2

Cantidades de desperdicio sólido municipal en Estados Unidos a través del tiempo

	Mg por persona por año ¹					
	1960	1970	1980	1990	2000	2005
Generación	0.44	0.54	0.61	0.75	0.77	0.75
Reciclaje	0.03	0.04	0.06	0.11	0.17	0.18
Composta	Mala	Mala	Mala	0.01	0.05	0.06
Incineración	0.00	0.00	0.01	0.11	0.11	0.10
Relleno sanitario ²	0.42	0.50	0.54	0.52	0.43	0.41

¹ Estas cantidades excluyen los escombros de construcción y demolición y los biosólidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

² Esto incluye pequeñas cantidades de desperdicio incinerado a través de la recuperación de energía y no incluye desperdicios producidos durante el reciclaje, el compostaje y la incineración (por ejemplo, cenizas).

FUENTE: EPA, 2006a.

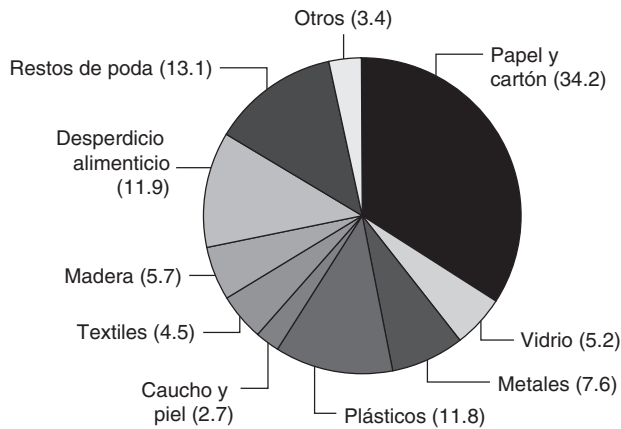


Figura 13.2 Porcentaje de varios materiales (en base de masa) que componen el desperdicio sólido municipal de Estados Unidos, 2005

Datos de EPA (2006a).

13.2.3 MATERIALES EN EL DESPERDICIO SÓLIDO MUNICIPAL

La figura 13.2 muestra el desglose de porcentajes estimados de los varios materiales encontrados en el MSW en el punto de generación. Esta información puede utilizarse para evaluar cuáles corrientes de desperdicio pueden ser destinados para programas de compostaje o de recuperación de materiales. Por ejemplo, la figura 13.2 muestra que un alto porcentaje del desperdicio global es desperdicio de poda (13.1%) y papel/cartón (34.2%). Los tipos de materiales en el MSW también han cambiado a través del tiempo. La figura 13.3 muestra este cambio durante los pasados 45 años, especialmente para materiales asociados con el embalaje (plástico y papel/cartón).



Discusión en clase

Con base en los datos mostrados en las figuras 13.2 y 13.3, ¿para qué materiales desarrollaría inmediatamente un programa de prevención de contaminación? ¿Qué desperdicios destinaría para la reducción de fuentes y cuáles destinaría para el reciclaje?

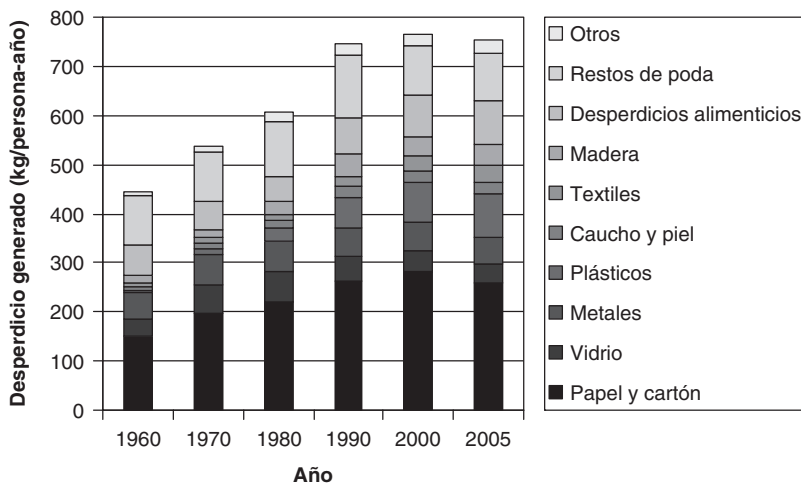


Figura 13.3 Tasa de generación de varios materiales en el desperdicio municipal sólido estadounidense, 1960-2005

Data from EPA, (2006a).

Recuadro / 13.1 Caracterización global del desperdicio sólido

El desperdicio sólido generado en los países en desarrollo es mucho menor (0.15 a 0.3 mg por persona por año) que en los países desarrollados (0.7 a 1.5 mg por persona por año). La composición del desperdicio también difiere a través del mundo como se muestra en la tabla 13.3. Las diferencias clave en la composición del desperdicio en los países en desarrollo incluyen la fracción más alta de putrescibles orgánicos y la menor fracción de productos manufacturados como papel, metales y vidrio.

Los hogares con mayores ingresos generan más material inorgánico de desperdicio de embalaje, mientras que los hogares con menores ingresos producen una mayor frac-

ción de más material orgánico al preparar los alimentos de ingredientes base. Sin embargo, algunos hogares con mayores ingresos en el mundo en desarrollo pueden generar la misma cantidad de material orgánico debido a que preparan alimentos más frescos y sin empaque. Estas diferencias tienden a reducirse a medida que los países se desarrollan en sus economías.

En combinación con menores recursos y habilidades financieras, las diferencias en la producción de desperdicio sólido significan que se requieren prácticas de manejo de desperdicios sólidos únicas en las locaciones con economías en desarrollo.

Tabla / 13.3**Composición de desperdicio sólido para cinco ciudades del mundo**

Ubicación	Desperdicio de alimentos	Papel	Metales	Vidrio	Plástico, caucho, piel	Textiles	Cerámica, polvo, cenizas, piedras	Generación (mg/persona-año)
Bangalore, India	75.2	1.5	0.1	0.2	0.9	3.1	19	0.146
Manila, Filipinas	45.5	14.5	4.9	2.7	8.6	1.3	27.5	0.146
Asunción, Paraguay	60.8	12.2	2.3	4.6	4.4	2.5	13.2	0.168
Ciudad de México, México	59.8*	11.9	1.1	3.3	3.5	0.4	20	0.248
Bogotá, Colombia	55.4*	18.3	1.6	4.6	16	3.8	0.3	0.270

* Incluye pequeñas cantidades de madera, heno y paja.

FUENTE: Díaz et al., 2003.

**Caracterización de desperdicio alrededor del mundo**

Típicamente, las **tasas de generación** de desperdicio sólido (en kg de un material específico generado por día o año) se determinan al recolectar datos para el desperdicio total generado y el porcentaje de un material específico en el desperdicio sólido. Puede ser engañoso para comparar los datos de porcentaje de descomposición entre dos diferentes meses o dos diferentes locaciones, debido a que las diferencias son propensas en la tasa total de generación de desperdicios. En su lugar, se deberían comparar las tasas de generación de desperdicio en base a kg *por año* para cada material de interés. Este punto es demostrado en el ejemplo 13.1.

13.2.4 RECOLECCIÓN DE DATOS DE CARACTERIZACIÓN DE DESPERDICIOS SÓLIDOS

La caracterización del MSW es una tarea compleja. Debido a que el desperdicio sólido varía enormemente en la composición y la cantidad dentro de una región y a través del tiempo, siempre habrá grandes incertidumbres en los estimados

ejemplo/13.1 Cálculo de tasas de generación de desperdicios sólidos

La composición de desperdicio sólido y la cantidad de desperdicio sólido generada de dos ciudades ubicadas en el mundo en desarrollo son las siguientes:

Componente	Ciudad 1	Ciudad 2
Desperdicio de alimentos (%)	47.0	65.5
Papel y cartón (%)	6.3	6.5
Ceniza (%)	36.0	10.2
Otros (%)	10.7	17.8
Tasa de generación de desperdicios (kg/persona-día)	0.38	0.28

¿Cuál ciudad genera más ceniza en una base per cápita? ¿Cuál ciudad genera más desperdicio de no ceniza en una base per cápita?

solución

Para determinar cuál ciudad produce más ceniza en una base per cápita, multiplique la tasa de generación de desperdicio global por el porcentaje del componente de interés (en este caso ceniza) en la corriente de desperdicio global:

$$\begin{aligned}\text{Ciudad 1: } & 0.38 \text{ kg/persona-día} \times \frac{36.0}{100} \\ & = 0.14 \text{ kg de desperdicio de ceniza/persona-día}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Ciudad 2: } & 0.28 \text{ kg/persona-día} \times \frac{10.2}{100} \\ & = 0.03 \text{ kg de desperdicio de ceniza/persona-día}\end{aligned}$$

La ciudad 1 produce significativamente más ceniza en una base por persona.

Para encontrar la tasa de generación de desperdicio de no ceniza, primero determine el porcentaje de generación de no ceniza mediante la resta, y luego multiplique este valor por la tasa total de generación de desperdicios:

$$\begin{aligned}\text{Ciudad 1: } & 0.38 \text{ kg/persona-día} \times \frac{(100 - 36.0)}{100} \\ & = 0.24 \text{ kg de desperdicio de no ceniza/persona-día}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Ciudad 2: } & 0.28 \text{ kg/persona-día} \times \frac{(100 - 10.2)}{100} \\ & = 0.25 \text{ kg de desperdicio de no ceniza/persona-día}\end{aligned}$$

Las tasas de generación de desperdicio de no ceniza son aproximadamente iguales.

ejemplo/13.1 Continuación

La mayor diferencia es que una ciudad genera mucha más ceniza que la otra. Una explicación posible es que es más común para la gente en la ciudad 1 quemar combustibles sólidos como la madera o el carbón para cocinar o calentar. Otra explicación posible es que la ciudad 2 recolecta desperdicio de cenizas junto con otros desperdicios sólidos, mientras que la ciudad 1 recolecta solo algo del desperdicio de ceniza producido. Otras razones climáticas y socioeconómicas son plausibles.

En cualquier caso, el ejemplo muestra cómo la caracterización del desperdicio es un aspecto importante de un programa de manejo de desperdicio sólido debido a que la generación y la composición de desperdicios pueden diferir dentro de un país y alrededor del mundo.

de la composición del desperdicio sólido. La generación de buenos datos ayuda con hacer decisiones de manejo apropiadas, pero la reducción de la incertidumbre en la composición estimada puede ser muy cara.

Comúnmente se utilizan tres métodos para caracterizar el desperdicio sólido:

1. *Revisión de literatura.* Este método se basa en el uso de datos pasados para caracterizar la composición de desperdicio sólido. Tiene algunas limitaciones: Las definiciones utilizadas para recolectar los datos pueden ser poco claras. Los patrones de generación de desperdicio sólido varían con el tiempo y el espacio. La mayoría de los datos históricos carecen de un análisis sobre la incertidumbre de los datos. Y la mayoría de los datos históricos carecen de un estimado conjunto de desperdicio total y porcentaje de composición.
2. *Análisis de entrada-salida.* Este método se basa en el uso de los datos sobre el consumo de materiales para calcular la generación de desperdicio. Los datos de EPA utilizados para las figuras 13.2 y 13.3 son ejemplos de este método de análisis. Este enfoque también tiene debilidades: requiere aclarar fronteras para que las importaciones y exportaciones fuera de la frontera (por ejemplo, fuera de Estados Unidos) puedan contarse. Requiere suposiciones sobre el almacenamiento y el uso consuntivo (por ejemplo, comer) de bienes comprados. Requiere suposiciones sobre desperdicios generados sin un registro económico (por ejemplo, desperdicios de poda).
3. *Encuestas por muestreo.* Este método se basa en la recolección de datos reales y métodos estadísticos para calcular promedios e incertidumbres. Muchas locaciones requieren de encuestas periódicas y un número de métodos están disponibles para ayudar en las encuestas por muestreo (ASTM, 1992; Ministerio para el Medioambiente de Nueva Zelanda, 2002). Este enfoque tiene tres debilidades: una gran variabilidad significa que un gran número de muestras son necesarias, lo cual eleva los costos. La alta variabilidad de una temporada a otra puede significar que las encuestas periódicas deben llevarse a cabo durante un año o dos antes de que se puedan obtener datos útiles. Finalmente, debido a que la incertidumbre aumenta a medida que el porcentaje se reduce, el método no es efectivo para componentes relativamente poco comunes.

13.2.5 CARACTERIZACIÓN FÍSICA/QUÍMICA DEL DESPERDICIO

La selección de una opción de manejo particular para los desperdicios sólidos depende de características físicas y químicas específicas del desperdicio. Los datos sobre las tasas de generación de desperdicio se proporcionan en términos de unidades de masa (masa/tiempo cápita) y no en unidades de volumen, debido a que la densidad de desperdicio puede variar enormemente entre los desperdicios o con el tiempo. Los estimados de **densidad de desperdicios** son importantes para que se puedan estimar los requerimientos de espacio para el desperdicio en varias etapas (por ejemplo, recolección, transportación, desecho) dentro del sistema de manejo de desperdicios.

La tabla 13.4 proporciona densidades típicas para diferentes tipos de desperdicio sólido durante las diferentes etapas de manejo de desperdicio sólido. Los grandes incrementos en la densidad que vienen con la compactación de desperdicio en un camión o relleno sanitario, y del rescate de materiales recuperados, son importantes para evaluar la economía de opciones relacionadas de manejo de desperdicios sólidos.



Recolección de desperdicio de combustible para su incineración en Japón (foto cortesía de James Mihelcic).

Tabla / 13.4

Densidades de varios desperdicios sólidos municipales y materiales recuperados			
	Rango de densidad (kg/m ³)		Rango de densidad (kg/m ³)
MSW mezclado		Contenedores de plástico	32–48
Sueltos	90–180	Papel misceláneo	48–64
Sueltos (países en desarrollo)	250–600	Periódico	80–110
En camión compactador	300–420	Desperdicio de jardín	64–80
Después de verterlo del camión compactador	210–240	Caucho	210–260
En relleno sanitario (inicial)	480–770	Botellas de vidrio	190–300
En relleno sanitario (con sobrecarga)	700–1 100	Desperdicio de alimentos	350–400
Triturado	120–240	Latas de estaño	64–80
Embalado	480–710	Materiales recuperados (densificados)	
Materiales recuperados (sueltos)		Latas de aluminio embaldadas	190–290
Combustible en polvo rechazado-derivado	420–440	Latas ferrosas en cubo	1 040–1 500
Combustible densificado rechazado-derivado	480–640	Cartón embalado	350–510
Chatarra de aluminio	220–260	Periódico embalado	370–530
Chatarra ferrosa	370–420	Papel de alto grado embalado	320–460
Cartón	16–32	Plástico PET embalado	210–300
Latas de aluminio	32–48	Plástico HDPE embalado	270–380

FUENTE: Díaz et al., 2003.

El **contenido de humedad** del desperdicio sólido se determina como sigue:

$$\text{contenido de humedad} = \frac{\text{masa de humedad}}{\text{total de masa de desperdicio}} \quad (13.1)$$

Esta definición es diferente de la base de peso seco, definición utilizada comúnmente en las aplicaciones de ingeniería geotécnica. Sin embargo, es la misma que la base de peso húmedo, definición comúnmente utilizada en las ciencias del suelo. El peso seco se puede encontrar como sigue:

$$\text{masa seca} = \text{total de masa de desperdicio} \times \frac{100 - \text{contenido de humedad (en \%)}}{100} \quad (13.2)$$

Diferentes cantidades de humedad se asocian con diferentes desperdicios sólidos y los datos son típicamente recolectados en el desperdicio sólido húmedo como *recibidos*. Este valor es entonces convertido a masa de desperdicio seco antes de que se hagan más cálculos. La tabla 13.5 proporciona valores típicos para el contenido de humedad de diferentes componentes de desperdicio sólido, junto con la información sobre el contenido de energía y la composición química elemental.

Tabla / 13.5

Características físicas/químicas comunes de los componentes de desperdicio sólido

	Humedad (% por masa húmeda)	Valor de energía recibido (MJ/kg)	Valor de energía después del secado (MJ/kg)	Carbón (% por masa seca)	Hidrógeno (% por masa seca)	Oxígeno (% por masa seca)	Nitrógeno (% por masa seca)	Azufre (% por masa seca)	Ceniza (% por masa seca)
Desperdicios de alimentos	70	4.2	13.9	48	6.4	37.6	2.6	0.4	5
Revistas	4.1	12.2	12.7	32.9	5	38.6	0.1	0.1	23.3
Papel (mezclado)	10	15.8	17.6	43.4	5.8	44.3	0.3	0.2	6
Plásticos (mezclados)	0.2	32.7	33.4	60	7.2	22.8	<0.1	<0.1	10
Textiles	10	18.5	20.5	48	6.4	40	2.2	0.2	3.2
Caucho	1.2	25.3	25.6	69.7	8.7	<0.1	<0.1	1.6	20
Piel	10	17.4	18.7	60	8	11.6	10	0.4	10
Desperdicios de poda	60	6.0	15.1	46	6	38	3.4	0.3	6.3
Madera (mezclada)	20	15.4	19.3	49.6	6	42.7	0.2	<0.1	1.5
Vidrio	2	0.2	0.2	0.5	0.1	0.4	<0.1	<0.1	99
Metales	4	0.6	0.7	4.5	0.6	4.3	<0.1	<0.1	90.6

FUENTE: Algunos datos de Tchobanoglous et al., 1993.

El diseño de sistemas para la **recuperación de energía** requiere de datos sobre el contenido del desperdicio. Similarmente, la evaluación de muchos sistemas de tratamiento de desperdicios sólidos requerirá de información sobre la composición elemental de desperdicios. Los componentes de alta energía de MSW son plástico y papel. El desperdicio de alimentos y el desperdicio de poda tienen alto contenido de humedad, lo cual limita la energía que liberan al ser quemados.

Los contenidos de humedad proporcionados en la tabla 13.5 son valores típicos. Estos valores pueden variar enormemente dependiendo de la composición específica del componente de desperdicio o los factores locales como el clima. Por ejemplo, el desperdicio de poda que se genera durante el verano podría ser predominantemente pasto, y después de la recolección en clima húmedo, el desperdicio de poda podría tener un contenido de humedad de 80%. A finales de otoño, el desperdicio de poda podría ser predominantemente hojas, y después de su recolección en clima seco, podría tener un contenido de humedad tan bajo como 20%. El contenido de humedad variable de un material de desperdicio puede afectar la evaluación de la composición global de una corriente de desperdicio (como se muestra en el ejemplo 13.2) y el cálculo del desperdicio total. Por lo tanto es preferible trabajar con la masa seca del desperdicio durante los cálculos intermedios.

ejemplo/13.2 Ajustándose para el contenido de humedad variable del desperdicio

Los desperdicios de alimentos pueden conformar una fracción importante de una corriente de sólido residual municipal. Para diseñar un sistema de recolección de desperdicio alimenticio, una municipalidad está interesada en determinar la cantidad de desperdicio alimenticio generado. El desperdicio sólido fue analizado en un día en particular cuando se encontró que la generación total de desperdicio anual era de 700 kg/ persona-año. El estudio también mostró que el desperdicio alimenticio era 20% de la masa (húmeda) total del desperdicio generado (vea la siguiente tabla). Por lo tanto, la tasa de generación de desperdicio de alimentos es de 140 kg/persona-año.

El estudio, sin embargo, no midió el contenido de humedad del desperdicio. Suponga que los datos de porcentaje de desperdicio fueron recolectados en un día seco de verano con bajo contenido de humedad. Suponga un contenido de humedad típico, calcule la tasa de generación de desperdicio de alimentos y la tasa total de generación de desperdicios.

	Porcentaje de masa total	Bajo contenido de humedad (%)	Contenido típico de humedad (%)
Desperdicio de alimentos	20	50	70
Desperdicio de papel	30	3	10
Desperdicio de poda	30	20	60
Otro desperdicio	20	2	5

solución

Primero determine la tasa de generación seca de las varias corrientes de desperdicio en un día cuando el desperdicio tiene un bajo contenido

ejemplo/13.2 Continuación

de humedad. Este valor puede ser convertido a la tasa de generación típica seca (la cual es probablemente más aplicable durante todo el año). La tasa total de generación de cada componente de la corriente de desperdicio sólido se puede calcular y tabular como se muestra en la tabla 13.6. Para calcular las condiciones en un día con un contenido de humedad típico, determine la tasa de generación seca con un contenido de humedad asumido bajo (proporcionado en la tabla que precede). Después añada la humedad típica de vuelta a la tasa de generación seca.

Las ecuaciones 13.1 y 13.2 pueden combinarse para encontrar la masa total como una función de masa seca y contenido de humedad:

$$\text{masa total} = \frac{\text{masa seca}}{100 - \frac{\text{contenido de humedad (en \%)}}{100}}$$

Los resultados del análisis se muestran en la tabla 13.6.

La tasa de generación total típica esperada de desperdicio sólido con humedad típica añadida es de 1024.1 kg/persona-año y la tasa de generación de masa húmeda de desperdicios de alimentos es de 233.3 kg/persona-año. Estos valores son significativamente más altos que los valores muestreados (proporcionados en la primera columna de la tabla 13.6) debido a que los valores muestreados fueron determinados en un día de verano relativamente seco.

Tabla / 13.6

Resultados para el ejemplo 13.2

	Tasa de generación total muestreada (kg/persona-año)	Contenido de humedad asumido (%)	Tasa de generación seca (kg/persona-año)	Contenido típico de humedad (%)	Tasa de generación total típica (kg/persona-año)
Desperdicio de alimentos	140	50	70	70	233.3
Desperdicio de papel	210	3	203.7	10	226.3
Desperdicio de poda	210	20	168	60	420.0
Otro desperdicio	140	2	137.2	5	144.4
Total	700		578.9		1024.1

13.2.6 CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS PELIGROSOS

Los desperdicios son considerados como **residuos peligrosos** cuando poseen una amenaza directa a la salud humana o al medio ambiente. Los desperdicios pueden clasificarse como peligrosos por una de seis características: inflamable, corrosivo, reactivo, tóxico, radiactivo o infeccioso. La tabla 13.7 proporciona mayor detalle sobre cada característica.

La mayoría de los países tienen leyes y reglamentos relacionados con los desperdicios peligrosos y proporcionan una definición que clasifica los

Tabla / 13.7**Métodos para clasificar un desperdicio sólido como peligroso**

Características del desperdicio	Pregunta relacionada a la característica
Inflamable	¿El desperdicio sólido puede crear un incendio (por ejemplo, desperdicios de solventes)?
Corrosivo	¿El desperdicio es muy ácido o básico y tan capaz de corroer contenedores de almacenamiento (por ejemplo, ácido de baterías)?
Reactivo	¿El desperdicio puede participar en reacciones químicas rápidas llevando a explosiones, humos tóxicos o calor excesivo (por ejemplo, litio que puede reaccionar con la explosividad del agua, explosivos, lodo con cianuro, agentes oxidantes fuertes)?
Tóxico	¿El desperdicio puede causar daño interno a una persona u organismo (por ejemplo, venenos que provocan muerte o ceguera, carcinógenos)?
Radiactivo	¿El desperdicio puede liberar partículas subatómicas que pueden provocar efectos tóxicos (por ejemplo, algunos desperdicios médicos y de laboratorios, desperdicios asociados con la producción de energía nuclear)?
Infeccioso	¿El desperdicio puede llevar a la transmisión de enfermedades (por ejemplo, jeringas utilizadas, desperdicios médicos de hospitales)?

FUENTE: Agencia de Protección Ambiental, www.epa.gov/osw/haswaste.htm.

desperdicios particulares como legalmente peligrosos o no. En Estados Unidos, los reglamentos relevantes son promulgados bajo la RCRA y se enfocan en principio en los grandes generadores de desperdicios relativamente homogéneos. El manejo de desperdicios peligrosos es un tema especializado que está más allá del alcance de este libro. En el capítulo 7 se describió cómo la química y la ingeniería verdes pueden desplegarse para reducir o eliminar la producción de químicos peligrosos (y sus riesgos y desperdicios asociados).

Las pequeñas cantidades de desperdicios que exhiben las características de un residuo peligroso frecuentemente no son consideradas como residuo peligroso y son manejadas (y por lo tanto desechadas) junto con el desperdicio municipal. La tabla 13.8 enlista los productos peligrosos de uso casero comunes. El almacenamiento y uso de estos productos en el hogar es una preocupación (especialmente debido a los malos ambientes del aire interno). Muchas municipalidades proporcionan programas de desperdicios caseros peligrosos que educan a los consumidores en el uso de alternativas verdes (visite la página www.care2.com/greenliving/) mientras que también recolectan los desperdicios caseros peligrosos.

Los lectores deben considerar el impacto de sus compras al medio ambiente. Para los grados variantes, los desperdicios de productos caseros peligrosos incrementarán los impactos ambientales en ecosistemas y en las plantas de tratamiento de aguas residuales, las instalaciones de recuperación de materiales, las instalaciones de compostaje, los rellenos sanitarios y las instalaciones de desperdicio a energía. En adición, el uso de estos artículos en el hogar o lugar de trabajo presenta un riesgo ambiental para los seres humanos que ocupan los edificios. Como se explorará en el capítulo 14, el especificar y utilizar los productos y equipos de limpieza degradables y no tóxicos reduce las emisiones y los costos de operación y mantenimiento, y mejora la calidad del aire interior y la productividad del ocupante.

¿Es un desperdicio no peligroso o peligroso?

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



Discusión en clase

¿Qué alternativas verdes podría utilizar en su casa o departamento para eliminar el uso de desperdicios caseros peligrosos enlistados en la tabla 13.8? ¿Cómo podría comunicar efectivamente esta información al público como un ingeniero empleado por la municipalidad local?

Ley de prevención de contaminación

<http://www.epa.gov/oppt/p2home/pubs/laws.htm>

Tabla / 13.8

Productos peligrosos comunes encontrados en el hogar

Producto	Preocupación
<i>Productos de limpieza para el hogar</i>	
Limpiadores de hornos	Corrosivo
Limpiadores de drenaje	Corrosivo
Cloro, ácidos de albercas	Corrosivo
Blanqueador de cloro	Corrosivo
<i>Productos automotores</i>	
Aceite de motor	Inflamable
Anticongelante	Tóxico
Baterías de autos	Corrosivo
Líquidos de transmisión y frenos	Inflamable
<i>Productos para césped y jardín</i>	
Herbicidas, insecticidas	Tóxico
Preservativos de madera	Tóxico
<i>Pesticidas de interiores</i>	
Repelentes de mosquitos y champúes	Tóxico
Repelentes de polilla	Tóxico
Venenos para ratones y ratas	Tóxico
<i>Mantenimiento del hogar/pasatiempos</i>	
Pinturas de aceite o con base de esmalte	Inflamable
Solventes de pintura y disolvente (tiner)	Inflamable

FUENTE: Adaptado de la Agencia de Protección Ambiental (www.epa.gov/msw/hhw-list.htm) y Tchobanoglous et al., *Integrated Solid Waste Management*, 1993, derechos reservados McGraw-Hill.

Recuadro / 13.2 Manejo de desperdicios sólidos en el mundo en desarrollo: estudio del caso de Mali, África del Oeste

El manejo apropiado de desperdicios sólidos es importante en todas partes del mundo.* Los componentes del manejo de desperdicio sólido pueden verse un poco diferentes. Aquí se explora el manejo de desperdicios sólidos en un vecindario de la ciudad de Sikasso (Mali) que tiene una población de aproximadamente 150 000. La figura 13.4 proporciona una mirada global de los componentes.

Almacenamiento en sitio

Las mujeres barren sus pequeñas tiendas y casas cada mañana y tarde y ponen el desperdicio en un bote de basura o esquina. Los residentes pueden comprar un bote de basura hecho de tambos de metal a la mitad, el cual tiene orificios en las paredes. El desperdicio sólido habitacional consiste principalmente de papel, orgánicos (polvo, hojas) y algo de plástico. También hay desperdicio sólido significativo generado en los mercados, especialmente orgánicos y cartón.

Recolección

Típicamente, la recolección de desperdicio sólido comienza con organizaciones privadas que recolectan el desperdicio sólido.

Transporte y transferencia

Si su hogar tiene una cuenta con la organización de recolección, un hombre con un carro tirado por burros vendrá a su concesión/casa cada día, vaciará su bote de basura y llevará el desperdicio a un área de recolección en la periferia de la ciudad. No vaciarán su basura sin un bote de basura. Aquellos sin botes de basura y acuerdos les pedirán a los niños que se lleven la basura a las áreas de recolección. En algunos casos, la organización de recolección principal o privada tiene un gran camión y tractor y puede transferir grandes pilas de basura de las áreas centrales a un área de recolección. En Sikasso existen diez áreas de recolección en la periferia.

Recuadro / 13.2 Continuación**Procesamiento**

Las personas que hurgan en la basura especialmente los niños, que viven cerca de las áreas de recolección pueden recoger de entre el desperdicio sólido antes de que el equipo de recolección llegue para llevarse la basura fuera de la ciudad. Algunos residentes pueden quemar la basura ocasionalmente si la pila se vuelve demasiado grande.

Desecho

Después, el desperdicio sólido es quemado o llevado de la periferia a áreas rurales. Puede ser esparcida sobre los campos en barbecho como composta. Actualmente, no existen rellenos sanitarios oficiales para desecho, pero están pendientes los planes de construcción.

Reducción de fuente, reciclaje, compostaje

Gran parte de la basura es orgánica. La gente reutiliza las latas, bolsas y otros plásticos y metales siempre que puede. Éstos

pueden utilizarse para contenedores en la reventa de productos (por ejemplo, jugo, especias) o reciclados en juguetes y artes (por ejemplo, latas metálicas de leche hechas camiones de juguete).

Vectores de enfermedad

Las ratas, los ratones, los gusanos, las cucarachas y los mosquitos pueden encontrarse en las áreas de recolección. Aquellos que viven en la proximidad de esas zonas pueden experimentar riesgos elevados a la salud. Mucha gente alrededor del mundo aun no entiende la conexión entre estos vectores y las enfermedades diarreicas o la malaria.

Consideraciones culturales

Los hombres y las mujeres consideran la transportación y la quema de desperdicios sólidos como trabajo de niños, a menos que tengan una cuenta con la organización de recolección.

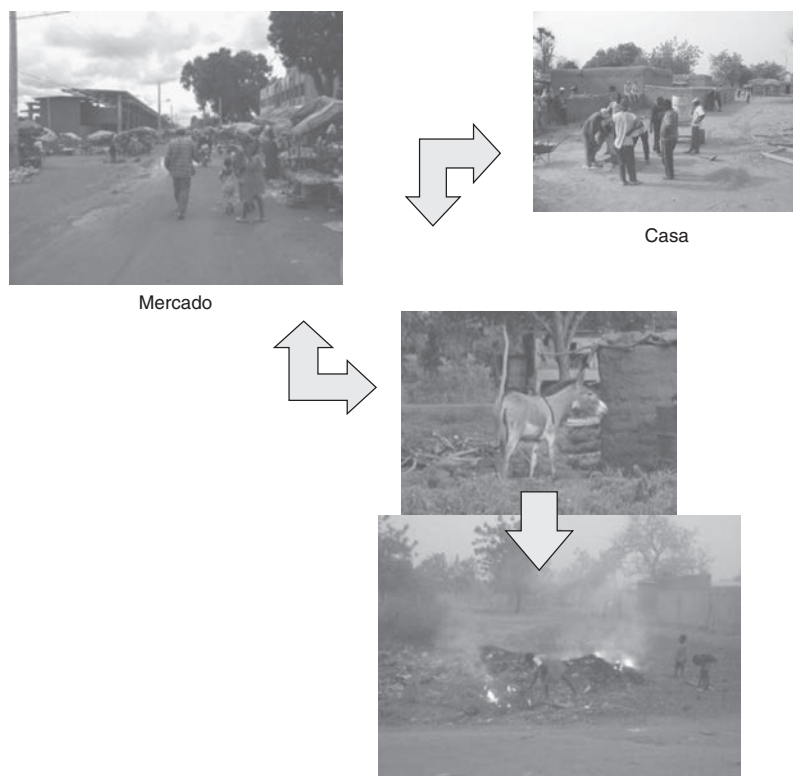


Figura 13.4 Manejo de desperdicio sólido en la ciudad de Sikasso, Mali (población aproximada de 150 000)

*Este estudio de caso es cortesía de Brooke Ahrens. Fotos cortesía de Brooke Ahrens y Jennifer McConville.

13.3 Componentes de los sistemas de desperdicios sólidos

Recuerde de la figura 13.1 que un sistema de desperdicios sólidos comprende la generación de desperdicio, el almacenamiento, la recolección y la transportación, y el procesamiento y desecho. En esta sección cada responsabilidad se considera en mayor detalle comenzando con el almacenamiento, la recolección y la transportación.

13.3.1 ALMACENAMIENTO, RECOLECCIÓN Y TRANSPORTACIÓN

El almacenamiento, la recolección y la transportación de desperdicio sólido municipal típicamente abarcan 40 a 80% del costo total de manejo de desperdicio sólido. Necesitan ser consideradas tres preguntas al diseñar un sistema de almacenamiento, recolección y transportación:

1. ¿Qué desperdicios se deben recolectar del generador y cuáles debe el generador transportar hacia una instalación de procesamiento?
2. ¿Hasta qué extensión debería pedírsele a los generadores separar el desperdicio recolectados en diferentes fracciones?
3. ¿El desperdicio debería ser transportado directamente a una instalación de tratamiento/desecho, o los vehículos de recolección deberían transferir desperdicios primero hacia un vehículo más eficiente?

Estas preguntas no se pueden considerar independientemente. Por ejemplo, una comunidad podría estar considerando si tener una recolección de periódicos de casa en casa contra un sistema en el que el periódico es tirado en centros de reciclaje. Si el periódico se recolecta de casa en casa, se requerirá un sistema apropiado para que los hogares recolecten y entreguen los periódicos en la orilla de la acera para su recolección. Es necesaria una evaluación sobre si se debería utilizar un vehículo por separado para recolectar los periódicos o si se podría utilizar la recolección existente para los productos reciclados o el desperdicio general. Si se utiliza un vehículo separado para la recolección del periódico, podría ser más eficiente que aquellos camiones conduzcan directamente hacia un área de almacenamiento de descarga para el embarque del desperdicio de papel. Sin embargo, si se utiliza el mismo camión para la recolección de periódicos y de desperdicio general, puede ser más eficiente que el camión viaje hacia una estación de transferencia en donde se separa el periódico y se envía en un vehículo especial al muelle, mientras que el desperdicio general es llevado a un relleno sanitario.

Las opciones comunes disponibles para los problemas de almacenamiento, recolección y transportación relacionados pueden utilizarse para divisar soluciones creativas y sustentables. La figura 13.5 proporciona ejemplos de vehículos y contenedores utilizados para la recolección, el almacenamiento y el transporte de componentes específicos de desperdicio sólido municipal.

Para el MSW habitacional, el método de recolección más común es el de la acera. Se les pide a los residentes que separen los desperdicios en varios tipos (por ejemplo, reciclables, desperdicio orgánico y desperdicio general) utilizando diferentes contenedores o bolsas, los cuales se colocan en la acera para su recolección. La recolección la realizan uno o más camiones. El número de trabajadores por camión varía entre las comunidades, con algunos camiones operados por una sola persona y los residentes utilizando grandes botes con ruedas para el almacenamiento de desperdicios. Algunas comunidades utilizan sistemas de recolección que pesan los botes (o carga por bolsa) y por lo tanto cargan el generador de conformidad. Para la recolección de desperdicio habitacional, el costo aumenta más rápidamente con el número de paradas, el número de trabajadores



a) Este vehículo de carga frontal es comúnmente utilizado para la recolección comercial.

(Foto cortesía de Heil Environmental)



b) Este vehículo de carga lateral es comúnmente utilizado para la recolección habitacional.

(Foto cortesía de Heil Environmental)



c) El vehículo de carga trasera se utiliza para la recolección habitacional.

(Foto cortesía de Heil Environmental)



d) Esta es una barredora de calles y senderos.

(Foto cortesía de Hako-Werke GmbH)



e) Este depósito ofrece los medios para reciclables en una distrito de compras.

(Foto cortesía de Glasdon UK Ltd.)

Figura 13.5 Dispositivos para ayudar a la recolección, almacenamiento y transportación de desperdicios sólidos



Almacenamiento de desperdicio sólido en Fiji

(Foto cortesía de James Mihelcic)



Recicle su teléfono celular

© Bakaleev Aleksey/iStockphoto

y el número total de camiones en servicio. Estos factores han influenciado los sistemas de recolección para que ahora típicamente utilicen grandes contenedores de desperdicios para los residentes, más camiones multiusos, mayor densidad de desperdicio por camión y menos trabajadores por camión.

Los generadores de desperdicios comerciales e institucionales típicamente utilizan contenedores de almacenamiento más grandes y tienen un sistema separado para la recolección de desperdicios. El sistema utiliza vehículos específicamente diseñados para la recolección de grandes cantidades de desperdicio por parada. Los edificios comerciales o habitacionales de gran altura son un caso especial. Muchos tienen sistemas especializados para transportar el desperdicio hacia el fondo del edificio para su almacenamiento y compactación previo a la recolección.

Las estaciones de depósito para los reciclables son otra parte valiosa de un sistema de recolección de MSW. Éstas se pueden diseñar para que las utilicen personas que están caminando o andan en bicicleta, así como manejando sus vehículos personales o que utilizan el transporte público compartido. Los sistemas de depósito también pueden ser utilizados para el desperdicio general en las áreas rurales sin recolección de puerta en puerta. En donde el acceso vehicular sería inapropiado o difícil (digamos, en una ciudad muy vieja o una zona turística), los sistemas neumáticos pueden utilizarse para transmitir desperdicios mediante vacío hacia afuera del núcleo urbano.

Las **estaciones de transferencia** se utilizan en ciudades y pueblos más grandes para reducir los costos asociados con la transportación. También se han vuelto comunes debido al movimiento hacia los sitios de desecho regional (contra los muchos sitios de desecho locales que existieron hace varias décadas). Los camiones de recolección son vehículos especializados y se utilizan con más eficiencia para recolectar, en vez de transportar, el desperdicio. Mientras que un camión de recolección típico puede cargar de 4 a 7 Mg de MSW, un camión más grande que utiliza compactación más eficiente puede cargar de 10 a 20 Mg de MSW. Las estaciones se pueden utilizar también para transferir contenedores de desperdicio que son enviados por tierra o mar. Con los aumentos en la distancia a los sitios de tratamiento de desperdicios y desecho y la cantidad de desperdicio generada, las estaciones de transferencia urbana generalmente se vuelven más económicas.

13.3.2 RECICLAJE Y RECUPERACIÓN DE MATERIALES

El reciclaje requiere de la separación de materiales y la eliminación de desperdicios de baja calidad. Los sistemas exitosos de reciclaje utilizan una mezcla de separación en la fuente por el generador de desperdicios, por la maquinaria en una locación central y por gente entrenada en una locación central. Los sistemas exitosos de reciclaje requieren una consideración cuidadosa de costos involucrados y de los mercados para los productos reciclados. Diversos tipos de **instalaciones de recuperación de materiales (MRF)** se pueden utilizar con alguna especialización en el procesamiento de desperdicios recolectados por separado (vea la figura 13.6).

La expansión en el reciclaje requiere del desarrollo de nuevos mercados. De otra manera, el exceso de provisión sobre la demanda llevará a la reducción en el valor de los materiales recuperados, hasta el punto que más recursos se utilizan para recuperar los materiales que los que se salvan por la recuperación. En algunos casos, puede darse el reciclaje adicional al distribuir la información entre los tenedores de desperdicios y los usuarios potenciales. Los sistemas de intercambio de desperdicio pueden ser operados para ayudar a un pequeño negocio (o dueño de casa) a resolver un problema de desperdicios mientras que otro encuentra un ingreso valioso.

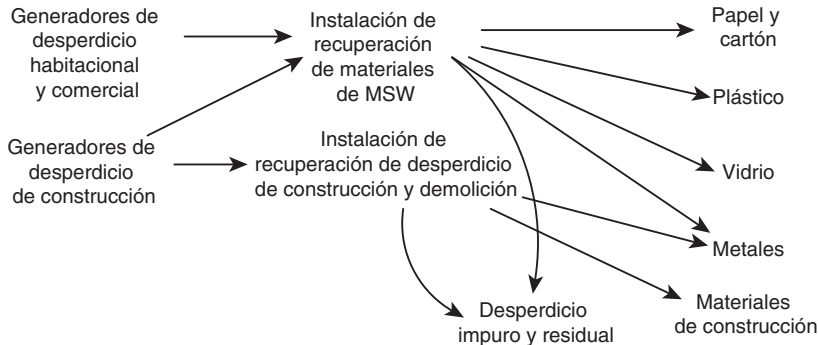


Figura 13.6 Sistemas de reciclaje: generadores de desperdicio, instalaciones de recuperación de materiales y mercados para los materiales recuperados

Advierta que en los programas de reciclaje, el control de impurezas puede ser crítico. Por ejemplo, una pequeña cantidad de cerámica en el vidrio puede hacer al vidrio impráctico para su reciclaje. El limitar el número de impurezas requiere una comunicación extensiva y en marcha con los generadores de desperdicio, ya sean niños, adultos, dueños de negocios o líderes comunitarios.

TIPOS DE MATERIALES RECUPERADOS O RECICLADOS El reciclaje de plásticos es un reto en parte porque la industria de plásticos ha desarrollado y puesto en los mercados muchos tipos únicos de plásticos que no son necesariamente compatibles cuando son reciclados. Para ayudar con el reciclaje de plásticos, un código de resinas internacionales está marcado en la mayoría de los productos consumidores de plástico (vea la tabla 13.9). Los plásticos más comúnmente recuperados son el tereftalato de polietileno (PET) (tipo 1) y el polietileno de alta densidad (HDPE) (tipo 2). A medida que la sociedad se aparta del uso de recursos no renovables

Tabla / 13.9

Tipos de plásticos encontrados en los productos comerciales con códigos de resina utilizados para ayudar en la recuperación

Código de resina	Material	Aplicaciones de muestra
	Tereftalato de polietileno (PET)	Botellas de plástico para refrescos; envases de alimentos
	Polietileno de alta densidad (HDPE)	Botellas para leche; bolsas para comestibles
	Cloruro de polivinilo	Envases tipo blister; bolsas para la ropa de cama, tuberías
	Polietileno de baja densidad	Bolsas para lavado en seco y alimentos congelados
	Polipropileno	Contenedores de yogurt, comidas para llevar
	Poliestireno	Platos y vasos; empaque de muebles y electrónicos
	Otros plásticos	Empaques personalizados

como los plásticos de petróleo, habrá mayor uso de biomateriales para los productos de empaque.

El papel recuperado es típicamente transformado de vuelta a nuevos productos de papel. El papel de desperdicio es de mayor valor cuando las fibras de papel son más largas y hay menos impurezas. Las revistas lustrosas actualmente tienen un valor menor que el papel de oficina debido a que usan minerales que proporcionan el lustre al papel. El papel previamente reciclado pierde su valor debido a que el proceso de reciclaje acorta las fibras.

Debido al gran requerimiento de energía para procesar el mineral de aluminio, el aluminio es típicamente de gran valor por peso de unidad de material recuperado. Los materiales ferrosos (hierro, acero) han sido recuperados por procesadores de chatarra de metal durante muchas décadas. Con un mercado desarrollado para el metal ferroso de desperdicio, ahora es común la recuperación de los metales ferrosos de aplicaciones, vehículos, equipo, latas y escombros de demolición.

El sistema para convertir el vidrio de desperdicio, llamado cullet, en vidrio nuevo está bien desarrollado. Sin embargo, el gran costo de transportación hacia un fundidor de vidrio puede hacer impráctico el convertir de vuelta el vidrio de desperdicio a vidrio nuevo. Como resultado, nuevos mercados están en desarrollo para este material.

Los **escombros de construcción y demolición** incluyen metal, madera, piedra y concreto. Algunos materiales de construcción (por ejemplo, tejas y accesorios) se pueden reutilizar, mientras que otros se procesan para usos nuevos. La piedra triturada y el concreto pueden convertirse en agregados para concreto nuevo o para otros propósitos de complemento de construcción (vea el capítulo 14).

SEPARACIÓN DE MATERIALES Una amplia variedad de equipo mecánico está disponible para la separación de materiales de desperdicio. Los magnetos pueden separar los metales ferrosos, pero sólo después de que cualquier bolsa ha sido abierta y el desperdicio ha sido colocado en transportadores. Para separar los papeles y el plástico, la maquinaria puede explotar la menor densidad y mayor tamaño de estos materiales. Los métodos pueden involucrar filtros, mesas sacudidoras inclinadas tipo tamiz, ráfagas de aire y tamices de rotación llamados cribas. En algunos casos, los desperdicios de papel y plástico son separados de otros materiales de baja energía y luego puestos en un estado mezclado para ser utilizados como una fuente de combustible. La mezcla de papel/plástico se denomina **combustible derivado de residuos (RDF)** y puede ser triturado y luego comprimido para reducir los costos de transportación. Las técnicas mecanizadas también están disponibles para separar el aluminio de otros materiales y para distinguir varios colores de vidrio.

En muchas situaciones, las personas son empleadas para ayudar en la separación de materiales de desperdicio. En algunos casos, la gente asegura que se

E-cycle sus desperdicios electrónicos

<http://www.epa.gov/epawaste/conservation/materials/ecycling/index.htm>

Recuadro / 13.3 El papel de la basura en el mundo en desarrollo

En los países en desarrollo es común para los *basureros*, el *sector informal*, participar en actividades de manejo de desperdicios sólidos. Esto es debido principalmente a servicios municipales inadecuados, los cuales crean una gran necesidad para la recolección informal de desperdicio y una oportunidad de ingresos entre los pobres. Medina (2002), escribe:

Cuando la basura es soportada –finalizando la explotación y la discriminación– ésta representa una ilustración perfecta del desarrollo sustentable que puede ser logrado en el Tercer Mundo: se crean empleos, se reduce la pobreza, se disminuyen los costos de materias primas para la industria (al mismo tiempo que aumenta la competitividad), se conservan los recursos, se reduce la contaminación y se protege al medio ambiente.

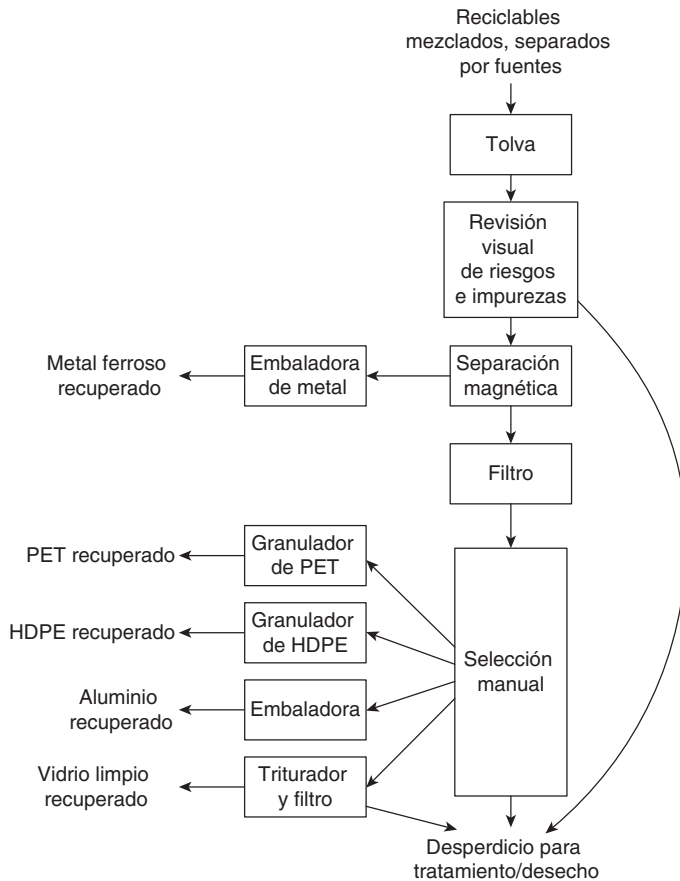


Figura 13.7 Diagrama de flujo de proceso para una instalación de recuperación de materiales Esta instalación está diseñada para procesar plásticos PET y HDPE, metal y latas de aluminio y vidrios limpios separados por fuente.

producen materiales de recuperación de alta calidad. En otros casos, el personal recoge desperdicios específicos de un transportador y los coloca en contenedores separados. La salud y la seguridad de los trabajadores es obviamente una preocupación primaria en los MRF.

El diseño de una MRF es difícil y se valoran los enfoques creativos. Los materiales separados necesitan ser comprimidos para su transportación y almacenados con seguridad. Un diagrama de flujo de proceso típico para un MRF se muestra en la figura 13.7. El diseño de MRF necesita manejar materiales de desperdicio que llegan en cantidades variables, así como adaptarse a mercados que varían en el precio pagado por materiales procesados.

13.3.3 COMPOSTAJE

El **compostaje** es un proceso microbiano que trata los desperdicios biodegradables. Las reacciones son similares a aquellas empleadas en el tratamiento aeróbico de aguas residuales (comentado en el capítulo 11). Los desperdicios son procesados a un tamaño adecuado, se añade agua, se permite que entre el aire para transferir oxígeno hacia la pila de desperdicio y el desperdicio es mezclado para asegurar una degradación equitativa. Los microorganismos alimentados hacia la materia orgánica en el desperdicio producen dióxido de carbono y dejan atrás un sólido (llamado *composta*) que puede aplicarse al

Tabla / 13.10

Tipos más comunes de sistema de compostaje

Tipo de sistema	Tamaño de partículas	Tipos de desperdicio	Frecuencia de mezclado	Tiempo para obtener la composta
Hileras	5–20 mm	Poda mixta	Una vez por semana	2–4 meses
En depósito	5–20 mm	Poda y comida	Por hora	1–2 meses

suelo. Las dos aplicaciones más comunes de la composta son para: 1) desperdicios industriales/agrícolas como el desperdicio de madera, el desperdicio de procesamiento de peces y los sólidos generados en una planta municipal de tratamiento de aguas residuales y, 2) MSW separado por fuentes como los desperdicios de poda recolectados separadamente o una mezcla de desperdicios de poda y alimentos recolectados por separado.

El compostaje tiene diversos objetivos: 1) reducir la masa del desperdicio a manejarse, 2) reducir el potencial de contaminación, 3) destruir cualquier patógeno y, 4) producir un producto que pueda ser puesto en el mercado o usado por la comunidad local.

La tabla 13.10 proporciona algún detalle de los dos tipos más comunes de sistemas de compostaje en uso: hileras y en depósito. La figura 13.8 ilustra cada uno de ellos. Una **hilera** es una pila trapezoidal de materia orgánica procesada dejada al aire libre. Debe ser volteada ocasionalmente para asegurar que toda la materia orgánica pase tiempo dentro de la pila, en donde la temperatura y el contenido de humedad son ideales para la descomposición. Un sistema **en depósito** mantiene la materia orgánica procesada en un gran contenedor. Aunque la construcción de este proceso es más cara, permite un control más preciso, maneja más fácilmente las emisiones de aire y produce la composta más rápido.

La producción de composta requiere mantenimiento de temperaturas por arriba de los 40° C durante varios días o más. El proporcionar las condiciones apropiadas para el crecimiento aeróbico lleva a la rápida liberación de energía en forma de calor, y los sistemas de composta comúnmente



a) Hileras

(Foto proporcionada por el doctor Ian Mason, Universidad de Canterbury)



b) Sistema en depósito

(Foto proporcionada por Robert Rynk)

Figura 13.8 Dos sistemas de compostaje

Tabla / 13.11**Contenido de nutrientes de varios materiales utilizados en el compostaje**

Composting systems perform best when the carbon-to-nitrogen ratio is optimized in the range of 20–40 (C:N of 20:1 to 40:1).

Material	Nitrógeno (% de masa seca)	Proporción C:N (base de masa seca)
Orina	15–18	0.8
Heces humanas	5.5–6.5	6–10
Estiércol de vaca	1.7–2	18
Pollinaza	5–6.3	15
Estiércol de caballo	1.2–2.3	25
Lodo activado	5	6
Desperdicios de vegetales no legumbres	2.5–4.0	11–12
Hojas y tallos de papas	1.5	25
Paja de trigo	0.3–0.5	130–150
Paja de avena	1.1	48
Recortes de césped	2.4–6.0	12–15
Hojas frescas	0.5–1.0	41
Aserrín	0.1	200–500
Desperdicios de alimentos	3.2	16
Papel mezclado	0.19	230
Desperdicios de poda	2.0	23

FUENTE: Haug, 1993.

pueden alcanzar temperaturas de 70° C durante cortos periodos. La alta temperatura asegura la destrucción de patógenos y semillas indeseadas y lleva a una producción más rápida del producto final. El proceso se controla por contenido de nutrientes (especialmente nitrógeno), pH, contenido de humedad y contenido del aire.

El contenido de nutrientes es comúnmente expresado como **proporción de carbono a nitrógeno** en una base de peso seco (proporción C:N). Esta proporción debe estar en un rango de 20 a 40 (20:1 a 40:1) para los materiales que entran a un proceso de compostaje. La tabla 13.11 enlista el contenido de nitrógeno y la proporción C:N para una variedad de materiales comúnmente hechos composta.

Cuando un desperdicio no es composteable per se, puede ser mezclado con otros materiales para asegurar el contenido de nutrientes apropiado, pH, contenido de humedad y porosidad del aire. El ejemplo 13.3 demuestra un cálculo típico utilizado para determinar la correcta composición del desperdicio añadido a un sistema de compostaje.



**Diseño mixto de
compostaje**

ejemplo/13.3 Determinación de los ingredientes apropiados para el compostaje exitoso

Una pollinaza tiene un contenido de humedad de 70% y tiene 6.3% de N (en una base de masa seca). El estiércol será compostado con paja de avena con un contenido de humedad de 20%. El C:N deseado para la mezcla es de 30. Con los valores de la tabla 13.11 para la composición del nitrógeno y la proporción C:N para estos dos materiales, determine el kg de paja de avena requerida por kg de estiércol para lograr la proporción de C:N deseada.

solución

Suponga 1 kg de masa seca de pollinaza húmeda. Sea X = kg de paja de avena húmeda en una base de masa seca. La masa de carbono y nitrógeno obtenida de cada material en la mezcla es:

$$\begin{aligned}\text{Masa seca de nitrógeno de la pollinaza} &= 1 \times (1 - 0.7) \times 0.063 \\ &= 0.0189 \text{ kg}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Masa seca de carbono de la pollinaza} &= 1 \times (1 - 0.7) \times 0.063 \times 15 \\ &= 0.2835 \text{ kg}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Masa seca de nitrógeno de la paja de avena} &= X \times (1 - 0.2) \times 0.011 \text{ kg} \\ &= 0.0088 \times X \text{ kg}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Masa seca de carbono de la paja de avena} &= X \times (1 - 0.2) \times 0.011 \times 48 \text{ kg} \\ &= 0.4224 \times X \text{ kg}\end{aligned}$$

La proporción de C:N global es

$$\begin{aligned}30 &= \frac{(\text{masa de carbono de la pollinaza} + \text{masa de carbono de la paja de avena})}{(\text{masa de nitrógeno de la pollinaza} + \text{masa de nitrógeno de la paja de avena})} \\ 30 &= \frac{(0.2835 + 0.4224 \times X)}{(0.0189 + 0.0088 \times X)}\end{aligned}$$

Al encontrar X se observa que $X = 1.8$ kg. Por lo tanto, por cada 1 kg de pollinaza, 1.8 kg de paja de avena se deben añadir para obtener una proporción de C:N óptima de 30. La razón para esto es que la pollinaza es una mejor fuente de nitrógeno y la paja de avena proporciona una mejor fuente de carbono.

El compostaje puede llevarse a cabo por particulares, por negocios particulares o por las municipalidades con grandes cantidades de desperdicio orgánico. En todos los casos, los principios son los mismos. El compostaje de jardines puede reducir los costos (y los impactos ambientales asociados) de la recolección, transportación y procesamiento y desecho de desperdicios orgánicos. Muchas municipalidades ahora proporcionan unidades de compostaje caseras gratis o subsidiadas (o granjas de gusanos) para animar a la práctica. Para ser efectivo, el compostaje casero debe tener la mezcla apropiada de materiales ricos en nitrógeno y carbono y tener el flujo de aire y humedad adecuados. Las malas prácticas de compostaje casero no lograrán las temperaturas requeridas para el tratamiento efectivo, pueden crear problemas de olor y pueden atraer animales. Las municipalidades necesitan

encontrar el balance apropiado de educación, subsidios y ejecución para lograr sistemas efectivos de compostaje de jardines.

A una mayor escala, los sistemas de compostaje deben coincidir con el producto para los mercados apropiados. Las municipalidades pueden regresar (o vender) la composta de vuelta a los residentes locales que generaron el desperdicio. Los mercados más grandes de composta incluyen parques municipales, campos de golf, viveros, paisajes, rellenos sanitarios (como material de cubierta diaria y final) y cultivadores de césped. Muchos usuarios insistirán en la falta de impurezas en la composta, y el estricto control de los desperdicios puestos en un sistema de compostaje asegurará un producto de calidad en demanda.

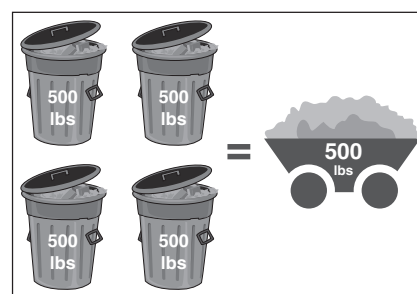
13.3.4 INCINERACIÓN

La **incineración** (también llamada **desperdicio a energía**) es un proceso de combustión en el que el oxígeno es utilizado a altas temperaturas para liberar la energía en desperdicio. En 2004 en Estados Unidos, las instalaciones de desperdicio a energía quemaron 29 millones de toneladas de MSW. En adición, 380 rellenos sanitarios de Estados Unidos ahora recuperan el metano. La incineración puede reducir la cantidad de desperdicio que se necesita desechar, generar energía para una comunidad y también reduce los costos de transportación de MSW. La incineración se hace más favorable para los desperdicios que tienen alto contenido de energía, bajo contenido de humedad y bajo contenido de cenizas. Estos desperdicios incluyen el papel, los plásticos, los textiles, el caucho, la piel y la madera (valores de energía previamente enlistados en la tabla 13.5).

La tabla 13.12 describe seis sistemas de incineración. El método más comúnmente utilizado es el de *quema masiva de incineración*. En este proceso, el DSM no

Construya su propia cubeta de composta

<http://www.edf.org/article.cfm?ContentID=2030>



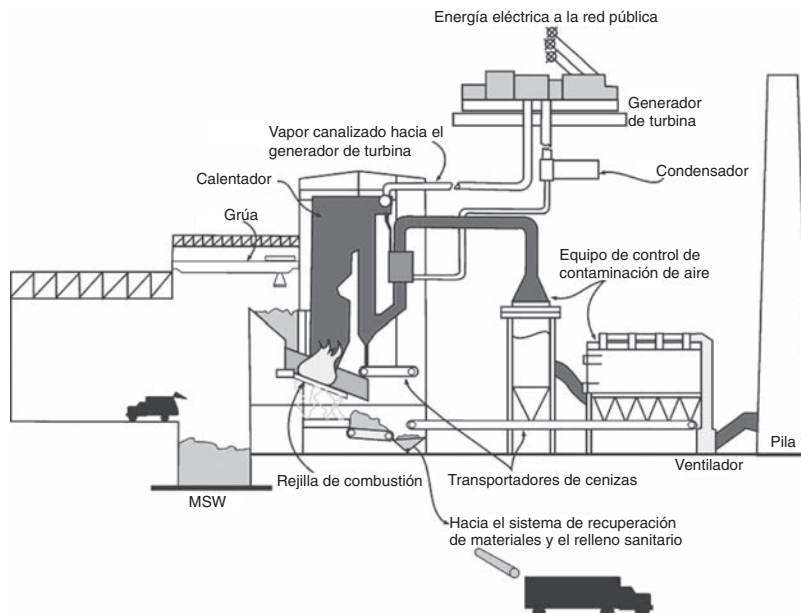
Se requieren 2 000 libras de MSW para igualar la energía de calor en 500 libras de carbón.

Tabla / 13.12

Sistemas comunes de incineración

Tipo de sistema de incineración	Explicación
Quema masiva	El desperdicio sólido municipal no segregado es puesto en combustión.
Modular	Los incineradores pequeños se enfocan en el tratamiento de corrientes específicas de desperdicios (por ejemplo, Desperdicio médico).
Combustible derivado de residuos (RDF)	Las corrientes de desperdicios ricos en energía pueden ser separadas de otros desperdicios y quemados, típicamente como un sustituto para los combustibles sólidos como el carbón, en las plantas generadoras. Los biosólidos del tratamiento de aguas residuales son este tipo de corrientes de desperdicios.
Co-incineración	Los desperdicios comerciales/industriales específicos de la postproducción como los desperdicios de madera de la construcción pueden ser puestos en combustión con los desperdicios de producción como el lodo de fábricas de papel o los biosólidos secos de las plantas de tratamiento de aguas residuales para producir energía.
Residuo peligroso	Los desperdicios orgánicos peligrosos (por ejemplo, solventes, pesticidas) pueden ser puestos en combustión para destruir los desperdicios, aunque esto requiere una atención muy fija en las emisiones de aire.
Hornos de cemento	Las fábricas de cemento pueden proporcionar condiciones apropiadas para la combustión de muchos desperdicios, incluyendo las llantas y los aceites de desperdicio, durante la producción de cemento.

Figura 13.9 Sistema de incineración de quema masiva para el tratamiento de desperdicio municipal sólido Los programas para la reducción y el reciclaje de desperdicios y la eliminación de desperdicios caseros peligrosos y metales pesados (por ejemplo, baterías) de una corriente de desperdicio pueden ser coordinados con los sistemas de incineración para minimizar el riesgo potencial asociado con los contaminantes encontrados en el gas liberado y la ceniza.



segregado es en combustión. La figura 13.9 proporciona una esquemática de un incinerador de quema masiva típico. La incineración crea dos subproductos sólidos. La *ceniza de fondo* es la fracción no quemada del desperdicio. La *ceniza volante* es la materia de partículas suspendidas en el aire en combustión y removidas por el equipo de control de contaminación del aire. Ambas cenizas tienen un número de componentes peligrosos y necesitan ser manejados con cuidado; por lo tanto, una mezcla de procesos de recuperación y rellenos sanitarios se utiliza para las cenizas.

El control de contaminación del aire es requerido para que los incineradores limiten las emisiones de partículas, metales volátiles (como el mercurio), óxidos nitrosos y productos de combustión incompleta (como las dioxinas). A finales de los años ochenta, los incineradores fueron el principal contribuyente de emisiones de dioxina en Estados Unidos, pero desde 2000, la contribución de emisiones de dioxina de los incineradores ha sido de menos de 6% del total. La quema informal en los patios de desperdicio sólido (por ejemplo, barriles de quema) es ahora la principal fuente de emisiones de dioxina en Estados Unidos (EPA, 2006b).

Suficiente oxígeno se debe proporcionar en los procesos de incineración para asegurar la combustión total. El carbono, el hidrógeno y el azufre en la corriente residual son oxidados a CO_2 , H_2O y SO_2 durante la combustión. Aunque hay algo de oxígeno presente en los desperdicios inicialmente, la mayoría de este oxígeno viene del aire. El ejemplo 13.4 muestra cómo calcular el aire requerido en la combustión.

Los sistemas de incineración frecuentemente tienen altos costos de construcción y operación. Sin embargo, los costos se pueden compensar mediante ahorros en la transportación de desperdicios hacia un sitio de desecho, requerimientos de tierra para desecho y energía recuperable. Los sistemas exitosos de incineración son aquellos en los que el desperdicio es apropiado para la incineración y se pueden encontrar las compensaciones de costos. En adición, los sistemas de incineración son complejos y requieren habilidades



Discusión en clase

¿Cómo podría guiar una junta pública en la que deben discutir sobre los cambios de comportamiento que reducirían el uso de barriles de quema en una comunidad rural? ¿Qué interesados necesitan estar presentes en dicha junta? ¿Qué acciones específicas emplearía para lograr un consenso?

Ejemplo/13.4 Requerimientos de aire para la combustión de desperdicio sólido municipal

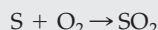
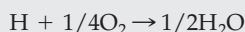
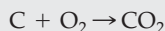
Un combustible derivado de residuos (RDF) comprende 60% de papel mezclado, 30% de plástico mezclado y 10% de textiles. Suponga que se seca antes de la combustión. Determine el volumen del aire (en L) a 20° C, 1 presión atmosférica se requiere para la combustión de 1 kg de RDF.

solución

Use valores de porcentaje de composición de desperdicio sólido de la tabla 13.5 para determinar los moles de C, H, S y O en el desperdicio. (Los pesos moleculares son 12, 1, 32 y 16 g/mol, respectivamente.) Complete una tabla para cada uno de los componentes de RDF:

	Masa seca (g)	Moles de C	Moles de H	Moles de S	Moles de O
Papel (mezclado)	600	21.7	34.8	0.038	16.6
Plástico (mezclado)	300	15.0	21.6	<0.01	4.3
Textiles	100	4.0	6.4	0.006	2.5
Total	1000	40.7	62.8	0.05	23.4

Los moles de O₂ requeridos para la combustión son determinados para cada especie molecular. Las reacciones de oxidación balanceadas son las siguientes:



De las reacciones balanceadas, 1, 1/4, y 1 mol de O₂ son requeridos por mol de carbono, hidrógeno y azufre, respectivamente. En adición, cada mol de oxígeno (O) en el desperdicio puede compensar el requerimiento a 0.5 mol de gas de O₂. Los moles globales de O₂ requeridos para incinerar el desperdicio son entonces

$$\begin{aligned} & \left[\left(40.7 \text{ moles C} \times \frac{1 \text{ mol O}_2}{\text{mol C}} \right) + \left(62.8 \text{ moles H} \times \frac{1/4 \text{ mol O}_2}{\text{mol H}} \right) \right. \\ & \left. + \left(0.05 \text{ mol S} \times \frac{1 \text{ mol O}_2}{\text{mol S}} \right) \right] - \left(23.4 \text{ moles O} \times \frac{0.5 \text{ mol O}_2}{\text{mol O}} \right) \\ & = 44.8 \text{ moles O}_2 \end{aligned}$$

Este valor de O₂ puede convertirse a litros de oxígeno, con el uso de la ley de gas ideal, después de lo cual se puede determinar el volumen del aire. Reformular la ley de gas ideal ($PV = nRT$) para encontrar V . Utilice un valor

ejemplo/13.4 Continuación

de $R = 0.082 \text{ L-atm/mol-K}$, junto con los valores de 20°C y 1 presión atmosférica:

$$V = 44.8 \text{ moles O}_2 \times 0.082 \text{ L-atm/mol-}^\circ\text{K} \times \frac{(273 + 20)^\circ\text{K}}{1 \text{ atm}}$$

$$= 1\,080 \text{ L O}_2/\text{kg}$$

Debido a que el aire es aproximadamente de 20.9% de O_2 , los litros de O_2 pueden ser convertidos a litros de aire:

$$1\,080 \text{ L O}_2/\text{kg} \times \frac{1 \text{ L de aire}}{0.209 \text{ L O}_2} = 5\,200 \text{ L de aire/kg de desperdicio}$$

avanzadas en construcción y operación. Estos dos factores provocan que los sistemas de incineración sean preferidos en regiones más económicamente avanzadas del mundo en donde los valores del suelo, los costos de energía y los costos de transportación asociados con otras alternativas son altos.

13.3.5 RELLENO SANITARIO

Los **rellenos sanitarios** son instalaciones de ingeniería diseñadas y operadas para la contención a largo plazo de desperdicios sólidos. El diseño del relleno sanitario variará según el desperdicio y la ubicación de la instalación. Con base en el tipo de desperdicio, los cuatro principales tipos de rellenos sanitarios se enlistan en la tabla 13.13 junto con los reglamentos federales relevantes según la RCRA. En los rellenos sanitarios, los desperdicios son colocados y compactados en formas sólidas, luego son cubiertos para limitar la exposición al agua y al aire. El **lixiviado** es agua que contacta los desperdicios y se vuelve un agua residual contaminada. A medida que los materiales biológicos se descomponen en los rellenos sanitarios, el oxígeno se consume, y el dióxido de carbono se produce. A través del tiempo evoluciona un medio ambiente anaeróbico que lleva a la producción de gas metano.

Tabla / 13.13

Principales tipos de rellenos sanitarios La vigilancia regulatoria depende del tipo de desperdicio.

Tipo de desperdicio	Reglamentos aplicables en Estados Unidos
Escombros de construcción y demolición	Los reglamentos de los rellenos sanitarios de escombros de construcción y de demolición se manejan a nivel estatal en Estados Unidos.
Desperdicio sólido municipal	40 C.F.R. Parte 258
Desperdicio industrial (por ejemplo, para cenizas y desperdicio de minas)	40 C.F.R. Parte 257
Residuos peligrosos	40 C.F.R. Partes 264 y 265

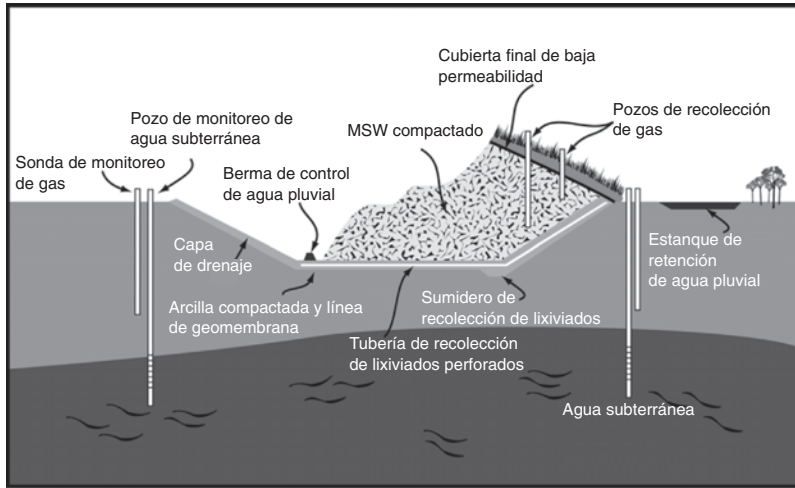


Figura 13.10 Sección transversal de un relleno sanitario moderno que muestra las barreras incorporadas en el diseño de ingeniería. Las muchas barreras ayudan a proteger al medio ambiente.

(Redibujado con permiso de la National Solid Wastes Management Association (NSWMA))

Como se muestra en la figura 13.10, los rellenos sanitarios son instalaciones técnicamente avanzadas con sistemas de protección ambiental sofisticados. Los rellenos sanitarios de protección ambiental ocurren a través de una combinación de cuatro barreras: 1) emplazamiento apropiado, 2) diseño de ingeniería que es cuidadosamente implementado durante la construcción y la operación, 3) exclusión de desperdicios inapropiados y, 4) monitoreo a corto y largo plazos.

EMPLAZAMIENTO DE RELLENOS SANITARIOS Los rellenos sanitarios necesitan estar ubicados en donde los riesgos al medio ambiente y la sociedad son bajos, por lo que aun en el caso de un mal diseño, construcción u operación, el riesgo resultante es minimizado. El negar las cuestiones asociadas con justicia social y ambiental también es crítico. La tabla 13.14 resume las locaciones que se deben evitar al considerar el emplazamiento de un relleno sanitario y otras cuestiones que necesitan ser consideradas. El emplazamiento de un relleno sanitario es una cuestión social altamente contenciosa, y el papel del ingeniero es el de proporcionar entradas y análisis de una manera equitativa.

Table / 13.14

Cuestiones a considerar al emplazar un relleno sanitario

Locación – Cuestiones específicas a evitar

- Llanuras de inundación
- Fallas geológicas activas
- Carriles propensos a deslizamientos o erosión
- Humedales y zonas intermareales
- Áreas con ecosistemas significativos y biodiversidad importante
- Áreas de relevancia cultural o arqueológica
- Cuencas de agua potable

Tabla / 13.14

(Continuación)

Otras cuestiones a considerar

- Minimice los costos de transportación de desperdicios al colocar el relleno sanitario cerca de centros de generación de desperdicios.
- Minimice los costos requeridos para la construcción de infraestructura de transportación requeridos para acceder el sitio.
- Identifique sitios menos propensos a extremos de lluvia o aire.
- Identifique sitios con tierras que puedan utilizarse durante la construcción.
- Haga coincidir el sitio potencial con un uso final del relleno sanitario que beneficiará a la comunidad local.
- Elimine las cuestiones de justicia ambiental y otras objeciones sociales para el desarrollo de un relleno sanitario.
- Busque la colocación de usuarios que pueden hacer un uso benéfico de materiales de desperdicio o energía derivada.

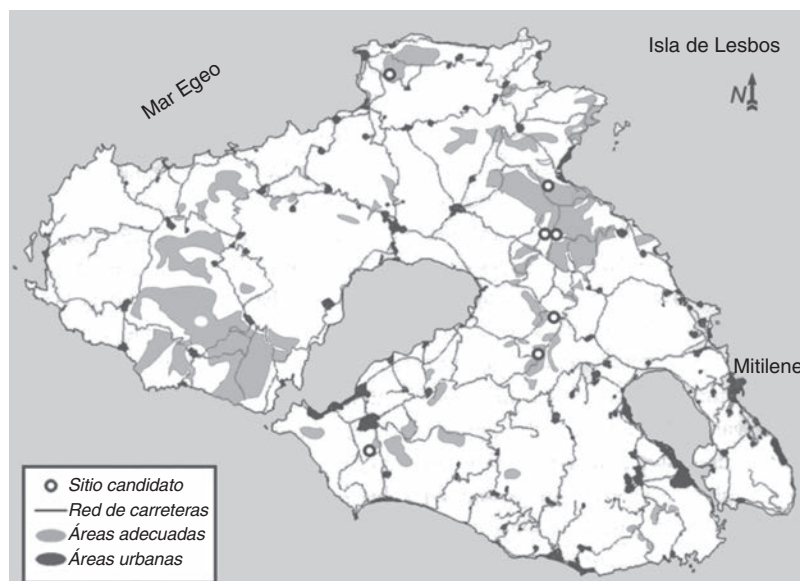
**Discusión en clase**

Comente las cuestiones de emplazamiento ambiental en términos de la distribución de igualdad de riesgo. ¿Entiende por qué muchas personas no quieren un relleno sanitario emplazado en el patio trasero? ¿Quiénes son los interesados importantes y cómo direccionaría sus preocupaciones para llegar a algún consenso?

Una herramienta común para evaluar los sitios potenciales de rellenos sanitarios es un *sistema de información geográfica (GIS)*. El GIS es un medio valioso para el procesamiento de grandes cantidades de datos y para asegurar una evaluación de todas las opciones. La figura 13.11 muestra el resultado de una evaluación de GIS de sitios potenciales de rellenos sanitarios. En este caso, la locación de infraestructura de transportación existente puede ser integrada con la ubicación de generadores de desperdicios urbanos de alto volumen y otras cuestiones de ubicación enlistadas en la tabla 13.14. El GIS también permite al ingeniero el añadir información demográfica que está relacionada con otras preocupaciones como la distribución equitativa del riesgo.

Figura 13.11 Evaluación del sistema de información gráfica de sitios potenciales de rellenos sanitarios Las áreas adecuadas están remarcadas en las áreas sombreadas en gris, las cuales pueden ser comparadas con las redes existentes de transportación y las áreas de producción de desperdicios están remarcadas en las áreas sombreadas de negro. La locación es la isla de Lesbos, en el Mar Egeo, al este de Grecia.

(Reproducido con el permiso de T. D. Kontos et. al., *Waste Management and Research*, 2003, con el permiso de Sage Publications, Ltd.)



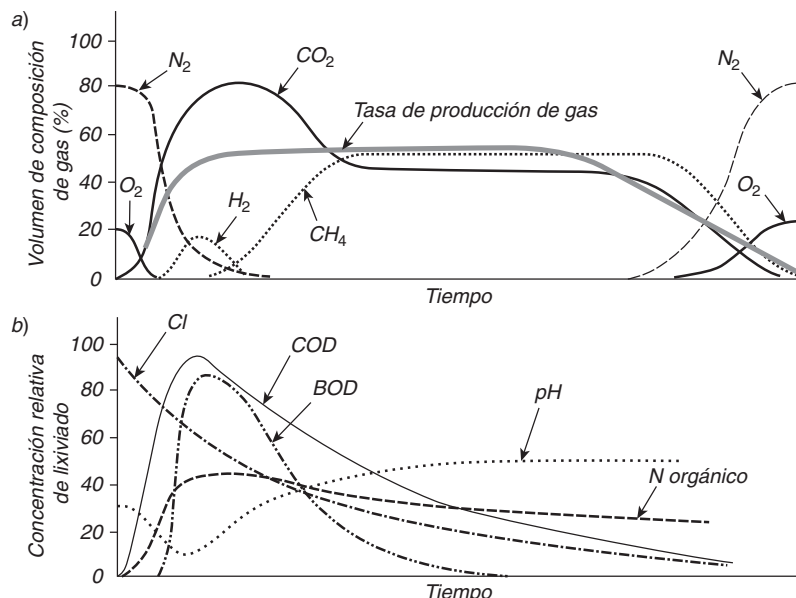


Figura 13.12 Vías típicas de descomposición de relleno sanitario

La figura a) muestra la composición del gas (y la producción) a través del tiempo. La figura b) muestra la concentración relativa de lixiviado de varios constituyentes. A medida que la tasa de producción de gas aumenta, el lixiviado se hace menos fuerte en términos de la concentración de constituyentes de lixiviados.

Adaptado de Farquhar y Rovers (1973).

DESCOMPOSICIÓN DE RELLENOS SANITARIOS Los desperdicios que son desechados en un relleno sanitario se someten a una serie de reacciones químicas y biológicas interrelacionadas. Estas reacciones determinan la cantidad y composición del gas y el lixiviado producido por el relleno sanitario, y por lo tanto determinan el manejo requerido. En términos de las reacciones biológicas que tienen lugar, un relleno sanitario es mejor visto como un proceso de descomposición de bioquímicos por lote.

La figura 13.12 ilustra la composición de gas y lixiviados a través del tiempo a medida que el desperdicio de origen biológico (por ejemplo, desperdicio de comida, desperdicio de poda, papel) se descompone. En las etapas tempranas de la descomposición (mostradas en la figura 13.12) se consume el oxígeno y se produce dióxido de carbono y ácidos orgánicos. Ambos productos reducen el pH del lixiviado. Un incremento en la demanda de oxígeno del lixiviado (medido como COD y BOD) también se observa en las etapas tempranas de la descomposición a medida que los orgánicos se convierten de una fase de partículas a una fase disuelta. En las etapas tardías, después de que todo el oxígeno es consumido y se establece un medio ambiente anaeróbico, los microorganismos convierten los ácidos orgánicos de alto BOD a gas metano. Aquí el lixiviado se vuelve menos concentrado a medida que los constituyentes disueltos se convierten a la fase gaseosa y los componentes fácilmente lixiviables del material de desperdicio se vuelven menos frecuentes. En las etapas tardías de la descomposición, el lixiviado es aun alto en resistencia y aun requerirá recolección y tratamiento.

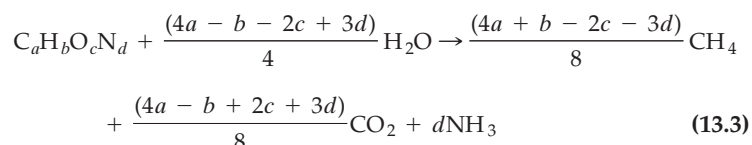
El tiempo requerido para alcanzar un estado estacionario para la producción de metano puede variar de 1 a 2 años a tanto como 2 a 20 años. La producción de metano puede no suceder nunca si las condiciones biológicas no son favorables. Las razones para esto podrían ser la presencia de químicos inhibidores de metano en la corriente de desperdicio o la infiltración del oxígeno desde una cubierta con mal diseño. Durante la producción de metano en estado estacionario, el gas es de aproximadamente 50% de metano y 50% de dióxido de carbono. Recuerde que el metano tiene 25 veces el potencial de calentamiento global de dióxido de carbono.

El lixiviado resultante típicamente tiene un BOD más alto que el agua residual doméstica y puede ser tan peligroso como muchos desperdicios industriales. Las concentraciones de constituyentes en el lixiviado dependen enormemente del tipo de desperdicio situado en el relleno sanitario. La exclusión de desperdicios peligrosos de los rellenos sanitarios mejora la probabilidad de producción biológica apropiada de metano al mismo tiempo que limita el peligro asociado con el lixiviado de relleno sanitario. La producción estacionaria de metano es importante en términos de calidad de lixiviado, ya que la producción de metano reduce el riesgo de lixiviado debido a que los componentes orgánicos disueltos del lixiviado (medidos como COD o BOD) se convierten en metano gaseoso.

GAS DE RELLENO SANITARIO La producción de gas de relleno sanitario es mejor vista como un problema y como una oportunidad. Primero, considere las razones por las que es un problema: 1) puede ser explosivo al mezclarse con el oxígeno. 2) Puede ser una preocupación de salud humana para los trabajadores del sitio. 3) Puede crear olores. 4) Puede desplazar el oxígeno en tierras, lo cual puede sofocar las plantas cercanas. 5) Puede emitir metano hacia la atmósfera lo cual contribuye a **emisiones de gas de invernadero**.

La principal razón por la que el gas de relleno sanitario es una oportunidad es que tiene el potencial de producir una forma económica no derivada de combustible fósil de electricidad. En el capítulo 2, la tabla 2.4 mostró que tan sólo en Estados Unidos las emisiones de CH_4 de los rellenos sanitarios eran de 140.9 Tg equivalentes de CO_2 en el año 2004. En el capítulo 11 (recuadro 11.4) se comentó cómo el Distrito de Saneamiento del Condado de Los Ángeles actualmente obtiene 63 MW de electricidad del gas de relleno sanitario.

La cantidad total de **metano** que se puede producir variará dependiendo de la cantidad de material biodegradable y la idoneidad de las condiciones del relleno sanitario para la producción de metano biológico. Los valores típicos son de 100 L de CH_4 producidos por kg de MSW en el relleno sanitario. La cantidad máxima de metano producido puede ser calculada a partir de la estequiometría de la descomposición del desperdicio:



en donde a , b , c y d son coeficientes estequiométricos para un químico orgánico específico. La cantidad actual de metano producido puede ser de sólo 10 a 50% de la cantidad máxima calculada de la ecuación 13.3. Esto es debido a que algún desperdicio orgánico no es degradable bajo condiciones anaeróbicas y porque, en algunas secciones de un relleno sanitario, la biodegradación efectiva puede ser obstaculizada por la baja humedad, la presencia de toxinas, pH adverso o la falta de nutrientes.

La figura 13.12 mostró que la tasa a la que se produce el metano (en unidades de L de metano/kg desperdicio-año) comúnmente se describe con una fase de retraso de cero producciones de metano, seguida por una decadencia exponencial como sigue (para $t > t_{\text{lag}}$):

$$\text{tasa de producción de } \text{CH}_4 = V_{\text{gas}} \times k \times e^{[-k \times (t - t_{\text{lag}})]} \quad (13.4)$$

en donde V_{gas} es el volumen total de gas (L) que puede producirse por kilogramo de desperdicio, k es una tasa de decaimiento de primer orden (tiempo^{-1}), t es el tiempo medido desde el punto en el que el desperdicio es desechado y t_{lag} es el tiempo de retraso requerido antes de que el desperdicio comience a producir metano.

Para determinar el metano producido entre el tiempo t_1 y t_2 , se puede integrar esta función para proporcionar la siguiente ecuación (con $t_1, t_2 > t_{\text{lag}}$):

$$\text{CH}_4 \text{ acumulado} = V_{\text{gas}} \times [1 - e^{[-k(t_2 - t_{\text{lag}})]}] - V_{\text{gas}} \times [1 - e^{[-k(t_1 - t_{\text{lag}})]}] \quad (13.5)$$

Para la situación en donde $t_1 < t_{\text{lag}}$, la ecuación 13.5 se reduce a (con $t_2 > t_{\text{lag}}$)

$$\text{CH}_4 \text{ acumulado} = V_{\text{gas}} \times [1 - e^{[-k(t_2 - t_{\text{lag}})]}] \quad (13.6)$$

La tasa de decaimiento de primer orden está relacionada con la media vida, $t_{1/2}$ (como se comentó en el capítulo 3):

$$k = \frac{0.693}{t_{1/2}} \quad (13.7)$$

Las medias vidas para la producción de metano en un relleno sanitario dependen de la degradabilidad del desperdicio y pueden variar de 1 a 35 años (McBean et al., 1995; Pierce et al., 2005). También varían con el contenido de humedad del desperdicio. El desperdicio seco tendrá una media vida más larga que el desperdicio húmedo. De conformidad, algunos rellenos sanitarios reciclan el lixiviado a la pila del desperdicio o añaden agua dulce al desperdicio para incrementar la tasa de descomposición.

ejemplo/13.5 Estimación de la producción de metano

Calcule la producción de metano (en $\text{m}^3/\text{persona}$ a 0°C) del envío a relleno sanitario del desperdicio de un año para cada persona. Utilice la tasa de envío a relleno sanitario para 2005 proporcionado en la tabla 13.2. Suponga que los tres componentes que producen metano son desperdicios alimenticios (15% del total), papel mezclado (30% del total) y restos de poda (25% del total). Suponga que 60% de los desperdicios alimenticios y desperdicio de papel y 40% de los restos de poda se descomponen y 90% del metano es capturado para recuperación de energía.

solución

Este problema requiere que se determine el metano producido por 1 kg de desperdicio enviado al relleno sanitario y multiplicar este valor por la masa del desperdicio enviado al relleno sanitario por persona por año.

Para cada kg de desperdicio determine los moles de carbono, hidrógeno y oxígeno que se degradarán a metano, y luego utilice la estequiometría molar de la ecuación 13.3 para determinar los moles de metano producido. Como muestra la tabla 13.15, la solución no sólo utiliza información de la tabla 13.5, sino que también valores proporcionados en el planteamiento del problema y pesos moleculares para encontrar las proporciones molares requeridas.

ejemplo/13.5 Continuación

Tabla / 13.15

Resultados para el ejemplo 13.5

	Peso molecular (g)	Contenido de humedad (%)	Peso seco (g)	Carbono total (g)	Hidrógeno total (g)	Oxígeno total (g)	Nitrógeno total (g)
Desperdicios alimenticios	150	70	45	21.6	2.9	16.9	1.2
Papel (mezclado)	300	10	270	117.2	15.7	119.6	0.8
Restos de poda	250	60	100	46.0	6.0	38.0	3.4
Otros	300	—	—	—	—	—	—
Total	1000						

	Carbono degradado (g)	Hidrógeno degradado (g)	Oxígeno degradado (g)	Nitrógeno degradado (g)	Carbono degradado (moles)	Hidrógeno degradado (moles)	Oxígeno degradado (moles)	Nitrógeno degradado (moles)
Desperdicios de alimentos	13.0	1.7	10.2	0.7	1.08	1.71	0.63	0.05
Papel (mezclado)	70.3	9.4	71.8	0.5	5.85	9.32	4.49	0.03
Restos de poda	18.4	2.4	15.2	1.4	1.53	2.38	0.95	0.10
Otros	—	—	—	—	—	—	—	—
Total					8.46	13.41	6.07	0.18

De la ecuación 13.3, los moles de metano producido son determinados como $(4a + b - 2c - 3d)/8$. De la tabla 13.15, $a = 8.46$, $b = 13.41$, $c = 6.07$ y $d = 0.18$. Con esta expresión, el metano producido por kilo de desperdicio es de 4.32 moles.

Al usar la ley de gas ideal, a 0°C (273°K), existen 22.4 L de gas por mol o 0.0224m^3 de gas por mol de gas. El volumen del metano producido es entonces

$$4.32 \text{ moles } \text{CH}_4 \times 0.0224 \text{ m}^3/\text{mole} = 0.0967 \text{ m}^3 \text{ por kg}$$

El problema plantea que 90% del metano fue recuperado; por lo tanto, 0.087 m^3 de metano es producido por kg de desperdicio.

De la tabla 13.2, la tasa de envío a rellenos sanitarios de Estados Unidos fue de 0.41 Mg (o 410 kg) por persona por año. Por lo tanto, la tasa de producción de gas es

$$\begin{aligned} &0.087 \text{ m}^3/\text{kg} \times 410 \text{ kg/persona-año} \\ &= 35.7 \text{ m}^3 \text{ metano/persona-año a } 0^\circ\text{C} \end{aligned}$$

La producción de gas de relleno sanitario lleva a la presión en los rellenos sanitarios. Esto resulta en movimiento de gas. El flujo de gas en el desperdicio de relleno sanitario (y tierra) tiene muchas similitudes con el flujo de agua subterránea. Para controlar el movimiento del gas, las barreras impermeables al gas son incorporadas en el diseño, y se colocan afuera de las tierras altamente permeables del relleno sanitario, lo cual dirige el flujo de gas hacia trincheras. Aun en circunstancias pasadas cuando el gas de rellenos sanitarios no era recolectado para la energía, era común recolectar o poner en combustión el gas para minimizar los impactos negativos asociados con el gas de relleno sanitario.

La captura total del gas de relleno sanitario requiere de la instalación dentro del desperdicio del relleno sanitario, pozos de gas y capas permeables al gas, junto con sistemas de bombeo y tuberías (refiérase a la figura 13.10). Los nuevos rellenos sanitarios pueden típicamente capturar más de 90% del metano producido. El gas de relleno sanitario puede entonces proporcionar calor, vapor o electricidad. El método más común para convertir el gas en electricidad es con motores grandes modulares de 1 MW. Debido a que el gas de relleno sanitario es una fuente de energía renovable, se están llevando a cabo muchos esfuerzos alrededor del mundo para expandir su uso. Como un ejemplo, el Programa de Extensión de Metano de Relleno Sanitario es un programa de asistencia voluntaria y de sociedad llevado a cabo por la EPA. Los lectores son animados a visitar este sitio o similares en su país.

LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO No importa qué controles se implementen para minimizar el movimiento del agua hacia un relleno sanitario, algo de agua entrará y producirá el **lixiviado**. El control del lixiviado necesita considerar la cantidad y calidad del lixiviado, así como sus efectos adversos potenciales. Las concentraciones de lixiviados variarán dramáticamente según la ubicación y la vida del relleno sanitario (refiérase a la figura 13.12). La tabla 13.16 proporciona concentraciones típicas para los lixiviados jóvenes y viejos. Las concentraciones de constituyentes de lixiviados son mucho más altas que los constituyentes similares encontrados en aguas residuales municipales no tratadas. La información proporcionada en la figura 13.12 y la tabla 13.16 también muestra cómo la concentración de los constituyentes se reduce a medida que el relleno sanitario envejece y los componentes fácilmente lixiviables son eliminados.

¿EPA debería actualizar los estándares de emisiones para el gas de relleno sanitario?

<http://www.edf.org/pressrelease.cfm?contentID=8714>

Programa de extensión de metano de relleno sanitario

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

Table / 13.16

Composición de lixiviados jóvenes y viejos de relleno sanitario

Constituyente	Unidades	Lixiviado joven	Lixiviado viejo
BOD ₅	mg/L	10 000	100
COD	mg/L	18 000	300
Nitrógeno orgánico	mg/L como N	200	100
Alcalinidad	mg/L como CaCO ₃	3 000	500
pH	—	6	7
Dureza	mg/L como CaCO ₃	3 500	300
Cloruro	mg/L	500	200

FUENTE: Datos adaptados de Tchobanoglous et al., 1993.

Tres diferentes estrategias se utilizan para controlar el volumen y la resistencia del lixiviado. Un relleno sanitario utilizará típicamente una combinación de estas tres estrategias para limitar los impactos del lixiviado.

1. *Aislamiento*. El desperdicio es aislado al limitar la entrada de agua y por lo tanto la producción de lixiviados. El desperdicio puede ser unido a alguna matriz física o química para reducir su potencial de lixiviación. Esta última opción es más apropiada para los desperdicios altamente peligrosos (por ejemplo, el desperdicio que es radiactivo) pero siempre es parte de alguna estrategia global para limitar el impacto del lixiviado.
2. *Atenuación natural*. Las propiedades naturales físicas, químicas y microbiológicas del suelo tratan al lixiviado. El método también se basa en la dilución del lixiviado. Esta opción es muy apropiada para las comunidades de escasos recursos con pequeñas cantidades de desperdicios no peligrosos.
3. *Degradación biológica controlada*. Las condiciones del relleno sanitario son modificadas para optimizar la degradación. Esta opción típicamente involucra la adición de humedad y asegura la mezcla apropiada, asegura que los químicos tóxicos son mantenidos fuera del desperdicio y mantienen un pH apropiado, nutrientes y monitoreo. Ha sido determinada como una estrategia de biorreactor de relleno sanitario y es más apropiada para los rellenos sanitarios en donde están disponibles las habilidades técnicas avanzadas y se desecha de los desperdicios no peligrosos. Esta estrategia acelera la estabilización del material de desperdicio y por lo tanto reduce el riesgo a largo plazo del lixiviado.

El **manejo del lixiviado** requiere de una serie de subsistemas: 1) barreras hidráulicas para limitar la capacidad de un lixiviado para dejar un relleno sanitario y para que la lluvia entre al relleno sanitario; 2) sistemas de recolección para transportar el lixiviado de la base del relleno sanitario hacia una ubicación externa y, 3) un sistema de tratamiento de lixiviados. La figura 13.10 ilustra estos subsistemas.

Las barreras hidráulicas se construyen de arcilla compactada, geomembranas manufacturadas o productos de arcilla geosintética. Una combinación de éstos se puede utilizar para proporcionar un sistema con múltiples beneficios. La barrera superior es referida como una **cubierta** o **cubierta final**, y la barrera del fondo es llamada revestimiento. Las barreras hidráulicas pueden reducir la cantidad de lixiviados que dejan un sitio por un factor de 1000 o más sobre las tierras existentes. El control de calidad de la instalación de las barreras es crítico para asegurar el buen desempeño.

Los sistemas de recolección se basan en la gravedad para transportar el lixiviado hacia un punto bajo, un sumidero dentro del relleno sanitario. Tuberías altamente permeables, de canto rodado y perforadas, se colocan sobre el revestimiento para asegurar el rápido movimiento del lixiviado y por lo tanto reducir la propensión a que las presiones de poro aumenten hasta el punto en que el lixiviado pueda filtrarse del relleno sanitario o provocar problemas de estabilidad geotécnica. Desde un punto bajo, el lixiviado es típicamente bombeado hacia afuera a una locación de almacenamiento.

Debido a que el lixiviado de relleno sanitario es similar en muchas formas a una corriente residual industrial de alta resistencia, se consideran opciones similares para el tratamiento. El lixiviado podría ser transportado (mediante pipa o camión) hacia una planta municipal de tratamiento de aguas residuales, en donde podría ser cuidadosamente medido hacia el flujo de la planta. Otras opciones son el tratarlo en sitio y luego descargarlo hacia el suelo o el agua, o de otra manera, tratarlo parcialmente en sitio antes de la transportación hacia una instalación central. La opción depende de la naturaleza del lixiviado, los

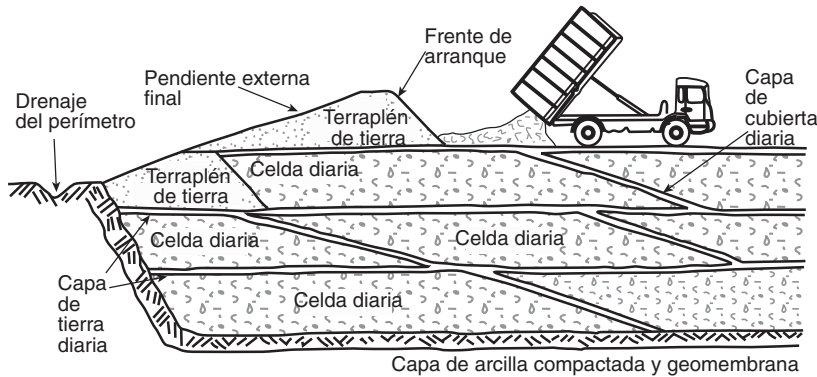


Figura 13.13 Construcción de relleno sanitario a partir de celdas diarias y levantamientos Una celda diaria de desperdicio sólido es cubierta con tierra diaria; se añaden verticalmente celdas adicionales al vertedero, lo cual finalmente hace un levantamiento.

efectos ambientales de descarga del lixiviado tratado en el relleno sanitario y los costos por transportar el lixiviado hacia una instalación de tratamiento más grande.

DISEÑO DEL RELLENO SANITARIO Como se muestra en la figura 13.13, un relleno sanitario se construye como una serie de **celdas diarias**, en donde el desperdicio de un día es compactado y cubierto. El desperdicio es entregado en el *frente de arranque* y luego compactado contra la orilla del vertedero o la celda diaria previa. Una capa horizontal de celdas diarias se llama **levantamiento**. El número de levantamientos dependerá de la topografía del sitio y la vida de trabajo deseada del relleno sanitario.

Los dos tipos principales de diseño son de área y de valle. Un **relleno sanitario de área** requiere un área relativamente plana y pretender soportar tanto desperdicio en su espacio como sea posible (moviéndose verticalmente hacia arriba). Esto necesita ser cumplido sin provocar problemas geotécnicos de estabilidad o sin exceder cualquier limitación de altura (h en la figura 13.14) establecida por los estándares de la zona. Para un área de tierra rectangular, el suelo correspondiente es una pirámide truncada, con base rectangular como se ilustra en la figura 13.14.

Al usar las dimensiones proporcionadas en la figura 13.14 y sea la pendiente, G , la longitud dividida entre la altura ($0.5 \times [L_1 - L_2]/h$), el volumen de esta pirámide se da como sigue:

$$V = \frac{h}{3} \times \left\{ L_1 \times W_1 + [(L_1 - 2Gh)(W_1 - 2Gh)] + \sqrt{L_1 \times W_1 \times (L_1 - 2Gh)(W_1 - 2Gh)} \right\} \quad (13.8)$$

Advierta que el volumen determinado en la ecuación 13.8 es la máxima cantidad de desperdicio de tierra compactada que podría ser contenida en el relleno sanitario, suponiendo que no se eleva ningún volumen mediante cubierta de suelo diaria o final.

El suelo ubicado bajo este tipo de relleno sanitario se puede utilizar para cubrir el rechazo compactado o para otros propósitos. Por lo tanto, es común excavar el suelo bajo un relleno sanitario de área antes de la construcción. La ecuación 13.8 también se puede adaptar para calcular el volumen de desperdicio compactado ubicado debajo del grado.

Para determinar el volumen disponible de un diseño de **relleno sanitario de valle**, compare los contornos topográficos de un sitio antes del llenado y estime los contornos topográficos después del llenado (figura 13.15). Para

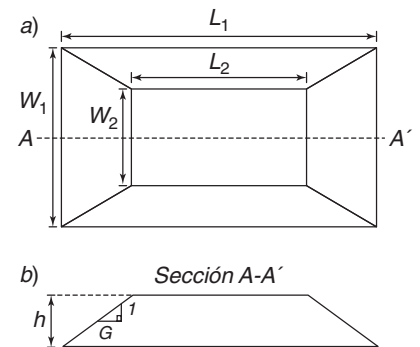


Figura 13.14 Diseño geométrico del área del relleno sanitario La figura a) es una vista en plano y la figura b) es una sección transversal de la figura de arriba.

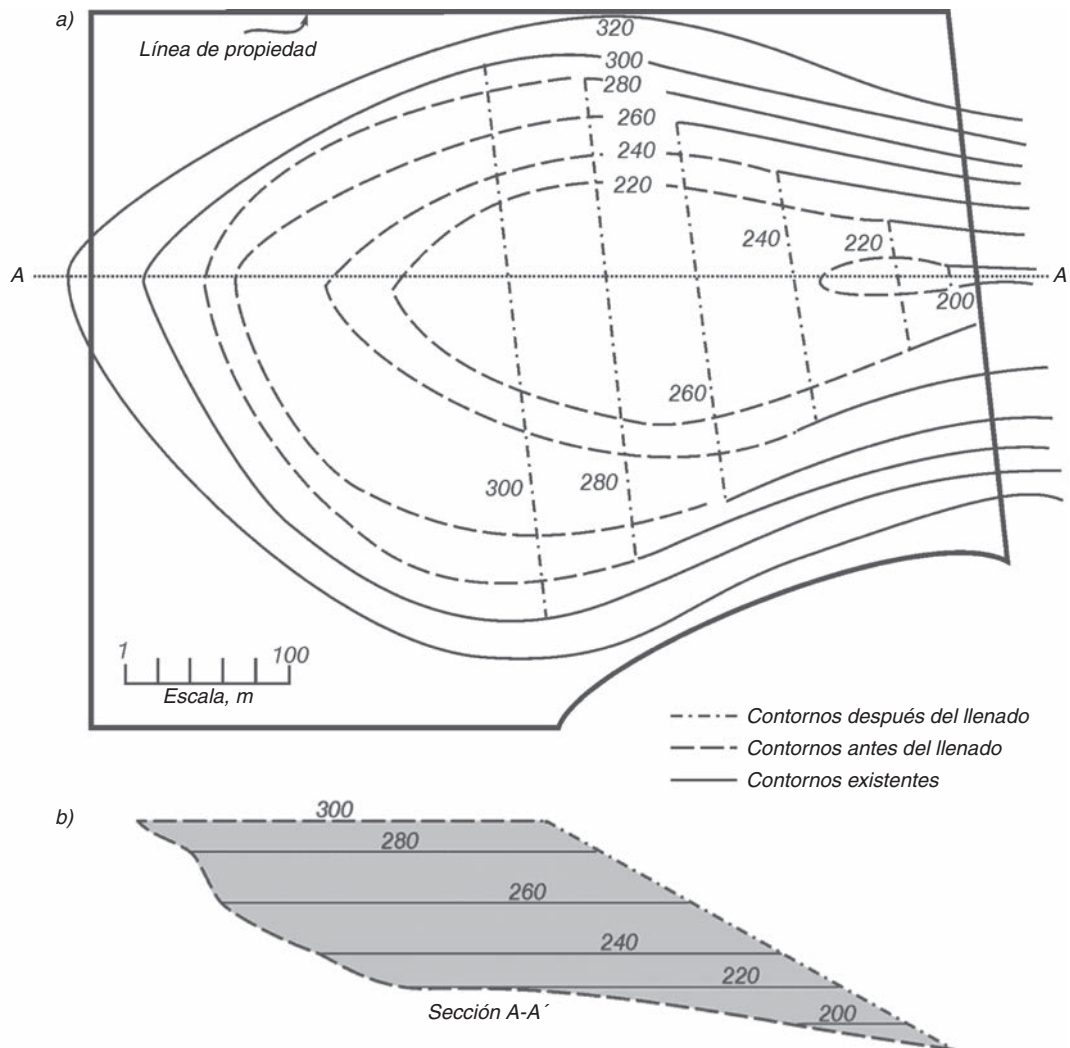


Figura 13.15 Contornos topográficos utilizados para determinar el volumen disponible para el material de desperdicio en un diseño de relleno sanitario de valle La figura a) muestra los contornos topográficos. La figura b) muestra una sección transversal de la figura superior.

Redibujado con permiso de Tchobanoglous et al., *Integrated Solid Waste Management*, 1993, derechos reservados McGraw-Hill.

maximizar el desperdicio ubicado por área de superficie de unidad, el relleno necesita incrementarse a la máxima pendiente desde el punto bajo del valle hasta que alcance su altura final. El software de diseño computarizado moderno puede evaluar rápidamente los volúmenes de rellenos de valle.

Las densidades típicas para el desperdicio de tierra compactado varían de 700 a 1000 kg/m³. Previamente, la tabla 13.4 mostró cómo la densidad del desperdicio sólido aumenta a medida que el desperdicio es recolectado, transportado y luego enviado al relleno sanitario. La densidad es de 90-178 kg/m³ para el rechazo suelto y aumenta a 475-772 kg/m³ cuando se coloca primero en el relleno sanitario. Esta densidad aumenta más con la presión de levantamientos o desperdicios. La densidad asumida en el diseño variará según la composición del desperdicio (por ejemplo, el desperdicio de construcción y demolición es más denso) y la profundidad del desperdicio (mayores profundidades llevan a mayores presiones y por lo tanto mayor densidad).

En adición al desperdicio compactado, el **volumen de relleno sanitario** frecuentemente incluirá cantidades sustanciales de **cubierta de suelo diaria**. Esta tierra es usualmente obtenida del sitio del relleno sanitario. Un grosor típico, T , de cubierta de suelo diaria es de 200 mm. La celda diaria está diseñada con base en el volumen de rechazo compactado diario (V_r), la pendiente de la celda (G), la altura del rechazo diario (H), la longitud del rechazo (L), y el ancho del frente de arranque (W) (diferente a L_1 y W_1 en la ecuación 13.8). El volumen de la cubierta de suelo diario (V_s) requerido en una celda diaria idealizada puede relacionarse con el volumen del rechazo compactado (V_r) como sigue (Milke, 1997):

$$\frac{V_s}{V_r} = \left[\left(1 + \frac{T}{H} \right) \times \left(1 + \frac{G \times T}{L} \right) \times \left(1 + \frac{G \times T}{W} \right) \right] - 1 \quad (13.9)$$

La altura de una celda diaria (H) usualmente depende de factores del manejo en sitio y pueden variar de 2 a 5 m. G es la proporción de grado de la longitud a la altura y carece de unidad. El volumen diario de rechazo compactado, V_r , está dado por $H \times L \times W$.

El ancho del frente de arranque dependerá del número de vehículos que el sitio pueda acomodar en cualquier momento bajo condiciones seguras. El ancho del frente de arranque puede calcularse mediante análisis dimensional. Por ejemplo, el ancho del frente de arranque puede determinarse, si se asume una tasa de descarte diario de 1000 mg/día (igual a 1000 toneladas/día) (y al advertir las suposiciones relacionadas con el tamaño del camión y la operación del relleno sanitario incorporadas en la ecuación 13.10) como sigue:

$$\begin{aligned} & \frac{1000 \text{ toneladas}}{\text{día}} \times \frac{1 \text{ camión}}{8 \text{ toneladas}} \times \frac{1 \text{ día}}{6 \text{ h de operación}} \times \frac{6 \text{ m}}{\text{camión}} \\ & \times \frac{0.167 \text{ h de descarga}}{\text{camión}} = 21 \text{ m} \end{aligned} \quad (13.10)$$

Este valor de 21 m implica que 3.5 camiones pueden descargar a la vez, lo cual no es práctico. La longitud del frente de arranque debe ser redondeada al múltiplo más cercano del ancho del camión. En este caso, se asume que una distancia de 6 m se requiere por camión para asegurar la operación segura, y el frente de arranque debe tener espacio para cuatro camiones, lo cual resultaría en $W = 24$ m.

ejemplo/13.6 Dar tamaño a un relleno sanitario

Un relleno sanitario y sus estructuras asociadas serán construidas en suelo plano. Las dimensiones para la porción del relleno sanitario son 1000 m por 1000 m. La máxima altura permitida (h) es de 9 m por arriba del suelo (excluyendo la cubierta final). El relleno sanitario abrirá seis días a la semana y aceptará 1000 Mg (igual a 1000 toneladas/día) de desperdicio por día de operación. ¿Cuántos años puede operar la instalación?

Otras suposiciones son las siguientes: grosor de la cubierta de suelo diaria (T) = 0.2 m; altura de rechazo en la celda diaria (H) = 3 m; densidad compactada = 1000 kg/m³; ancho del frente de arranque (W) = 24 m y pendiente (G) = 3.

ejemplo/13.6 Continuación

solución

El volumen total de relleno sanitario se obtiene de la ecuación 13.8:

$$V = \frac{9\text{ m}}{3} \times \left\{ [1\,000\text{ m} \times 1\,000\text{ m} + (1\,000\text{ m} - 2(3)(9\text{ m}))(1\,000\text{ m} - 2(3)(9\text{ m})) + \sqrt{1\,000\text{ m} \times 1\,000\text{ m} \times (1\,000\text{ m} - 2(3)(9\text{ m}))(1\,000\text{ m} - 2(3)(9\text{ m}))}] \right\}$$

$$V = 3\text{ m} \times \left\{ [10^6\text{ m}^2 + 894\,916\text{ m}^2] + 946\,000\text{ m}^2 \right\}$$

$$= 8.5227 \times 10^6\text{ m}^3$$

El volumen total de una celda diaria consiste del volumen ocupado por el rechazo compactado (V_r) y el suelo de cubierta diaria (V_s). Al usar este conocimiento y la ecuación 13.9, el volumen de la celda diaria puede determinarse como sigue:

$$V_{\text{celda diaria}} = V_s + V_r$$

Resuelva la ecuación 13.9 para V_s , y sustitúyalo en la ecuación previa:

$$V_{\text{celda diaria}} = V_r \left\{ \left(1 + \frac{T}{H} \right) \times \left(1 + \frac{G \times T}{L} \right) \times \left(1 + \frac{G \times T}{W} \right) \right\}$$

En la ecuación anterior, L se determina con base en la definición previa de V_r ,

$$L = \frac{V_r}{H \times W} = \frac{\frac{1\,000\text{ Mg}}{1\,000\text{ kg/m}^3} \times \frac{1\,000\text{ kg}}{\text{Mg}}}{3\text{ m} \times 24\text{ m}} = 13.9\text{ m}$$

Al resolver $V_{\text{celda diaria}}$

$$V_{\text{celda diaria}} = \frac{1\,000\text{ Mg/día}}{1\,000\text{ kg/m}^3} \times \frac{1\,000\text{ kg}}{\text{Mg}} \times \left\{ \left(1 + \frac{0.2\text{ m}}{3\text{ m}} \right) \times \left(1 + \frac{3 \times 0.2\text{ m}}{13.9\text{ m}} \right) \times \left(1 + \frac{3 \times 0.2\text{ m}}{24\text{ m}} \right) \right\}$$

$$= 1\,140\text{ m}^3/\text{día}$$

ejemplo/13.6 Continuación

Encuentre el volumen de todas las celdas diarias por año, asuma una operación de 6 días por 7 días a la semana:

$$V_{\text{celdas diarias}} = 1\,140 \text{ m}^3/\text{día} \times \frac{365 \text{ días}}{\text{año}} \times \frac{6 \text{ días}}{7 \text{ días semana}}$$

$$= 356\,700 \text{ m}^3/\text{h}$$

Finalmente, determine el número de años de capacidad en el volumen total del relleno sanitario:

$$\text{años} = \frac{8.5227 \times 10^6 \text{ m}^3}{356\,700 \text{ m}^3/\text{año}} = 24 \text{ años}$$

Los lectores querrán resolver este problema suponiendo que la tasa de desecho se reduce a través del tiempo, o que la población aumenta y la tasa de descarte de desperdicios permanece igual.

MANEJO DEL RELLENO SANITARIO Un relleno sanitario requiere de manejo cuidadoso durante toda su vida. La descomposición del desperdicio y el incremento en la presión del desperdicio añadida en los levantamientos más altos provocará que se asiente el desperdicio. Esto necesita la reparación de caminos, recolección de gas y sistemas de drenaje de agua. El agua superficial puede ser fácilmente contaminada si contacta el desperdicio; por lo tanto, la separación cuidadosa del agua pluvial y el desperdicio es necesaria. Los rellenos sanitarios requieren de maquinaria pesada asociada con la compactación de terraplén y desperdicio después de que el desperdicio es colocado en el frente de arranque. Los caminos en un relleno sanitario requieren de un manejo cuidadoso, no sólo debido al uso de vehículos pesados, sino también debido al asentamiento del desperdicio. Un sistema detallado y riguroso para la protección de seguridad y salud de los trabajadores es un aspecto clave del buen manejo de rellenos sanitarios. Los rellenos sanitarios también deben ser buenos vecinos para la comunidad que los rodea. Por lo tanto, medidas vigilantes se requieren para reducir los impactos de ruido, olor, pájaros, polvo y basura.

El buen manejo está fuertemente unido al buen monitoreo. La protección ambiental y la seguridad ocupacional requieren el monitoreo del gas, lixiviado, agua subterránea y agua superficial. En adición, los gestores de rellenos sanitarios monitorearán el desperdicio que llegue para asegurarse que los materiales inapropiados no sean depositados y para proporcionar datos sobre la tasa de llegada de desperdicio.

La densidad del desperdicio también es frecuentemente monitoreada para permitir la planificación de la vida del relleno sanitario. Los rellenos sanitarios típicamente se cargarán de desperdicios con base en la masa recibida. La carga debe ser lo suficientemente alta como para pagar por los grandes costos de construcción y también proporcionar un monitoreo y mantenimiento permanentes después de que el relleno sanitario ha completado su vida útil.

13.3.6 TECNOLOGÍAS DE ENERGÍA DE DESPERDICIOS SÓLIDOS

Debido a un interés creciente en la obtención de energía del desperdicio, un número de **tecnologías de energía** alternativas se están sometiendo a desarrollo.



Operación de relleno sanitario

La **digestión anaeróbica** es un proceso biológico de la conversión de desperdicios sólidos biodegradables separados en gas metano y un residuo sólido que es apropiado para convertirse en composta. El proceso trabaja muy similarmente a aquellos que producen gas de relleno sanitario. La diferencia es que en el digestor anaeróbico, los desperdicios son mezclados en un recipiente grande y se aseguran las condiciones de degradación óptimas, dando mayor producción de energía de los desperdicios. La tecnología es actualmente muy cara, y para que ésta sea exitosa, los desperdicios deben ser fácilmente degradables (como residuos de alimentos) y las otras alternativas disponibles, como el relleno sanitario o la incineración, deben ser caras.

La **gasificación** es un proceso similar a la incineración, en donde cantidades menores a las estequiométricas de oxígeno se aplican al desperdicio en el contenedor del reactor. Las altas temperaturas que resultan de la combustión parcial llevan a la producción de gases de alta energía, lo cual a cambio puede convertirse en polvo, usualmente en formas menos contaminantes. La pirólisis es un proceso similar, en donde aun menos oxígeno o nada de oxígeno se aplica a la reacción, llevando a la producción de gases de alta energía y un residuo sólido (char) que puede ser separado para dar un residuo de alta energía para la posterior combustión. Ambos procesos han sido en su mayoría aplicados con éxito a los desperdicios relativamente homogéneos como los neumáticos o los plásticos (Malkow, 2004).

13.4 Conceptos del manejo

El manejo exitoso de los desperdicios sólidos requiere de un enfoque sistémico. En vez de tratar de analizar si los componentes de un sistema individual son mejores o no, la sociedad necesita evaluar, en una manera holística e integrada, la combinación de componentes que maximizará los beneficios a un costo dado para las generaciones actuales y futuras. La figura 13.16 proporciona un ejemplo de cómo el manejo de desperdicio sólido municipal puede involucrar una apropiada mezcla compleja de tecnologías para los tipos de desperdicio.

Para llegar a un sistema como el mostrado en la figura 13.16 se requiere un enfoque en los objetivos globales; creatividad en el desarrollo de nuevas posibilidades sustentables, las cuales pueden incluir la redefinición del problema original, y el reconocimiento del impacto que las decisiones

El College and University Recycling Council (CURC, Consejo de reciclaje colegial y universitario) organiza y apoya a líderes de programas ambientales en instituciones de educación superior en el manejo de cuestiones de recursos, reciclaje y desperdicios

<http://www.nrc-recycle.org/>

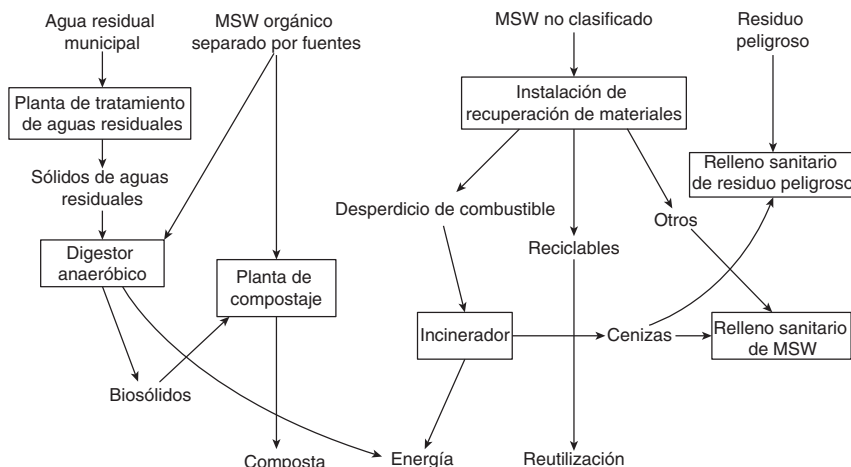


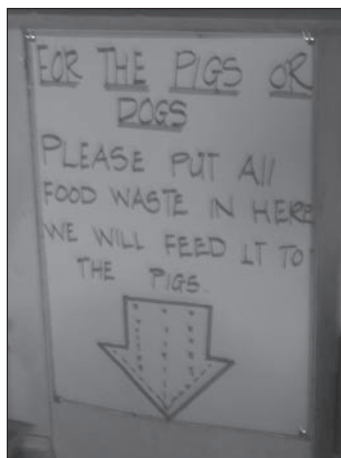
Figura 13.16 Ejemplo de un enfoque sistémico para el manejo de desperdicios sólidos. Advierta las muchas tecnologías y corrientes de desperdicios que se integran en este enfoque.

en una parte del sistema pueden tener sobre el funcionamiento de todo el sistema. Por ejemplo, la operación de un incinerador exitoso requiere de una provisión estática de desperdicio de alta energía, tal como el papel. Si una comunidad elige invertir en un incinerador, entonces se hace difícil el considerar otras opciones para el manejo de papel residual, como el reciclaje a través de la recuperación de materiales. Si una comunidad elige separar los residuos alimenticios y lo puede hacer a un bajo nivel de contaminación, entonces la posibilidad de tratar el desperdicio junto con los sólidos derivados de aguas residuales se convierte en una opción que no existía antes.

La separación de tipos de desperdicios mediante generadores de desperdicios, conocida como **separación de fuentes**, es una parte clave de un buen sistema. Si una comunidad es capaz y desea separar los componentes de los desperdicios sólidos, la habilidad de crear valores a partir de los desperdicios aumenta. La evaluación de la economía de la separación de fuentes debe considerar la evasión del costo de desecho de los desperdicios separados.

Recuadro / 13.4 Manejo de hogares y reducción de fuentes

Las técnicas de manejo de desperdicios como el compostaje, el reciclaje y la reducción de fuentes resultan en la reducción de la cantidad de desperdicio juntado para las opciones de reciclaje como el relleno sanitario. Se estudiaron tres estrategias de reducción de desperdicios en la Parroquia de Santa Ana en la nación en la pequeña isla de Jamaica (Post y Mihelcic, 2009). Los factores designados como incentivos para la reducción de desperdicios existieron principalmente a nivel habitacional —específicamente, la segregación de desperdicios, educación casera, preocupación ambiental y conocimiento— en donde las barreras existieron principalmente a niveles nacionales o regionales, a



Cortesía de James R. Mihelcic.

saber las políticas y finanzas gubernamentales. (Más información sobre los incentivos y barreras de los programas de reciclaje pueden encontrarse en Troschinetz y Mihelcic, 2009.)

El mayor potencial para las estrategias iniciales de reducción de desperdicios de un relleno sanitario en este punto eran dentro del hogar, específicamente por las iniciativas de reducción de desperdicios basadas en la comunidad que se constrúan con base en prácticas ya existentes y mejoraban el manejo de desperdicios sólidos locales.

Ejemplo de reducción de fuente en el punto de recolección. Foto tomada en Lavena, isla de Taveuni (Fiji), hogar de la rara paloma anaranjada.

13.4.1 CONSULTA

La preocupación pública en cuanto al desperdicio sólido es alta, como lo es para muchas otras actividades de ingeniería. Como resultado, los ingenieros hoy en día deben comentar con los varios **inversionistas** los proyectos y programas propuestos que hacen al público, un esfuerzo que incluye escuchar las preocupaciones e ideas del público. Un primer paso en un proceso de consulta es la identificación de los inversionistas que tienen un interés directo o indirecto en el proyecto. Los inversionistas pueden ser vecinos, la comunidad local, la comunidad más amplia, los medios de noticias, los funcionarios electos, los grupos de interés ambientales y sociales y los grupos culturales.



Discusión en clase

¿Qué tipo de reducción de fuente correspondiente podría ser implementada en su propia casa? ¿Cómo implementaría el plan con todos los miembros de su hogar o departamento?

Tabla / 13.17

Métodos de consulta y su potencial para lograr resultados específicos Los métodos de consulta que parecen tomar más tiempo (por ejemplo, talleres, comités de asesoramiento, mediación) típicamente arrojan un mejor resultado.

Método de consulta	Resultados							
	Informar a los inversionistas	Identificar valores	Generar opciones	Cambiar opciones	Resolver conflictos	Cambiar propuestas	Consulta costosa	Duración de la consulta
Liberaciones de información	Alta	Baja	Baja	Moderada	Baja	Baja	Moderada	Moderada
Viajes de campo/ visitas en sitio	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Baja
Modulos de información/ visitas al club	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Baja	Baja	Baja	Moderada
Atención personal	Baja	Alta	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja	Moderada
Juntas públicas	Moderada	Alta	Moderada	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja
Talleres	Moderada	Alta	Alta	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada
Comités de asesoramiento	Baja	Moderada	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Mediación	Baja	Moderada	Moderada	Baja	Alta	Alta	Moderada	Alta



Reciclaje alrededor del mundo

El Modelo de reducción de desperdicios de EPA (WARM) rastrea las reducciones de emisiones de gases de invernadero de diferentes prácticas de manejo de desperdicios

http://www.epa.gov/climatechange/wycd/waste/calculators/Warm_home.html

La tabla 13.17 resume las razones para consultar con los inversionistas e identifica métodos que tienen mayor potencial para hacer coincidir el resultado deseado. En general, los métodos de consulta que involucran mayores costos y mayores periodos suelen resultar en mejores resultados.

Para ser efectiva, la consulta debe comenzar temprano, proporcionadas con recursos adecuados, con visión abierta y sincera e involucrar una buena escucha. En general, dejar un grado de poder a los inversionistas y permitir las modificaciones al proyecto resultarán en una mayor oportunidad de aceptación pública. La consulta es entonces una parte crítica del manejo de cualquier proyecto de ingeniería.

13.4.2 OPCIONES DE POLÍTICAS

La tabla 13.18 proporciona una visión general de las opciones de políticas para lograr los objetivos para el manejo de desperdicios sólidos. El buen desarrollo de políticas requiere evaluaciones de costos y beneficios, un enfoque en objetivos y una consideración de riesgos y efectos no pretendidos (Comisión de Productividad Australiana, 2006).

13.4.3 ESTIMACIÓN DE COSTOS

Las instalaciones de manejo de desperdicios socialmente aceptables pueden ser caras, y los compromisos equitativos entre los beneficios de costos y sociales son necesarios. Una causa subyacente de dificultad es la economía

Tabla / 13.18**Opciones de políticas para lograr los objetivos para el manejo de desperdicios sólidos**

Opción de políticas	Descripción	Ejemplo	Cuándo considerarla	Cuándo evitarla
Campañas de información pública	Informar al público de los comportamientos preferentes	Intercambios de desperdicio comercial	La información está en el mejor interés del individuo así como en la ayuda en el manejo de desperdicios	El cambio de comportamientos creará dificultades en los individuos.
Ecoetiquetado	Informar al público cuáles productos de consumo crean menores problemas de desperdicios.	Bolsas de compras re-utilizables; detergentes ecoetiquetados	Los consumidores carecen de información sobre los impactos de los desperdicios de los productos.	Las diferencias entre las opciones son pequeñas o difíciles de evaluar.
Objetivos de los desperdicios	Grupos gubernamentales o industriales establecen metas futuras.	El 50% de aumento en el reciclaje de papel para el año 2020	La sociedad está de acuerdo con la dirección pero carece de enfoque.	El objetivo no considera los costos, efectos aislados o riesgos.
Subsidios gubernamentales	El gobierno apoya el reciclaje o los esfuerzos de minimización de desperdicios.	Premios a los esfuerzos comunitarios de reciclaje	Los efectos ambientales de los desperdicios no se reflejan por los costos.	Premios otorgados por actividades que sucederían en cualquier caso.
Usuario paga	Los productores de desperdicios y no el gobierno pagan el costo total del manejo.	Cargas con base en el peso para los desperdicios sólidos habitacionales	El costo de la carga del sistema es pequeño.	Los usuarios evitan los cargos mediante prácticas ilegales.
Ejecución	Los infractores de las reglas pagan una multa.	Boletos para tirar la basura	El comportamiento es claramente negativo, y existen pocos infractores.	Muchos infractores y cada uno de ellos causan poco impacto
Reembolso de depósito	Los consumidores reciben un reembolso como un incentivo para el manejo apropiado de desperdicios.	Reembolso de depósito para baterías de autos.	Consecuencias altamente negativas del manejo inapropiado de desperdicios.	Grandes costos para operar el sistema y pocos beneficios ambientales.
Impuestos sobre desperdicios	El gobierno impone impuestos sobre los desperdicios.	Impuesto de relleno sanitario	Impuestos vinculados a las consecuencias ambientales de actividades.	Grandes costos para operar el sistema o los efectos aislados indeseables.
Responsabilidad del productor	Los productores responsables de regresar los bienes en la etapa de término de vida de uso.	Sistemas de retorno por computadora	Los productos pueden ser reutilizados fácilmente para la producción de nuevos productos.	Grandes costos de recolección, almacenamiento y transportación.
Prohibición de productos y prácticas	El gobierno prohíbe los productos o las prácticas	Prohibición de pesticidas específicos; prohibición de quema de pasto/ césped	Los productos/prácticas tienen un alto potencial de daño, y otras opciones de políticas son muy costosas.	Los impactos son pequeños o pueden manejarse con otras políticas.



Discusión en clase

Algunas industrias involucradas en el manejo de desperdicios sólidos han presionado para que sus emisiones de gases de invernadero sean consideradas energía verde que serían dignas de créditos de impuestos similares a aquellos provistos a los proyectos de viento, solares y de conservación. De hecho, el desperdicio sólido a energía se está clasificando legalmente en muchos estados como una fuente de energía renovable. Algunos creen que esto está en oposición directa al concepto de Cero Desperdicio, el cual intenta eliminar el desperdicio, no clasificarlo como un recurso renovable. ¿Qué piensa usted? ¿El gobierno debería proporcionar créditos de impuestos y subsidios a las industrias de desperdicios sólidos que pudieran competir contra los proyectos de viento, solares y de conservación? Lea más acerca de esta controversia en <http://www.sierraclub.org/committees/zerowaste/garbage/>.

de escala de la mayoría de las instalaciones de manejo, lo que significa que una instalación doblemente grande no cuesta lo doble. Por ejemplo, los costos de un relleno sanitario por tonelada (Mg) durante un año en la Unión Europea (en euros del año 2003) tendrían la siguiente forma (Tsilemou y Panagiotakopoulos, 2006):

$$\text{costo total del relleno sanitario} = 5\,040 \times X^{-0.3} \quad (13.11)$$

para las situaciones en las que X ha estado entre 60 000 y 1 500 000 Mg/año. De la ecuación 13.11, el costo total de relleno sanitario por Mg de desperdicio sólido descartado para 60 000 Mg por año puede estimarse en 186 euros/Mg. Por diez veces la cantidad de desperdicio sólido descartado (600 000 Mg por año), el costo se reduce a 93 euros/Mg.

La economía de escala significa que mayores rellenos sanitarios, incineradores y plantas de compostaje están económicamente favorecidos. Sin embargo, son más propensos a enfrentar oposición pública. Por supuesto, el desarrollo sustentable ha demostrado que las soluciones locales son con frecuencia la alternativa preferida.

Términos clave

- almacenamiento
- celda
- combustible derivado de residuos (RDF)
- compostaje
- contenido de humedad
- contorno
- cubierta
- cubierta de suelo diaria
- cubierta final
- densidad de desperdicio
- desecho
- desperdicio
- desperdicio a energía
- desperdicio sólido
- desperdicio sólido municipal (MSW)
- digestión anaeróbica
- emisiones de gas de invernadero
- en depósito
- escombros de construcción y demolición
- estaciones de transferencia
- gasificación
- generación de desperdicio
- hilera
- incineración
- instalación de recuperación de materiales (MRF)
- inversionistas
- levantamiento
- Ley de conservación y recuperación de recursos (RCRA)
- lixiviado
- manejo de desperdicios sólidos
- manejo de lixiviados
- metano
- prevención de contaminación
- procesamiento
- proporción de carbono a nitrógeno (C:N)
- putrescible
- reciclaje
- recolección
- recuperación de energía
- reducción
- relleno sanitario
- relleno sanitario de área
- relleno sanitario de valle
- residuos peligrosos
- reutilización
- separación de fuentes
- tasa de generación
- tecnología de energía
- transportación
- vertederos
- volumen de relleno sanitario



Capítulo/Trece Problemas

13.1 El diseño y la seguridad desempeñan una caracterización de desperdicio en el desperdicio sólido en su lugar de residencia y en una oficina en su universidad o colegio. a) ¿Cómo se compara su caracterización de desperdicio con los datos de la figura 13.2? b) ¿Cuál de las tres R (reducir, reciclar, reutilizar) implementaría para reducir la tasa de descarte?

13.2 Identifique una fuente de desperdicio sólido en su campus que podría ser fácilmente reducida, una fuente que podría ser reutilizada y una que podría ser reciclada. ¿Qué beneficios sociales, económicos y ambientales vendrían de la implementación de un plan para lidiar con las tres cuestiones que identificó?

13.3 Investigue los ahorros de energía y agua asociados con el reciclaje de 1000 kg de papel de oficina. ¿Cuál valor considera el más confiable de los que encontró? Justifique su opción y proporcione una referencia para su fuente de información preferida.

13.4 Utilice los valores proporcionados en el ejemplo 13.2, calcule el bajo contenido de humedad y el contenido típico de humedad para el desperdicio en su conjunto.

13.5 La composición del desperdicio se ha medido para dos ciudades. Los resultados están resumidos en la tabla 13.19. a) ¿Qué ciudad genera más papel en una base de peso seco?

Tabla / 13.19		
Datos para el problema 13.5		
	Ciudad 1	Ciudad 2
Tasa de generación de peso húmedo (kg/persona-día)	2.0	1.8
Composición de peso húmedo (%)		
Alimento	15	10
Papel	30	40
Poda	20	15
Otros	35	35
Contenido de humedad de fracciones (% con base en el peso húmedo)		
Alimento	80	50
Papel	10	4
Poda	80	30
Otros	5	4

b) Encuentre el porcentaje de humedad (base de peso húmedo) para la ciudad 1. c) Un sitio de desecho cercano recibe todo su MSW de las ciudades 1 y 2. El contenido promedio de humedad para el MSW desechado en el sitio es de 20%. ¿Qué fracción del rechazo de peso seco viene de la ciudad 1?

13.6 ¿Cuál es la composición de porcentaje de peso húmedo para el siguiente recurso combinado?

Componente	% de composición	% de humedad (peso húmedo)
Papel	40	6
Poda/alimentos	30	60
Otros	30	3

13.7 La composición de masa del papel seco es de 43% de carbono, 6% de hidrógeno, 44% de oxígeno y 7% de otros. Calcule los litros de aire requeridos para quemar 1 kg de papel seco. Suponga que el dióxido de carbono y el agua son los únicos productos de combustión de carbono, hidrógeno y oxígeno. Asuma una temperatura de 20° C y una presión de 1 atm.

13.8 Calcule la demanda de oxígeno para el compostaje de desperdicio de jardín mixto (unidades de kg de O₂ requeridas por kg de desperdicio bruto seco). Suponga que 1000 kg de desperdicio seco mixto de jardín tienen una composición de 513 g de C, 60 g de H, 405 g de O y 22 g de N. Suponga que 25% del nitrógeno se vuelve NH₃(g) durante el compostaje. La proporción de C:N final es 9.43. La composición molecular final es C₁₁H₁₄O₄N.

13.9 El desperdicio de la composición mostrada en la siguiente tabla es desechado a una tasa de 100000 Mg/año para 2 años en una sección de un relleno sanitario. Suponga que la mitad del desperdicio es desechado a un tiempo = 0.5 años, y a la mitad de un tiempo de 1.5 años. Suponga que la producción de gas sigue la relación de primer orden utilizada en la ecuación 13.4 y utilice la información adicional proporcionada en la tabla. ¿Qué tanto tiempo pasará hasta que 90% del gas será producido en esta sección?

	Masa inicial (Mg)	Media vida (años)
Lentamente biodegradable	10000	10
Rápidamente biodegradable	40000	3
No biodegradable	50000	Infinito

13.10 Suponga que todo el desperdicio en una sección de un relleno sanitario fue añadido al mismo tiempo. Después de 5 años, la tasa de producción de gas alcanzó su pico. Después de 25 años (20 años después del pico), la tasa de producción se ha reducido a 10% de la tasa pico. Suponga un decaimiento de primer orden en la tasa de producción de gas después de que alcanzó su pico. Suponga que no se produce ningún gas antes del pico de 5 años. a) ¿Qué porcentaje de la producción total de gas predice que haya ocurrido después de 25 años? b) ¿Qué tanto tiempo predice hasta que 99% del gas se haya producido?

13.11 Determine si su relleno sanitario local (o regional) produce energía del gas metano. Si es así, ¿cuál es la masa de desperdicio sólido desechado en el relleno sanitario en una base anual y cuál es la cantidad de CH_4 generada? Relacione estos números con un cálculo que pueda desempeñar con las suposiciones apropiadas.

13.12 Suponga que sólo el desperdicio de poda contribuye a NH_4^+ en lixiviados. Suponga la composición de desperdicios proporcionados en la figura 13.2 y la tabla 13.5. Suponga que todo el N en el desperdicio de poda es finalmente liberado como NH_4^+ . ¿Qué porcentaje de reducción en el desperdicio de poda sería requerido para dar una reducción de 1 kg de NH_4^+ liberado por Mg de MSW?

13.13 Las celdas diarias para un relleno sanitario son operadas para que las siguientes condiciones sean mantenidas: el grosor de la cubierta diaria = 0.2 m; pendiente (horizontal: vertical) = 3:1; frente de arranque para rechazo = 30m; alto rechazo = 3m; y volumen de rechazo diario = 1800 $\text{m}^3/\text{día}$. El relleno sanitario está interesado en reducir los requisitos para la cubierta de suelo diaria durante su vida de 20 años y está considerando tres opciones. ¿Cuál opción sería la mejor? ¿Por qué?

Opción 1	Aumente la altura del rechazo a 4 m.
Opción 2	Aumente el volumen diario de rechazo a 2000 $\text{m}^3/\text{día}$.
Opción 3	Reduzca el frente de arranque a 20 m.

13.14 Calcule el área de relleno sanitario requerida, en hectáreas, dadas las siguientes especificaciones: grosor de cubierta diario = 0.2 m; cubierta final total = 1.0 m (en adición a la cubierta diaria); altura por arriba de la tierra antes del biodecaimiento y asentamiento = 10 m; altura de levantamiento = 3 a 5 m; profundidad por debajo del nivel del suelo en el que el desperdicio puede comenzar a ser colocado = 5 m; el área de sitio de relleno sanitario es cuadrada;

tasa de generación de MSW = 100 000 Mg/año; pendientes laterales a 3 horizontal:1 vertical para las celdas diarias y pendientes externas; ancho de frente de arranque = 8 m; abierto para desecho 360 días al año; 30 años de vida y una densidad en sitio de MSW fresco = 700 kg/m^3 .

13.15 Necesita cotizar una nueva estación de transferencia en su distrito. Una estación similar costó \$1 millón, pero esa estación era 50% más grande que la suya. ¿Cuánto dinero debería cotizar para que su gobierno local tenga el suficiente dinero como para pagar por la nueva estación de transferencia? Suponga que la economía del factor de escala para las estaciones de transferencia es de 0.9.

13.16 Visite el sitio web de la Organización Mundial de la Salud (www.who.org). Infórmese acerca de una enfermedad que se transmite a través del desecho inapropiado del desperdicio sólido. ¿Cuál es la extensión de la enfermedad a nivel global?

13.17 Identifique una sociedad profesional de ingeniería a la que podría unirse como estudiante o después de graduarse que lidie con cuestiones de manejo de desperdicios sólidos. ¿Cuáles son los requisitos para unirse a este grupo? ¿Qué beneficios recibiría como miembro mientras trabaja en la práctica?

13.18 Determine el número de estudiantes en su universidad o colegio. Después, utilice la información proporcionada en la figura 13.2 y las tablas 13.2 y 13.5 y determine el contenido de energía asociado con el valor de un día de desperdicio sólido que sería generado por esta población.

13.19 Investigue la población esperada de Estados Unidos en el año 2050. Calcule la masa anual de desperdicio sólido municipal que será generado en ese país en el año 2050 y la cantidad anual que requerirá de relleno sanitario. Utilice la información proporcionada en la tabla 13.2. Justifique sus suposiciones sobre los cambios en la generación de desperdicio sólido por persona y desecho de relleno sanitario por persona desde ahora hasta el año 2050.

13.20 Los desperdicios de vegetales no legumbres tienen un contenido de humedad de 80% y son 4% N (en una base de masa seca). Los desperdicios vegetales serán hechos composta con aserrín fácilmente disponible. El aserrín tiene un contenido de humedad de 50% y es de 0.1% de N (en una base de masa seca). El C:N deseado para la mezcla es de 20. La proporción de C:N para los desperdicios vegetales es 11 y la proporción de C:N para el aserrín es de 500. Determine los kg de aserrín requeridos por kilogramo de desperdicio vegetal que resulta en una proporción inicial de C:N de 20.

Referencias

- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 2006a. *Municipal Solid Waste in the US: 2005 Facts and Figures*. EPA530-R-06-011. Washington, D.C.: EPA.
- Agencia de Protección Ambiental (EPA). 2006b. *An Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the United States for the Years 1987, 1995 and 2000*. EPA/600/P-03/002f. Washington, D.C.: EPA.
- Asociación Nacional de Manejo de Desperdicios Sólidos (NSWMA). 2003. *Modern Landfills: A Far Cry from the Past*. Washington, D.C. NSWMA. Disponible en www.nswma.org
- ASTM International. 1992. ASTM Standard D5231-92, "Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste." West Conshohocken, Pa.: ASTM International. Disponible en www.astm.org.
- Comisión de Productividad Australiana (APC). 2006. *Waste Management*. Reporte No. 38. Canberra: APC.
- Díaz, L. F., G. M. Savage, L. L. Eggerth y C. G. Golueke. 2003. *Solid Waste Management for Economically Developing Countries*, 2a ed. Concord, Calif.: Cal Recovery.
- Farquhar, G. J. y F. A. Rovers. 1973. "Gas Production During Refuse Decomposition." *Water, Air, and Soil Pollution* 2:483-95.
- Haug, R. T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers.
- Kontos, T. D., D. R. Komilis y C. P. Halvadakis. 2003. "Siting MSW Landfills on Lesvos Island with a GIS-Based Methodology." *Waste Management and Research* 21:262-77.
- Malkow, T. 2004. "Novel and Innovative Pyrolysis and Gasification Technologies for Energy Efficient and Environmentally Sound MSW Disposal." *Waste Management* 24:53-79.
- McBean, E. A., F. A. Rovers y G. J. Farquhar. 1995. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Nueva York: Prentice Hall.
- Medina, M. 2000. "Scavenger Cooperatives in Asia and Latin America." *Resources, Conservation and Recycling* 31:51-69.
- Mike, M. W. 1997. "Design of Landfill Daily Cells to Reduce Cover Soil Use." *Waste Management and Research* 15:585-92.
- Ministerio de Nueva Zelanda para el Medio Ambiente (NZME). 2002. *Solid Waste Analysis Protocol*. Marzo, Ref. ME 430. Wellington: NZME.
- Pierce, J., L. LaFountain y R. Huitric. 2005. *Landfill Gas Generation and Modelling Manual of Practice*. Silver Spring, Md.; Asociación de Desperdicios Sólidos de Norte América.
- Post, J. L. y J. R. Mihelcic. 2009. "Waste Reduction Strategies for Improved Management of Household Solid Waste in Jamaica." *International Journal of Environment and Waste Management*, en prensa.
- Rynk, R., ed. 1992. *On-Farm Composting Handbook*. NRAES-54 Ithaca, N.Y.: Servicio de Recursos Naturales, Agricultura e Ingeniería.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. A. Vigil. 1993. *Integrated Solid Waste Management*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Troschinetz, A.M. y J. R. Mihelcic. 2009. "Sustainable Recycling of Municipal Solid Waste in Developing Countries." *Waste Management* 29(2):915-923.
- Tsilemou, K. y D. Panagiotakopoulos. 2006. "Approximate Cost Functions for Solid Waste Treatment Facilities." *Waste Management and Research* 24:310-22.

capítulo/Catorce Entorno urbanístico

James R. Mihelcic, Julie Beth Zimmerman, Qiong Zhang

En este capítulo, los lectores aprenderán lo que hace un entorno urbanístico y cómo la planificación, el diseño, la construcción, la operación y el mantenimiento y los factores de término de vida relacionados con el entorno urbanístico afectan a la sociedad y al medio ambiente. Se comenta la planificación de comunidades sustentables, junto con los impactos medioambientales asociados con el uso tradicional de materiales de ingeniería. Los conceptos de balance de calor se relacionan con el entendimiento del diseño apropiado de estructuras eficientes en energía y con el hecho de minimizar el impacto de la isla de calor urbano. Se presentan soluciones para planificar, diseñar y construir un entorno urbanístico más sustentable.

Secciones principales

- 14.1 Introducción
- 14.2 Diseño sensible al contexto
- 14.3 Edificios
- 14.4 Materiales
- 14.5 Término de vida: deconstrucción, demolición, disposición
- 14.6 Dar el tamaño correcto a las construcciones
- 14.7 Eficiencia de energía: aislamiento, infiltración y paredes térmicas
- 14.8 Movilidad
- 14.9 Isla de calor urbano
- 14.10 Planificación urbana, crecimiento inteligente y comunidades planificadas

Objetivos de aprendizaje

1. Definir el entorno urbanístico y describir su impacto en los sistemas sociales, económicos y medioambientales.
2. Aplicar el diseño sensible al contexto al diseño de ingeniería.
3. Relacionar créditos LEED a las prácticas de ingeniería para nuevas construcciones comerciales y renovaciones principales.
4. Integrar la sustentabilidad en un diseño de edificio, gestión de construcción y operación y mantenimiento.
5. Describir la magnitud y tipos específicos de flujos de materiales asociados con el entorno urbanístico y las implicaciones de dichos flujos para el diseño, planificación y mantenimiento.
6. Calcular la pérdida de calor de edificios a través del forro del edificio y de la infiltración.
7. Relacionar la pérdida de calor en edificios a grados-días y el factor R de los materiales de construcción.
8. Determinar la entrada de calor desde solar pasivo y de almacenamiento de calor con el uso de paredes térmicas.
9. Relacionar características del entorno urbanístico como la geometría de las calles y los edificios, la ubicación y número de árboles y agua y superficies no permeables con el esquema de la isla de calor urbano.
10. Utilizar un enfoque de sistemas integrados en el diseño y la evaluación del entorno urbanístico.
11. Incorporar la accesibilidad y la movilidad en el diseño de un entorno urbanístico sustentable.
12. Relacionar componentes específicos del entorno urbanístico con los beneficios sociales, económicos y medioambientales obtenidos por los seres humanos.
13. Relacionar recubrimientos y materiales utilizados en el medioambiente urbano con los términos en el balance de energía de la isla de calor.
14. Relacionar los principios del crecimiento inteligente con el diseño y construcción del entorno urbanístico.
15. Diseñar componentes del entorno urbanístico que incorporen factores como la salud pública, la calidad del agua y el aire, gestión de desperdicios, biodiversidad, interacción social, justicia ambiental y la preservación de características culturales e históricas.

14.1 Introducción

El **entorno urbanístico** es el resultado de la intervención humana en el mundo físico natural. Es en donde los lugares con características e identidades diferentes son creados, y los medios para mantenerlos funcionales e independientes son establecidos. Incluye todo lo que sea *construido*: toda clase de edificios como casas, tiendas, oficinas, fábricas, escuelas e iglesias, junto con trabajos de ingeniería como plantas de tratamiento, sistemas de manejo de aguas pluviales, caminos y carreteras, instalaciones de generación de energía, caminos para bicicletas, puentes y puertos (adaptado de Scottish Architecture, 2005). Claramente, el entorno urbanístico incluye *estructuras*. También se incluye la recreación de hábitats naturales a través de paisajes. Estos *hábitats naturales* son típicamente áreas exteriores, las cuales incluyen patios, parques, centros de naturaleza, jardines, granjas, humedales, lagos y otros espacios verdes.

La variedad y alcance del entorno urbanístico está organizada en seis componentes interrelacionados: productos, interiores, estructuras, humedales, ciudades y regiones. La suma de los seis componentes define el alcance del entorno construido en su totalidad. Para un ejemplo, vea la figura 14.1.

El diseño de productos para el uso humano puede tener un impacto significativo en los sistemas naturales. Estos productos constituyen un componente del entorno urbanístico. Este capítulo se enfoca en los componentes más grandes del entorno urbanístico que se relacionan con los edificios y la infraestructura. Esto incluye espacios interiores en donde los componentes como pintura, tapetes, muebles y los accesorios de luz son diseñados para crear espacio y atmósfera para la actividad humana.

A medida que las estructuras y los panoramas de tamaños y complejidades variadas se agrupan, la escala del entorno urbanístico se incrementa hacia las *comunidades* con subdivisiones, vecindarios, distritos, villas, pueblos y ciudades. El siguiente nivel del entorno urbanístico es las *regiones* en donde las ciudades y los paisajes se agrupan y se definen generalmente por las características comunes políticas, sociales, económicas o medioambientales



Programa de asentamientos humanos de las Naciones Unidas

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



Figura 14.1 Ejemplo del entorno urbanístico: Vancouver, British Columbia El entorno urbanístico contiene seis componentes interrelacionados: productos, interiores, estructuras, paisajes, ciudades y regiones. Vancouver es la tercera ciudad más grande de Canadá con una población de 1 millón de automóviles y más de 2 millones de personas. El área del metro ocupa más de 2878 km².

iStockphoto.

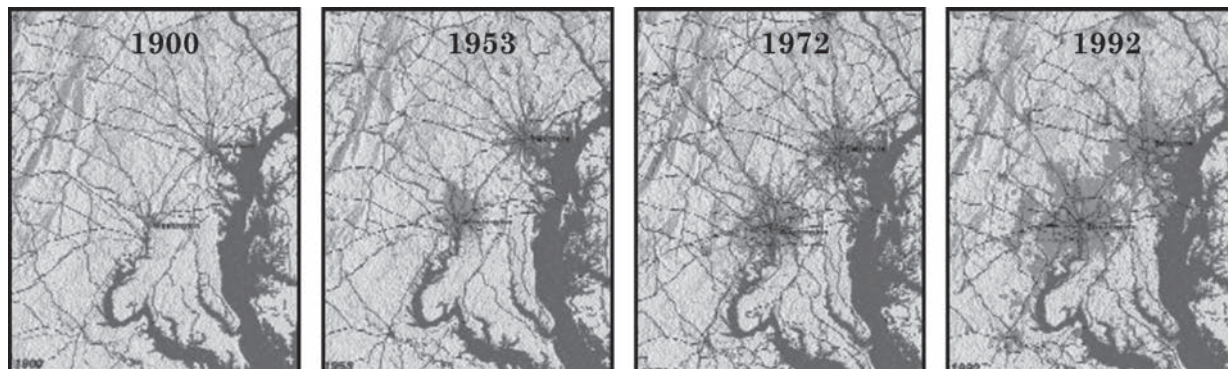


Figura 14.2 Crecimiento del entorno urbanístico en el área metropolitana de Baltimore-Washington, D.C. durante el siglo pasado

De la EPA (2001).



Desarrollo de bajo impacto



Discusión en clase

Identifique algunos **nódulos** y **corredores** en los entornos urbanísticos y naturales de su comunidad local. ¿Cuáles son algunas de las funciones sociales, económicas y medioambientales asociadas con cada uno de ellos?

(como cuencas). Éstas se definen como condados, estados, conjuntos multietnarios, países y hasta continentes.

El legado del entorno urbanístico de Estados Unidos ahora incluye 4.6 millones de edificios comerciales y 101.5 millones de casas; 425 000 sitios industriales abandonados y, 61 000 millas cuadradas de carreteras y estacionamientos (*Environmental Building News*, 2001; Brown, 2001). El entorno urbanístico continúa creciendo rápidamente (vea, por ejemplo, la figura 14.2). El incremento anual en Estados Unidos es de 2.3%, que es 2.65 veces la tasa de crecimiento de población (*Environmental Building News*, 2001). Y mientras sólo 2 a 3% del área de tierras de América del Norte es físicamente tocado por el entorno urbanístico, aproximadamente 60% del área de tierras de América del Norte está ahora afectado por éste (UNEP, 2002).

El entorno urbanístico presenta muchos retos para los procesos y sistemas ecológicos naturales. Una manera de considerar esto es pensando en los patrones del entorno urbanístico como **nódulos** y **corredores**. Los **nódulos** pueden considerarse como ciudades, pueblos, villas y áreas comerciales e industriales independientes. Para que las funciones económicas y sociales sean llevadas a cabo en estos **nódulos**, deben ser vinculadas mediante **corredores** de transportación y de utilidad.

Similarmente, los patrones en el medio ambiente natural también pueden ser considerados como **nódulos** y **corredores**. En este caso, los **nódulos** son grandes, bosques selváticos contiguos, praderas, principales áreas de protección de agua de fuente y de recarga de aguas subterráneas, humedales, arroyos y lagos. Para que estas características naturales principales soporten los procesos naturales y funcionen de una manera ecológica apropiada, también deben estar conectadas por **corredores** para el flujo y el transporte del agua, nutrientes y varias especies de plantas y animales.

A medida que el entorno urbanístico usurpa el medio ambiente natural, el hábitat se vuelve fragmentado, llevando a la pérdida de **biodiversidad** y a la reducción en las capacidades de recarga de agua. El entorno urbanístico se basa en el ambiente natural para almacenar y asimilar desperdicios, purificar el agua y proporcionar recursos naturales para la construcción, operación y mantenimiento. Por ejemplo, la figura 14.3 muestra que preservar los humedales en un entorno urbano puede reducir las cargas de nitrógeno a una vertiente urbana. Este nuevo entendimiento de los impactos y la confianza del entorno

Ecosistemas y biodiversidad: el papel de las ciudades

http://www.unep.org/urban_environment/

urbanístico en los sistemas naturales así como en la salud y bienestar humanos está llevando a un nuevo paradigma en el desarrollo que considera estos factores en adición al diseño para las necesidades y las actividades humanas.

14.2 Diseño sensible al contexto

El término **diseño sensible al contexto** fue inicialmente utilizado en el diseño de proyecto de transportación. El movimiento del diseño tradicional al diseño sensible al contexto comenzó en los años noventa (Consejo Nacional de Investigación, 2005). La Administración de carreteras del estado de Maryland (1998) ofrece esta definición:

El diseño sensible al contexto hace preguntas primero acerca de la necesidad y propósito del proyecto de transportación, y luego direcciona equitativamente la seguridad, la movilidad y la preservación de los valores escénicos, estéticos, históricos, ambientales y otros valores comunitarios.

Similarmente, el Departamento de transportación de Minnesota (2007) define el diseño sensible al contexto como “el balance y el avance simultáneo de los objetivos de seguridad y movilidad con la preservación y el mejoramiento de valores estéticos, escénicos, históricos, culturales, ambientales y comunitarios en proyectos de transportación”.

Aunque existen diferentes definiciones, el diseño sensible al contexto asegura que los proyectos no sólo son funcionales y efectivos en costo, sino que, muy importante, también están en armonía con los ambientes naturales, sociales y culturales. Por lo tanto representa una nueva forma de diseñar proyectos y resolver problemas. La tabla 14.1 compara el criterio utilizado para el diseño tradicional y sensible al contexto.

Tabla / 14.1

Criterio utilizado para el diseño tradicional y sensible al contexto	
Diseño tradicional	Diseño sensible al contexto
Minimiza costos	Minimiza costos
Maximiza la capacidad	Maximiza la capacidad
Maximiza la seguridad	Maximiza la seguridad
	Protege elementos históricos
	Protege elementos culturales
	Protege la unicidad de la comunidad
	Maximiza la estética visual
	Minimiza los impactos ambientales
	Maximiza el beneficio económico
	Incorpora valores comunitarios locales
	Protege la biodiversidad
	Proporciona hábitat para la vida silvestre

FUENTE: Adaptado de McGowen y Johnson, 2007.

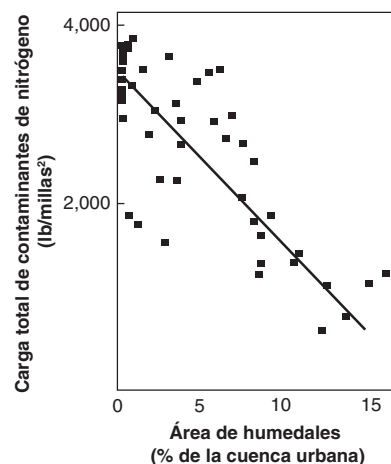


Figura 14.3 Impacto de la cantidad de área de humedales en la carga de nitrógeno hacia la cuenca Los humedales son un atributo importante del entorno urbanístico que necesitan protegerse para las generaciones futuras y actuales. Los proyectos tradicionales en el entorno urbanístico han llenado o alterado adversamente la hidrología y la biogeoquímica de los humedales. Esta figura muestra que la cantidad de un área de humedal en una vertiente urbana tiene un impacto directo en la masa de nitrógeno cargada a la cuenca. La carga total de contaminantes de nitrógeno hacia una cuenca que reduce la calidad del agua está directamente relacionada con la pérdida de humedales dentro de la cuenca urbana.

De EPA (2001).



Discusión en clase

Piense críticamente sobre un proyecto de entorno urbanístico que ha sido construido recientemente en su vecindario, pueblo o región. ¿El contratante niveló toda la vegetación incluyendo los árboles que proporcionan sombra, hábitat de vida silvestre y carácter antes de poner una estructura? ¿La comunidad local protestó por la pérdida de atributos históricos, culturales o ambientales del desarrollo? ¿El desarrollo ha resultado en que la comunidad pierda algún sentido del lugar? Esto es, ¿el proyecto final se ve como otros proyectos que usted ha visto en otras regiones del estado o el país? ¿Había conflicto entre la comunidad y el desarrollo? Estos son indicadores de diseño tradicional. Tal vez usted pensó en un proyecto que protegió atributos importantes históricos, culturales y ambientales. ¿Ese proyecto pareció único y proporcionó un sentido positivo del lugar? ¿Cuál fue el nivel de conflicto en la comunidad? En cualquier caso, ¿cuáles son los atributos que vale la pena proteger para las generaciones actuales y futuras?

Los criterios que protegen los elementos históricos y culturales mientras minimizan los impactos ambientales no han sido objetivos primarios para el diseño tradicional (aunque podrían haber sido considerados). En el diseño tradicional, los ingenieros solían pensar en los atributos históricos, culturales, sociales y ambientales como una molestia y como algo que había que sobrepasar durante el proceso de permiso. En el diseño sensible al contexto dichos criterios se tratan como metas primarias y se optimizan junto con el criterio de diseño tradicional. El diseño sensible al contexto reconoce esa protección de elementos culturales e históricos, así como espacios abiertos o silvestres, tiene beneficios directos e indirectos económicos y sociales para los seres humanos y las comunidades en las que viven.

El diseño sensible al contexto obviamente requiere pensamiento adicional de los pros y los contras entre los criterios enlistados en la tabla 14.1. Sin embargo, el empleo de principios de diseño sensible al contexto en el desarrollo e implementación de proyectos proporciona muchos beneficios como una flexibilidad incrementada en el diseño, aprobaciones agilizadas de proyectos, aceptación mejorada por la comunidad de un proyecto final, beneficios económicos a largo plazo y relaciones de trabajo más fuertes entre las agencias públicas, las comunidades y los ciudadanos. La figura 14.4 identifica algunos de los elementos y consideraciones importantes del diseño sensible al contexto.

Los **inversionistas** comprometidos plantearán cuestiones importantes que se deben incorporar en las decisiones del diseño. Por ejemplo, el impacto de infraestructura de transportación en la fragmentación del hábitat de la vida silvestre es una cuestión consistentemente planteada por los inversionistas debido a que afecta numerosos procesos ecológicos e hidrológicos a través de múltiples escalas espaciales y temporales. La vida silvestre también proporciona muchos beneficios recreacionales y económicos al público. Como resultado, la **mitigación basada en el ecosistema** se propone como una estrategia para incorporar consideraciones ecológicas en los proyectos de transportación.

Las estructuras que atraviesan la vida silvestre y las alcantarillas son componentes comunes de un diseño sensible al contexto que protege la conectividad del hábitat. Los corredores de la vida silvestre son franjas de tierra natural que conectan el hábitat silvestre fragmentado (figura 14.5). Éstos ayudan a reducir los efectos negativos de la fragmentación del hábitat y pueden promover la diversidad de especies (Damschen et al., 2006), afectando a especies tan variadas como mariposas, pájaros, peces, lobos y osos pardos.

- Establezca un propósito balanceado y definido y la necesidad de un proyecto que cumpla con la definición de sustentabilidad.
- ↓
- Desarrolle un proceso de decisión
 - Desarrolle un criterio de evaluación socialmente justo y balanceado
 - Defina los principales puntos de decisión

Figura 14.4 Elementos y consideraciones importantes de diseños sensibles al contexto

Adaptado de McGowen y Johnson (2007).

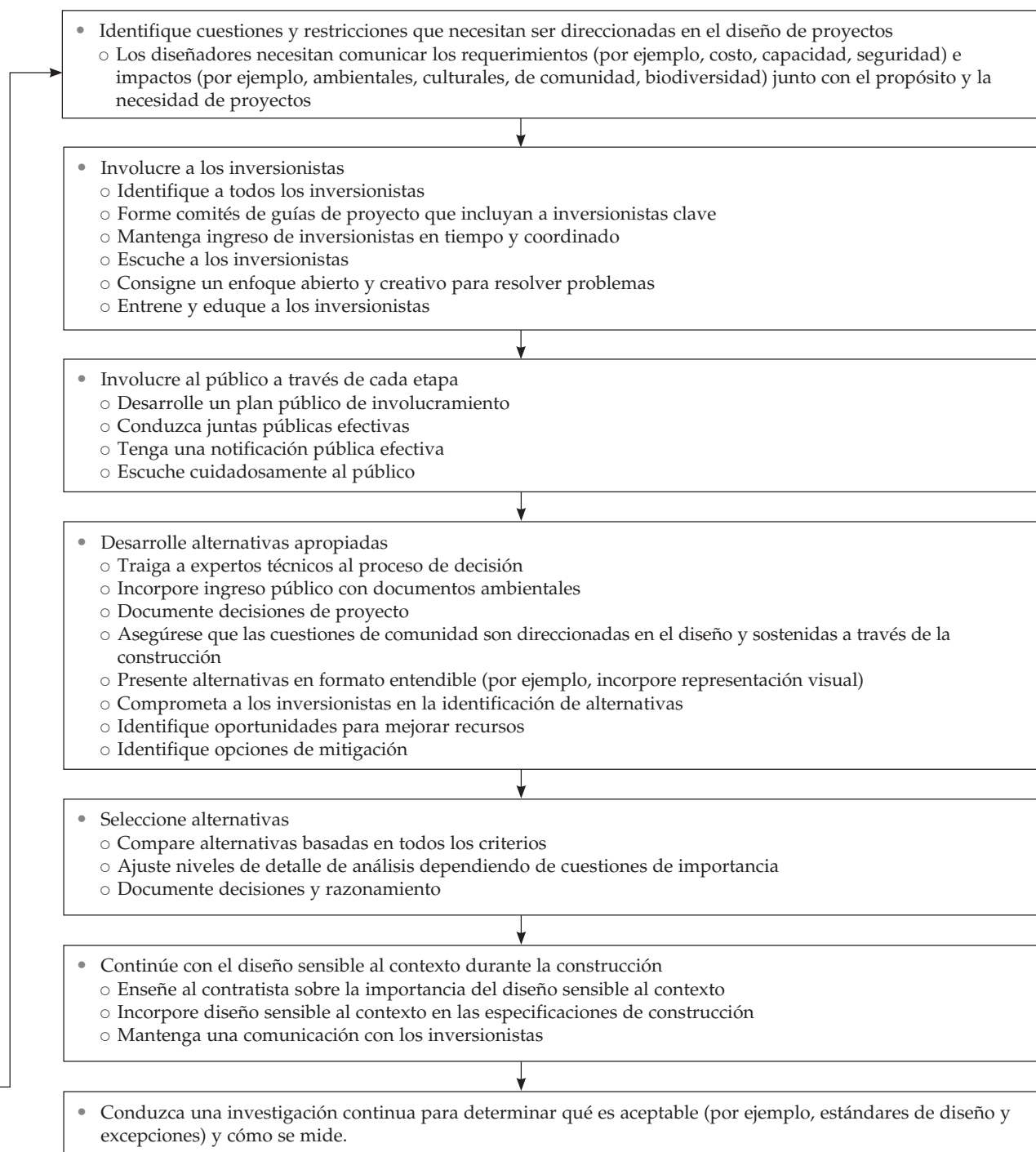


Figura 14.4 (Continuación)

Figura 14.5 Uso de corredores de vida silvestre para vincular áreas ecológicas con el hábitat de vida silvestre. Compare *a)* la alternativa de cruce alternativo existente y *b)* la alternativa de cruce alternativo para el Proyecto Interstate 90 Snoqualmie Pass East, el cual une a Puget Sound con Washington del Este. Esta área ha sido reconocida como un corredor de vida silvestre de norte a sur para animales en las Cascadas. Advierta cómo el cruce propuesto proporciona un estrecho de tierra mucho más amplio para cruce de vida silvestre terrestre y acuática. Aquí, los hábitats de la vida silvestre están conectados en la estructura propuesta, y a los animales grandes y pequeños se les permite cruzar bajo la seguridad del camino.

Adaptado de la Administración Federal de Carreteras del Departamento de Transportación de Estados Unidos, "Exemplary Ecosystem Initiatives", <http://www.fhwa.dot.gov/environment/ecosystems/wa05.htm>



a)



b)

Herramientas de calidad del aire interior para escuelas

<http://www.epa.gov/iaq/schools/>

14.3 Edificios

El estadounidense promedio ahora gasta más de 85% de su tiempo en interiores. Este hecho, junto con el gran flujo de material requerido para construir, operar y mantener un edificio, tiene consecuencias importantes para los ingenieros. En Estados Unidos, los edificios utilizan aproximadamente un tercio de la **energía** total, dos tercios de la electricidad y un octavo del **agua**

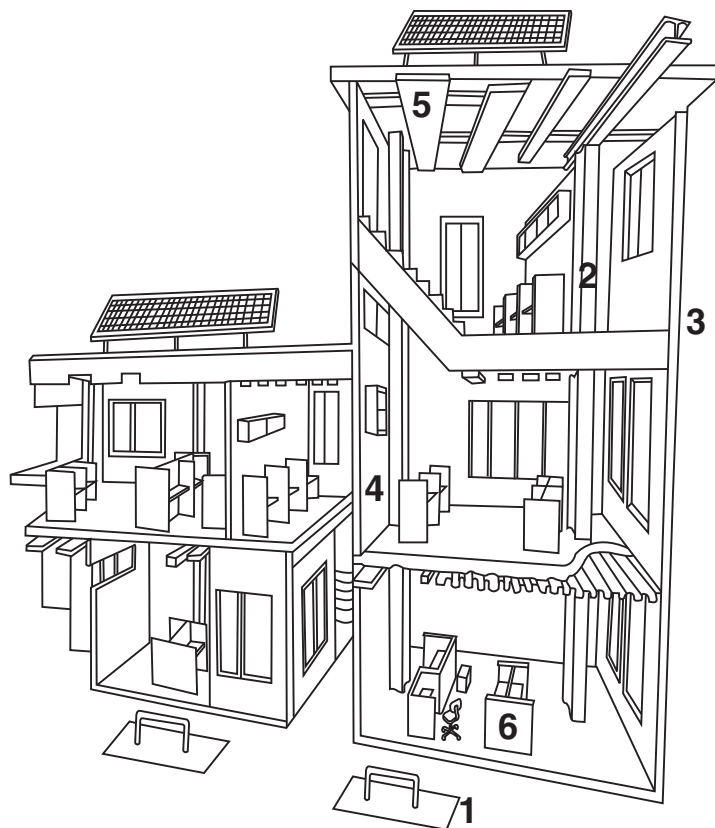


Figura 14.6 Componentes de un edificio Los seis componentes son 1) los cimientos, 2) la superestructura, 3) la envoltura exterior, 4) las divisiones interiores, 5) los sistemas mecánicos y 6) los muebles. Para que los edificios sean más sustentables, los ingenieros necesitan enfocarse en la integración de todos los seis componentes. También necesitan considerar los impactos sociales y ambientales a través del ciclo de vida total del edificio.

De Rush (1986) con permiso de John Wiley & Sons, Inc.

y transforman la tierra que proporciona servicios ecológicos valuales. Los edificios también justifican 40% de uso global de materia prima (3 miles de millones de toneladas por año).

La figura 14.6 muestra los seis **componentes de un edificio**: 1) los cimientos, 2) la superestructura, 3) la envoltura exterior, 4) las divisiones interiores, 5) los sistemas mecánicos y 6) los muebles. Cada uno de estos componentes, durante cada etapa de un ciclo de vida de un edificio, tiene un impacto adverso potencial sobre la salud humana, así como cuestiones de uso de energía, uso de agua, biodiversidad y el uso y liberación de químicos peligrosos. Para desarrollar edificios más sustentables (ya sean oficinas, sitios de fabricación, escuelas u hogares), los ingenieros deben evaluar cuidadosamente los materiales que entran en la manufactura de cada uno de estos componentes y la forma en que éstos son apropiadamente integrados.

14.3.1 DISEÑO

El **Green Building Council de Estados Unidos** ha desarrollado un sistema para certificar profesionales y el diseño, construcción y operación de edificios verdes. Este sistema de tasación es referido como **Liderazgo en Energía y Diseño Ambiental (LEED)**. Los dueños de edificios, profesionales y operadores ven ventajas al tener su edificio certificado por LEED. Como ingeniero (aún como estudiante) puede tomar un examen para convertirse en

Green Building Council de Estados Unidos

<http://www.usgbc.org>



Construcción LEED

profesional acreditado por LEED. No requiere ninguna experiencia pero requiere que usted estudie y pase un examen escrito.

La puntuación de LEED existe para las nuevas construcciones, los edificios existentes y los interiores comerciales. Actualmente, bajo desarrollo están los métodos para desarrollos de centro y caparazón, hogares y vecindarios. La tabla 14.2 proporciona la puntuación para una **certificación LEED** relacionada con nuevos proyectos comerciales o de mayor renovación.

Tabla / 14.2

Créditos LEED asociados con la construcción comercial nueva y renovación principal

Un proyecto puede obtener un máximo de 69 puntos. Existen siete prerequisites (referidos como *Prereq.* en la tabla) con los que los edificios deben cumplir. No se asignan puntos por cumplir los prerequisites. Los puntos (referidos como *créditos*) se obtienen en cinco categorías, las cuales no están balanceadas equitativamente: 1) sitios sustentables, 2) eficiencia del agua; 3) energía y atmósfera; 4) materiales y recursos; 5) calidad ambiental interior y, 6) procesos de innovación y diseño. La certificación se otorga en cuatro niveles basados en el número de puntos ganados: Certificación, 26-32 puntos; de Plata, 33-38 puntos; de Oro, 39-51 puntos y de Platino, 52-69 puntos.

Sitios sustentables (14 puntos posibles)

Prereq. 1	Prevención de contaminación en la actividad de construcción	(requerido)
Crédito 1	Selección del sitio	(1 punto)
Crédito 2	Densidad de desarrollo y conectividad con la comunidad	(1 punto)
Crédito 3	Redesarrollo de zonas industriales abandonadas	(1 punto)
Crédito 4.1	Transportación alternativa, acceso al transporte público	(1 punto)
Crédito 4.2	Transportación alternativa, almacenamiento de bicicletas y cuartos de cambio	(1 punto)
Crédito 4.3	Transportación alternativa, vehículos de bajas emisiones y eficientes en combustible	(1 punto)
Crédito 4.4	Transportación alternativa, capacidad de estacionamiento	(1 punto)
Crédito 5.1	Desarrollo del sitio, hábitat protegido o restaurado	(1 punto)
Crédito 5.2	Desarrollo del sitio, espacio abierto maximizado	(1 punto)
Crédito 6.1	Diseño de agua pluvial, control de cantidad	(1 punto)
Crédito 6.2	Diseño de agua pluvial, control de calidad	(1 punto)
Crédito 7.1	Efecto de isla de calor, sin techo	(1 punto)
Crédito 7.2	Efecto de isla de calor, con techo	(1 punto)
Crédito 8	Reducción de contaminación de luz	(1 punto)

Eficiencia del agua (5 puntos posibles)

Crédito 1.1	Paisaje de eficiencia de agua, reducido en 50%	(1 punto)
Crédito 1.2	Paisaje de eficiencia de agua, sin uso potable o para irrigación	(1 punto)
Crédito 2	Tecnologías innovadoras de agua residual	(1 punto)
Crédito 3.1	Reducción del uso de agua, 20% de reducción	(1 punto)
Crédito 3.2	Reducción del uso de agua, 30% de reducción	(1 punto)

Energía y atmósfera (17 puntos posibles)

Prereq. 1	Delegado fundamental de los sistemas de energía del edificio	(requerido)
Prereq. 2	Mínimo desempeño de energía	(requerido)
Prereq. 3	Manejo fundamental de refrigerante	(requerido)
Crédito 1	Desempeño optimizado de energía	(1-10 puntos)
Crédito 2	Energía renovable en sitio	(1-3 puntos)
Crédito 3	Delegado mejorado	(1 punto)

Tabla / 14.2

(Continuación)		
Crédito 4	Manejo de refrigerante mejorado	(1 punto)
Crédito 5	Medición y verificación	(1 punto)
Crédito 6	Potencia verde	(1 punto)
Materiales y recursos (13 puntos posibles)		
Prereq. 1	Almacenaje y recolección de reciclables	(requerido)
Crédito 1.1	Reutilización de construcciones, mantenimiento de 75% de las paredes existentes, pisos y techos	(1 punto)
Crédito 1.2	Reutilización de construcciones, mantenimiento de 95% de paredes existentes, pisos y techos	(1 punto)
Crédito 1.3	Reutilización de construcciones, mantenimiento de 50% de elementos interiores no estructurales	(1 punto)
Crédito 2.1	Manejo de desperdicio de construcción, desvío de 50% de la disposición	(1 punto)
Crédito 2.2	Manejo de desperdicio de construcción, desvío de 75% de la disposición	(1 punto)
Crédito 3.1	Reutilización de materiales, 5%	(1 punto)
Crédito 3.2	Reutilización de materiales, 10%	(1 punto)
Crédito 4.1	Contenido reciclado, 10% (posconsumidor + 1/2 pre-consumidor)	(1 punto)
Crédito 4.2	Contenido reciclado, 20% (posconsumidor + 1/2 pre-consumidor)	(1 punto)
Crédito 5.1	Materiales regionales, 10% extraído, procesado y fabricado regionalmente	(1 punto)
Crédito 5.2	Materiales regionales, 20% extraído, procesado y fabricado regionalmente	(1 punto)
Crédito 6	Materiales rápidamente renovables	(1 punto)
Crédito 7	Madera certificada	(1 punto)
Calidad ambiental interior (15 puntos posibles)		
Prereq. 1	Desempeño IAQ mínimo	(requerido)
Prereq. 2	Control de humo de tabaco ambiental (ETS)	(requerido)
Crédito 1	Monitoreo de administración de aire exterior	(1 punto)
Crédito 2	Ventilación aumentada	(1 punto)
Crédito 3.1	Plan de manejo de construcción IAQ durante la construcción	(1 punto)
Crédito 3.2	Plan de manejo de construcción IAQ antes de ser ocupado	(1 punto)
Crédito 4.1	Materiales de baja emisión, adhesivos y selladores	(1 punto)
Crédito 4.2	Materiales de baja emisión, pinturas y cubiertas	(1 punto)
Crédito 4.3	Materiales de baja emisión, sistema de alfombras	(1 punto)
Crédito 4.4	Materiales de baja emisión, madera compuesta y productos de agrofibras	(1 punto)
Crédito 5	Control de fuentes de químicos y contaminantes interiores	(1 punto)
Crédito 6.1	Controlabilidad de sistemas, luz	(1 punto)
Crédito 6.2	Controlabilidad de sistemas, confort térmico	(1 punto)
Crédito 7.1	Confort térmico, diseño	(1 punto)
Crédito 7.2	Confort térmico, verificación	(1 punto)
Crédito 8.1	Luz de día y vistas, 75% de espacios luz de día	(1 punto)
Crédito 8.2	Luz de día y vistas, vistas para 90% de espacios	(1 punto)
Proceso de innovación y diseño (5 puntos posibles)		
Crédito 1.1	Innovación en el diseño	(1 punto)
Crédito 1.2	Innovación en el diseño	(1 punto)
Crédito 1.3	Innovación en el diseño	(1 punto)
Crédito 1.4	Innovación en el diseño	(1 punto)
Crédito 2	Profesional acreditado por LEED	(1 punto)

FUENTE: Versión 2.2 del Green Building Council de Estados Unidos.

Advierta que las categorías involucran muchas cosas con las que lidian los ingenieros. Esto incluye cuestiones como manejo de un sitio, manejo de agua pluvial y uso de agua y agua residual, especificación de materiales de construcción, calidad del aire interior y conservación de energía. Cada una de estas categorías también puede relacionarse con uno de los seis componentes de construcción ilustrados en la figura 14.6.

14.3.2 CONSTRUCCIÓN

La **construcción** tradicional de la infraestructura toma una necesidad o una idea y la transforma a través de un conjunto de pasos lineales en lo que se convierte un componente del entorno urbanístico. En este pensamiento lineal, la construcción es sólo una de las muchas fases requeridas en un proyecto. Sin embargo, para que el entorno urbanístico se vuelva sustentable, la fase de construcción debe ser vista como parte de un ciclo de vida integrado de un proyecto particular. La figura 14.7 muestra cómo un enfoque no lineal más sustentable se puede integrar en todas las fases de un proyecto de entorno urbanístico.

Existen tres claves para implementar un **proyecto de construcción sustentable** (Vanegas, 2003):

1. Los sistemas de administración y manejo necesitan entender y soportar el concepto de sustentabilidad para que ninguno de ellos inhíba la implementación del proyecto.
2. Todos los inversionistas en el proyecto mostrados en la figura 14.7 (por ejemplo, dueños, operadores, diseñadores, equipo de construcción, vendedores y proveedores y cualquier parte externa) deben tener una base común de entendimiento de los principios y conceptos de la sustentabilidad. Estos inversionistas en el proyecto deben operar como una unidad integrada, y deben usar la sustentabilidad como un criterio fundamental al tomar decisiones, eligiendo entre varias opciones, o tomando acciones para el proyecto en cada etapa de su ciclo de vida.
3. Cualquier proceso, práctica o procedimiento de operación mostrado en la figura 14.7 que entre dentro de las fases de planificación, diseño, construcción, adquisición, delegación y todas las fases de operaciones/mantenimiento deben proporcionar un punto de entrada para el ingreso formal y explícito de la sustentabilidad.

Como se muestra en la figura 14.7, una fase de adquisición sustentable pone en paralelo las fases de diseño y construcción. Esta fase proporciona una interfase con el canal de provisión que finalmente provee a todos los sistemas, productos, materiales y equipos que un diseño especifica. Los elementos específicos que se necesitan considerar durante la adquisición incluyen la eliminación de materiales de construcción peligrosos, reducir o eliminar empaques, contenido elevado de materiales reciclados, promover la minimización de desperdicio y minimizar los factores estresantes durante la etapa de vida de fabricación.

Una fase de construcción sustentable incluye la planificación de construcción, las operaciones de construcción y el comienzo. Los elementos específicos que se deberían considerar en la fase de construcción incluyen minimizar los disturbios en el sitio, lograr un ambiente interior de alta calidad, reciclar materiales de construcción junto con el uso de recursos naturales y mantener la salud y seguridad de los trabajadores de la construcción. La delegación

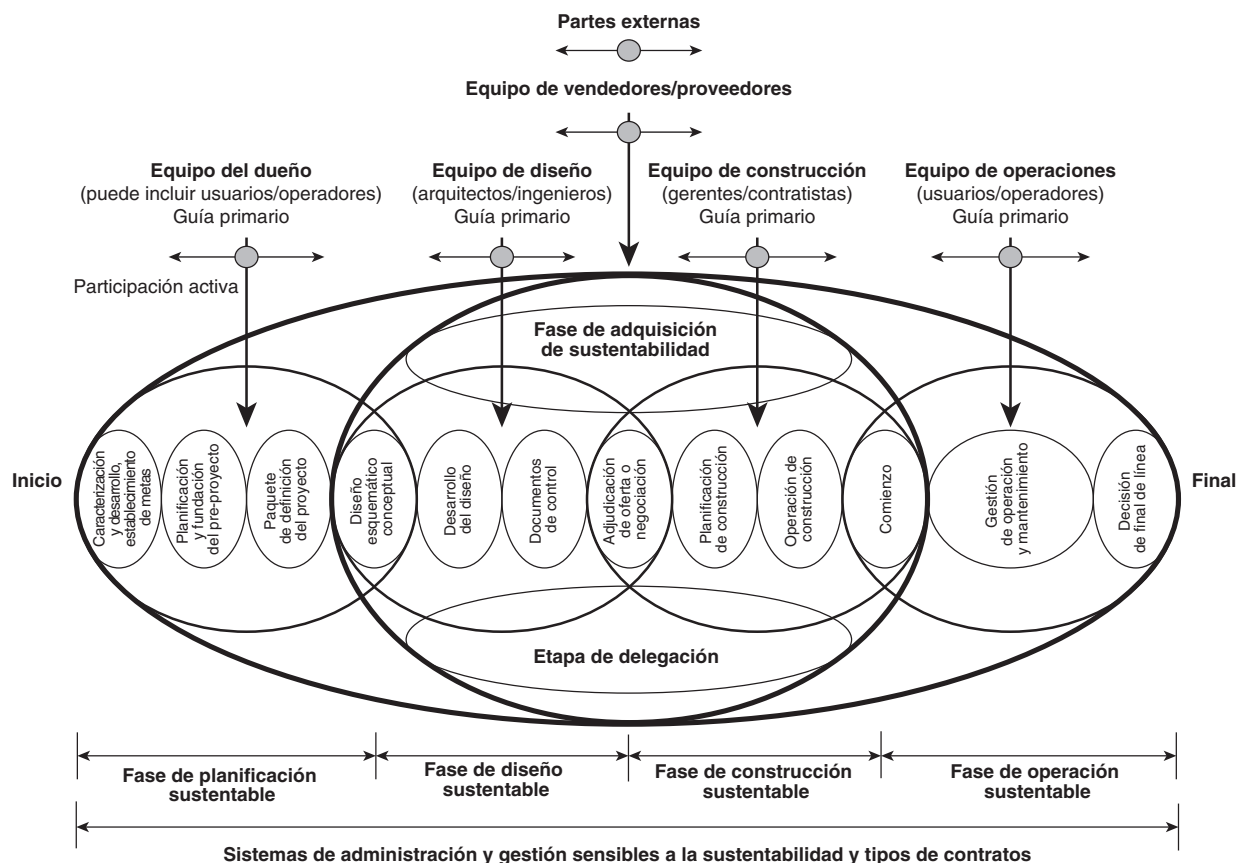


Figura 14.7 Integración de fases de proyectos e inversionistas Los inversionistas y las fases del proyecto deben estar integrados y totalmente conscientes de los principios y prácticas sustentables para asegurar la implementación exitosa de un proyecto de construcción sustentable.

Reimpreso con el permiso de Vanegas (2003). Copyright (2003) American Chemical Society.

inapropiada puede llevar a mayores costos de operación y mantenimiento debido al uso ineficiente de energía y agua y puede afectar negativamente a los ocupantes de la construcción (Vanegas, 2003).

14.3.3 OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

Es imperativo que edificios propiamente diseñados y contruidos sean operados y mantenidos para desempeñarse a su máxima eficiencia y efectividad a lo largo de su ciclo de vida. El desempeño y gestión del ciclo de vida del entorno urbanístico debe ser optimizado para maximizar el retorno de la inversión mientras se consideran los impactos de salud, seguridad, funcionalidad, durabilidad, económicos, ambientales y sociales.

Las *operaciones y el mantenimiento (O&M)* son las actividades relacionadas con el desempeño de las acciones de rutina, preventivas, predictivas, agendadas y no agendadas dirigidas a prevenir la falla o el rechazo del equipo con la meta de incrementar la eficiencia, la confiabilidad y la seguridad. La O&M se

Edificios verdes

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

tasa a partir del funcionamiento confiable de los sistemas internos como el alumbramiento, calentamiento y enfriamiento, y los sistemas de provisión/ regreso de agua y aire para la limpieza, reparación y el reamueblamiento de varios componentes. De conformidad, aquellos responsables de la O&M se deben incluir durante la etapa de diseño y el usuario final también se debe considerar cuando se establecen mejores prácticas. La tabla 14.3 identifica algunos elementos específicos de una operación efectiva y programa de mantenimiento.

Tabla / 14.3**Elementos de un programa efectivo de operación y mantenimiento (O&M) de edificios**

Elemento de programa efectivo de operación y mantenimiento	
Sistemas y equipo de calentamiento, ventilación y enfriamiento (HVAC)	El consumo y conservación de energía para cumplir con las demandas de HVAC está pesadamente atado a la O&M. Un arreglo complejo de equipo debe funcionar con desempeño pico. El diseño debe proporcionar fácil acceso para el mantenimiento y la reparación.
Sistemas y equipo de calidad de aire interior	Los sistemas de ventilación y distribución de aire se deben mantener y revisar con frecuencia para su desempeño óptimo. La mala calidad del aire interior reduce la productividad, puede provocar enfermedades y ser una responsabilidad financiera. La coordinación entre los sistemas de distribución de aire y los esquemas de mueblería es especialmente importante. El aire fresco debe proporcionarse en donde la gente aprende y trabaja. Inspección regular para contaminantes biológicos y químicos.
Equipos y productos de limpieza	La utilización de productos y equipos de limpieza no tóxicos y degradables reduce las emisiones y los costos de la O&M, y mejora la calidad del aire de interiores y la productividad de los ocupantes. Seleccione materiales que requieran de poca a nada de limpieza o limpiadores menos peligrosos. Los requisitos para los contratos de limpieza pueden ser hechos dentro de un programa de “compra preferentemente ambiental” en donde existe una política para escoger productos y servicios que reducen los efectos adversos.
Materiales	Las opciones deben reflejar la química y la ingeniería verdes. Los materiales seleccionados para interiores (cubierta de piso, muebles, pinturas y telas) se deben evaluar no sólo por sus impactos durante la fabricación y el término de su vida sino también por los requerimientos de la O&M. Lo mismo aplica para los materiales (selladores, empaquetaduras y aislamiento) que entran en la superestructura de un edificio y en el forro exterior.
Accesorios y sistemas de agua	Las inspecciones de rutina y el programa de mantenimiento deben verificar que los accesorios y los sistemas estén funcionando efectivamente y al mismo tiempo asegurar que las fugas y los componentes sean rápidamente reparados.
Aguas negras	Pueden ser atrapadas y reutilizadas para descargar los sanitarios y para irrigación. La reducción o eliminación de consumo de agua potable para las aplicaciones no potables reduce las descargas a las instalaciones de tratamiento de aguas residuales y reduce el uso de energía y químicos para el tratamiento. Los procedimientos de la O&M deben asegurar que las fugas sean direccionadas y los sistemas sean separados de los sistemas de aguas negras. Los sistemas de recopilación de aguas pluviales tienen componentes para la captura, almacenaje y administración. Los sistemas de captura requieren pantallas y filtros; el mantenimiento de sistemas de administración depende de si el sistema es alimentado a través de bombeo o gravedad.
Sistemas de desperdicios	El reciclaje requiere consideración de espacio para clasificar materiales, itinerarios para recolectar y vaciar los contenedores y métodos para mejorar el cumplimiento. Los sistemas de composta deben asegurar que los volúmenes calculados puedan ser acomodados y mantenidos en términos de rotar (aerear) el material, asegurando la proporción C:N correcta, y con el vaciado y uso de los productos finales de la composta de una manera tal que minimice los olores.

Tabla / 14.3

(Continuación)

Mantenimiento del paisaje	El uso de plantaciones nativas puede reducir los requerimientos y costos de paisajes. Después de que se establece la vegetación natural, generalmente no existe necesidad de agua, fertilizantes y pesticidas. El manejo de plagas integrado puede reducir la necesidad de químicos peligrosos y pesticidas.
Comunicación	Instalar un sistema de retroalimentación de desempeño de edificios que reporta continuamente el consumo y la generación de energía y agua. Esta información permitirá la rápida respuesta a cuestiones como fugas o corto circuitos. Utilice información para informar a los ocupantes cómo su comportamiento (como dejar las luces o computadoras encendidas o las ventanas abiertas) afecta el desempeño del edificio en términos de su impacto ambiental. Los estudios muestran que cuando se entrega información en tiempo real a través de kioscos, despliegue de pantallas o herramientas activadas en la web, los ocupantes modificarán su comportamiento para maximizar el desempeño ambiental del edificio.

FUENTE: HaasI, 1999.

14.4 Materiales

Las poblaciones urbanas requieren grandes ingresos de material para sostener la salud, la economía y la infraestructura. Una de las características más prominentes del entorno urbanístico es el gran flujo de materiales y la energía que fluye a través de éste. Este flujo de materiales es superado por la cantidad de energía, agua y aire que fluye a través de sistemas urbanos cada año.

Las ciudades también producen grandes salidas que frecuentemente han sido descartadas de vuelta hacia el ambiente natural a niveles más allá de la capacidad asimilatoria del ambiente que las rodea. Si estas entradas y salidas no son balanceadas sustentablemente, se pueden acumular grandes existencias de material, creando problemas de desperdicio potenciales para las futuras generaciones. El entendimiento de estos flujos y acumulaciones y cómo pueden ser relacionados una vez más con la práctica de ingeniería y la política es vital si la sociedad espera mejorar la eficiencia de materiales y energía.

14.4.1 AGREGADOS, LIBERACIONES TÓXICAS, CEMENTO, ACERO Y VIDRIADO

AGREGADOS En el capítulo 1 se presentó una figura que mostraba el **flujo de materias primas** en Estados Unidos. La examinación cuidadosa de esta figura muestra que el flujo más grande de materiales (basado en el peso) se asoció con los **agregados** (por ejemplo, la piedra triturada, la arena y la grava) y ahora se está acercando a las 3 500 toneladas métricas por año. El uso de este material se está elevando exponencialmente. Los agregados son minados en miles de sitios locales y regionales ubicados a través del mundo.

LIBERACIONES QUÍMICAS TÓXICAS Otra consecuencia ambiental del uso de materiales es la liberación al ambiente de materiales tóxicos que están asociados con el flujo de materiales particulares. La tabla 14.4



Discusión en clase

¿Cuáles son las consecuencias económicas, sociales y ambientales (por ejemplo, emisiones de CO₂, pérdida de biodiversidad, calidad del agua, calidad del aire) asociadas con la explotación de agregados que terminan por ser incorporados en las bases y las estructuras que hacen el entorno urbanístico? En términos de flujo de materiales, ¿ve usted algunas ventajas para redesarrollar las instalaciones industriales abandonadas (comentadas en el capítulo 6) en vez de desarrollar sitios de campo verdes?

Base de datos de inventario de liberación de tóxicos

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

Tabla / 14.4

Emisiones químicas tóxicas totales asociadas con varios sectores industriales que soportan el entorno urbanístico Las opciones de disposición de tierra no se incluyen. (Para más detalles, vea www.epa.gov/tri)

Sector industrial	Emisiones tóxicas medidas por el Inventario de Liberaciones Tóxicas de 2005			
	Emisiones fugitivas de aire (lb)	Emisiones de aire de fuente puntual (lb)	Descargas de agua superficial (lb)	Disposición total en sitio y fuera de sitio u otras liberaciones (lb)
Explotación de metal	1 496 557	1 981 519	507 435	1 168 724 053
Textiles	277 091	2 821 528	324 339	4 300 153
Madera	2719 680	24815 519	13 595	28 759 409
Químicos	56 644 546	144 953 426	42 424 07	531 452 586
Plásticos	11 565 687	46 967 194	186 761	69 330 423
Piedra/arcilla/vidrio/cemento	1 497 409	38 631 169	2 361 601	53 597 996
Metales primarios	11 983 420	36 104 985	44 039 957	479 223 010
Equipo de transportación	12 149 617	44 711 942	376 157	68 563 912
Servicios de electricidad	536 449	714 140 450	2 866 907	1 091 049 701
Total	195 896 686	1 315 793 746	240 246 101	4 339 463 751

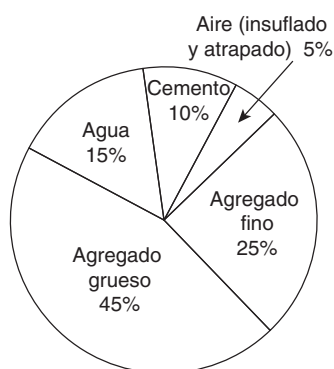


Figura 14.8 Composición típica de concreto (por masa) El flujo más grande de materiales (por peso) en la economía se asocia con los agregados (por ejemplo, piedra triturada, arena y grava). La producción de cemento y el uso de agua son otros grandes flujos de materiales en Estados Unidos y las economías globales.

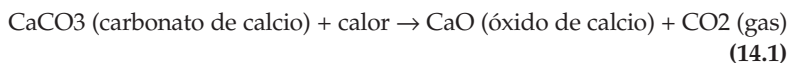
muestra la gran masa de liberaciones **químicas tóxicas** que ocurre con los sectores industriales asociados con la construcción y operación del entorno urbanístico.

CEMENTO El **concreto** es una mezcla de cemento, agregados finos (arena), agregados gruesos (por ejemplo, grava), agua y aire. La figura 14.8 muestra una composición típica de concreto. Advierta que los agregados llevan hasta 70% de la masa del concreto, y el cemento lleva hasta 10% de la masa total. El agregado sirve primariamente como un rellenedor barato e inerte.

El **cemento Portland** es el agente de unión en el concreto. Se produce de la clinquerización (temperaturas de calientes a altas) de fuentes de calcio (carbonato de calcio, conchas) y silicio (arcilla, esquisto) en un horno. El clinker final es puesto en tierra con una fuente de sulfato soluble (yeso) para formar el polvo gris familiar.

La producción del cemento Portland es un contribuyente principal para la producción mundial de CO_2 . Las 1.45 mil millones de toneladas métricas de producción global de cemento justifican 2% del uso de energía principal global y 5% de emisiones antropogénicas (derivados de humano) de CO_2 . En promedio, fabricar 1 kg de cemento produce 1 kg de CO_2 .

En la zona de calcinación de un horno de cemento, la siguiente reacción tiene lugar entre los 700 °C y los 900 °C:



A medida que la temperatura aumenta, el óxido de calcio (CaO), el sílice (SiO_2), la alúmina (Al_2O_3) y el óxido ferroso (Fe_2O_3) entran a una zona de sinterización o de quemado (entre los 1200 °C y los 1450 °C), en donde tienen lugar otras reacciones diversas (y que no se comentan aquí).

La reacción de calcinación mostrada en la ecuación 14.1 justifica aproximadamente 0.51 toneladas de la producción de CO_2 por tonelada de clinker fabricado. Las emisiones de CO_2 asociadas con la energía utilizada para calentar el horno justifican aproximadamente 0.47 toneladas de CO_2 por tonelada de fabricación de clinker (van Oss y Padovani, 2003).

Algunos subproductos industriales como las cenizas volantes y la escoria de altos hornos tienen propiedades puzolánicas y se pueden sustituir por hasta 25% de cemento. Las puzolanas son materiales de cementación que complementan el cemento Portland en la mezcla de concreto. Durante la hidratación de cemento Portland las puzolanas reaccionan químicamente con el hidróxido de calcio (Ca(OH)_2) para formar hidratos de silicato de calcio (CSH). Los CSH son los aglutinantes fuertes que endurecen el concreto. Las puzolanas de ocurrencia natural como las cenizas de cáscara de arroz, la tierra de diatomeas y la ceniza volcánica son también una opción, pero no son tan frecuentemente utilizadas.

ACERO REFORZADO El concreto es reforzado cuando se usa en aplicaciones estructurales o en donde no se puede tolerar el agrietamiento. La barra de reforzamiento de acero es referida como barra de refuerzo. El engranaje de acero se puede utilizar como un refuerzo en contra de las grietas por la temperatura y el encogimiento en las losas de concreto. Como se indica en la tabla 14.4, en el 2005 la masa total de emisiones tóxicas al aire, la tierra y el agua por la producción primaria del metal excedió los 479 millones de libras.

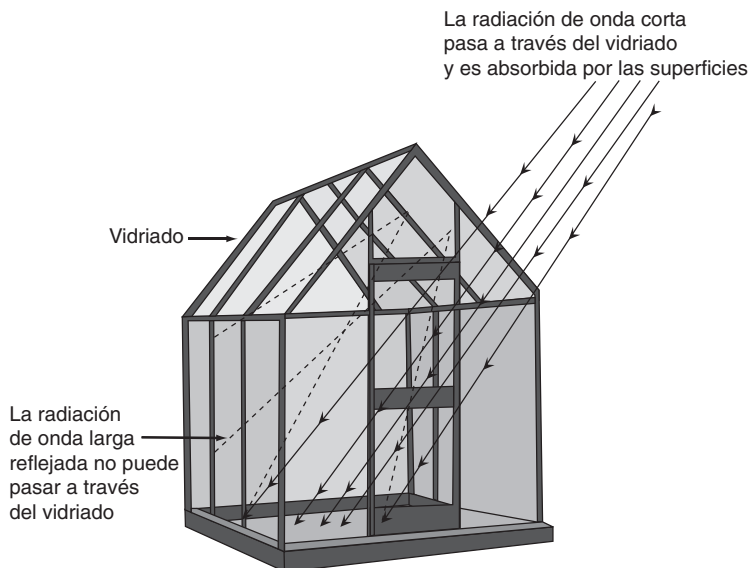
VIDRIADO El **vidriado** se utiliza en los recolectores solares para atrapar el calor asociado con la radiación solar entrante. Es un componente muy importante de las ventanas, los calentadores solares de agua caliente, invernaderos y otras tecnologías que incorporan el calentamiento solar pasivo. Los materiales utilizados para el vidriado incluyen vidrio, acrílicos, policarbonatos y polietileno. Como se muestra en la figura 14.9, los materiales de vidriado funcionan similarmente a los gases de invernadero que atrapan la radiación solar y llevan al cambio climático.

14.4.2 ANÁLISIS DEL FLUJO DE MATERIALES

Un **análisis del flujo de materiales (MFA)** mide los flujos de material en un sistema, las reservas y los flujos dentro de éste y las salidas del sistema. En este caso, las mediciones se basan en las cargas de masa (o volumen) en lugar de las concentraciones. El *análisis del flujo de materiales urbanos* (algunas veces referido como el estudio del **metabolismo urbano**) es un método para cuantificar el flujo de materiales que entran en un área urbana (por ejemplo, agua, comida y combustible) y el flujo de materiales que salen de un área urbana (por ejemplo, bienes manufacturados, agua y contaminantes del aire incluyendo los gases de invernadero y desperdicios sólidos).

Los estudios de metabolismo urbano son importantes porque los planificadores e ingenieros los pueden utilizar para reconocer problemas y el crecimiento destructivo, establecer prioridades y formular políticas. Por ejemplo, un análisis del flujo de materiales desarrollado durante diez años en la cantidad de agua fresca que entra y sale del área más grande de Toronto arrojó que las entradas de agua habían crecido 20% más que las salidas. Las

Figura 14.9 Función de los materiales de vidrio El vidrio permite que la radiación de onda corta del sol pase a través del vidrio. Aquí, la radiación de onda corta es entonces absorbida por las superficies. Los materiales de agua y mampostería son excelentes recolectores de energía solar. Alguna radiación de onda larga es emitida desde estas superficies. La radiación de onda larga no puede pasar fácilmente a través del material de vidrio, así es que el recolector se calienta.



posibles explicaciones podrían ser los sistemas de distribución de agua con fugas, eventos combinados de sobreflujo de alcantarillas y el uso ascendente de agua para el cuidado de céspedes, todo lo cual permitiría que el agua ingresada bordeara el monitoreo de salida. El análisis también apuntó hacia la necesidad de mayor conservación de agua de desarrollo debido a una disponibilidad fija (o capacidad de almacenamiento) de agua fresca.

Recuadro / 14.1 Estudio de metabolismo urbano en Hong Kong

La figura 14.10 muestra los resultados de un análisis del flujo de materiales desempeñado en la ciudad de Hong Kong en 1997. Aquí, 69% de los materiales de construcción fueron utilizados para propósitos habitacionales, 12% para infraestructura comercial, 18% de infraestructura industrial y 2% para la infraestructura de transporte. También, una medición de 3.5% elevada en el uso de los materiales durante el periodo de 20 años indicó que Hong Kong aún estaba desarrollándose hacia un sistema urbano.

Durante el periodo de estudio, la economía de la ciudad cambió de centro de manufactura a basado en el servicio. Esto resultó en un cambio de energía de 10% del sector industrial al sector comercial, aún se alzaba el consumo de energía. El gran incremento en el uso de energía se atribuyó a los incrementos en el confort y conveniencia habitacional/ocupacional. La tasa de uso de materiales consumibles también se elevó durante el periodo de estudio, los plásticos se incrementaban de hecho 400%.

Las emisiones de aire globales en Hong Kong decrecieron; sin embargo, los contaminantes del aire asociados con el uso de vehículos de motor y la producción de combustible fósil

(como el NO_x y el CO) ascendieron. La disposición de tierra de desperdicio sólido se elevó 245%, creando un dilema para la ciudad limitada de espacio. Aunque una gran porción de este desperdicio es construcción, demolición y recuperación de residuos, el desperdicio sólido municipal también aumentó 80% con los plásticos, restos de comida y el papel contribuyendo en la mayoría al desperdicio municipal.

Aunque la tasa global de crecimiento para el uso de agua decreció durante el estudio (10 a 2%) de las reducciones en el uso agrícola e industrial, el consumo de agua fresca per cápita ascendió de 272 a 379 L/día. El agua es una de las principales bajadas de desperdicio para la ciudad debido a su gran volumen de alcantarillas no tratadas. Las cargas de BOD aumentaron 56%. Las descargas de nitrógeno también aumentaron sustancialmente. La contaminación de alcantarillas en las aguas de Hong Kong es ahora considerada como una crisis principal para la ciudad, teniendo grandes efectos dañinos ambientales, económicos y de salud.

Una conclusión es que, en su tasa urbana metabólica actual, Hong Kong está excediendo su propia tasa de producción natural y de fijación de CO_2 . El consumo de materiales y

Recuadro / 14.1 Continuación

energía en la ciudad sobrepasan grandemente la capacidad natural de asimilación del ecosistema local. Las tasas altas de metabolismo urbano muestran que, en relación con otras ciudades, Hong Kong es más eficiente (en una base per cápita) en el uso de tierra, energía y materiales debido

a que los inventarios más bajos de materiales en la estructura de los edificios y la transportación tiene menor uso de energía y materiales (consumo doméstico) y mayores proporciones de espacio dedicado a parques y espacios abiertos.

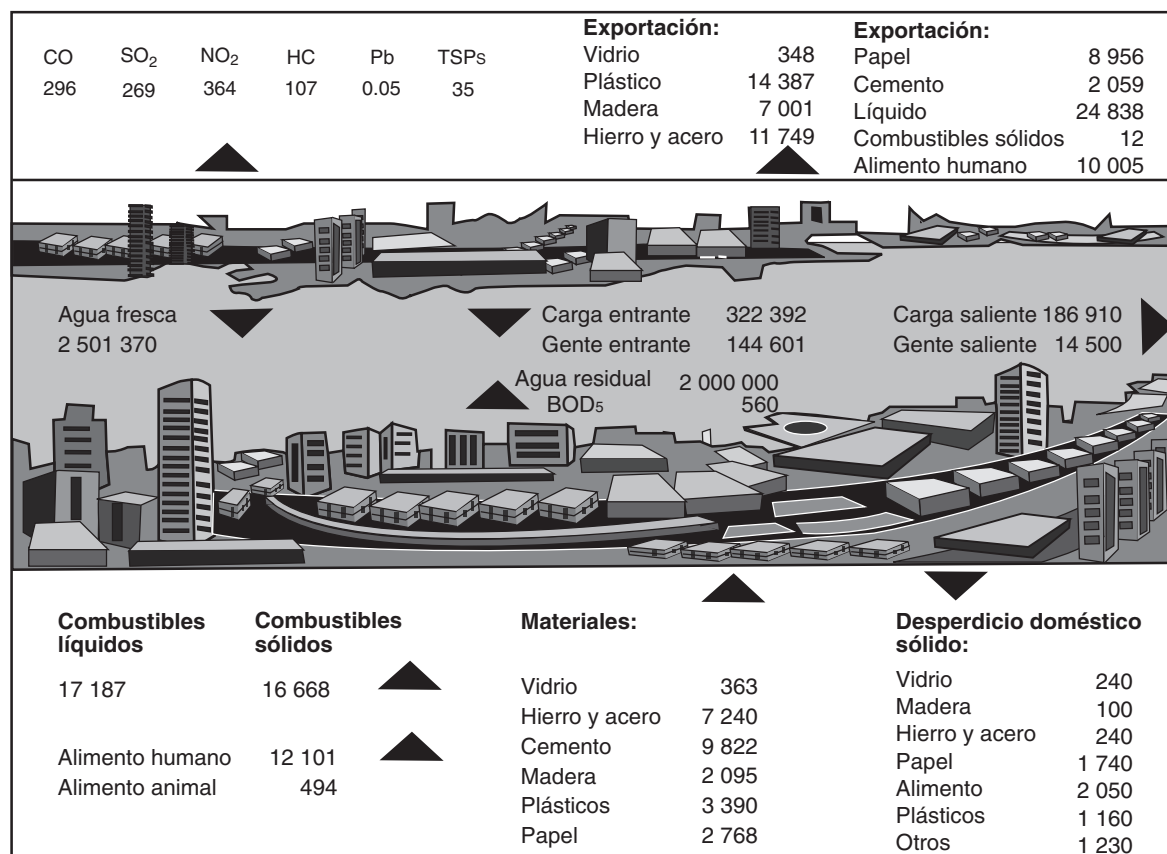


Figura 14.10 Flujos de materiales importantes dentro y a través de la ciudad de Hong Kong Todas las unidades están en toneladas por día. Las flechas pretenden dar alguna indicación de la dirección del flujo de materiales.

Adaptado de *Ecological Economics*, Vol. 39, K. Warren-Rhodes y A. Koenig, "Ecosystem Appropriation by Hong Kong and Its Implications for Sustainable Development." 347-359 (2001), con permiso de Elsevier.

14.4.3 MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN TRADICIONALES

Un cambio a los **materiales de construcción tradicionales** podría tener implicaciones revolucionarias para la industria de la construcción, reduciendo significativamente los impactos ambientales asociados con materiales de fabricación y de transportación, la energía contenida asociada con materiales convencionales, el consumo de recursos de energía durante el uso de edificios y la disposición de restos durante la construcción y después de la demolición.



© Steven Allan/iStockphoto.

Discusión en clase



¿Cuáles son los costos ambientales asociados con las etapas de vida específicas de materiales de construcción desde la fabricación hasta la construcción? Obviamente, existen también grandes cantidades de energía y agua envuelta asociada con estos materiales.

Discusión en clase



En el capítulo 7 se comentó por qué la disposición es la opción menos preferida de un sistema de manejo de desperdicios así como la necesidad de detenerse a pensar en el término desperdicio en el mismo sentido de disposición, pensando en éste en su lugar como una entrada para otro proceso. Si tantos usos están identificados para utilizar restos de construcción y demolición, ¿por qué la sociedad está disponiendo de tanto material de desperdicio? El incrementar el reuso y el reciclaje de los materiales de construcción y demolición es claramente un requisito si el entorno urbanístico se volverá más sustentable. ¿Cómo está el ciclo de vida pensando en una forma de seguir hacia adelante?

En la sección 14.7 se comentarán las propiedades de transferencia de calor del agua que la hacen un material ventajoso para la construcción de algunas paredes térmicas. Otro material natural no comúnmente incorporado en los edificios es la tierra. Cada construcción toma muchas formas, incluyendo adobe y tierra apisonada. El *adobe* ha sido utilizado en todo el mundo en diversas regiones y climas ya que es fuerte, costeable, fácil de manejar y regula bien la temperatura. Otros beneficios del uso del adobe son el almacenamiento térmico, llevando a costos de energía reducidos, bajos niveles de transmisión de sonido, disponibilidad de materiales y protección al fuego.

Las paredes de *tierra apisonada* se forman en el lugar al macerar el suelo húmedo hacia marcos móviles, reutilizables, con pisonos neumáticos manuales o de motor. Las paredes de tierra apisonada son típicamente de 18 a 36 pulgadas de grosor y tienen excelentes propiedades térmicas. Las paredes virtualmente libres de mantenimiento no requieren ningún sellador de energía intensivo o tóxico, yesos de cemento, pinturas, planchas de yeso o revestimiento de ladrillos. La tierra apisonada tiene potencial aún en climas fríos y húmedos. Sin embargo, muchos códigos de construcción en Estados Unidos requieren la adición de agentes estabilizadores (de 5 a 10% de cemento Portland) para las paredes de tierra apisonada, incrementando los materiales y la energía así como los costos de trabajo.

La construcción de embalajes de paja utiliza paja embalada de trigo, avena, cebada, centeno y arroz en las paredes cubiertas por estuco. En la construcción de embalaje de paja de rodaje bajo, los embalajes son apilados y reforzados para proporcionar paredes estructurales que carguen la carga del techo. Con la construcción de embalaje de paja de relleno, un marco estructural de madera, metal o de albañilería soporta el techo y los embalajes son apilados para proporcionar paredes aislantes no estructurales. Con cualquier alternativa, las paredes de embalajes son enyesadas o estucadas en el interior y en el exterior.

14.5 Término de vida: deconstrucción, demolición, disposición

La mayoría de los materiales que se utilizan para crear el entorno urbanístico entran a un basurero al término de su vida útil. Esto justifica 10 a 30% de material de basurero (basado en masas) en Estados Unidos, Europa y Australia. La figura 14.11a muestra que en California los materiales de construcción y demolición justifican casi 22% de la corriente global de desperdicio. La figura 14.11b muestra la composición de esta corriente de desperdicio de construcción y demolición. Advierta la gran cantidad de madera, concreto, techos de asfalto y paredes de yeso que hacen la corriente de desperdicio de construcción y demolición.

Muchos materiales de construcción y demolición pueden reutilizarse y reciclarse, prolongando así la provisión de recursos naturales y maximizando los ahorros económicos (tabla 14.5). Desafortunadamente, sólo 20 a 30% de desperdicio de construcción relacionado con edificios y demolición es actualmente reciclado en Estados Unidos (Horvath, 2004).

El concepto de *producción de retorno* ha sido exitosamente aplicado a muchos productos de consumo, aunque aún no es comúnmente considerado como un concepto que aplique al entorno urbanístico. La figura 14.12 muestra cómo la producción de retorno se puede aplicar al entorno urbanístico. Aquí la producción de retorno abarca el desmontaje, reciclaje, reutilización,

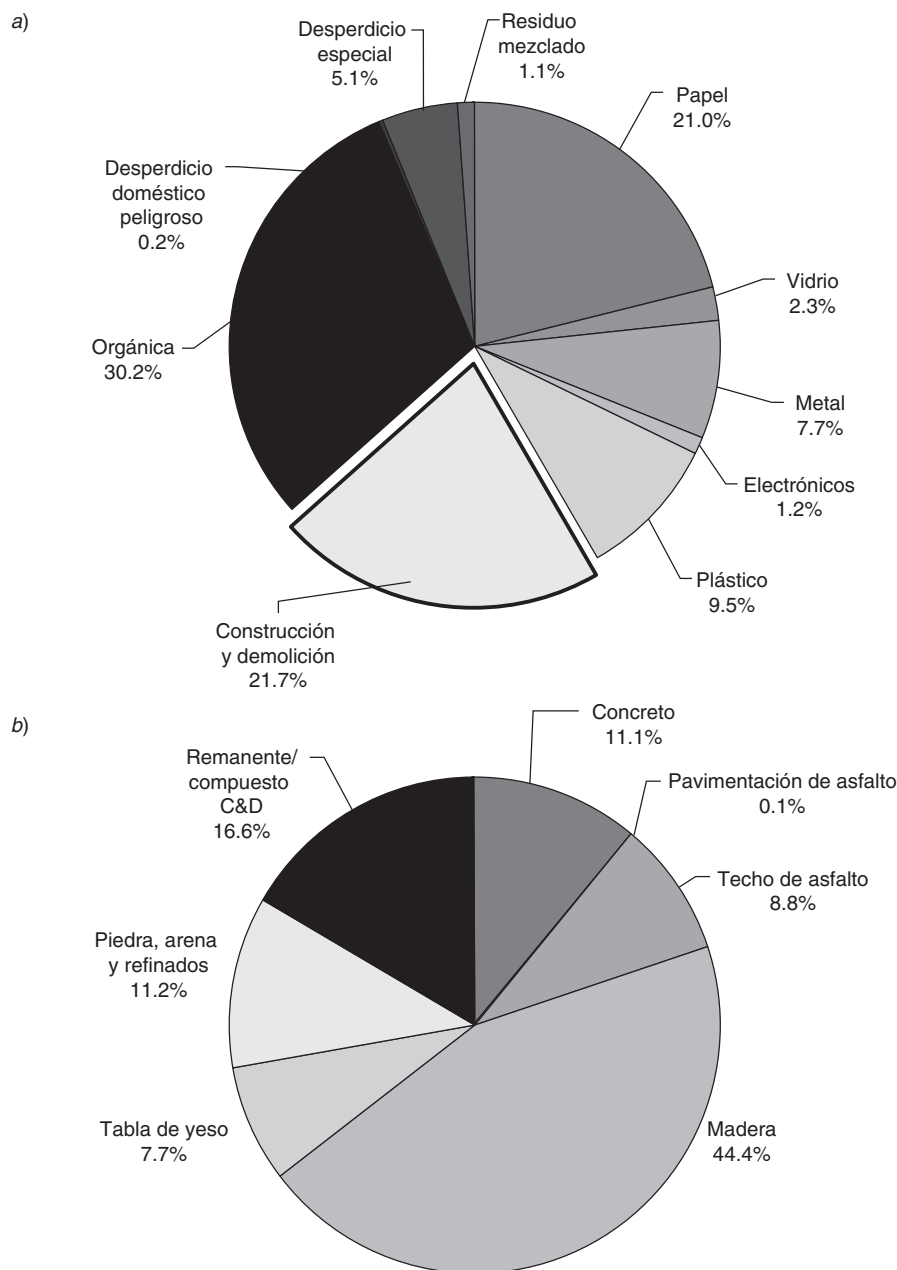


Figura 14.11 Composición de la corriente de desperdicio de California: porcentaje por masa a) Tipos de materiales encontrados en la corriente de desperdicio *global* de California (basado en masas) que fueron dispuestos en el 2003. Advierta que los materiales de construcción y demolición hacen aproximadamente 22% de la corriente de desperdicio. b) porcentaje de materiales en el desperdicio de *construcción y demolición* de California (basado en masas). El metal remanente/compuesto incluye artículos como tejas, inodoros, y aislamiento de fibra de vidrio.

Datos de Cascadia Consulting Group, Inc. (2004).

Tabla / 14.5

Usos potenciales para los materiales de construcción y demolición

Material	Usos potenciales
Madera	Reutilización. Trizar para combustible, camas de animales, capote, productos de construcción fabricados, composta.
Ladrillos	Reutilización. Triturar para hacer agregados.
Asfalto	Reincorporar en nuevos pavimentos de asfaltos o afirmados de carretera.
Concreto	Triturar para hacer el material base para carreteras, cimentaciones, relleno y otras aplicaciones de agregados en el asfalto o el concreto.
Placas de yeso	Utilizar el yeso como modificación de arena. Reincorporar a la placa de yeso.
Techos	Reciclar los guijarros de asfalto en el pavimento de asfalto. Reutilizar las tejas de barro.
Metal	Utilizar fragmentos de metal como carga de alimentación.
Plástico	Reciclar en madera de plástico, barreras de carreteras, conos de tráfico.

FUENTE: Horvath, 2004. Adaptado con el permiso de *Annual Review of Environment and Resources*, volumen 29, Derechos Reservados (2004) por Annual Reviews.

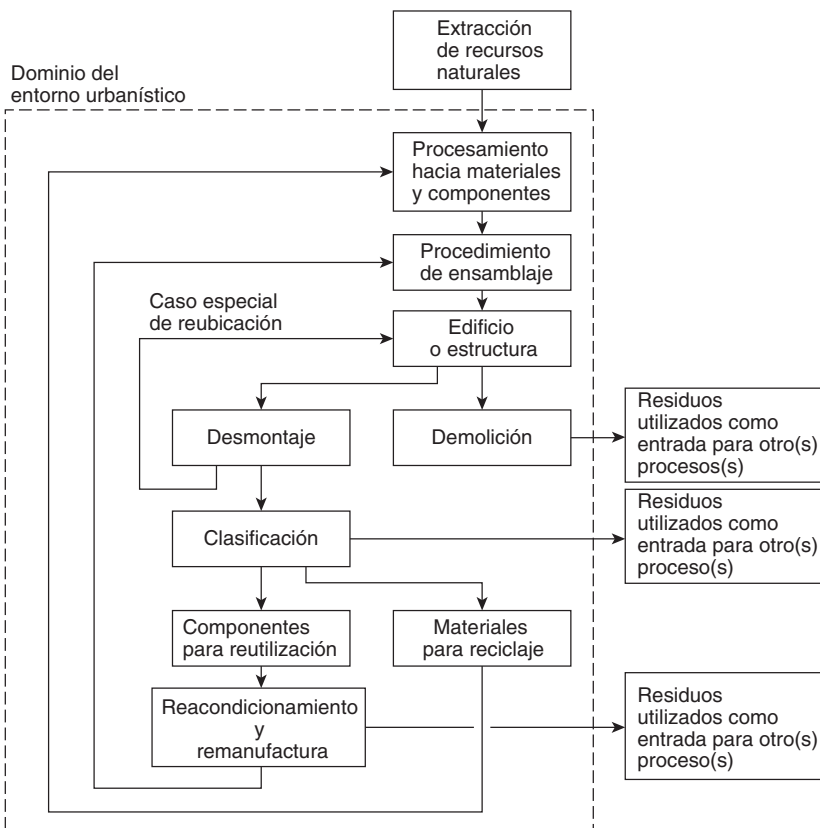


Figura 14.12 Diseño para vida del producto que muestra una etapa de producción de retroceso. En la producción de retroceso, la estructura del entorno urbanístico es desmontada, reacondicionada y remanufacturada en un componente útil del entorno urbanístico.

Adaptado de Crowther (1999) con permiso del autor.

reacondicionamiento y remanufactura. Para que tenga éxito, la producción de retorno necesita considerarse en las primeras etapas de la fase de diseño.

14.6 Dar el tamaño correcto a las construcciones

14.6.1 USO DE MATERIALES EN UNA CASA

Como muestra la tabla 14.6, mientras que el tamaño promedio de los hogares en Estados Unidos se redujo de 3.67 miembros en 1940 a 2.62 en el 2002, el tamaño promedio de hogares aumentó de 1 100 a 2 340 pies cuadrados. El tamaño aumentado de asentamientos habitacionales tiene grandes implicaciones para el flujo de materiales regionales y globales, junto con el uso de materiales y producción de contaminación durante la vida de la casa. En términos de construcción habitacional, la tabla 14.7 enlista los materiales utilizados para construir una casa estadounidense de 2 082 pies cuadrados. Aún los aparatos que se promocionan como más eficientes de energía están consumiendo más y más energía, debido a su tamaño más grande (piense en el tamaño de la televisión).

Formas de ahorrar energía

<http://www.energysavers.gov/>

14.6.2 EFICIENCIA DE ENERGÍA Y DAR EL TAMAÑO CORRECTO

Previamente, la figura 14.6 mostró que un componente de un edificio es la cobertura exterior. La **eficiencia de energía** de la cobertura del edificio es una función del tamaño del edificio, qué tan bien aislada está la estructura, qué tan hermética es la estructura y cómo el área vidriada del edificio (por ejemplo, sus ventanas) está orientada para tomar ventaja de la ganancia de calentamiento solar.

El **dar el tamaño correcto** a las construcciones habitacionales, comerciales e institucionales es una herramienta de diseño principal para ahorrar materiales y producir menos contaminación durante *todas* las etapas del ciclo de vida de la construcción. Como ejemplo, en un estudio reciente, distintos escenarios de aislamiento de energía se aplicaron a casas de 1 500 y 3 000 pies cuadrados ubicadas en dos ciudades estadounidenses con diferentes climas (Boston y San Luis). La tabla 14.8 compara los requerimientos de energía de calentamiento y de enfriamiento asociados con cada construcción. También se compara la anterior casa del autor líder de este libro, ubicada en la Península Superior de Michigan.

Tabla / 14.6

Antes y después: tamaño creciente del hogar estadounidense

	Antes	Después
Número promedio de ocupantes	3.67 en 1940	2.62 en 2002
Tamaño promedio de la casa	100 m ² (1 100 pies ²) en los años cuarenta y cincuenta	217 m ² (2 340 pies ²) en 2002
Cochera	El 48% de los hogares de una familia tenía una cochera para 2 o más autos en 1967.	El 82% de los hogares tenían una cochera para 2 o más autos en 2002.
Aire acondicionado	El 46% de los nuevos hogares tenían aire acondicionado central en 1975.	El 87% de los nuevos hogares tenían aire acondicionado en 2002.

Tabla / 14.7

Materiales utilizados para construir una casa de 2082 pies² (193 m²) en Estados Unidos Las casas más grandes se consideran por consumir más materiales en una base de pies cuadrados ya que tienden a tener techos más largos y más características.

Componente	Cantidad	Componente	Cantidad
Moldura de madera	32.7 m ²	Puertas de cochera	2
Laminado	1073 m ²	Chimenea	1
Concreto	15.35 toneladas	Inodoros	3
Revestimiento exterior	280 m ²	Tuberías de baño	2
Techo	264 m ²	Cabina de ducha	1
Aislamiento	284 m ²	Lavabos	3
Materiales de pared interior	516 m ²	Fregaderos	1
Pisos (azulejos, madera, alfombras, piso resiliente)	193 m ²	Hornilla	1
Conductos	69 m	Refrigerador	1
Ventanas	18	Lavaplatos	1
Gabinets	18	Unidad de disposición	1
Puertas interiores	12	Campana de extracción	1
Puertas de clóset	6	Lavadora de ropa	1
Puertas exteriores	3	Secadora de ropa	1
Puerta de patio	1		

FUENTE: De Wilson y Boehland, *Journal of Industrial Ecology*, MIT Press Journals, derechos reservados (2005).

Los datos en la tabla 14.8 muestran que cuando el área de pisos es reducida a la mitad, los costos de calentamiento se reducen un poco más de la mitad y los costos de enfriamiento se reducen en un tercio. La casa más vieja, más pequeña pero menos eficiente de energía aún utiliza menos energía que la casa más grande nueva y mejor aislada. Además de la energía requerida para calentar y enfriar espacios más grandes, las casas más grandes también requieren caminos más largos para los ductos y las tuberías de agua caliente, lo cual causa pérdida de energía asociada con el transporte de aire caliente, aire frío y agua caliente (Wilson y Boehland, 2005).

La casa altamente aislada ubicada en el norte del Medio Oeste tiene cero costos de enfriamiento. No tiene sistema mecánico de aire acondicionado, lo cual niega la necesidad para los materiales asociados con un sistema de enfriamiento y administración junto con la energía asociada al aire frío. Además de estar en una ubicación geográfica relativamente fría, la construcción está diseñada para que el aislamiento guarde el aire frío obtenido al abrir las ventanas durante la noche. También, la colocación estratégica de las ventanas que capturan las brisas predominantes y el uso de las sombras de los árboles y un porche con sombra reemplazan la necesidad de enfriamiento mecánico.

Tabla / 14.8

Uso de energía anual comparativo para casas pequeñas contra grandes El factor R es una medida de resistencia para el flujo del calor. R-19 es comparable con RSI-3.3 en el sistema métrico.

Casa	Ubicación	Estándar ^a de energía relativo	Calentamiento (millones de Btu)	Enfriamiento (millones de Btu)	Costo de calentamiento (\$) ^b	Costo de enfriamiento (\$) ^c
3000 pie ²	Boston, Mass.	Bueno	73	19	445	190
3000 pie ²	San Luis, Mo.	Bueno	61	29	378	294
1500 pie ²	Boston, Mass.	Bueno	35	13	217	131
1500 pie ²	San Luis, Mo.	Bueno	29	20	181	198
1500 pie ²	Boston, Mass.	Malo	48	12	297	124
1500 pie ²	San Luis, Mo.	Malo	40	21	247	206
1500 pie ²	Península Superior, Mich.	Alto	27 ^d	0 ^e	240	0

^a “Bueno” significa una casa moderadamente aislada con paredes R-19, techos R-30, ventanas de vidrio doble baja emisividad, puertas R-4.4, aislamiento R-6 en los ductos de aire y una infiltración de 0.50 cambio de aire por hora para calentamiento y 0.25 cambio de aire por hora para enfriamiento.

“Malo” significa una casa mal aislada con paredes R-13, ático R-19, ventanas de vinilo de vidrio aislado, puertas R-2.1 y una infiltración de 0.50 cambio de aire por hora para calentamiento y 0.25 cambio de aire por hora para enfriamiento. Los ductos de aire no están aislados.

“Alto” significa que la casa está diseñada y construida con cuidado para ser luminosa y ventilada. Tiene paredes R-25, ático R-50, ventanas de vidrio doble baja emisividad, puertas R-14 e infiltración de 0.20 cambio de aire por hora para calentamiento.

^b Los costos de calentamiento suponen costos de gas natural de \$0.50 centavos por 100 000 BTU.

^c Los costos de enfriamiento se suponen a \$0.10 por kWh.

^d El calentamiento consume 2 cuerdas de madera y se suponen 17 millones de Btu utilizables por cuerda.

^e No se instala ningún aire acondicionado. El aislamiento de la construcción guarda el aire frío obtenido durante la noche, y la colocación estratégica de las ventanas, las sombras de los árboles y el uso de un porche contribuyen a la no necesidad de enfriamiento mecánico.

FUENTE: Adaptado de Wilson and Boehland, *Journal of Industrial Ecology*, MIT Press Journals, derechos reservados (2005).

El hogar altamente aislado también está diseñado para tomar ventaja del calentamiento solar pasivo en el invierno, el cual no requiere ninguna otra fuente de calentamiento en los días de invierno soleados. La casa también incorpora el uso de aplicaciones extensivas de eficiencia de agua y un sistema de calentamiento de agua caliente. El colgar la ropa afuera para que se seque (aún en el invierno) es preferible al secado mecánico. Las ganancias de energía se hacen no solo de no tener que bombear y tratar el agua, sino en los ahorros de energía asociados con el calentamiento del agua.

Algunos diseñadores de hogares exponen ahora este enfoque diferente en el diseño de casas: uno enfocado no en el tamaño, sino en la calidad y la funcionalidad, en donde el espacio está diseñado para ser utilizado con lo que se denomina *eficiencia de espacio*. Este tipo de diseño de casas puede utilizar mucho menos materiales, agua y energía a través de las varias etapas de vida de la construcción de edificios, ocupación y término de vida.

14.7 Eficiencia de energía: aislamiento, infiltración y paredes térmicas

En el capítulo 4 se desarrolló una expresión de balance de masa de energía y luego se aplicó al calentamiento de agua y la contaminación térmica. La

ecuación 4.22 se reescribe aquí:

$$\frac{dE}{dt} = \dot{E}_{\text{entrada}} - \dot{E}_{\text{salida}} \quad (14.2)$$

Similarmente, un **balance de energía** se puede utilizar para describir un **balance de calor** en un edificio para demostrar métodos para diseñar y construir edificios que sean más eficientes de energía. En un edificio, el balance de calor se puede escribir como sigue:

$$\left[\begin{array}{c} \text{cambio en la energía interna} \\ \text{más energía externa por} \\ \text{unidad de tiempo} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{calor} \\ \text{dentro} \\ \text{del edificio} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{pérdida} \\ \text{de calor} \\ \text{del edificio} \end{array} \right] \quad (14.3)$$

En muchos escenarios con edificios se asume que la temperatura del edificio es mantenida en un valor constante. Por lo tanto, el cambio en la energía interna más la energía externa por unidad de tiempo en la ecuación 14.3 es igual a cero. En este caso, después de que se determina la pérdida de calor, un sistema de calentamiento (solar pasivo y mecánico) puede dársele tamaño para que cuente en la pérdida de calor.

La *pérdida de calor* del edificio está relacionada con pérdidas a través del revestimiento del edificio (paredes, techos, ventanas, puertas) y a través del flujo de aire que sucede a través de cualquier grieta u orificio en el edificio (infiltración). El calor añadido a un edificio convencional es típicamente de la conversión de combustibles no renovables como gas natural, petróleo o electricidad. El calentamiento sustentable requiere que el edificio esté orientado hacia el sol, esté aislado y tenga un sistema de calentamiento diseñado para tomar ventaja de la entrada de la energía del sol a través de un diseño solar pasivo o el uso de energía renovable.

14.7.1 PÉRDIDA DE CALOR EN UN EDIFICIO

Para propósitos de demostración se desarrolla un balance de calor en la pérdida de calor asociada con una de las casas de 3000 pies cuadrados descritas en la tabla 14.8. Existen varias maneras de desempeñar este análisis. Para nuestro análisis se introducirá y usará un término llamado *grados-día*. También se usarán Btu como la medida de energía ($1 \text{ joule} = 9.4787 \times 10^{-4} \text{ Btu}$). Un Btu se define como la cantidad de calor que se debe añadir a 1 lb de agua para elevar su temperatura a 1 °F.

Para simplificar el cálculo, suponga que la casa de 3000 pies cuadrados es un cubo simple; por lo tanto, las cuatro paredes expuestas son de aproximadamente 14.4 pies (ancho) por 14.4 pies (longitud) por 14.4 pies (altura). El área de cada pared es entonces de aproximadamente 207 pies cuadrados. El área del techo del cubo también sería de 207 pies cuadrados. De la tabla 14.8, esta construcción se supone que tiene especificaciones de aislamiento de paredes R-19 y un techo R-30, y la tasa de infiltración de aire se dice que es de 0.50 cambio de aire por hora para calentamiento.

PÉRDIDA DE CALOR A TRAVÉS DEL REVESTIMIENTO DE LA CONSTRUCCIÓN La pérdida de calor a través del revestimiento de la construcción (Btu/°F-día) se determina como sigue:

$$\text{Pérdida de calor} = \frac{1}{R} \times A \times t \quad (14.4)$$

El *valor R* es una medida de resistencia al flujo del calor. El *R* inverso ($1/R$) se define como el flujo de Btu a través de una sección de 1 pie cuadrado de revestimiento de construcción durante 1 hora, durante la cual la diferencia de temperatura entre el interior y el exterior del revestimiento de la construcción es de 1 °F. En la ecuación 14.4, *A* es el área de la sección particular del revestimiento (pared, ventana, puerta y techo) y *t* es el tiempo (generalmente 24 horas).

La pérdida total de calor diaria a través de las cuatro paredes y el techo puede determinarse como sigue:

$$\begin{aligned} \text{pérdida de calor} = & \left[\left(\frac{1}{19} \frac{\text{Btu}}{\text{pie}^2 \cdot ^\circ\text{F-h}} \right) \times 4 \text{ paredes} \times 207 \text{ pie}^2 \times \frac{24 \text{ h}}{\text{día}} \right. \\ & \left. + \left[\left(\frac{1}{30} \frac{\text{Btu}}{\text{pie}^2 \cdot ^\circ\text{F-h}} \right) \times 1 \text{ techo} \times 207 \text{ pie}^2 \times \frac{24 \text{ h}}{\text{día}} \right] \right] \end{aligned} \quad (14.5)$$

Resolver la ecuación 14.5 resulta en:

$$\text{pérdida de calor} = 1\,046 \frac{\text{Btu}}{^\circ\text{F-día}} + 6.9 \frac{\text{Btu}}{^\circ\text{F-día}} = 1\,053 \frac{\text{Btu}}{^\circ\text{F-día}} \quad (14.6)$$

La unidad de “°F-día” en la ecuación 14.6 se define como **grado-día**. Definido para calentamiento, un grado-día es el número de grados Fahrenheit por debajo de 65°F durante 24 horas. El recuadro 14.2 comenta los grados-días en mayor detalle. En el ejemplo, el valor determinado en la ecuación 14.6 se puede escribir como 1 053 Btu/grado-día.

Una vez que la pérdida total de calor (en unidades de Btu/°F-día) es determinada, ese valor se puede multiplicar por el número total de grados-día para calentamiento en una ubicación particular durante el periodo de interés (día, mes o año). El valor resultante será el requerimiento total de energía para el calentamiento de la estructura durante ese periodo.

En este cálculo, la pérdida de calor a través del revestimiento actual de la construcción sería diferente si rompiera el revestimiento de la construcción en mayor detalle hacia el área asociada con los componentes específicos del revestimiento de la construcción (coberturas, puertas y ventanas) y los valores *R* específicos asociados con estos componentes. En este caso se determinaría la pérdida de calor a través de cada componente del revestimiento del

Recuadro / 14.2 Grados-días

Puede haber visto el término *grado-día* en su recibo de gas o de luz. Un grado-día es un índice que refleja la demanda de energía que se utiliza para calentar o enfriar una construcción. El Centro de Predicciones Climáticas NOAA proporciona datos grado-día para casi 200 estaciones principales del clima en Estados Unidos (www.cpc.ncep.noaa.gov/). La línea base utilizada para cálculos es 65°F.

Un grado-día definido para el calentamiento es el número de grados Fahrenheit por debajo de los 65°F para un periodo en particular. Por lo tanto, si la temperatura media diaria en un día particular de invierno fue de 32 °F, esto sería igual

a 33 grados-día para calentamiento durante ese periodo de 24 horas.

Un grado-día definido para el enfriamiento es el número de grados Fahrenheit por arriba de los 65 °F para un periodo en particular. Igualmente, si la temperatura media diaria para una temperatura de verano se reportó como 85 °F, esto sería igual a 20 grados-días para el enfriamiento durante ese periodo de 24 horas.

Los grados-días pueden sumarse durante una semana, un mes o un año para determinar la demanda de energía asociada con el calentamiento y el enfriamiento.

ejemplo/14.1 Determinación de la importancia del aislamiento en la minimización de la pérdida de calor a través de un revestimiento de la construcción

Determine la pérdida de calor a través de una pared aislada y no aislada.* Cada pared contiene los siguientes materiales, los cuales tienen los factores R dados en la tabla:

Componente de la pared	Factor R
Estuco de 1 pulg en el exterior de la pared	0.20
Laminado de 1/2 pulg debajo del estuco	1.32
Paneles de yeso de 1/2 pulg en el interior de la pared	0.45
Película de aire interior a lo largo del interior de la pared	0.68
Película de aire exterior a lo largo del exterior de la pared	0.17

El espacio de aire de 3.5 pulg en la pared no aislada tiene un factor R de 1.01. Si se coloca aislamiento de fibra de vidrio de 3.5 pulg en este espacio, tendrá un factor R de 11.0.

solución

Recuerde que la ecuación 14.4 permitió determinar la pérdida de calor a través del revestimiento de la construcción (Btu/°F-día) como sigue:

$$\text{pérdida de calor} = \frac{1}{R} \times A \times t$$

Para la pared no aislada, el valor combinado R es igual a

$$0.17 + 0.20 + 1.32 + 0.45 + 0.68 + 1.01 = 3.73$$

Para la pared aislada, el valor combinado R es igual a

$$0.17 + 0.20 + 1.32 + 0.45 + 0.68 + 11.0 = 13.72$$

La pérdida de calor a través de la pared no aislada entonces es igual a

$$\frac{1}{3.73} \times 100 \text{ pie}^2 \times \frac{24 \text{ h}}{\text{día}} = 643 \frac{\text{Btu}}{^\circ\text{F-día}} = 643 \frac{\text{Btu}}{\text{grado-día}}$$

Y la pérdida de calor a través de la pared aislada es igual a

$$\frac{1}{13.72} \times 100 \text{ pie}^2 \times \frac{24 \text{ h}}{\text{día}} = 175 \frac{\text{Btu}}{^\circ\text{F-día}} = 175 \frac{\text{Btu}}{\text{grado-día}}$$

Advierta que la pared con sólo 3.5 pulg de aislamiento de fibra de vidrio añadida tiene mucho menos pérdida de calor a través del revestimiento de la construcción. Al conocer el número de grados-días para una fecha particular del año que requiere calentamiento, también se pueden determinar los días con requerimiento de calentamiento.

*Este ejemplo está basado en Wilson (1979).

edificio y luego se añadirían dichas cantidades para encontrar la pérdida de calor total.

PÉRDIDA DE CALOR DE LA INFILTRACIÓN Para determinar la pérdida de calor debido a la infiltración debe conocer el tamaño de la habitación. Para el cálculo simplificado, suponga que la casa de 3000 pie² es una habitación gigante. La tabla 14.8 dice que la construcción tiene una tasa de infiltración de aire de 0.50 cambio de aire por hora para calentamiento. La pérdida de calor asociada con la infiltración es la cantidad de energía requerida para calentar el aire perdido de la habitación cada día a través de grietas y orificios en la cobertura de la construcción. Para un volumen particular de habitación o edificio, esto puede determinarse como sigue:

$$\left[\begin{array}{c} \text{pérdida de} \\ \text{calor de la} \\ \text{infiltración} \end{array} \right] = \text{volumen} \times \left[\begin{array}{c} \text{tasa de} \\ \text{infiltración} \\ \text{de aire} \end{array} \right] \times \left[\begin{array}{c} \text{calor para elevar } 1^\circ \text{ F} \\ \text{la temperatura} \\ \text{del aire} \end{array} \right] \quad (14.7)$$

La capacidad de calentamiento es el término utilizado para describir el calor requerido para elevar la temperatura del aire. A nivel del mar se necesitan 0.018 Btu de energía para incrementar la temperatura de 1 pie cúbico de aire a 1 °F. (A una elevación de 2000 pies este valor es 0.017; a una elevación de 5000 pies, este valor es 0.015.)

Advierta en la ecuación 14.7 la importancia de dar el tamaño correcto a una construcción porque la pérdida de calor debida a la infiltración está directamente relacionada con el volumen del espacio particular que se está analizando. (Lo mismo es verdad para los requerimientos de energía relacionados con el enfriamiento.) Una característica de diseño particular popular en los hogares estadounidenses hoy en día no es sólo la de dar gran tamaño a una casa residencial, sino también la de diseñar un espacio de entrada con un techo grande y alto tipo catedral. Después de leer lo que resta de esta sección, será capaz de calcular la energía requerida para calentar dichas características de diseño insustentables.

Suponga que la construcción en el ejemplo está ubicada a nivel del mar, la pérdida de calor por infiltración se escribe como sigue:

$$3\,000 \text{ pie}^3 \times \left(\frac{0.5 \text{ cambio de aire}}{\text{h}} \right) \times 0.018 \frac{\text{Btu}}{\text{pie}^3 \cdot \text{h}} \times \frac{24 \text{ h}}{\text{día}} = 648 \frac{\text{Btu}}{^\circ\text{F} \cdot \text{h}} \quad (14.8)$$

Otra vez, con el uso del método para grados-días, el valor de 648 Btu/°F-día se puede escribir como 648 Btu/grado-día.

Advierta la magnitud de este valor comparado con el valor que se determinó para la pérdida de calor a través del revestimiento de la construcción (ecuación 14.6). La magnitud de este valor es por lo que es importante hacer una construcción hermética por especificación e instalación apropiada de burlletes, calafateados, juntas, etcétera.

Pérdida total de calor Para determinar la carga total de calor del edificio en el ejemplo, se puede sumar la pérdida de calor a través del revestimiento del edificio y la pérdida de calor de la infiltración:



Discusión en clase

Investigue los requerimientos mínimos de aislamiento para nuevas construcciones en su área y compare dichos requerimientos con los datos en la tabla 14.8 y este ejemplo. ¿Por qué más consumidores no han tomado ventaja de las estrategias de ahorro en costos y energía como la instalación de aislamiento, ventajas y puertas eficientes en energía o calentadores de agua sin tanque?

$$1\,053 \frac{\text{Btu}}{^{\circ}\text{F}\cdot\text{h}} + 648 \frac{\text{Btu}}{^{\circ}\text{F}\cdot\text{h}} = 1\,701 \frac{\text{Btu}}{^{\circ}\text{F}\cdot\text{h}} = 1\,701 \frac{\text{Btu}}{\text{grado-día}} \quad (14.9)$$

La demanda total de energía para complementar la pérdida de calor se encuentra en la siguiente expresión:

$$\text{Demanda total de energía} = \text{pérdida de calor total} \times \left[\begin{array}{c} \text{grados-días para} \\ \text{calentamiento} \\ \text{para un periodo} \end{array} \right] \quad (14.10)$$

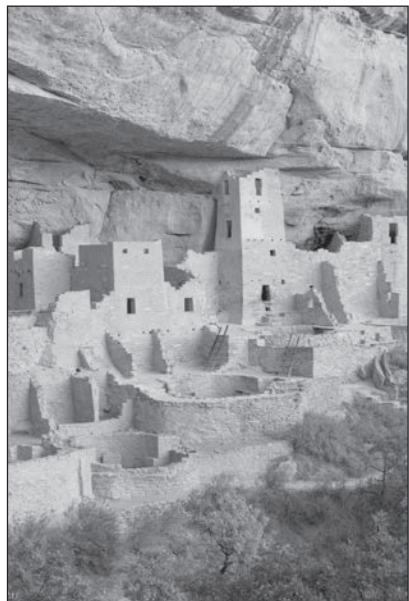
Suponga otra vez que la temperatura promedio en un día particular de invierno es de 33 °F. Recuerde de la anterior definición de un grado-día que la temperatura de 33 °F resultaría en 32 grados-días (65 °F – 33 °F = 32 grados-día) para ese día en particular. Por lo tanto, para nuestro ejemplo, en donde la temperatura promedio fue de 33 °F, esto significaría que la construcción requeriría la siguiente cantidad de entrada de energía para el calentamiento diario:

$$1\,071 \frac{\text{Btu}}{\text{grado-día}} \times 32 \text{ grados-días} = 5.44 \times 10^4 \text{ Btu} \quad (14.11)$$

GANANCIA SOLAR PASIVA Y PAREDES TÉRMICAS En el ejemplo utilizado en esta sección para determinar la energía requerida para compensar la pérdida de calor, se determinó que para un día particular de invierno en donde la temperatura promedio es 33 °F, 5.44×10^4 Btu de energía se requieren para calentar la casa. La ecuación 14.3 incluye un término llamado *calor hacia la construcción*. Este calor añadido hacia la construcción se puede derivar de energía no renovable o renovable. Afortunadamente, todo o parte de esta entrada de calor se puede derivar tomando ventajas de la energía proporcionada por el sol. Esta entrada de calor se llama **ganancia solar pasiva**.

Las **paredes térmicas** toman ventaja de la energía solar pasiva y la conducción térmica para transferir calor de áreas más calientes a más frías. Típicamente emplean una pared grande de concreto o albañilería para recolectar y guardar la energía solar y luego distribuirla como calor hacia un espacio en la construcción. Un piso de albañilería o fogata también puede lograr esto a una extensión menor. La figura 14.13 muestra ejemplos de cómo las paredes térmicas se pueden incorporar en diseños de construcción más sustentables que toman ventaja de la ventilación natural y los sobresalientes. Es muy interesante que las viviendas en los acantilados de Anasazi del suroeste americano incorporan muchas de estas características de diseño.

A las paredes térmicas se les puede dar tamaño para justificar una fracción particular de la carga total de calentamiento. El cálculo requiere primero la determinación de las pérdidas de calor, tal como se desempeñó en esta sección. Entonces, para una locación en particular y algunas suposiciones relacionadas con la conductividad térmica y la capacidad volumétrica de calor del material de la pared así como del tipo de vidrioado que se ponga entre la pared y el sol, el porcentaje de la carga de calentamiento con la que se puede contar se puede calcular basado en el área particular de la pared térmica. Debido a restricciones de espacio no se harán estos cálculos. Los lectores pueden dirigirse a otros lugares (por ejemplo, Wilson, 1979).



© Chris Williams/iStockphoto.

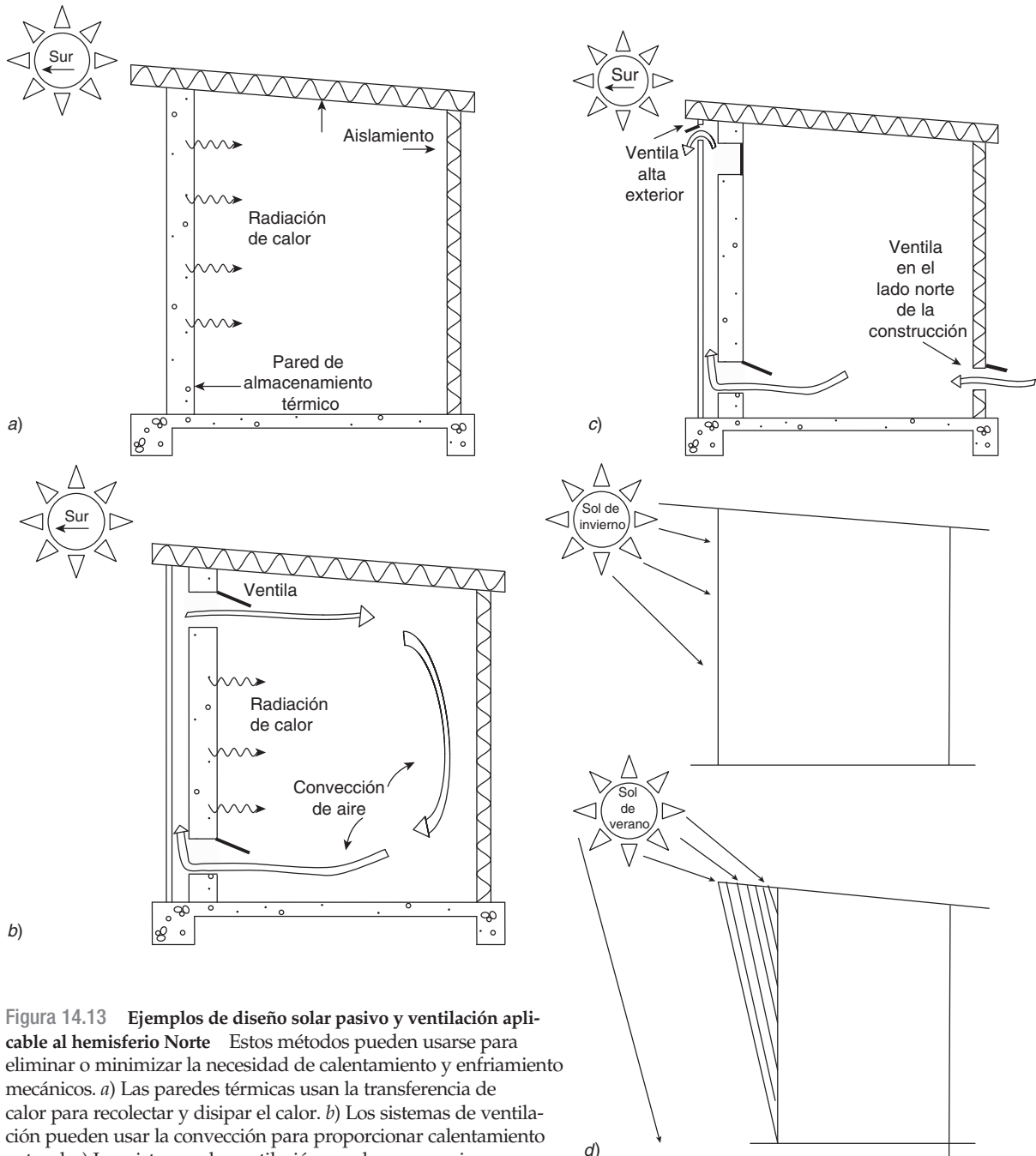


Figura 14.13 Ejemplos de diseño solar pasivo y ventilación aplicable al hemisferio Norte Estos métodos pueden usarse para eliminar o minimizar la necesidad de calentamiento y enfriamiento mecánicos. *a)* Las paredes térmicas usan la transferencia de calor para recolectar y disipar el calor. *b)* Los sistemas de ventilación pueden usar la convección para proporcionar calentamiento natural. *c)* Los sistemas de ventilación pueden proporcionar enfriamiento natural. *d)* Los sobresalientes toman ventaja de las propiedades térmicas del sol durante los meses de invierno mientras minimizan el impacto del sol durante los meses de verano.

Adaptado de Wilson (1979).

Tal como se ha escrito en el pasado (Mihelcic et al., 2007), un material ideal para construir una pared térmica estaría fácilmente disponible, barato, no tóxico y tendría propiedades térmicas óptimas (por ejemplo, capacidad y conductividad de calentamiento). El agua tiene una capacidad de calentamiento volumétrico más alta ($62 \text{ Btu}/\text{pie}^3\text{-}^\circ\text{F}$) que la madera, el adobe y el concreto. Estos materiales tienen valores de capacidad de calentamiento que varían en los 20. El agua también es un material ideal para liberar energía térmica almacenada como el calor hacia un espacio de construcción, debido a que los fluidos pueden usar la convección para distribuir el calor. También, la conductividad térmica del agua ($0.35 \text{ Btu}\cdot\text{pie}/\text{pie}^2\cdot\text{h}\cdot^\circ\text{F}$) es mucho más alta que para la madera y el adobe seco. Por lo tanto, una pared térmica construida de agua proporcionará una mayor fracción de la carga de calentamiento requerida que una pared de tamaño similar construida de concreto o piedra. Las paredes térmicas rellenas de agua simple pueden ser construidas de tambos de 55 galones pintados de negro y colocados en el extremo sur de un edificio detrás de algún tipo de material vidriado.

Debido a su conductividad altamente efectiva, el agua es un material especialmente atractivo en instancias en donde el calor se requiere temprano en el día. Ejemplos de lugares en donde el calor es requerido temprano en el día son las escuelas y las oficinas. En situaciones habitacionales en donde una familia puede irse durante gran parte del día y el calor es necesario en la noche, una pared de masa convencional puede ser una mejor opción porque libera más lento su energía almacenada.

14.8 Movilidad

Las más grandes emisiones de CO_2 en Estados Unidos están asociadas con la combustión de combustible fósil. De hecho, 85% de las emisiones totales de gas de invernadero en Estados Unidos provienen de la combustión de combustible fósil. El sector de transportación justifica 33% de estas emisiones de CO_2 derivadas del combustible fósil. En comparación, la industria justifica 28%, el uso habitacional en 21% y el uso comercial en 17 por ciento.

Para continuar este proceso de raciocinio, más de 60% de las emisiones de CO_2 asociadas con el sector de transportación son del uso de vehículos personales. Las emisiones remanentes vienen de otras actividades como el combustible diesel utilizado en vehículos de carga pesada y el combustible jet utilizado en aeronaves. La combustión de vehículos es también el segundo emisor más grande del gas de invernadero N_2O . Por ejemplo, la cantidad de N_2O emitida en 2004 de la combustión vehicular fue de 42.8 Tg CO_2 equivalentes. Este valor eclipsa el N_2O emitido de fuentes como el manejo del estiércol (17.7 Tg CO_2 equivalentes), tratamiento de aguas residuales municipales (16.0), combustión estacionaria (13.7) y la incineración de desperdicio sólido municipal (0.5).

El uso de energía en el sector de transportación está proyectado para incrementarse rápidamente en el futuro; de hecho, mucho más rápido que los sectores industriales, habitacionales y comerciales. Como se observó en la introducción de este capítulo, el entorno urbanístico contiene 61 000 millas cuadradas de carreteras y estacionamientos. Apenas en los diez años de los años noventa, el número de automóviles estadounidenses registrados se incrementó seis veces más rápido de lo que lo hizo la población de 1969 a 1995 (Alvord, 2000). Si todos estos números parecen enormemente grandes, lo son. Si estos números sugieren que el método por el cual la sociedad está moviendo personas, bienes y servicios no es sustentable, también está en lo correcto.

Transporte significa llevar de un lugar a otro. En nuestra sociedad dominada por vehículos, el uso de la palabra *transporte* ha sobreemfatizado el uso de un

vehículo motorizado de un solo dueño. Esta forma de transporte ha llevado a costos adversos ambientales y sociales, algunos de los cuales han sido previamente mencionados.

A diferencia del sistema de transporte orientado hacia los vehículos, el **acceso** implica medios de acercamiento, entrada, salida o hacer uso de un pasaje, mientras que la **movilidad** es un estado de ser capaz de moverse de lugar en lugar. Un entorno urbanístico sustentable permite a las personas, bienes y servicios y la vida silvestre que habitan un área, moverse de lugar en lugar para hacer sus negocios, ser educados, cuidar de su salud e interactuar como comunidad sin dañar el medio ambiente y otros miembros de la sociedad.

Muy importante, el entorno urbanístico necesita ser diseñado y construido a la escala humana y ecológica, no a la escala vehicular. El sistema cuenta para los ciudadanos mayores, residentes en sillas de ruedas y niños y familias que quieren acceder escuelas y parques. Este sistema también conecta una mezcla de tiendas comerciales, viviendas, servicios, instalaciones educativas y recreativas y otras necesidades residenciales. Esparcidos alrededor se encuentran puntos de encuentro formales e informales para los miembros de la comunidad. Las especies de plantas y animales también deben estar provistas de accesibilidad para sus necesidades específicas de hábitat.

La tabla 14.9 proporciona métodos que los miembros de la comunidad pueden usar para acceder los bienes y servicios, interacciones sociales y el medio ambiente. Un punto importante acerca de la tabla 14.9 es que muchos métodos están provistos además del uso de vehículos personales; la comunidad está diseñada para ofrecer muchas opciones. Esto da a la gente más flexibilidad en sus opciones de movilidad. También proporciona opciones sobre cómo pueden gastar su ingreso familiar y oportunidades para mejorar su salud.

Este tipo de pensamiento también resulta en oportunidades económicas. Por ejemplo, hay estudios que muestran que los valores de casa son más altos en las comunidades donde hay menor tránsito vehicular. Y la presencia de más gente en la calle reduce el riesgo de choques para peatones y ciclistas, debido a que los conductores de vehículos están más alertas de su presencia. Las comunidades transitables también proporcionan mecanismos para que los miembros de las comunidades se comprometan socialmente al mismo tiempo que mejoran su salud.

Para resolver los problemas de movilidad asociados con el incremento de la población y la congestión, el diseño convencional simplemente añade nuevas carreteras o pasajes vehiculares adicionales. De hecho, como se muestra en la



© Steve Lovegrove/iStockphoto.

Falacias de la congestión de tráfico

<http://www.fhwa.dot.gov/congestion/factoids.htm>

Tabla / 14.9

Métodos para acceder al trabajo, bienes, servicios, recreación y educación

- Caminar
- Bicicleta
- Trabajo desde casa
- Utilizar transporte público compartido (camiones, trasbordos, tren ligero)
- Utilizar vehículos privados compartidos
- Conducir vehículos privados

Tabla / 14.10

Criterio de diseño para las carreteras británicas, australianas y estadounidenses Las carreteras estadounidenses son diseñadas diferentemente de las carreteras en el resto del mundo. Otros países diseñan carreteras con mejor accesibilidad peatonal y para velocidades vehiculares más bajas.

	Guía de diseño británica 32	Código de modelo australiano	AASHTO americano
Velocidad de diseño	20-30 mph (vías de acceso) <20 mph (calles de superficies compartidas)	18.6–24.8 mph (vías de acceso) 9.3 mph (lugares de acceso)	20–30 mph
Grosor del pavimento	12-18 pies (9 pies 8 pulg con bahías de pasaje)	16.4–21.3 pies (vías de acceso) 11.5–16.4 pies (lugares de acceso)	26 pies estándar
Radio mínimo de curvas	32.8–98.4 pies	Radio máximo especificado para calmar el tránsito en cada velocidad de diseño	100 pies (tan grande como sea posible)
Aceras	Normalmente en ambos lados	Por lo menos en un lado de las calles de acceso	Por lo menos en un lado

FUENTE: De Ewing, *Transportation Research Record* 1455, TRB, National Research Council, Washington, D.C., 1994, Tabla 1, p. 45. Reproducido con el permiso de TRB.

tabla 14.10, comparados con los lineamientos para el diseño de carreteras en otras partes del mundo, los lineamientos de Estados Unidos están dirigidos a velocidades vehiculares elevadas, no a mejorar la accesibilidad peatonal o la reducción de escurritia.

El añadir carriles a las carreteras no resuelve problemas ambientales, económicos o sociales. De hecho, simplemente crea nuevos problemas, algunos de los cuales se enlistan en la tabla 14.11. Otros dos mitos comúnmente utilizados en el proceso de diseño de ingeniería convencional son que el poner árboles a los lados de una carretera y el proporcionar acceso para los peatones o ciclistas incrementa el riesgo de responsabilidad. Sin embargo, como se mostrará más adelante en esta sección, los árboles y la

Recuadro / 14.3 Congestión de tránsito

El Instituto de Transportación de Texas reportó que en 2003 la **congestión de tránsito** en Estados Unidos seguía elevándose, causando 3.7 miles de millones de horas de retraso de viaje y 2.3 miles de millones de galones de combustible desperdiciado. El costo total de esta congestión se calcula que excede los \$63 mil millones. Este número de horas de retraso se incrementaría en 1.1 mil millones si los transportes públicos fueran descontinuados y los usuarios viajaran en vehículos privados.

En Estados Unidos, la congestión de tránsito era la norma para 1912.* Tan pronto como en 1907, el periódico *Municipal Journal and Engineer* reportó que los proyectos tempranos de ampliación de carreteras que se esperaba liberaran la congestión parecían estar haciendo lo contrario. Woodrow Wilson comentó en 1916 que los motoristas estaban usando

las carreteras casi tan rápido como habían sido hechas. Para los años veinte, la congestión había reducido la velocidad vehicular a 4 mph en la Quinta Avenida de Nueva York.

La historia muestra que la construcción de más carreteras y la ampliación de carreteras existentes nunca resolverán el problema de la congestión de tránsito. El proporcionar diversas opciones para viajar es un componente clave de un plan de accesibilidad sustentable. Esto no sólo libera la congestión sino que también proporciona ahorros sustanciales al público. Como ejemplo, sin el tránsito de rieles desde y hacia Mahattan, Nueva York requeriría de 120 nuevos carriles de carreteras y 20 nuevos puentes de Brooklyn. También los que pagan impuestos en Estados Unidos recuperan sus \$15 mil millones de inversión en tránsito público solo con el ahorro de costos de la congestión.

*Este y el siguiente párrafo son adaptación de Alvord (2000).

Tabla / 14.11**¿Qué sucede en realidad cuando se añaden carriles vehiculares adicionales para reducir la congestión?**

Se incrementan las velocidades vehiculares.

Los cruces peatonales se incrementan en longitud y tiempo, lo cual hace menos deseable el caminar.

Se pueden necesitar nuevas señales para el tránsito de cruceros.

La liberación de congestión generalmente es temporal; los carriles finalmente se llenan.

Las nuevas carreteras y carriles provocan pérdida adicional de espacio abierto debido a que el desarrollo se lleva a cabo a lo largo del corredor del camino.

presencia de peatones de hecho mejoran la seguridad al reducir la velocidad de los vehículos. Los mitos relacionados con la responsabilidad pueden soportarse si los ingenieros se toman el tiempo para direccionar las cuestiones de responsabilidad al trabajar más cercanamente con profesionales en el manejo de riesgos.

El **caminar y andar en bicicleta** son actividades saludables que proporcionan a la sociedad beneficios sustanciales económicos y sociales en términos de costos de salud reducidos y elevada productividad laboral. Como se muestra en la tabla 14.12, el nivel de actividad física es mucho más grande en Europa del Oeste que en Estados Unidos. Y comparado con el resto del mundo, los estadounidenses son más propensos a utilizar sus vehículos para un viaje que realizar actividades más sanas como caminar, andar en bicicleta o usar transporte masivo. Una razón es que los ingenieros y planificadores no han proporcionado opciones como las que se enlistan en la tabla 14.9.

Tendencias para el traslado al trabajo en Florida

<http://www3.cutr.usf.edu/tadm/commuting/FL.htm>

Tabla / 14.12**Porcentaje de viajes totales en áreas urbanas alrededor del mundo hechos en automóvil, transporte público, bicicleta, caminar y caminar y andar en bicicleta combinados**

País	Auto	Transporte público	Bicicleta	Caminar	Caminar más bicicleta
Estados Unidos	84	3	1	9	10
Canadá	74	14	1	10	11
Dinamarca	42	14	20	21	41
Francia	54	12	4	30	34
Alemania	52	11	10	27	37
Países Bajos	44	8	27	19	46
Suecia	36	11	10	29	49
Reino Unido	62	14	8	12	20

FUENTE: Datos de Frank y Engelke, 2000.

Trabajar desde casa fue un mecanismo mencionado en la tabla 14.9 para acceder al trabajo, los bienes, los servicios y la educación. Al final de los años noventa, 2% de la fuerza de trabajo estadounidense trabajaba desde casa. Las opciones son aún importantes, aunque, debido a que se basan en sólo una solución tecnológica también puede acarrear problemas. Como una analogía, las computadoras fueron promovidas como una manera de crear un ambiente de trabajo con menos papeleo, pero en la práctica, los usuarios de computadoras inundaron el área de trabajo con más papel (Sellen y Harper, 2002). Igualmente, el trabajo desde casa que no se coloca en una mirada más amplia de accesibilidad podría en realidad incrementar el uso personal de un vehículo. Esto podría suceder si los trabajadores desde casa se separan de su equipo de trabajo de auto/camioneta tradicional o simplemente añaden nuevos viajes para comprar y socializar, utilizando el tiempo que antes habían dedicado al traslado.

En términos de incrementar las opciones de accesibilidad para los miembros de la comunidad, las vías carreteras se pueden diseñar fácilmente para incorporar las necesidades de los **peatones** y los ciclistas. En la figura 14.14, el camino se ha alterado al añadir islas que proporcionan un área segura para los peatones que sólo logran la mitad del camino a través de la carretera. Los caminos angostos también hacen más lentos a los vehículos al mismo tiempo que proporcionan mejor acceso peatonal.

La colocación estratégica y densa de **árboles** a lo largo del camino proporciona un borde definido, el cual guía el movimiento de un motorista y permite a los conductores evaluar su velocidad más acertadamente. Esto lleva a reducciones de velocidad totales. Los árboles también crean y enmarcan paredes visuales y proporcionan distintos bordes a aceras, por lo que los motoristas distinguen mejor el espacio de su entorno vehicular y el espacio compartido con peatones y ciclistas. Los motoristas también perciben el tiempo que les lleva viajar a través de líneas de árboles contra entornos sin árboles diferentemente. Desde su perspectiva, un viaje a través de un ambiente sin árboles es percibido como un viaje a través de un ambiente delineado con árboles, así es que conducen más fácilmente a través de lo estrecho y no alineado de la carretera.

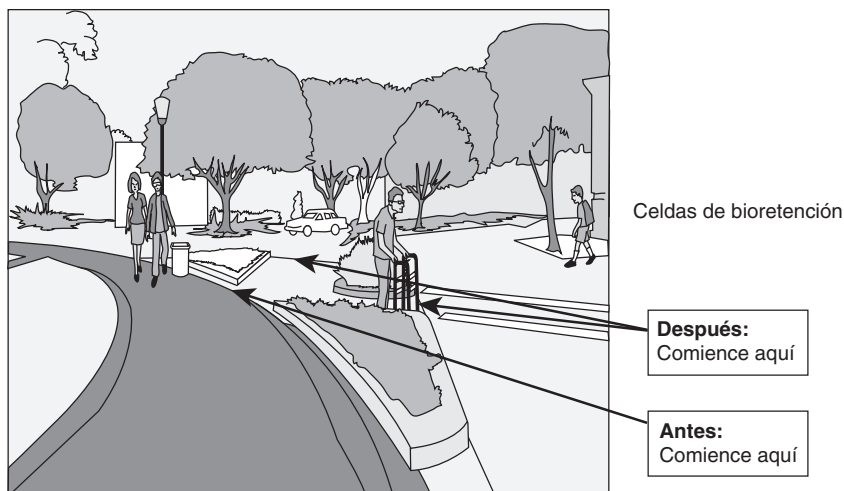
Otra consideración importante es la de entender que el caminar también es una actividad social para mucha gente, quienes pueden estar caminando con un amigo o un perro. Aún los pasajes peatonales de traslado se comparten

Programas de bicicleta y peatonales

<http://www.fhwa.dot.gov/environments/bikeped/index.htm>

Figura 14.14 Diseño de vías carreteras para mejorar la caminata y andar en bicicleta Esta figura ilustra cómo una intersección se puede adecuar para hacer el cruce más corto para los peatones. El bordillo ha sido extendido hacia la calle, haciendo que los peatones sean mejor vistos por los conductores y reduciendo la longitud del cruce. Los tratamientos como éste también ayudan a hacer más lento el tránsito vehicular, especialmente a los vehículos que dan vuelta.

Adaptado de Livable Communities, Inc.



con otros peatones y posiblemente bicicletas. Por esta razón, la Asociación Americana de Oficiales de Transportación de Carreteras Estatales recomienda que los pasajes peatonales sean diseñados con una vía de viaje clara que sea de 4 a 10 pies de ancho, dependiendo del uso de tierra adyacente. Similarmente, las aceras en las áreas comerciales necesitan ser lo suficientemente anchas como para acomodar sillas de ruedas que pueden necesitar paso, vendedores, señalización, muebles de cafés exteriores y refugios de tránsito público.

Transitabilidad es la piedra angular y la clave para la transportación terrestre eficiente de un área urbana. Cada viaje comienza y termina caminando. El caminar permanece como la forma más barata de transporte para toda la gente, y la construcción de una comunidad transitable proporciona el sistema de transportación más asequible que cualquier comunidad puede planificar, diseñar, construir y mantener. Las comunidades transitables ponen a los entornos urbanísticos de vuelta en una escala de sustentabilidad de recursos (naturales y económicos) y llevan a una mayor interacción social, aptitud física y disminución del crimen y otros problemas sociales. Las comunidades transitables son comunidades más habitables y llevan a vidas más completas, felices y saludables para la gente que vive en ellas. (Comunidades transitables, www.walkable.org/)

Las vías peatonales necesitan ser estratégicamente colocadas, no sólo para conectar puntos de destino importantes, sino también para conectar rutas amigables de peatones y bicicletas. Un ejemplo es el de colocar una vía peatonal al final de un callejón sin salida que evita el tránsito de vehículos pero permite el paso de peatones y ciclistas. Para los cruces de caminos controlados por señales y señales de alto, los ingenieros necesitan reducir la distancia a la locación de un cruce carretero para proporcionar a los peatones acceso seguro a través de un camino sin tener que caminar muy lejos de su ruta.

Muchos de los puntos de diseño mencionados previamente para los peatones también se relacionan con el mejoramiento de la accesibilidad para las bicicletas. Algunas veces el espacio para un carril de bicicleta puede obtenerse simplemente haciendo el corredor de la carretera un poco más estrecho.

Igual que para los peatones, se deben colocar topes para separar las bicicletas de los vehículos. La línea de topes debe ser de un mínimo de 5 pies de ancho y necesita ser diseñada para que se vuelva más grande a medida que la velocidad del tránsito de vehículos aumenta. Las líneas de topes son especialmente importantes para los ciclistas menos experimentados y los niños, ya que el uso de la vía de bicicleta ubicado en un corredor compartido se elevará a medida que la línea de topes se mejore.

Los ciclistas también son conocidos como usuarios de transporte público compartido. Por esta razón, es crítico que los soportes para bicicletas sean puestos en camiones y dentro de los sistemas de tránsito de trenes ligeros. Las instalaciones de almacenamiento de bicicletas se deben ubicar cerca de destinos clave (estaciones de tren ligero, escuelas, distritos comerciales). Estas instalaciones de almacenamiento deben estar ubicadas en donde exista gente y actividad asociada para asegurar la seguridad de las bicicletas.

El **transporte público** compartido no tiene que incluir solo camiones públicos grandes o sistemas de tránsito de trenes ligeros. También puede incluir servicios de trasbordos y camionetas hacia aeropuertos, escuelas y áreas de compra. El hacer que el transporte público esté disponible para los ciclistas al proporcionarles soportes e instalaciones de almacenamiento es conocido por elevar el número de pasajeros.

Un elemento clave a considerar es cómo integrar el transporte público con el movimiento peatonal y ciclista. Como se dijo previamente, el plan

Lea el *Journal of Public Transportation*

<http://www.nctr.usf.edu/jpt/journal.htm>

Comunidades transitables

<http://www.walkable.org>



© Sloba Mitic/iStockphoto.



Discusión en clase

¿Cuántas opciones enlistadas en la tabla 14.9 están disponibles para su traslado a clase? ¿Cómo podría el entorno urbanístico diseñarse mejor para proporcionar más opciones y mejorar el desempeño de las opciones existentes?

Green Highway Partnership

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

debería ser siempre el de incrementar las opciones, no limitarlas. La distancia a caminar hacia las paradas de camiones y estaciones de tren ligero necesita no estar obstruida y tener en cuenta los cambios de invierno, cuando la nieve y el hielo pueden eliminar los atajos. Piense críticamente en el movimiento de peatones y ciclistas, y diseñe estaciones y paradas tomando en cuenta sus movimientos.

Los lineamientos generales de transeúntes son que una persona caminará 400 m o 5 min (suponiendo una velocidad de caminata de 80 m/min) para llegar a una parada de autobús. Los estudios en el área de la Bahía de San Francisco y Edmonton han arrojado que poca gente camina más de 1750 m para llegar a una estación de tren ligero. En Canadá, las distancias que se caminan para un tren ligero varían de 400 a 900 m. Los lineamientos estadounidenses especifican una distancia a caminar de 400 a 800 m.

La gente caminará más si el autobús es confiable o viene con más frecuencia. Un estudio en Florida arrojó que el uso de transporte masivo por adultos cayó hasta 70% cuando la distancia a caminar se elevó de 200 a 400 m. Los pasajeros más ancianos se quejaban de que 400 m era demasiado lejos y no les gustaba tener que cruzar arterias principales (O'Sullivan y Morrall, 1996).

En términos de mejora de las carreteras estadounidenses, **Green Highway Partnership** es guiada por la Agencia de Protección Ambiental y la Administración Federal de Carreteras. Utiliza planificación integrada para incorporar la administración ambiental en todos los aspectos del ciclo de vida de una carretera (visite la página www.greenhighways.org). La tabla 14.13 enlista 14 características de una carretera verde.

Tabla / 14.13

Características de una carretera verde

1. Proporciona un incremento neto en las funciones ambientales y los valores de la cuenca.
2. Va más allá de los estándares mínimos establecidos por las leyes y reglamentos ambientales.
3. Identifica y protege marcas de tierra históricas y culturales importantes.
4. Hace mapas de todos los recursos en el área para identificar, evitar y proteger áreas críticas de recursos.
5. Utiliza métodos innovadores y naturales para reducir el estancamiento, y limpieza de todas las escorrentías dentro del área del proyecto.
6. Maximiza el uso de la infraestructura de transportación existente, proporciona oportunidades de transportación multimodales, y promueve el uso de transporte público/compartido.
7. Utiliza materiales reciclados para eliminar el desperdicio y reduce la energía requerida para construir la carretera.
8. Vincula los planes de transportación regional con el uso de suelo a través de sociedades.
9. Controla las poblaciones de especies invasoras y promueve el crecimiento de especies nativas.
10. Incorpora el monitoreo posproyecto para asegurar los resultados ambientales.
11. Protege la hidrología de humedales y canales de arroyos a través de la restauración de vías de drenaje naturales.
12. Resulta en un conjunto de resultados ambientales específicos basados en las necesidades ambientales locales
13. Reduce las interrupciones a procesos ecológicos al promover los corredores y pasajes de vida silvestre en áreas identificadas a través de los planes de conservación de la vida silvestre.
14. Fomenta el crecimiento inteligente al integrar y guiar el futuro crecimiento y la capacidad de construcción con restricciones ecológicas.

FUENTE: Cortesía de Green Highways Partnership, www.greenhighways.org.

14.9 Isla de calor urbano

El término **isla de calor** se refiere a temperaturas de aire y de superficie urbanas que son más altas que en las áreas rurales cercanas. Muchas ciudades y suburbios tienen temperaturas de hasta 10 °F (5.6 °C) más calientes que la capa de tierra natural que los rodea. El **dibujo de la isla de calor** (figura 14.15) muestra un perfil de una isla de calor de una ciudad típica. Las temperaturas urbanas son típicamente más bajas en la frontera urbana-rural que en las áreas densas del centro de las ciudades. El dibujo también muestra cómo los parques y las áreas abiertas crean áreas más frías. Esta es una razón por la que enverdecer el entorno urbanístico proporciona beneficios sociales y ambientales.

Las islas de calor se forman al tiempo que las ciudades reemplazan la capa de tierra natural con pavimento, edificios y otras infraestructuras (el entorno urbanístico). Desplazar los árboles y la vegetación minimiza los efectos enfriadores naturales de la sombra y la evaporación del agua de la tierra y las hojas (evapotranspiración). Los **materiales no permeables** tienen propiedades térmicas significativamente diferentes (incluyendo la capacidad de calentamiento y la conductividad térmica) y las propiedades radiativas de la superficie (albedo y emisividad) que las áreas rurales que los rodean. Esto inicia un cambio en el balance de energía del área urbana, provocando frecuentemente que alcance temperaturas más altas –medidas en la superficie y en el aire– que en sus alrededores (Oke, 1982). Los edificios altos y las calles estrechas pueden calentar el aire que está atrapado entre ellos, reduciendo así el flujo de aire. Esto es referido como el *efecto cañón*. El calor de desperdicio de los vehículos, fábricas y aires acondicionados puede añadir calor a sus alrededores, exacerbando así el efecto de la isla de calor.

Las **islas de calor urbano** pueden arruinar la salud pública de una ciudad, la calidad del aire, la demanda de energía y los costos de infraestructura en diversas maneras (Rosenfeld et al., 1997). Las islas de calor prolongan e intensifican las ondas de calor en las ciudades, haciendo que los residentes y los trabajadores estén a disgusto y poniéndolos en riesgo elevado por el escape de calor y la insolación. En adición, las altas concentraciones de ozono al nivel del suelo agravan los problemas respiratorios como el asma, ponen a los niños y a los ancianos en riesgo particular. Las temperaturas más calientes y el flujo de aire reducido incrementan la demanda de aire acondicionado, aumentando el uso de energía cuando la demanda ya es lo suficientemente alta. Esto a cambio, contribuye a la escasez de poder y eleva los costos de

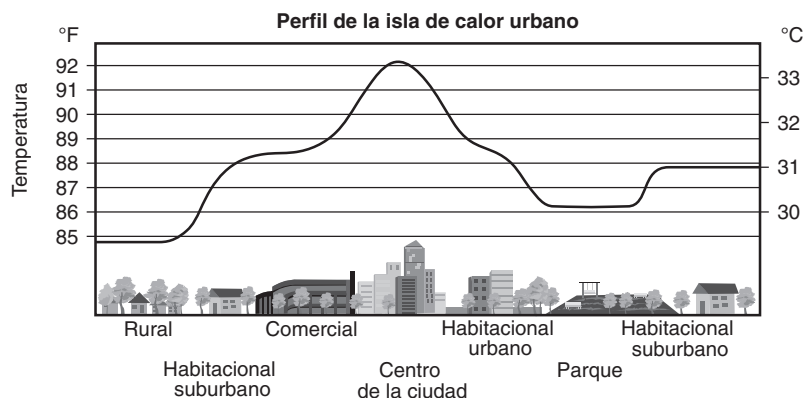
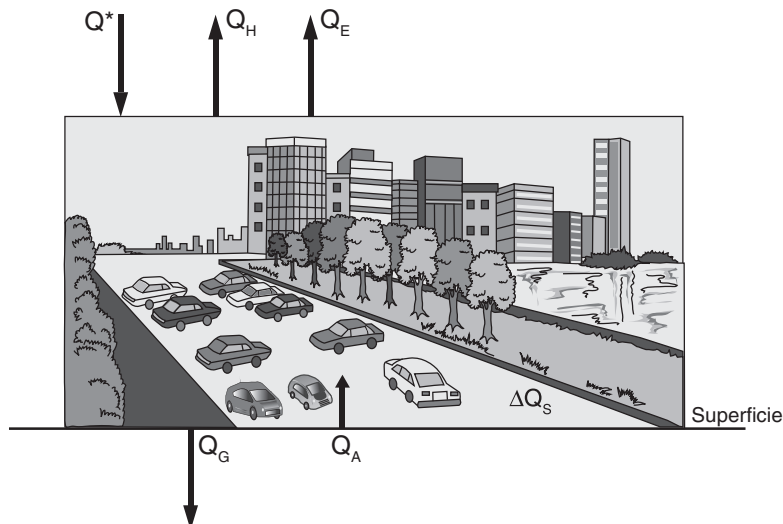


Figura 14.15 Perfil de la isla de calor urbano Este perfil muestra las temperaturas que se incrementan hasta 10 °F (5.6 °C) que se pueden encontrar en áreas densas del centro de la ciudad, en comparación con los alrededores rurales, suburbanos y las áreas abiertas. Las creadoras del problema son la geometría de las calles y los edificios, junto con la dependencia en albañilería de los ambientes de construcción, concreto y estructuras de asfalto que tienen fuertes propiedades térmicas que almacenan la energía solar.

Adaptado del Environmental Protection Agency, Heat Island Effect web site, www.epa.gov/heatisland.

Figura 14.16 Balance de energía escrito para una capa superficial en la superficie de la tierra urbana Esta capa contiene aire y elementos de superficie que hacen el entorno urbanístico. Q^* es la radiación neta, Q_H es el flujo de calor sensible, Q_E es el flujo de calor latente, Q_G es el flujo de calor de suelo, Q_A es la descarga de calor antropogénico y ΔQ_S es la energía almacenada o retirada de la capa.



erogaciones a su punto más alto. Las islas de calor urbano contribuyen al calentamiento global al incrementar la demanda de electricidad para enfriar nuestros edificios.

El estudio de las islas de calor urbano es complicado. Por ejemplo, en los climas más fríos durante el invierno, el efecto de la isla de calor urbano puede provocar que las temperaturas nocturnas sean menos severas, lo que requiere menor calentamiento. También, pueden ocurrir menos caídas de nieve y eventos de congelamiento, y los cambios en los patrones de derretimiento de la nieve pueden cambiar la hidrología urbana del derretimiento de nieve.

Para investigar más a fondo las causas de las islas de calor urbano, un balance de energía puede escribirse en una capa superficial en la superficie de la tierra urbana que contiene elementos de aire y de superficie, como se muestra en la figura 14.16:

$$Q^* + Q_A - Q_H - Q_E - Q_G = \Delta Q_S \quad (14.12)$$

Aquí, Q^* es la radiación neta, la suma de la radiación de onda corta y onda larga entrante y saliente. La radiación solar entrante de onda corta es una función del ángulo cenit solar, y una fracción del mismo es entonces reflejada como radiación saliente de onda corta, la que depende del albedo solar de la superficie. Mientras más alto sea el **albedo** de la superficie, más energía solar es reflejada de vuelta hacia la atmósfera y deja la capa superficial mostrada en la figura 14.16. La radiación entrante de onda larga se emite desde el cielo y el ambiente de los alrededores. La radiación saliente de onda larga incluye a las que se emiten de la superficie y la radiación entrante de onda larga reflejada.

Q_A es la descarga de calor antropogénico total en la caja. Los primeros dos términos ($Q^* + Q_A$) se balancean por el flujo de calor sensible (Q_H), el flujo de calor latente (Q_E) y el flujo de calor del suelo (Q_G). El calor sensible es la energía de calor transferida entre la superficie y el aire. Cuando la superficie es más caliente que el aire de arriba, el calor será transferido hacia arriba en el aire y dejará la caja vía conducción seguida por la convección. El flujo

de calor latente se produce por la transpiración de la vegetación y la evaporación del agua de la superficie de la tierra, lo cual remueve el calor de la superficie en la forma de vapor de agua. El flujo de calor del suelo es el flujo de calor transferido de la superficie hacia abajo hacia la subsuperficie vía conducción. Finalmente, ΔQ_s es un término que cuenta para la energía que es almacenada o retirada de la capa. La temperatura ambiente dentro de la capa será influenciada por ΔQ_s . Después, en la tabla 14.14, se investigará cómo estos términos de balance de energía están relacionados con el trazado de, y los materiales incorporados en, el entorno urbanístico.

La magnitud de la isla de calor urbano puede describirse como la diferencia en temperatura entre las estaciones de monitoreo urbanas (u) y rurales (r) (ΔT_{u-r}). ΔT_{u-r} será más grande en las noches claras y frías, pero también se ha hallado que depende de la geometría de las calles. En la más densa sección del ambiente urbano, la magnitud de este término de pérdida (parte de Q^*) se controla por qué tan bien se está viendo el cielo al nivel del suelo. Se ha encontrado que el factor de vista del cielo es aproximado por el radio de la altura del edificio hacia el ancho de la calle (H/W). El ΔT_{u-r} máximo (en °C) se puede relacionar con la geometría de la calle mediante la siguiente expresión (Oke, 1981):

$$\Delta T_{u-r} \text{ máximo} = 7.45 + 3.97 \ln \left(\frac{H}{W} \right) \quad (14.13)$$

Mientras que las consideraciones climáticas relacionadas con la geometría de las calles se pueden diseñar en un nuevo desarrollo urbano, en las ciudades ya existentes poco se puede hacer para modificar el efecto

Mitigación de la isla de calor urbano

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



Discusión en clase

Los paisajes urbanos establecidos en una dirección más amplia y horizontal (contra la dirección vertical densamente poblada común en lugares como Manhattan) tendrán una isla de calor urbano menos extrema. ¿Es esto un enfoque más, o menos, sustentable para poblar un área urbana? Obviamente, la respuesta no es fácil y requerirá más pensamiento y análisis. La pregunta demuestra por qué las soluciones sustentables requieren que los ingenieros piensen más allá de sus proyectos individuales y tengan un enfoque del sistema para resolver problemas, lo cual incorpora una perspectiva regional y global.

ejemplo/14.2 Isla de calor urbano y geometría de las calles

Suponga que el área de un centro de ciudad tiene dos carriles de viaje de 12 pies para los vehículos, dos carriles de viaje de 12 pies para los autobuses, dos carriles de estacionamiento de 12 pies y 12 pies de acera de cada lado. Todo esto está rodeado por edificios de diez pisos que tienen una altura de 125 pies. ¿Cuál es el máximo impacto de la isla de calor urbano que puede esperarse?

solución

La máxima isla de calor urbano en el núcleo del centro puede calcularse con la ecuación 14.13. El ancho de la calle incluye las áreas de carreteras y aceras.

$$\Delta T_{u-r} \text{ máximo} = 7.45 + 3.97 \ln (125 \text{ pies}/96 \text{ pies}) = 8.5^\circ\text{C}$$

Advierta cómo este ejemplo muestra la importancia de la **geometría de calles y edificios** (referida como el *cañón de calle*) en la isla de calor urbano. Haga este ejemplo una vez más para el mismo tamaño de calle pero con edificios más pequeños. Un vecindario con el mismo perfil de calles pero con edificios de 40 pies de alto tendrá un impacto máximo de isla de calor de 4.0 °C (Cambridge Systematics, 2005). Haga el ejemplo otra vez para una ciudad histórica vieja con calles estrechas pero alturas de edificios más cortas. ¿Qué descubre acerca de la intensidad de la isla de calor urbano en el núcleo urbano en lo que respecta a la geometría de calles y edificios y la densidad de población?

cañón de la calle sobre el clima. En tales casos, el clima puede modificarse mediante la selección de superficies, capas y vegetación mientras que también se reduce la cantidad de desperdicio mecánico de calor que las ciudades producen.

La tabla 14.14 relaciona muchos de los términos en el balance de energía (ecuación 14.12) con características de ingeniería del entorno urbanístico. Algunas características están relacionadas con la geometría física del diseño de las calles. Otras incluyen la modificación de superficies, opciones de

Tabla / 14.14

Características del ambiente urbano relacionadas con los términos en el balance de energía en la isla de calor urbano El diseño y la modificación de un ambiente urbano para modificar los procesos climáticos requiere de un entendimiento de este balance.

Término de balance de energía	Característica de un ambiente urbano que altera el término del balance de energía	Modificaciones de ingeniería que reducen la intensidad de la isla de calor urbano
Radiación de onda corta y de onda larga neta, Q^*	Geometría de cañón de la calle y el edificio	La geometría de cañón influencia la manera en que la radiación de onda corta entra y se absorbe por el entorno urbanístico y la manera en que la radiación de onda larga se refleja hacia fuera del dosel urbano.
Calor añadido por seres humanos (Q_{humano})	Emisión de calor de desperdicio por los edificios, fábricas y vehículos	Aunque este es un pequeño término en el balance global de energía, los edificios pueden diseñarse para reducir la necesidad de enfriamiento mecánico. Las ciudades pueden planificarse para que sean dependientes de los motores mecánicos para mover a la gente y los productos.
Flujo de calor sensible, Q_H	Tipos de materiales de ingeniería	El aumentar el albedo de la superficie de materiales de pintura y techado limitará el flujo de calor sensible superficie-aire. El albedo es una medida de la cantidad de energía solar reflejada por la superficie. La geometría de cañón estrecha puede resultar en un flujo de aire reducido, lo cual reduce el efecto de Q_H .
Flujo de calor latente, Q_E	Tipos de materiales de ingeniería y manejo de aguas pluviales	El flujo del calor latente fuera del sistema es el resultado de la evaporación del agua. La energía es llevada en forma de vapor de agua (en la forma de la energía más alta en las moléculas de agua en forma de vapor). El calor es tomado de la vegetación o el agua. Este es el mismo proceso que el sudor, en donde el cuerpo de la persona es enfriado con el calor saliendo en forma de calor latente. Las superficies permeables y no vegetadas dificultan el enfriamiento por evaporación (a menos que se les rocíe agua). El desarrollo de bajo impacto reconoce que el dejar algo de agua estancada en la superficie no es malo y la vegetación como las azoteas verdes y los árboles son una característica importante del entorno urbanístico urbano.
Elevado almacenamiento de calor	Diferentes capacidades para almacenar el calor en distintos tipos de materiales de construcción	La conductividad térmica del asfalto y el concreto son similares (1.94 contra 2.11 J/m ³ -K, respectivamente). La admisión térmica del asfalto y el concreto resulta en un elevado almacenamiento de calor. Las superficies urbanas se calientan más rápido que las superficies naturales y permeables que retienen agua. Los materiales del entorno urbanístico tienen alta capacidad para almacenar y liberar el calor. Las superficies pavimentadas son espesas y están en contacto con un suelo colocado bajo la superficie. Los edificios tienen una cubierta más delgada que separa el aire interior y el exterior. Las superficies con un albedo más alto reducirán el calor almacenado.

FUENTE: Adaptado de Mills, 2004.

materiales, uso de pavimentos permeables, la preservación de humedales y la incorporación de techos verdes y tecnologías de bajo impacto para el control de aguas pluviales.

14.10 Planificación urbana, crecimiento inteligente y comunidades planificadas

Este capítulo inició comentando cómo, a medida que las construcciones y los paisajes que hacen el entorno urbanístico se van agrupando, la escala del entorno urbanístico se eleva hacia las comunidades con subdivisiones, vecindarios, distritos, villas, pueblos y ciudades. El siguiente nivel del entorno urbanístico que se comentó fueron las regiones en donde las ciudades y los paisajes son agrupados y son generalmente definidos por características comunes políticas, sociales, económicas o ambientales. Al trabajar en cualquier componente del entorno urbanístico, es importante pensar cómo esa pieza particular del entorno urbanístico encaja en cuestiones de comunidad, regionales y globales más amplias. Los proyectos individuales también necesitan integrarse con otras piezas del entorno urbanístico como el agua, el agua residual, el desperdicio sólido, la accesibilidad, el alojamiento y los sectores comerciales y educativos. La figura 14.17 demuestra cómo el trazo de la carretera en un área habitacional afecta la cantidad de uso de materiales y los recursos de agua debido a las superficies pavimentadas.

En términos de **planificación urbana**, un núcleo central es una obligación. Esta es la faceta de una ciudad o pueblo que reúne a los miembros de la comunidad para reuniones sociales, trabajos, negocios, educación y recreación. El núcleo central también proporciona a los ocupantes un sentido de ubicación. En adición al núcleo central, los vecindarios más pequeños son necesarios en donde los residentes del vecindario pueden ir por un rango más pequeño de negocios comerciales y orientados al servicio.

El **crecimiento inteligente** es un término utilizado para describir el desarrollo de una comunidad que protege los recursos naturales, el espacio abierto y los atributos históricos o culturales de una comunidad mientras que

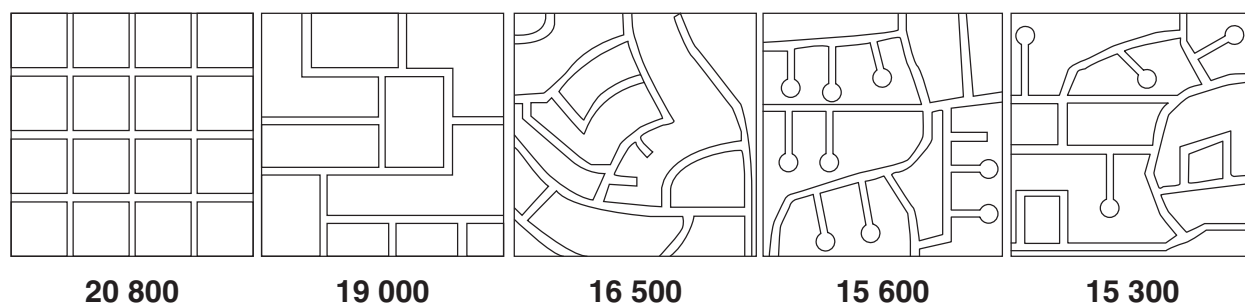


Figura 14.17 Características simples relacionadas con el trazo de la carretera que afectarán el pie lineal del pavimento impermeable El número dado bajo cada trazo indica el pie lineal del pavimento impermeable. El simple hecho de añadir curvas y circuitos puede reducir el pie lineal del pavimento en 26%. Las carreteras curvadas reducirán el tránsito, y el pavimento estrecho reducirá también el área pavimentada. El callejón sin salida mostrado aquí necesita ser diseñado para conectar a los peatones y los ciclistas.

Adaptado del condado de Prince George (1999).

Tabla / 14.15**Principios del crecimiento inteligente**

1. Usos de suelo mixtos.
2. Tomar ventaja del diseño de edificios compactos.
3. Crear un rango de oportunidades y opciones de hospedaje.
4. Crear vecindarios transitables.
5. Fomentar comunidades distintivas, atractivas con un fuerte sentido de ubicación.
6. Preservar espacios abiertos, granjas, belleza natural y áreas ambientales críticas.
7. Reforzar y dirigir el desarrollo hacia las comunidades existentes.
8. Proporcionar una variedad de opciones de transportación.
9. Hacer decisiones de desarrollo predecibles, justas y efectivas en costos.
10. Alentar la colaboración de la comunidad y los inversionistas en las decisiones de desarrollo.

FUENTE: De Smart Growth Online, disponible en www.smartgrowth.org.

también reutiliza la tierra que ya está desarrollada. La tabla 14.15 enlista los diez principios del crecimiento inteligente. Advierta cómo los principios no se basan en una comunidad dominada por los vehículos y cómo promueven la diversidad en términos de hospedaje, tipos de suelo y accesibilidad al trabajo. La tabla 14.16 identifica los beneficios ambientales del crecimiento inteligente en términos de calidad del agua, calidad del aire, preservación del espacio abierto y redesarrollo de zonas industriales abandonadas.

La incorporación excesiva de estacionamientos en el entorno urbanístico lleva a problemas asociados con la calidad del agua, el efecto de la isla

Tabla / 14.16**Beneficios ambientales del crecimiento inteligente**

Beneficio	Comentarios
Calidad del aire mejorada	- El establecimiento de nuevos desarrollos en un vecindario, en lugar de en un espacio abierto en la franja urbana, puede reducir las millas conducidas tanto como 58%. - Las comunidades que facilitan a la gente elegir entre caminar, la bicicleta o tomar transporte público pueden también reducir la contaminación al reducir el millaje automovilístico y las emisiones que forman smog.
Calidad del agua mejorada	- El desarrollo compacto y la preservación del espacio abierto puede ayudar a proteger la calidad del agua al reducir la cantidad de superficies pavimentadas y al permitir que las tierras naturales filtren el agua pluvial y la escorrentía antes de que alcancen las provisiones de agua potable. - La escorrentía de las áreas desarrolladas frecuentemente contiene químicos tóxicos, fósforo y nitrógeno; a nivel nacional, es la segunda fuente más común de contaminación de agua para estuarios, la tercera más común para los lagos y la cuarta más común para los ríos.

Tabla / 14.16

(Continuación)

Beneficio	Comentarios
Preservación de espacios abiertos	- La preservación de tierras naturales y dar aliento al crecimiento en las comunidades existentes protege las tierras de labranza, el hábitat de la vida silvestre, la biodiversidad y la recreación exterior, y promueve la filtración natural del agua. - Un estudio reciente en Nueva Jersey arrojó que, comparado con patrones de crecimiento menos compacto, el crecimiento planificado podría reducir la conversión de las tierras de labranza en 28%, de espacios abiertos en 43% y las tierras ambientalmente frágiles en 80%.
Redesarrollo de zonas industriales abandonadas	La limpieza y el redesarrollo de una zona industrial abandonada puede remover la contaminación de plagas y ambiental, catalizar la revitalización del vecindario, reducir la presión de desarrollo en el borde urbano y el uso de infraestructura existente.

FUENTE: De la Agencia de Protección Ambiental, www.epa.gov/smartgrowth.

de calor urbano y la pérdida del ambiente natural. Muchos códigos de zonas y reglamentos de estacionamientos requieren que un número específico de espacios de estacionamiento sean establecidos a los lados para un metraje cuadrado establecido de establecimientos comerciales (o un número particular de unidades de hospedaje). Sin embargo, estos reglamentos generalmente sobreestiman el número de espacios necesarios ya que suponen que todos los viajes se hacen en automóviles privados y también suponen el uso en algún periodo pico tal como la temporada de compras navideñas. Un ingeniero puede trabajar con una comisión de zona y el cliente para eliminar este sobreuso de espacios de estacionamiento. El hecho de que se pongan a disposición de la comunidad más opciones de accesibilidad también reducirá la necesidad de espacios de estacionamiento (figura 14.18). En adición, los espacios abiertos herbosos que se congelan en el invierno o el uso de pavimentos porosos pueden acomodar a las grandes

Calcule sus huellas de carbono desde su hogar y viaje

<http://www.fightglobalwarming.com/carboncalculator.cfm>



Figura 14.18 Unas cuantas de las más de un mil millones de bicicletas en el mundo Las bicicletas proporcionan una transportación generada energéticamente por el ser humano que se puede integrar con los principios de crecimiento inteligente y mejoras en la salud pública.

iStockphoto.

Tabla / 14.17**Beneficios de la incorporación de árboles en las carreteras y comunidades**

Beneficio	Descripción
Velocidades de tránsito reducidas	Los árboles a lo largo de una calle urbana crean una pared vertical y enmarcan la calle. Esto proporciona un eje definido, el cual guía el movimiento de los automovilistas y les permite evaluar mejor su velocidad. Esto lleva a reducciones globales de velocidad.
Ambientes transitables más sanos	Los árboles crean y enmarcan paredes visuales y proporcionan bordes distintos a las aceras, para que los automovilistas distingan mejor el espacio de su ambiente vehicular y el espacio compartido con la gente.
Negocios mejorados	Los negocios en las calles adornadas con árboles muestran 12% de alza en el flujo de ingresos, lo cual es frecuentemente el borde competitivo esencial necesario para el éxito de las tiendas de las calles principales.
Menor necesidad de infraestructura de drenaje	Los árboles transpiran el primer 30% de la mayoría de la precipitación a través de su sistema de hojas; por lo tanto, esta humedad nunca llega al suelo. Los árboles también facilitan la recarga natural del agua del subsuelo. Ambos puntos reducen la escorrentía de aguas pluviales y el potencial de inundación.
Temperaturas de aire urbanas más bajas	Las calles de asfalto y concreto y los estacionamientos son conocidos por incrementar las temperaturas urbanas de 3 °F-7 °F. Un vecindario apropiadamente sombreado puede reducir las cuentas de energía para una casa urbana en 15%-35%. Las temperaturas reducidas (5 °F-15 °F) se sienten por los peatones que transitan por calles cubiertas de árboles.
Percepción del tiempo en el viaje	Los automovilistas perciben el tiempo que les lleva viajar a través de ambientes delineados y no delineados con árboles de una manera diferente. Un viaje a través de un ambiente sin árboles se percibe como más largo que uno en una calle delineada con árboles.
Vida más larga del pavimento	Los estudios llevados a cabo en una variedad de ambientes de California muestran que la sombra urbana de calles de árboles elevan la vida del asfalto al reducir los extremos de calentamiento y enfriamiento diarios experimentados por el pavimento.
Mejoras en la calidad del aire	Los árboles ubicados cerca de una calle se llevan 9 veces más contaminantes del aire que los árboles más distantes.

FUENTE: Adaptado con el permiso de D. Burden, Walkable Communities, Inc.; www.walkable.org.

multitudes que se esperan durante unas semanas de la temporada de compras navideñas.

Otro aspecto de la planificación urbana sustentable es la incorporación de árboles en el entorno urbanístico. La tabla 14.17 describe los beneficios asociados con la plantación de árboles a lo largo de las carreteras y dentro de las comunidades. Walkable Communities, Inc., calcula que la plantación de un árbol cuesta aproximadamente de \$250 a \$600 dólares durante los primeros tres años, mientras que el árbol regresa más de \$90 000 dólares de beneficios directos durante toda su vida.

En las áreas urbanas, los árboles tienen típicamente un espacio de 15 a 20 pies entre uno y otro. Una alta densidad de colocación de árboles es más deseable y traerá más beneficios. En las comunidades de negocios en donde las aceras son estrechas, los bordillos de los árboles pueden estar espaciados cada 40 a 60 pies, permitiendo así de dos a tres espacios de estacionamiento entre uno y otro. Esto funciona bien con estacionamientos paralelos o angulares (Burden, 2006).

Términos clave

- acceso
- acero reforzado
- agregados
- agua
- albedo
- análisis de flujo de materiales (MFA)
- árboles
- balance de calor
- balance de energía
- biodiversidad
- caminar
- cemento Portland
- certificación LEED
- ciclismo
- componentes de un edificio
- concreto
- congestión de tránsito
- construcción
- crecimiento inteligente
- dar el tamaño correcto
- deconstrucción
- diseño sensible al contexto
- eficiencia de energía
- energía
- entorno urbanístico
- esquema de isla de calor urbano
- flujo de materias primas
- ganancia solar pasiva
- geometría de calles y edificios
- grado-día
- Green Building Council de Estados Unidos
- Green Highways Partnership
- inversionistas
- isla de calor
- islas de calor urbano
- Liderazgo en Energía y Diseño Ambiental (LEED)
- materiales de construcción tradicionales
- materiales no permeables
- metabolismo urbano
- mitigación basada en el ecosistema
- movilidad
- pared térmica
- peatones
- pérdida de calor debido a la infiltración
- planificación urbana
- profesional acreditado por LEED
- proyecto de construcción sustentable
- químico tóxico
- trabajo desde casa
- transitabilidad
- tránsito público
- vidriado

capítulo/Catorce Problemas

14.1 Enliste un mínimo de dos atributos históricos, culturales, comunitarios y ambientales de su colegio o universidad que valgan la pena preservar para las futuras generaciones. Haga lo mismo para su ciudad.

14.2 Enliste dos hábitats de vida silvestre distintos ubicados cerca de su colegio o universidad local que valgan la pena preservar para las futuras generaciones. ¿Qué componentes del entorno urbanístico existente están afectando esta biodiversidad de una manera positiva o negativa?

14.3 Su instructor debe identificar bosques, humedales, praderas o comunidades históricas locales y proporcionarle un proyecto de entorno urbanístico hipotético. Haga un mapa del área antes del desarrollo y después de la colocación del proyecto de entorno urbanístico. Etiquete todos los atributos históricos, culturales, sociales y ambientales que desea preservar después de que se haya dado el desarrollo.

14.4 Identifique un edificio en su campus o en su comunidad que tenga certificación LEED. Obtenga los resultados y determine qué porcentaje de los puntos totales fue obtenido en cada uno de los seis criterios de evaluación: 1) sitios sustentables, 2) eficiencia del agua, 3) energía y atmósfera, 4) materiales y recursos, 5) calidad del aire de interiores y, 6) proceso de innovación y diseño.

14.5 Identifique un edificio en su campus o en su comunidad que haya sido recientemente construido y que no tenga certificación LEED. Camine a través del edificio para ver si éste obtendría los créditos LEED o cumpliría un prerrequisito para los siguientes puntos: *a)* crédito 4.1, transportación alternativa, acceso mediante transporte público; *b)* crédito 4.2 transportación alternativa, almacenamiento de bicicletas y cuartos de cambio; *c)* crédito 7.1, efecto de isla de calor, sin techo, o crédito 7.2, efecto de isla de calor, con techo y, *d)* crédito 8, reducción de contaminación de luz. Para la eficiencia de agua: *e)* crédito 1.2, paisaje de eficiencia de agua, sin uso potable o irrigación; *f)* crédito 2, tecnologías innovadoras de agua residual y, *g)* crédito 3.1, reducción del uso de agua, 20% de reducción, o crédito 3.2, reducción del uso de agua, 30% de reducción. Para energía y atmósfera: *h)* crédito 2, energía renovable en sitio. Para materiales y recursos: *i)* Prereq. 1, almacenaje y recolección de reciclables. Para calidad ambiental interior: *j)* crédito 6.1, controlabilidad de sistemas, luz y, *k)* crédito 8.1, luz de día y vistas, luz de día 75% de espacios, o crédito 8.2, luz de día y vistas, luz de día 90% de espacios.

14.6 Identifique el componente específico de un edificio (dibujado en la figura 14.6) con un subconjunto de los créditos LEED que le proporcione su instructor (tabla 14.2).

14.7 *a)* Determine la pérdida de calor (en Btu/°F-día y Btu/grados-día) a través de una pared aislada de 120 pies cuadrados descrita en la siguiente tabla. *b)* Determine la pérdida de calor a través de la misma pared cuando una puerta de 3 pies por 7 pies (factor $R = 4.4$) sea insertada en la pared.

Componente de la pared	Factor R
Aislamiento de espuma de poliestireno de 2 pulgadas en el exterior de la pared bajo los lados	10
Pared de tronco de cedro	20
Aislamiento de fibra de vidrio en el interior de la pared	11
Panel de yeso de $\frac{1}{2}$ pulgada en el interior de la pared	0.45
Película de aire interior dentro de la pared	0.68
Película de aire exterior a lo largo del exterior de la pared	0.17

14.8 Busque *a)* el total de grados-día para el calentamiento y *b)* el total de grados-día para el enfriamiento de su universidad, pueblo o ciudad (o comunidad)

14.9 En la sección 14.7 se trabajó en un problema en donde la pérdida de calor de un edificio hipotético de 3000 pies cuadrados era de 1 053 Btu/grados-día. Determine los requerimientos totales de energía (en Btu) para calentar dicho edificio hipotético en mayo de 2007 para las locaciones en la siguiente tabla:

Locación	Grados-día de calentamiento en mayo de 2007
Anchorage, AK.	541
Winslow, AZ.	70
Yuma, AZ.	0
Rochester, NY.	237
Pittsburgh, PA.	106
Rapid City, SD.	193

14.10 ¿Qué métodos enlistados en la tabla 14.9 están disponibles para su acceso mientras viaja hacia la clase? ¿Cómo podría un ingeniero diseñar mejor su comunidad para hacer que todos los métodos enlistados en la tabla 14.9 estén más disponibles?

14.11 Está preparando una evaluación del ciclo de vida (LCA) de distintas opciones de transportación para llegar de su casa al trabajo (10 millas cada tramo). Éstos incluyen bicicleta, una persona en un auto, uso compartido del coche con tres o más personas, o tomar el autobús. Escriba una posible meta, alcance, función y unidad funcional para este LCA (refiérase al capítulo 7).

14.12 Seleccione una carretera ubicada cerca de su colegio o universidad. Visite el sitio web de Green Highways Partnership (www.greenhighways.org) para conocer más acerca de carreteras. ¿Cuál de las 14 características de una carretera verde se incorporan en el sistema actual de carreteras de la carretera que eligió? ¿Rediseñaría la carretera para incorporar cada aspecto de una carretera verde?

14.13 Diseñe un camino de ciclistas-peatones que le permitiría viajar de su casa a clase. Proporcione detalles sobre la locación del camino, detalles sobre el tamaño y los materiales utilizados para construir el camino, señalamientos y seguridad y el tamaño y la ubicación del almacenamiento de bicicletas. Piense qué otros atributos de comunidad conectaría fácilmente al camino. ¿Hay algunos sistemas de entorno urbanístico existentes que podría incorporar en su camino que eliminarían la necesidad de nuevos materiales de pavimentación?

14.14 Visite el sitio web del canal del clima (www.weather.com) y busque la temperatura mensual promedio para un área metropolitana principal y áreas rurales cercanas en cualquier parte del mundo durante un periodo de 12 meses. Utilice los datos que buscó para calcular la magnitud de los efectos de la isla de calor urbano para esa ciudad. Haga una gráfica de sus datos en dos figuras y determine las diferencias de temperatura en cada mes.

14.15 Identifique un núcleo urbano de un área metropolitana principal con la que esté familiarizado o que esté cerca de su colegio o universidad. Calcule la magnitud del impacto máximo de la isla de calor urbano en el núcleo urbano. Proporcione algunas alternativas detalladas para la reducción de la isla de calor urbano en esta área núcleo, y relaciónelas con puntos específicos en el balance de energía desempeñado en el dosel urbano.

14.16 Suponga que un área de centro de ciudad pequeña tiene 12 pies de carriles de viaje y 6 pies de aceras de cada lado. Todo esto rodeado por edificios de 25 pies de alto. ¿Cuál es el impacto máximo de la isla de calor urbano que puede esperarse?

14.17 Con el uso del enfoque de análisis de sistemas (capítulo 7) dibuje un diagrama de análisis de sistemas para las islas de calor urbano, incluyendo los mecanismos de retroalimentación para las demandas de energía incrementadas para el enfriamiento y refrigeración, la contaminación del aire aumentada debido a dichas demandas de energía incrementadas, y otros efectos como el calentamiento global y la salud pública.

14.18 Identifique un proyecto de nuevo desarrollo en su colegio o universidad. ¿Sigue los principios de crecimiento inteligente? Si es así, proporcione detalles de cómo lo hace. Si no lo hace, proporcione sugerencias detalladas de cómo cambiaría el diseño.

14.19 Identifique una cuenca importante en su campus o dentro de su comunidad local. Obtenga un mapa tipográfico y coloque el entorno urbanístico sobre la cuenca.

- Enliste al menos seis componentes del entorno urbanístico que tienen un impacto adverso en la cuenca. Después proporcione seis soluciones para corregir estos problemas.
- incrementa el nivel de escala espacial al problema. Identifique una cuenca más grande que sea afectada por decisiones hechas en la cuenca más pequeña. ¿Qué atributos sociales y ambientales de la cuenca local y la más grande vale la pena proteger para futuras generaciones? ¿Estos atributos son similares o diferentes cuando cambia las escalas espaciales?

14.20 Visite un área comercial cerca de su colegio o universidad e identifique cómo los árboles se podrían integrar en el entorno urbanístico. Describa sus recomendaciones a detalle, incluyendo el tamaño y el tipo de vegetación. Para cada recomendación, indique los beneficios sociales y ambientales de su plan.

14.21 Obtenga información en la Internet del censo de Estados Unidos para describir la demografía de su comunidad en términos de edad e ingresos. Para los grupos de edad e ingresos en su comunidad, sugiera diversas opciones para proporcionar accesibilidad, relacionando sus sugerencias con los datos pertinentes del censo.

Referencias

- Administración de carreteras del estado de Maryland. 1998. "Thinking Beyond the Pavement". Resumen de conferencia. Mayo.
- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA). 2001. "Our Built and Natural Environments: A Technical Review of the Interactions Between Land Use, Transportation and Environmental Quality". EPA 231-R-002, enero 2001.
- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. 2007. Información básica sobre la Isla de calor urbano. www.epa.gov/heatisland, consultado por última vez el 31 de agosto de 2007.
- Alvord, K. 200. *Divorce your car!* Gabriola Island, B.C.: New Society.
- Arquitectura Escocesa. 2005. *The built environment* www.scottish-architecture.com/be-home-more.html, consultado en diciembre 11, 2005.
- Brown, L. R. 2001. *Paving the Planet: Cars and Crops Competing for Land*. Washington, D.C.: Instituto de Políticas de la Tierra.
- Burden, D. 2006. "Urban Street Trees: 22 Benefits". Sitio web del Departamento de Recursos Naturales del Estado de Michigan, www.michigan.gov/documents/dnr/22_benefits_208084_7.pdf. Agosto.
- Cambridge Systematics. 2005. "Cool Pavement Report". Proyecto de reporte preparado para Heat Island Reduction Initiative, Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América. Junio.
- Cascadia Consulting Group, Inc. 2004. "Statewide Waste Characterization Study". Reporte del contratista a la Mesa Integrada de Manejo de Desperdicios de California. Publicación #340-04-005.
- Condado de Prince George, Md. 1999. "Low Impact Development Design Strategies: An Integrated Design Approach". Condado de Prince George, Md., Departamento de Recursos Ambientales, División de Programas y Planificación, junio.
- Consejo Nacional de Investigación. 2005. *Does the Built Environment Influence Physical Activity? Examining the Evidence*. Washington, D.C.: Mesa de Investigación de Transportación, 2005.
- Crowther, P. 1999. "Designing for Disassembly to Extend Service Life and Increase Sustainability". Octava conferencia internacional sobre la durabilidad de materiales y componentes de la construcción, Vancouver, Canadá, mayo/junio.
- Damschen, E. I., N. M Haddad, J. L. Orrock, J. J. Tewksbury y D. J. Levey. 2006. "Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales". *Science* 313:1284-1286.
- Departamento de Transportación de Minnesota. 2006. "Design Policy-Design Excellence through Context Sensitive Design". Memorando técnico 06-19-TS-07. St. Paul, Minn.
- Environmental Building News*. 2001. "Buildings and the Environment: The Numbers". 10 (5).
- Ewing, R. 1994. "Residential Street Design: Do the British and Australians Know Something Americans Do Not?". *Transportation Research Record* 1455:42-49.
- Frank, L. D. y P. Engelke. 2000. "How Land Use and Transportation Systems Impact Public Health: A Literature Review of the Relationship Between Physical Activity and Built Form". Documento de trabajo 2. Centros para la prevención y control de enfermedades, Rama de actividad y salud física, Atlanta, GA.
- Haas, T. 1999. "Fifteen O&M Best Practices for Energy Efficient Buildings". Portland Energy Conservation, Inc., Portland, Ore.
- Horvath, A. 2004. "Construction Materials and the Environment". *Annual Review of Environment and Resources* 29:181-204.
- McGowen, P. y J. Johnson 2007. "Habitat Connectivity and Rural Context Sensitive Design: A Synthesis of Practice". FHWA/MT-06-012/8117-31. Reporte final preparado para el Departamento de Transportación de Montana.
- Mihelcic, J. R., J. B. Zimmerman y A. Ramaswami. 2007. "Integrating Developed and Developing World Knowledge into Global Discussions and Strategies for Sustainability, Part 1: Science and Technology". *Environmental Science & Technology* 41 (10): 3415-3421.
- Mills, G. 2004. "The Urban Canopy Layer Heat Island". Recursos de Enseñanza de IAUC, compilado para la Asociación Internacional para el Comité de Recursos de Enseñanzas del Clima Urbano, www.urban-climate.org/UHI_Canopy.pdf, consultado el 30 de octubre de 2007.
- Oke, T. R. 1981. "Canyon Geometry and the Nocturnal Urban Heat Island: Comparison of Scale Model and Field Observations". *International Journal of Climatology* 1:237-254.
- Oke, T. R., 1982. "The Energetic Basis of the Urban Heat Island". *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 108 (455).
- O'Sullivan, S. y J. Morrall. 1996. "Walking Distances to and from Light-Rail Transit Stations". Registro de Investigación de Transportación 1538:19-26.
- Rosenfeld, A., J. Romm, H. Akbari y A. Lloyd, 1997. "Painting The Town White—and Green". *Technology Review* (febrero/marzo).
- Rush, R. 1986. *The Building Systems Integration Handbook*. Nueva York: John Wiley & Sons.
- Sellen, A. J. y R. H. R. Harper. 2002. *The Myth of the Paperless Office*. Cambridge, MA:MIT Press.
- Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP). 2002. *Global Environmental Outlook* 3. Nairobi, Kenya.
- van Oss, H. G. y A. C. Padovani, 2003. "Cement Manufacture and the Environment". *Journal of Industrial Ecology* 6 (1):89-105 y 7 (1):93-122.
- Vanegas, J. A. 2003. "Road Map and Principles for Built Environment Sustainability". *Environmental Science & Technology* 37 (23), 5363-5372.
- Walkable Communities, Glatting Jackson Kercher Anglin, Inc., www.walkable.org, Orlando, Fla., consultado el 3 de enero de 2009.
- Warren-Rhodes, K. y Koenig, A. 2001. "Ecosystem Appropriation by Hong Kong and its Implications for Sustainable Development". *Ecological Economics* 39 (3):347-359.
- Wilson, A. 1979. Thermal Storage Wall Design Manual. Santa Fe, NM: Asociación de Energía Solar de Nuevo México, junio.
- Wilson, A. y J. Boehland. 2005. "Small is Beautiful: U.S. House Size, Resource Use, and the Environment". *Journal of Industrial Ecology* 9 (1-2):277-287.

Respuestas a problemas seleccionados

Capítulo 2

- 2.1** a) 0.41 mg/L; b) 0.21 mg/L
- 2.3** 2.8 ppm.
- 2.5** 10.9 mg NH₃/L, 1.6 mg NO₂/L
- 2.7** a) i) 0.002 ppb, ii) 2 ppt, iii) 3.7×10^{-6} μM; b) i) 0.002 μppm, ii) 2 ppb.
- 2.9** 0.74 μg/L.
- 2.11** a) 0.5 ppm, 8 ppm;
b) 1.6×10^{-5} moles O₂/L, 2.5×10^{-4} moles O₂/L.
- 2.13** a) 8.9×10^{-2} ppm; b) 0.0000089%.
- 2.15** concentración = 858.9 μg/m³, por lo que la masa = 0.7 g.
- 2.17** a) 13.6%; b) 11.3 L.
- 2.19** 26 μg/m³, 5 243 μg/m³.
- 2.21** a) 100 ppb; b) 100 ppb > 60 ppb, por lo tanto, la muestra puede ser una amenaza.
- 2.23** 5 ppm.
- 2.25** 31.9% de las emisiones totales de CH₄, 2.5% de emisiones totales de invernadero.
- 2.27** a) 170 mg/L; b) 70% de los sólidos son orgánicos.

Capítulo 3

- 3.1** 5.8 g.
- 3.3** Cloroformo.
- 3.5** a) H (TCE) = 0.44, H (PCE) = 1.1, H (dimetilbenceno) = 0.21, H(paratión) = 1.6×10^{-5} ; b) PCE, TCE; 1,2-dimetilbenceno, paratión.
- 3.7** a) 0.001 moles/L; b) 33 mg/L; c) 33 ppm.
- 3.9** 2.6.
- 3.11** a) 3.0×10^{-6} M; b) 1.54×10^{-6} M; c) aumenta.
- 3.13** a) -78.4 kJ/mol; b) Cd = 2.0×10^3 mg/L, así es que no, el pH debe ser elevado.

- 3.15 94%.
- 3.17 0.7 días.
- 3.19 a) primero; b) segundo; c) 1.4×10^{-3} s.
- 3.21 0.055/día; 0.37/día.

Capítulo 4

- 4.1 11 mg/L.
- 4.3 a) 0.90 h; b) 1.25 pCi/L.
- 4.5 a) 38 mg/s; b) 13 mg/m³.
- 4.7 a) 7.9 coliformes/100 mL, así es que no, el estándar del agua no se está cumpliendo; b) no es posible, el pueblo 1 necesitaría una concentración de -12 coliformes/100 mL.
- 4.9 Superior 180 años, Erie 2.6 años.
- 4.11 a) 0.15/min; b) 30,000 gal; c) 660 000 gal; d) discusión; e) 1.9×10^3 g/día.
- 4.13 a) 0.090/h; b) 0.042/h; c) 2×10^6 gal.
- 4.15 a) En $x = 0.5, 3.5, 4.5$ cm, la densidad inicial del flujo de contaminantes, $J = 0$. En $x = 1.5$ y 2.5 cm, $J = 10^{-8}$ mg/cm²-s; b) flujo de masa inicial en $x = 0.5, 3.5, 4.5$ cm es igual a 0, en $x = 1.5$ y 2.5 cm, $m = 7.1 \times 10^{-8}$ mg/s; c) gráficas; d) El perfil de concentración en la parte c) está cambiando debido al movimiento aleatorio de las moléculas. El químico está tratando de llegar al equilibrio a través de las áreas de alta concentración que se mueven hacia áreas con menor concentración.
- 4.17 0.025 m/día.

Capítulo 5

- 5.1 1.0/día.
- 5.3 a) 91 680 mg/L; b) 8%.
- 5.5 0.2 mg de biomasa/mg de sustrato.
- 5.7 0.42/día.
- 5.9 a) 16 mg/L; b) 0.3 mg/L; c) 3 mg/L.
- 5.11 457 mg/L, 240 mg/L, 697 mg/L.
- 5.13 393 mg/L.

Capítulo 6

- 6.1** De conformidad con la RCRA, la toxicidad es un subconjunto de residuos sólidos peligrosos. Un desperdicio peligroso denota un residuo regulado, el cual se basa en: 1) características físicas, 2) toxicidad, 3) cantidad generada y, 4) historia del químico (por ejemplo, daño ambiental, destino ambiental).
- 6.4** **a)** Mundo desarrollado: exposición a los químicos emitidos de los materiales de construcción, pinturas, cubiertas de pisos y muebles; mundo en desarrollo: exposición al humo asociado con los combustibles sólidos en quema; **b)** Mundo desarrollado: los individuos que ocupan el edificio durante un periodo mayor. En casa esto podría ser los niños o un padre o un adulto que cuida al infante. En el trabajo, estos serían empleados; mundo en desarrollo: mujeres y niños.
- 6.8** Evaluación de peligro, evaluación de respuesta a la dosis, evaluación a la exposición y caracterización de riesgo.
- 6.9** Arsénico: carcinógeno humano, 3×10^{-4} mg/kg-día, $1.5 \text{ (mg/kg-día)}^{-1}$; metilmercurio: posible carcinógeno humano, 1×10^{-4} mg/kg-día; etilbenceno: no clasificable como carcinógeno humano, 0.1 mg/kg-día; metil etil cetona: datos inadecuados para una evaluación de carcinógeno potencial humano, 0.6 mg/kg-día; naftaleno: posible carcinógeno humano, 0.02 mg/kg-día; escape de motor a diesel: probabilidad de ser carcinogénico para humanos, la exposición es mediante inhalación de $RfC = 5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$
- 6.11** **a)** 0.064 mg/kg-día; **b)** dosis del agua = 6%, dosis del pescado = 94%.
- 6.13** **a)** 0.083 $\mu\text{g/L}$; **b)** probable carcinógeno humano; **c)** 1.3 $\mu\text{g/L}$.
- 6.15** El cociente de peligro es menor a 1; por lo tanto, la concentración del químico en el pescado no resultará en efectos no carcinógenos adversos.
- 6.18** **a)** 40; **b)** 49; **c)** 18; **d)** 42; **e)** 23.

Capítulo 7

- 7.5** Solución de ejemplo - Meta: determine cuál de los tres modos de transportación para trayecto tienen el menor impacto ambiental; alcance: este LCA solo considera la fase de uso de estos modos de transportación; función: proporcionar un método de transportación para una persona en un trayecto de viaje redondo de 20 millas; unidad funcional: 140 millas de transportación (una semana de trayecto).

- 7.10** *a)* costo anual = \$2 501; *b)* costo anual = \$2 399; por lo tanto, debería de comprar el auto nuevo (opción *b*).
- 7.12** Sin solvente, E factor = 1.4; con solvente, E-factor = 23.2. Estos químicos deben ser incluidos si no son recuperados y reciclados debido a que también contribuyen al desperdicio total del proceso.
- 7.17** \$5 324
- 7.18** *a)* plástico; *b)* no; *c)* plástico.
- 7.19** *a)* generalmente, papel; *b)* el papel se vuelve un poco más eficiente que el plástico; *c)* papel; *d)* papel, pero la brecha con el plástico se está volviendo más pequeña; *e)* no mucho.

Capítulo 8

- 8.1** 4.7 mg/L.
- 8.3** 4.6 mg/L.
- 8.5** *a)* 4 mg/L; *b)* 2.6 días, 26 km; *c)* 7.4 mg/L; *d)* 1.6 mg/L.
- 8.7** 102 mg/L.
- 8.9** 7.1 mg/L.
- 8.11** *a)* 0.91 días; *b)* 9.1 km.
- 8.13** +, +, =, =, +, o = dependiendo de la biodegradabilidad.
- 8.19** 150 pie² con una profundidad de 6 pulg para cada celda de bioretención.
- 8.23** *a)* 0.25 m/día; *b)* 0.42 m/día; *c)* 238 días.
- 8.25** 435 días.

Capítulo 9

- 9.1** 18 cm.
- 9.8** 672 000 gpd.
- 9.9** *a)* 2 743 200 gpd; *b)* sí.
- 9.12** *a)* 1 193 gpm; *b)* 326 gpm.
- 9.13** *a)* 612 000 gal; *b)* 12 pulg.
- 9.14** *a)* 4 500 gal; *b)* 8 pulg.
- 9.17** *a)* 15 cm/año; *b)* 7.5×10^6 m³/año; *b)* 12.6%.
- 9.18** 71%.

Capítulo 10

- 10.2 9 mg/L como CaCO_3 .
- 10.3 862 300 kg/año.
- 10.5 61.5 mg/L como CaCO_3 .
- 10.7 CMFR, $t = 2.6$ h, $V = 4\,286\text{ m}^3$; PFR, $t = 19$ min, $V = 528\text{ m}^3$.
- 10.9 21 m/h.
- 10.13 Tasa de la ley de Chick: $\ln(0.0001) = -0.6092 \times t$, $t = 15$ s.
- 10.15 El producto de Ct es un efecto combinado de concentración de desinfectante y el tiempo de contacto para lograr cierto nivel de inactividad para un microorganismo dado; los *adenovirus* y *calicivirus* son más fácilmente inactivados por el cloro libre; el *C parvum* es el más difícil de inactivar.
- 10.18 a) 52 650 m^2 ; b) 64.4 $\text{L}/\text{m}^2\text{-h}$; c) número de fibras de membrana para la planta = 7 018 013, número para cada módulo = 3 119.
- 10.23 Tamaño efectivo = 0.43 mm, coeficiente de uniformidad = 2.74
- 10.25 $K = 5.77 (\text{mg/g})(\text{L}/\text{mg})^{1/n}$, $1/n = 0.6906$.

Capítulo 11

- 11.3 60.8 m^3 .
- 11.4 583 m^2 , 27.2 m, 1 749 m^3 , 1.2 h.
- 11.5 Ambos criterios cumplen con el tiempo de detención de 2 horas.
- 11.7 a) $V = 4.2 \times 10^6$ L; b) 2.9 h; c) 4 515 kg/día; d) el SRT se reducirá; e) 0.97 lbs BOD/lbs MLVSS-día; f) 4 días.
- 11.9 Alto, menor, saturado, bajo, bajo, aumentado, aumentado.
- 11.11 pobre debido al SVI = 300 mL/g.
- 11.15 $V = 1\,640\text{ m}^3$; tiempo de retención = 1.1 h.
- 11.18 6.8 m.

Capítulo 12

- 12.3 Los Estándares de Calidad del Aire Ambiental Nacional son límites basados en la concentración que no pueden excederse sin disparar impactos a la salud y penalizaciones regulatorias en la región. Hasta el año 2008, los contaminantes NAAQS incluían Pb, CO, NO_2 , SO_2 , O_3 , PM.

- 12.7** Solución específica del estudiante; sin embargo, los factores que influyen en el AQI podrían incluir actividad de emisión de contaminantes, estabilidad de la atmósfera, clima y transportación de fuentes viento arriba.
- 12.9** Regulatoria: aplicar para un nuevo permiso de emisiones con base en el mercado: comprar créditos de emisiones de dióxido de azufre, voluntaria: establecer un plan para distribuir bulbos compactos de luz fluorescente a los clientes, tecnología de control: utilizar cal en vez de piedra caliza en la unidad de desulfuración de gas de combustión para reforzar la eficiencia de captura.
- 12.11** 1.1 toneladas de CO_2 /acre-año.
- 12.13** a) $q = 7.1$ s, así es que sí, el diseño es suficiente para el límite de tiempo microbiano mínimo; b) 75 m^2 .
- 12.15** Series.
- 12.17** 66 mg/m^3 .
- 12.19** 400 m^2 .

Capítulo 13

- 13.5** a) Ciudad 2, $0.69 \text{ kg/persona-día}$ comparados con $0.54 \text{ kg/persona-día}$ para la ciudad 1; b) 32.8% ; c) 31.1% .
- 13.7** 4 295 L.
- 13.8** $0.96 \text{ kg O}_2/\text{kg}$ de desperdicio seco inicial.
- 13.9** Biodegradación lenta, $t_{90\%} = 33$ años; biodegradación rápida, $t_{90\%} = 10$ años.
- 13.11** Específica para la ubicación de los estudiantes.
- 13.13** La opción 1 debido a que $V_s/V_f = 0.114$.
- 13.14** $695\,323 \text{ m}^2$.
- 13.15** \$740 740.
- 13.20** 0.30 kg .

Capítulo 14

- 14.7** a) $68.1 \text{ BTU/grados día}$; b) $170.7 \text{ BTU/grados día}$.
- 14.9** Anchorage: 569 673 BTU, Winslow: 73 710 BTU, Yuma: 0 BTU.
- 14.16** 6°C .

Créditos de fotos de inicio de capítulos

Capítulo 1: iStockphoto

Capítulo 2: Tony Freeman/PhotoEdit

Capítulo 3: PhotoDisc, Inc./Getty Images

Capítulo 4: Terrance Emerson/iStockphoto

Capítulo 5: Derek Dammann/iStockphoto

Capítulo 6: Andrea Gingerich/iStockphoto

Capítulo 7: Andreas Weber/iStockphoto

Capítulo 8: Charles Taylor/iStockphoto

Capítulo 9: Anantha Vardhan/iStockphoto

Capítulo 10: GIPhotostock/Photo Researchers, Inc.

Capítulo 11: Marcus Clackson/iStockphoto

Capítulo 12: Marcus Lindstrom/iStockphoto

Capítulo 13: Stephanie DeLay/iStockphoto

Capítulo 14: Jeremy Edwards/iStockphoto

Índice

A

- Abiótico, 159-161, 186, 205, 348
- Absorción, 61, 76-89, 136, 137, 161, 205, 207, 233, 234, 237, 244, 450-452, 553, 558, 559
- Acceso (transportación), 634, 656-661, 667-669
- Acero, 19, 44, 506, 596, 639, 643
 - Inoxidable, 445
 - Reforzado, 19, 506, 641
- Ácido, 38, 39, 53, 60, 61, 68-74, 179, 192, 200-202, 204, 217, 412, 414, 419, 501, 589, 607
- Actividad, 53-60
- Acuífero, 76, 81, 87, 150-152, 243, 247, 343-348, 355-357
- Confinado, 151, 152, 355
 - No confinado, 151-152, 355-356
- Administración de la Salud y Seguridad Ocupacional (OSHA), 531, 539, 540, 551
- Adsorción, 61, 76-89, 205, 396, 400, 404, 405, 409, 411, 432, 450-453, 507
- Advección, 139, 140, 344-347
- África, 7, 11, 12, 89, 150, 181, 208, 228, 347, 359, 360, 403, 590-591
- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. *Ver*
- Agencia de Protección Ambiental (EPA)
- Agencia de Protección Ambiental (EPA), 2, 45, 205, 220, 279, 310, 530, 531, 589, 590, 662, 663
- Agregados, 19, 272, 337, 338, 596, 639, 640, 646
- Agua
 - Acceso al, 8, 9, 11, 12-14
 - Acuíferos, 76, 81, 87, 150-152, 243, 247, 343-348, 355-357
 - Agua pluvial, 237, 324, 331, 333-342, 373, 379-380, 461, 508, 509, 511, 634
 - Agua porosa, 87, 150, 355
 - Agua subterránea, 14, 20, 53, 56, 78, 91, 97, 105, 143, 147, 148, 150, 152, 179, 215, 220, 240, 243-255, 297, 311, 332, 333, 337, 339, 343-348, 355, 356, 357, 358, 361, 362, 363, 364, 366, 367, 379, 380, 398-405, 441, 448, 453, 454, 628, 670
 - Aire y, 60, 61, 65-68, 538, 558, 562, 564
 - Alimentos y el, 189-190
 - Arsénico y el, 398, 403-404
 - Asentamiento discreto de partículas, 150, 422-425, 487
 - Asentamiento floculante y el, 422
 - Bioswales y el, 334, 342
 - Calentamiento global y el, 17, 367
 - Carga global de enfermedades y el, 11-12, 405
 - Celdas de biorretención y el, 125, 161, 333, 334, 338-343
 - Coagulación, 408-417
 - Coagulantes y el, 296, 297, 405, 410-415, 473
 - Coliformes totales, 405
 - Color, 397-399
 - Conflicto y el, 12-14
 - Conservación, 397, 463, 480, 484, 485, 500, 634
 - Constituyentes disueltos, 399-400, 402, 408, 409, 443, 446, 447
 - Constituyentes microbianos, 405-406
 - Criptosporidium, 398, 399, 406, 429, 448, 453
 - Cuestiones asociadas con la fuente, 363
 - Demanda
 - Factor de demanda, 373-376
 - Previsión, 380-385
 - Segmentos desagregados, 381
 - Demanda municipal de agua, 368-385
 - Densidad, 29, 36, 319, 320
 - Desinfección, 434-442, 498
 - Desinfectantes, 434-440
 - Enfoque Ct, 439-440
 - Ley de Chick, 434, 438, 439
 - Disponibilidad, 358-359
 - Disposición del sistema, 386, 387
 - Distribución, 14, 276, 369, 370, 372-375, 378-380, 385-391, 405, 434, 437, 642
 - Doctrina de la custodia de los bienes comunes y el, 7
 - Dureza, 42, 43, 76, 397, 401, 402, 418-422
 - Dureza carbonatada y el, 418-422
 - Dureza no carbonatada y el, 418-422
 - Eliminación de nutrientes, 493-498
 - Energía y, 132-134, 150, 454, 502, 511
 - Energía incorporada y el, 397, 454
 - Enfermedades y el, 405
 - Entorno urbanístico y el, 20, 629, 632, 634, 643
 - Escasez, 12-14, 216, 217, 367-368
 - Etapas de ciclo de vida del, 454
 - Everglades, 329-330
 - Factor de bioacumulación y el, 205-206
 - Factor de bioconcentración y el, 205-206
 - Factor pico (PF), 374, 375

- Filtración, 429
 - Carbono activado en polvo, 412, 450-452
 - Carbono granular activado, 432, 450, 453
 - Fibras huecas, 444, 445, 449
 - Filtración lenta de arena, 429-433
 - Microfiltración, 443-449, 454, 489
 - Nanofiltración, 404, 443-444, 447
 - Ósmosis inversa, 400, 404, 409, 443-444, 446, 447, 500
 - Pérdida de carga de cama limpia, 431
 - Procesos de membrana, 408, 443-450, 489, 490
 - Rápida, 429
 - Retrolavado, 430-433, 447
 - Tasa de retrolavado, 431
 - Tasa de flujo, 443, 449-450
 - Tasa alta, 429
 - Ultrafiltración, 443-446, 449, 452, 453
- Floculación y el, 149, 399, 408-417, 419, 473, 487
- Flujo de incendios necesario, 378
- Flujo no medido, 378
- Fuerzas de van der Waals y el, 53, 78, 410, 451
- Giardia, 398, 399, 406, 429, 440, 448
- Gradiente de velocidad de media cuadrática (RMS) y el, 414
- Huella, 358-360
- Lavado, 496
- Ley de agua limpia, 327, 463
- Liderazgo en energía y diseño ambiental (LEED) y el, 634
- Lixiviados, 604, 607-609, 611-613, 617
- Lodo activado de desperdicio, 477, 490, 501
- Medición de sólidos, 44-46
- Mejorada, 410
- Meta del máximo nivel de contaminantes (MCLG), 407-408
- Modelado de demanda, 368-370, 380-385
- Niveles máximos de contaminantes (MCL), 407-408
- Objetivos de modelaje para la demanda de agua, 368
- Organismos indicadores, 405
- Palatabilidad, 397
- Partículas en el, 398-400, 422
- Patógenos en el, 405, 408, 463-464, 466
- Pavimento permeable y el, 334, 337
- pH del, 71-73
- Potabilidad, 397
- Proceso de modelaje para calcular la demanda de agua, 370
- Proceso de suavización de sosa-cal, 418-422
- Protección contra incendios, 368, 369, 377, 378
- Prueba de jarras y el, 412, 413, 420, 452, 607-609
- Química verde y el, 270
- Químicos emergentes de preocupación, 398, 405, 463, 464
- Reclamación del agua, 365-366, 500
- Reclamación satelital, 366, 500
- Resolución de conflictos del agua, 12-14
- Reutilización, 365, 366, 381, 397, 464, 465, 500
- Sabor, 397, 399, 400, 401
- Servicios del ecosistema y el, 204-205
- Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES), 463
- Tasa de desbordamiento, 426-428, 473-475, 486
- Tasas de flujo de diseño, mínimos y máximos, 371, 374-375, 386, 387-389, 391
- Tensión, 13-14, 367
- Tratamiento de agua residual, 460-517
 - Aireación, 498-499
 - Biorreactores de membrana, 489, 492, 500
 - Preliminar, 465, 466-472
 - Lodo, 500-506
 - Primario, 472-475
 - Secundario, 475-489
 - Procesos de crecimiento adjunto, 492-493
 - Sistemas de tratamiento natural, 506-511
- Turbiedad, 398-399, 490
- Uso casero del, 364, 377
- Uso eficiente, 365
- Uso industrial, 359, 360, 362, 368, 381, 461, 642
- Variación en los flujos, 373
- Velocidad crítica de asentamiento de partículas, 426-427
- Agua potable, 396-459
 - Calidad del agua en lagos y reservas, 319-328
 - Demanda, 537
 - Distribución, 276, 385-391
 - Fuentes, 358-366, 500
 - Tratamiento, 408-453
- Agua residual
 - BOD, 46, 97, 98, 190-192, 194-201, 469-470, 473-478
 - Coefficientes de biocinética, 175, 176, 480

- Doméstica (municipal), 163, 174, 176, 192, 198, 323-325, 366, 379, 380, 384, 385, 460-517
- Efectos de la temperatura, 97-98
- Eliminación de nitrógeno, 203, 464, 466, 484, 486, 493-497, 502, 506, 507, 510, 511
- Municipal, 113, 125, 174-176, 192, 197, 201, 203, 323-325, 461-464, 474, 493, 497, 500, 504, 506, 598, 611, 612, 618, 643
- Recolección, 204, 369, 379-380, 385-389
- Tasas constantes, 176, 481
- Tasas de generación, 371-372
- Trama alimentaria, 476
- Tratamiento, 464-517
- Uso de balances máxicos, 477-480
- Agua subterránea
 - Contaminantes, 343, 344-347
 - Flujo, 143, 147, 150-152, 251, 344-346
 - Remediación, 243, 348
- Albedo, 663-664, 666
- Alcalinidad, 42, 71-73, 94, 412-414, 418-422, 436, 437, 448, 495, 611
- Aire ambiental, 279, 518, 519, 521, 527, 537, 538, 553-555, 557
- Aireación extendida, 486-489
- Ambientes interiores, 53, 216, 219, 518, 519, 521, 526, 532, 539, 551, 635, 636
- Análisis de inventario, 272-275
- Análisis de reactor, 113-127
- Anóxica, 185, 203, 403, 496, 507, 508
- Árboles, 12, 202, 337, 342, 542, 630, 648, 649, 658, 660, 663, 666, 670
- Arenilla, 429, 460, 465-468, 579
- Asentamiento
 - Determinación de eficiencia de eliminación, 428, 486-489
 - Discreto, 150, 422-423, 426, 428
 - Floculante, 422
 - Gravitacional, 148-150, 422-429, 538
 - Lodo activado, 466, 473-475, 476, 484, 486-490, 502, 509, 510, 512
 - Obstaculizado, 487
 - Por compresión, 428-429, 487-488
 - Tanque, 426, 428, 473, 482, 487
- Asentamiento de partículas
 - Asentamiento discreto de partículas, 150, 422, 428
 - Asentamiento floculante, 422
 - Asentamiento Tipo I, 428-429
 - Asentamiento Tipo II, 428-429
 - Asentamiento Tipo III, 429
 - Ley de Newton y el, 423-425
 - Ley de Stokes y el, 148-150
 - Número de Reynolds (Re), 146, 148, 423-425, 428
 - Velocidad crítica de asentamiento de partículas, 426
- Atenuación natural, 348, 612
- Atmósfera, 519
 - Composición, 34
 - Dióxido de carbono, 17, 34, 36, 39, 42-45, 68, 70-72, 106, 109, 131, 137, 138, 163, 185, 193, 194, 201, 262, 270, 290, 291, 295, 296, 361, 419, 479, 495, 501, 502, 508, 520, 548, 551, 558, 597, 604, 607, 640, 641, 656
 - Estratosfera, 99, 100, 522
 - Smog, 22, 98, 199, 275, 533, 668
 - Transporte, 521-524
 - Troposfera, 522
- Autótrofos, 186, 191, 204, 498
- Azoteas verdes, 22, 333-336, 666-667
- Azufre
 - Ciclo, 203-204
 - Dióxido, 32, 280, 361, 530-533, 537, 542, 545, 548, 551, 552, 556, 558, 559
 - Química durante la lluvia ácida, 532, 552
 - Sulfuro de hidrógeno, 70, 94-95, 121, 204, 328, 400-401, 448, 493

B

- Base, 61, 68-73, 419
- Bases equivalentes, 38-40, 284, 502
- Bastidores de barra, 466-467
- Bioacumulación, 22, 205-207, 217, 221, 226, 249, 330
 - Factor (BAF), 207-207
- Bioconcentración, 27, 205, 206, 249
 - Factor (BCF), 205-206
- Biodegradación, 194, 300, 608
- Biodiesel, 163, 469
- Biodiversidad, 4, 22, 179, 180, 204, 205, 208-210, 217, 227, 311, 324, 329, 330-332, 342, 343, 359, 534, 577, 605, 628, 629, 631, 633, 639, 669
- Biofiltración, 493, 559, 560
- Biofiltro, 121, 338, 493, 553, 556, 559-561

Biomasa, 5, 164-178, 186, 205, 206, 293, 326, 473, 476-483, 494, 495, 507
 Biomimetismo, 296
 Biosfera, 159
 Biosólidos (*Ver* lodo), 465, 501-505
 Sólidos Clase A, 504
 Sólidos Clase B, 504, 505
 Bioswales, 334, 342

C

Cadenas alimentarias, 36, 62, 109, 164, 186-190, 203, 205, 206, 223
 Cámaras de empaque, 520, 553, 562, 565-568
 Cambio a otoño, 321
 Cambio a primavera, 320-321
 Capa de ozono, 98-100, 179, 297
 Capacidad de amortiguación, 71-73
 Capacidad de carga, 5, 164, 168-173, 176-177, 354, 389
 Capilar
 Fanja, 355, 356
 Fuerza, 355
 Capital natural, 12, 205
 Carbono activado
 En polvo (PAC), 411, 450-452
 Granular (GAC), 432, 450-453, 500
 Carga (DBO, hidráulica, de sólidos), 429-430, 469-470, 484, 489, 490-492, 493, 508, 511
 Carga de DBO, 310, 469, 470, 484, 642, 643
 Carga hidráulica, 150-152
 Carga máxima total diaria (TMDL), 311
 Carnívoros, 186-188, 203
 Carson, Rachel, 2, 207
 Catalizadores
 Descripción de usos, 90, 100, 200, 223, 556, 557
 Celdas de bioretención, 125, 161, 333, 334, 338-343
 Cemento, 19, 44, 202, 299, 337, 569, 601, 639-641, 642-646
 Cemento Portland, 19, 640-641, 644
 Ciclo del carbono, 201-202
 Ciclo del nitrógeno, 201-203
 Ciclo hidrológico, 201, 332, 355-356
 Ciclón (aire), 553, 562-564
 Ciclos biogeoquímicos, 201-204, 319, 328, 331

Cinética, 53, 89-99, 112, 115, 122, 123, 165, 172, 175-176, 178, 194-196, 314, 316, 396, 434, 460, 478
 Clarificadores. *Ver* Tanques de asentamiento
 Clima
 Emisiones y gases de invernadero, 16, 34, 41-45, 63, 73, 99, 136-138, 163, 195, 330, 495, 501, 502, 505, 551, 555-558, 608, 620, 622, 641, 656
 Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) y. *Ver* Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático
 Y salud humana y, 12, 16
 Cloración, 277, 297, 434-442, 445
 Clorofluorocarbonos (CFC), 100
 Coagulación, 76, 149, 399, 404, 405, 408-418, 428-430, 432, 452
 Código de Registro Federal (CFT), 221
 Coeficiente de actividad, 52, 54-56
 Coeficiente de difusión, 143, 144, 146
 Coeficiente de distribución. *Ver* Coeficiente de partición de tierra-agua
 Coeficiente de partición. *Ver* Coeficiente de partición de tierra-agua
 Coeficiente de partición de tierra-agua, 61, 78, 79, 85-89, 251-254, 347
 Coeficiente de partición de tierra-agua normalizado a carbono orgánico, 78, 79, 86-89, 254
 Coeficiente de partición octanol-agua, 78, 81-84, 254
 Coeficiente de rendimiento, 174-177, 479, 480
 Coeficiente de retardación (Rf), 347
 Coeficientes de biocinética, 175, 176, 480
 Coliforme, 405
 Estándares de agua potable, 405
 Medición, 463, 464, 466, 492
 Combustibles rechazados-derivados, 585, 596, 601, 603
 Compostaje, 268, 302, 338, 339, 462, 493, 494, 503, 505, 559, 576, 577, 580, 581, 589, 591, 597-601, 618, 619, 622, 638, 646, 670
 Compra ambiental preferencial, 304
 Compuestos conservativos, 112, 113
 Concentración
 Coliformes, 463-464, 466, 492
 Constituyentes comunes, 38, 41-44, 164
 Equivalentes, 38-40
 Masa/masa, 27-29
 Masa/volumen, 29, 30, 108, 110, 114
 Mol/volumen, 37-38

- Normalidad, 38-40
- Presión parcial, 33-37, 59, 61-64, 71, 72, 314, 315
- Sólidos (partículas), 44-47, 464, 466, 475-476
- Volumen/volumen, 30, 33
- Concentración aparente, 53, 58
- Concentración de referencia (RfC), 230, 236
- Concentración efectiva, 225
- Concentración letal media, 225
- Concentración química, 27, 53-59, 93, 110, 122, 168, 215, 252, 347
- Concentración total de partículas suspendidas (TSP), 45, 531, 533, 535-537
- Concreto, 19, 20, 22, 333, 334, 337, 342, 403, 494, 506, 579, 596, 640, 641, 644-646, 648, 654, 656, 663, 666, 670
- Condiciones de canal abierto, 387
- Condiciones de estabilidad, 524-525
 - Estables, 524, 525
 - Inestables, 524, 525
 - Neutrales, 524, 525
- Conductancia específica, 54
- Conductividad hidráulica, 150, 152, 344-346
- Consecuencias no pretendidas, 292
- Constante de disociación del agua, 68-70
- Constante de equilibrio, 59-89
- Constante de gas, 30, 31, 58, 97
- Constante de gas universal, 30-31, 58, 97
- Constante de saturación media, 171, 172, 177
- Constituyentes comunes, 38, 41-44, 164
- Construcción, 19, 20, 218, 221, 266, 327, 378, 380, 512, 542, 579, 580, 595, 596, 601, 604-606, 613, 614, 617, 626, 628, 631, 633-637, 642-647, 649, 653, 661, 666
- Consumidores
 - Primarios, 186, 187, 189
 - Secundarios, 186, 189
- Contaminantes
 - Arsénico, 222, 398, 403-404, 408, 450, 452
 - Contaminantes peligrosos del aire, 520, 537-539, 548, 553, 554, 556
 - Dióxido de azufre, 32, 280, 361, 530-533, 537, 542, 545, 548, 551, 552, 556, 558, 559
 - Dióxido de nitrógeno, 280, 530-533, 542, 544, 551, 552, 556, 588, 642
 - Materia de partículas, 44-46, 279, 280, 408, 410, 437, 442, 473-477, 521, 530, 531, 533, 535-537, 538, 539, 542, 543, 548, 549, 552, 602
 - Monóxido de carbono, 30, 93, 111, 279, 280, 530-533, 539, 542, 548, 549, 557
 - Ozono, 34, 44, 98-100, 137, 275, 279, 297, 303, 500, 520, 522, 530-535, 539, 542, 555, 663
 - Plomo, 12, 206, 207, 222, 280, 303, 398, 401-404, 530, 531-533, 537, 538, 554
- Contaminantes del aire interior, 539
- Contaminantes orgánicos persistentes, 18, 22, 62, 86
- Contaminantes prioritarios, 461
- Corredor de vida salvaje, 632
- Costo del ciclo de vida, 284-290
- Crecimiento
 - Capacidad de carga, 5, 164, 168-173, 176, 177, 354, 389
 - Etapas de crecimiento en el cultivo por lotes, 175-177
 - Exponencial, 165-169
 - Logístico, 168-171
 - Monod, 171-174
 - Población humana, 3, 4, 7, 9-10, 34, 138, 139, 164-165, 178-182, 628, 657
 - Relación con el sustrato, 171-178
- Crecimiento adjunto, 475, 492, 493
- Crecimiento inteligente, 21, 263, 662, 667-669
- Crecimiento limitado de recursos, 165, 171-173
- Crecimiento lineal (demanda de agua), 381-383
- Cuenca de aireación. *Ver* Tanque de aireación
- Culminación de obra, 381-383
- Cumbre de la Tierra, 7
- Cumbre Mundial para el Desarrollo Sustentable, 7
- Curva de hundimiento de oxígeno disuelto, 312, 317-319
- Curva de respuesta a la dosis, 225, 235-236, 240

D

- Dam (Comisión Mundial de), 361
- Dar el tamaño correcto a los edificios, 647-649
- DBO. *Ver* Demanda de oxígeno y Demanda bioquímica de oxígeno
- Decaimiento de orden cero, 92, 112
- Declaración de Estocolmo, 4-5
- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO), 46, 97, 98, 190-192, 194-201, 469-470, 473-478
- Demanda de oxígeno carbonáceo, 190-194
- Demanda de oxígeno nitrogenoso, 196-199
- Demanda de oxígeno químico (COD), 46, 97, 98, 158, 174, 190, 200

Demanda teórica de oxígeno, 190, 192-194
 Depuradores, 520, 553, 558, 559, 562-565
 Desalinización, 362-364, 448
 Desarrollo de bajo impacto, 125, 324, 332-343, 666, 667
 Desarrollo sustentable, 1-22, 44, 182, 596, 622
 Comisión Mundial de las Naciones Unidas sobre, 7
 Desbordamiento de alcantarillado combinado, 379-380, 498, 642
 Descarga específica, 150, 152, 345
 Desecho (desperdicio sólido), 577-579, 585, 591, 592, 594, 597, 602, 617, 619, 626, 635, 640, 642-646, 648
 Deshidratación, 409, 410, 419, 503, 504, 512
 Desinfección. *Ver también* Agua, desinfección, 434-442
 Cinética, 434-441
 Métodos, 434
 Desnitrificación, 202-203, 490, 495, 496-497, 507-508, 510
 Desoxigenación, 311-313, 316-318
 Desperdicio
 Almacenaje, 577, 594
 Contenido de humedad, 586-588, 598, 600, 601, 609
 Desperdicio a energía. *Ver* Desperdicio, incineración
 Densidad, 585, 594, 596, 614, 617
 Desecho, 344, 577, 578, 679, 591, 592, 594, 597, 600, 601, 602
 Escombros de construcción y demolición, 20, 577-579, 580, 595, 596, 604, 643-646
 Estación de transferencia, 577, 584, 589, 590, 592-594
 Generación, 269, 270, 295, 577, 580-588, 592, 606
 Incineración, 228, 237, 268, 276, 466, 503, 533, 545, 556, 577, 580, 585, 601-604, 618, 619, 622
 Manejo de desperdicios sólidos, 266, 268, 576-625
 Minimización, 265, 266, 636
 Peligroso, 220-227, 264, 344, 504, 578, 579, 588-590, 601, 602, 604, 608, 612, 618, 645
 Putrescible, 578, 582
 Reciclaje, 265-268, 271, 272, 276-281, 488, 577-578, 580, 581, 591, 592, 594-597, 618, 635, 636, 638, 644-647, 662
 Recolección, 577, 587, 590-591, 542-596
 Reducción, 619-620
 Reutilización, 260, 266, 271, 283, 300, 303
 Separación de fuentes, 597, 598, 618, 619
 Sólido municipal, 44, 268, 565, 579-586, 592, 601-604, 618
 Vertedero, 578, 585

Desperdicios refractarios, 201
 Diagrama de curva causal, 290-292
 Difusión, 91, 105, 111, 140-147, 346, 498, 508
 Molecular, 140-146
 Digestión aeróbica, 501
 Digestión anaeróbica, 73, 267, 465, 501-503
 Digestor, 73, 465, 469, 501-505, 618
 Dióxido de carbono disuelto, 68, 71
 Dióxido de nitrógeno, 280, 530-533
 Diseño
 Criterio, 261-262
 Del entorno urbanístico, 626-631, 633-639, 646-649, 653-655, 660-662
 Para el desensamblaje (DfD), 299, 300
 Para el medio ambiente (DfE), 268-269
 Sensible al contexto, 629-631
 Diseño de cero desperdicio, 266, 622
 Dispersión, 78, 139-143, 146-148, 344, 346-347, 522, 525
 Dispersión mecánica, 147-148
 Dispersión turbulenta, 140, 146-147
 Disruptores endocrinos, 18, 22, 217, 223, 224, 234, 282, 366, 463, 464
 Distancia crítica, 317-319
 Doctrina de la custodia de los bienes comunes, 7
 Dosis, 223-226, 229-236, 240-243, 245-250, 402, 405, 411, 413, 435, 439
 Letal media, 225
 Dosis de referencia (RfD), 230, 235-236, 245-248
 Dureza, 42, 43, 76, 204, 363, 396, 397, 401, 402, 418-422, 432, 447, 611

E

Ecodiseño, 268
 Ecoeficiencia, 265
 Ecoetiqueta, 303-304, 621
 Ecología, 160-164, 173, 478, 488
 Ecología industrial, 264-268, 299
 Ecosistemas
 Estructura, 159-164, 208, 210
 Flujo de materiales, 201-204
 Función, 3, 11, 159-164, 205, 210
 Salud, 204-207
 Ecotono, 327
 Ecotoxicología, 230

- Ecuación de Arrhenius, 97, 98
- Ecuación de IPAT, 158, 180-182
- Ecuación del flujo, 469-472
- Edificio verde, 526, 633-636
- Edificios, 632-639
 - Balance de calor, 626, 650
 - Balance de energía, 649-654
 - Componentes, 633
 - Eficiencia de energía, 649-658
 - Ganancia solar pasiva, 654
 - Paredes térmicas, 649-656
 - Pérdida de calor, 650-654
- Efecto invernadero, 109, 136-138
- Efecto umbral, 235
- Efectos bióticos, 159
- Eficiencia, 18, 21, 22, 297-298, 364, 365, 380, 647-658
- Einstein, Albert, 3, 21
- Electrón
 - Donador, 61, 74, 185, 190, 191, 347, 495
 - Receptor, 61, 74, 184-186, 191, 347, 348, 495-497
- Emisiones
 - Monitoreo continuo de emisiones, 545-546, 556
- Emisiones de gas de invernadero, 16, 42-45, 63, 502, 558, 608, 620, 656
- En depósito (compostaje), 598
- Energía
 - Balance, 129-138, 201, 299, 626, 650, 663-665
 - Cinética, 130-131, 144
 - Clasificación, 131, 160-161
 - Clima, 14-18, 139
 - Comprendida, 19, 397, 454, 643-644
 - Consumo, 1, 14-16, 165, 291, 390, 449, 464, 512, 642, 643
 - De activación, 59, 97
 - Libre, 53, 57-59, 70, 183-184
 - Libre de Gibbs, 57-59
 - Recuperación, 220, 300, 447, 448, 577, 580, 587, 609
 - Y agua, 418, 453-454, 511-513
- Enmiendas a la ley de aire limpio (CAAA), 530-531, 551, 552
- Entorno urbanístico, 9, 18-20, 22, 63, 209, 237, 271, 276, 294, 332-333, 335, 348, 626-628
 - Crecimiento inteligente, 21, 263, 662, 667-669
 - Extensión, 20, 237, 330
 - Isla de calor urbano, 20, 22, 333-337, 634, 663-668
 - Urbanismo nuevo, 21
- Enzimas, 172, 495, 501
 - Interacciones, 217, 222
- Epidemiología, 230-232
- Epilimnion, 319-320
- Equilibrio, 37, 53, 57-79, 81, 85-89, 144, 145, 251, 253, 291, 293, 314, 347, 420, 436, 498
 - Ácido-base, 68-71
 - Cociente de reacción, 58-59
 - De sorción, 76-89
 - De volatilización, 60-64
 - Efecto de la temperatura en el, 59, 66
 - Local, 58
 - Oxidación-reducción, 73-75
 - Precipitación-disolución, 75-76
- Equilibrio aire-agua, 52, 60, 61, 65-68, 314-315
 - Interfaz, 144-146
- Equivalente de dióxido de carbono, 26, 42-44
- Equivalentes de carbono, 42-43
- Espacio verde, 333-334, 340, 342, 509, 534, 627
- Especies exóticas invasoras, 4, 209, 210
- Espuma (agua residual), 488
- Estación de bombeo, 369, 379, 386, 389-391
- Estación de transferencia, 577, 592, 594
- Estado de oxidación, 74-75
- Estado estable, 108-110, 112-119, 121, 132, 137, 138, 356, 547, 607
- Estado no estacionario, 108-110, 112-114, 116, 119
- Estándares nacionales de calidad del aire ambiental, 279-280, 531-537
- Estanques de estabilización, 506-508
- Estanques de oxidación, 506-509
- Estratificación de invierno, 321
- Estratificación de verano, 319-321
- Estratificación térmica, 319, 321
- Estratosfera, 99-100, 522
- Ética, 182, 210, 227-229
- Ética del suelo, 210
- Eucariotas, 160
- Eutrófico, 322-326
- Eutrofización, 14, 203, 319, 322-326, 463, 464
- Eutrofización cultural, 323-324
- Evaluación de impacto, 272, 275, 281, 282
- Evaluación de respuesta a la dosis, 229-236, 240, 245-246
- Evaluación del ciclo de vida, 191, 260, 263, 268-283
- Evapotranspiración, 333, 338, 356, 357, 359, 663

Exposición, 215-218, 220, 222-253, 264, 269, 282, 283, 436, 439, 498, 504, 506, 511, 520, 526, 528, 530, 532-534, 537-541, 604
 Evaluación, 229, 230, 236-240, 243, 248-250
 Vías, 224

F

Factor de emisión, 545, 546, 548-550
 Factor de incertidumbre (UF), 236, 245-246
 Factor de pendiente, 230, 235, 241-246, 249, 250
 Factor E, 297-298
 Fase de crecimiento endógeno. *Ver* Fase de crecimiento muerto
 Fase de crecimiento muerto, 176, 485-486
 Fermentación, 185, 191, 501, 507, 508
 Fijación del nitrógeno, 201-202
 Filtración, 429-433
 De arena, 429-433
 Rápida, 429-431
 Filtro percolador, 492-493, 507
 Filtros de barra, 466-467
 Final y CBOD, 190, 194-199, 311, 313-314, 317-319
 Floculación, 149, 399, 408-417, 419, 473, 487
 Florida Everglades, 329-330
 Flotación, 469
 Flujo
 Densidad de masa-flujo, 140-145
 Flujo advectivo, 140, 141
 Flujo de energía, 132, 133, 137, 319
 Flujo base, 356, 357
 Flujo de incendios necesario. *Ver* Demanda de agua, flujo de incendios necesario, 524, 525
 Flujo de masa, 106, 107, 109-112, 118, 124, 132, 140, 142, 310
 Flujo de materias primas, 19, 639
 Flujos de clima húmedo, 379-380
 Influjos, 368, 379, 380, 384, 385, 390
 Flujos de materiales, 18-19, 161, 291-204, 632, 640-643
 Fósforo, 41, 113-115, 141, 171, 203, 267, 310, 319, 321-326, 329, 464, 466, 473, 493, 497-498, 504, 506, 668
 Ciclo, 203
 Concentraciones típicas, 41
 Efecto en la calidad del agua, 321-324

Eliminación en el tratamiento de aguas residuales, 466, 473, 493-498, 506
 Se forma en el agua, 41
 Fotosíntesis, 3, 98, 109, 138, 161, 182-183, 184, 186, 191, 192, 198, 201, 507, 508
 Fotosíntesis artificial, 182-183
 Fracción fija y volátil, 44-47
 Fracción de mol, 30-32, 35, 53, 59, 63, 65
 Fuente fotosintética, 181-184
 Fuerza iónica, 52, 54-56, 411

G

Gasificación, 618
 Gases de invernadero, 34, 41-45, 99, 136-138, 163, 273, 460, 495, 502, 505, 551, 555, 641
 Geometría de calles y edificios, 663, 665-667
 Gradiente hidráulico, 150-152, 345
 Grado-día, 650-654

H

Herbívoros, 186, 203
 Heterótrofos, 161, 186, 191
 Hidrocarburos policíclicos aromáticos
 Coeficiente de partición de tierra-agua, 77, 79, 85-89
 Coeficiente de partición octanol-agua, 81-83
 Hidrocarburos reactivos, 534
 Hidroenergía, 360-361
 Hidrología, 333, 355, 629, 662, 664
 Hidroperiodo, 327, 331
 Hilera (compostaje), 598
 Hipolimnion, 319-322
 Huella ecológica, 180-182, 358-359
 Humedal de agua superficial libre (FWS), 509, 510
 Humedal de flujo de superficie. *Ver* Humedal de superficie de agua libre
 Humedales, 20, 309, 324, 326-332, 508-511, 628
 Construidos, 161, 330-331, 508-511
 Función, 328-330
 Humedal de superficie de agua libre (FWS), 509, 510
 Tipos, 327-328

- I**
- Indicadores de contaminación, 279, 530-537, 554
 - Índice de calidad del aire, 553-555
 - Ineficiencia de transferencia de energía, 187-189, 206
 - Ingeniería verde, 218, 229, 260-308, 408, 464, 551, 557, 589
 - Inherencia, 269-270
 - Instalaciones de recuperación de materiales, 577, 581, 589, 594-597, 618, 619
 - Instituto Nacional para la Seguridad y Salud Ocupacional (NIOH), 531
 - Intangibles en la ingeniería verde, 290
 - Intercambio iónico, 363
 - Interés, 284-290
 - Inventario de liberación de tóxicos (TRI), 18, 220, 640
 - Inversiones, 524-526, 531
 - Inversionistas, 237, 238, 290, 380, 501, 602, 606, 619, 620, 630, 631, 636, 637, 668
 - Isla de calor, 20, 22, 333, 334, 335, 337, 663-667
 - Urbano, 20, 22, 333-335, 337, 634, 663-667, 668
 - Isotermo, 78-81
 - De Freundlich, 78-81
 - Lineal, 78-80
- J**
- Jardín de lluvia, 338-342
 - Jerarquía de prevención, 265-266, 578
 - Justicia ambiental, 21, 227-229, 237, 361, 577, 605, 606, 626
- L**
- Lábil, 196
 - Lago
 - Agua dulce en, 358, 362
 - Balance másico en, 106-110
 - Calidad del agua en, 319
 - Contaminación en, 35, 41, 63, 73, 91, 94, 95, 113, 129, 144, 203, 206, 223
 - Difusión molecular, 144-146
 - Ecosistemas, 159-161
 - Estratificación, 319-322
 - Eutrofización, 322-324
 - Limitación de nutrientes y estado trófico, 322-324
 - Manejo del lago Tahoe, 319
 - Materia orgánica en, 185, 186
 - Oxígeno disuelto en, 315
 - Restauración y manejo, 324-326
 - Sucesión, 323
 - Tiempos de retención para los Grandes Lagos, 128
 - Laguna facultativa, 507-508
 - Lagunas, 161, 184, 506-508, 512, 513
 - LC50. *Ver* Concentración letal media
 - LD50. *Ver* Dosis letal media
 - Leopold, Aldo, 210
 - Ley de agua limpia, 310-311, 327, 463
 - Ley de aire limpio (CAA), 2, 279, 530-531, 551, 552, 555
 - Ley de Chick. *Ver* Desinfección del agua, Ley de Chick
 - Ley de conservación de la masa, 56-57, 106, 130
 - Ley de control de contaminación del agua, 2, 463
 - Ley de Henry, 61, 65-68, 82, 83, 86-89, 135, 144, 145, 314, 315, 560
 - Ley de Darcy, 143, 150-152, 345
 - Ley de especies en peligro, 2, 207, 209
 - Ley de Fick, 141-143, 145-147
 - Ley de gas ideal, 30-33, 35, 64, 67-68, 87-89, 603-604, 610
 - Ley de Newton, 423-425, 467
 - Ley de OSHA, 539
 - Ley de planeación de emergencias y derecho al conocimiento de la comunidad de 1986 (EPCRA), 220, 640
 - Ley de prevención de 1990, 220, 265, 578, 589
 - Ley de Raoult, 63, 65
 - Ley de recuperación y conservación de recursos (RCRA), 221, 578, 589, 604
 - Ley de Stokes, 148-150, 423-425, 427-428, 467, 487
 - Ley de tasa, 89-91
 - Ley federal de control de contaminación del agua de 1972. *Ver* Ley de agua limpia
 - Ley nacional de protección ambiental (NEPA), 2
 - Licor mezclado, 475, 476, 490, 496
 - Sólidos suspendidos (MLSS), 475
 - Sólidos volátiles suspendidos (MLVSS), 476
 - Liderazgo en energía y diseño ambiental (LEED), 634
 - Certificación, 634
 - Profesional acreditado por LEED, 633-636
 - Límite de dosis, 235
 - Límites de crecimiento, 5-6, 179
 - Límites de exposición permitidos (PEL), 539, 540
 - Líquidos de fase no acuosa (NAPL), 344
 - Lluvia ácida, 68, 72-74, 436, 437, 498, 552

Lodo. *Ver también* Biosólidos

Activado, 161, 178, 475-492, 496-500, 512, 599

Activado convencional, 161, 461-492, 496-500

Activado de desperdicio, 477, 490, 501

Activado de regreso, 477, 489, 490, 498

Deshidratado, 503-504

Desperdicio de, 478, 480, 483, 490

Digerido, 502, 563

Edad. *Ver* Tiempo de retención de sólidos

Estabilización, 500-501

Índice de volumen (SVI), 488

Los límites del crecimiento, 5-6, 179

M

Macrocontaminantes, 310

Malthus, Thomas, 178-179

Manejo de calidad total, 294

Masa

Balance, 88, 106-129, 164-165, 174, 252-255, 309,
313-317, 460, 477-480, 504, 518, 529-530, 545-547,
576, 649-650

Concentración, 27-30

Porcentaje por masa, 28, 29

Partes por billón, 27, 30

Partes por millón, 27, 30

Partes por millón por volumen, 30

Partes por trillón, 27, 28

Flujo, 106, 107, 109-112, 118, 124, 132, 140, 142,
310

Procesos de transportación, 138-152

Tasa de acumulación, 107-110

Unidades de concentración, 27-30

Materia de partículas, 44-46, 279, 280, 408, 411, 437, 442,
473-477, 520, 521, 530, 531, 533, 535-537, 538, 539,
542, 543, 548, 549, 552, 602

Materia orgánica, 13, 46, 47, 77, 174, 175, 185, 186, 190-198,
200, 268, 310, 316, 321-324, 327, 329, 397, 398, 399,
404, 405, 436, 437, 444, 447, 464, 475-478, 493, 499,
501, 505, 597, 598

Materiales de construcción, 639-644

Tradicionales, 643, 644

Materiales tradicionales de construcción, 643

Adobe, 644

Embalajes de paja, 644

Tierra, 644

Tierra apisonada, 644

Mediciones directas, 545-546

Membrana

Biorreactor, 489-492, 500

Desempeño, 405, 448

Fibra hueca, 444, 445

Filtración, 429, 444

Geomembrana, 612-613

Operación, 404, 443, 446, 447-449

Procesos, 409, 443-450

Selección, 429, 443, 446-448

Tipos, 443-444

Mesa de Recursos del Aire de California (CARB), 531

Metabolismo urbano, 641-643

Metalimnion, 319-320

Metales

Arsénico, 222, 270, 344, 398, 403, 404, 408, 450, 452

Concentraciones típicas en el agua, 398, 407-408

Mercurio, 63, 204-207, 209, 226, 274, 303, 330, 398, 403,
408, 464, 602

Plomo, 12, 206, 207, 222, 280, 303, 398, 401, 404, 530, 531-
533, 537, 538, 554

Metanogénesis, 185, 501-502

Metas de desarrollo del milenio, 7-9

Metilación, 63

Método de pendiente de Thomas, 197

Microhidroenergía, 361

Microorganismos, 46, 73, 90, 91, 151, 160-164, 174, 177,
190-192, 194, 196, 198, 205, 328, 334, 398, 405-406,
464, 475-476

Y desperdicios, 597, 607

Mitigación compensatoria (humedales), 327, 330, 331

Mitigación con base en el ecosistema, 630

Modelo de Crecimiento Exponencial, 165-169

Modelo de Monod, 171-173, 478

Modelo de Streeter-Phelps, 317

Modelo logístico de crecimiento, 168-171

Modelos de crecimiento, 165, 167-171, 178-179

Modelos de proceso, 545-548

Molalidad, 37

Molaridad, 37-38

Monitoreo continuo de emisiones (de aire), 545, 646, 556

Monóxido de carbono, 30, 93, 111, 279, 280, 530-533, 539,
542, 548, 549, 557

Móvil, 6, 548
 Mundo en desarrollo, 5, 8-10, 12, 16, 89, 151, 228, 229, 297,
 404, 410, 411, 430, 441, 442, 529, 536-537, 582, 583,
 590-591, 596

N

Neutralidad de carga, 56-57, 408, 411
 Nitrificación, 74, 191, 198, 202-203, 267, 490, 494-497,
 507-508, 510, 511
 Nivel de efecto adverso no observable (NOAEL), 235-236
 No carcinógenos, 222, 223, 235-236, 245-246
 Nocardioformes, 488
 Normalidad, 38-39
 Nuestro futuro común. *Ver* Reporte de la Comisión de
 Brutland
 Número de Reynolds (Re), 146, 148, 423-425, 428
 Nutriente, 46, 161, 163, 164, 171, 179, 182, 186-188, 198,
 203, 205, 209, 267, 321-324, 328, 329, 334, 338, 347,
 628
 Agua pluvial y, 324, 333-334, 338, 339
 Agua residual y, 461-466, 477, 493-498, 504, 507, 512
 Agua subterránea y, 344, 348
 Desperdicio sólido y, 599, 608, 612
 Exceso, 322-328
 Funciones de los humedales y, 326-328, 510
 Limitación, 171, 322

O

Omnívoros, 186, 188
 Orden global, 90-91
 Organización Mundial de la Salud, 10-11, 12, 16, 229, 399,
 403, 405, 408, 410, 442, 530, 531
 Oxidación-reducción, 38, 60, 61, 73-75, 466
 Oxidantes térmicos, 553, 555-558
 Óxidos de nitrógeno (NOx), 530-533, 542, 544, 551, 552,
 556, 558, 642
 Oxígeno
 Ciclo, 201
 Déficit, 315-319
 Demanda, 190-194
 Carbonáceo, 190-191
 Cinética, 194-197

Medición, 197-201
 Nitrogenoso, 190-194
 Químico, 46, 97, 98, 158, 174
 Relación con COD, 158, 174, 190
 Tasa constante, 98, 197
 Depleción, 46, 203, 311, 316, 321-326, 463
 Disuelto, 65, 66, 95, 127, 135, 191, 192, 198, 199,
 311-319, 402, 403, 463, 476, 495
 Ozono, 34, 44, 98-100, 137, 275, 279, 297, 303, 401,
 434-437, 454, 500, 520, 522, 530-535, 539, 542,
 555, 663
 Smog, 22, 98, 100, 275, 533, 668
 Oxígeno fotosintético, 507

P

PAC. *Ver* Carbono activado
 PAH. *Ver* Hidrocarburos aromáticos policíclicos
 Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático
 (IPCC), 16, 17, 34, 45, 163, 208, 367
 Panel Internacional sobre el Cambio Climático, 163
 Parque eco industrial, 299
 Partición hidrofóbica, 79
 Patógeno, 216, 228, 233, 297, 329, 343, 344, 363, 397, 403,
 405, 406, 408, 409, 429, 434, 440-442, 453, 462-464,
 466, 473, 498, 500, 501, 504, 505, 507, 598, 599
 PCB, 35-36, 62, 84, 144-146, 221, 222, 224, 233, 407
 Bioconcentración, 205, 207, 221
 Estructura, 36
 Transportación de rango largo, 62, 86
 Peligro, 215-221, 223, 264-267
 Cociente, 245-248
 Evaluación, 230-231
 Pensamiento sistémico, 269, 290, 291-292
 Peso de evidencia (riesgo), 231, 232
 Peso equivalente, 38-40, 42, 421
 pH, 68-73
 pK, 70-71
 Plan de acción de agua limpia de 1998, 327
 PM. *Ver* Materia de partículas
 Población
 Crecimiento de población humana, 3-10, 178-182, 522,
 528, 531, 536-537, 639, 656, 657
 Crecimiento de población no humana, 161, 164-178

Dinámica, 164-182
 Equivalente, 381
 Salud y, 10-12
 Poblaciones susceptibles, 18, 226, 227, 248
 Política, 2, 3, 7, 9, 152, 182, 207, 240, 241, 245, 246, 265, 301, 303, 327, 359, 366, 555, 580, 620-622, 638, 639, 641
 Porosidad, 151, 253, 254, 339-342, 345, 347, 431, 433, 509, 599
 Potencial de calentamiento global, 42, 43, 275, 281, 283, 607
 Pozo húmedo, 369, 373, 390, 391
 Prácticas de Mejor Manejo (BMP), 333-342
 Precipitación-disolución, 60, 61, 75-77, 94, 497
 Precipitador electrostático, 553, 562, 568-571
 Presión de vapor saturado, 33-34, 61-63, 65
 Presión parcial, 33-37, 59, 61-67, 71, 72, 314, 315
 Prevención de contaminación, 220, 264-267, 268, 497, 550, 551, 578, 581, 589, 634
 Primera corrida, 339-342
 Principio de exclusión competitiva, 173
 Principios de ingeniería verde, 260
 Procariotas, 160
 Proceso modificado de Ludzak-Ettinger (MLE), 495-496
 Producción de retorno, 644-647
 Producción primaria, 3, 160, 186-189
 Producción secundaria, 186
 Productividad (ecológica), 186, 327, 534, 592
 Política de SWM, 620
 Trabajador, 218-219, 519, 589, 638, 639
 Producto de solubilidad, 61, 75
 Programa Ambiental de las Naciones Unidas, 4, 5, 7, 13, 16, 358
 Programa de lluvia ácida, 552
 Programas regulatorios basados en el mercado, 552
 Programas voluntarios, 301, 303-304
 Proporción de alimento a microorganismo (F/M), 484-485
 Proporción de carbono a nitrógeno (C:N) (composta), 599-600
 Proporción de mol, 31, 32
 Proyecto de construcción sustentable, 636-637
 Pulverizador, 466-467
 Punto crítico, 312, 317-319

Q

Química verde, 22, 53, 64, 216, 217, 269, 270, 283, 291, 295, 296, 301, 303, 408, 538, 551, 589, 638
 Químicos emergentes preocupantes, 398, 405, 463, 464
 Químicos orgánicos
 Coeficientes de actividad, 54-56
 Coeficientes de partición octanol-agua, 78, 81-85, 254
 Comportamiento de partición de, 76-89
 Concentraciones típicas en el agua, 398, 407, 464
 Contaminantes del agua subterránea, 343-344
 Estimado de los coeficientes de partición tierra-agua, 78, 85-89, 254, 347
 Sintéticos, 398, 399, 400, 404, 407, 450
 Volatilización de, 60
 Químicos orgánicos sintéticos (SOC), 397-400, 404, 407-408
 Químicos tóxicos, 18, 62, 64, 159, 164, 215, 220-227, 228, 233, 241, 244-245, 271, 407-408, 464, 466, 488, 495, 496, 589, 590, 612, 638, 639-640, 668
 Quimioautótrofos, 191
 Quimioheterótrofos, 191

R

Radiación, 136-138, 335, 434, 437, 507, 522, 641-642, 655, 664, 666
 Radón, 450, 539
 Reacción de primer orden, 89, 91-97, 112, 113, 115, 116, 118, 120, 122-126, 165, 172, 178
 Reacción elemental, 91, 94
 Reacción estequiométrica, 56, 57, 58, 91, 192, 422
 Reacciones de orden cero, 89-93, 95, 112, 172
 Reacciones fotoquímicas, 98-100, 522
 Reacciones redox, 73-74, 184, 185, 191, 328, 347
 Reactividad, 53, 221
 Reactores
 Comparación de CMFR con PFR, 122-127
 De crecimiento suspendido, 475, 489, 492
 De flujo continuo (CMFR), 108, 113-120, 122-127, 446, 452, 477, 489
 De lotes secuenciales, 120, 122, 165, 175-177, 413, 489
 Discontinuos, 120-122, 165, 413
 Tubular (PFR), 113, 121-127, 314, 434, 489
 Reaireación, 311, 316-319

Reciclaje (material de desperdicio), 260, 265-268, 271, 272, 276-281, 283, 297, 577-578, 580, 581, 591, 592, 594-597, 618, 635, 636, 638, 644-647, 662

Separación de fuentes, 597, 598, 618, 619

Reciclar (agua y agua residual), 419, 447, 452, 465, 469, 478, 481, 489, 496, 500, 502, 503

Reclamación satelital (agua), 366

Recursos

- No renovables, 5, 18, 168, 595
- Renovables, 5, 14, 18, 171, 296, 418, 497, 577, 611, 622

Reducción de fuentes, 265-268, 581, 591, 619

Reglamentos

- Enmiendas a la Ley de aire limpio (CAAA), 530-531, 551, 552
- Estándares nacionales de calidad del aire ambiental, 279-280, 531-537
- Ley de aire limpio (CAA), 2, 279, 530-531, 551, 552, 555
- Ley de control de contaminación del agua. *Ver* Control de contaminación del agua
- Ley de especies en peligro, 2, 207, 209
- Ley de recuperación y conservación de recursos (RCRA), 221, 578, 589, 604
- Ley nacional de protección ambiental (NEPA), 2

Relación de Van't Hoff, 59-60

Relleno sanitario

- Celda, 585, 613, 615-617
- Cubierta de tierra diaria, 615
- Cubierta (diaria y final), 601, 612, 613, 615, 616
- Cubierta final, 601, 612, 613, 615
- De valle, 613-614
- Diseño, 613-617
- Levantamiento, 613, 614, 617
- Lixiviado, 604, 607-609, 611-613, 617
- Manejo, 580, 582, 584, 586, 588-592, 594-622
- Producción de gas, 608-611
- Relleno sanitario de área, 613
- Revestimiento, 612-613

Reporte de la comisión de Brundtland, 5-7

Resiliencia, 269, 270, 292-294, 302

Respiración, 95, 109, 138, 165, 168, 175-177, 182-186, 188, 189, 191, 198, 201, 328, 488, 497, 501

- Aeróbica, 95, 184-186
- Anaeróbica, 95, 184, 185
- Endógena, 488, 497, 501

Responsabilidad extendida del producto, 301

Restricción de sustancias peligrosas (RoHs), 303

Riesgo

- Ambiental, 11-12, 63, 206, 216-219, 223, 258, 526, 537, 589
- Caracterización, 230, 236, 240-248, 252
- Determinando, 241-242
- Evaluación, 222, 227, 229-248, 270, 275, 281, 407
- Ecosistema, 216, 217, 226, 230, 233, 236, 250
- Percepción, 219-220

S

Secuencia ecológica redox, 185

Seis Sigma, 294

Selección de vegetación, 342-343

Servicios de ecosistemas, 204, 205

Seudo-reacción de primer orden, 93-95

Sistema carbonatado, 71-73

Sistema de distribución ramificado, 386, 387

Sistema ideal, 53

Sistema Integrado de Información de Riesgos (IRIS), 230

Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES), 327, 333, 463

Sistemas cerrados, 56, 57, 292

Sistemas de alta presión, 484, 522, 523

Sistemas de baja presión, 552

Sistemas respiratorios, 520-521, 533

Sistemas vivientes, 292-293

Sobresaturación, 76, 316

Sociedad Americana de Ingenieros de Calentamiento, Refrigeración y Aire Acondicionado (ASHRAE), 531

Sólidos disueltos totales (TDS), 44-47, 54-55, 204, 402, 408, 486

Sólidos fijos suspendidos (FSS), 46, 47

Sólidos suspendidos, 44-46, 164, 174, 399, 464, 466, 473, 475-477, 481, 482, 486, 507

Sólidos suspendidos totales (TSS), 44-47, 164, 507

Sólidos totales, 44-47, 464

Sólidos volátiles suspendidos, 44-47, 164, 174, 475, 476

Solución al 2%, 17

Sorción, 61, 76-89, 316, 334, 347

SRT crítico, 483-484

Subsistemas curvados, 386

Suelos hídricos, 327-328

Sustentabilidad

- Definición de, 4-7
- Indicadores, 275, 300-301
- Ingeniería sustentable, 4
- Línea de triple fondo, 4
- Revolución, 21-22

Sustrato, 164, 171-178, 185, 329, 478-481, 486, 493

T

- Tanque de aireación, 475-480, 486, 492, 498-500
- Tanque de almacenamiento, 250, 251, 344, 369, 373, 374, 390, 442, 453, 546, 558
- Tanque de sedimentación, 426-428, 473-475, 482, 487
- Tasa de coeficiente de demanda de oxígeno carbonáceo bioquímico (CBOD), 196
- Tasa de lapso, 524-525
- Tasa de generación (de agua residual), 371, 372, 580-588
- Tasas de desbordamiento, 426-428, 473-475, 486
- Temperatura
 - Efecto en la tasa constante, 59-60, 65-66, 69, 97-98
 - Efecto en los procesos biológicos, 97-98
- Termoclina, 319-322
- Termodinámica, Primera Ley de, 57, 130, 187, 292
- Termodinámica, Segunda Ley de, 57, 134, 187, 292
- Tiempo de ciclo de bombeo, 390-391
- Tiempo de detención. *Ver* Tiempo de retención
- Tiempo de residencia. *Ver* tiempo de retención
- Tiempo de retención, 127-129, 468, 476, 480-486, 496, 503, 510, 530
- Tiempo de retención de sólidos (SRT), 476, 480-485, 496, 503
- Tiempo de retención hidráulica, 127-128, 468, 481, 484, 486, 510, 530
- Tiempo medio de retención celular, 480-481
- Toxicidad, 18, 22, 27, 68, 82, 85, 198, 207, 217, 221-227, 230, 231, 245, 250, 270, 275, 295, 296, 298, 344, 463
 - Aguda, 225-226
 - Crónica, 225-226
 - Sinergismo, 226-227
- Trabajar desde casa, 657, 660
- Tragedia de los bienes comunes, 3, 519
- Tramas alimentarias, 185-189, 215, 221, 226, 329, 476, 534
- Transportación
 - Acceso, 634, 656-658
 - Bicicleta, 634, 657-662, 668, 669

Caminar, 659-662

Estadísticas nacionales, 301

Movilidad, 626, 629, 657

Peatones, 657-662, 667, 670

Trabajo en casa, 657, 660

Transitabilidad, 661

Tránsito público, 20, 21, 262, 634, 657, 658, 659, 661-662, 668

Tratamiento primario. *Ver* Agua residual, tratamiento primario

Tratamiento secundario. *Ver* Tratamiento de aguas residuales, Tratamiento secundario

Tratamiento terciario. *Ver* Tratamiento de aguas residuales, Tratamiento terciario

Tráfico, 322-326

Troposfera, 99, 100, 522

U

Unidad funcional, 272-274

Urbanismo nuevo, 20, 667-669

Urbanización, 7, 9-10, 310, 324, 326-329, 332, 578

V

Valor futuro, 284, 285

De una anualidad, 284

Valor presente, 284-288

De una anualidad, 284, 286, 288

Valores de límite de umbral, 539

Velocidad de diseño del agua en una tubería, 387

Ventilación natural, 527-530, 654

Vida media, 89, 92, 95-97, 609

Vidriado, 639, 641, 642, 654, 656

Volatilización, 53, 60-64, 348

Volumen de control, 107-116, 119, 127, 132, 137, 140, 477-479

Z

Zona muerta, 323-324

Zona saturada, 251-252, 348, 355-356

Zona vadosa, 355-356

Zonas industriales abandonadas, 237-238, 240

INGENIERÍA AMBIENTAL

Fundamentos • Sustentabilidad • Diseño

El propósito central de esta obra es el propiciar los cambios necesarios que aseguren la capacidad de la sociedad para cubrir sus necesidades, fusionando fundamentos y habilidades para el diseño. Los autores proporcionan el conocimiento para lidiar con los retos del siglo XXI así como lo hicieron con los de enormes dimensiones del siglo XX.

Destaca por

Su introducción a las dimensiones interdisciplinarias que serán importantes en el éxito o el fracaso de una solución de Ingeniería ambiental.

Su estructura pedagógica: elementos para el aprendizaje significativo; módulos Web; ecuaciones importantes y temas de discusión.

Aprenda

La naturaleza inherente del material; sólo con este enfoque se puede diseñar sustentabilidad en lugar de generar vendajes tecnológicos elegantes.

Sobre el manejo de aguas residuales para realizar un diagnóstico de las necesidades y posibles soluciones a esta problemática en una comunidad rural o urbana.

Conozca

Las propuestas sobre el desarrollo sustentable de los tratados y acuerdos establecidos, desde una perspectiva internacional.

Desarrolle sus habilidades para

Utilizar las herramientas de ingeniería verde para diseñar sustentabilidad, por medio de un marco que se puede resumir en las cuatro íes: inherencia, integración, interdisciplinario e internacional.

El Dr. James R. Mihelcic es profesor de Ingeniería Civil y Ambiental en la Universidad del Sur de Florida. Fue presidente de la Asociación de Ingeniería Ambiental y Profesores de la Ciencia y miembro certificado por la mesa de la Academia Americana de Ingenieros Ambientales.

Julie Beth Zimmerman es profesora en la Universidad de Yale en donde funge como Directora Asociada de Investigación para el Centro de Química Verde e Ingeniería Verde. Lleva a cabo investigaciones para reforzar la integración de la sustentabilidad en la industria y academia.

www.alfaomega.com.mx



Apoyo en la



"Te acerca al conocimiento"

 **Alfaomega Grupo Editor**