



3ª edición

Introducción a la ingeniería medioambiental

Gilbert M. Masters
Wendell P. Ela

PEARSON
Prentice
Hall

Introducción a la ingeniería medioambiental

Introducción a la ingeniería medioambiental

Tercera Edición

Gilbert M. Masters

Stanford University

Wendell P. Ela

University of Arizona

Revisión técnica

Yolanda Díaz Parra

Traducción

Yolanda Díaz Parra

Juan Muñoz Montejano



Madrid • México • Santafé de Bogotá • Buenos Aires • Caracas • Lima • Montevideo
San Juan • San José • Santiago • São Paulo • White Plains

INTRODUCCIÓN A LA INGENIERÍA MEDIOAMBIENTAL

Gilbert M. Masters; Wendell P. Ela

PEARSON EDUCACIÓN, S.A., Madrid, 2008

ISBN 978-84-8322-444-1

Materia: Ingeniería, 62

Formato 195 × 250 mm

Páginas: 752

Todos los derechos reservados.

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra sólo puede ser realizada con la autorización de sus titulares, salvo excepción prevista por la ley.

Diríjase a CEDRO (Centro Español de Derechos Reprográficos – www.cedro.org), si necesita fotocopiar o escanear algún fragmento de esta obra

DERECHOS RESERVADOS

© 2008 por PEARSON EDUCACIÓN, S.A.

Ribera del Loira, 28

28042 Madrid (España)

INTRODUCCIÓN A LA INGENIERÍA MEDIOAMBIENTAL

Gilbert M. Masters; Wendell P. Ela

ISBN: 978-84-8322-444-1

Depósito legal: M.

Authorized translation from the English language edition, entitled INTRODUCTION TO ENVIRONMENTAL ENGINEERING AND SCIENCE, 3rd Edition by MASTERS, GILBERT M.; ELA, WENDELL, P., published by Pearson Education, Inc, publishing as Prentice Hall, Copyright © 2008

PEARSON PRENTICE HALL es un sello editorial autorizado de PEARSON EDUCACIÓN, S.A.

Equipo editorial:

Editor: Miguel Martín-Romo

Técnico editorial: Marta Caicoya

Equipo de producción:

Director: José Antonio Clares

Técnico: José A. Hernán

Diseño de cubierta: Equipo de diseño de Pearson Educación, S.A.

Composición COPIBOOK

Impreso por:

IMPRESO EN ESPAÑA - PRINTED IN SPAIN

Este libro ha sido impreso con papel y tintas ecológicos

Nota sobre enlaces a páginas web ajenas: Este libro puede incluir enlaces a sitios web gestionados por terceros y ajenos a PEARSON EDUCACIÓN S.A. que se incluyen sólo con finalidad informativa. PEARSON EDUCACIÓN S.A. no asume ningún tipo de responsabilidad por los daños y perjuicios derivados del uso de los datos personales que pueda hacer un tercero encargado del mantenimiento de las páginas web ajenas a PEARSON EDUCACIÓN S. A. y del funcionamiento, accesibilidad o mantenimiento de los sitios web no gestionados por PEARSON EDUCACIÓN S.A. Las referencias se proporcionan en el estado en que se encuentran en el momento de publicación sin garantías, expresas o implícitas, sobre la información que se proporcione en ellas.

*A los niños, organismos y climas..., les debemos un futuro
al menos tan bueno como nuestro presente.*



CONTENIDO

Prólogo	xi
Capítulo 1. Transferencia de masa y energía	1
1.1. Introducción	2
1.2. Unidades de medida	2
1.3. Equilibrio de masas	7
1.4. Fundamentos de energía	22
Problemas	41
Capítulo 2. Química medioambiental	51
2.1. Introducción	52
2.2. Estequiometría	52
2.3. Entalpía en los sistemas químicos	56
2.4. Equilibrio químico	61
2.5. Química orgánica	75
2.6. Química nuclear	81
Problemas	87
Referencias	91
Capítulo 3. Las matemáticas del crecimiento	93
3.1. Introducción	94
3.2. Crecimiento exponencial	94
3.3. Consumo de recursos	102
3.4. Crecimiento de población	109
3.5. Crecimiento de la población humana	113
Problemas	127
Referencias	132

Capítulo 4. Evaluación del riesgo	135
4.1. Introducción	136
4.2. Perspectivas del riesgo	137
4.3. Percepción del riesgo	140
4.4. Evaluación del riesgo	141
4.5. Identificación del riesgo	142
4.6. Evaluación de la dosis-respuesta	154
4.7. Evaluación de la exposición humana	166
4.8. Caracterización del riesgo	171
4.9. Análisis comparativo del riesgo	172
Problemas	175
Referencias	181
Capítulo 5. Contaminación del agua	183
5.1. Introducción	184
5.2. Recursos hídricos	185
5.3. Contaminantes del agua	191
5.4. Calidad de las aguas superficiales	207
5.5. Demanda bioquímica de oxígeno	210
5.6. El efecto de las aguas residuales demandantes de oxígeno en los ríos	221
5.7. Calidad del agua en lagos y embalses	230
5.8. Aguas subterráneas	240
5.9. Acuíferos	242
5.10. Gradiente hidráulico	245
5.11. La ley de Darcy	248
5.12. Transporte de contaminantes	251
5.13. Cono de depresión	256
5.14. Curvas de zona de captura	260
5.15. Control de plumas de aguas subterráneas	265
5.16. Contaminantes en aguas subterráneas	267
5.17. Técnicas de recuperación de aguas subterráneas	270
Problemas	277
Referencias	288
Capítulo 6. Control de calidad de las aguas	293
6.1. Introducción	294
6.2. Suministro de aguas y sistemas de aguas residuales	294
6.3. La Ley de Calidad del Agua Potable (SDWA)	296
6.4. Sistemas de tratamiento de las aguas	302
6.5. Tratamiento de aguas residuales	329
6.6. Residuos peligrosos	346

6.7. Legislación sobre materiales peligrosos	348
6.8. Técnicas de tratamiento de residuos peligrosos	356
6.9. Vertido en tierra	368
Problemas	372
Referencias	378
Capítulo 7. Contaminación atmosférica	381
7.1. Introducción	382
7.2. Descripción de emisiones	383
7.3. Ley de Calidad del Aire	385
7.4. Progresos en el control de emisiones y mejoras de la calidad del aire	390
7.5. Contaminantes criterio	394
7.6. Contaminantes atmosféricos tóxicos	414
7.7. La contaminación atmosférica en las megaciudades del mundo	415
7.8. Emisiones de los vehículos a motor	416
7.9. Fuentes inmóviles	442
7.10. Contaminación ambiental y meteorológica	455
7.11. Modelo gaussiano de columna de una fuente puntual	467
7.12. Calidad del aire en espacios cerrados	488
Problemas	504
Referencias	515
Capítulo 8. Cambio climático	519
8.1. Introducción	520
8.2. La atmósfera de la Tierra	521
8.3. Temperatura global	523
8.4. El efecto invernadero	533
8.5. Balance energético global	536
8.6. El dióxido de carbono: principal gas de efecto invernadero	538
8.7. Otros gases de efecto invernadero y aerosoles	555
8.8. El papel de la radiación en el cambio climático	564
8.9. Calentamiento global	572
8.10. Los informes de evaluación del IPCC	578
8.11. Estabilización de emisiones de gases de efecto invernadero	586
8.12. Los océanos y el cambio climático	589
8.13. Cambios en el ozono estratosférico	594
Problemas	608
Referencias	618
Capítulo 9. Tratamiento de residuos sólidos y recuperación de recursos	623
9.1. Introducción	624

9.2. Residuos RCRA	624
9.3. Residuos sólidos urbanos	626
9.4. Tratamiento de residuos sólidos	628
9.5. Reducción de fuentes	631
9.6. Evaluación del ciclo vital	635
9.7. Tratamiento de residuos, energía y gases de efecto invernadero	641
9.8. Reciclado	646
9.9. Operaciones de recogida y transporte	658
9.10. Plantas de recuperación de recursos y gestión económica	669
9.11. Compostaje	676
9.12. Materiales de desecho	680
9.13. Gestión de residuos como fuente de energía	680
9.14. Vertederos	690
Problemas	699
Referencias	705
Apéndice A. Factores de conversión útiles	709
Apéndice B. Número y peso atómico	713
Apéndice C. Densidad y viscosidad del agua y el aire	715
Apéndice D. Constantes físicas	717



PRÓLOGO

Gran variedad de indicadores sugieren que el alcance y la importancia de la ingeniería y ciencia ambiental continúan creciendo. Cuanto más se industrializan los países en desarrollo, las concentraciones de agentes contaminantes y el número de individuos expuestos a ellos aumentan; cuantos más productos químicos nuevos se suman a nuestro ambiente, descubrimos impactos más complejos y preocupantes; cuanto más cuidadosamente supervisamos ecosistemas, más nos alarmamos por la amenaza que suponen nuestras actividades en el mismo tejido de la vida en la Tierra. Las emisiones de gases de efecto invernadero están cambiando nuestro clima y acidificando nuestros océanos, los compuestos que interrumpen la producción endocrina están creando problemas en el agua del mundo, altos niveles de mercurio, PCB, y otros tóxicos están amenazando mamíferos marinos, peces y otros organismos.

Se han hecho progresos en muchos frentes medioambientales, como continuas mejoras en la calidad de mucha de la superficie del agua en Estados Unidos, técnicas más sofisticadas e instrumentación para monitorizar el estado de nuestro medio ambiente, y la puesta en práctica de leyes que aumentan la prevención tecnológica, tales como líneas en vertederos municipales, tanques subterráneos con doble pared en los almacenes para combustibles y mejoras de los controles de las emisiones de los automóviles. Hay pruebas de que el ozono, protector en la estratosfera, está comenzando a recuperarse y la concentración de cloro en la estratosfera está cayendo. El plomo y las emisiones de clorofluorocarburos se han reducido drásticamente y, en un fallo del Tribunal Supremo del 2007, el dióxido de carbono, finalmente, fue reconocido como agente contaminante que puede ser regulado bajo la Ley de Calidad del Aire (Cleans Air Act) que tendrá implicaciones enormes en cuanto al control de las emisiones de gases invernadero. Hemos conseguido una mejor asignación de nuestro dinero en la mejora medioambiental, aunque podríamos mejorarlo. La supervisión de la atenuación natural de la contaminación del subsuelo, puede ahorrar potencialmente, millones de dólares en costes de limpieza, con muy poco aumento del riesgo humano o ecológico. La reconstrucción y el uso de plantas industriales y comerciales, moderadamente contaminados, han ayudado a la urbanización irregular y lenta, y animado la revitalización de la tierra abandonada. Los patrones, cada vez más rigurosos, de energía-eficacia para aplicaciones y edificios, están ayudando a reducir emisiones de centrales eléctricas con un coste, a largo plazo, más bajo del que supondrían los esfuerzos por controlar las emisiones acumuladas.

La amplitud y complejidad de los problemas ambientales a los que hacemos frente se ven acentuados por los impedimentos científicos, económicos y sociales, para su solución;

es importante que los científicos y los ingenieros ambientales se interesen por los procesos y el funcionamiento de todos los componentes ambientales (aire, suelo, agua, y energía) y expliquen, especialmente, las consecuencias y la capacidad de sostenibilidad a largo plazo de las acciones que proponen, ya sean preventivas o remediadoras. Un ejemplo, es la crisis del arsénico en muchos países en vías de desarrollo. Millones de pozos fueron excavados en la India, Bangladesh, Asia Sur-Oriental, Chile, y la Argentina, en un intento por reducir la exposición a los patógenos encontrados en fuentes de agua potable de la superficie. Sin embargo, la geoquímica del subsuelo de estas regiones, no fue evaluada de antemano y adecuadamente, y una epidemia por envenenamiento de arsénico afecta ahora a millones de personas que sacan agua potable de los pozos contaminados por el arsénico natural. La historia de MTBE (éter metilterbutílico) proporciona otro ejemplo de las consecuencias de la falta de esta voluntad. El MTBE primero fue agregado a la gasolina, a principios de los años 80, para sustituir el tetraplomoetileno que refuerza los octanos, y ayudar así a limpiar el aire reduciendo las emisiones de los tubos de escape. La salida inadvertida de MTBE de los coches y de los tanques de almacenaje, sin embargo, ha conducido a la contaminación del agua subterránea por esta sustancia, incluyendo fuentes de agua potable, en muchas partes de Estados Unidos. Tales ejemplos, refuerzan la necesidad de que ingenieros ambientales, científicos, y un público informado, pongan su grano de arena, cada uno en su campo, para comprender la gama completa de las amenazas ambientales que crea nuestra sociedad industrializada.

Esta tercera edición de la *Introducción a la ingeniería y ciencia ambiental* se ha puesto al día totalmente, se ha ampliado modestamente y se ha consolidado perceptiblemente (especialmente en el área de la ingeniería de la calidad del agua). En las reediciones, se ha hecho especial hincapié, en proveer a los estudiantes de las herramientas necesarias, y en entender las transformaciones químicas, tratamientos del agua, la polución del aire y los componentes sólidos de la basura, a través del examen de las *nociones básicas de la ingeniería*, mientras que al mismo tiempo, se mantiene la accesibilidad a los materiales, para la no-ingeniería y los estudiantes cuyo fuerte es la ciencia. La mezcla del rigor técnico y la amplia accesibilidad, ha sido una meta de las ediciones anteriores y continúa siendo un objetivo explícito de esta tercera edición.

El libro se ha organizado y se ha presentado, con una variedad de posibles cursos en mente. Primero, podría usarse, del comienzo al final, por un estudiante de segundo año de ingeniería o en una clase ambiental no demasiado técnica. En un curso más avanzado, fundamentalmente los primeros tres capítulos se pueden saltar o repasar, solo ligeramente. Se podría poner más énfasis en alguno de los últimos capítulos centrándose en los detalles más técnicos, complementándose con algún libro de medioambiente. El libro se podría también utilizar como texto en un segundo curso de medioambiente para los estudiantes menos técnicos que vendrían después de un curso general de ciencia medioambiental que la mayoría de las universidades de ahora ofrecen. Muchos de los aspectos cuantitativos más detallados en el libro se pueden impartir ligeramente en tales cursos, si es necesario, manteniendo el índice básico y las técnicas de resolución de los problemas intactas.

Otros contenidos tratados en este libro son la descripción de la legislación ambiental pertinente, la elaboración de modelos simples de ingeniería, y presenta, cualitativa y también cuantitativamente, las descripciones de tecnologías de tratamiento. El libro ha sido diseñado para animar a la gente autodidacta, proporcionando numerosos ejemplos, muy bien trabajados en todos los capítulos. Prácticamente, cada contenido que se presta al análisis cuantitativo es ilustrado con varios ejemplos. Al final de cada capítulo se presenta una lista,

relativamente larga, de problemas, incluyendo ejemplos nuevos para esta edición que proporcionan una mayor práctica para el estudiante y deberían facilitar la preparación de ejemplos o prácticas para el profesor.

Los cuatro primeros capítulos contienen problemas ambientales que ilustran el uso de ciertos principios claves en ingeniería y ciencia, necesarios para cualquier tratamiento cuantitativo de problemas ambientales. El primer capítulo, ha sido bastante reforzado dando mayor énfasis a la cinética de la química básica, la teoría del reactor ideal y la transferencia de masa y energía. El segundo repasa un poco de la química básica, introduciendo nuevo material sobre la química del agua, y el tercero introduce ciertas funciones matemáticas adaptadas al crecimiento, de modo que son sobre todo útiles en el desarrollo de futuros patrones y proyecciones. El cuarto capítulo incorpora la evaluación del riesgo e incluye material sobre la percepción del riesgo. Este cuarto capítulo proporciona la formación básica necesaria para resolver cuestiones más especializadas, que son el tema central de los capítulos siguientes. Los cinco capítulos restantes son presentaciones mucho más largas de algunos de los problemas ambientales principales del día a día. Estos capítulos son relativamente intercambiables, y podrían ser de utilidad en prácticamente cualquier orden. En el curso de Stanford, por ejemplo, estos capítulos a menudo son impartidos en un orden casi inverso, comenzando con la contaminación atmosférica y el cambio climático global, mientras que en el curso en la Universidad de Arizona, el curso comienza con el aumento de población, seguido de la evaluación del riesgo.

El capítulo quinto (Contaminación del agua) y sexto (Control de calidad del agua) abarca cuestiones que tradicionalmente han sido la esencia de cursos de ingeniería civil para estudiantes de medioambiente. En este capítulo, una introducción sobre los recursos del agua precede a una sección más extensa que trata sobre la contaminación de las aguas superficiales y acuíferos. La descripción de las técnicas correctoras de las aguas subterráneas, trata sobre los desafíos planteados por los líquidos de fase no acuosa que contaminan bajo la superficie, y sobre el acercamiento a algunas tecnologías alternativas al método bomba-y-convíte convencional como remedio para descontaminar la capa acuífera. El capítulo sexto, ha sido significativamente revisado, proporcionando un diseño de material más extenso empleado para el tratamiento del agua y de aguas negras, incluyendo las descripciones de algunas tecnologías de tratamiento terciarias como el cambio de ion, reactores biológicos de membrana (MBR), y barreras permeables reactivas. Se complementa con secciones sobre el tratamiento de aguas peligrosas, y descripciones de las partes claves de legislación ambiental que regulan sustancias tóxicas.

El capítulo séptimo (Contaminación atmosférica), presenta una introducción bastante cuidadosa de los problemas de contaminación atmosférica tradicionales que implican criterios de agentes contaminantes, meteorología local, modelos simples de dispersión, lluvia ácida, y control de emisiones inmóviles y móviles. El material sobre limpiadores de combustibles para el motor de vehículos, ha sido ampliado hasta conseguir reformular la gasolina, el etanol, el metanol, biodiesel, el gas natural comprimido, la GPL, y aún, la energía solar. También se evalúa, con especial énfasis, por su eficiencia y bajas emisiones de gases invernadero, la promesa de vehículos híbridos eléctricos, híbridos enchufables y con batería, y con células de combustible. El capítulo cubre aspectos, a menudo pasados por alto, sobre la calidad del aire en interiores, y presta especial atención, al humo del tabaco y al radón en el ambiente.

En el capítulo octavo (Cambio climático) se incluye una extensa cobertura, de lo que muchos consideran, el problema ambiental más crítico del siglo veintiuno (evitar el catas-

tráfico cambio climático causado, en parte, por las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero). Se asientan los métodos antiguos para estimar temperaturas, la estructura básica de la atmósfera, gases con efecto invernadero, y los papeles que desempeñan una serie de gases radiactivos con efecto invernadero, en la determinación de la temperatura global; igualmente incluye, los argumentos que explican el cambio climático y sus probables impactos medioambientales, como el presentado en el último Informe de Evaluación (AR4) cedido por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPPC) en 2007. El capítulo, también presenta, la nueva evaluación del estado de sustancias que agotan el ozono y su impacto sobre la capa de ozono estratosférica.

El capítulo noveno (Tratamiento de residuos sólidos y recuperación de recursos), recoge los aspectos convencionales de recolección y operaciones de transferencia de residuos sólidos en vertederos municipales, pero el énfasis aquí está puesto sobre la jerarquía de prioridades en el tratamiento de residuos sólidos, incluyendo la reducción de la fuente, el reciclaje, el compostaje, y la utilización de los «residuos como energía». Igualmente, ha sido añadido el nuevo material sobre emisiones de gas con efecto invernadero, asociadas con el tratamiento de residuos sólidos.

La rápida expansión y la creciente conciencia medioambiental por parte de muchas disciplinas, hace que se abran nuevas perspectivas necesarias para abordar satisfactoriamente los problemas ambientales, lo hace especialmente difícil, pero igualmente importante, el escribir un texto que esté actualizado, que sea accesible a una amplia gama de estudiantes, que sea técnico y, suficientemente conciso, para que no oprima la motivación del lector. La causa por la cual este texto lleva a cabo estos objetivos, es la intervención, intencionada o involuntaria, de un gran grupo de colegas muy abiertos, inteligentes, y dedicados estudiantes. En particular, nos gustaría agradecer su participación a los profesores Roberto Arnols y Eduardo Sáez de la Universidad de de Arizona por sus comentarios críticos en nuestros constantes descuidos. Al Doctor Royal Kopperud de la Universidad de Stanford por habernos proveído de ideas y ayuda inestimables con los capítulos sobre calidad del aire y cambio climático. A los autores y al editor también les gustaría agradecer su participación a los siguientes revisores: Joseph C. Reichenberger, Universidad Loyola Marymount, Bruce E. Rittmann, Universidad del Estado de Arizona, Raymond W. Reagan, Sr. Penn de la Universidad del Estado, Keith Stolzenbach, UCLA, Gail Montgomery Brion, Universidad de Kentucky, Gregory G. Wilbur, Universidad del Estado de Oklahoma, Ronald R. Cohen, Escuela de Minas de Colorado, David L. Sedlak, UC Berkeley, John Novak, Virginia Tech, y Avery Demond, Universidad de Michigan.

Ambos autores quieren ofrecer, el agradecimiento más significativo, a sus esposas Mary y Karen, quienes actuaron como escritores en la sombra, motivados editores y, demasiado a menudo, fueron las víctimas de este esfuerzo. Su apoyo, estímulo y su paciencia, han sido esenciales para su terminación.



Transferencia de masa y energía

CAPÍTULO

1

Cuando usted puede medir aquello de lo que habla, y lo expresa con un número, usted conoce algo sobre ello, pero cuando no puede medirlo, cuando no puede expresarlo con números, su conocimiento es pobre e insatisfactorio; puede tener el principio de un conocimiento, pero apenas ha empezado a avanzar en el pensamiento de la ciencia.

—*William Thomson, Lord Kelvin (1891)*—

-
-
- 1.1. Introducción
 - 1.2. Unidades de medida
 - 1.3. Equilibrio de masas
 - 1.4. Fundamentos de energía

Problemas

1.1. | Introducción

Aunque la mayor parte de los capítulos de este libro enfoquen problemas específicos sobre medioambiente, como la contaminación de aguas superficiales o la degradación de la calidad del aire, hay un número de conceptos importantes que encuentran aplicación en todas las partes del estudio de la ingeniería y ciencia medioambiental.

Este capítulo comienza con una sección sobre las unidades de medida. A los ingenieros se les tiene que hacer familiar tanto las unidades americanas de pies, libras, horas y los grados Fahrenheit, como el Sistema Internacional de Unidades. Se usarán, tanto los unos como los otros, en la práctica de la ingeniería ambiental de este libro.

Más adelante se presentan dos asuntos fundamentales que deberían ser familiares en el estudio de la física elemental, la *ley de conservación de la masa* y la *ley de la conservación de la energía*. Estas leyes nos dicen que dentro de cualquier sistema ambiental deberíamos, teóricamente, ser capaces de justificar el flujo de energía y materia dentro y fuera del sistema. La ley de la conservación de la masa, aparte de proveernos de una herramienta importante para rastrear cuantitativamente contaminantes, también nos puede mostrar cómo se dispersan en el ambiente, nos recuerda que los agentes contaminantes tienen que ir a algún sitio, y que debemos recelar de los enfoques que solamente los transportan de un medio a otro.

De manera semejante, la ley de la conservación de la energía es también una herramienta esencial de contabilidad, con implicaciones ambientales especiales. Cuando se une con otros principios termodinámicos es muy útil en gran número de aplicaciones, incluido el estudio del cambio climático global, de la contaminación térmica, y de la dispersión de contaminantes atmosféricos.

1.2. | Unidades de medida

En los Estados Unidos las cantidades ambientales son cuantificadas y medidas en ambos sistemas, el *Sistema consuetudinario en U.S. (USCS)* y el *Sistema Internacional de Unidades (SI)*, es importante conocer los dos. En este libro, la mayor parte de las veces, se utiliza el sistema de unidades SI, aunque el sistema de EEUU será utilizado en algunas circunstancias. La Tabla 1.1 muestra una lista con los factores de conversión entre el SI y sistemas de USCS, para algunas de las unidades más básicas que nos podemos encontrar. Podemos encontrar una tabla de conversiones más extensa en el Apéndice A «factores útiles de conversión».

En el estudio de la ingeniería medioambiental es común encontrar o cantidades muy grandes o muy pequeñas. La concentración de alguna sustancia tóxica puede medirse en partes por mil millones (ppmm), por ejemplo, mientras que la tasa de energía usada en un país, se puede medir en billones de vatios (teravatios). Para describir las cantidades que pueden tomar tales valores extremos es útil tener un sistema de prefijos que acompañe a las unidades. Algunos de los prefijos más importantes se presentan en la Tabla 1.2.

A menudo es la concentración de alguna sustancia en el aire o en el agua lo que nos es de interés. Utilizando el sistema métrico de cada medio, las concentraciones pueden estar basadas: en la masa (generalmente mg o g), el volumen (generalmente L o m³) o en número

TABLA 1.1. Algunas unidades básicas y factores de conversión⁽¹⁾

Medida	SI unidades	SI símbolo × Factor de conversión = USCS unidades
Longitud	metro	m 3,2808 pies
Masa	kilogramo	kg 2,2046 libras
Temperatura	Celsius	°C 1,8 (°C) + 322 Fahrenheit
Área	metro cuadrado	m ² 10,7639 ft ²
Volumen	metro cúbico	m ³ 35,3147 ft ³
Energía	kilojulio	kJ 0,9478 Btu
Potencia	vatio	W 3,4121 Btu/hr
Velocidad	metro/seg	m/s 2,2369 millas
Tasa de flujo	metro cúbico/seg	m ³ /s 35,3147 ft ³ /s
Densidad	kilogramo/metro cúbico	kg/m ³ 0,06243 lb/ft ³

⁽¹⁾ Para ver una lista más completa, véase Apéndice A.

TABLA 1.2. Prefijos comunes

Cantidad	Prefijo	Símbolo
10 ⁻¹⁵	femto	f
10 ⁻¹²	pico	p
10 ⁻⁹	nano	n
10 ⁻⁶	micro	μ
10 ⁻³	mili	m
10 ⁻²	centi	c
10 ⁻¹	deci	d
10	deka	da
10 ²	hecto	h
10 ³	kilo	k
10 ⁶	mega	M
10 ⁹	giga	G
10 ¹²	tera	T
10 ¹⁵	peta	P
10 ¹⁸	exa	E
10 ²¹	zetta	Z
10 ²⁴	yotta	Y

(generalmente mol); esto puede llevar a alguna confusión. Puede sernos útil recordar la química: un mol de una sustancia es el número de Avogadro de moléculas disueltas en ella ($6,02 \times 10^{23}$ moléculas/mol) y tiene una masa igual a su peso molecular.

Líquidos

La concentración de sustancias disueltas en agua viene expresada normalmente en términos de masa o número por unidad de volumen de la mezcla. La mayor parte de las unidades son miligramos (mg), microgramos (μg), o moles (mol) de sustancia por litro (L) de mezcla. Si interviene el tiempo podemos expresarlas en gramos por metro cúbico (g/m^3).

Las concentraciones de líquidos se expresan como masa de sustancia por masa de la mezcla en la unidad más común, partes por millón (ppm) o partes por mil millones (ppmm).

Para ayudar a poner estas unidades en perspectiva, 1 ppm es aproximadamente lo mismo que 1 gota de vermú añadida a 15 galones de ginebra, mientras que 1 ppb es, aproximadamente lo mismo que una gota de contaminante en una piscina bastante grande (70 m³). Dado que la mayoría de las concentraciones de contaminantes son muy pequeñas (1 litro de mezcla tiene una masa de 1.000 g), para todos nuestros supuestos prácticos podemos escribir

$$1 \text{ mg/L} = 1 \text{ g/m}^3 = 1 \text{ ppm (peso)} \quad (1.1)$$

$$1 \text{ }\mu\text{g/L} = 1 \text{ mg/m}^3 = 1 \text{ ppb (peso)} \quad (1.2)$$

En circunstancias inusuales, la concentración de residuos líquidos puede ser tan alta que la gravedad específica de la mezcla se vea afectada, en ese caso, necesitaríamos una corrección en (1.1) y (1.2):

$$\text{mg/L} = \text{ppm (peso)} \times \text{gravedad específica de la mezcla} \quad (1.3)$$

EJEMPLO 1.1. Fluorización del agua

La concentración de fluoruro en el agua potable puede aumentarse para ayudar a prevenir el deterioro de los dientes agregando fluoruro de sodio; sin embargo, si añadimos demasiado fluoruro puede causarse decoloración de los dientes. La dosis óptima de fluoruro en el agua potable se encuentra próxima a 0,053 mM (milimol/litro). Si el fluoruro de sodio (NaF) se compra en bolsas de 25 kg, ¿cuántos galones de agua potable se podrían tratar con una bolsa? (Suponga que previamente no hay fluoruro en el agua).

Solución. Note que en la bolsa de 25 kg están la suma de las masas del sodio y del fluoruro. El peso atómico del sodio es 23,0, y el fluoruro es 19,0 (los valores puedes encontrarlos en el Apéndice B), así que el peso molecular del NaF es 42,0. La proporción de átomos de sodio y fluoruro en NaF es 1:1. Por lo tanto, la masa de fluoruro en la bolsa es

$$\text{masa F} = 25 \text{ kg} \times \frac{19,0 \text{ g/mol}}{42,0 \text{ g/mol}} = 11,31 \text{ kg}$$

Convirtiendo la concentración molar en concentraciones de masa, la concentración óptima de fluoruro en el agua es

$$F = \frac{0,053 \text{ mmol/L} \times 19,0 \text{ g/mol} \times 1.000 \text{ mg/g}}{1.000 \text{ mmol/mol}} = 1,01 \text{ mg/L}$$

La concentración de masa de una sustancia en un fluido es generalmente

$$C = \frac{m}{V} \quad (1.4)$$

donde m es la masa de las sustancias y V es el volumen del fluido. Usando (1.4) y el resultado obtenido en el segundo cálculo, el volumen de agua que puede ser tratado es

$$V = \frac{11,31 \text{ kg} \times 10^6 \text{ mg/kg}}{1,01 \text{ mg/L} \times 3,785 \text{ L/gal}} = 2,97 \times 10^6 \text{ gal}$$

La bolsa podría tratar el suministro de agua potable de unas 20.000 personas en los Estados Unidos.

Gases

Para la mayoría de los trabajos de contaminación del aire es costumbre expresar las concentraciones de contaminante en términos volumétricos. Por ejemplo, la concentración de un contaminante gaseoso en partes por millón (ppm) es el volumen de contaminante por millón de volúmenes de mezcla de aire:

$$\frac{1 \text{ volumen de contaminante gaseoso}}{10^6 \text{ volúmenes de aire}} = 1 \text{ ppm (volumen)} = 1 \text{ ppmv} \quad (1.5)$$

Para ayudarnos a recordar que esta fracción está basada en el volumen, es común agregar una «v» a ppm; es decir, poner ppmv como hemos sugerido en (1.5).

A veces, las concentraciones se expresan como masa por unidad de volumen, tales como $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o mg/m^3 . La relación entre ppmv y mg/m^3 depende de la presión, la temperatura, y el peso molecular del contaminante. La ley de gases ideales nos ayuda a establecer esta relación:

$$PV = nRT \quad (1.6)$$

donde

P = Presión absoluta (atm).

V = Volumen (m^3).

n = Masa (mol).

R = Constante del gas ideal = $0,082056 \text{ L} \cdot \text{atm} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$.

T = Temperatura absoluta (K).

La masa en (1.6) se expresa en moles de gas, y la temperatura en grados kelvin (K), donde

$$K = ^\circ\text{C} + 273,15 \quad (1.7)$$

Hay muchas formas de expresar la presión; en (1.6) usamos atmósferas. Una atmósfera de presión equivale a 101,325 kPa (Pa es la abreviación de Pascal). Una atmósfera, también equivale a 14,7 libras por pulgada cuadrada (psi), siendo 1 psi = 6,89 kPa. Finalmente, 100 kPa es 1 bar, y 100 Pa es 1 milibar, cada una de estas unidades de presión son usadas en meteorología.

EJEMPLO 1.2. Volumen de un gas ideal

Encuentre el volumen que ocuparía 1 mol de gas ideal a temperatura y presión estándares (STP), de 1 atmósfera de presión y 0°C de temperatura. Repita el cálculo para 1 atm y 25°C .

Solución. Usando (1.6) a temperatura de 0°C (273,15 K) tenemos

$$V = \frac{1 \text{ mol} \times 0,082056 \text{ L} \cdot \text{atm} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 273,15 \text{ K}}{1 \text{ atm}} = 22,414 \text{ L}$$

y a 25°C (298,15 K)

$$V = \frac{1 \text{ mol} \times 0,082056 \text{ L} \cdot \text{atm} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 298,15 \text{ K}}{1 \text{ atm}} = 22,465 \text{ L}$$

En el Ejemplo 1.2 tenemos que 1 mol de un gas ideal a 0°C y 1 atm, ocupa un volumen de 22,414 L ($22,414 \times 10^{-3} \text{ m}^3$). Así, podemos escribir

$$\text{mg/m}^3 = \text{ppmv} \times \frac{1 \text{ m}^3 \text{ de contaminante}/10^6 \text{ m}^3 \text{ de aire}}{\text{ppmv}} \times \frac{\text{mol wt (g/mol)}}{22,414 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{mol}} \times 10^3 \text{ mg/g}$$

o más sencillo,

$$\text{mg/m}^3 = \frac{\text{ppmv} \times \text{mol wt}}{22,414} \quad (\text{a } 0^\circ\text{C y } 1 \text{ atm}) \quad (1.8)$$

Igualmente, a 25°C y 1 atm, donde las condiciones asumidas son los estándares de calidad de aire específicos para los Estados Unidos

$$\text{mg/m}^3 = \frac{\text{ppmv} \times \text{mol wt}}{24,465} \quad (\text{a } 25^\circ\text{C y } 1 \text{ atm}) \quad (1.9)$$

En general, la conversión de ppm a mg/m^3 viene dada por

$$\text{mg/m}^3 = \frac{\text{ppmv} \times \text{mol wt}}{22,414} \times \frac{273,15 \text{ K}}{T(\text{K})} \times \frac{P(\text{atm})}{12 \text{ atm}} \quad (1.10)$$

EJEMPLO 1.3. Conversión de ppmv a mg/m^3

La calidad estándar del aire en Estados Unidos para el monóxido de carbono (medida durante 8 horas) es de 9,0 ppmv. Expresa este estándar en tanto por ciento de volumen, así como en mg/m^3 , con 1 atm y 25°C.

Solución. Dentro de un millón de volúmenes de este aire hay 9,0 volúmenes de CO, independientemente de la temperatura y la presión (esta es la ventaja de las unidades ppmv). De ahí obtener el porcentaje de volumen es simple

$$\text{porcentaje CO} = \frac{9,0}{1 \times 10^6} \times 100 = 0,0009\%$$

Para encontrar la concentración en mg/m^3 necesitamos el peso molecular del CO que es 28 (los pesos atómicos de C y O son 12 y 16, respectivamente). Utilizando (1.9) obtenemos

$$\text{CO} = \frac{9,0 \times 28}{24,465} = 10,3 \text{ mg/m}^3$$

Actualmente, el estándar para el CO generalmente se redondea, siendo 10 mg/m^3 .

El hecho de que 1 mol de cualquier gas ideal ocupe el mismo volumen (bajo las mismas condiciones de temperatura y presión) proporciona varias interpretaciones de concentracio-

nes volumétricas expresadas como ppmv. Por ejemplo, 1 ppmv es 1 volumen de contaminante por millón de volúmenes de aire, que equivale a decir 1 mol de contaminante por millón de moles de aire. Igualmente, como cada mol contiene el mismo número de moléculas, 1 ppmv, también corresponderá a 1 molécula de contaminante por millón de moléculas de aire.

$$1 \text{ ppmv} = \frac{1 \text{ mol de contaminante}}{10^6 \text{ mol de aire}} = \frac{1 \text{ molécula de contaminante}}{10^6 \text{ moléculas de aire}} \quad (1.11)$$

1.3. Equilibrio de masas

Todo tiene que ir hacia algún lugar, es una manera sencilla de expresar uno de los principios más fundamentales de ingeniería. Más concretamente la *ley de la conservación de la masa* que dice que cuando tienen lugar las reacciones químicas, la materia ni se crea ni se destruye (aunque en reacciones nucleares, la masa puede ser convertida en energía). Lo que este concepto nos permite hacer es rastrear los componentes, por ejemplo los contaminantes cuando pasan de un lugar a otro, a través de ecuaciones de *equilibrio o balance de masa*. Ésta es una de las herramientas más ampliamente utilizadas para analizar contaminantes en el ambiente y es la base para muchos de los enfoques que se introducirán en capítulos posteriores.

El primer paso en el análisis del equilibrio de masas es definir la región particular del espacio que va a ser analizado. Esto es lo que, a menudo se llamó el *volumen control*. El volumen control puede incluir ejemplos que van desde un vaso de agua o un simple tanque químico de mezcla hasta la totalidad de una central térmica que quema carbón, un lago, un tramo de la corriente, una burbuja de aire sobre una ciudad o el mismo globo terráqueo. Dibujando una frontera imaginaria alrededor de una región, como sugiere la Figura 1.1, podemos comenzar a cuantificar el flujo de materia a través de la frontera, así como la acumulación y la reacción de materiales dentro de la región.

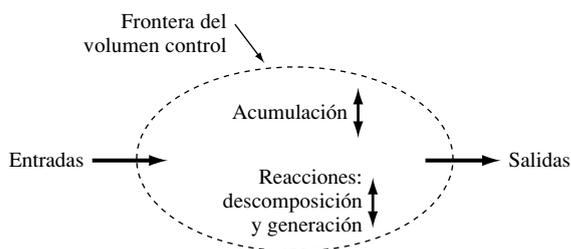


FIGURA 1.1. Diagrama de equilibrio de masas.

Una sustancia que entra en el volumen control tiene cuatro destinos posibles. Algo de ella puede salir de la región igual que entró, algo de ella puede acumularse dentro de la frontera, y algo de ella puede convertirse en alguna otra sustancia (por ejemplo, si entra CO se puede oxidar a CO_2 dentro de la región). También existe la posibilidad de que produzca más de una sustancia (como por ejemplo, el CO que se emite al fumar un cigarrillo dentro del volumen control de un cuarto). A menudo, los procesos de conversión y de producción que pueden ocurrir son recogidos en una sola categoría denominada *reacciones*. Así, utili-

zando la Figura 1.1 como guía, la ecuación de equilibrio de masas puede escribirse para cada sustancia de interés de la siguiente forma:

$$\left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{acumulación} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{entrada} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{producción} \end{array} \right) + \left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{reacción} \end{array} \right) \quad (1.12)$$

La tasa de reacción puede ser positiva, si la generación de sustancias es más rápida que su descomposición, o negativa, si disminuye más rápido de lo que se produce. Igualmente, la tasa de acumulación puede ser positiva o negativa. El término *reacción* en (1.12) no implica una infracción de la ley de la conservación de masa. Los átomos se conservan, pero los compuestos químicos cambian de una sustancia a otra. También es importante advertir que cada término en (1.12) cuantifica una tasa de cambio de masa (por ejemplo, mg/s, lb/hr) y no una masa. Estrictamente, entonces, es más la acumulación de la tasa de equilibrio de masas que el equilibrio de masas, y (1.12) denota que la tasa de acumulación de masa es igual a la diferencia entre la tasa de masa que entra y la que sale, más la tasa neta de la masa que reacciona, dentro del volumen control definido.

Frecuentemente (1.12) puede simplificarse. La simplificación más común resulta cuando las condiciones de estabilidad o equilibrio pueden ser asumidas. El equilibrio significa, simplemente, que no hay acumulación de masa con el tiempo; el sistema ha tenido sus entradas y ha permanecido constante el tiempo suficiente, como para que ningún elemento haya sufrido un cambio o haya tenido la oportunidad de desaparecer. La concentración de contaminantes es constante. De ahí, que el término de tasa de acumulación en (1.12) sea igual a cero, y los problemas pueden resolverse generalmente usando la simple álgebra.

Una segunda simplificación en (1.12) resulta cuando una sustancia se conserva dentro de la región en cuestión, no ocurre ninguna reacción, no existe afección de radioactividad, actividad bacteriana, ni descomposición o generación química. Para tales sustancias la tasa de reacción en (1.12) es cero. Como ejemplos de sustancias que son modelos típicos de conservación tenemos todos los sólidos disueltos en una masa de agua, metales pesados en tierra, y el dióxido de carbono en el aire. El gas radiactivo radón en una casa o la descomposición de residuos orgánicos en un lago, son ejemplos de sustancias que no se conservan o no conservativas. A menudo, problemas que implican sustancias no conservativas pueden simplificarse cuando la tasa de reacción es lo suficientemente pequeña como para ser ignorada.

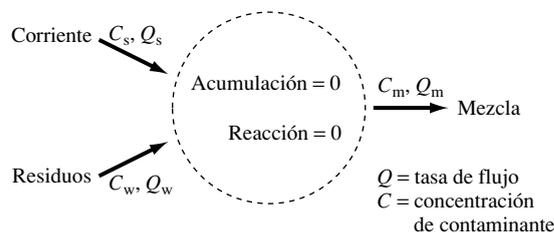


FIGURA 1.2. Un sistema estable de conservación. Los contaminantes entran y salen de la región con la misma tasa.

Estado estable de conservación de sistemas

Los sistemas más simples de analizar son aquellos en los que podemos asumir un estado estable (la tasa de acumulación es cero), y las sustancias en cuestión se conservan (la tasa de reacción es cero). En estos casos (1.2) se simplifica de la siguiente manera:

$$\text{Tasa de entrada} = \text{Tasa de salida} \quad (1.13)$$

Es el caso del estado estable de conservación del sistema mostrado en la Figura 1.2. El sistema contenido dentro de las fronteras podría ser un lago, una sección del flujo de una corriente libre o la masa de aire existente sobre una ciudad. Una de las entradas al sistema es una corriente (de agua o aire, por ejemplo) con una tasa del flujo Q_s (volumen/tiempo) y una concentración de contaminante C_s (masa/volumen). La otra entrada es una corriente de residuos con tasa del flujo Q_w y una concentración de contaminante C_w . La producción es una mezcla con tasa del flujo Q_m y concentración de contaminante C_m . Si el contaminante se conserva y si asumimos condiciones de estado estable, entonces el equilibrio de masas expresado en (1.13) nos permite escribir lo siguiente:

$$C_s Q_s + C_w Q_w = C_m Q_m \tag{1.14}$$

Los siguientes ejemplos ilustran el uso de la ecuación anterior. Y lo que es más importante, proporciona un algoritmo general para resolver los problemas de equilibrio de masas.

EJEMPLO 1.4. Dos corrientes contaminantes

Una corriente que recorre $10 \text{ m}^3/\text{s}$ se ve incrementada con un afluente con un flujo de $5 \text{ m}^3/\text{s}$. La concentración de cloruro de la corriente, río arriba de la confluencia, es $20,0 \text{ mg/L}$, y la concentración de cloruro del afluente es de $40,0 \text{ mg/L}$. Tratando el cloruro como una sustancia que se conserva y asumiendo que las dos corrientes se mezclan completamente, encuentre la concentración de cloruro río abajo.

Solución. El primer paso para resolver un problema de equilibrio de masas es el de dibujar el problema, identificando el volumen de la «región» o volumen control que queremos analizar. En este problema hemos nombrado las variables como muestra la Figura (1.3).

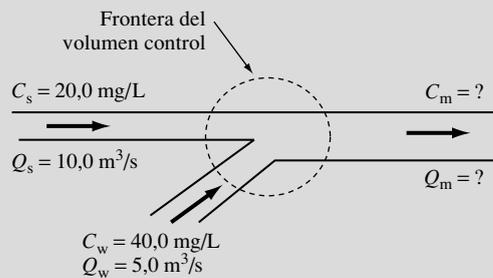


FIGURA 1.3. Esquema del sistema, de las variables, y de las cantidades cuando la corriente y el afluente se mezclan como en el ejemplo.

Después, la ecuación de equilibrio de masas (1.12), la escribimos y simplificamos según las condiciones del problema

$$\cancel{\left(\text{Tasa de acumulación} \right)} = \left(\text{Tasa de entrada} \right) - \left(\text{Tasa de salida} \right) + \cancel{\left(\text{Tasa de reacción} \right)}$$

La Ecuación (1.12) simplificada, la escribimos en los términos de las variables del esquema

$$0 = C_s Q_s + C_w Q_w - C_m Q_m$$

El siguiente paso es rehacer la expresión despejando las variables que nos interesan, en este caso, la concentración de cloruro después de la confluencia, C_m . Note que el flujo de la mezcla es la suma de los dos flujos de corriente, $Q_s + Q_w$, y que podemos sustituirlo por Q_m en la siguiente expresión

$$C_m = \frac{C_s Q_s + C_w Q_w}{Q_m} = \frac{C_s Q_s + C_w Q_w}{Q_s + Q_w}$$

La última etapa consiste en sustituir los valores de las cantidades conocidas en la expresión que nos lleva a una pregunta de unidades, las unidades dadas para C son mg/L, y las unidades para Q son m³/s. Tomando el producto de las concentraciones y los rendimientos de las tasas de flujo de la mezcla, las unidades son mg/L · m³/s, que podríamos simplificar aplicando el factor de conversión de 10³ L = 1 m³. Sin embargo, si hacemos eso, tendríamos que volver a aplicar ese mismo factor de conversión para obtener la concentración de mezcla final en las unidades deseadas de mg/L. En problemas de este tipo, es mucho más fácil conservar las unidades de la mezcla en la ecuación, aunque pueda parecer difícil al principio, y hacer los trabajos de cálculo fuera de la expresión. Corriente abajo la concentración de cloruro es

$$C_m = \frac{(20,0 \times 10,0 + 40,0 \times 5,0) \text{ mg/L} \cdot \text{m}^3/\text{s}}{(10,0 + 5,0) \text{ m}^3/\text{s}} = 26,7 \text{ mg/L}$$

Este problema de mezcla de corrientes es relativamente simple, cualquiera que sea el enfoque utilizado. Dibujando el sistema, marcando las variables y los parámetros, escribiendo la ecuación de equilibrio de masas simplificada, y resolviéndolo entonces, para la variable de interés, es el mismo enfoque que se utilizará para resolver los problemas de equilibrio de masas, mucho más complejos, posteriormente en este capítulo y en el libro.

Sistemas *batch* con contaminantes que no se conservan o no conservativos

El sistema más simple con un contaminante no conservativo es un *sistema batch*. Por definición, no hay ni entrada ni salida del contaminante en un sistema *batch*, no obstante los contaminantes en el sistema experimentan reacciones químicas, biológicas o nucleares, lo suficientemente rápido, como para que deban ser tratados como sustancias que no se conservan. En un sistema *batch* (reactor) se asume que su contenido está distribuido homogéneamente y, a menudo, se define como *reactor batch completamente mezclado* (CMBR, *Completely mixed batch reactor*). La concentración bacteriana en un tanque de agua cerrado puede considerarse como un contaminante no conservativo en un reactor *batch*, porque cambiará con el tiempo, aunque no vertamos ni retiremos agua del tanque. Igualmente, la concentración de dióxido de carbono en un espacio mal ventilado puede ser un modelo de sistema *batch* no conservativo, porque la concentración de dióxido de carbono aumenta con la respiración de las personas del cuarto. Para un reactor *batch*, (1.12) se simplifica a

$$\text{Tasa de acumulación} = \text{Tasa de reacción} \quad (1.15)$$

Como hemos visto antes, la *tasa de reacción* es la suma de las *tasas de descomposición*, que es una cantidad negativa, y las *tasas de generación*, que son positivas. Ya que las tasas

de reacción puedan presentar muchas dependencias y relaciones complejas, químicas, bioquímicas y la mayoría de las nucleares, podemos vincularlas a ecuaciones de *orden cero*, *primero* o *segundo*. En una reacción de orden cero, la tasa de reacción de la sustancia, $r(C)$, no es dependiente de la cantidad de la sustancia presente y se puede expresar como

$$r(C) = k \text{ (generación)} \quad \text{o} \quad r(C) = -k \text{ (descomposición)} \quad (1.16)$$

Donde k es el coeficiente de la tasa de reacción y tiene las unidades de $\text{masa} \cdot \text{volumen}^{-1} \cdot \text{tiempo}^{-1}$ (ejemplo: $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$). La tasa de evaporación de agua de un cubo es una reacción de orden cero, porque la tasa de pérdida de agua no depende de la cantidad de agua del cubo, sólo es dependiente del área constante de la superficie que está en contacto con el aire.

Usando (1.15) y (1.16), el equilibrio de masas para una reacción de orden cero de una sustancia en un reactor *batch* es

$$V \frac{dC}{dt} = -Vk$$

La ecuación está escrita como una descomposición de orden cero, ya que tiene signo negativo. Dado que cada término en el equilibrio de masas tiene sus unidades de masa/tiempo, ambos términos, el de acumulación y reacción, se multiplican por el volumen del reactor *batch*. Aunque en un sistema *batch* el coeficiente del volumen desaparece al dividir ambos términos por V , debemos recordar su presencia en la ecuación inicial de equilibrio, porque en otros sistemas puede que no nos permita eliminarlo. Para resolver la ecuación diferencial las variables se separan y se integran de la siguiente forma

$$\int_{C_0}^C dC = -k \int_0^t dt \quad (1.17)$$

lo que da

$$C - C_0 = -kt$$

Resolviendo para la concentración tenemos

$$C = C_0 - kt \quad (1.18)$$

donde C_0 es la concentración inicial.

Usando (1.18) y su análoga para una reacción de generación de orden cero, en la Figura 1.4 se muestra cómo la concentración de una sustancia cambia con el tiempo y reacciona con cinética de orden cero, bien para descomponerse (1.18) o, en el caso de su análogo, para generarse.

Para todos los contaminantes no conservativos que experimentan otras reacciones distintas a las de orden cero, la tasa de reacción es dependiente de la concentración de contaminante presente. Aunque la tasa de descomposición o generación puedan ser de otros órdenes, la tasa de reacción que nos vamos a encontrar, normalmente, es de orden cero, mientras que la tasa de descomposición es de primer orden. Una tasa de reacción de primer orden es

$$r(C) = kC \text{ (generación)} \quad \text{o} \quad r(C) = -kC \text{ (descomposición)} \quad (1.19)$$

Donde k es, todavía, una tasa de reacción constante, pero ahora tiene las unidades de tiempo recíprocas (tiempo^{-1}). La descomposición radiactiva del radón sigue una descomposición

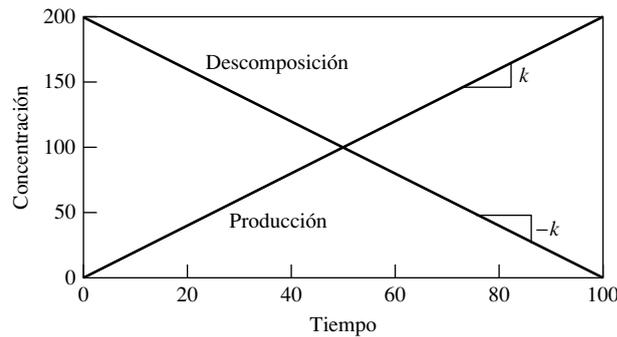


FIGURA 1.4. Concentración de una sustancia reaccionando en un sistema *batch* con cinética de orden cero.

de primer orden, la masa que se descompone por unidad de tiempo es directamente proporcional a la masa presente originariamente. Usando (1.15) y (1.19), el equilibrio de masas para un contaminante que experimenta una descomposición de primer orden en un reactor *batch* es

$$V \frac{dC}{dt} = -VkC$$

Esta ecuación puede ser integrada por separación de las variables y resuelta de forma similar a (1.17). Cuando resolvemos para concentraciones, tenemos

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (1.20)$$

Que es, asumiendo una reacción de primer orden, la concentración de la sustancia en cuestión descomponiéndose exponencialmente. Esta función exponencial aparecerá tan a menudo en este texto, que volveremos a introducirla y examinarla, más profundamente, en el Capítulo 3, «Las matemáticas del crecimiento». La dependencia del tiempo, en concentraciones de contaminantes no conservativos, en un sistema *batch* de primer orden, puede verse en la Figura 1.5.

Aunque, menos común que las reacciones de primer orden, a veces, una sustancia podría generarse o descomponerse por un proceso de segundo orden. Por ejemplo, el radical hidroxilo, reacciona con contaminantes orgánicos volátiles, es un paso clave en la generación de la niebla *smog*. Sin embargo, si dos radicales colisionan y reaccionan, forman una mo-

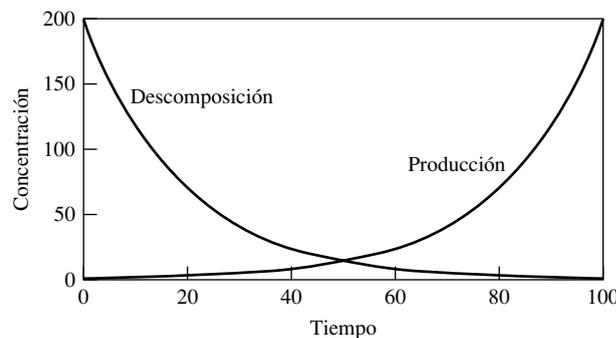


FIGURA 1.5. Concentración de una sustancia reaccionando en un sistema *batch* de primer orden.

lécula mucho menos poderosa, peróxido de hidrógeno (agua oxigenada). Ésta es una reacción de segundo orden, ya que dos radicales de hidroxilo se consumen por cada peróxido de hidrógeno generado. La tasa de reacción de segundo orden es

$$r(C) = kC^2 \text{ (generación)} \quad \text{o} \quad r(C) = -kC^2 \text{ (descomposición)} \quad (1.21)$$

donde k es ahora una tasa de reacción constante con unidades de volumen \cdot por masa⁻¹ por tiempo⁻¹. Sustituyendo (1.21) en (1.15), obtenemos la ecuación diferencial de segundo orden para la descomposición de sustancias no conservativas en un reactor *batch*

$$V \frac{dC}{dt} = -VkC^2$$

Podemos integrar y entonces resolvemos para hallar el rendimiento de la concentración

$$C = \frac{C_0}{1 + C_0kt} \quad (1.22)$$

La Figura 1.6 muestra cómo la concentración de una sustancia cambia con el tiempo, tanto si hay generación como si hay descomposición, para una reacción de segundo orden en un reactor *batch*.

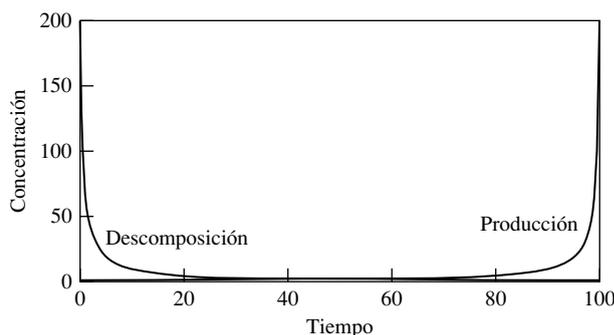


FIGURA 1.6. Concentración de una sustancia reaccionando en un sistema *batch* con cinética de segundo orden.

Sistemas en estado estable con contaminantes no conservativos

Si suponemos que las condiciones estables prevalecen y tratamos con contaminantes que no se conservan, entonces (1.12) sería

$$0 = \text{Tasa de entrada} - \text{Tasa de salida} + \text{Tasa de reacción} \quad (1.23)$$

El reactor *batch* que acabamos de discutir no puede describir un sistema de estado estable para una sustancia no conservativa, porque ahora hay entrada y salida. Aunque hay un número infinito de tipos de reactores posibles, empleando simplemente dos de estos tipos de reactores ideales podemos crear un gran número de modelos de procesos ambientales. Para distinguir estos dos reactores ideales utilizamos el tipo de mezcla del sistema. En el primero, las sustancias dentro del sistema están mezcladas homogéneamente, como en un reactor *batch*. Este sistema se denomina de diversas formas: *tanque reactor continuamente batido* (CSTR, *continuously stirred tank reactor*), reactor de flujo perfectamente mezclado y modelo de caja de mezcla completa. El agua en una charca superficial con una entrada y una

salida es un modelo CSTR típico, como lo es el aire dentro de un espacio bien ventilado. El concepto clave es que la concentración C , dentro del contenedor CSTR es uniforme. Daremos ejemplos de cómo se comporta un CSTR y, después, discutiremos el otro modelo ideal de reactor que se utiliza más a menudo, el *reactor tapón de flujo* (PFR, *plug flow reactor*).

El término de tasa de reacción en el lado derecho de la Ecuación (1.23) puede mostrar una sustancia descomponiéndose o generándose (dependiendo de si el resultado es positivo o negativo) y, para la mayoría de los propósitos ambientales, su tasa puede ser aproximada a cero, primero, o segundo orden. Igual que en el caso del reactor batch, para un CSTR asumimos que la sustancia se distribuye uniformemente a través de un volumen V , así es que la cantidad total de sustancia es CV . La tasa de reacción total de una sustancia no conservativa es $d(CV)/dt = VdC/dt = Vr(C)$. Sumando (1.16), (1.19) y (1.21), podemos escribir la tasa de reacción para sustancias no conservativas con las siguientes expresiones:

$$\text{Tasa de descomposición, de orden cero} = -Vk \quad (1.24)$$

$$\text{Tasa de generación, de orden cero} = Vk \quad (1.25)$$

$$\text{Tasa de descomposición, de primer orden} = -VkC \quad (1.26)$$

$$\text{Tasa de generación, de primer orden} = VkC \quad (1.27)$$

$$\text{Tasa de descomposición, de segundo orden} = -VkC^2 \quad (1.28)$$

$$\text{Tasa de generación, de segundo orden} = VkC^2 \quad (1.29)$$

Así, por ejemplo, para un modelo CSTR que contiene una sustancia que se descompone con una tasa de segundo orden, nosotros combinamos (1.23) con (1.28) y, finalmente, conseguimos una expresión útil y sencilla para el equilibrio de masas de un contaminante no conservativo de estado estable, un sistema CSTR.

$$\text{Tasa de entrada} = \text{Tasa de salida} + kC^2V \quad (1.30)$$

EJEMPLO 1.5. Un lago contaminado

Considere un lago de $10 \times 10^6 \text{ m}^3$ alimentado por una corriente contaminada que tiene una tasa de flujo de $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$ y una concentración de contaminante igual a $10,0 \text{ mg/L}$ (Figura 1.7). Hay también, un canal que descarga $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ de de agua residual, con una concentración de contaminante de 100 mg/L . Los desechos de la corriente y el agua residual tienen un coeficiente de tasa de descomposición de $0,20/\text{día}$. Suponiendo que el contaminante está mezclado completamente en el lago y que no hay evaporación ni otras pérdidas ni ganancias de agua, encuentre el estado estable de concentración de contaminante en el lago.

Solución. Podemos usar el lago de la Figura 1.7 como nuestro volumen de control. Suponiendo que en el lago se produce una mezcla completa e instantánea (actúa como un CSTR) la concentración, C , en el lago es la misma que la concentración de salida, C_m . Las unidades (días^{-1}) del coeficiente de reacción de descomposición, indican que es una reacción de primer orden. Usando (1.23) y (1.26):

$$\text{Tasa de entrada} = \text{Tasa de salida} + kCV \quad (1.31)$$

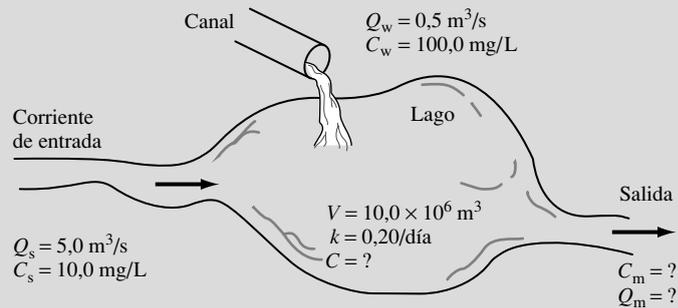


FIGURA 1.7. Un lago con contaminantes no conservativos.

Ahora cada término evoluciona de la siguiente forma:

Hay dos fuentes de entrada, así que la tasa de entrada total es

$$\text{Tasa de entrada} = Q_s C_s + Q_w C_w$$

La tasa de salida es

$$\text{Tasa de salida} = Q_m C_m = (Q_s + Q_w)C$$

(1.31), entonces, llega a ser

$$Q_s C_s + Q_w C_w = (Q_s + Q_w)C + kCV$$

Y resolviendo para C ,

$$C = \frac{Q_s C_s + Q_w C_w}{Q_s + Q_w + kV}$$

$$= \frac{5,0 \text{ m}^3/\text{s} \times 10,0 \text{ mg/L} + 0,5 \text{ m}^3/\text{s} \times 100,0 \text{ mg/L}}{(5,0 + 0,5) \text{ m}^3/\text{s} + \frac{0,20/\text{d} \times 10,0 \times 10^6 \text{ m}^3}{24 \text{ h/d} \times 3.600 \text{ s/h}}}$$

Por tanto

$$C = \frac{100}{28,65} = 3,5 \text{ mg/L}$$

Los modelos ideales engloban contaminantes no conservativos completamente mezclados, los sistemas de estado estable se usan para analizar problemas que podemos encontrar frecuentemente de contaminación de agua como el que se muestra en el ejemplo anterior. Los mismos modelos sencillos pueden ser aplicados a ciertos problemas de calidad del aire como demuestra el ejemplo siguiente.

EJEMPLO 1.6. Un bar de fumadores

En un bar de fumadores con un volumen de 500 m^3 , se encuentran 50 fumadores, cada uno fuma 2 cigarrillos por hora (véase Figura 1.8). Un cigarrillo emite, entre otras cosas, cerca de $1,4 \text{ mg}$ de formaldehído (HCHO). El formaldehído se convierte en dióxido de

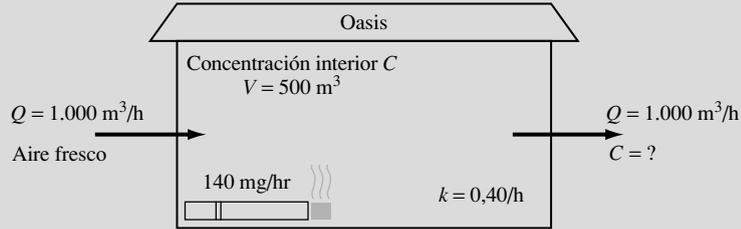


FIGURA 1.8. Humo de tabaco en un bar.

carbono con coeficiente de tasa de reacción $k = 0,40/h$. El aire fresco entra en el bar a razón de $1.000 \text{ m}^3/h$, y el aire acumulado abandona el bar con la misma tasa. Suponiendo la mezcla completa, estime el estado estable de concentración de formaldehído en el aire. A 25°C y 1 atm de presión. Una vez que conozca el resultado, compárelo con el umbral para la irritación de los ojos situado en $0,05 \text{ ppm}$.

Solución. El bar se comporta como un reactor CSTR, y el mezclarse completamente significa que la concentración de formaldehído dentro del bar, C , es igual que la concentración del aire que sale de él. Como la concentración de formaldehído del aire fresco podemos considerarla 0, la tasa de entrada en (1.23) es también 0. Nuestra ecuación de equilibrio de masas es, entonces,

$$\text{Tasa de salida} = \text{Tasa de reacción} \quad (1.32)$$

Sin embargo, ambos términos, el de generación (el humo del cigarrillo) y el de descomposición (la conversión de formaldehído a dióxido de carbono) intervienen en la tasa de reacción. Si llamamos a la tasa de generación, G , podemos escribir

$$G = 50 \text{ fumadores} \times 2 \text{ cig/h} \times 1,4 \text{ mg/cig} = 140 \text{ mg/h}$$

Podemos entonces expresar (1.32) en los términos de las variables del problema y (1.26) como

$$QC = G - kCV$$

así

$$\begin{aligned} C &= \frac{G}{Q + kV} = \frac{140 \text{ mg/h}}{1.000 \text{ m}^3/h + (0,40/h) \times 500 \text{ m}^3} \\ &= 0,117 \text{ mg/m}^3 \end{aligned}$$

Utilizaremos (1.9) para convertir mg/m^3 en ppm. El peso molecular del formaldehído es 30, así que,

HCHO

$$= \frac{C (\text{mg/m}^3) \times 24,465}{\text{peso molecular}} = \frac{0,117 \times 24,465}{30} = 0,095 \text{ ppm}$$

Casi duplica el umbral de $0,05 \text{ ppm}$ para la irritación de los ojos.

Además de un CSTR, el otro tipo de reactor ideal que es usado a menudo en modelos de contaminantes que fluyen a través de un sistema es un *reactor tapón de flujo* (PFR). Un PFR puede visualizarse como una larga tubería o un canal, en el cual no hay mezcla de los contaminantes a lo largo del recorrido de entrada y salida. También un PFR podría verse como una cinta transportadora que lleva una simple fila de botellas y las reacciones tienen lugar dentro de cada botella, pero no hay mezcla de contenidos de una botella a otra. La conducta de un contaminante arrastrado por un río o el chorro de una corriente en las capas superiores de la atmósfera de la Tierra podrían ser representados como un sistema PFR. La diferencia clave entre un PFR y un CSTR, es que en un PFR no hay mezcla de una porción de fluido con otra ni en la entrada ni al final del volumen de control, mientras que en un CSTR, todo el fluido del contenedor se mezcla continuamente y completamente. La Ecuación (1.23) se aplica en estados estables, tanto en CSTR como en PFR, pero para un PFR no podemos aplicar la simplificación que hacíamos en los ejemplos de CSTR (la concentración del volumen control es la misma que la del líquido que sale del mismo). La concentración de contaminante en una porción de fluido cambia a medida que la parcela progresa a través del PFR. Intuitivamente, podemos ver lo que ocurre en un PFR como una cinta transportadora que traslada por separado delgado reactor *batch* a través del volumen control. Cuando el contaminante entra en el PFR la concentración, C_0 , se tomará un tiempo dado, t , para recorrer la longitud del volumen control y dejará el PFR con una concentración justo como si hubiese estado en un reactor *batch*, durante ese mismo periodo de tiempo. Así, una sustancia con una tasa de descomposición de orden cero, primero, o segundo, dejará el PFR con una concentración dada por (1.18), (1.20) y (1.22), respectivamente, teniendo en cuenta que t , en cada ecuación, es la estancia del líquido en el volumen control y viene dada por

$$t = l/v = V/Q \quad (1.33)$$

donde l es la longitud del PFR, v es la velocidad del fluido, V es el volumen control del PFR, y Q es la tasa de flujo del líquido.

EJEMPLO 1.7. Migración de los salmones jóvenes

Todos los años garzas, gaviotas, águilas, y otros pájaros se concentran, a lo largo de un tramo de corriente de 4,75 km que conecta un lago con el océano, para atrapar el salmón fingerling ya que ellos emigran río abajo hacia el mar. Los pájaros son pescadores eficaces y consumirán 10.000 fingerlings por kilómetro de corriente cada hora, independientemente del número de salmones que haya en la corriente. Es decir, hay suficiente salmón; los pájaros sólo se ven limitados por lo rápido que puedan capturar y comer el pez. La corriente atraviesa un área promedio de 20 m^2 , y el salmón se mueve corriente abajo con una tasa de flujo de la corriente de $700 \text{ m}^3/\text{min}$. Si hay 7 fingerlings por m^3 en el agua que entra en la corriente, ¿cuál es la concentración de salmón que alcanza el océano después de que los pájaros se hayan alimentado?

Solución. Primero dibujamos una figura representando la corriente como el volumen control y las variables (Figura 1.9).

Los pájaros comen salmón con una tasa constante, que no es dependiente de la concentración del salmón en la corriente, la tasa de consumo del salmón es de orden cero, de tal modo que

$$k = \frac{10.000 \text{ pez} \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}}{20 \text{ m}^2 \times 1.000 \text{ m/km}} = 0,50 \text{ pez} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

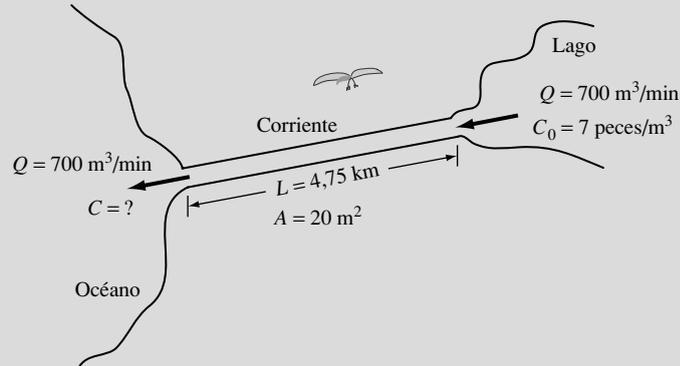


FIGURA 1.9. Pájaros pescando salmónes a lo largo de la corriente.

Para un estado estable PFR, (1.23) pasa a ser (1.18)

$$C = C_0 - kt$$

El tiempo de permanencia, t , en la corriente puede calcularse usando (1.33)

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{4,75 \text{ km} \times 20 \text{ m}^2 \times 1.000 \text{ m/km}}{700 \text{ m}^3/\text{min} \times 60 \text{ min/h}} = 2,26 \text{ h}$$

y la concentración de peces que alcanzan el océano es

$$C = 7 \text{ peces/m}^3 - 0,50 \text{ peces} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1} \times 2,26 \text{ h} = 5,9 \text{ peces/m}^3$$

Función de respuesta en etapas

Hasta ahora hemos computado concentraciones de contaminantes en estados estables para sistemas medioambientales que contenían contaminantes conservativos y no conservativos. Vamos ahora a extender el análisis para incluir estados no estables. Bastante a menudo, nos interesamos en cómo la concentración cambiaría con el tiempo cuando hay un cambio repentino en el conjunto de la contaminación de todo el sistema. Esto se conoce como *función de respuesta en etapas* de un sistema. (Una función que presenta un valor de cero hasta un momento determinado, en el cual asume instantáneamente y lo mantiene, un valor finito constante).

En la Figura 1.10 hemos dibujado el modelo de sistema medioambiental como si fuera una caja, con un volumen V y una tasa de flujo Q dentro y fuera de la caja.

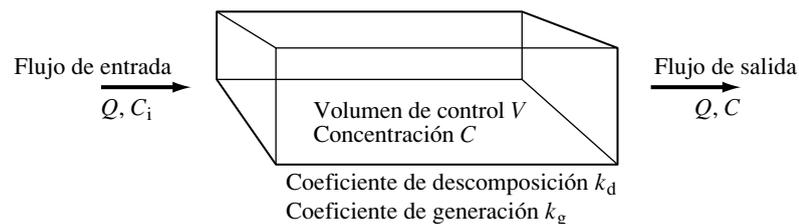


FIGURA 1.10. Modelo de caja para análisis transitorio

Vamos a suponer que todos los componentes de la caja están completamente mezclados durante todo el tiempo (un modelo CSTR) y que la concentración de contaminante C , en la caja es la misma que la concentración que sale. La masa total del contaminante en la caja es por tanto, VC , y la tasa de acumulación de contaminante en la caja es VdC/dt . Designaremos como C_i la concentración de contaminante que entra en la caja. Supondremos que hay generación y descomposición de componentes, tasa de reacción, y designaremos como k_d , al coeficiente de descomposición y como, k_g , al coeficiente de generación. Como es habitual, la descomposición sería una ecuación de primer orden, luego las unidades que tendría k_d son tiempo⁻¹, mientras que la generación es de orden cero, y las unidades de k_g son masa.volumen⁻¹· tiempo⁻¹. Desde (1.12) podemos escribir

$$\left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{acumulación} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{entrada} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{salida} \end{array} \right) + \left(\begin{array}{c} \text{Tasa de} \\ \text{reacción} \end{array} \right)$$

$$V \frac{dC}{dt} = QC_i - QC - Vk_d C + k_g V \quad (1.34)$$

donde

V = Volumen de la caja (m³).

C = Concentración en la caja y en la corriente de residuo que sale (g/m³).

C_i = Concentración de contaminante que entra en la caja (g/m³).

Q = Tasa total de flujo dentro y fuera de la caja (m³/h).

k_d = Coeficiente de la tasa descomposición (h⁻¹).

k_g = Coeficiente de la tasa de generación (g·m·h⁻¹).

Las unidades dadas en la lista precedente son representativas de aquellas que deberíamos encontrar. Lo será cualquier conjunto consistente.

Una manera fácil de encontrar la solución del estado estable para (1.34) es, simplemente poner $dC/dt = 0$, que da

$$C_\infty = \frac{QC_i + k_g V}{Q + k_d V} \quad (1.35)$$

Donde C_∞ es la concentración en la caja con un tiempo $t = \infty$. Ahora nos concierne, aunque la concentración anterior alcanza el estado estable, resolver (1.34). Reordenar (1.34) da

$$\frac{dC}{dt} = -\left(\frac{Q}{V} + k_d\right) \cdot \left(C - \frac{QC_i + k_g V}{Q + k_d V}\right) \quad (1.36)$$

la cual, usando (1.35) podemos reescribirla así

$$\frac{dC}{dt} = -\left(\frac{Q}{V} + k_d\right) \cdot (C - C_\infty) \quad (1.37)$$

Una manera de resolver esta ecuación diferencial es mediante un cambio de variable. Si suponemos

$$y = C - C_\infty \quad (1.38)$$

entonces

$$\frac{dy}{dt} = \frac{dC}{dt} \tag{1.39}$$

por tanto, (1.37) pasa a ser

$$\frac{dy}{dt} = -\left(\frac{Q}{V} + k_d\right)y \tag{1.40}$$

Esta ecuación diferencial la podemos resolver separando variables

$$\int_{y_0}^y dy = -\left(\frac{Q}{V} + k_d\right) \int_0^t dt \tag{1.41}$$

donde y_0 es el valor de y en $t = 0$. Integrando obtenemos

$$y = y_0 e^{-\left(k_d + \frac{Q}{V}\right)t} \tag{1.42}$$

Si C_0 es la concentración en la caja a tiempo $t = 0$, entonces sustituimos en (1.38)

$$y_0 = C_0 - C_\infty \tag{1.43}$$

Sustituyendo (1.38) y (1.43) en (1.42) obtenemos

$$C - C_\infty = (C_0 - C_\infty) e^{-\left(k_d + \frac{Q}{V}\right)t} \tag{1.44}$$

Resolvemos para la concentración en la caja escribiéndola en función del tiempo $C(t)$, y expresando la exponencial como $\exp(\)$

$$C(t) = C_\infty + (C_0 - C_\infty) \exp\left[-\left(k_d + \frac{Q}{V}\right)t\right] \tag{1.45}$$

La Ecuación (1.45) debería tener algún sentido. A tiempo $t = 0$ la función exponencial es igual a 1 y $C = C_0$. Cuando $t = \infty$ el término exponencial es igual a 0 y $C = C_\infty$. La Ecuación (1.45) está representada en la Figura 1.11.

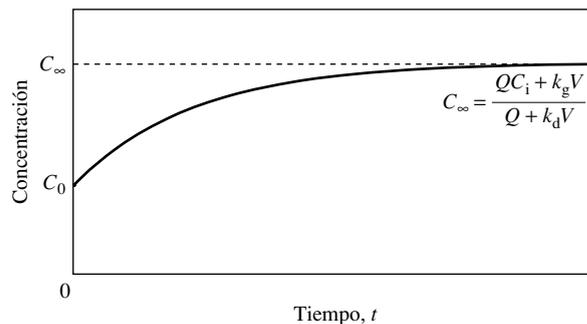


FIGURA 1.11. Función de respuesta escalón para el modelo de la caja CSTR.

EJEMPLO 1.8. Revisión del bar de fumadores

El bar del Ejemplo 1.6 tenía un volumen de 500 m^3 , entrando aire fresco con una tasa de $1.000 \text{ m}^3/\text{h}$. Suponga que cuando el bar abre a las 5 p.m. el aire está limpio. Si el formaldehído, con una tasa de descomposición $k = 0,40/\text{h}$, es emitido por cada cigarrillo fumado con una tasa constante de 140 mg/h empezando a las 5 p.m. ¿Cuál sería la concentración a las 6 p.m.?

Solución. En este caso, $Q = 1.000 \text{ m}^3/\text{h}$, $V = 500 \text{ m}^3$, $G = k_g$, $V = 140 \text{ mg/h}$, $C_i = 0$, y $k_d = 0,40/\text{h}$. La concentración del estado estable se encuentra usando (1.35)

$$C_\infty = \frac{QC_i + k_g V}{Q + k_d V} = \frac{G}{Q + k_d V} = \frac{140 \text{ mg/h}}{1.000 \text{ m}^3/\text{h} + 0,40/\text{h} \times 500 \text{ m}^3} = 0,117 \text{ mg/m}^3$$

Esto concuerda con el resultado obtenido en el Ejemplo 1.6. Para encontrar la concentración después de las 5 p.m. podemos aplicar (1.45) con $C = C_0$.

$$C(t) = C_\infty \left\{ 1 - \exp \left[- \left(k_d + \frac{Q}{V} \right) t \right] \right\} \\ = 0,117 \{ 1 - \exp [- (0,40 + 1.000/500)t] \}$$

A las 6 p.m. $t = 1$, así que

$$C(1 \text{ h}) = 0,117 [1 - \exp (- 2,4 \times 1)] = 0,106 \text{ mg/m}^3$$

Para demostrar aún más el uso de (1.45) reconsideremos el lago analizado en el Ejemplo 1.5. Esta vez asumiremos que el canal, de repente, para de desaguar en el lago, así que detiene su contribución de contaminación al lago.

EJEMPLO 1.9. Disminución repentina de contaminantes descargados en un lago

Consideremos el lago de $10 \times 10^6 \text{ m}^3$ analizado en el Ejemplo 1.5, el cual bajo unas condiciones dadas, había encontrado un estado estable de concentración de contaminación que alcanzaba $3,5 \text{ mg/L}$. El contaminante es no conservativo, con una tasa de reacción constante, $k_d = 0,20/\text{día}$. Suponga que las condiciones en las que se encuentra el lago son inaceptables. Se resuelve el problema decidiendo desviar completamente toda el agua residual del lago, eliminar la fuente de contaminación. La corriente entrante tiene todavía un flujo $Q_s = 5,0 \text{ m}^3/\text{s}$ y una concentración $C_s = 10,0 \text{ mg/L}$. Con el canal del agua residual quitaron el flujo saliente Q , que es también $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Suponiendo las condiciones de mezcla completa, encuentre la concentración de contaminante en el lago una semana después de la desviación, y encuentre la concentración del nuevo estado estable.

Solución. Para esta situación

$$C_0 = 3,5 \text{ mg/L}$$

$$V = 10 \times 10^6 \text{ m}^3$$

$$Q = Q_s = 5 \text{ m}^3/\text{s} \times 3.600 \text{ s/h} \times 24 \text{ h/día} = 43,2 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$C_s = 10,0 \text{ mg/L} = 10,0 \times 10^3 \text{ mg/m}^3$$

$$K_d = 0,20/\text{día}$$

La tasa total de contaminación que está entrando en el lago desde que comenzó la corriente es

$$Q_s C_s = 43,2 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{día} \times 10,0 \times 10^3 \text{ mg/m}^3 = 43,2 \times 10^8 \text{ mg/día}$$

El estado estable de concentración puede obtenerse desde (1.35)

$$\begin{aligned} C_\infty &= \frac{QC_s}{Q + k_d V} = \frac{43,2 \times 10^8 \text{ mg/día}}{43,2 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{día} + 0,20/\text{día} \times 10^7 \text{ m}^3} \\ &= 1,8 \times 10^3 \text{ mg/m}^3 = 1,8 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

Usando (1.45), podemos encontrar la concentración de contaminante en el lago una semana después de que se vertiera la última gota:

$$C(t) = C_\infty + (C_0 - C_\infty) \exp \left[- \left(k_d + \frac{Q}{V} \right) t \right]$$

$$C(7 \text{ días}) = 1,8 + (3,5 - 1,8) \exp \left[- \left(0,2/\text{día} + \frac{43,2 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{día}}{10 \times 10^6 \text{ m}^3} \right) \times 7 \text{ días} \right]$$

$$C(7 \text{ días}) = 2,1 \text{ mg/L}$$

La Figura 1.12 muestra la disminución en la concentración de contaminante para este ejemplo.

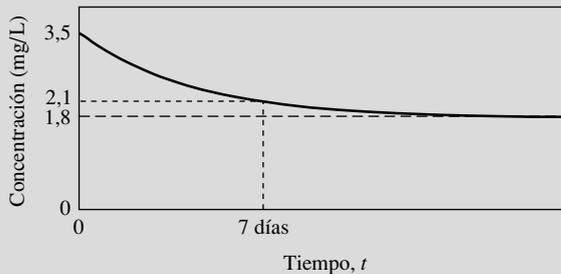


FIGURA 1.12. Perfil de la concentración de contaminante para el Ejemplo 1.9.

1.4. Fundamentos de energía

Así como podemos utilizar la ley de la conservación de la masa para escribir las ecuaciones de equilibrio de masas, fundamentales para la comprensión y el análisis del flujo de materiales, podemos utilizar *la primera ley de la termodinámica* para escribir las ecuaciones de equilibrio de energía, que nos ayudarán a analizar los flujos de energía.

Una definición de *energía* es la capacidad para hacer un trabajo, donde *trabajo* se puede describir como la fuerza necesaria para desplazar un objeto. Una interpretación sencilla de

la *segunda ley de la termodinámica* dice que cuando hacemos un trabajo, siempre habrá alguna ineficacia, esto es, alguna parte de la energía empleada en el proceso acabará por convertirse en calor de desecho. Cómo este calor de desecho afecta al ambiente es una consideración importante en el estudio de la ingeniería y ciencia ambientales.

Otro término familiar importante es la *fuerza*. La fuerza es la *tasa* de hacer un trabajo. Tiene unidades de energía por unidad de tiempo. En unidades SI la fuerza se da en julios por segundo (J/s) o en kilojulios por segundo (kJ/s). En honor al ingeniero escocés James Watt, quien desarrolló el motor de intercambio de vapor, denominamos vatio (W) a julio por segundo ($1 \text{ J/s} = 1 \text{ W} = 3,412 \text{ Btu/h}$).

La primera ley de la termodinámica

La primera ley de la termodinámica dice simplemente que la energía ni se crea ni se destruye. La energía puede cambiar de forma en algunos procesos, como cuando la energía química de un combustible se convierte en calor y electricidad en una central eléctrica, o cuando la energía potencial del agua detrás de un dique se convierte en energía mecánica cuando gira la turbina de una planta hidroeléctrica. En cualquier caso, lo que la primera ley de la termodinámica dice es que deberíamos poner bajo estudio y poder justificar cada uno de los bit de energía que forman parte de un proceso para que al final tengamos tanto como tuvimos al principio. Con la contabilidad apropiada podemos tratar las reacciones, aún nucleares, que implican la conversión de masa a la energía.

Para aplicar la primera ley de la termodinámica es necesario definir el sistema de estudio, igual que hicimos en el análisis de flujo de masas. El sistema (volumen control) puede que, a veces, lo representemos con una frontera imaginaria alrededor; puede ser el motor de un automóvil, o una planta nuclear, o el volumen de gas emitido por una chimenea. Después, cuando exploremos el equilibrio de la temperatura mundial, el sistema será la misma Tierra. Después de definir una frontera el resto del universo se convierte en los *alrededores*. Sin embargo, por el simple hecho de definir una frontera no significa que esa energía y/o la materia no puedan fluir a través de ella. Los sistemas en los que tanto la energía como la materia pueden fluir a través de la frontera se denominan *sistemas abiertos*, mientras que aquellos en los cuales la energía puede fluir a través de ellos pero la materia no, se denominan *sistemas cerrados*.

Como la energía se conserva podemos escribir lo siguiente para cualquier sistema definido:

$$\left(\begin{array}{l} \text{Energía total que} \\ \text{cruza la frontera} \\ \text{como calor y trabajo} \end{array} \right) + \left(\begin{array}{l} \text{Energía total de} \\ \text{masa que entra} \\ \text{en el sistema} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{l} \text{Energía total} \\ \text{de masa que} \\ \text{sale del sistema} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{l} \text{Cambio neto} \\ \text{de energía} \\ \text{en el sistema} \end{array} \right) \quad (1.46)$$

Para sistemas cerrados no hay movimiento de masa a través de la frontera, así que, al segundo y tercer término los sacamos de la ecuación. La acumulación de energía representada en la parte derecha de la Ecuación (1.46) puede cambiar, dependiendo de la forma de observar, de forma macroscópica tenemos energía cinética y energía potencial, de forma microscópica energía atómica y la estructura molecular del sistema. Esas formas microscópicas de energía incluyen la energía cinética de las moléculas y la energía asociada con las fuerzas que actúan entre moléculas, entre átomos dentro de moléculas, y dentro de los átomos. La suma de esas formas microscópicas de energía se llama *sistema interno de energía* y se representa por el símbolo U . La *energía total*, E , que una sustancia posee puede describirse

entonces, como la suma de su energía interna U , de su energía cinética KE , y de su energía potencial PE :

$$E = U + KE + PE \quad (1.47)$$

En muchas aplicaciones de (1.46) la energía neta añadida a un sistema causará un aumento de la temperatura. El calor perdido (malgastado) por una central eléctrica, por ejemplo, hará que la temperatura de refrigeración necesaria sea más baja de lo que requeriría la refrigeración de su condensador. La cantidad de energía necesaria para elevar la temperatura de una unidad de masa de una sustancia 1 grado se llama *calor específico*. El calor específico del agua es la base para definir dos unidades importantes de energía, la *unidad térmica británica* (Btu) que se define como la cantidad de energía que se requiere para elevar 1 lb de agua 1 °F, y la *kilocaloría* que es la energía que se requiere para que 1 kg de agua eleve su temperatura 1 °C. En las definiciones se ha supuesto que la temperatura del agua es 15 °C (59 °F). Dado que las kilocalorías no son la unidad preferida de energía, los valores del calor específico en el sistema SI vienen dados en kJ/kg °C, donde $1 \text{ kcal/kg } ^\circ\text{C} = 1 \text{ Btu/lb } ^\circ\text{F} = 4,184 \text{ kJ/kg } ^\circ\text{C}$.

Para la mayoría de las aplicaciones el calor específico de líquidos o sólidos puede tratarse como una cantidad sencilla que varía ligeramente con la temperatura. Para gases, por otro lado, el concepto del calor específico es complicado, ya que parte de la energía absorbida en forma de calor por un gas puede causar un incremento de la temperatura y, algunas veces, hace que el gas se expanda, realizando un trabajo en su entorno. Eso significa que necesito más energía para elevar la temperatura de un gas que puede expandirse, que la que necesitaría si el gas se mantuviera a volumen constante. El *calor específico a volumen constante*, c_v , se usa cuando un gas no cambia de volumen al calentarse o enfriarse, o si el volumen varía pero vuelve a su estado inicial al finalizar el proceso. Igualmente, el *calor específico a presión constante*, c_p , se aplica a sistemas que no cambian la presión. Para sustancias incompresibles, esto es líquidos y sólidos bajo circunstancias normales, c_v y c_p son idénticos. Para gases, c_p es mayor que c_v .

Para asociaciones más complicadas, con sistemas que experimentan cambios de presión y volumen, es más fácil introducir otra propiedad de la termodinámica llamada *entalpía*. La entalpía H de una sustancia se define como

$$H = U + PV \quad (1.48)$$

Donde, U es la energía interna, P es la presión, y V es el volumen. La entalpía por unidad de masa de una sustancia depende sólo de la temperatura. Tiene unidades de (kJ o Btu) e históricamente era denominada como *sistemas de «contenido caliente»*. Desde que se definió calor correctamente, sólo en términos de transferencia de energía a través de una frontera, esta descripción de calor está algo desencaminada y no se utiliza mucho ya.

Cuando un proceso ocurre sin cambio de volumen las relaciones entre la energía interna y el cambio de temperatura vienen dadas por

$$\Delta U = mc_v \Delta T \quad (1.49)$$

La ecuación análoga para cambios que ocurren bajo presión constante implicando entalpía

$$\Delta H = mc_p \Delta T \quad (1.50)$$

Para algunos sistemas ambientales las sustancias calentadas son sólidos o líquidos para los que, $c_v = c_p = c$ y $\Delta U = \Delta H$. Nosotros podemos escribir la siguiente ecuación para la energía necesaria para elevar la temperatura de una masa m por una cantidad ΔT :

$$\text{Cambio en la energía almacenada} = mc\Delta T \quad (1.51)$$

En la Tabla 1.3 vienen representados algunos ejemplos de calor específico para algunas sustancias. Observemos que el calor específico del agua tiene un valor muy por encima de las demás sustancias de la lista; de hecho es más alto que el de casi todas las sustancias comunes. Como veremos en el Capítulo 5, esta es una de las muchas propiedades inusuales del agua, y es en gran parte la responsable del efecto que ejercen los océanos en la moderación de las variaciones de temperatura en las áreas costeras.

TABLA 1.3. Capacidad de calor específico c de algunas sustancias

	(kcal/kg °C, Btu/lb °F)	(kJ/kg °C)
Agua (15 °C)	1,00	4,18
Aire	0,24	1,01
Aluminio	0,22	0,92
Cobre	0,09	0,39
Tierra seca	0,20	0,84
Hielo	0,50	2,09
Vapor (100 °C) ⁽¹⁾	0,48	2,01
Vapor de agua	0,45	1,88

⁽¹⁾ Valores a presión constante.

EJEMPLO 1.10. Un calentador de agua

¿Cuánto tardaría un calentador eléctrico en elevar la temperatura de 40 galones de agua, de 50 °F a 140 °F, si la resistencia es de 5 kW? Suponga que toda la energía eléctrica se emplea en calentar el agua, desprece la energía requerida para elevar la temperatura del mismo tanque y, también cualquier pérdida de calor del tanque al ambiente.

Solución. La primera cosa que debemos tener en cuenta es que la electricidad que entra está expresada en kilovatios, que es una unidad de la tasa entrada de energía (por ejemplo, la fuerza). Para conseguir la energía total transferida al agua debemos multiplicar la tasa por el tiempo. Considerando que Δt , es el número de horas que está encendida la resistencia, da

$$\text{Entrada de energía} = 5 \text{ kW} \times \Delta t \text{ h} = 5\Delta t \text{ kWh}$$

Suponiendo que no hay pérdidas y que no sale agua del tanque durante el calentamiento, no hay energía de salida

$$\text{Salida de energía} = 0$$

El cambio en la energía almacenada corresponde al calentamiento del agua de 50 °F a 140 °F. Usando (1.51) y sabiendo que el peso del agua es 8,34 lb/gal, tenemos

$$\begin{aligned} \text{Cambio en la energía almacenada} &= mc\Delta T \\ &= 40 \text{ gal} \times 8,34 \text{ lb/gal} \times 1 \text{ Btu/lb}^\circ\text{F} \times (140 - 50)^\circ\text{F} \\ &= 30 \times 10^3 \text{ Btu} \end{aligned}$$

Sabiendo que la entrada de energía es igual al cambio de la energía interna y convirtiendo las unidades, usando la Tabla 1.1, tenemos

$$5\Delta t \text{ kWh} \times 3.412 \text{ Btu/kWh} = 30 \times 10^3 \text{ Btu}$$

$$\Delta t = 1,76 \text{ h}$$

Hay dos asuntos clave implícitos en (1.51). Primero, el calor específico se supone como constante en el rango de temperaturas en cuestión, aunque en realidad varíe ligeramente. Segundo, (1.51) supone que no hay cambio de fase como ocurriría si la sustancia se congelase o se fundiese (cambio de fase líquido-sólido) o evaporase o condensase (cambio de fase líquido-gas).

Cuando una sustancia cambia de fase la energía se absorbe o se libera sin cambio de temperatura. La energía requerida para causar un cambio de fase de una unidad de masa, de sólido a líquido (fundirse), a la misma presión se llama *calor latente de fusión*, o más correctamente, *entalpía de fusión*. Igualmente, la energía requerida para cambiar de fase líquida a gaseosa a presión constante se llama *calor latente de evaporación* o *entalpía de evaporación*. Por ejemplo, 333 kJ fundirán a 1 kg de hielo (144 Btu/lb), mientras que se requieren 2.257 kJ para convertir 1 kg de agua, a 100 °C, en vapor (970 Btu/lb). Cuando el vapor se condensa o cuando se congela el agua, esas mismas cantidades de energía son liberadas. Cuando una sustancia cambia de temperatura al añadirle calor, el proceso se denomina *sensible al calor*. Cuando la adición de calor causa un cambio de fase, como es el caso del hielo cuando se funde o del agua cuando hierve, el proceso se denomina *calor latente*. Para justificar el calor latente almacenado en una sustancia podemos incluir lo siguiente en nuestro equilibrio de energía:

$$\text{La energía liberada o absorbida en el cambio de fase} = mL \quad (1.52)$$

donde m es la masa y L es el calor latente de fusión o evaporización.

La Figura 1.13 ilustra los conceptos de calor latente y calor específico para el agua cuando pasa por sus tres fases, sólida, líquida y vapor.

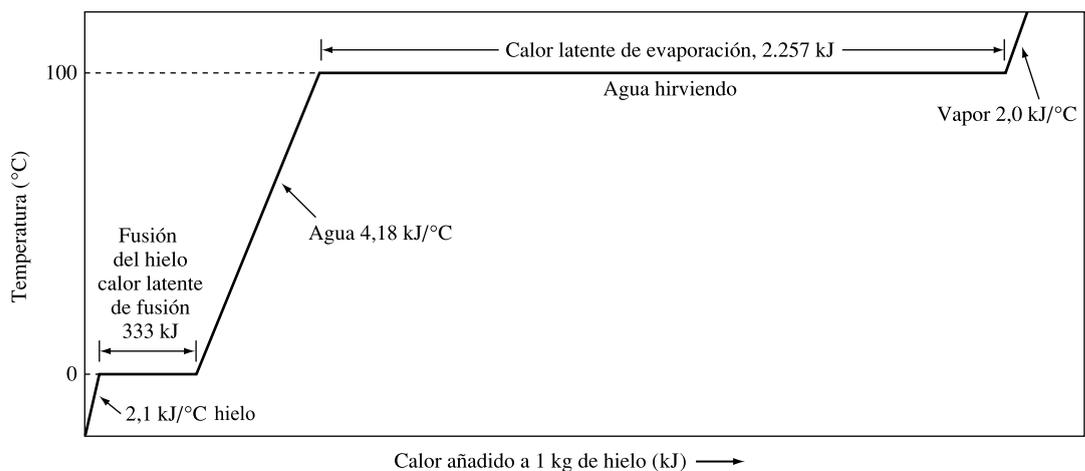


FIGURA 1.13. El calor necesario para convertir 1 kg de hielo en vapor. Para cambiar la temperatura de 1 kg de hielo, son necesarios 2,1 kJ/°C. Fundirse completamente ese hielo requiere, otros 333 kJ (calor de fusión). Elevar la temperatura de esa agua requiere, 4,184 kJ/°C, y convertir toda esa agua en vapor requiere, otros 2.257 kJ (calor latente de evaporación). Elevar la temperatura de 1 kg del vapor (a la presión atmosférica) requiere, otros 2,0 kJ/°C.

TABLA 1.4. Importantes propiedades físicas del agua

Propiedades	SI unidades	USCS unidades
Calor específico (15 °C)	4,184 kJ/kg °C	1,00 Btu/lb °F
Calor de evaporación (100 °C)	2.257 kJ/kg	972 Btu/lb
Calor de evaporación (15 °C)	2.465 kJ/kg	1.060 Btu/lb
Calor de fusión	333 kJ/kg	144 Btu/lb
Densidad (a 4 °C)	1.000 kg/m ³	62,4 lb/ft ³ (8,34 lb/gal)

Los valores para el agua del calor específico, calor de evaporización y fusión, y densidad vienen en la Tabla 1.4 en unidades del sistema SI y USCS. Hemos añadido un valor más que es el calor de evaporación del agua a 15 °C. Este valor es muy útil cuando estimamos la energía requerida para causar la evaporación del agua en la superficie de la Tierra. Hemos escogido el valor de 15 °C, ya que se considera el valor de la temperatura media aproximada, de la superficie actual del globo.

Una forma de demostrar el concepto de calor de evaporación y, al mismo tiempo, introducir un componente importante del equilibrio global de energía, que veremos en el Capítulo 8, es estimar la energía requerida para poner en funcionamiento el ciclo hidrológico global.

EJEMPLO 1.11. El poder del ciclo hidrológico

El promedio de lluvias de toda la superficie de la tierra ha sido estimado en 1 m de agua por año. Encuentre la energía necesaria para evaporar esa cantidad de agua cada año. Compare este dato con el consumo de energía en el mundo estimado para el 2007 en $4,7 \times 10^{17}$ kJ y, con la tasa media de luz solar que llega a la superficie de la Tierra, que es aproximadamente 168 W/m².

Solución. En la Tabla 1.4, la energía requerida para evaporar 1 kg de agua a 15 °C (aproximadamente la temperatura media global) es de 2.465 kJ. La energía total necesaria para evaporar toda el agua es

$$\begin{aligned} \text{Incremento de la energía almacenada} &= 1 \text{ m/año} \times 5,10 \times 10^{14} \text{ m}^2 \times 10^3 \text{ kg/m}^3 \times 2.465 \text{ kJ/kg} \\ &= 1,25 \times 10^{21} \text{ kJ/año} \end{aligned}$$

Esto es aproximadamente 2.700 veces el consumo ($4,7 \times 10^{17}$ kJ/año) de energía de nuestra sociedad.

Con respecto a la tasa promedio del globo, la energía requerida para poner en funcionamiento el ciclo hidrológico es

$$\frac{1,25 \times 10^{24} \text{ J/año} \times 1 \frac{\text{W}}{\text{J/s}}}{365 \text{ día/año} \times 24 \text{ h/día} \times 3.600 \text{ s/h} \times 5,10 \times 10^{14} \text{ m}^2} = 78,0 \text{ W/m}^2$$

Equivale a casi la mitad de los 168 W/m² de luz solar que llega a la superficie de la Tierra (véase Figura 8.14). Quizás haya notado también que la energía requerida para elevar después el vapor de agua en la capa superior de la atmósfera es insignificante comparado con el calor de evaporización (véase el Problema 1.27 al final de este capítulo).

Muchos problemas prácticos de ingeniería medioambiental implican flujos de materia y energía, a través, de las fronteras del sistema (sistemas abiertos). Por ejemplo, es normal usar un líquido caliente, normalmente agua, para suministrar calor en un proceso de control de contaminación o, por el contrario, usar agua como refrigerante para extraer calor de un proceso. En tales casos hay flujo de energía y flujo de fluidos, y (1.51) necesita modificarse como sigue:

$$\text{Tasa de variación de energía almacenada} = \dot{m}c\Delta T \quad (1.53)$$

donde \dot{m} es la tasa de flujo de masa, a través, de la frontera del sistema, dado por el producto de la tasa de flujo del fluido y la densidad, y ΔT es la variación de la temperatura del fluido, que está aportando o extrayendo calor del proceso. Por ejemplo, si se está usando agua para enfriar una planta de energía que genera vapor, entonces, \dot{m} sería la tasa de flujo de masa del refrigerante, y ΔT el incremento de temperatura del agua refrigerante que pasa a través del condensador de vapor de la planta. Las unidades típicas de variación de energía con respecto al tiempo (potencia) son: vatios, Btu/h, o kJ/s, mientras que los flujos de masa vendrán expresados en kg/s o lb/h.

Es común usar un río local como refrigerante de una planta de energía, y el siguiente ejemplo, ilustra la aproximación que puede hacerse para calcular el incremento de temperatura resultante en el río. Algunos de los impactos ambientales por contaminación térmica serán analizados en el Capítulo 5.

EJEMPLO 1.12. Contaminación térmica de un río

Una central térmica de carbón convierte un tercio de la energía del carbón en energía eléctrica. La potencia eléctrica de la central es de 1.000 MW. La energía contenida en los dos tercios restantes del combustible es emitida al medio ambiente en forma de calor. Alrededor de un 15% del calor residual se va por la chimenea, y el otro 85% pasa al agua refrigerante que se vierte al río cercano. El río tiene un caudal de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ y una temperatura de 20°C .

- Si sólo se permite elevar la temperatura del agua refrigerante 10°C , ¿qué tasa de flujo requeriría la corriente?
- Cuál sería la temperatura del río en el momento en que recibe el agua refrigerante caliente.

Solución. Puesto que 1.000 MW representan un tercio de la potencia liberada por el combustible en la central, la tasa total a la cual entra la energía a la central es

$$\text{Potencia de entrada} = \frac{\text{Potencia de salida}}{\text{Rendimiento}} = \frac{1.000 \text{ MW}_e}{1/3} = 3.000 \text{ MW}_t$$

Nótese los subíndices de la potencia de entrada y de salida en la ecuación precedente. Para hacer el seguimiento de las diferentes formas de energía, es común usar MW_t para potencia térmica y MW_e para potencia eléctrica.

Las pérdidas totales en el agua refrigerante y la chimenea son entonces

$$3.000 \text{ MW} - 1.000 \text{ MW} = 2.000 \text{ MW}. \text{ De estos } 2.000 \text{ MW}$$

$$\text{Pérdidas en chimenea} = 0,15 \times 2.000 \text{ MW}_t = 300 \text{ MW}_t$$

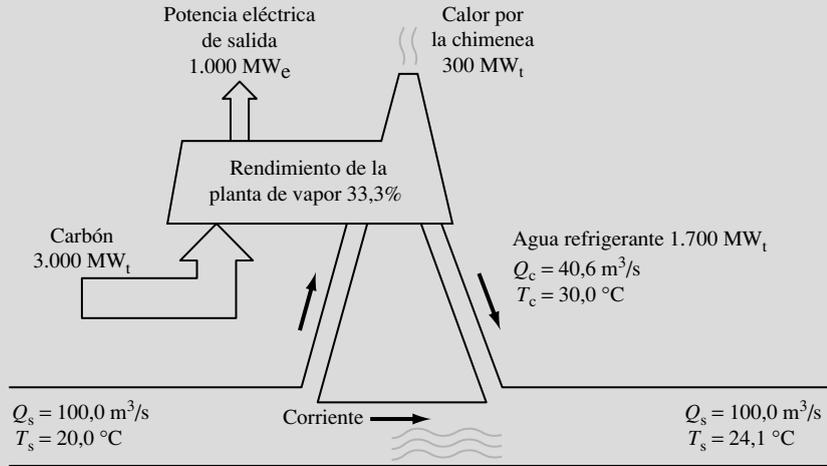


FIGURA 1.14. Equilibrio de energía del agua refrigerante para un rendimiento del 33,3%, en la central térmica de 1.000 MW_e del Ejemplo 1.12.

y

$$\text{Pérdidas en el refrigerante} = 0,85 \times 2.000 \text{ MW}_t = 1.700 \text{ MW}_t$$

- a) Encontrar el caudal de agua necesario para extraer 1.700 MW_t con un incremento de la temperatura ΔT de 10,0 °C requerirá el uso de (1.53) junto con el calor específico del agua, 4.184 J/kg °C, dado en la Tabla 1.4:

$$\text{Tasa de variación de energía interna} = \dot{m}c\Delta T$$

$$1.700 \text{ MW}_t = \dot{m} \text{ kg/s} \times 4.184 \text{ J/kg }^\circ\text{C} \times 10,0^\circ\text{C} \times 1 \text{ MW}/(10^6 \text{ J/s})$$

$$\dot{m} = \frac{1.700}{4.184 \times 10,0 \times 10^{-6}} = 40,6 \times 10^3 \text{ kg/s}$$

o, puesto que 1.000 kg es igual a 1 m³ de agua, la tasa de flujo es 40,6 m³/s.

- b) Para encontrar la nueva temperatura del río, podemos usar (1.53) con 1.700 MW_t liberados al río, que de nuevo tiene un caudal de 100 m³/s.

$$\text{Tasa de variación de energía interna} = \dot{m}c\Delta T$$

$$\Delta T = \frac{1.700 \text{ MW} \times \left(\frac{1 \times 10^6 \text{ J/s}}{\text{MW}} \right)}{1.000 \text{ m}^3/\text{s} \times 10^3 \text{ kg/m}^3 \times 4.184 \text{ J/kg }^\circ\text{C}} = 4,1^\circ\text{C}$$

así, la temperatura del río se elevará de 4,1 °C, hasta 24,1 °C. Los resultados de los cálculos realizados se muestran en la Figura 1.14.

La segunda ley de la termodinámica

En el Ejemplo 1.12 se puede observar que sólo una relativamente modesta fracción de la energía contenida en el carbón se convierte realmente en la producción deseada, en potencia eléctrica, y una porción bastante grande de la energía del combustible acaba como calor

residual expulsado al ambiente. La segunda ley de la termodinámica establece que existe siempre este calor residual; es decir, es imposible construir una máquina que convierta el calor en trabajo, con una eficacia del 100 por 100. Siempre habrá «pérdidas» (sin embargo, por la primera ley, la energía no se pierde, sino que, simplemente se transforma en una forma de calor, de baja temperatura, menos aprovechable, de menor calidad).

La central eléctrica de vapor descrita es un ejemplo de *máquina térmica*, un dispositivo ampliamente estudiado en termodinámica. Una forma de ver la central de vapor es como una máquina que toma calor de una fuente de alta temperatura (el combustible ardiendo), convierte parte de él en trabajo (la energía eléctrica generada), y devuelve el sobrante a un foco de baja temperatura (el río y la atmósfera). Se sabe que el máximo rendimiento de la planta de vapor depende de lo alta que sea la temperatura del foco caliente y de lo baja que sea la del foco frío que recibe el calor no utilizado. Es lo mismo que intentar girar una turbina usando agua que cae, desde una cierta altura, hasta otra menor. Cuanto mayor sea la diferencia entre ellas, mayor cantidad de energía se puede extraer.

La Figura 1.15 muestra una máquina térmica teórica operando entre dos fuentes de calor, una a temperatura T_h y la otra a T_c . Desde el foco caliente se transfiere a la máquina una cantidad de energía en forma de calor, Q_h . La máquina realiza un trabajo W y entrega una cantidad de calor residual Q_c al foco frío.

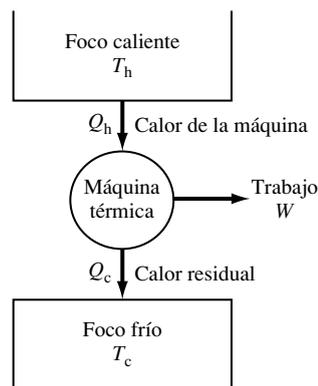


FIGURA 1.15. Esquema de una máquina térmica de Carnot.

El rendimiento de este motor es la razón entre el trabajo desarrollado y la cantidad de energía calorífica tomada del foco caliente:

$$\text{Rendimiento } \eta = \frac{W}{Q_h} \quad (1.54)$$

A la máquina térmica de mayor rendimiento que puede operar entre dos focos, a diferente temperatura, se le llama máquina de *Carnot*, por el ingeniero francés Sadi Carnot, quien hizo, por primera vez, el desarrollo teórico en 1824. El análisis de la máquina de Carnot muestra que el mayor rendimiento posible, operando entre dos temperaturas, T_h y T_c , tiene un valor de

$$\eta_{\text{máx}} = 1 - \frac{T_c}{T_h} \quad (1.55)$$

donde T_c y T_h son temperaturas absolutas medidas en escala Kelvin o Rankine. Las conversiones de Celsius a Kelvin, y Fahrenheit a Rankine son:

$$K = ^\circ C + 273,15 \quad (1.56)$$

$$R = ^\circ F + 459,67 \quad (1.57)$$

Una observación inmediata, que se puede hacer a la vista de (1.55), es que el máximo rendimiento de una máquina térmica aumenta, tanto como, lo hace la temperatura del foco caliente o como disminuye la del foco frío. De hecho, puesto que no es posible alcanzar una temperatura infinita, ni tampoco, el cero absoluto, debemos concluir, que ninguna máquina real puede tener un rendimiento del 100 por 100, que es otra forma de enunciar la segunda ley.

La Ecuación (1.55) puede ayudarnos a comprender el aparentemente bajo rendimiento de las centrales térmicas, tal como, la del diagrama de la Figura 1.16. En esta planta, el combustible se quema en una cámara rodeada de tuberías. El agua que circula por ellas se convierte en vapor a alta presión. Durante esta conversión, de química a térmica, se pierde un 10% de la energía aproximadamente, debido a la combustión incompleta y al calor que se pierde con los humos por la chimenea. Más tarde consideraremos los efectos a nivel local y regional de la contaminación del aire causada por estas emisiones, al igual que el posible papel que juegan en el calentamiento global.

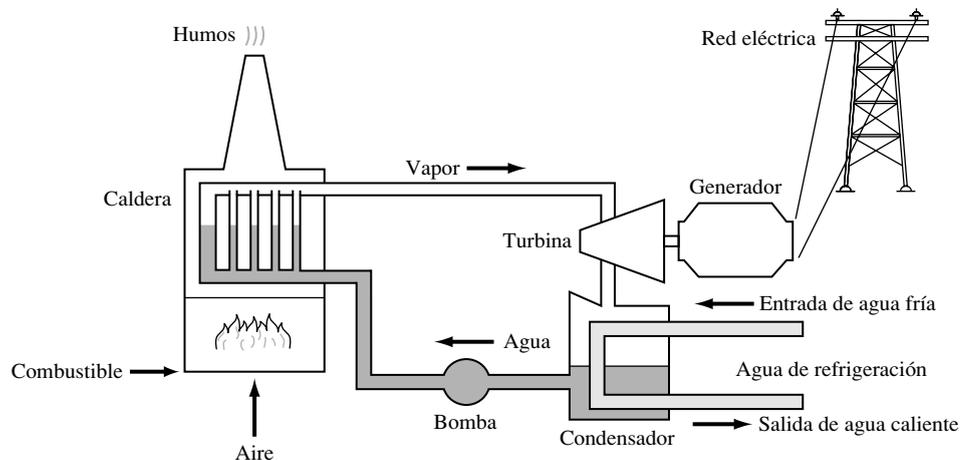


FIGURA 1.16. Central eléctrica con generación de vapor por combustible convencional.

El vapor producido en la caldera pasa a la turbina, que es, de alguna manera, similar a un molinillo infantil. El vapor a alta presión se expande cuando pasa por los álabes de la turbina, haciendo girar el eje que la une al generador. Aunque la turbina de la Figura 1.16 se muestra como una unidad simple, en realidad, las turbinas tienen varias etapas, cuando el vapor sale de una entra en la otra, expandiéndose y enfriándose gradualmente. El generador convierte la energía de rotación en energía eléctrica que sale por los cables a la red de distribución. Una turbina bien diseñada puede tener un rendimiento del 90%, mientras que el generador puede tener una eficiencia en la conversión mayor aún.

El vapor que sale de la turbina experimenta otro cambio de fase, retorna a fase líquida al enfriarse en el condensador. Este cambio de fase crea un vacío parcial que ayuda a extraer

vapor de la turbina, incrementando así su rendimiento. El agua se bombea entonces a la caldera para calentarse de nuevo.

El calor liberado cuando el vapor se condensa, se transfiere al agua refrigerante que circula, a través, del condensador. Normalmente, el agua de refrigeración se toma de un lago o río, se calienta en el condensador y se devuelve al medio de donde se extrajo, lo que se denomina *refrigeración de circuito abierto*. Un método más caro, que tiene la ventaja de requerir menos agua, conlleva el uso de torres de enfriamiento que transfieren el calor directamente a la atmósfera antes de devolverlo al medio acuoso, esto se llama *refrigeración por torres húmedas*. En ambos casos, el calor residual es liberado al medio ambiente. En los términos empleados en la máquina térmica que se muestra en la Figura 1.15, la temperatura del foco frío es determinada por la temperatura ambiente.

Estimemos el rendimiento máximo posible que una central térmica, del tipo del diagrama de la Figura 1.16, puede desarrollar. Una estimación razonable de T_h puede ser la temperatura del vapor en la caldera, que normalmente, ronda los 600 °C. Para T_c podemos usar un valor de temperatura ambiente de 20 °C. Usando estos datos en (1.55) y recordando convertir las temperaturas a la escala Kelvin, nos da

$$\eta_{\text{máx}} = 1 - \frac{(20 + 273)}{(600 + 273)} = 0,66 = 66\%$$

Las nuevas centrales eléctricas de combustibles fósiles alcanzan rendimientos en torno al 40%. Las plantas nucleares tienen restricciones, debidas a los materiales que las fuerzan a trabajar a temperaturas algo más bajas que las centrales de combustibles fósiles, lo que da lugar a rendimientos que rondan el 33%. La eficacia media de todas las centrales térmicas en servicio en los Estados Unidos, incluyendo las centrales nuevas y las viejas (menos eficientes), de combustibles fósiles y nucleares, está cercano al 33%. Esto sugiere la conveniente regla básica siguiente:

De cada 3 unidades de energía que entran en una central térmica promedio, aproximadamente 1 es convertida en electricidad, y las 2 restantes son devueltas al medio en forma de calor residual.

El siguiente ejemplo utiliza esta regla para el rendimiento de una central, combinada con otros factores de emisión, para desarrollar un balance masa-energía de una típica central térmica de carbón.

EJEMPLO 1.13. Equilibrio de masa-energía para una central térmica de carbón

El carbón que se quema en las centrales eléctricas en Estados Unidos tiene un contenido en energía de, aproximadamente 24 kJ/g y un contenido promedio en carbono del 62%. Para casi todas las nuevas centrales de carbón, los estándares de emisión de la Ley para la Calidad del aire (Clean Air Act) limitan las emisiones de azufre a 260 g de dióxido de azufre (SO₂) por millón de kJ de energía térmica de la planta (130 g de azufre elemental por 10⁶ kJ). Restringen también las emisiones de partículas sólidas a 13 g/10⁶ kJ. Supóngase que la planta promedio quema combustible con un contenido en azufre del 2% y contiene un 10% de minerales no combustibles llamados cenizas. Alrededor del 70% de estas cenizas, es liberado como *humos*, y en torno a un 30%, se deposita en la cámara de combustión y se recoge como *ceniza*. Supóngase que ésta es una típica planta de carbón que requiere 3 unidades de energía calorífica para suministrar 1 unidad de energía eléctrica.

- a) por cada kilovatio-hora de energía eléctrica producida, encuentra las emisiones de SO_2 , partículas, y carbono, suponiendo que todo el carbono que emite el carbón se libera a la atmósfera
- b) ¿Qué rendimiento debe tener el sistema de control de emisiones de azufre para cumplir las limitaciones legales?
- c) ¿Qué rendimiento debe tener el sistema de control de partículas para cumplir los límites de emisión?

Solución.

- a) Primero necesitamos conocer la entrada de energía (energía térmica) a la planta. Como se requieren 3 kWh de calor para generar 1 kWh de electricidad,

$$\frac{\text{Energía térmica}}{\text{kWh eléctricos}} = 3 \text{ kWh térmicos} \times \frac{1 \text{ kJ/s}}{\text{kW}} \times 3.600 \text{ s/h} = 10.800 \text{ kJ}$$

Las emisiones de azufre están limitadas a

$$\text{Emisiones S} = \frac{130 \text{ g S}}{10^6 \text{ kJ}} \times 10.800 \text{ kJ/kWh} = 1,40 \text{ gS/kWh}$$

El peso molecular del SO_2 es de $32 + 2 \times 16 = 64$, la mitad del cual es azufre. Así, 1,4 g de S corresponde a 2,8 g de SO_2 , por lo tanto se emitirían 2,8 g de SO_2/kWh . Las emisiones de partículas han de ser limitadas a:

$$\text{Emisiones de partículas} = \frac{13 \text{ g}}{10^6 \text{ kJ}} \times 10.800 \text{ kJ/kWh} = 0,14 \text{ g/kWh}$$

Para hallar las emisiones de carbono hay que hallar primero la cantidad de carbón quemada por kWh

$$\text{Carbón por kWh} = \frac{10.800 \text{ kJ/kWh}}{24 \text{ kJ/g carbón}} = 450 \text{ g carbón/kWh}$$

De este modo, puesto que el carbón contiene un 62% de carbono

$$\text{Emisiones C} = \frac{0,62 \text{ g C}}{\text{g carbón}} \times \frac{450 \text{ g carbón}}{\text{kWh}} = 280 \text{ g C/kWh}$$

- b) Quemando 450 g de carbón que contiene el 2% de azufre, se liberan $0,02 \times 450 = 9,0$ g de S. Como las emisiones permitidas son de 1,4 g, el rendimiento deberá ser

$$\text{Rendimiento eliminación S} = 1 - \frac{1,4}{9,0} = 0,85 = 85\%$$

- c) Puesto que el 10% del carbón son cenizas y el 70% de ellas se convierten en humo, el humo generado será

$$\text{Humo} = 0,70 \times 0,10 \times 450 \text{ g carbón/kWh} = 31,5 \text{ g humo/kWh}$$

El nivel de emisiones de partículas está limitado a 0,14 g/kWhr, así deberán ser instalados controles que tengan un rendimiento de eliminación:

$$\text{Rendimiento filtrado partículas} = 1 - \frac{0,14}{31,5} = 0,995 = 99,5\%$$

En el Capítulo 7 veremos cómo trabajan estos sistemas de control de emisiones.

El equilibrio completo de masa y energía para esta planta de carbón se representa en la Figura 1.17. En él se asume que el 85% del calor residual se extrae por medio del agua de refrigeración, y el remanente 15% se pierde con los gases de escape (correspondiente a las condiciones dadas en el Ejemplo 1.12).

La limitación del rendimiento de Carnot nos muestra una perspectiva de las posibles prestaciones de otros tipos de centrales térmicas, aparte de las de vapor, ya descritas. Por ejemplo, ha habido muchos proyectos de construcción de centrales que aprovechan la diferencia de temperaturas entre la relativamente cálida agua superficial del océano y la bastante más fría que se encuentra debajo. En algunas zonas, el sol calienta la capa superior hasta 30°C, mientras que unos cientos de metros por debajo, la temperatura tiene un valor constante de 4 o 5°C. Las plantas de energía, llamadas de *conversión de energía térmica oceánica* (OTEC, *ocean thermal energy conversion*), podrían ser diseñadas para trabajar con esa pequeña diferencia de temperaturas del océano; sin embargo, como el siguiente ejemplo muestra, serían muy ineficientes.

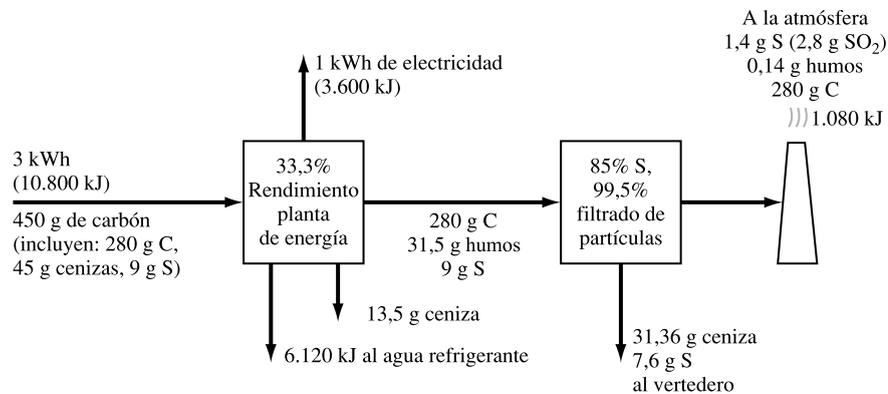


FIGURA 1.17. Balance de masa y energía para una planta térmica de carbón que genera 1 kWh de electricidad (véase Ejemplo 1.13).

EJEMPLO 1.14. Rendimiento de sistemas OTEC

Considérese un sistema OTEC trabajando entre 30°C y 5°C. ¿Cuál sería el máximo rendimiento posible para una planta de generación de energía eléctrica que opere entre estas temperaturas?

Solución. Usando (1.55), hallamos que

$$\eta_{\text{máx}} = 1 - \frac{(5 + 273)}{(30 + 273)} = 0,08 = 8\%$$

Y en una planta real, todavía esperaríamos, un rendimiento aún más bajo, del 2 al 3%.

Transferencia del calor conductiva y convectiva

Cuando dos objetos están a diferente temperatura, el calor se transmite, desde el objeto caliente, hasta el más frío. Esta transferencia de calor puede producirse por *conducción*, por *convección* o por *radiación*, la cual tiene lugar incluso en ausencia de medio físico entre los objetos.

La transmisión de calor conductiva se asocia normalmente con sólidos, ya que una molécula hace vibrar a la contigua. La velocidad de transmisión del calor en sólidos es proporcional a la conductividad térmica del material. Los metales tienden a ser buenos conductores térmicos, lo que los hace muy útiles cuando se desean altas tasas de transferencia de calor. Otros materiales lo son mucho menos, siendo algunos especialmente malos conductores, lo que les hace, potencialmente útiles, como aislantes térmicos.

Se da la transmisión convectiva de calor cuando un fluido, a una temperatura, se pone en contacto con una sustancia a una temperatura diferente. Por ejemplo, el aire cálido en una casa en invierno que entra en contacto con la superficie fría de una pared, transferirá calor a dicha pared. Como el aire cálido pierde algo de su calor, se vuelve más frío y más denso, bajará y será reemplazado por más aire cálido procedente del interior de la sala. Así se produce un continuo movimiento de aire en torno a la sala y, con él, una transferencia de calor desde la habitación caliente hacia la pared fría. La pared, a su vez, conduce calor a la superficie fría externa de la casa, donde el aire exterior extrae el calor por convección.

La Figura 1.18 ilustra los dos procesos de convección y conducción, a través, de una hipotética pared. Además, hay una transmisión de calor radiante desde los objetos del interior de la habitación a la pared y desde la pared al ambiente exterior. Normalmente, se combinan estos tres procesos en uno conjunto, que se caracteriza por la sencilla ecuación siguiente:

$$q = \frac{A(T_i - T_o)}{R} \quad (1.58)$$

donde

q = Velocidad de transmisión del calor a través de la pared (W o Btu/h).

A = Área de la pared (m^2 o ft^2).

T_i = Temperatura del aire en el interior ($^{\circ}C$ o $^{\circ}F$).

T_o = Temperatura del aire en el exterior ($^{\circ}C$ o $^{\circ}F$)

R = Resistencia térmica equivalente ($m^2 \cdot ^{\circ}C/W$ o $h \text{ ft}^2 \cdot ^{\circ}F/Btu$).

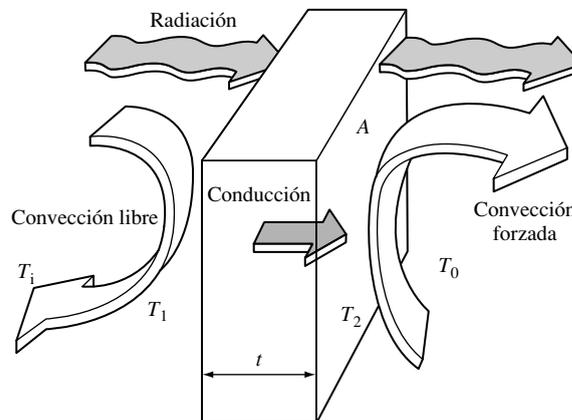


FIGURA 1.18. Transmisión de calor a través de una pared simple.

Como ilustra el siguiente ejemplo, mejorar el rendimiento con el que utilizamos la energía puede ahorrar costes, igual que el reducir las emisiones de contaminantes, asociadas con el consumo de energía. Esta importante conexión entre eficiencia y control de la polución ha sido menospreciada e ignorada en el pasado. No obstante, tal como se describe en el Capítulo 7, esta situación ha cambiado. Las enmiendas de 1990 la Ley para el Aire Limpio en Estados Unidos, por ejemplo, contemplan créditos para proyectos de eficiencia energética en emisión de SO_2 .

EJEMPLO 1.15. Reducir la contaminación instalando aislamiento térmico en el techo

Una vivienda con 1.500 ft^2 de techo pobremente aislado está localizada en una región con una estación fría de 8 meses en la que el promedio de temperatura exterior es de 40°F , y durante la cual la temperatura interior se mantiene a 70°F (esto podría ser el caso de Chicago, por ejemplo). Se ha propuesto al propietario, la instalación de un aislamiento térmico en el techo por valor de $1.000 \text{ \$}$, incrementando el valor de la resistencia térmica total, R , de 11 a $40 \text{ (ft}^2\text{-}^\circ\text{F h/Btu)}$. La casa se calienta con electricidad que cuesta a 8 centavos/kWh.

- ¿Cuánto dinero esperaría ahorrar al año el propietario? y ¿cuánto tiempo le costaría amortizar la inversión del coste del aislamiento en ahorro de energía?
- Supóngase que un millón de hogares abastecidos por una central térmica como la analizada en el Ejemplo 1.13 emprendieran similares acciones. Estímese la reducción anual en las emisiones de SO_2 , partículas sólidas y carbono que resultaría.

Solución.

- Usando (1.58) para hallar la tasa de pérdida calorífica con el aislamiento existente, nos da

$$q = \frac{A(T_i - T_o)}{R} = \frac{1.500 \text{ ft}^2 \times (70 - 40)^\circ\text{F}}{11 \text{ ft}^2\text{-}^\circ\text{F-h/Btu}} = 4.090 \text{ Btu/h}$$

Después de instalar el aislamiento, la nueva tasa de pérdida calorífica será

$$q = \frac{A(T_i - T_o)}{R} = \frac{1.500 \text{ ft}^2 \times (70 - 40)^\circ\text{F}}{40 \text{ (ft}^2\text{-}^\circ\text{F-h/Btu)}} = 1.125 \text{ Btu/h}$$

El ahorro de energía anual puede hallarse multiplicando, la tasa a la cual se ahorra energía por el número de horas de la estación fría. Si suponemos que el rendimiento del sistema de calefacción de la casa es del 100% al convertir electricidad en calor (razonable) y que todo él se emite a los espacios que realmente necesitan ese calor (menos razonable, especialmente si hay conducciones, que suelen tener pérdidas), entonces podemos usar la conversión $3.412 \text{ Btu} = 1 \text{ kWh}$.

$$\begin{aligned} \text{Energía ahorrada} &= \frac{(4.090 - 1.125) \text{ Btu/h}}{3.412 \text{ Btu/kWh}} \times 24 \text{ h/día} \times 30 \text{ días/mes} \times 8 \text{ meses/año} \\ &= 5.005 \text{ kWh/año} \end{aligned}$$

El ahorro anual en dólares sería

$$\text{Ahorro} = 5.005 \text{ kWh/año} \times 0,08 \text{ \$/kWh} = 400 \text{ \$/año}$$

Ya que el coste estimado de la instalación es de 1.000 \$, la reducción en la factura de electricidad amortizaría la inversión en aproximadamente 2 años y medio.

- b.) Un millón de tales viviendas ahorraría un total de 5.000 millones de kWh/año (cerca de la producción anual de energía de una central de 1.000 MW_e. Utilizando los factores de emisión del Ejemplo 1.13, la reducción en las emisiones a la atmósfera sería

$$\begin{aligned} \text{Reducción en carbono} &= 280 \text{ g C/kWh} \times 5 \times 10^9 \text{ kWh/año} \times 10^{-3} \text{ kg/g} \\ &= 1.400 \times 10^6 \text{ kg/año} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Reducción en SO}_2 &= 2,8 \text{ g SO}_2/\text{kWh} \times 5 \times 10^9 \text{ kWh/año} \times 10^{-3} \text{ kg/g} \\ &= 14 \times 10^6 \text{ kg/año} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Reducción en partículas} &= 0,14 \text{ g/kWh} \times 5 \times 10^9 \text{ kWh/año} \times 10^{-3} \text{ kg/g} \\ &= 0,7 \times 10^6 \text{ kg/año} \end{aligned}$$

Transmisión de calor por radiación

La transmisión del calor por radiación es la tercera modalidad por la que un objeto puede calentar a otro. A diferencia de la conducción y la convección, la energía radiante es transferida por ondas electromagnéticas y no requiere un medio físico que transporte la energía. Como en el caso de otras formas de fenómenos electromagnéticos, tales como ondas de radio, rayos X y rayos gamma, la radiación térmica puede ser descrita en términos de longitud de onda o, usando la particular naturaleza de la radiación electromagnética, en términos de fotones discretos de energía. Todas las ondas electromagnéticas viajan a la velocidad de la luz. Pueden ser descritas por su longitud de onda o por su frecuencia, y ambas se relacionan como sigue:

$$c = \lambda \nu \quad (1.59)$$

donde

c = Velocidad de la luz (3×10^8 m/s).

λ = Longitud de onda (m).

ν = Frecuencia (hertz) (ciclos por segundo).

Cuando la energía radiante se describe en términos de fotones, la relación entre frecuencia y energía viene dada por

$$E = h \nu \quad (1.60)$$

donde

E = Energía de un fotón (J).

h = Constante de Planck ($6,6 \times 10^{-34}$ Js).

La Ecuación (1.60) señala que a mayor frecuencia, o menor longitud de onda, los fotones tienen mayor contenido en energía, que los hace potencialmente más peligrosos para los seres vivos que están expuestos a ellos.

En este libro, la aplicación más importante de la transmisión del calor por radiación, se expondrá en el Capítulo 8, cuando se discutan los efectos de varios gases en el clima global, y en el debilitamiento de la capa de ozono estratosférico. Las longitudes de onda de importancia en este contexto oscilan entre $0,1 \mu\text{m}$ y $100 \mu\text{m}$ ($1 \mu\text{m}$ es 10^{-6} m, también llamada micra). Para tener una mejor perspectiva, la Figura 1.19 muestra una porción del espectro electromagnético.

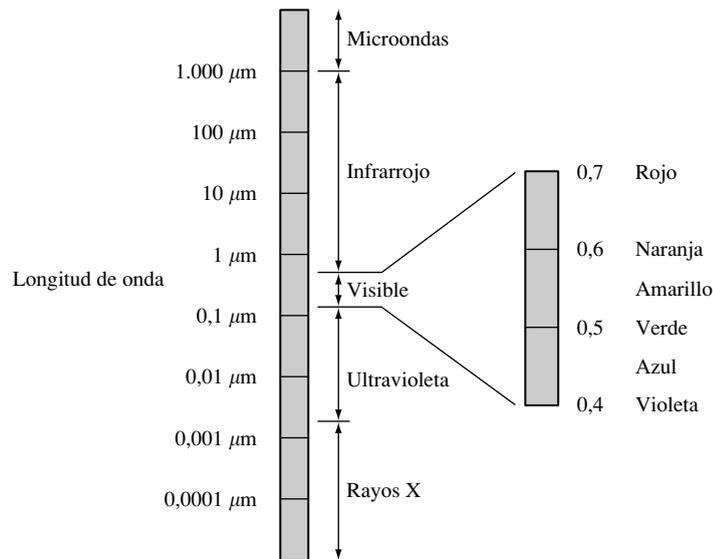


FIGURA 1.19. Una porción del espectro electromagnético. Las longitudes de onda de mayor interés para este texto están en el rango aproximado de $0,1 \mu\text{m}$ hasta $100 \mu\text{m}$.

Todo objeto emite radiación térmica. El modo usual de describir cuánta radiación emite un objeto real, así como otras características de la radiación emitida, es compararla con una abstracción teórica llamada *cuerpo negro*. Un cuerpo negro se define como un perfecto emisor y un perfecto absorbente de radiación. Como perfecto emisor, radia más energía por unidad de superficie que cualquier objeto real a la misma temperatura. Como absorbente perfecto recibe toda la radiación que incide sobre él; es decir, no refleja, ni transmite a través de él. Los objetos reales no emiten tanta radiación como este hipotético cuerpo negro, pero la mayoría está cerca de este límite teórico. La razón entre la cantidad de radiación que emite un cuerpo real y la que emitiría el cuerpo negro a la misma temperatura, se conoce como *emisividad*, e . La emisividad de la arena del desierto, de la tierra seca, y la mayoría de los bosques, tiene un valor estimado de, aproximadamente, el 0,90, mientras que el agua, la tierra húmeda y el hielo tienen emisividades que rondan el 0,95. El cuerpo humano, independientemente de su pigmentación, tiene una emisividad de alrededor del 0,96.

Las longitudes de onda radiadas por el cuerpo negro dependen de su temperatura, como establece la *ley de Planck*:

$$E_{\lambda} = \frac{C_1}{\lambda^5 (e^{C_2/\lambda T} - 1)} \quad (1.61)$$

donde

E_{λ} = Potencia emisiva espectral de un cuerpo negro a la longitud de onda ($\text{W}/\text{m}^2 - \mu\text{m}$).

T = Temperatura absoluta del cuerpo (K).

λ = Longitud de onda (μm).

$$C_1 = 3,74 \times 10^8 \text{ W}\cdot\mu\text{m}^4/\text{m}^2.$$

$$C_2 = 1,44 \times 10^4 \mu\text{m}\cdot\text{K}.$$

La Figura 1.20 es un diagrama de la potencia emisiva espectral de un cuerpo negro a diferentes temperaturas. Las curvas como estas, muestran el espectro de las longitudes de onda emitidas, en el eje vertical se representa la intensidad con la que emiten por longitud de onda. El modo de interpretar tales diagramas espectrales es constatar que el área bajo la curva entre dos longitudes de onda es igual a la potencia radiada por el objeto dentro de esa banda de longitudes de onda. Luego el área total bajo la curva es igual al total de la potencia radiada. Los objetos a temperaturas más altas emiten más potencia y, como sugiere la figura, el pico de intensidad se presenta a longitudes de onda cada vez más cortas.

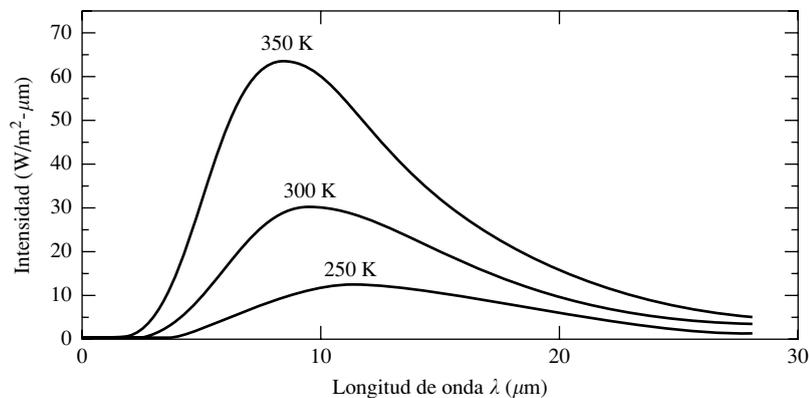


FIGURA 1.20. La potencia emisiva espectral de un cuerpo negro a diferentes temperaturas.

La radiación solar estratosférica (justamente en el exterior de la atmósfera terrestre) muestra características espectrales especiales, muy aproximadas a la radiación de un cuerpo negro. Si bien la temperatura en las profundidades del Sol es de muchos millones de grados, su temperatura superficial efectiva es de alrededor de 5.800 K. La Figura 1.21 muestra la correspondencia entre el espectro solar real y el del cuerpo negro a 5.800 K.

Como ya hemos mencionado, el área entre las curvas de dos longitudes de onda es la potencia radiada en la banda correspondiente. Para el espectro solar de la Figura 1.21, el área entre las curvas 0,38 y 0,78 μm (la banda visible para el ojo humano) es el 47% del área total, esto es, el 47% del espectro. El rango ultravioleta contiene el 7% de la energía, y el rango infrarrojo el 46% restante. El área total bajo la curva del espectro solar se llama la *constante solar*, y se estima en 1.372 vatios por m^2 . Como se mostrará en el Capítulo 8, la constante solar juega un papel importante en la determinación de la temperatura superficial de la Tierra.

La ecuación que describe la ley de Planck (1.61) es, de alguna manera, complicada de operar especialmente, para cálculos que implican el área bajo una curva espectral. Las siguientes dos ecuaciones para la radiación, sin embargo, son claras y a menudo proporcionan todo lo que se necesita. La primera, conocida como *ley de la radiación de Stefan-Boltzmann*, muestra la energía radiante total emitida por un cuerpo negro de superficie A y temperatura absoluta T :

$$E = \sigma AT^4 \quad (1.62)$$

donde

E = Tasa total de emisión de un cuerpo negro (W).

σ = Constante de Stefan-Boltzmann = $5,67 \times 10^{-8} \text{ W/m}^2\text{-K}^{-4}$.

T = Temperatura absoluta (K).

A = Área del objeto (m^2).

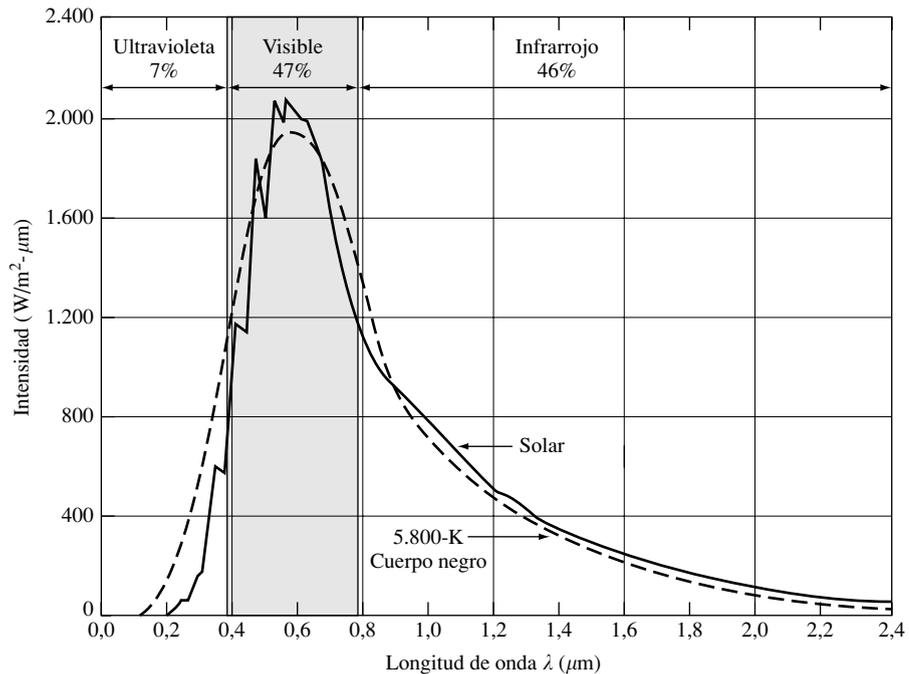


FIGURA 1.21. El espectro solar estratosférico (línea continua) comparado con el espectro del cuerpo negro a 5.800 K (línea discontinua).

La segunda, es la *ley del desplazamiento de Wien*, que nos dice la longitud de onda en la cual el espectro alcanza su máximo punto:

$$\lambda_{\text{máx}}(\mu\text{m}) = \frac{2.898}{T(\text{K})} \quad (1.63)$$

donde la longitud de onda se mide en micrómetros y la temperatura en kelvin. La Figura 1.22 ilustra este concepto, y el Ejemplo 1.16 muestra cómo se aplica.

EJEMPLO 1.16. El espectro terrestre

Consideremos la Tierra como un cuerpo negro de 15°C de temperatura, y una superficie igual a $5,1 \times 10^{14} \text{ m}^2$. Halla la potencia a la que radia la energía la Tierra, y la longitud de onda a la que se radia la máxima potencia. Comparar dicha longitud de onda máxima con la de un cuerpo negro a 5.800 K (la del Sol).

Solución. Usando (1.62), la Tierra radia

$$\begin{aligned} E &= \sigma AT^4 \\ &= 5,67 \times 10^{-8} \text{ W/m}^2 \text{ K}^4 \times 5,1 \times 10^{14} \text{ m}^2 \times (15,0 + 273,15 \text{ K})^4 \\ &= 2,0 \times 10^{17} \text{ vatios} \end{aligned}$$

La longitud de onda a la que se alcanza el máximo de potencia en el espectro terrestre es

$$\lambda_{\text{máx}} (\mu\text{m}) = \frac{2.898}{T(\text{K})} = \frac{2.898}{288,15} = 10,1 \mu\text{m} \quad (\text{Tierra})$$

Para 5.800 K

$$\lambda_{\text{máx}} (\mu\text{m}) = \frac{2.898}{5.800} = 0,48 \mu\text{m} \quad (\text{Sol})$$

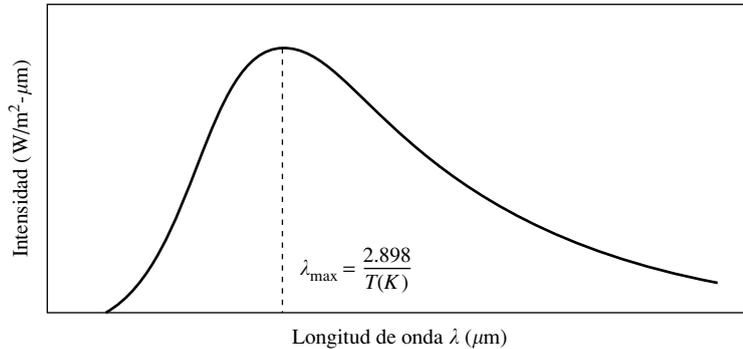


FIGURA 1.22. La regla de Wien para hallar la longitud de onda a la cual la potencia de emisión espectral alcanza su máximo valor.

La tremenda cantidad de energía que emite la Tierra se compensa con la que absorbe del Sol. Como se muestra en el Ejemplo 1.16; sin embargo, la energía solar que impacta sobre la Tierra tiene una longitud de onda mucho más corta que la que ésta devuelve al espacio. Esta diferencia de longitudes de onda juega un papel crucial en el efecto invernadero. Como se describe en el Capítulo 8, el dióxido de carbono, y otros gases de efecto invernadero, son relativamente transparentes a las longitudes de onda que llegan del Sol, pero tienden a absorber las salientes, más largas, radiadas desde la Tierra. Como estos gases se acumulan en nuestra atmósfera, actuando como una cubierta que envuelve el planeta, trastornan el equilibrio de radiación y elevan la temperatura de la Tierra.

PROBLEMAS

- 1.1. El nivel de ozono (O_3) propuesto para el estándar de calidad del aire es de 0,08 ppm.
 - a) Expresar este estándar en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 1 atm de presión y 25°C .
 - b) A la altitud de Denver, la presión es de unas 0,82 atm. Expresar el estándar de ozono a esa presión a una temperatura de 15°C .

- 1.2. Supongamos que los gases de escape de un automóvil contienen 1% en volumen de monóxido de carbono. Expresar esta concentración en mg/m^3 a 25°C y 1 atm.
- 1.3. Supongamos que la concentración promedio de SO_2 , medida a 25°C y 1 atm, es de $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ¿Excederá el estándar de calidad (24 h) de 0,14 ppm? (Véase Apéndice B para los pesos atómicos.)
- 1.4. Una motocicleta típica emite en torno a 20 g de CO por milla.
- ¿Qué volumen de CO produciría en un viaje de 5 millas cuando el gas se enfría a 25°C (a 1 atm)?
 - Por metro de recorrido, ¿qué volumen de aire quedaría contaminado con un estándar de calidad de 9 ppm?
- 1.5. Si aproximamos la composición de la atmósfera en volumen a 79% de nitrógeno (N_2) y 21% de oxígeno (O_2), estimar la densidad del aire (kg/m^3) en condiciones de temperatura y presión normales (0°C , 1 atm).
- 1.6. Cinco millones de galones diarios de aguas residuales, con una concentración de 10 mg/L de un contaminante conservativo se vierten a una corriente que tiene un caudal de 10 millones de galones diarios y una concentración de contaminante de 3 mg/L .
- ¿Cuál es la concentración en ppm aguas abajo?
 - ¿Cuántas libras de sustancia pasan por un punto determinado diariamente? (Factores de conversión: 3,785 L/galón y 2,2 kg/lbm , véase Apéndice A.)
- 1.7. Un río con 400 ppm de sal (una sustancia conservativa) y un caudal de 25, m^3/s , recibe un vertido agrícola de 5 m^3/s que transporta 2.000 mg/L de sal (véase Figura P1.7). La sal se disuelve rápida y uniformemente en el agua del río. Un ayuntamiento próximo aguas abajo, extrae agua y la mezcla con agua sin sal de otra fuente para suministrar agua a sus vecinos con un contenido no mayor que 500 ppm de sal. ¿Cuál debería ser la relación de mezcla F del agua pura con el agua del río?

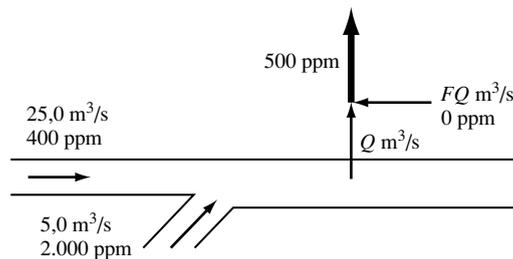
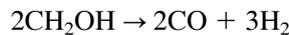


FIGURA P1.7.

- 1.8. Una lavadora doméstica quita la grasa y la suciedad de la ropa en un proceso de primer orden en el que se elimina el 12% de la grasa por minuto. La lavadora contiene 50 L de agua y tiene un ciclo de lavado de 5 minutos antes de descargar el agua. ¿Cuál será la concentración de grasa (en mg/L) en el agua de descarga si la ropa contiene 0,5 g de aquélla?

- 1.9. El río Plateau lleva un caudal de $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$ y sus aguas tienen una concentración de selenio (Se) de $0,0015 \text{ mg/L}$. Un granjero empieza a extraer $1 \text{ m}^3/\text{s}$ del río para regar la tierra. Durante el riego, el agua toma selenio de las sales del suelo. La mitad del agua de riego se pierde en la tierra y las plantas, y la otra mitad retorna al río Plateau con un contenido de 1 mg/L de selenio. El selenio es una sustancia no reactiva, y por tanto conservativa (no se degrada en el agua), y la corriente no toma más selenio de ningún otro afluente.
- Si el granjero riega continuamente, ¿cuál será la concentración estable de selenio aguas abajo de la granja?
 - Los peces son sensibles a niveles de selenio por encima de $0,04 \text{ mg/L}$. El granjero decide no usar más agua que la que permita mantener esta concentración crítica. ¿Cuánta agua puede extraer de la corriente para uso de riego?

- 1.10. Cuando se usa metanol para generar hidrógeno, el proceso se realiza según la reacción:



La reacción de descomposición del metanol (CH_2OH) es de segundo orden, y se observa que se pueden producir 100 g de monóxido de carbono (CO) por día en un reactor *batch*, si partimos de 200 g de metanol. ¿Cuál es la velocidad constante de reacción?

- 1.11. Un lago con volumen constante de $10 \times 10^6 \text{ m}^3$ se alimenta con una corriente libre de contaminantes de $50 \text{ m}^3/\text{s}$ de caudal. Una industria vierte $5 \text{ m}^3/\text{s}$ de un residuo no conservativo a una concentración de 100 mg/L en dicho lago. El contaminante tiene un coeficiente de tasa de reacción K de $0,25/\text{día}$. Asumiendo que el contaminante está completamente disuelto en el lago, encuentra el estado estable de concentración del contaminante en el lago.
- 1.12. El sistema de dos estanques mostrado en la Figura P1.12 se alimenta por una corriente con una tasa de flujo de 1 millón de galones por día, con una concentración de BOD (Demanda Bioquímica de Oxígeno), contaminante no conservativo, de 20 mg/L . La tasa de descomposición del BOD es de $0,30/\text{día}$. El volumen del primer estanque es de 5 millones de galones y el del segundo de 3 millones. Asumiendo que el contaminante se encuentra completamente disuelto, encuentra la concentración de BOD cuando sale de cada estanque.

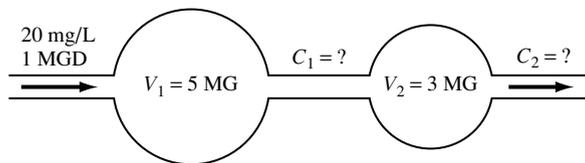


FIGURA P1.12.

- 1.13. Una laguna se ha diseñado para contener un caudal de entrada de $0,10 \text{ m}^3/\text{s}$ de contaminante no conservativo, cuya concentración es de 30 mg/l , y su tasa de reacción $0,20/\text{día}$. La corriente que sale por el afluente debe tener una concentración de contaminante menor de $10,0 \text{ mg/L}$. Asumiendo que el contaminante se encuentra totalmente disuelto, ¿cuáles deben ser las dimensiones de la laguna?

- 1.14.** El ozono, a veces se usa, como un desinfectante para agua potable. El ozono es altamente reactivo. Reaccionará con muchas bacterias benignas que se encuentran en el agua, además de las patógenas que se desea eliminar. Se ha demostrado que la disolución de ozono en agua sigue una cinética de primer orden en la concentración de ozono, de este modo su valor disminuye un 50% en 12 minutos ($t_{1/2} = 12$ min). Un suministrador de agua quiere inyectar ozono en una tubería que transporta agua a la planta de tratamiento para pre-desinfectar el afluente. El diámetro de la tubería es de 3 pies y su longitud de 3.400 pies, con un caudal estable de 10.000 galones/min. ¿Qué concentración de ozono (en mg/L) debería inyectarse en la cabecera de la tubería para que haya una concentración de ozono de 1 mg/L a la llegada a la planta? La tubería puede suponerse (aproximación realista) que se comporta como un PFR ideal.
- 1.15.** El estómago es un reactor químico. Cuando se toma una hamburguesa de 1 € en, aproximadamente un minuto, es como si hubiese una entrada instantánea de 325 g de comida en él. En respuesta, el estómago comienza a producir ácidos gástricos, que se segregan a un ritmo (tasa) de 12 ml/min hasta que la hamburguesa es digerida. Igualmente, los fluidos abandonan el estómago hacia el intestino delgado a una tasa de flujo de 12 ml/min, por lo que el volumen de líquido en el estómago permanece constante en 1,15 L. La velocidad de digestión de la hamburguesa es constante y tiene un valor de $1,33 \text{ h}^{-1}$.
- ¿Qué modelo ideal de reactor piensa que es el estómago?
 - ¿Qué fracción de la masa de la hamburguesa quedará sin digerir en el estómago una hora después de haberla comido?
- 1.16.** Un modelo sencillo para estudiar la contaminación del aire en una ciudad es el de una caja en la que se supone la contaminación completamente mezclada, y con capacidad limitada para dispersarse horizontal y verticalmente, excepto en la dirección de los vientos dominantes (por ejemplo, una ciudad enclavada en un valle con una zona de inversión térmica sobre ella). Considérese una ciudad que tiene una inversión a 250 m, a 20 km de distancia horizontal medidos sobre la perpendicular del viento, que sopla con una de 2 m/s, y unas emisiones de monóxido de carbono (CO) de 60 kg/s (véase Figura P1.16). Supóngase que el CO es conservativo y está completamente mezclado en la caja. ¿Cuál sería la concentración de CO en la caja?

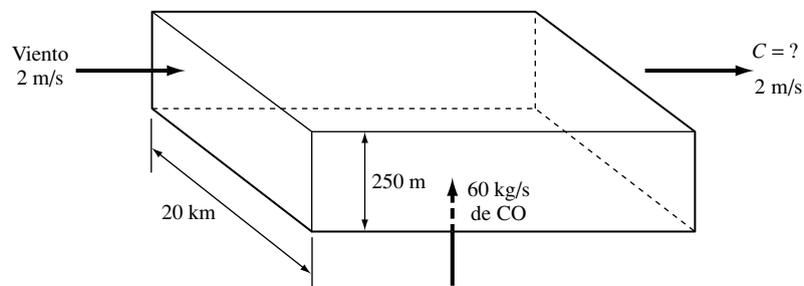


FIGURA P1.16.

- 1.17.** Consideremos que el aire sobre una ciudad se encuentra encerrado en una caja con una base de 100 km de lado y alcanza una altura de 1 km. Sopla aire limpio sobre

uno de sus lados a una velocidad de 4 m/s. Supóngase que un contaminante del aire de velocidad de reacción $k = 0,20/h$ se está emitiendo a una tasa de 10 kg/s. Encuéntrese la concentración estacionaria suponiendo que el contaminante está completamente mezclado.

- 1.18.** Si la velocidad del viento en el Problema 1.17 cae bruscamente a 1 m/s, estílese la concentración de contaminante dos horas más tarde.
- 1.19.** Una laguna de 1.200 m^3 de capacidad ha estado recibiendo un flujo continuo de un residuo conservativo con una tasa de $100 \text{ m}^3/\text{día}$ durante el tiempo suficiente para asumir que se trata de un estado estable. La concentración de residuo en la laguna es de 10 mg/l. Asumiendo la mezcla completa,
- ¿Cuál será la concentración de contaminante que el efluente deja en la laguna?
 - Si la concentración de entrada del contaminante se incrementa súbitamente en 100 mg/L, ¿cual sería la concentración en el efluente 7 días después?
- 1.20.** Repita el Problema 1.19 para un contaminante no conservativo con una tasa de reacción $k = 0,2/\text{día}$.
- 1.21.** Una central nuclear se encuentra ubicada en Coal Valley, que es un valle que puede considerarse un paralelepípedo de 5 km de largo por 2 km de ancho y 200 m de profundidad. Nos han pedido que evaluemos los efectos de un escenario catastrófico en el que el envoltorio del reactor falla y la radiación pasa a la atmósfera. En la evaluación, determinamos que pueden ser liberados 120 kg de yodo 131 (un isótopo radiactivo que causa daños a la glándula tiroides y al hígado).
- Suponiendo que la liberación de yodo 131 haya sido muy rápida y todo él se haya distribuido por el valle sin escapes ¿cuál sería la concentración de yodo 131 en el aire del valle? La respuesta deberá expresarse en unidades de ppmv, y debe suponerse una presión atmosférica de 1 atm y una temperatura de 20°C .
 - Suponiendo que la concentración de yodo 131 calculada en la parte a) es la inicial en el valle, debes ahora determinar el tiempo que tardará en descender al límite seguro de 1×10^{-5} ppmv. La velocidad promedio del aire a través del valle (entrando por un lado y saliendo por el otro) es sólo de 1,5 m/min. Además, el yodo 131 se elimina por otros dos procesos: 1) desintegración radiactiva, con una vida media de 8,1 días, y 2) sedimentación en tierra, con una constante de $0,02/\text{d}^{-1}$. Dibujar un esquema de la situación y poner etiqueta a las variables implicadas.
 - Expresar con una ecuación la concentración de yodo 131 en el aire del valle en función del tiempo transcurrido desde el accidente. Usar la ecuación para determinar el tiempo necesario para que la concentración disminuya hasta un nivel seguro.
- 1.22.** Cuando un ácido fuerte se disuelve en agua, se disocia completamente en protones (H^+). Por ejemplo, la disociación de ácido sulfúrico en agua es



o más simplemente



Un tipo de reacción similar se produce si se disuelve en agua una base fuerte, en este caso en vez de protones aparecen iones hidroxilo (OH^-). Por ejemplo, la disociación del hidróxido de sodio (NaOH) en agua es



o más simplemente



Cuando un ácido fuerte y una base fuerte se disuelven juntos en agua, los protones del ácido reaccionan con los hidroxilos de la base para producir más moléculas de agua hasta que se acaban o bien los protones o los hidroxilos. La reacción es



La constante de la tasa de reacción¹ (P1.3) es $1,4 \times 10^{11} \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$.

- Se añaden 8 mg de H_2SO_4 en un matraz que contiene 1 litro de agua. ¿Cuánto NaOH (en mg) debe añadirse para neutralizar el ácido? Neutralización significa conversión de todos los protones del ácido en agua, como muestra la reacción (P1.3).
- Si los 8 mg de H_2SO_4 y la cantidad de base calculada en la parte a) se añaden al agua del matraz en el mismo instante, ¿cuál será la vida media de los protones en el agua?

- 1.23.** Por un colector solar de 4×8 pies circula agua con una tasa de 1 galón por minuto mientras está expuesto a la luz del sol con una intensidad de $300 \text{ Btu/ft}^2\text{-h}$ (véase Figura P1.23).

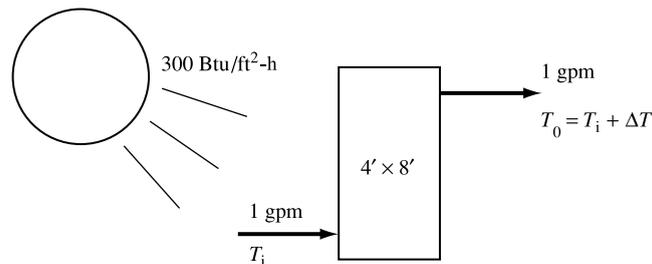


FIGURA P1.23.

El 50% de esa luz solar es capturada por el colector y calienta el agua que circula a través de él. El colector captura el 50% de ese calor y calienta el agua que circula por él. ¿Cuánto se habrá elevado la temperatura del agua cuando deja el colector?

- 1.24.** Una piscina al aire libre pierde una pulgada de agua de su superficie de 1.000 pies cuadrados (ft^2) cada semana a causa de la evaporación. El calor de vaporización del agua a la temperatura de la piscina es de 1.050 Btu/lb . El costo de la energía necesaria para calentar la piscina es de $10 \$$ por millón de Btu. Un vendedor afirma que

¹ De Moore y Pearson, *Kinetics and Mechanism*, 3.^a ed., 1981, Wiley-Interscience, New York, NY.

una cubierta con un costo de 500 \$ que redujese las pérdidas por evaporación en dos tercios se amortizaría en las 15 semanas que dura la temporada de verano. ¿Es cierta la afirmación del vendedor?

- 1.25.** Dos tercios de la energía contenida en el combustible que entra a una central nuclear de 1.000 MW_e , pasa del condensador al agua de refrigeración que proviene de un río local (no hay pérdidas en chimenea como en el caso de una planta convencional de combustible fósil). El río tiene un caudal original de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ y una temperatura de 20°C .
- Si sólo se permite elevar la temperatura del agua de refrigeración en 10°C ¿qué tasa de flujo (caudal) habrá de desviarse del río? Compárese con la central térmica de carbón en el Ejemplo 1.12.
 - ¿Cuánto se elevará la temperatura del río cuando recibe el caudal de agua de refrigeración caliente? Compárese con el Ejemplo 1.12.
- 1.26.** Consideremos una lata de refresco suficientemente fría para condensar el agua del aire y hacer que se deposite una capa de rocío en su superficie. Si todo el calor liberado cuando se condensan 5 ml de vapor de agua sobre la superficie de la lata se transmite al líquido, ¿cuánto se elevará la temperatura del refresco? Suponer que la densidad y el calor específico del líquido son los mismos que los del agua, despreciar el calor absorbido por la lata, y utilizar el valor de 2.500 kJ/kg como el calor latente de evaporación (condensación) del agua.
- 1.27.** Comparar la energía requerida para evaporar 1 kg de agua a 15°C con la necesaria para elevarla 3 km desde el suelo. (1 kg a nivel del suelo pesa 9,8 N, y $1 \text{ J} = 1 \text{ Nm}$.)
- 1.28.** Comparar la energía potencial contenida en 1 lb de vapor de agua a 59°F (15°C) y una elevación de 5.000 ft con la que se libera cuando se condensa en lluvia (1 Btu = 778 ft-lb).
- 1.29.** Una central térmica de 600 MW_e tiene una eficiencia del 36%, con un 15% del calor residual que se libera a la atmósfera con los gases de chimenea y el otro 85% extraído por el agua de refrigeración (véase Figura P1.29). En lugar de extraer agua de un río, calentarla y retornarla al cauce, esta planta utiliza una torre húmeda de refrigeración donde el calor se libera a la atmósfera al evaporarse el agua de refrigeración. ¿A qué ritmo debe aportarse agua desde el río a la temperatura de 15°C , para reponer las pérdidas por evaporación en la torre?

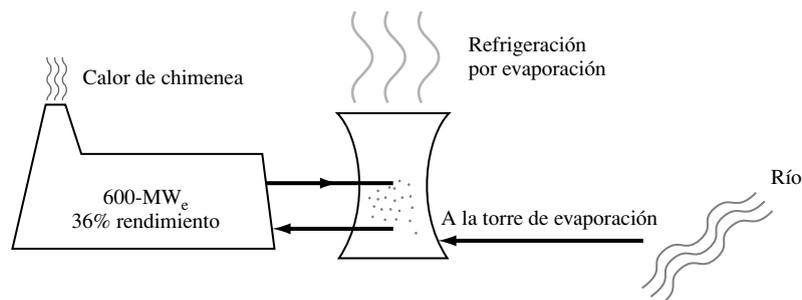


FIGURA P1.29.

- 1.30.** Un calentador eléctrico de agua ajustado a 140°F se mantiene en una sala a 70°F . Cuando fue adquirido su aislamiento era de $R-5$. El propietario coloca una cubierta de $2,5\text{ ft}^2$ sobre el calentador, elevando el valor de su resistencia a 15. Suponiendo que el rendimiento en la conversión de electricidad a calor es del 100%, ¿cuánta energía (kWh) se ahorrará cada año? Si la electricidad cuesta 8 céntimos/kWh ¿cuánto dinero ahorrará en energía cada año?
- 1.31.** Una bombilla de bajo consumo de 15 W ilumina con la misma intensidad que otra incandescente de 60 W, gastando la cuarta parte de la energía. Calcular la cantidad de electricidad que se ahorra y la de carbono, SO_2 , y partículas que se dejarían de emitir a la atmósfera por cada bombilla incandescente que se sustituye por otra de bajo consumo, a lo largo de toda la vida útil de ésta (9.000 h de vida media), si la energía proviene de una central térmica de carbón como la del Ejemplo 1.13.
- 1.32.** Supongamos que una compañía genera electricidad en una central térmica de carbón con un rendimiento del 36%, emitiendo el límite legal de 0,6 lb por millón de Btu de energía de entrada a la planta. Supóngase que la compañía incentiva a sus clientes para que sustituyan sus bombillas incandescentes de 75 W por otras de bajo consumo de 18 W que proporcionan una iluminación similar. Considerando una vida media de éstas de 10.000 h,
- ¿Cuántos kWh de electricidad se ahorrarán?
 - ¿Cuántas toneladas de 2.000 lb de SO_2 dejarían de emitirse?
 - Si la compañía puede vender sus derechos de emisión de SO_2 a razón de 800 dólares por tonelada (lo que se denominan «permisos»; véase Capítulo 7), ¿cuánto dinero podría ganar vendiendo el SO_2 ahorrado por una sola bombilla sustituida?
- 1.33.** El aceite pesado del número 6 libera 20 kg de carbono por cada 10^9 J . Si se quema en una central térmica que tiene un rendimiento del 36%, hallar la cantidad de carbono emitida por kilowatio-hora de electricidad producida. Por ley, las emisiones de las nuevas centrales térmicas de aceites pesados están limitadas a 86 mg de SO_2 por millón de julios (MJ) de energía de entrada, y a 130 mg NO_x/MJ . Estímense las máximas emisiones permitidas de SO_2 y de NO_2 por kilowatio-hora.
- 1.34.** Marte radia energía con un pico de longitud de onda de $13,2\text{ }\mu\text{m}$.
- Si fuera un cuerpo negro ¿cuál sería su temperatura?
 - ¿Cuál sería la energía y la frecuencia de un fotón con esa longitud de onda?
- 1.35.** La intensidad a la que la energía solar alcanza la capa exterior de la atmósfera de la Tierra es de 1.370 W/m^2 (la constante solar para la Tierra). La órbita de nuestro planeta tiene un radio promedio de $150 \times 10^6\text{ km}$. La radiación solar disminuye según el cuadrado de la distancia al Sol. Estimar las constantes solares para
- Marte, cuya órbita tiene un radio de $228 \times 10^6\text{ km}$.
 - Venus, cuya órbita tiene un radio de $108 \times 10^6\text{ km}$.

- 1.36.** Los objetos no sólo radian energía, sino que también absorben energía radiante. La radiación neta de un cuerpo negro de temperatura T_1 en un entorno de temperatura T_2 viene dada por

$$E_{\text{neto}} = \sigma A[(T_1)^4 - (T_2)^4]$$

Supongamos que un cuerpo humano desnudo tiene una superficie de $1,35 \text{ m}^2$, una temperatura superficial de 32°C y está en una sala cuyas paredes están a 15°C . Haciendo los cálculos como si de un cuerpo negro se tratase (aproximación muy realista), encontrar la pérdida neta por radiación (vatios).

- 1.37.** Un radiador de agua caliente tiene una temperatura superficial de 80°C y un área de 2 m^2 . Tratándolo como un cuerpo negro, encontrar la potencia a la que radiará energía en una habitación a 20°C (véase Problema 1.36).



Química medioambiental

CAPÍTULO

2

A menudo importa mucho el modo en el que se combinan ciertos átomos, en qué orden, con qué otros, qué impulso reciben y cuál proporcionan. Los mismos componen tierra, cielo, mar y ríos; los mismos el sol, los animales, semillas y árboles, tan sólo combinándose y moviéndose de formas diferentes.

—*Lucrecio (95-52 a.C.) La naturaleza de las cosas*—

-
-
- 2.1. Introducción
 - 2.2. Estequiometría
 - 2.3. Entalpía en los sistemas químicos
 - 2.4. Equilibrio químico
 - 2.5. Química orgánica
 - 2.6. Química nuclear
- Problemas
- Referencias
-
-

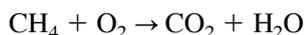
2.1. | Introducción

Casi todos los problemas de polución con los que nos enfrentamos tienen una base química. Incluso las más cualitativas descripciones de problemas tales como el efecto invernadero, el agujero de la capa de ozono, los residuos tóxicos, la contaminación de las aguas subterráneas, del aire, y la lluvia ácida, por mencionar algunos, requieren al menos una comprensión rudimentaria de algunos conceptos básicos de química. Y, por supuesto, un ingeniero medioambiental que debe diseñar un sistema de control de emisiones o una planta de tratamiento de residuos ha de ser docto en principios químicos y en las técnicas de la ingeniería química. En este breve capítulo, los temas han sido elegidos con el objetivo de proveer únicamente de los principios químicos esenciales necesarios para entender la naturaleza de los problemas de contaminación que acometemos y las soluciones que la ingeniería aporta.

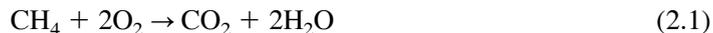
2.2. | Estequiometría

Una reacción química escrita provee de información cualitativa y cuantitativa. Cualitativamente podemos ver qué reactivos interactúan para producir qué sustancias finales. Cuantitativamente el principio de conservación de la masa puede aplicarse para darnos información sobre cuánto de cada componente está implicado en la producción de los resultados mostrados. La igualación de las ecuaciones para que el mismo número de átomos de cada elemento aparezca a cada lado de la ecuación, y el cálculo posterior, que puede ser empleado para determinar la cantidad de cada reactivo, se denomina *estequiometría*.

El primer paso es equilibrar la ecuación. Por ejemplo, supongamos que quisiéramos investigar la combustión del metano (CH_4), el principal componente del gas natural y uno de los gases de mayor efecto invernadero. El metano se combina con el oxígeno para producir dióxido de carbono y agua, como refleja la siguiente reacción:



La ecuación no está equilibrada. Un átomo de carbono aparece en cada lado, lo que es correcto, pero hay cuatro átomos de hidrógeno a la izquierda y sólo dos en la derecha, y hay sólo dos átomos de oxígeno a la izquierda mientras que hay tres en la derecha. Podríamos intentar duplicar las moléculas de agua de la izquierda para igualar el hidrógeno de cada lado, pero entonces habría un desequilibrio de oxígeno con dos en la izquierda y cuatro en la derecha. Así que intentaremos duplicar el oxígeno de la derecha. Este tipo de método de aproximación ensayo-error para igualar reacciones simples, normalmente conduce a la solución con rapidez. En este caso, la reacción siguiente está equilibrada con el mismo número de C, H, y O a cada lado de la flecha.



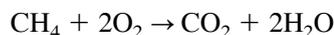
Esta ecuación puede leerse como: una molécula de metano reacciona con dos moléculas de oxígeno para producir una molécula de dióxido de carbono y dos moléculas de agua. En cualquier caso, es más útil ser capaz de describir esta reacción en términos de la masa de cada sustancia; es decir, cuántos gramos de oxígeno son necesarios para reaccionar con cuántos gramos de metano. Para ello hemos de saber algo acerca de la masa de átomos y moléculas tomados individualmente.

El *peso atómico* de un átomo es la masa de dicho átomo medida en *unidades de masa atómica* (uma) donde una uma se define como, exactamente, un doceavo de la masa de un átomo de carbono que tenga seis protones y seis neutrones en el núcleo. A pesar de que esto podría sugerir que el peso atómico del carbono sería exactamente 12 uma, no es éste el caso. Todos los átomos de carbono tienen seis protones pero no todos ellos tienen seis neutrones, así que no todos tienen el mismo peso atómico. Los átomos que tienen el mismo número de protones pero que difieren en el número de neutrones se llaman *isótopos*. Los valores reflejados en tablas, tales como el Apéndice B, «Peso atómico y número atómico de los elementos», es la media basada en la abundancia relativa de diferentes isótopos hallados en la naturaleza. En el Apéndice B, también se muestra el *número atómico*, que es el número de protones del núcleo. Todos los isótopos de un elemento dado, tienen el mismo número atómico.

El *peso molecular* es, simplemente, la suma de los pesos de todos los átomos que la forman. Si dividimos la masa de una sustancia por su peso molecular, el resultado es la masa expresada en *moles* (mol). Normalmente la masa se expresa en gramos, en cuyo caso un mol contiene $6,02 \times 10^{23}$ moléculas (número de Avogadro).

$$\text{Moles} = \frac{\text{Masa (g)}}{\text{Peso molecular}} \quad (2.2)$$

La particular ventaja de expresar cantidades en moles es que 1 mol de cualquier sustancia contiene exactamente el mismo número de moléculas, lo cual nos ofrece una alternativa para interpretar una ecuación química. Consideremos el Ejemplo 2.1 repetido aquí:



A nivel molecular, podemos decir que 1 mol de metano reacciona con dos moles de oxígeno para producir 1 mol de dióxido de carbono y dos moles de agua. Ya que sabemos cuántos gramos contiene cada mol, podemos expresar nuestra igualdad de masa, también en estos términos.

Para expresar en gramos la reacción anterior de metano, necesitamos primero hallar el número de gramos por mol de cada sustancia. Utilizando el Apéndice B, comprobamos que el peso atómico del C es 12, el del H es 1, y el del O es 16. Nótese que los valores han sido redondeados ligeramente, lo cual es frecuente en la práctica de la ingeniería. Así, los pesos moleculares, y por consiguiente el número de gramos por mol, serán:

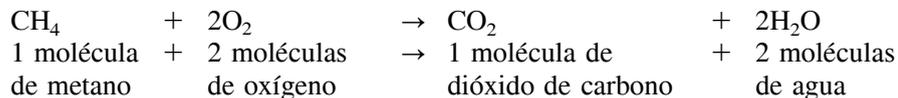
$$\text{CH}_4 = 12 + 4 \times 1 = 16 \text{ g/mol}$$

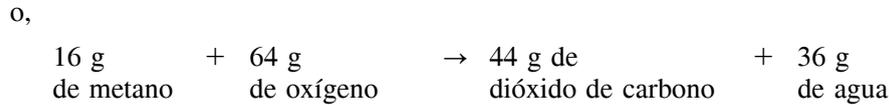
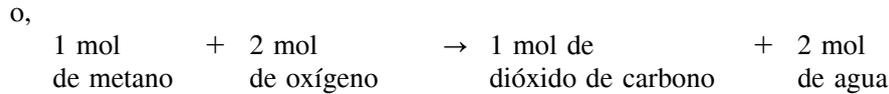
$$\text{O}_2 = 2 \times 16 = 32 \text{ g/mol}$$

$$\text{CO}_2 = 12 + 12 \times 16 = 44 \text{ g/mol}$$

$$\text{H}_2\text{O} = 2 \times 1 + 16 = 18 \text{ g/mol}$$

Tras estos diferentes modos de expresar la oxidación del metano, podemos decir:



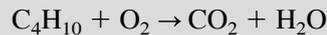


Nótese que la masa se conserva en la última expresión; esto es, hay 80 gramos a la izquierda y 80 gramos a la derecha.

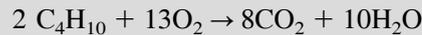
EJEMPLO 2.1. Combustión del butano

¿Qué masa de dióxido de carbono se produciría si 100 gramos de butano (C_4H_{10}) se oxidan completamente para producir dióxido de carbono y agua?

Solución. Primero escribiremos la reacción:



Ahora se equilibra



Se halla el peso en g por mol del butano:

$$\text{C}_4\text{H}_{10} = 4 \times 12 + 10 \times 1 = 58 \text{ g/mol}$$

Ya sabemos que hay 44 gramos por mol de CO_2 , luego no necesitamos volver a calcularlo. Dos moles de butano ($2 \text{ mol} \times 58 \text{ g/mol} = 116 \text{ g}$) producen 8 moles de dióxido de carbono ($8 \text{ mol} \times 44 \text{ g/mol} = 352 \text{ g CO}_2$). De este modo podemos establecer la siguiente proporción:

$$\frac{116 \text{ g C}_4\text{H}_{10}}{352 \text{ g CO}_2} = \frac{100 \text{ g C}_4\text{H}_{10}}{X \text{ g CO}_2}$$

Así,

$$X = 100 \times 352/116 = 303 \text{ g de CO}_2 \text{ producido}$$

Muchos problemas medioambientales implican concentraciones de sustancias disueltas en agua. En el Capítulo 1 introdujimos dos unidades de medida muy comunes; mg/L y ppm. En cualquier caso, también es útil expresar concentraciones en términos de *molaridad*, lo cual es simplemente el número de moles de una determinada sustancia por litro de solución. Una solución de 1 molar (1 M) tiene un mol de sustancia disuelto en suficiente agua como para hacer que la mezcla tenga un volumen de un litro. Molaridad se relaciona con concentraciones en mg/L mediante la siguiente relación:

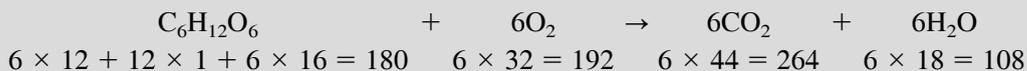
$$\text{mg/L} = \text{molaridad (mol/L)} \times \text{peso molecular (g/mol)} \times 10^3 \text{ (mg/g)} \quad (2.3)$$

El siguiente ejemplo ilustra el uso de la molaridad, y al mismo tiempo, introduce otro concepto importante relacionado con la cantidad de oxígeno necesario para oxidar una sustancia dada.

EJEMPLO 2.2. Demanda teórica de oxígeno

Consideremos una solución de glucosa ($C_6H_{12}O_6$) de $1,67 \times 10^{-3}$ que se ha oxidado completamente a CO_2 y H_2O . Hallar la cantidad de oxígeno necesaria para completar la reacción.

Solución. Para hallar el oxígeno necesario que oxida completamente esta glucosa, escribiremos primero la ecuación de igualdad, determinaremos pesos moleculares y hallaremos la masa de cada componente en la reacción:



Así, se necesitan 192 g de oxígeno para oxidar 180 g de glucosa. De (2.3), la concentración de glucosa será

$$mg/L = 1,67 \times 10^{-3} \text{ mol/L} \times 180 \text{ g/mol} \times 10^3 \text{ mg/g} = 301 \text{ mg/L}$$

así, la necesidad de oxígeno sería

$$300 \text{ mg/L de glucosa} \times \frac{192 \text{ g } O_2}{180 \text{ g glucosa}} = 321 \text{ mg/L de } O_2$$

Si se conoce la composición química de una sustancia, entonces la cantidad de oxígeno necesaria para oxidarla, descomponiéndola en dióxido de carbono y agua, puede calcularse por medio de la estequiometría, como muestra el ejemplo anterior. Esta necesidad de oxígeno es conocida como *demanda teórica de oxígeno*. Si la oxidación se lleva a cabo por bacterias, usando las sustancias como nutrientes, la cantidad de oxígeno necesaria se conoce como *demanda bioquímica de oxígeno*, o BOD. La BOD será algo menor que la demanda teórica de oxígeno porque una parte del carbono original será incorporada al tejido celular bacteriano en lugar de descomponerse en dióxido de carbono. La demanda de oxígeno es una medida importante del probable impacto que los residuos tendrán en las masas de agua receptoras (tema que será tratado en mayor profundidad en el Capítulo 5, «Contaminación del agua»).

La conveniencia de usar moles para describir cantidades de sustancias, también ayuda cuando se calculan concentraciones de contaminantes atmosféricos, pues según la hipótesis de Avogadro, desarrollada en 1811, un mismo volumen de cualquier gas, a una presión y temperatura específicas, contiene igual número de moléculas. De hecho, puesto que un mol de cualquier sustancia tiene el número de Avogadro de moléculas, un mol de gas a una temperatura determinada ocupará un volumen predecible. A una temperatura y presión normales (TPN), correspondientes a $0^\circ C$ y 1 atm (760 mm de mercurio, 101,3 kPa), 1 mol de un gas ideal, ocupa 22,4 L, o $0,0224 \text{ m}^3$, y contiene $6,02 \times 10^{23}$ moléculas. Este hecho se empleó en el Capítulo 1 para derivar relaciones entre concentraciones expresadas en $\mu g/m^3$ y ppm (en volumen).

Demostremos la utilidad del teorema de Avogadro para gases aplicándolo a una preocupación muy actual, como puede ser, el ritmo al que vertemos dióxido de carbono a la atmósfera a medida que quemamos combustibles fósiles.

EJEMPLO 2.3. Emisiones de carbono del gas natural

La combustión de metano, CH₄ (gas natural) en todo el mundo ofrece un rendimiento de $10,9 \times 10^{16}$ kJ de energía al año. Si el metano tiene un contenido energético de 39×10^3 kJ/m³ (a TPN), ¿qué masa de CO₂ se emite a la atmósfera cada año? Expresar también esta emisión constante en toneladas métricas de carbono (no en CO₂) al año (distingamos la tonelada métrica europea (Tm) de 1.000 kg de la americana (ton) , de 2.000 libras de peso).

Solución. Primero necesitamos expresar ese consumo en moles. Convertir kJ de energía en moles de metano es inmediato:

$$\text{Moles CH}_4 = \frac{10,9 \times 10^{16} \text{ kJ/año}}{39 \times 10^3 \text{ kJ/m}^3} \times \frac{1}{22,4 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{mol}} = 12,5 \times 10^{13} \text{ mol/año}$$

Sabemos, por la igualdad de la reacción química dada en el Ejemplo (2.1), que cada molécula de CH₄ produce un mol de CO₂, así es que emitiremos $12,5 \times 10^{13}$ moles de CO₂. Puesto que el peso molecular del CO₂ es 44, la masa de CO₂ emitido es

$$\text{Masa de CO}_2 = 12,5 \times 10^{13} \text{ mol/año} \times 44 \text{ g/mol} = 5,5 \times 10^{15} \text{ g/año}$$

Para expresar estas emisiones en toneladas de C al año, debemos convertir los gramos en toneladas, y separar la parte de CO₂ que es carbono. La parte de CO₂ que es carbono es, simplemente, la relación del peso atómico del carbono (12) con el peso molecular del dióxido de carbono (44)

$$\begin{aligned} \text{Emisiones de C} &= 5,5 \times 10^{15} \text{ g CO}_2/\text{año} \times \frac{1 \text{ kg}}{1.000 \text{ g}} \times \frac{1 \text{ Tm}}{1.000 \text{ kg}} \times \frac{12 \text{ g C}}{44 \text{ g CO}_2} = \\ &= 1,5 \times 10^9 \text{ Tm/año} = 1,5 \text{ GTm C/año} \end{aligned}$$

Las $1,5 \times 10^9$ toneladas de carbono mencionadas en el ejemplo anterior son, aproximadamente un 20% del total de las emisiones de carbono lanzadas a la atmósfera en todo el mundo cada año procedente de la quema de combustibles fósiles (carbón, petróleo, gas natural). Como describiremos en el Capítulo 8 «Cambio climático global» la principal preocupación acerca de estas emisiones es su consecuencia potenciadora del efecto invernadero.

2.3. | Entalpía en los sistemas químicos

Tal y como hemos empleado la ley de conservación de la masa para igualar ecuaciones químicas, podemos utilizar la de conservación de la energía para aprender algo acerca del calor absorbido o desprendido durante las reacciones químicas. Puesto que la energía se conserva, deberíamos ser capaces de rastrearla de principio a fin. La primera ley de la termodinámica nos permite decir que la energía en los reactivos del lado izquierdo de la ecuación, más cualquier calor añadido al sistema, debería igualar a la energía contenida en los productos reactivos del lado derecho, más cualquier trabajo realizado durante la reacción.

$$U_1 + Q = U_2 + W \quad (2.4)$$

donde

U_1 = energía interna inicial del sistema químico.

U_2 = energía interna final.

Q = calor absorbido durante la reacción.

W = trabajo realizado por el sistema durante la reacción.

Aunque se podrían incluir muchas formas de trabajo en la fórmula (2.4), nuestra ocupación tratará, únicamente, del trabajo realizado durante el cambio de volumen de un sistema a presión constante, lo cual es típico de las reacciones químicas. Cualquier clase de trabajo eléctrico, magnético, gravitatorio, o de otro tipo, no será tratado aquí. Para analizar el trabajo realizado por expansión, consideremos el cilindro de la Figura 2.1, el cual contiene un volumen de gas V que ejerce una presión P contra un pistón de área A . La fuerza ejercida por el gas sobre el pistón es $P \times A$.

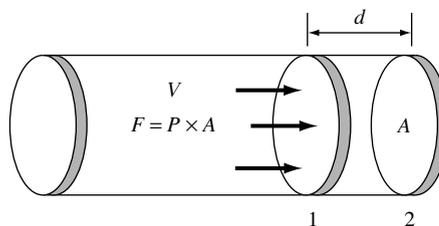


FIGURA 2.1. El trabajo realizado cuando un gas se expande a presión constante es $P\Delta V$.

Si el pistón se mueve una distancia d , entonces, puesto que trabajo es igual a fuerza por espacio, podemos escribir

$$W = Fd = PAd = P(V_2 - V_1) \quad (2.5)$$

Sustituyendo (2.5) por (2.4) y reagrupando términos se obtiene

$$(U_2 + PV_2) - (U_1 + PV_1) = Q \quad (2.6)$$

Si definimos la *entalpía*, H , de un sistema como

$$H = U + PV \quad (2.7)$$

entonces

$$H_2 - H_1 = \Delta H = Q \quad (2.8)$$

El cambio de entalpía durante una reacción a presión constante es igual al calor absorbido por el sistema. Cuando ΔH es positivo, el calor es absorbido y la reacción se denomina *endotérmica*. Cuando ΔH es negativo, el calor es liberado y la reacción se denomina *exotérmica*. La variación de entalpía, $H_2 - H_1$, se llama *calor de reacción*.

Nuestro verdadero interés reside en los cambios en energía, en este caso de entalpía, ya que es el tema central, normalmente, en los problemas sobre energía. Por ejemplo, podemos definir la energía potencial de un objeto como el peso multiplicado por la altura sobre un punto de referencia. La elección del punto de referencia es indiferente mientras estemos interesados, tan sólo, en el cambio de la energía potencial que experimenta un objeto al ser elevado de un punto a otro, en contra de la fuerza de gravedad. Del mismo modo, aunque

los cambios en entalpía durante una reacción química son de interés, no es realmente importante qué puntos de referencia escojamos. Los valores tabulados de entalpía vienen expresados generalmente, a una atmósfera de presión y 25 °C (298 K), en cuyo caso se designan con la notación.

$$H_{298}^0 = \text{entalpía estándar} = \text{entalpía a 1 atm y 298 K (kJ/mol)} \quad (2.9)$$

Deducimos que el punto de referencia para elementos puros es el estado estacionario de una sustancia a 1 atm y 25 °C. Por ejemplo, el estado estacionario del oxígeno a 1 atm y 25 °C, es O₂ gaseoso, así es que, la entalpía estándar del oxígeno (g), donde (g) significa que se halla en estado gaseoso, se define como 0. Del mismo modo, el mercurio bajo idénticas condiciones es un líquido, así, la entalpía estándar del Hg (l) es 0, donde (l) significa el estado líquido. Una relación de entalpías estándar de algunas sustancias puede verse en la Tabla 2.1. Podemos encontrar listas más extensas en manuales de química o en textos de ingeniería medioambiental más avanzados.

La suma de entalpías de los productos de reacción menos la suma de las entalpías de los reactivos se denomina *calor de reacción*. Cuando éste es negativo, hay calor liberado durante la reacción; cuando es positivo, el calor se absorbe. Dado que las entalpías estándar se expresan en energía por mol, deberemos, en primer lugar, equilibrar la reacción, y después multiplicar el número de moles por la entalpía estándar de cada sustancia para obtener la entalpía total.

TABLA 2.1. Entalpías estándar de determinadas sustancias (kJ/mol)

Sustancia	Estado ⁽¹⁾	H_{298}^0	Sustancia	Estado ⁽¹⁾	H_{298}^0
Ca ²⁺	<i>aq</i>	-543,0	HCO ₃ ⁻	<i>aq</i>	-691,1
CaCO ₃	<i>s</i>	-1.207	H ₂ O	<i>l</i>	-285,8
Ca(OH) ₂	<i>s</i>	-986,6	H ₂ O	<i>g</i>	-241,8
C	<i>s</i>	0	NO	<i>g</i>	90,4
CO	<i>g</i>	-110,5	NO ₂	<i>g</i>	33,9
CO ₂	<i>g</i>	-393,5	NO ₂ ⁻	<i>aq</i>	-106,3
CO ₂	<i>aq</i>	-412,9	N	<i>g</i>	472,6
CH ₄	<i>g</i>	-74,9	N ₂	<i>g</i>	0
C ₂ H ₄	<i>g</i>	52,3	N ₂ O	<i>g</i>	81,55
CH ₃ COOH	<i>aq</i>	-488,5	NH ₃	<i>aq</i>	-80,8
<i>n</i> -C ₄ H ₁₀	<i>g</i>	-124,7	O	<i>g</i>	247,5
<i>i</i> -C ₄ H ₁₀	<i>g</i>	-131,6	O ₂	<i>g</i>	0
H	<i>g</i>	217,9	O ₃	<i>g</i>	142,9
H ⁺	<i>aq</i>	0	OH ⁻	<i>aq</i>	-229,9
H ₂	<i>g</i>	0	SO ₂	<i>g</i>	-296,9

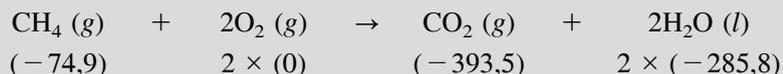
⁽¹⁾*g* = gaseoso, *aq* = acuoso, *s* = sólido, *l* = líquido.

Cuando un combustible se quema, parte de la energía desprendida acaba en forma de calor, perteneciente al vapor de agua producido. Normalmente ese vapor de agua, con el calor latente que contiene, sale por la chimenea junto con todos los demás gases procedentes de la combustión, y el calor del vapor se pierde. Esto nos orienta hacia dos valores diferentes del llamado *calor de combustión*. El *calor de combustión total* (HHV, *higher heating value*) incluye aquél que se libera cuando el agua se condensa y pasa a fase líquida, tal como en el caso del Ejemplo 2.4. El calor de combustión total se conoce también con el nombre

EJEMPLO 2.4. Calor de combustión bruto del metano

Hallar el calor de reacción durante la oxidación del metano CH_4 para descomponerse en CO_2 y H_2O líquida.

Solución. La reacción está escrita aquí, y las entalpías, tomadas de la Tabla 2.1, se muestran debajo.



Nótese que hemos utilizado la entalpía del agua líquida para este cálculo. El calor de reacción es la diferencia entre la entalpía total de los productos de reacción y la de los reactivos:

$$[(-393,5) + 2 \times (-285,8)] - [(-74,9) + 2 \times (0)] = -890,2 \text{ kJ/mol de CH}_4$$

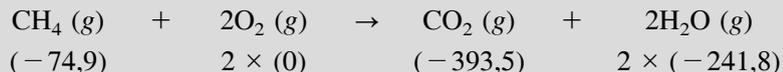
Dado que el calor de reacción es negativo, el calor se desprende durante la combustión, es decir, es exotérmica.

de *calor de combustión bruto*. En los Estados Unidos, el calor contenido en los combustibles fósiles se expresa habitualmente en cantidades brutas. El *calor de combustión útil* (LHV, *lower heating value*) o *calor de combustión neto* se basa en el calor de reacción cuando el agua permanece en estado de vapor. Las calderas modernas más eficientes para calefacción de edificios, alcanzan su rendimiento más alto (por encima del 90%) mediante la condensación del vapor de agua producto de la combustión, antes de que éste salga por la chimenea. No en vano, se las llama *calderas de condensación*. Trabajaremos de nuevo con estos conceptos de calor de combustión neto y bruto en el Capítulo 9 «Tratamiento de residuos sólidos y recuperación de recursos» cuando se describa la incineración de residuos sólidos.

EJEMPLO 2.5. El calor de combustión neto

Hallar el calor de combustión neto en la combustión del metano.

Solución. Nos limitamos a repetir el procedimiento del Ejemplo 2.4, pero esta vez, el agua permanecerá en fase gaseosa. De nuevo utilizaremos valores tomados de la Tabla 2.1.



El calor de combustión neto es

$$[(-393,5) + 2 \times (-241,8)] - [(-74,9) + 2 \times (0)] = -802,2 \text{ kJ/mol de CH}_4$$

De nuevo, el signo nos indica que es una reacción exotérmica. Nótese que aproximadamente un 10% del valor bruto se pierde cuando el vapor de agua no se condensa.

Existe otra aplicación del concepto de entalpía que se usa para describir las reacciones *smog* fotoquímicas en la atmósfera y para analizar las reacciones químicas que afectan a la capa de ozono estratosférica. Cuando una molécula se disocia al absorber un fotón de energía, el proceso se denomina reacción fotoquímica, disociación fotoquímica, o simplemente, fotólisis. Es posible emplear entalpías para determinar la cantidad de energía que un fotón ha de tener para provocar fotólisis, y partiendo de la energía de un fotón, es posible determinar la máxima longitud de onda que dicho fotón puede tener.

Para que un fotón pueda ser capaz de provocar fotólisis debe tener, como mínimo, la misma energía que el cambio en la entalpía de la reacción. Es importante darse cuenta de que, cuando una molécula absorbe un fotón, la energía tiene que ser usada casi de inmediato para la fotólisis o, de otro modo la energía se disipará en forma de calor, en cuanto la molécula colisione con moléculas circundantes. Las moléculas no pueden almacenar la energía de una serie de encuentros con fotones, esperando hasta haber acumulado la suficiente para provocar fotólisis. Esto significa que un solo fotón ha de tener suficiente energía para provocar la reacción por sí mismo.

En el Capítulo 1 «Transferencia de masa y energía», se introdujo la siguiente relación entre la energía contenida en un fotón y la longitud de onda y frecuencia asociadas a ese fotón:

$$E = h\nu = \frac{hc}{\lambda} \quad (2.10)$$

donde

E = energía de un fotón (J).

h = constante de Plank ($6,6 \times 10^{-34}$ Js).

ν = frecuencia (hertz).

c = velocidad de la luz (3×10^8 m/s).

λ = longitud de onda (m).

Nos interesa la máxima longitud de onda que un fotón puede tener, de modo que todavía conserve suficiente energía para provocar fotólisis. Así, reagrupando (2.10) se obtiene

$$\lambda \leq \frac{hc}{E} \quad (2.11)$$

Antes de que podamos igualar la energía de un fotón con el cambio de entalpía, tenemos que asegurarnos de que las unidades son consistentes. El cambio de entalpía de la reacción ΔH^0 tiene unidades de kJ/mol, y E representa julios por fotón. Usando el número de Avogadro junto con el hecho de que un fotón disocia una molécula, escribiremos:

$$\lambda \leq \frac{6,6 \times 10^{-34} \text{ J} \cdot \text{s} \times 3 \times 10^8 \text{ m/s} \times 6,02 \times 10^{23} \text{ moléculas/mol} \times 1 \text{ fotón/molécula}}{\Delta H^0 \text{ (kJ/mol)} \times 10^3 \text{ J/kJ}}$$

$$\lambda(\text{m}) \leq \frac{1,19 \times 10^{-4} \text{ (kJ} \cdot \text{m/mol)}}{\Delta H^0 \text{ (kJ/mol)}} \quad (2.12)$$

La absorción de la radiación solar incidente por parte del ozono, como se describe en el Ejemplo (2.6), es parte de la coraza con la que la capa de ozono protege la tierra. La destrucción del ozono estratosférico mediante los clorofluocarbonos será tratada en el Capítulo 8.

EJEMPLO 2.6. Fotólisis del ozono

¿Qué longitud de onda máxima de luz sería capaz de provocar la fotólisis del ozono O₃, en O₂ y O?

Solución. Primero escribiremos la reacción, incluyendo las entalpías de la Tabla 2.1. Aunque estas entalpías son para condiciones estándar (1 atm, 298 K), se pueden emplear también con presión estratosférica y condiciones de temperatura con un resultado sujeto a un mínimo error.



El cambio de entalpía es

$$\Delta H^0 = 247,5 - 142,9 = 104,6 \text{ kJ/mol}$$

Puesto que el valor de ΔH^0 es positivo, nos hallamos ante una reacción endotérmica que necesita absorber energía para poder tener lugar. Esa energía proviene del fotón.

De la Ecuación (2.12),

$$\lambda \leq \frac{1,19 \times 10^{-4} \text{ kJ} \cdot \text{m/mol}}{104,6 \text{ kJ/mol}} = 1,13 \times 10^{-6} \text{ m} = 1,13 \mu\text{m}$$

2.4. | Equilibrio químico

Hemos supuesto en las reacciones tratadas hasta aquí, que éstas suceden en una sola dirección. La mayoría de las reacciones son, hasta cierto punto, reversibles, actuando en ambas direcciones a la vez. Cuando las velocidades de reacción son las mismas y los productos se forman en la derecha al mismo tiempo que a la izquierda, se dice que la reacción ha alcanzado el *equilibrio*.

En esta reacción reversible generalizada



las letras minúsculas *a*, *b*, *c*, y *d* son coeficientes que corresponden al número de moléculas o iones de las respectivas sustancias que dan por resultado una ecuación equilibrada. Las letras mayúsculas A, B, C, y D son las sustancias químicas. La flecha doble indica que la reacción sucede en ambas direcciones al mismo tiempo.

En equilibrio, podemos escribir que

$$\frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b} = K \quad (2.14)$$

donde la designación [] representa las concentraciones de sustancias en equilibrio expresadas en moles por litro (molaridad). No se emplean concentraciones en mg/L, denominamos *K* a la *constante de equilibrio*. Informalmente, se habla de la constante de equilibrio como la razón de productos a reactivos. También debería hacerse énfasis en que (2.14) es válida sólo

cuando se ha establecido el equilibrio químico, si llega a alcanzarse. Los sistemas naturales a menudo están sujetos a constantes cambios, y dado que algunas reacciones transcurren muy despacio, el equilibrio puede no llegar a establecerse nunca. Un ingeniero medioambiental experto debe por tanto emplear esta importante ecuación con un cierto grado de cautela.

Las constantes de equilibrio se emplean en tantos casos en la química del agua que, a menudo, se les otorga nombres específicos con los que describir un proceso de equilibrio particular. Muchas moléculas, cuando se disuelven en agua, se separan en iones cargados positivamente, denominados cationes, y negativamente, denominados aniones. La Ecuación (2.14) puede aplicarse a la disociación de tales moléculas, en cuyo caso se hace referencia a K como una *constante de disociación* o una *constante de ionización*. La cantidad a la izquierda en (2.13) puede ser un sólido, y el problema radica en determinar el grado al cual dicho sólido se disuelve. En tales casos, la constante de equilibrio se llama *producto de solubilidad* y a menudo se representa por K_{sp} . En otro proceso de interés medioambiental donde un gas se disuelve en agua, la constante de equilibrio que describe la concentración de gas en el agua, en equilibrio con la concentración del gas en el aire, se alude con el término *constante de Henry*, y se representa K_H . Éstas y otras constantes de equilibrio se discutirán en secciones sucesivas. Para minimizar el riesgo de confusión, las constantes cinéticas introducidas en el Capítulo 1 se especifican con letras minúsculas, k , mientras que las constantes de equilibrio se escriben con mayúsculas, K .

Finalmente, tratando con números muy grandes o muy pequeños, a menudo nos ayuda introducir el siguiente parámetro logarítmico:

$$X = 10^{-pX} \quad (2.15)$$

o

$$pX = -\log X \quad (2.16)$$

donde X es cualquier número o variable denotando cualquier número.

Reacciones ácido-base

El agua se disocia ligeramente en iones hidrógeno (H^+) e iones hidróxido (OH^-) como puede apreciarse en la siguiente reacción



Los iones hidrógeno, H^+ , también se conocen como protones porque cuando un átomo de hidrógeno pierde un electrón (o sea, se ioniza), lo único que queda es un protón. La expresión de equilibrio correspondiente para esta reacción es

$$\frac{[H^+][OH^-]}{[H_2O]} = K \quad (2.18)$$

La concentración molar del agua $[H_2O]$ es 1.000 g/L dividido entre 18 g/mol, o 55,56 mol/L. Puesto que el agua se disocia sólo ligeramente, la concentración molar tras la ionización no sufre una variación suficiente como para tenerla en cuenta, luego el $[H_2O]$ es una constante que puede incluirse en la constante de equilibrio. El resultado es

$$[H^+][OH^-] = K_w = 1 \times 10^{-14} \text{ a } 25^\circ\text{C} \quad (2.19)$$

donde K_w es la constante de disociación del agua. Para soluciones acuosas diluidas en general, $[H_2O]$ se considera constante y se incluye en la constante de equilibrio. K_w es ligeramente dependiente de la temperatura, pero, a menos que se especifique lo contrario, el valor dado en (2.19) a 25 °C será el valor utilizado.

Nótese que (2.19) permanece, independientemente de la fuente de iones hidrógeno o iones hidróxido. Esto es, la ecuación es válida incluso aunque otras sustancias disueltas en el agua influyan o repercutan en las reservas de hidrógeno o hidróxido. Esta es siempre una de las ecuaciones que debe ser resuelta satisfactoriamente cuando se analizan problemas de equilibrios químicos en aguas.

Las concentraciones de $[H^+]$ y $[OH^-]$ acostumbran a expresarse empleando la medida logarítmica introducida en (2.15) y (2.16). Para expresar la concentración de iones hidrógeno (también conocida como concentración de protones), se usa la escala pH, donde

$$pH = -\log[H^+] \tag{2.20}$$

o

$$[H^+] = 10^{-pH} \tag{2.21}$$

Con la escala pH es fácil especificar si una solución es ácida, básica o neutra. En una solución neutra, la concentración de iones hidrógeno $[H^+]$ es igual a la concentración de iones hidróxido $[OH^-]$, como puede apreciarse en el Ejemplo (2.19), para una solución neutra.

$$[H^+][OH^-] = [H^+][H^+] = [H^+]^2 = 10^{-14}$$

así

$$[H^+] = 10^{-7}$$

y una solución neutra tiene un pH de 7 (escrito pH 7).

Una solución *ácida* es una en la que $[H^+]$ es mayor que $[OH^-]$; lo que significa que la concentración de iones hidrógeno es mayor que 10^{-7} mol/L, y cuyo pH es menor de 7. Una solución *básica* es, por el contrario, aquella que posee más iones hidróxido que hidrógeno y un pH mayor de 7. Nótese que para cada unidad de cambio en el pH, la concentración de iones hidrógeno cambia por un factor de 10.

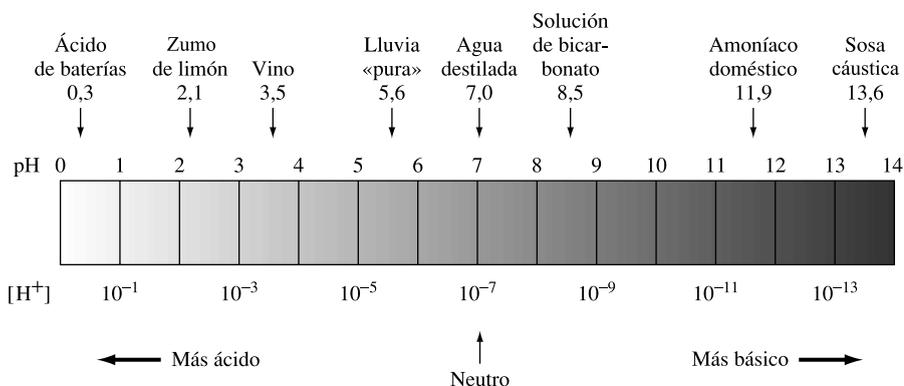


FIGURA 2.2. La escala pH.

La Figura 2.2 ilustra la escala pH, mostrando ejemplos de valores de pH para varias disoluciones habituales. Nótese en la figura que se distingue entre agua destilada y lluvia

«pura». Como veremos más adelante con los carbonatos, a medida que la lluvia cae absorbe dióxido de carbono del aire y se forma ácido carbónico. El agua de lluvia no contaminada tiene un pH natural de aproximadamente 5,6. La comúnmente denominada lluvia ácida, provocada por contaminación industrial, tiene un pH menor de 5,6. Han llegado a registrarse lluvias ácidas y nubes ácidas reales con un pH menor de 2,0.

EJEMPLO 2.7. El pH del zumo de tomate

Halla la concentración de iones hidrógeno y la concentración de iones hidróxido en el zumo de tomate el cual tiene un pH de 4,1.

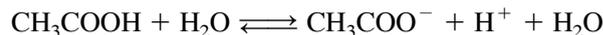
Solución. De (2.21), la concentración de iones hidrógeno es

$$[\text{H}^+] = 10^{-\text{pH}} = 10^{-4,1} = 7,94 \times 10^{-5} \text{ mol/L}$$

De (2.19), la concentración de iones hidróxido es

$$[\text{OH}^-] = \frac{10^{-14}}{[\text{H}^+]} = \frac{10^{-14}}{7,94 \times 10^{-5}} = 1,26 \times 10^{-10} \text{ mol/L}$$

El agua no es la única fuente de iones hidrógeno o iones hidróxido. Cuando una sustancia química se disocia en agua y produce un ión hidrógeno, éste es un ácido. Si una sustancia química se disocia y desprende un ión hidróxido, se tratará de un producto básico. En otras palabras, los ácidos añaden protones (o sustraen iones hidróxido) en agua, mientras que las bases añaden iones hidróxido (o sustraen protones). Por ejemplo, cuando el ácido acético ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$), el mayor componente del vinagre, se disuelve en agua, algo de éste se disocia en protones (H^+) y acetato ($\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2^-$). En equilibrio,



La composición química del ácido acético normalmente se escribe CH_3COOH , más frecuentemente que $\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$, para hacer énfasis en la presencia del grupo de los ácidos carboxílicos ($-\text{COOH}$), un grupo funcional orgánico que explicaremos algo más tarde en este mismo capítulo. Puesto que el H_2O puede funcionar tanto como reactivo, como producto, normalmente lo apartaremos de la ecuación; así la expresión de equilibrio se escribirá



Y la disociación constante (con un subíndice «a» para la constante de acidez) será

$$K_a = \frac{[\text{CH}_3\text{COO}^-][\text{H}^+]}{[\text{CH}_3\text{COOH}]} = 10^{-4,76} \quad (2.23)$$

El grado de disociación de un ácido es una función del pH. Esto puede verse reagrupando (2.23) y utilizando (2.21) para obtener

$$\frac{K_a}{[\text{H}^+]} = \frac{K_a}{10^{-\text{pH}}} = \frac{[\text{CH}_3\text{COO}^-]}{[\text{CH}_3\text{COOH}]} \quad (2.24)$$

A medida que el pH aumenta, la concentración de H^+ baja, así la proporción de la concentración de acetato en ácido acético aumenta. Esto mismo es aplicable a todos los ácidos; a medida que el pH incrementa, el grado de disociación se incrementa. Además, cuando $[H^+] = K_a$ ($pH = pK_a$) entonces, por (2.24), $[CH_3COOH] = [CH_3COO^-]$. La Figura 2.3 muestra esto gráficamente en lo que se denomina un *diagrama α (alfa)*. En un diagrama α , α_0 representa la fracción del total de sustancias derivadas de ácidos presentes (para este ejemplo, $[CH_3COOH] + [CH_3COO^-]$) en la forma no disociada (en el ejemplo, CH_3COOH), así como α_1 es la fracción que se halla en forma disociada o iónica (en este ejemplo, CH_3COO^-). Recuerda que si hubiésemos añadido acetato, en lugar de ácido acético, al agua, el acetato habría sido una base porque parte de éste habría retirado iones de hidrógeno del agua para formar ácido acético y satisfacer el equilibrio de (2.24) entre CH_3COO^- y CH_3COOH . De hecho, al acetato se le llama ión-acetato del ácido acético.

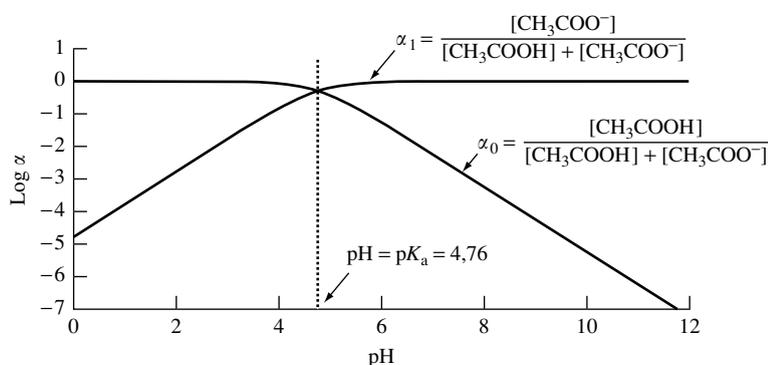


FIGURA 2.3. Diagrama α para el ácido acético en agua.

El ácido acético es un ejemplo de un *ácido monoprótico*, lo que significa que puede perder un protón (H^+) cuando se disuelve en agua. Existen también ácidos *dipróticos*, *tripróticos* e incluso *tetrapróticos*. La Tabla 2.2 muestra algunos de los ácidos de importancia medioambiental. Como se puede imaginar, el número de constantes de disociación se corresponde

TABLA 2.2. Constantes de disociación y fórmulas químicas para algunos ácidos de importancia medioambiental

Ácido	Fórmula	pK_{a1}	pK_{a2}	pK_{a3}
Ácido nítrico	HNO_3	-1,30	—	—
Ácido clorhídrico	HCl	<0	—	—
Ácido sulfúrico	H_2SO_4	<0	1,99	—
Ácido fosfórico	H_3PO_4	2,16	7,20	12,35
Ácido arsénico	H_3AsO_4	2,24	6,76	—
Ácido cítrico	$C_3H_4OH(COOH)_3$	3,13	4,72	6,33
Ácido acético	CH_3COOH	4,76	—	—
Ácido carbónico	H_2CO_3	6,35	10,33	—
Ácido sulfídrico	H_2S	6,99	12,92	—
Ácido hipocloroso	$HOCl$	7,60	—	—
Ión amonio	NH_4^+	9,26	—	—
Ácido silícico	H_4SiO_4	9,84	13,20	—

con el número de iones hidrógeno que un ácido puede perder, así que la constante de disociación para disociar el primer protón es K_{a1} , para el segundo es K_{a2} , y así progresivamente. El comportamiento de un sistema de ácido diprótico, el sistema del carbonato, será expuesto mas tarde en este mismo capítulo.

Las reacciones ácido-base se hallan entre las más importantes en ingeniería ambiental. La mayoría de las formas acuáticas de vida, por ejemplo, son muy sensibles al pH de su hábitat. Para proteger los ecosistemas locales, es muy frecuente la neutralización de residuos antes de su desecho.

EJEMPLO 2.8. Desinfección del agua potable utilizando cloro

El cloro es el ingrediente activo en la mayoría de los blanqueantes caseros y uno de los productos más empleados, y baratos, en la desinfección del agua. El cloro se halla en forma de ácido hipocloroso, HOCl, y el ácido hipocloroso es un desinfectante mucho mejor que el hipoclorito, OCl^- , su radical. Si se usa un blanqueante para desinfectar agua, ¿bajo qué pH debería mantenerse el agua para que, al menos un 95% del cloro añadido esté en forma de ácido hipocloroso?

Solución. De la Tabla 2.2 sabemos que el ácido hipocloroso es un ácido monoprótico. Su reacción de equilibrio es



La ecuación de la constante de equilibrio es

$$K_{a1} = \frac{[\text{OCl}^-][\text{H}^+]}{[\text{HOCl}]} = 10^{-7.60} \quad (2.26)$$

lo que se reagrupa en

$$[\text{H}^+] = \frac{[\text{HOCl}]K_{a1}}{[\text{OCl}^-]}$$

Podemos resolver entonces que $[\text{H}^+]$ cuando $[\text{HOCl}]/[\text{OCl}^-] = 95/5 = 19$, así

$$[\text{H}^+] = 19 \times 10^{-7.60} = 4,77 \times 10^{-7} = 10^{-6.32}$$

Si el pH se mantiene por debajo de 6,3, más del 95% del cloro permanecerá en la forma HOCl.

Producto de solubilidad

Todos los sólidos son solubles en cierto grado, si bien algunos mucho más que otros. Una ecuación generalizada que describe las condiciones de equilibrio bajo las cuales un sólido se disocia en sus componentes iónicos (disolución) a la misma velocidad que los componentes iónicos se recombinan en la forma sólida (precipitación) es



donde A y B son los componentes iónicos que forman el sólido. Aplicando (2.14)

$$\frac{[A]^a[B]^b}{[\text{sólido}]} = K \quad (2.28)$$

Mientras haya sólido presente en el equilibrio, su efecto puede incorporarse a la constante de equilibrio

$$[A]^a[B]^b = K_{sp} \quad (2.29)$$

donde K_{sp} representa el producto de solubilidad. La Tabla 2.3 ofrece una breve lista de ciertos productos solubles de particular importancia en ingeniería ambiental.

Como ejemplo de uso de (2.29) consideremos la fluorización del agua con fluoruro cálcico, CaF_2 .

TABLA 2.3. Constantes de solubilidad de algunos productos a 25 °C

Ecuación de equilibrio	K_{sp} a 25 °C	
$\text{CaCO}_3 \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	5×10^{-9}	Ablandar el agua, descalcificar
$\text{CaSO}_4 \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	2×10^{-5}	Desulfurización de gases de escape
$\text{Cu}(\text{OH})_2 \rightleftharpoons \text{Cu}^{2+} + 2\text{OH}^-$	2×10^{-19}	Secuestro de metales pesados
$\text{Al}(\text{OH})_3 \rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$	1×10^{-32}	Coagulación
$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \rightleftharpoons 3\text{Ca}^{2+} + 2\text{PO}_4^{3-}$	1×10^{-27}	Secuestro de fosfatos
$\text{CaF}_2 \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{F}^-$	3×10^{-11}	Fluorización

Fuente: Sawyer *et al.*, 1994.

EJEMPLO 2.9. Solubilidad del flúor

Hallar la concentración de equilibrio de iones fluoruro en agua pura provocado por la disociación de CaF_2 . Expresar la respuesta tanto en moles/L como en mg/L.

Solución. De la Tabla 2.3, la reacción y el producto de solubilidad son



Recordemos encorchetar el símbolo del ión fluoruro, de modo que la Ecuación de acción de masa (2.29) se convierte en

$$[\text{Ca}^{2+}][\text{F}^-]^2 = 3 \times 10^{-11} \quad (2.30)$$

Si s (mol/L) representa la concentración de Ca^{2+} , la concentración de F^- será $2s$, dado que 2 moles de F^- se disocian por cada mol de Ca^{2+} disociado. Así

$$\begin{aligned} [\text{Ca}^{2+}] &= s \\ [\text{F}^-] &= 2s \end{aligned}$$

y de (2.30)

$$K_{sp} = s \times (2s)^2 = 4s^3 = 3 \times 10^{-11}$$

$$s = [\text{Ca}^{2+}] = 2 \times 10^{-4} \text{ mol/L}$$

$$2s = [\text{F}^-] = 4 \times 10^{-4} \text{ mol/L}$$

Para hallar la concentración de iones fluoruro en mg/L, necesitaremos el peso atómico del flúor, que es 19 (ver Apéndice B).

$$[\text{F}^-] = 4 \times 10^{-4} \text{ mol/L} \times 19 \text{ g/mol} \times 10^3 \text{ mg/g} = 7,6 \text{ mg/L}$$

La concentración de flúor obtenida en el Ejemplo 2.9 está por encima de los niveles recomendados de agua potable de 1,8 mg/L. Las concentraciones de flúor de aproximadamente 1 mg/L en agua potable previene la caries en niños, pero la decoloración de los dientes es relativamente común cuando la concentración excede los 2,0 mg/L.

Solubilidad de gases en agua

Cuando el aire entra en contacto con el agua, parte de éste se disuelve en ella. Diferentes elementos del aire se disuelven a diferentes grados y en distintas cantidades que varían con la temperatura y la pureza del agua. El comportamiento de los gases en contacto con agua fue descrito por W. Henry en Inglaterra en 1903, y la relación resultante se conoce como la *ley de Henry*.

$$[\text{gas}] = K_H P_g \quad (2.31)$$

donde

$[\text{gas}]$ = Concentración de gas disuelto (mol/L).

K_H = Constante de ley de Henry (mol/L atm).

P_g = Presión parcial del gas en aire (atm).

La variable P_g es la presión parcial del gas en aire, la cual es simplemente la concentración volumétrica multiplicada por la presión atmosférica. Las unidades propuestas en la lista anterior para la presión son atmósferas (atm), donde una atmósfera equivale a 101,325 pascales (Pa), y un Pa equivale a un Newton por metro cuadrado. Por ejemplo, el oxígeno forma aproximadamente el 21% de la atmósfera, así que, a una atm, P_g sería $0,21 \times 1 \text{ atm} = 0,21 \text{ atm}$.

Cada sistema gas-líquido tiene su propio valor para el coeficiente de Henry. El coeficiente varía con la temperatura (la solubilidad se reduce a medida que la temperatura se incrementa) y la concentración de otros gases y sólidos disueltos (la solubilidad decrece cuantos más materiales disueltos haya en el fluido). Nótese que la ley de Henry puede expresarse en varias maneras con unidades diferentes para el coeficiente dependiendo de la forma de expresión. El usuario ha de ser cuidadoso al revisar las unidades dadas para la constante de Henry antes de aplicar la ley. La Tabla 2.4 ofrece algunos valores de K_H para CO_2 y O_2 , dos de los gases con los que más tendremos que tratar.

Debido a que la presión atmosférica cambia con la altitud, P_g cambiará también. Una estimación para la presión atmosférica como función de altitud es la siguiente (Thomann y Mueller, 1987):

$$P = P_0 - 1,15 \times 10^{-4} H \quad (2.32)$$

TABLA 2.4. Coeficientes de la Ley de Henry, K_H (mol/L · atm)

T (°C)	CO ₂	O ₂
0	0,076425	0,0021812
5	0,063532	0,0019126
10	0,053270	0,0016963
15	0,045463	0,0015236
20	0,039172	0,0013840
25	0,033363	0,0012630

donde

P = Presión atmosférica a altitud H (atm).

H = Altitud (m).

P_0 = Presión atmosférica a nivel del mar.

EJEMPLO 2.10. Solubilidad del oxígeno en agua

En volumen, la concentración del oxígeno en el aire es aproximadamente del 21%. Hallar la concentración de equilibrio de O₂ en el agua (en mol/L y en mg/L) a 25 °C y a 1 atm de presión. Calcular lo mismo para una altitud de 1.525 m.

Solución. El oxígeno es el 21% del aire, así que su presión parcial a 1 atm es

$$P_g = 0,21 \times 1 \text{ atm} = 0,21 \text{ atm}$$

De la Tabla 2.4, a 25 °C, $K_H = 0,0012630 \text{ mol/L} \cdot \text{atm}$; así, de (2.31),

$$\begin{aligned} [\text{O}_2] &= K_H P_g = 0,0012630 \text{ mol/L} \cdot \text{atm} \times 0,21 \text{ atm} \\ &= 2,65 \times 10^{-4} \text{ mol/L} \\ &= 2,65 \times 10^{-4} \text{ mol/L} \times 32 \text{ g/mol} \times 10^3 \text{ mg/g} = 8,5 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

En una ciudad a 1.525 m, la presión atmosférica puede estimarse utilizando (2.32):

$$P = P_0 - 1,15 \times 10^{-4} H = 1 - 1,15 \times 10^{-4} \times 1.525 = 0,825 \text{ atm}$$

así

$$\begin{aligned} [\text{O}_2] &= 0,0012630 \text{ mol/L} \cdot \text{atm} \times 0,21 \times 0,825 \text{ atm} = 2,19 \times 10^{-4} \text{ mol/L} \\ &= 2,19 \times 10^{-4} \text{ mol/L} \times 32 \text{ g/mol} \times 10^3 \text{ mg/g} = 7,0 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

Los cálculos basados en la ley de Henry sirven para hallar la concentración de equilibrio de los gases disueltos o, como a menudo se les llama, los valores de saturación. Con frecuencia, los valores reales difieren considerablemente de aquellos en equilibrio. Es posible que haya más de lo que el valor de saturación de un gas disuelto indica, de modo similar a la fotosíntesis de una planta que libera oxígeno en el agua a una velocidad superior a la que el intercambio agua/aire permite. Es más frecuente que los gases disueltos sean menores que los valores de saturación, como ocurre cuando bacterias descomponen grandes cantidades de residuos, consumiendo el oxígeno del agua (lo que puede conducir a una deficiencia de oxígeno que llega a matar a los peces) En cualquiera de los casos, cuando hay un exceso o una

deficiencia de un gas disuelto, la presión actúa para intentar devolver la cantidad disuelta al nivel de saturación.

Como ejemplo del valor de ser capaz de manipular el pH y utilizar transferencias de gases a través del intercambio aire/agua., considérese el problema de retirar nitrógeno de las aguas residuales. El nitrógeno es un nutriente que puede degradar la calidad del agua por estimular excesivamente el crecimiento de algas en masas de agua receptoras. El nitrógeno en la forma de nitrato NO_3^- , también presenta otro problema, especialmente en aguas subterráneas. El consumo de agua con alto contenido en nitratos por parte de niños de muy corta edad puede resultar potencialmente letal por causar la enfermedad conocida como metahe-moglobinemia.

Un modo de extraer nitrógeno durante el tratamiento de aguas residuales es un proceso conocido como *separación del amoníaco*. Cuando la materia orgánica se descompone se libera nitrógeno en forma de amoníaco NH_3 , o de ión amonio NH_4^+ . Los iones de amonio son ácidos, mientras que el NH_3 es gas de amoníaco, el cual se disuelve en agua con una constante de Henry de $57 \text{ mol/L} \cdot \text{atm}$ a 25°C . Aunque el amoníaco es mucho más soluble en agua que, por ejemplo, el oxígeno en el ejemplo anterior, la concentración de amoníaco en el aire es prácticamente cero, así que el amoníaco tiene tendencia a gasificarse transfiriéndose del agua al aire mientras el sistema intenta alcanzar el estado de equilibrio entre éstos. Llevando la reacción de equilibrio ácido/base



hacia la derecha, habrá más nitrógeno en forma de amoníaco gasificado, el cual puede entonces eliminarse de la disolución y entrar en el aire en una torre de disolución. En estos casos, el agua contaminada puede condensarse haciéndola descender sobre paneles o superficies onduladas, mientras se ventila con aire limpio desde la parte inferior para airear el agua que gotea. La separación de gases puede utilizarse en instalaciones de tratamientos de aguas residuales para eliminar gases tales como amoníaco y ácido sulfhídrico, y pueden usarse también para extraer productos orgánicos volátiles de aguas subterráneas contaminadas.

Para separar el amoníaco, la reacción dada en (2.33) ha de ser llevada hacia la derecha, lo cual puede hacerse incrementando la concentración de OH^- . Esto puede verse con mayor facilidad añadiendo un ión de hidróxido (OH^-) a ambos lados de (2.33), lo que resulta en



Así, añadiendo OH^- , o lo que es lo mismo, elevando el pH, (2.34) se lleva a la derecha, consiguiendo una mayor parte del nitrógeno adquiera la forma separable de amoníaco.

EJEMPLO 2.11. Separación del amoníaco (*stripping*)

El nitrógeno en una planta de tratamiento de aguas residuales está en la forma de amoníaco e ión amonio y tiene una concentración total de $7,1 \times 10^{-4} \text{ M}$. La constante de Henry (a 25°C) es $57 \text{ mol/L} \cdot \text{atm}$.

- Averiguar qué porción de nitrógeno está en forma de amoníaco (y por ello separable) como una función del pH, y dibujar un gráfico.
- Si el pH de las aguas residuales se eleva a 10 y la concentración atmosférica de amoníaco es $5,0 \times 10^{-10} \text{ atm}$, ¿cuál sería la concentración de equilibrio de nitrógeno total en las aguas residuales tras la separación por aire?

Solución. De (2.33) y la Tabla 2.2, la ecuación de equilibrio para la reacción es

$$K_a = \frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]} = 10^{-9,26} \quad (2.35)$$

a) Lo que queremos hallar es la parte de nitrógeno en forma de amoníaco, o

$$\text{Fracción de NH}_3 = \frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]} = \frac{1}{1 + [\text{NH}_4^+]/[\text{NH}_3]} \quad (2.36)$$

Reagrupando da

$$\frac{[\text{NH}_4^+]}{[\text{NH}_3]} = \frac{[\text{H}^+]}{K_a} \quad (2.37)$$

que, poniéndolo en (2.36) da

$$\begin{aligned} \text{Fracción de NH}_3 &= \frac{1}{1 + [\text{H}^+]/K_a} \\ &= \frac{1}{1 + 10^{-\text{pH}}/10^{-9,26}} \\ &= \frac{1}{1 + 10^{(9,26 - \text{pH})}} \end{aligned} \quad (2.38)$$

Una tabla de valores para esta porción puede generarse fácilmente de (2.38); los resultados se reflejan en la Figura 2.4

pH	$\frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]}$
4	0,000005
6	0,0005
8	0,052
9	0,35
10	0,85
12	0,99

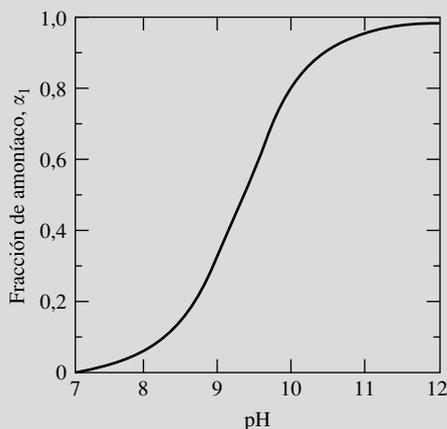


FIGURA 2.4. Dependencia de la fracción de amoníaco, α_1 , del pH.

b) De (2.31) y los valores dados

$$\begin{aligned} [\text{NH}_3] &= K_H P_g = 57 \frac{\text{mol}}{\text{L} \cdot \text{atm}} \times 5,0 \times 10^{-10} \text{ atm} \\ &= 2,85 \times 10^{-8} \text{ mol/L} \end{aligned}$$

Utilizando el valor del pH 10 de la Figura 2.4 y (2.36)

$$\text{Fracción de NH}_3 = 0,85 = \frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]}$$

así,

$$\begin{aligned} [\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+] &= \frac{[\text{NH}_3]}{0,85} = \frac{2,85 \times 10^{-8} \text{ mol/L}}{0,85} \\ &= 3,35 \times 10^{-8} \text{ mol/L} \end{aligned}$$

y el porcentaje separado sería

$$\% \text{ separado} = \left(1 - \frac{3,35 \times 10^{-8} \text{ M}}{7,1 \times 10^{-4} \text{ M}} \right) \times 100 = 99,9995\%$$

Como muestra el Ejemplo 2.11, llevar la reacción de modo significativo hacia el lado del amoníaco requiere un exceso de pH aproximado de 10. Debido a que el prototipo de aguas residuales muy rara vez tiene un pH tan alto, es necesario añadir productos químicos, normalmente óxido de calcio (CaO) para elevar el pH lo suficiente. El calcio, desafortunadamente, reacciona con el CO₂ en el aire para formar una escala de carbonato de calcio que puede acumularse en superficies de eliminación y que debe limpiarse periódicamente, creando un problema de eliminación de sedimentos por sí solo.

El ejemplo anterior es sólo una ilustración del valor que tiene ser capaz de controlar el pH en procesos de tratamiento. Bajo otras circunstancias, la contaminación afecta al pH derivando reacciones en direcciones indeseables. Un ejemplo notable de este fenómeno es la retirada de trazas de metales, especialmente de aluminio, cuando el pH se desploma en un área de captación que se ha acidificado. El aluminio es muy tóxico para los peces, pero su forma normal es un sólido insoluble relativamente inocuo. En cualquier caso, cuando una deposición ácida acidifica un lago, el pH reducido lleva a las reacciones de equilibrio a liberar iones de Al³⁺ móviles, los cuales son muy tóxicos. La retirada de trazas de metales será expuesta en el Capítulo 5.

El sistema del carbonato

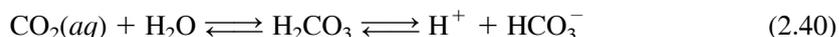
El sistema del carbonato es el sistema ácido base más importante en aguas naturales debido a que controla ampliamente el pH. Está constituido por los siguientes productos químicos:

Dióxido de carbono acuoso	CO ₂ (aq)
Ácido carbónico	H ₂ CO ₃
Ión bicarbonato	HCO ₃ ⁻
Ión carbonato	CO ₃ ²⁻

El CO₂ acuoso se forma cuando el CO₂ atmosférico se disuelve en agua; podemos hallar su concentración en agua fresca utilizando la ley de Henry (2.31):

$$[\text{CO}_2] = K_H P_g \quad (2.39)$$

La concentración está en mol/L, y P_{CO_2} es la presión parcial del CO_2 gaseoso en la atmósfera (aproximadamente 360 ppm o 360×10^{-6} atm). El CO_2 acuoso forma ácido carbónico (H_2CO_3). El ácido carbónico es un ácido diprótico, es decir, que puede perder dos protones (iones de hidrógeno, H^+). El primer protón es liberado cuando se ioniza para formar bicarbonato (HCO_3^-):



El bicarbonato (HCO_3^-) se disocia para liberar otro ión de hidrógeno y carbonato (CO_3^{2-}):



Además, si hay una fuente de carbonato de calcio sólido (CaCO_3) tal como ocurre cuando el agua está en contacto con rocas calizas, la reacción de solubilidad de $\text{CaCO}_3(s)$ se aplica en el sistema. Tales aguas se aluden con el término de *aguas calcáreas*



Si se le concede al sistema el suficiente tiempo como para alcanzar el equilibrio, las constantes de equilibrio dadas en la Tabla 2.2 para las reacciones (2.40-2.41) y en la Tabla 2.3 para la reacción (2.42) pueden utilizarse para analizar el sistema. La reacción (2.40) resulta

$$\frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_2(aq)]} = K_1 = 4,47 \times 10^{-7} \text{ mol/L} \quad (2.43)$$

Y (2.41) produce

$$\frac{[\text{H}^+][\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} = K_2 = 4,68 \times 10^{-11} \text{ mol/L} \quad (2.44)$$

Y (2.42) es

$$[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] = K_{\text{sp}} = 4,57 \times 10^{-9} \text{ mol}^2/\text{L}^2 \quad (2.45)$$

Los valores de K_1 , K_2 y K_{sp} son dependientes de la temperatura. Los valores dados en (2.43-2.45) son a 25°C .

Cuatro condiciones posibles determinan el comportamiento del sistema carbonato. Puede haber o no una fuente de carbonato sólido como se indica en (2.42), y la solución puede o no exponerse a la atmósfera. Si no se expone a la atmósfera, se dice que el sistema es *abierto*; si no, se dice que el sistema es *cerrado*. Analizaremos la frecuente situación de un sistema abierto que no está en contacto con un carbonato sólido como ocurre cuando el agua de lluvia pasa a través de la atmósfera absorbiendo CO_2 y formando ácido carbónico.

Antes de proceder a ese cálculo, es útil comparar las concentraciones relativas de carbonato y bicarbonato como función del pH. Si dividimos (2.44) por $[\text{H}^+]$ obtenemos

$$\frac{[\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} = \frac{K_2}{[\text{H}^+]} = \frac{K_2}{10^{-\text{pH}}} \quad (2.46)$$

E incorporando el valor de K_2 dado en (2.44) obtenemos

$$\frac{[\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} = \frac{4,68 \times 10^{-11}}{10^{-\text{pH}}} = 4,68 \times 10^{(\text{pH}-11)} \quad (2.47)$$

En (2.47), a menos que el pH sea extremadamente alto, la concentración de carbono acostumbra a ser insignificante comparada con la concentración de bicarbonato. Un hecho que resulta útil en el siguiente ejemplo donde calculamos el pH de agua de lluvia pura. La dependencia del pH de las porciones relativas de carbonato, bicarbonato y ácido carbónico son fácilmente apreciables en el diagrama α (Figura 2.5) para el sistema del carbonato.

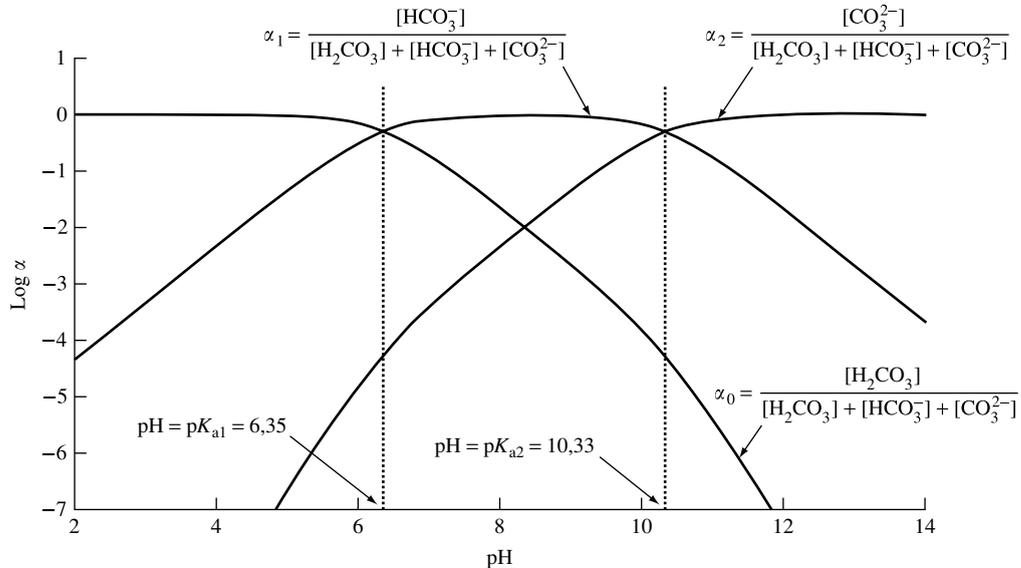


FIGURA 2.5. Diagrama α para el sistema carbonato. α_0 es la porción del carbonato total en el sistema que está en la forma de ácido carbónico (H_2CO_3), α_1 es la porción en forma de anión bicarbonato (HCO_3^-) y α_2 es la porción en la forma de anión carbonato (CO_3^{2-}).

EJEMPLO 2.12. El pH de agua de lluvia natural

Calcular el pH del agua de lluvia, suponiendo que la única sustancia que la afecta es la absorción de CO_2 atmosférico. Suponer que la concentración de CO_2 es de 390 ppm, y la temperatura y presión son 25°C y 1 atm.

Solución. Las ecuaciones que tenemos que resolver se basan en constantes de equilibrio, pero debemos introducir otra relación basada en la neutralidad de cargas. Supongamos que el agua de lluvia no tenía carga eléctrica, y no se ha añadido ninguna carga por la absorción de dióxido de carbono. Para mantener esta neutralidad, la carga positiva total agregada por los iones de hidrógeno (H^+) debe igualar la carga negativa total del bicarbonato (HCO_3^-) el carbonato (CO_3^{2-}) y los iones hidroxilo (OH^-)

$$[\text{H}^+] = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] \quad (2.48)$$

Nótese que, puesto que cada ión carbonato (CO_3^{2-}) tiene dos cargas negativas, su contribución de carga por mol es doble, de aquí que su coeficiente sea 2.

Sabiendo que la lluvia sea probablemente un poco ácida, simplificaremos (2.48). La Ecuación (2.41) indica que para una solución ácida, $[\text{CO}_3^{2-}] \ll [\text{HCO}_3^-]$, así (2.48) se convierte en

$$[\text{H}^+] = [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] \quad (2.49)$$

Otra ecuación que ha de resolverse es (2.19):

$$[\text{H}^+][\text{OH}^-] = K_w = 10^{-14} \quad (2.49)$$

Sustituyendo (2.19) en (2.49) obtenemos

$$[\text{H}^+] = [\text{HCO}_3^-] + \frac{10^{-14}}{[\text{H}^+]} \quad (2.50)$$

Poniendo $[\text{HCO}_3^-]$ de (2.43) en (2.50) produce

$$[\text{H}^+] = \frac{K_1[\text{CO}_2(aq)] + 10^{-14}}{[\text{H}^+]} \quad (2.51)$$

así

$$[\text{H}^+]^2 = K_1[\text{CO}_2(aq)] + 10^{-14} \quad (2.52)$$

Podemos hallar el valor de saturación de CO_2 disuelto partiendo de (2.39):

$$\begin{aligned} [\text{CO}_2] &= K_H P_g \\ &= 0,033363 \text{ mol/L} \cdot \text{atm} \times 390 \times 10^{-6} \text{ atm} = 1,3 \times 10^{-5} \text{ mol/L} \end{aligned} \quad (2.39)$$

donde K_H ha sido tomada de la Tabla 2.4, y P_{CO_2} viene dada como 390 ppm o $390 \times 10^{-6} \text{ atm}$. La Ecuación (2.52) ahora da

$$[\text{H}^+]^2 = (4,47 \times 10^{-7} \times 1,3 \times 10^{-5} + 10^{-14})(\text{mol/L})^2$$

así

$$[\text{H}^+] = 2,42 \times 10^{-6} \text{ mol/L}$$

$$\text{pH} = -\log [\text{H}^+] = 5,62$$

El Ejemplo 2.12 indica que el pH de agua de lluvia pura no es el mismo que el del agua pura, debido a la presencia de dióxido de carbono en la atmósfera. Otras sustancias producidas de modo natural en la atmósfera también afectan al pH. El dióxido de azufre (SO_2) disminuye el pH, y el amoníaco y el polvo alcalino lo elevan. Cuando se toman en cuenta este tipo de sustancias, la lluvia tiende a tener un pH entre 5 y 6 antes de que la actividad humana influya en ella. Como resultado, algunos definen la lluvia ácida provocada por la actividad humana como lluvia con un pH de 5 o menos, mientras otros prefieren hacerlo en términos del cálculo de carbonato anterior, es decir, como una precipitación con un pH inferior al 5,6. Las deposiciones ácidas se verán en mayor profundidad en los Capítulos 5 y 7.

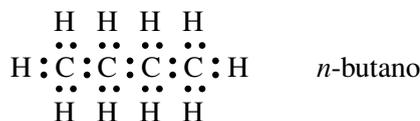
2.5. | Química orgánica

La *química orgánica* se ha convertido en la química de los compuestos de carbono. Este término es más amplio que el término bioquímica, que puede describirse como la química de la vida. La necesidad de efectuar una distinción entre una y otra, surgió con un descubrimiento de Fredrich Wöhler en 1828, cuando, de manera accidental, convirtió un compuesto

inorgánico, el cianato de amonio, en urea, la cual hasta entonces se había creído exclusivamente asociada a los organismos. Ese descubrimiento tiró por tierra la *teoría de la fuerza vital*, que sostenía que los compuestos orgánicos e inorgánicos se distinguían por algún tipo de «fuerza viva». Con el carbono a la cabeza de la definición de química orgánica, incluso el DDT es tan orgánico como el yogurt.

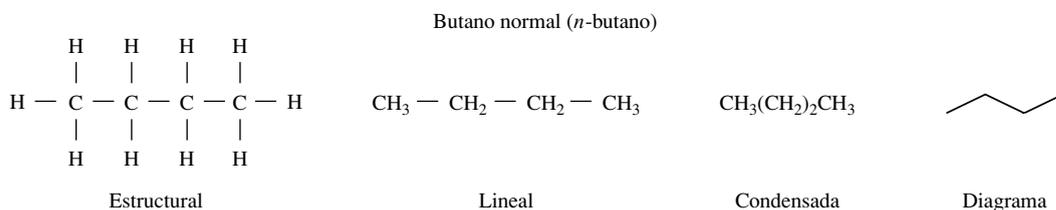
La ciencia de la química orgánica es increíblemente compleja y variada. Hoy se conocen, literalmente, millones de compuestos orgánicos diferentes, y 100.000 aproximadamente, son productos de la química sintética, desconocidos en la naturaleza. Todo lo comprendido aquí, en unas páginas, no es, sino una mera introducción a los orígenes de sus nombres y estructuras, para que se muestren menos desconocidos al encontrarlos en este libro.

Un modo de visualizar las afinidades de los átomos es mediante diagramas de puntos que representan la valencia de los electrones en su capa externa. Estos diagramas fueron desarrollados por G. N. Lewis en 1916 y se hace referencia a ellos como las *estructuras de Lewis*. De acuerdo con la teoría de covalencia de Lewis, los átomos forman enlaces perdiendo, ganando o compartiendo suficientes electrones para alcanzar la configuración electrónica externa de los gases nobles. Para el hidrógeno, esto significa enlazar con dos electrones compartidos; para muchos otros elementos, incluyendo el carbono, esto implica alcanzar una configuración que conste de ocho electrones exteriores. Por ejemplo, la siguiente estructura de Lewis para la composición del butano (C_4H_{10}) muestra claramente a cada átomo de hidrógeno compartiendo una pareja de electrones, y a cada átomo de carbono compartiendo cuatro pares.

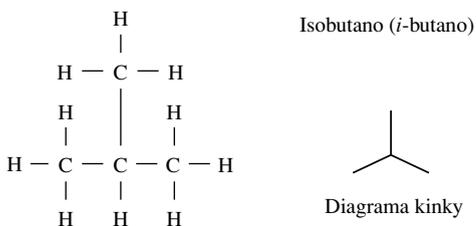


Un modo frecuente de simplificar las estructuras de Lewis es utilizar una única línea para representar pares de electrones compartidos, como se muestra a continuación. Por conveniencia, la fórmula estructural a menudo se escribe de manera lineal combinando hidrógenos enlazados con un carbono dado, y mostrando estas subunidades conectadas mediante enlaces carbono-carbono. De este modo, por ejemplo, el butano es $CH_3-CH_2-CH_2-CH_3$. Simplificaciones más complejas, denominadas como *fórmula condensada*, pueden obtenerse, sin reflejar los enlaces $C-C$, sino apenas los grupos de átomos conectados a cada carbono y anotando el resultado. El butano se anotaría $CH_3(CH_2)_2CH_3$.

Otro modo de simplificar la fórmula estructural de algunos compuestos orgánicos es mediante diagrama «kinky». Cada carbono, en tales diagramas, se indica con una línea en zigzag, y los hidrógenos no se muestran. El número de hidrógenos es fácil de determinar, puesto que el número de enlaces será siempre 4. Una representación de este tipo de diagramas para el n-butano por ejemplo, se muestra a continuación.



Cuando el butano tiene la estructura que se muestra; es decir, con todos los carbonos alineados en una cadena (sin ramificaciones laterales), se llama butano normal, o n-butano. El butano, también se produce en otra forma conocida, el isobutano. El isobutano (i-butano) tiene la misma fórmula molecular C_4H_{10} , pero difiere en su fórmula estructural, como puede apreciarse a continuación:



Los componentes que tienen la misma fórmula molecular pero diferentes fórmulas estructurales se conocen como *isómeros*. Los isómeros pueden tener propiedades físicas y químicas muy diferentes. A medida que el número de átomos de carbono por molécula aumenta, el número de isómeros posibles se incrementa enormemente. El decano $C_{10}H_{22}$, por ejemplo, tiene 75 isómeros posibles.

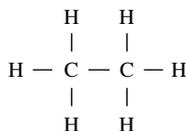
El butano y el decano son ejemplos de una clase importante de compuestos llamada *hidrocarburos*, compuestos que contienen tan sólo átomos de C y H. Los hidrocarburos en los que cada átomo de carbono forma cuatro enlaces individuales se denominan *hidrocarburos saturados, parafinas o alcanos*. Los alcanos forman una serie que empieza con el metano (CH_4), etano (C_2H_6), propano (C_3H_8), y butano (C_4H_{10}) que son gases. La serie continúa con pentano (C_5H_{12}) hasta ($C_{20}H_{42}$), que son líquidos, y que incluyen la gasolina y los combustibles diesel. Por detrás de éstos, los alcanos son sólidos cerosos. Nótese que el nombre de éstos compuestos termina en *-ano*. Cuando uno de los hidrógenos se separa de un alcano, el resultado se denomina *radical*, y el sufijo se convierte en *-ilo*. Así, por ejemplo, quitando un hidrógeno del metano (CH_4), se produce el radical metilo (CH_3-). La Tabla 2.5 muestra algunos de los radicales de la serie metano.

TABLA 2.5. Radicales de la serie del metano

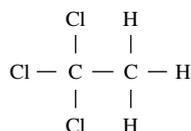
Compuesto fundamental	Radical	Fórmula
Metano	Metilo	CH_3-
Etano	Etilo	C_2H_5-
Propano	<i>n</i> -propilo	C_3H_7-
Propano	Isopropilo	$(CH_3)_2CH-$
<i>n</i> -Butano	<i>n</i> -butilo	C_4H_9-

Los hidrocarburos aparecen como construcciones en bloque en gran número de compuestos de importancia medioambiental. Sustituyendo otros átomos, o grupos de átomos, por algunos de hidrógeno, se forman nuevos compuestos. Para hacerse una idea sobre como se nombran estos compuestos, consideremos el reemplazar algunos de los átomos de hidrógeno por cloro en una molécula de etano. A cada átomo de carbono se le otorga un número, y los reemplazamientos de hidrógeno correspondientes se identifican con ese número. Por ejemplo, 1,1,1-tricloroetano, más conocido como TCA, tiene tres cloros, todos enlazados al mismo carbono, mientras que el 1,2-dicloroetano (1,2 DCA) tiene un cloro enlazado a cada uno

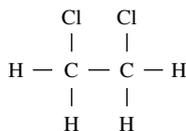
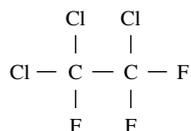
de los dos átomos de carbono. De forma similar, 1,1,2-tricloro-1,2,2-trifluoroetano tiene átomos de flúor y cloro enlazados a cada carbono.



Etano



1,1,1-Tricloroetano (TCA)

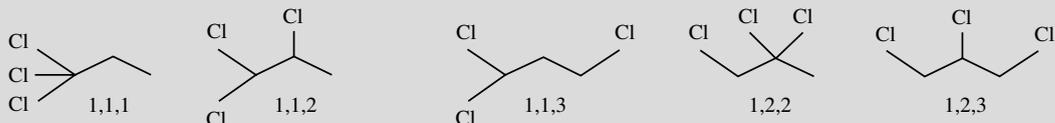
1,2-Dicloroetano
(1,2-DCA)1,1,2-Tricloro-1,2,2-trifluoroetano
(Freón 113)

Otros nombres para el TCA son el metil cloroformo y el metiltriclorometano, los cuales nos recuerdan que contiene el radical metilo (CH_3-). El TCA se emplea con frecuencia en la industria electrónica para la limpieza de flujos y operaciones de desengrasado.

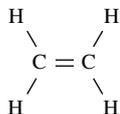
EJEMPLO 2.13. Isómeros del tricloropropano

¿Cuántos isómeros diferentes del tricloropropano hay, y cómo estarían numerados? Dibuja sus representaciones gráficas.

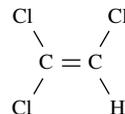
Solución. El propano tiene tres carbonos. Los tres átomos de cloro pueden estar (1) enlazados todos al final del átomo de carbono, (2) dos enlazados al final y uno en el centro, (3) dos enlazados al final y uno al otro extremo, (4) uno al final y dos en el centro, o (5) uno en cada átomo de carbono. Estarían numerados 1,1,1; 1,1,2; 1,1,3; 1,2,2; y 1,2,3 respectivamente.



Todos los ejemplos hasta aquí, han sido de hidrocarburos saturados. Los compuestos *insaturados* contienen al menos dos átomos de carbono unidos por un enlace doble en el cual se comparten cuatro electrones. Cuando hay enlaces dobles, el nombre químico termina en *-eno*, y esta categoría de hidrocarburos se denomina *alquenos*. Los alquenos de la serie del etileno son análogos a los de la serie del metano. Comienza con el eteno (etileno), propeno (propileno), buteno (butileno) y así en adelante.



Eteno (etileno)



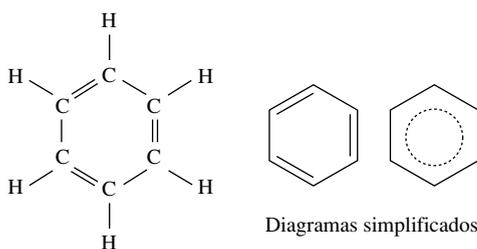
Tricloroetileno (TCE)

Muchos alcanos y alquenos de importancia en ingeniería ambiental tienen algunos de los átomos de hidrógeno sustituidos por átomos de cloro. Por ejemplo, el tricloroetileno, más conocido como TCE, ha sido empleado como disolvente industrial para sustancias orgánicas no solubles en agua. Sus principales aplicaciones han sido la limpieza de grasa en metales, la retirada de trozos de estaño de tableros de circuitos impresos en la industria electrónica, la limpieza de ropa en seco y la extracción de la cafeína del café. Fue ampliamente utilizado hasta que se demostró que causaba cáncer en animales. Tiene la dudosa distinción de ser el contaminante de aguas subterráneas más frecuente en las plantas de residuos peligrosos (hablemos más sobre este problema en el Capítulo 5).

Los hidrocarburos alcano y alqueno, a menudo tienen enlaces con varios grupos de átomos funcionales. El enlace del grupo hidroxilo —OH produce los alcoholes; el grupo H—C=O produce *aldehídos*; un oxígeno —O— entre carbonos conforma los *éteres*; conectando un grupo —OH a un grupo C=O se producen los *ácidos carboxílicos*; y del enlace del grupo —NH_2 resultan las *aminas*. A continuación se muestran algunos ejemplos de estas derivaciones de los hidrocarburos:

Alcoholes	Aldehídos	Éteres	Ácidos carboxílicos	Aminas
—OH	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{—C—H} \end{array}$	—O—	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{—C—OH} \end{array}$	—NH_2
$\text{CH}_3\text{—OH}$	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{H—C—H} \end{array}$	$\text{CH}_3\text{—O—CH}_3$	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{CH}_3\text{—C—OH} \end{array}$	$\text{CH}_3\text{—NH}_2$
Metanol	Formaldehído	Éter metílico	Ácido acético	Metilamina

Los hidrocarburos y sus derivados pueden tener estructuras lineales (como el *n*-butano), ramificadas (como el isobutano), o cíclicas. El compuesto benceno (C_6H_6), que se indica a continuación, es un ejemplo de estas estructuras cíclicas.



Benceno

En la figura del benceno, cada átomo de carbono se muestra constituyendo un enlace simple con un carbono y uno doble con el otro. Esta forma de representarlo es una ruda simplificación que no debería ser interpretada demasiado literalmente; es decir, el diagrama es en realidad un valor medio de una molécula de benceno. Como se muestra, el anillo de benceno acostumbra a simplificarse dejando aparte los átomos de hidrógeno.

Las moléculas en las que se produce el anillo hexagonal de benceno, se denominan *compuestos aromáticos*. Esta categoría incluye el DDT; los bifenilos policlorados (PCB), y los herbicidas utilizados en la guerra de Vietnam, 2,4,5-T y 2,4-D. Cuando un anillo de benceno

se une a otra molécula, el C_6H_5- que permanece en el anillo de benceno se llama *grupo fenilo*, así es que el nombre *fenilo* aparece con frecuencia en la denominación del producto. Otra característica física de estos productos, que determina la nomenclatura, es la localización de la unión del anillo de benceno. Los términos *orto*, *meta* o *para*, o la designación numérica, especifican las localizaciones relativas de las uniones, como se aprecia en la Figura 2.6.

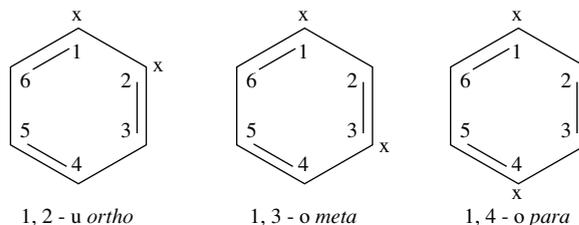


FIGURA 2.6. Designación de los puntos de enlace del fenilo.

En la Figura 2.7 se muestran ejemplos de la nomenclatura *o*, *m*, *p* de dos isómeros de diclorodifeniltricloroetano (DDT). Siendo optimistas, este nombre de 27 letras algo intimida, a menos que antes leamos lo siguiente. Leyendo el nombre de derecha a izquierda, el *etano* del final nos dice que empieza como una simple molécula de etano de dos carbonos; el *triclora* hace referencia a los 3 cloros alrededor de uno de los carbonos; el *difenil* nos remite a los 2 grupos fenilo; y el *dicloro* menciona los cloros de los fenilos. *p*, *p'*-DDT es un isómero con enlaces de cloro y carbono en cada benceno localizados en la posición *para*; el *o*, *p'*-DDT tiene 1 cloro en la posición *orto* y 1 en la posición *para*. En realidad, el nombre diclorodifeniltricloroetano es insuficiente para describir el DDT sin margen de error. Un nombre que ofrece más información es 1,1,1-tricloro-2,2-di(*p*-clorofenil)-etano, donde *-di* significa «tomado dos veces».

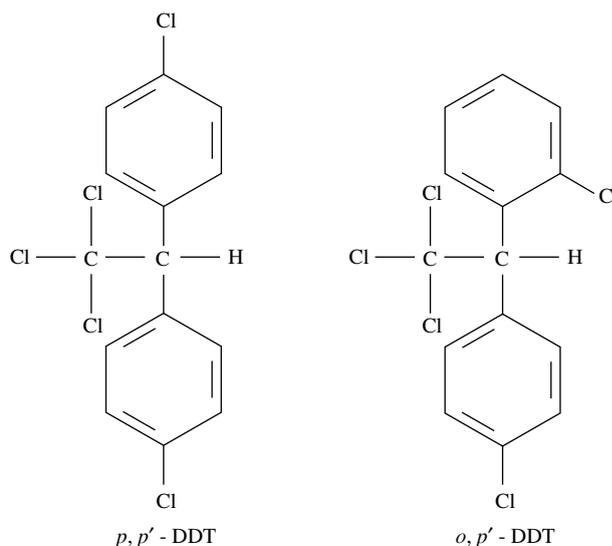


FIGURA 2.7. Dos isómeros del diclorodifeniltricloroetano (DDT).

En la Figura 2.6, están numerados los vértices de un grupo fenilo, lo que también constituye un modo de ayuda para describir la estructura de una molécula. Los herbicidas 2,4-ácido

diclorofenoxiacético (2,4-D) y 2,4,5-ácido triclorofenoxiacético (2,4,5-T) mostrados en la Figura 2.8 ejemplifican esta designación numérica. Nótese que el grupo funcional ácido carboxílico —COOH enlazado a $\text{—CH}_2\text{—}$ se asemeja al ácido acético, cuyo nombre se contiene en los nombres de estas complejas moléculas.

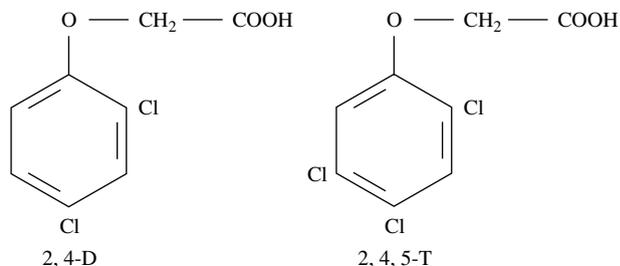


FIGURA 2.8. 2,4-ácido diclorofenoxiacético(2,4-D) y 2,4,5-ácido triclorofenoxiacético (2,4,5-T).

Dar nombres exactos a moléculas orgánicas complejas es extremadamente difícil, y los que aquí se ofrecen son, evidentemente una breve introducción. Incluso las fórmulas estructurales, que transmiten mucha más información que un nombre de las características del DDT, son todavía representaciones muy simplificadas, y existen descripciones incluso más matizadas basadas en la mecánica cuántica.

2.6. | Química nuclear

Como modelo simple, pero adecuado, podemos considerar un átomo como un núcleo denso que contiene un determinado número de neutrones sin carga, y de protones cargados positivamente, rodeados por una nube de electrones cargados negativamente. El número de protones es el *número atómico*, el cual define un elemento particular. La suma del número de protones y neutrones es el *número másico o número de masa*. Los elementos con el mismo número atómico pero diferentes números másicos se denominan *isótopos*. El método habitual para identificar un isótopo dado es anotando el número másico junto a su símbolo químico, en la parte superior izquierda, y el número atómico anotado en la parte inferior izquierda, bajo el número másico. Por ejemplo, los dos isótopos más importantes del uranio (que tiene 92 protones) son:

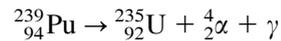


Cuando nos referimos a un elemento en particular, es habitual dejar de lado la anotación del número atómico, puesto que éste ofrece muy poca información adicional. Así, U-238 es un modo muy frecuente de describir ese isótopo. Sin embargo, cuando se describen cambios en un elemento a medida que este se desintegra, la nomenclatura completa sí servirá de ayuda.

Algunos núcleos atómicos son inestables, es decir, *radiactivos*, y durante los cambios espontáneos que tienen lugar en el núcleo, se emiten diversas formas de radiación. Aunque todos los elementos que poseen más de 83 protones son radiactivos por naturaleza, es posible producir isótopos inestables de manera artificial, o *radioisótopos*, de prácticamente todos los elementos de la tabla periódica. La radiactividad es de interés en el estudio de ingeniería ambiental por representar peligro para los organismos expuestos a ésta, así como porque

permite a los radioisótopos actuar como trazadores que ayudan a medir la fluctuación de los materiales en el medio.

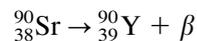
Los tres tipos de radiación existentes son *radiación alfa*, *beta* y *gamma*. La radiación alfa consiste en una partícula pesada formada por 2 protones y 2 neutrones emitida desde el núcleo. Cuando un núcleo inestable emite una partícula alfa, su número atómico disminuye 2 unidades y su número másico disminuye 4. El siguiente ejemplo ilustra la desintegración del plutonio en uranio:



En esta reacción, no sólo se lanza una partícula alfa desde el núcleo, sino que también se emite radiación electromagnética, representada por γ .

Cuando una partícula alfa atraviesa un objeto, su energía se va disipando gradualmente a medida que ésta interactúa con otros átomos. La carga positiva atrae electrones en su camino, elevando sus niveles de energía y apartándolos completamente de su núcleo (ionización). Las partículas alfa son relativamente masivas y, por lo tanto, fáciles de parar. Nuestra piel es protección suficiente para fuentes externas al cuerpo, pero tomadas de modo interno, tal como la inhalación, las partículas alfa pueden ser extremadamente peligrosas.

Las partículas beta (β) son electrones emitidos desde un núcleo inestable como resultado de la transformación espontánea de un neutrón en un protón más un electrón. La emisión de una partícula beta produce un incremento de 1 en el número atómico, mientras que el número másico permanece inalterado. Un rayo gamma puede o no acompañar la transformación. El siguiente ejemplo muestra la desintegración del estroncio-90 en itrio:



A medida que las partículas β cargadas negativamente atraviesan materiales, se encuentran con nubes de electrones alrededor de átomos individuales. La fuerza de repulsión de Coulomb resultante entre electrones orbitantes y partículas β , puede elevar el nivel de energía de estos electrones, liberándolos de sus átomos correspondientes. Aunque este tipo de ionizaciones suceden con menor frecuencia que con las partículas alfa, la penetración de las beta es mucho mayor. Las partículas alfa penetran menos de 100 μm en el tejido, mientras que la radiación beta puede alcanzar varios centímetros. No obstante pueden detenerse con una modesta protección. Por ejemplo, para detener una partícula beta, una capa de aluminio de 1 cm es suficiente.

Los rayos gamma (γ) no tienen carga o masa, limitándose a ser simplemente una forma de radiación electromagnética que viaja a la velocidad de la luz. Como tales, pueden concebirse como ondas con unas longitudes de onda características, o como fotones. Los rayos gamma tienen longitudes de onda muy cortas en el rango de 10^{-3} a 10^{-7} μm . Tener longitudes de onda tan cortas implica que los fotones sean altamente energéticos, y pueden causar daño biológico por ionización con gran facilidad. Estos rayos son muy difíciles de contener, siendo necesarios varios centímetros de plomo para proveer de una protección adecuada.

Todas estas formas de radiación son peligrosas para los organismos. Los estímulos e ionizaciones del electrón que son causadas por tales radiaciones causan inestabilidad a las moléculas, lo que provoca la fractura de los enlaces químicos y otros daños moleculares. La cadena de reacciones químicas que le sigue da como resultado la formación de nuevas moléculas que no existían antes de la radiación. Entonces, en una proporción temporal mucho más ralentizada, el organismo responde al daño; tan lentamente, de hecho, que puede llevar

años el que los efectos finales comiencen a hacerse visibles. Pequeñas exposiciones pueden causar daños *genéticos* y *somáticos*. Los efectos somáticos pueden observarse en el organismo que ha sido expuesto, e incluye síntomas como mayor riesgo de cáncer, leucemia, esterilidad, cataratas y una notable reducción de la esperanza de vida. El daño genético incrementa la probabilidad de mutaciones en genes y cromosomas, y afecta a las generaciones futuras.

Como se verá en el Capítulo 7, una fuente de radiación producida de forma natural, la cual es causa importante de cáncer de pulmón, es la inhalación de radón (Rn-222) y de los productos derivados de su deterioro (varios isótopos del polonio). El radón es un emisor de partículas α , gas químicamente inerte que emerge del suelo, y que puede acumularse en viviendas. Es un producto intermedio en la cadena descendente de productos naturales que comienza con el uranio-238 y termina con un isótopo estable del plomo. La Figura 2.9 muestra en diagrama esta serie radiactiva. Otras tres series similares pueden dibujarse. Una comienza con el uranio 235 y termina con el plomo-207, otra comienza con el torio-232 y termina con el plomo-208, y la tercera empieza con el isótopo artificial plutonio-241 y termina con bismuto-209.

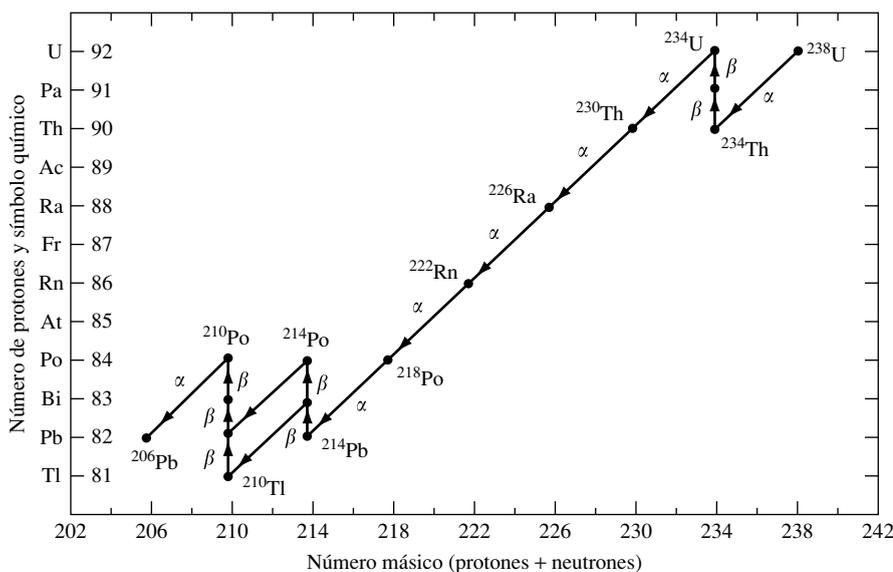


FIGURA 2.9. La cadena de desintegración del uranio-238.

Un parámetro importante que caracteriza un isótopo radiactivo dado es su vida media, que es el tiempo que necesitan la mitad de los átomos espontáneamente o desintegrarse en otros elementos. Por ejemplo, si empezamos con 100 g de un isótopo que tiene una vida media de un año, hallaríamos que 50 g permanecen todavía transcurrido un año, 25 g tras dos años, 12,5 g después de tres, y así sucesivamente. Aunque la vida media de un isótopo dado es constante, la vida media de los radioisótopos en general varía de fracciones de segundo a billones de años. La vida media para el radón resultante de la desintegración del U-238 está reflejada en la Tabla 2.6.

Hay cierto número de unidades de radiación comúnmente empleadas que, desafortunadamente, pueden confundirse fácilmente. El *curie* (Ci) es la unidad básica de la velocidad de desintegración, 1 Ci corresponde a la desintegración de $3,7 \times 10^{10}$ átomos por segundo, el

TABLA 2.6. Vidas medias para la cadena de desintegración del radón

Isótopo	Partículas emitidas	Vida media
Rn-222	α	3,8 días
Po-218	α	3,05 min
Pb-214	β	26,8 min
Bi-214	β	19,7 min
Po-214	α	160 μ seg
Pb-210	β	19,4 años
Ti-210	β	1,32 min
Bi-210	β	4,85 días
Po-210	α	1,38 días
Pb-206	—	estable

cual se aproxima a la velocidad de desintegración de un g de radio. Una unidad mas intuitiva es el *becquerel* (Bc), que corresponde a 1 desintegración radiactiva por segundo; de aquí, $1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bc}$. Aunque el curie es una medida de la velocidad a la cual la radiación se emite de la fuente, no ofrece información sobre la dosis que se absorbe por un objeto. El *roentgen* (R) se define en términos del número de ionizaciones producidas por rayos x o γ en una cantidad dada de aire. (Los rayos x son radiación electromagnética similar a los rayos gamma, pero se generan por la transición de un electrón en vez de por transformaciones nucleares). De más interés es la cantidad de energía absorbida por el tejido, sea hueso, grasa, músculo o cualquier otro. La *rad* (dosis de radiación absorbida) corresponde a una absorción de 100 ergios de energía por gramo de cualquier sustancia. La rad tiene la ventaja de que puede utilizarse para cualquier forma de radiación, α , β , γ o x. Para el agua y el tejido suave, el rad y el roentgen son aproximadamente iguales.

Otra unidad, el *rem* (roentgen equivalentes en humanos), ha sido introducida para tener en cuenta los diferentes efectos biológicos que diversas formas de radiación tienen en los humanos. Así, por ejemplo, si una dosis de 10 rad de partículas β produce el mismo efecto biológico que una dosis de 1 rad de de partículas α , ambas dosis tendrían el mismo valor expresado en rems. Esta unidad no tiene una definición muy estricta y presenta problemas para convertir valores de rads a rems. En cualquier caso, a menudo trabajando con rayos γ , x y radiación β , los rads y rems son aproximadamente iguales. El rem o el milirem son las unidades empleadas con mayor frecuencia para describir la exposición a la radiación en humanos.

Fisión nuclear

Los reactores nucleares obtienen la energía del calor que se produce cuando los átomos de uranio se fisionan. En una reacción de fisión, el uranio-235 captura un neutrón y se convierte en uranio-236 inestable, el cual se divide y descarga dos *fragmentos de fisión*, dos o tres neutrones y rayos gamma (Figura 2.10). La mayoría de la energía que se libera se produce en la forma de energía cinética en los fragmentos de fisión. Esa energía se emplea para calentar agua, produciendo una corriente que propulsa una turbina y un generador de un modo muy similar al reflejado en la Figura 1.16.

Los fragmentos de fisión que se producen son siempre radiactivos, y la preocupación por la eliminación de éstos ha creado gran parte del conflicto que rodea a los reactores nuclea-

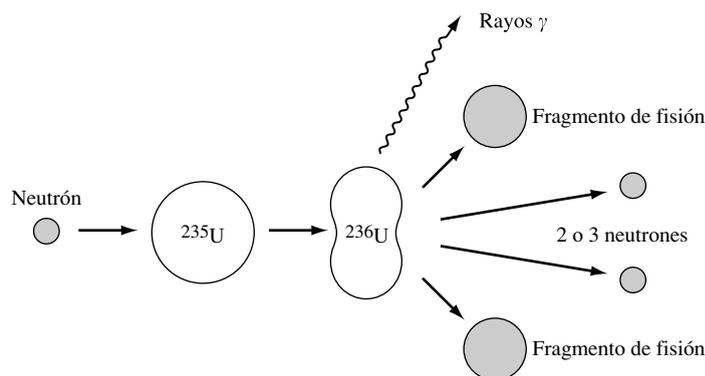


FIGURA 2.10. La fisión del uranio-235 crea dos fragmentos de fisión radiactivos, neutrones y rayos gamma.

res. Los fragmentos de fisión típicos incluyen el cesio-137, que se concentra en los músculos y tiene una vida media de 30 años; el estroncio-90, que se concentra en los huesos y que tiene una vida media de 28 años; y el yodo-131, que se concentra en la glándula tiroidea y que tiene una vida media de 8,1 días. La vida media de los fragmentos de fisión no suele pasar de algunas decenas de años, así que, tras un periodo de varios cientos de años, la radiactividad decaerá hasta alcanzar niveles prácticamente insignificantes.

Los residuos de los reactores también incluyen algunos radioisótopos de vidas medias muy largas. Una de las mayores preocupaciones es el plutonio, que tiene una vida media de 24.390 años. Sólo un pequeño porcentaje de los átomos de uranio en el combustible reactor conforma el isótopo fisible ^{235}U , mientras que casi todo el resto es ^{238}U , el cual no se fisiona. El uranio-238 puede, sin embargo, capturar un neutrón y transformarse en plutonio, como muestra la reacción siguiente:



Este plutonio, junto con varios otros radioisótopos de vida media larga, hace que los residuos nucleares sean peligrosamente radiactivos durante decenas de miles de años e incrementa enormemente la dificultad de su eliminación de una forma segura. Se ha propuesto retirar el plutonio de los residuos nucleares antes de su desecho como vía para reducir el periodo de desintegración, pero esto conlleva otro problema. El plutonio no es sólo radiactivo y altamente tóxico, es también el ingrediente crítico en la manufactura de armas nucleares. Un solo reactor nuclear produce suficiente plutonio cada año para fabricar docenas de pequeñas bombas atómicas, y algunos han argumentado que si el plutonio se separa de los residuos nucleares, el riesgo de desviaciones ilícitas sería inaceptable. Sin reprocesar, el ciclo de la reutilización del plutonio y el uranio en las barras de combustible gastado está representado en la Figura 2.11.

Si incluimos el reprocesamiento, el sistema del combustible nuclear se aproxima más en la Figura 2.12. El reprocesamiento de residuos de alta actividad recupera el uranio que no ha sido utilizado y el plutonio que se crea y que puede ser empleado para alimentar reactores de nuevo. El plutonio también puede usarse para la fabricación de armas nucleares. En una decisión polémica, Japón ha comenzado a embarcar sus residuos nucleares rumbo a Francia con la intención de reprocesarlos, y en 1995, los primeros equipos de plutonio recuperado fueron transportados de vuelta a Japón para reutilizarlos en su programa nuclear.

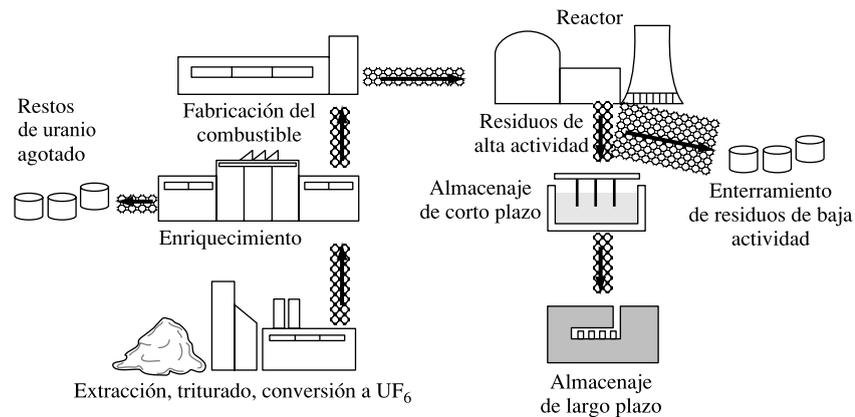


FIGURA 2.11. Un sistema de procesamiento único para reactores nucleares, típico en los Estados Unidos.

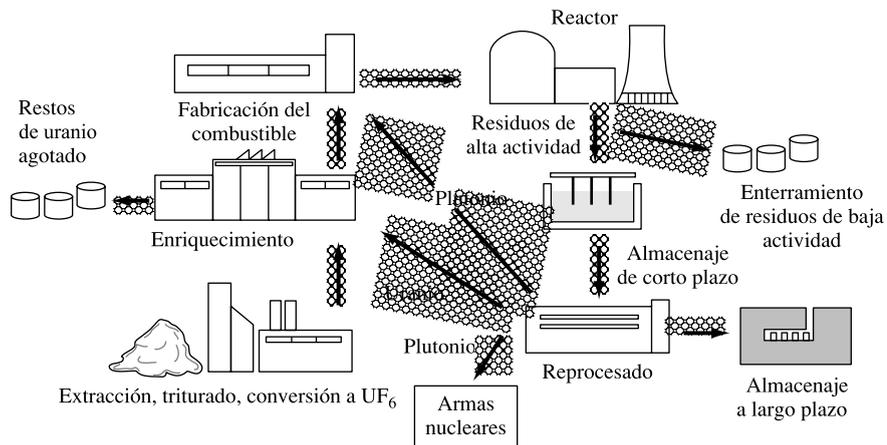


FIGURA 2.12. Ciclo de combustible nuclear con reprocesamiento.

Como muestran las Figuras 2.11 y 2.12, el reactor central por sí mismo es tan sólo una de las diversas fuentes del ciclo de combustión nuclear que crea problemas de eliminación de residuos. El mineral de uranio ha de ser extraído y, de éste, el uranio. Las explotaciones mineras a menudo contienen metales tóxicos tales como arsénico, cadmio y mercurio, así como los radioisótopos asociados a la desintegración del uranio-238 vistos antes en la Figura 2.9. Únicamente un 0,72% aproximado del uranio producido de modo natural constituye el isótopo deseado U-235, y es necesaria una planta de enriquecimiento para incrementar esa concentración en un 2 o 3% para el uso en los reactores. El uranio enriquecido se fabrica entonces en barras o pastillas de combustible que se envían a los reactores. Los residuos altamente radiactivos de los reactores se almacenan temporalmente en un lugar destinado al efecto hasta que, llegado el momento, se transporten a su último depósito, emplazamientos que no se esperan operativos en los Estados Unidos hasta bien entrado el siglo XXI. Los residuos de baja actividad pueden ser depositados en vertederos especialmente diseñados que describiremos en el Capítulo 6 «Control de calidad del agua». Cuando la vida del reactor ha alcanzado el final, tras aproximadamente 30 años, se suspende su funcionamiento y los componentes radiactivos deben ser transportados a un depósito seguro.

Garantizar un almacenamiento adecuado de residuos radiactivos en todas las etapas del ciclo de combustión nuclear es todo un desafío de ingeniería, si bien muchos sostienen la idea de que se halla dentro de nuestras capacidades y posibilidades.

PROBLEMAS

2.1. Consideremos la siguiente reacción que representa la combustión del propano:



- a) Igualar la ecuación.
 - b) ¿Cuántos moles de oxígeno se necesitan para quemar un mol de propano?
 - c) ¿Cuántos gramos de oxígeno se necesitan para quemar 100 g de propano?
 - d) A una presión y temperatura estándar, ¿Qué volumen de oxígeno se necesitaría para quemar 100 g de propano? Si el aire es oxígeno en un 21%. ¿Qué volumen de aire se necesitaría?
 - e) A presión y temperatura estándares, ¿Qué volumen de CO_2 se produciría al quemar 100 g de propano?
- 2.2. El trinitrotolueno (TNT), $\text{C}_7\text{H}_5\text{N}_3\text{O}_6$, se combina de manera explosiva con el oxígeno para producir CO_2 , agua y N_2 . Escribir la ecuación química de igualdad de la reacción y calcular los gramos de oxígeno necesarios por cada 100 g de TNT.
- 2.3. Se determina empíricamente que una sustancia desconocida está compuesta por un 40% de carbono, en peso, un 6,67% de hidrógeno y un 53,33% de oxígeno. Su peso molecular es 55 g/mol aproximadamente. Determinése su fórmula y peso molecular.
- 2.4. ¿Cuál es la molaridad de 10 g de glucosa ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) disuelta en 1 litro de agua?
- 2.5. Un whisky es 43% de alcohol etílico, $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$, por volumen. Si la densidad del alcohol etílico es 0,79 kg/L, ¿Cuál es su molaridad en este whisky?
- 2.6. La capa de ozono de la tierra está siendo atacada en parte por el cloro desprendido cuando la radiación ultravioleta rompe determinados fluorocarbonos. Considérense tres fluorocarbonos conocidos como CFC-11 (CCl_3F), CFC-12 (CCl_2F_2), y HCFC-22 (CHF_2Cl).
- a) Calcular el porcentaje en peso del cloro en cada uno de estos fluorocarbonos.
 - b) Si cada kilogramo de CFC-11 pudiera ser reemplazado por 1 kg de HCFC-22, ¿En qué porcentaje total se reduciría la masa de emisiones de cloro?
- 2.7. Supóngase que el consumo mundial de energía de combustibles fósiles, igual a 3×10^{17} kJ/año, se obtuviera enteramente mediante la combustión de petróleo con la fórmula química aproximada C_2H_3 . La combustión del petróleo desprende sobre 43×10^3 kJ/kg.
- a) Hacer una estimación de las emisiones de CO_2 por año.
 - b) ¿Cuál es la proporción expresada en gramos de C por unidad de energía del petróleo en comparación con el metano?

- 2.8.** A continuación se da la entalpía estándar de determinados compuestos orgánicos. Hallar el calor de combustión bruto y neto para cada uno de ellos.
- Propano (C_3H_8); $-103,8$ kJ/mol
 - Butano (C_4H_{10}); $-124,7$ kJ/mol
 - Isobutano (C_4H_{10}); $-131,6$ kJ/mol
 - Etanol (*l*), (C_2H_5OH); $-277,6$ kJ/mol
 - Metanol (*l*), (CH_3OH); $-238,6$ kJ/mol
- 2.9.** El calor de combustión bruto del alcohol etílico (C_2H_5OH) es de 1.370 kJ/mol. ¿Cuál es su entalpía estándar?
- 2.10.** La entalpía estándar del propano (C_3H_8) es de $-103,8$ kJ/mol. Halla el calor bruto desprendido al quemar 1 kg.
- 2.11.** Expresar el valor máximo del calor de combustión en Btu/gal de los siguientes combustibles posibles para automóviles.
- Metanol (CH_3OH), densidad $6,7$ lb/gal, $H^0 = -238,6$ kJ/mol
 - Etanol (C_2H_5OH), densidad $6,6$ lb/gal, $H^0 = -277,6$ kJ/mol
 - Propano (C_3H_8), densidad $4,1$ lb/gal, $H^0 = -103,8$ kJ/mol
- 2.12.** Hallar el calor de combustión neto de los combustibles del Ejemplo 2.11 (Btu/L).
- 2.13.** En el Ejemplo 2.6, la fotólisis del ozono (O_3) fue descrita como la producción de un átomo de oxígeno con una entalpía de $247,5$ kJ/mol. Más correctamente, la fotólisis produce un oxígeno que está temporalmente en un estado alterado (O^*) con una entalpía de 438 kJ/mol.
- $$\begin{array}{ccccccc} O_3 & + & h\nu & \rightarrow & O_2 & + & O^* \\ H^0: (142,9) & & & & (0) & & (438)\text{kJ/mol} \end{array}$$
- ¿Qué longitud de onda máxima podría provocar esta fotólisis?
- 2.14.** ¿Qué longitud de onda máxima podría tener un fotón para provocar la disociación de dióxido de nitrógeno gaseoso?
- $$NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O$$
- 2.15.** La tetraetildiamina de ácido acético (EDTA) es un compuesto soluble en agua que combina con ciertos metales como el calcio, el magnesio y el hierro. La fórmula molecular del EDTA es $C_{10}N_2O_8H_{16}$. Cada molécula se asocia con un átomo de metal. Una fábrica produce un residuo acuoso que contiene 20 mg/L de calcio y recoge los residuos en tanques de 44 galones. ¿Qué masa de EDTA sería necesario añadir a cada tanque para el tratamiento de todo el calcio de éste?
- 2.16.** El aluminio elemental (metálico, Al) reacciona con el ácido clorhídrico (HCl) para producir cloruro de aluminio ($AlCl_3$) e hidrógeno (H_2). ¿Cuántos gramos de aluminio metálico se necesitarían para producir un gramo de gas de hidrógeno puro?
- 2.17.** El ácido clorhídrico, HCl, se ioniza completamente cuando se disuelve en agua. Calcular el pH de una solución que contiene 25 mg/L de HCl.

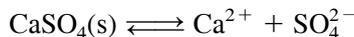
- 2.18.** ¿Cuál es el pH de una solución que contiene 3×10^{-4} mg/L de OH^- (25°C)?
- 2.19.** Hallar la concentración de iones de hidrógeno y la concentración de iones de hidróxido de la soda con pH de 8,5.
- 2.20.** Hallar la demanda teórica del oxígeno de las siguientes disoluciones:
- 200 mg/L de ácido acético, CH_3COOH
 - 30 mg/L de etanol, $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$
 - 50 mg/L de sacarosa, $\text{C}_2\text{H}_{12}\text{O}_6$

- 2.21.** El agua acostumbra a desinfectarse con gas de cloro, formando ácido hipocloroso (HOCl), que se ioniza parcialmente para formar iones de hidrógeno e hipoclorito como puede verse a continuación:



La cantidad de $[\text{HOCl}]$, que es el desinfectante deseado, depende del pH. Halla la porción de ácido hipocloroso —esto es, $[\text{HOCl}]/\{[\text{HOCl}] + [\text{OCl}^-]\}$ — como una función del pH. ¿Qué porción sería de ácido hipocloroso para un pH = 6, 8 y 10?

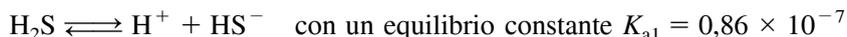
- 2.22.** Se añade medio gramo de sulfato de calcio sólido, $\text{CaSO}_4(\text{s})$, a un litro de agua pura. Inmediatamente, el sólido comienza a disolverse de acuerdo con la siguiente reacción:



¿Cuál es la concentración de sulfato disuelto en el agua una vez que se alcanza el equilibrio?

- 2.23.** Una solución se sobresatura inicialmente con iones de Ca^{2+} y CO_3^{2-} mediante la adición rápida de carbonato de calcio, de modo que las concentraciones de cada uno son $2,10 \times 10^{-3}$ M. El pH del agua permanece constante a 8,5. Cuando el equilibrio se alcanza, determinar:
- La concentración de Ca^{2+} libre en el agua.
 - La concentración de $\text{CO}_2(\text{aq})$ en el agua.
 - La masa de $\text{CaCO}_3(\text{s})$ por litro de agua.

- 2.24.** El sulfuro de hidrógeno (H_2S) es un gas maloliente que puede separarse de soluciones en un proceso similar al descrito en el Ejemplo 2.11 para el amoníaco. La reacción es



Hallar la porción de sulfuro de hidrógeno en forma de H_2S a pH 6 y pH 8.

- 2.25.** El fosfato de aluminio sólido, AlPO_4 , está en equilibrio con sus iones en solución:

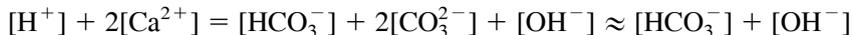


Hallar la concentración de equilibrio en iones de fosfato (en mg/L).

- 2.26.** Calcular la concentración de equilibrio de oxígeno disuelto en agua a 15 °C y 1 atm, y de nuevo a 2.000 m de altitud.
- 2.27.** Supongamos que el gas de las burbujas en una botella de refresco es CO₂ puro a una presión de 2 atm. Calcular [CO₂] a 25 °C.
- 2.28.** Calcular el pH del refresco del problema anterior. Comienza con la siguiente reacción química y comprueba que la solución será en algún modo ácida (despreciar el carbono):

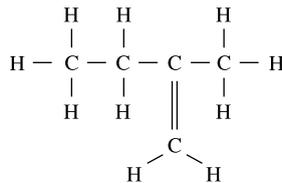


- 2.29.** Se ha estimado que la concentración de CO₂ en la atmósfera antes de la Revolución Industrial era de unas 275 ppm. Si la acumulación de CO₂ en la atmósfera continúa, a mediados de este siglo estará probablemente alrededor de las 600 ppm. Calcular el pH del agua de lluvia (despreciar los efectos de cualquier otro gas) a 25 °C antes de la Revolución Industrial y a mediados de este siglo.
- 2.30.** Una estrategia para tratar la acidificación de los lagos consiste en añadir carbonato de calcio en polvo (CaCO₃) a las aguas. Calcular el pH de un lago que tiene calcio en polvo más que suficiente para saturar el agua con los iones Ca²⁺ y CO₃²⁻. Se sugiere comenzar por las ecuaciones del sistema del carbonato (2.43), (2.44) y (2.45), y añadir entonces una ecuación con carga equilibrada:

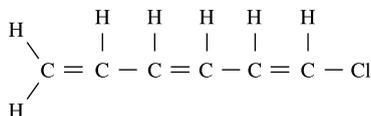


(La fórmula anterior sirve para valores de pH por debajo de 10; cuando se haya elaborado una solución, compruébese si esta suposición es válida.) Este cálculo es el mismo que se haría para estimar el pH de los océanos, los cuales están saturados con CaCO₃.

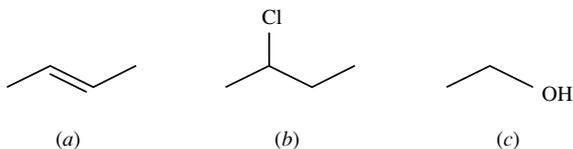
- 2.31.** Dibujar la estructura de Lewis y las fórmulas estructurales más habituales para los siguientes compuestos:
- Etileno, C₂H₄
 - 2-Cloropropano, CH₃CHClCH₃
 - Metanol, CH₃OH
- 2.32.** Dibuja representaciones gráficas para las siguientes moléculas:
- CH₃CH₂CH₂CH₂CH₃
 - CH₃CH₂CHCH₂
 -



d)



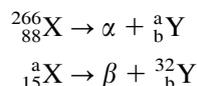
2.33. Escribe las estructuras químicas partiendo de las diferentes representaciones gráficas:



2.34. Escribe las estructuras de los siguientes compuestos orgánicos partiendo de sus nombres.

- a) Diclorometano
- b) Triclorometano (cloroformo)
- c) 1,1-Dicloroetileno
- d) Triclorofluorometano (CFC-11)
- e) 1,1,2,2-Tetracloroetano
- f) *o*-Diclorobenceno
- g) Tetracloroetano (PCE)
- h) Diclorofluoroetano (CFC-21)

2.35. Qué valores de a y b completarían cada una de las siguientes fórmulas? (X e Y no están representando ningún elemento en particular):



2.36. La vida media del Yodo-125 es de 60 días aproximadamente. Si tuviéramos que comenzar con 64 gramos de este elemento, ¿cuánto quedaría transcurrido un año?

REFERENCIAS

Baird, C., 1995, *Environmental Chemistry*, W. H. Freeman, New York.

Masters, G. M., 1974, *Introduction to Environmental Science and Technology*, Wiley, New York.

Sawyer, C. N., P. L. McCarthy, and G. F. Parkin, 1994, *Chemistry for Environmental Engineering*, 5th ed., McGraw-Hill, New York.

Thomann, R. V., and J. A. Mueller, 1987, *Principles of Surface Water Quality and Control*, Harper & Row, New York.



Las matemáticas del crecimiento

CAPÍTULO

3

Predecir es muy difícil, especialmente si se trata del futuro.

—*Niels Bohr (1885-1962)*—

-
- 3.1. Introducción
 - 3.2. Crecimiento exponencial
 - 3.3. Consumo de recursos
 - 3.4. Crecimiento de población
 - 3.5. Crecimiento de la población humana
- Problemas
- Referencias
-

3.1. | Introducción

Un componente esencial en el conjunto de factores que deberían influir en la toma de decisiones en temas medioambientales es el sentido de futuro. En algunas circunstancias, puede ser necesario considerar sólo algunos factores, y el horizonte temporal puede estar relativamente próximo. Por ejemplo, una planta de tratamiento de aguas residuales puede necesitar predecir la velocidad de crecimiento de una bacteria en una cuba de fermentación por un periodo de horas o días. El diseñador de la planta, por otra parte, necesitará probablemente estimar la tasa de crecimiento de la población local para la siguiente o las dos próximas décadas, con el objetivo de dimensionar la instalación. En el extremo opuesto, para hacer las estimaciones más desfavorables de las emisiones de dióxido de carbono y su efecto en el calentamiento global, los científicos necesitan predecir las tasas de crecimiento económico y de la población, anticipar las mejoras en el uso eficiente de la energía, la base de recursos de combustibles fósiles y la tasa de consumo de combustibles diversos, la tasa de deforestación o reforestación que se podría anticipar, etc. Estas estimaciones han de hacerse para periodos de tiempo que se miden a menudo en siglos.

Como sugiere Niels Bohr en la cita precedente, no podemos esperar hacer predicciones de futuro exactas, particularmente cuando el horizonte temporal puede ser extremadamente lejano. Sin embargo, pueden hacerse estimaciones sencillas lo suficientemente fiables como para que las soluciones que inspiran sean ciertamente válidas. Podemos decir con seguridad, por ejemplo, que el crecimiento de la población mundial a las tasas actuales no puede continuar otros cien años. Podemos también usar modelos matemáticos simples para desarrollar escenarios muy útiles del tipo «qué pasaría si»: *si* el crecimiento de la población continúa a cierta tasa, y *si* la demanda es proporcional a la actividad económica, y así sucesivamente, *entonces* sucedería esto y aquello.

El propósito de este capítulo es desarrollar herramientas matemáticas sencillas pero potentes que puedan arrojar suficiente luz en el futuro de muchos problemas medioambientales. Comenzaremos con la que es, probablemente, la más útil y potente función matemática encontrada en estudios ambientales: la *función exponencial*. Se explorarán también otras funciones de crecimiento que encontramos a menudo, incluyendo la función *logística* y la de *Gauss*. Utilizando estas funciones, mostraremos aplicaciones como el crecimiento de poblaciones, el consumo de recursos, la acumulación de contaminantes y la desintegración radiactiva, entre otras.

3.2. | Crecimiento exponencial

El crecimiento exponencial se da en cualquier situación que implique un incremento de alguna cantidad en proporción a la cantidad presente. Este tipo de crecimiento es bastante común y la matemática requerida para representarlo es relativamente simple, aunque no por ello menos importante. Es un caso particular de proceso de primer orden, tal como se introdujo en el Capítulo 1. En principio, aproximaremos este tipo de crecimiento a un incremento discreto anual, para después pasar a una función de crecimiento continuo.

Supóngase que algo crece en un porcentaje fijo cada año. Por ejemplo, si imaginamos que nuestros ahorros en un banco producen un 5% de interés anual, abonados a final de año, entonces el incremento de los ahorros en cualquier año dado es el 5% de la cantidad dispo-

nible en la cuenta a principios del año en cuestión. Si comenzamos con 1.000 dólares, a finales de año tendríamos 1.050 dólares ($1.000 + 0,05 \times 1.000$); al final del segundo año tendríamos 1.102,50 dólares ($1.050 + 0,05 \times 1.050$); y así sucesivamente. Esto puede representarse matemáticamente como sigue:

N_0 = cantidad inicial

N_t = cantidad después de t años

r = tasa de crecimiento (fracción por año)

Entonces,

$$N_{t+1} = N_t + rN_t = N_t(1 + r)$$

Por ejemplo,

$$N_1 = N_0(1 + r); N_2 = N_1(1 + r) = N_0(1 + r)^2$$

Y, en general,

$$N_t = N_0(1 + r)^t \quad (3.1)$$

EJEMPLO 3.1. Crecimiento de la demanda de energía eléctrica en los EE.UU. (Compuesto anual)

En 2005, los Estados Unidos produjeron 4×10^{12} kWh/año de electricidad. El promedio anual de crecimiento para la demanda en los 15 años anteriores fue de alrededor del 1,8%. (En comparación, había sido cercano al 7% anual durante varias décadas antes del embargo de 1973.) Estimar el consumo de electricidad en 2050 si se mantiene constante ese crecimiento del 1,8% anual durante los próximos 45 años.

Solución. De (3.1), tenemos

$$\begin{aligned} N_{45} &= N_0(1 + r)^{45} \\ &= 4 \times 10^{12} \times (1 + 0,018)^{45} \\ &= 8,93 \times 10^{12} \text{ kWh/año} \end{aligned}$$

Compuesto continuo

Para muchas situaciones de interés en el medioambiente, se asume normalmente que la curva de crecimiento es una función suave y continua, sin los saltos anuales en que se basa la Fórmula (3.1). En cálculos financieros, se habla a menudo de un interés compuesto continuo. Usando un poco el cálculo infinitesimal, la curva de crecimiento se convierte en la verdadera función exponencial que usaremos más frecuentemente.

Un modo de establecer la premisa que conduce al crecimiento exponencial es afirmar que la cantidad crece en proporción a ella misma; esto es, la velocidad de cambio de la cantidad N es proporcional a N . La proporcionalidad constante r se denomina velocidad de crecimiento y tiene unidades de (tiempo⁻¹).

$$\frac{dN}{dt} = rN \quad (3.2)$$

Esto es esencialmente lo mismo que expresa (1.19) en el Capítulo 1. La solución es

$$N = N_0 e^{rt} \quad (3.3)$$

la cual está plasmada en la Figura 3.1 y en 1.5.

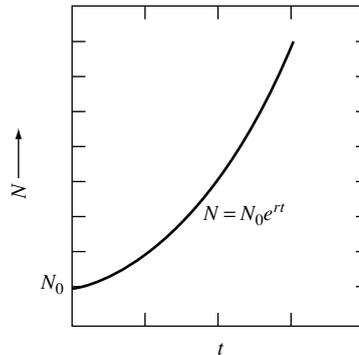


FIGURA 3.1. La función exponencial.

EJEMPLO 3.2. Crecimiento de la demanda de energía eléctrica en los EE.UU. (Compuesto continuo)

Vamos a repetir el Ejemplo 3.1 pero ahora considerando que el crecimiento del 1,8% es continuo. Comenzando con el consumo de electricidad de 2005, 4×10^{12} kWh/año, ¿cuál será el consumo en 2050 si la tasa de crecimiento se mantiene constante?

Solución. Usando (3.3)

$$\begin{aligned} N &= N_0 e^{rt} \\ &= 4 \times 10^{12} \times e^{0,018 \times 45} \\ &= 8,99 \times 10^{12} \text{ kWh/año} \end{aligned}$$

En el Ejemplo 3.1, el incremento lo calculábamos cada año, y en éste, en el que se calcula de forma continua, hemos obtenido casi el mismo resultado. Cuanto más aumenta, bien el periodo de cálculo o bien la tasa de crecimiento, más se separan los resultados. A un 12% de crecimiento, por ejemplo, las respuestas diferirían en cerca del 50%. En general, es mejor considerar las tasas de crecimiento en forma de crecimiento compuesto, de modo que (3.3) será la expresión adecuada para hacerlo.

Tiempo de duplicación

Los cálculos relativos al crecimiento exponencial pueden, a menudo, hacerse sin calculadora, aprovechando las especiales características de la función. Una cantidad que crece exponencialmente requiere un tiempo fijo para duplicar su tamaño, independientemente del punto de inicio. Esto es, lleva el mismo tiempo crecer de N_0 a $2N_0$ del que lleva hacerlo de $2N_0$ a $4N_0$ y así sucesivamente, como muestra la Figura 3.2.

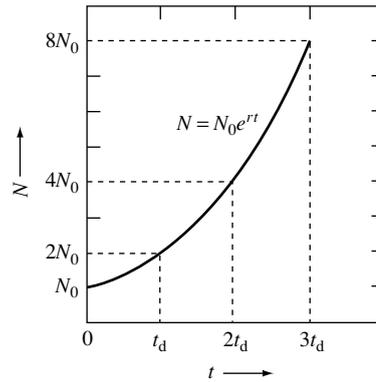


FIGURA 3.2. Ilustrando el concepto de tiempo de duplicación.

El *tiempo de duplicación* (t_d) de una cantidad que crece a una tasa exponencial r se averigua fácilmente. A partir de (3.3) podemos encontrar dicha cantidad igualando $N = 2N_0$ para $t = t_d$

$$2N_0 = N_0 e^{rt_d}$$

Puesto que N_0 aparece en ambos lados de la ecuación, puede eliminarse, y vemos que el periodo de tiempo requerido para duplicar la cantidad no depende de cuánto hace que comenzó. Así, eliminando N_0 y tomando logaritmos neperianos en ambos miembros:

$$\ln 2 = rt_d$$

o

$$t_d = \frac{\ln 2}{r} \cong \frac{0,693}{r} \tag{3.4}$$

Si la tasa de crecimiento r se expresa como un porcentaje en lugar de como una fracción, obtenemos el siguiente importante resultado:

$$t_d \cong \frac{69,3}{r(\%)} \cong \frac{70}{r(\%)} \tag{3.5}$$

La Ecuación (3.5) vale la pena memorizarla, esto es:

El periodo de tiempo requerido para duplicar una cantidad que crece en r por ciento es aproximadamente igual a 70 dividido por r por ciento.

Si tus ahorros producen el 7% de interés anual, llevará aproximadamente 10 años duplicar la cantidad inicial que haya en la cuenta. Si la población de un país crece continuamente al 2%, en 35 años será del doble que ahora, etc.

EJEMPLO 3.3. Tasa de crecimiento histórica de la población mundial

A la población mundial le costó cerca de 300 años aumentar de 500 millones de personas a 4.000 millones. Si suponemos un crecimiento exponencial a una tasa constante durante ese periodo, ¿cuál sería esta tasa de crecimiento? Haz este ejemplo con una calculadora y (3.3), y después con la regla enunciada en (3.5).

Solución. A partir de (3.3), y tomando logaritmos neperianos

$$\ln(e^{rt}) = rt = \ln\left(\frac{N}{N_0}\right)$$

$$r = \frac{1}{t} \ln\left(\frac{N}{N_0}\right) \quad (3.6)$$

$$r = \frac{1}{300} \ln\left(\frac{4,0}{0,5}\right) = 0,00693 = 0,693\%$$

Para usar la regla aproximada dada en (3.5) hay que tener en cuenta que necesitamos tres duplicaciones para pasar de 500 millones a 4.000 millones. Tres duplicaciones en 300 años; es decir, una duplicación cada 100 años.

$$t_d = 100 \text{ años} \cong \frac{70}{r\%}$$

luego

$$r(\%) \cong \frac{70}{100} = 0,7\%$$

Nuestras respuestas habrían sido exactamente las mismas si no hubiéramos redondeado la regla en (3.5).

Las cantidades que crecen exponencialmente incrementan su tamaño de una manera engañosamente rápida. Como sugiere la Tabla 3.1, incluso las cantidades que crecen en un pequeño porcentaje anual aumentan con increíble rapidez al cabo de unas pocas duplicaciones. Por ejemplo, en 1995 la tasa de crecimiento era del 1,5% y el periodo de duplicación de, aproximadamente, 46 años. Si esa tasa fuera a continuar durante sólo 4 periodos de duplicación, o 184 años, la población mundial se multiplicaría por un factor de 16, de 5.700 millones a 91.000 millones. En 20 periodos, habría 6.000 billones de personas, unas 10 por cada

TABLA 3.1. Factor de crecimiento exponencial según el número de duplicaciones

Número de duplicaciones (n)	Factor de crecimiento (2^n)
1	2
2	4
3	8
4	16
5	32
10	1.024
20	$\approx 1,05 \times 10^6$
30	$\approx 1,07 \times 10^9$

metro cuadrado de superficie del planeta. Lo absurdo de estas cifras apunta la imposibilidad de que el crecimiento exponencial, incluso a una tasa aparentemente baja, se prolongue por periodos de tiempo largos.

Vida media

Cuando la tasa de disminución de una cantidad es proporcional a la cantidad presente, el crecimiento exponencial se convierte en un decrecimiento exponencial. Hemos tratado ya con cantidades que decrecen exponencialmente en el Capítulo 1, al hablar de los contaminantes no conservativos, y en el Capítulo 2, cuando se introdujo la radiactividad. El decrecimiento exponencial puede describirse por medio del *coeficiente de velocidad de reacción* (k) o el concepto de *vida media* ($t_{1/2}$), y ambos son fácilmente relacionables. El coeficiente de la tasa de reacción en el decrecimiento exponencial juega el mismo papel que r en el crecimiento exponencial.

El decrecimiento exponencial se puede expresar como

$$N = N_0 e^{-kt} \tag{3.7}$$

donde k es el coeficiente de la tasa de reacción (tiempo⁻¹), N_0 es la cantidad inicial y N la cantidad al cabo del tiempo t .

Una gráfica de (3.7) se muestra en la Figura 3.3, donde se puede ver representado el concepto de vida media. Para relacionar vida media con tasa de reacción, damos a N el valor $N_0/2$ para t igual a $t_{1/2}$, lo que nos proporciona

$$\frac{N_0}{2} = N_0 e^{-kt_{1/2}}$$

Como N_0 puede eliminarse, tomamos logaritmos neperianos en ambos miembros y obtenemos la expresión deseada

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} \cong \frac{0,693}{k} \tag{3.8}$$

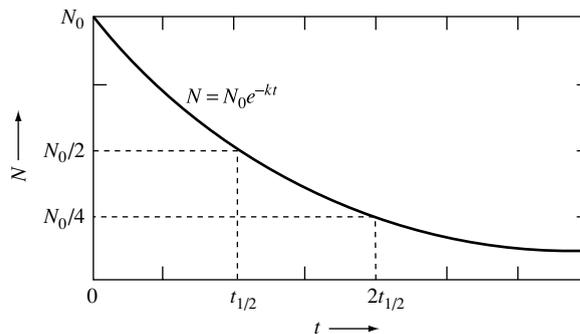


FIGURA 3.3. Decrecimiento exponencial y vida media.

EJEMPLO 3.4. Vida media del radón

Si partimos de una fuente de 1 *curie* de radón 222, ¿cuál será su actividad al cabo de 5 días?

Solución. La Tabla 2.6 indica que la vida media del radón es de 3,8 días. Arreglando (3.8) para que nos dé el coeficiente de la tasa de reacción, resulta

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} = \frac{0,693}{3,8 \text{ días}} = 0,182/\text{días}$$

Usando (3.7) nos da

$$N = N_0 e^{-kt} = 1 \text{ Ci} \times e^{-0,182/\text{día} \times 5 \text{ días}} = 0,40 \text{ Ci}$$

Tasa de crecimiento desglosada en factores

A menudo, la cantidad a analizar puede considerarse como el producto de varios factores individuales. Por ejemplo, para estimar las futuras emisiones de carbono podríamos *desglosar* la demanda en los siguientes tres factores:

$$\text{Emisiones de carbono} = (\text{Población}) \times \left(\frac{\text{Energía}}{\text{Persona}} \right) \times \left(\frac{\text{Carbono}}{\text{Energía}} \right) \quad (3.9)$$

Considerando la demanda de esta manera podríamos aumentar la precisión de nuestra predicción al estimar independientemente las tasas de variación de la población, consumo de energía per capita, y emisiones de carbono por unidad de energía. La Ecuación (3.9) es un ejemplo del siguiente modelo sencillo de los factores que conducen al impacto ambiental de la actividad humana:

$$\text{Impacto} = \text{Población} \times \text{Riqueza} \times \text{Tecnología} \quad (3.10)$$

En (3.9) la riqueza viene indicada por la demanda de energía per capita, y la tecnología se representa por el valor de las emisiones de carbono por unidad de energía.

Expresando la cantidad de interés como el producto de sus factores individuales, como hemos hecho en (3.9), llegamos a un método muy sencillo de estimación del crecimiento total. Comenzamos con

$$P = P_1 P_2 \cdots P_n \quad (3.11)$$

Si cada factor crece exponencialmente, o sea

$$P_i = p_i e^{r_i t}$$

entonces

$$\begin{aligned} P &= (p_1 e^{r_1 t})(p_2 e^{r_2 t}) \cdots (p_n e^{r_n t}) \\ &= (p_1 p_2 \cdots p_n) e^{(r_1 + r_2 + \cdots + r_n)t} \end{aligned}$$

lo que puede escribirse de la siguiente manera

$$P = P_0 e^{rt}$$

donde

$$P_0 = (p_1 p_2 \cdots p_n) \tag{3.12}$$

y

$$r = r_1 + r_2 + \cdots + r_n \tag{3.13}$$

La Ecuación (3.13) es un resultado muy sencillo y muy útil. Esto es,

Si una cantidad se puede expresar como el producto de varios factores, y cada uno crece de forma exponencial, entonces la tasa de crecimiento total es exactamente la suma de las tasas de crecimiento individuales.

EJEMPLO 3.5. Demanda futura de energía de los Estados Unidos

Un modo de desglosar los factores del consumo de energía es el siguiente:

$$\text{Consumo de energía} = \text{Población} \times \left(\frac{\text{PIB}}{\text{persona}} \right) \times \left(\frac{\text{Energía}}{\text{PIB}} \right)$$

El PIB es el producto interior bruto. Supongamos que se estima un crecimiento per cápita del 2,3% y la población al 0,6%. Asumamos que con los esfuerzos realizados podemos esperar que la energía requerida por dólar de PIB *decrezca* exponencialmente a la velocidad que lo ha hecho entre 1995 y 2005. En 1995, el valor *energía/PIB* era de 13,45 kBtu/dólar, y en 2005 fue de 11,35 kBtu/dólar (en dólares constantes de 1987). La demanda de energía total en Estados Unidos en 2005 fue de $100,2 \times 10^{15}$ Btu. Si las tasas de crecimiento continúan constantes, ¿cuál será la demanda de energía en el año 2020?

Solución. En principio, hallaremos la tasa de decrecimiento exponencial de *energía/PIB* en los diez años, entre 1995 y 2005. Usando (3.6) nos da

$$r_{\text{energía/PIB}} = \frac{1}{t} \ln \left(\frac{N}{N_0} \right) = \frac{1}{10} \ln \left(\frac{11,35}{13,45} \right) = -0,017 = -1,7\%$$

Adviértase que el resultado tiene signo negativo. El valor del crecimiento conjunto de la demanda de energía será la suma de las tres tasas:

$$r = 0,6 + 2,3 - 1,7 = 1,2\%$$

(Como referencia, el crecimiento en el consumo de energía en los Estados Unidos antes del embargo de petróleo en 1973, era del 3 al 4% anual.) Calculando que faltan 15 años para 2020, (3.3) nos da

$$\begin{aligned} \text{Demanda de energía en 2020} &= 100,2 \times 10^{15} \text{ Btu/año} \times e^{0,012 \times 15} \\ &= 120 \times 10^{15} \text{ Btu/año} \end{aligned}$$

3.3. Consumo de recursos

Para mantener la vida humana sobre la Tierra, dependemos de un flujo estable de energía y materias primas que satisfaga nuestras necesidades. Parte de la energía utilizada es *renovable* (por ejemplo, la hidroeléctrica, la eólica, la solar e incluso, la que desprende la leña al ser quemada, si los árboles talados son replantados), pero la mayor parte procede de combustibles fósiles *no renovables*. Los minerales extraídos de la corteza terrestre, tales como el cobre, hierro y aluminio, son también limitados. El futuro de nuestro modo de vida a largo plazo, depende de la disponibilidad de fuentes de energía y materias primas no renovables, abundantes y baratas.

¿Cuánto tiempo durarán estos recursos? La respuesta, por supuesto, depende de qué cantidad haya disponible, y a qué velocidad los utilicemos. Exploraremos dos maneras diferentes de calcular la tasa de consumo de un recurso: una se basa en la función exponencial con la que hemos estado trabajando, y la otra en una curva en forma de campana bastante más realista.

Tasas exponenciales de producción de recursos

Cuando se extrae un mineral de la tierra, los geólogos hablan generalmente de *producción*, en vez de *consumo*. Dibujando la curva de producción de un recurso con respecto al tiempo, como se ilustra en la Figura 3.4, el área bajo la curva entre dos valores de t dados, representa la cantidad del recurso en cuestión producida durante ese intervalo de tiempo. Es decir, si P es la tasa de producción (por ejemplo, barriles de petróleo por día, toneladas de aluminio por año, etc.), y Q es el recurso producido (barriles totales, toneladas totales) entre los tiempos t_1 y t_2 , podemos escribir

$$Q = \int_{t_1}^{t_2} P dt \quad (3.14)$$

Asumiendo que la tasa de producción de un recurso crece exponencialmente, podemos determinar fácilmente la cantidad total producida durante cualquier intervalo de tiempo; o a la inversa, si se conoce la cantidad total podemos estimar el tiempo que llevará producirla. La presunción básica de que se trata de un crecimiento exponencial es, probablemente arriesgada si la escala de tiempos es larga, pero a pesar de ello nos dará unas perspectivas muy útiles. En la próxima sección trabajaremos con una curva de producción más razonable.

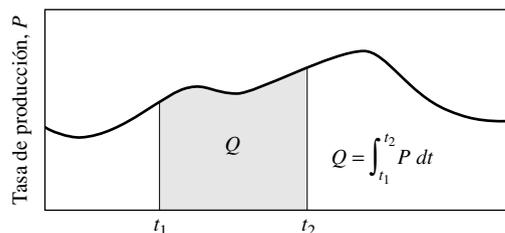


FIGURA 3.4. La cantidad total de un recurso producida en el intervalo t_1 y t_2 , es el área sombreada bajo la curva.

La Figura 3.5 muestra una tasa exponencial de crecimiento de producción. Si el intervalo de tiempo de interés comienza con $t = 0$, podemos escribir

$$Q = \int_0^t P_0 e^{rt} dt = \frac{P_0}{r} e^{rt} \Big|_0^t$$

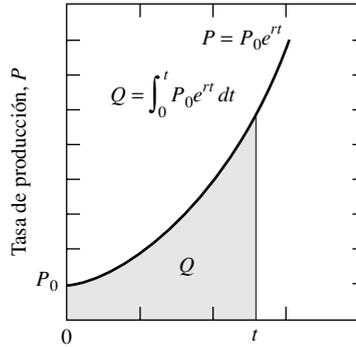


FIGURA 3.5. Consumo total de un recurso que experimenta un crecimiento exponencial.

que tiene una solución

$$Q = \frac{P_0}{r} (e^{rt} - 1) \tag{3.15}$$

donde

Q = El recurso total producido desde el tiempo 0 hasta t .

P_0 = La tasa inicial de producción.

r = La tasa exponencial de crecimiento de la producción.

La Ecuación (3.15) nos dice cuánto se produce de ese recurso en un periodo de tiempo dado, si la producción crece exponencialmente. Si queremos conocer cuánto tiempo nos llevará producir una cantidad dada de recurso, de (3.15) se deduce

$$t = \frac{1}{r} \ln \left(\frac{rQ}{P_0} + 1 \right) \tag{3.16}$$

donde t = el tiempo requerido para producir la cantidad Q .

La aplicación de (3.16) a menudo conduce a resultados sorprendentes, como deberíamos esperar cuando se trata de crecimiento exponencial que se mantiene un tiempo prolongado. El Ejemplo 3.6 marca un punto importante: simplemente dividiendo la cantidad disponible de un recurso por la tasa de producción corriente, podemos obtener una estimación errónea del tiempo de vida de ese recurso. Si se presupone un crecimiento exponencial, lo que parecería ser un recurso abundante, puede realmente consumirse sorprendentemente pronto. Continuando con el ejemplo del carbón mundial, llevaremos a cabo un cuidadoso análisis de los supuestos de partida. La Tabla 3.2 presenta el tiempo de vida de las reservas de carbón, suponiendo una tasa de producción inicial, en 2005, de 6.100 millones de toneladas anuales, para diversas estimaciones del suministro total disponible y para diferentes tasas de crecimiento de la producción.

EJEMPLO 3.6. Producción mundial de carbón

La producción mundial de carbón en 2005 fue de 6,1 billones de toneladas cortas¹, y las reservas estimadas eran de 1,1 billones. El crecimiento en la producción de carbón en la década previa había sido del 1,9% anual, en promedio. ¿Cuánto tardarán en agotarse las reservas a la tasa de producción actual y cuánto tardarían si la producción continuara en aumento a razón del 1,9%?

Solución. A este ritmo, las reservas de carbón durarán

$$\frac{\text{Reservas}}{\text{Producción}} = \frac{1,1 \times 10^{12} \text{ toneladas}}{6,1 \times 10^9 \text{ toneladas/año}} = 180 \text{ años}$$

Si la producción crece exponencialmente, necesitamos usar (3.16)

$$t = \frac{1}{r} \ln \left(\frac{rQ}{P_0} + 1 \right) = \frac{1}{0,019} \ln \left(\frac{0,019 \times 1,1 \times 10^{12}}{6,1 \times 10^9} + 1 \right) = 78 \text{ años}$$

Incluso aunque la tasa de crecimiento del 1,9% pudiera parecer un incremento modesto respecto de la tasa constante de producción, deja, sin embargo, reducido a menos de la mitad el tiempo necesario para agotar las reservas.

Nótese que el tiempo requerido para consumir las reservas es cada vez menos sensible a las diferentes estimaciones, según aumenta la tasa de crecimiento. A un crecimiento constante del 3%, por ejemplo, un monto total de 500.000 millones de toneladas de carbón durarían 41 años; si nuestra disponibilidad es cuatro veces mayor, 2 billones de toneladas, el recurso sólo duraría 38 años más. Disponiendo de cuatro veces más, ni siquiera se duplicaría el tiempo de disponibilidad.

TABLA 3.2. Años requeridos para consumir la totalidad de las reservas mundiales de carbón, para diferentes estimaciones y tasas de crecimiento de la producción*

Tasa de crecimiento (%)	500.000 millones t/año	1 billón t/año	2 billones t/año
0	82	164	328
1	60	97	145
2	49	73	101
3	41	59	79
4	36	51	66
5	33	44	57

* Tasa de producción inicial 6.100 millones de toneladas/año (2005); reservas reales estimadas en 1,1 billones de toneladas.

Como las reservas existentes se consumen, nuevas explotaciones, avances en las técnicas de extracción y precios aceptables más altos, constantemente transfieren recursos minerales a la categoría de reservas. Estimar la vida de un mineral basándose en las reservas disponibles, en lugar de hacerlo en los recursos, últimamente producibles, puede conducir a error. Las reservas de petróleo en 1970, por ejemplo, se estimaban en 550.000 millones de barriles

¹ Nota del traductor: la llamada tonelada corta (*short ton*) equivale a 2.000 libras, 0,907 toneladas métricas.

(1 barril es igual a 42 galones) mientras que la producción era de 17.000 millones de barriles anuales. La razón reservas/producción era de aproximadamente 32 años; esto es, a las tasas de producción de 1970, aquellas reservas habrían sido agotadas en 32 años. Sin embargo, 35 años después (2005), en lugar de haber acabado con ellas, han crecido hasta los 1,3 billones de barriles. La producción en 2005 era de 30.700 millones de barriles al año, dándonos una relación reservas/producción de 42 años.

	Identificadas	Sin descubrir
Rentables	Reservas	Recursos
No rentables		

FIGURA 3.6. Clasificación de minerales. Las reservas son un subconjunto de los recursos.

Una curva simétrica de producción

Podríamos imaginar un ciclo de producción completo de muchas maneras. El modelo de crecimiento exponencial hasta que el recurso es totalmente consumido es justo un ejemplo. Podría parecer inverosímil, ya que un día, antes de que se agoten las reservas, las industrias estarían a plena producción, y al día siguiente, totalmente paradas. Es un modelo útil, a pesar de todo, para disipar el mito de que es posible el crecimiento exponencial a largo plazo, en el consumo de un recurso finito.

Una aproximación más razonable para estimar ciclos de recursos, fue sugerida por M. King Hubbert (1969). Hubbert planteó que el consumo más probable de un recurso puede comenzar con un crecimiento exponencial mientras que es abundante y relativamente barato. Cuando empieza a ser difícil encontrar suministro, los precios suben y comienzan a surgir sustitutos en el mercado. Finalmente, la tasa de consumo experimenta un máximo e inicia una tendencia descendente que pone de relieve el alto precio y la creciente utilización del sustituto. Este declive puede ser abrupto cuando la energía necesaria para la extracción y procesado del recurso, excede la obtenida a partir del mismo. Una gráfica de la tasa de consumo respecto del tiempo comenzaría de cero, crecería, alcanzaría un máximo y, después decrecería de nuevo hasta cero, cuando el área bajo la curva igualara la cantidad total de recurso consumido.

Hubbert propuso el modelo de curva en forma de campana para representar un ciclo simétrico de producción. Tal tipo de curva es muy común en teoría de probabilidades, es la llamada distribución *normal* o *campana de Gauss*. La Figura 3.7 muestra una gráfica de la función e identifica algunos de los parámetros clave usados para definirla.

La ecuación para un ciclo completo de producción de un recurso como el representado en la Figura 3.7 es

$$P = P_m \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{t - t_m}{\sigma} \right)^2 \right] \tag{3.17}$$

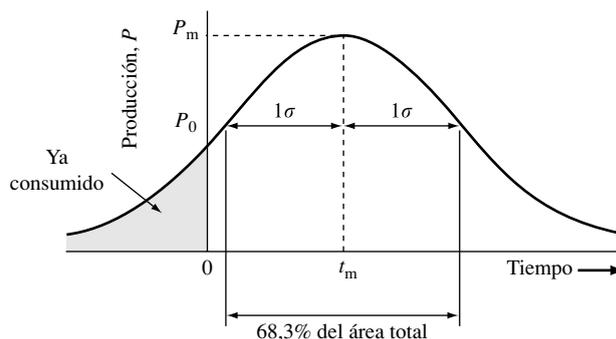


FIGURA 3.7. Producción de un recurso siguiendo una función de distribución gaussiana.

Donde

P = tasa de producción de un recurso.

P_m = tasa máxima de producción.

t_m = tiempo en el que la producción es máxima.

σ = desviación típica, una medida de la anchura de la curva.

$\exp[]$ = función exponencial.

El parámetro σ es la desviación típica de una distribución normal, y en este caso tiene dimensiones de tiempo. Dentro de $\pm 1 \sigma$ en torno al pico de la curva, está contenido el 68,3% de la producción; dentro de $\pm 2 \sigma$, el 95%. Nótese que en la campana de Gauss nunca puede hablarse de que el recurso esté completamente agotado, es más apropiado especificar el tiempo requerido para producir una fracción mayoritaria de él. Hubbert considera una cantidad relevante el 80%, que corresponde a $\pm 1,3 \sigma$ a partir del año de máxima producción.

Podemos hallar la cantidad total de recurso producido, Q_∞ , integrando (3.17)

$$Q_\infty = \int_{-\infty}^{\infty} P dt = \int_{-\infty}^{\infty} P_m \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{t - t_m}{\sigma} \right)^2 \right] dt$$

de donde se deduce

$$Q_\infty = \sigma P_m \sqrt{2\pi} \quad (3.18)$$

La Ecuación (3.18) puede usarse para encontrar σ si pueden estimarse la cantidad total del recurso Q_∞ y la tasa máxima de producción P_m .

Asimismo, es interesante hallar el tiempo requerido para alcanzar la tasa máxima de producción. Si hacemos $t = 0$ en (3.17), encontraremos la siguiente expresión para la tasa de producción inicial, P_0

$$P_0 = P_m \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{t_m}{\sigma} \right)^2 \right] \quad (3.19)$$

que nos conduce a la siguiente expresión del tiempo requerido para alcanzar una producción máxima:

$$t_m = \sigma \sqrt{2 \ln \frac{P_m}{P_0}} \quad (3.20)$$

Vamos a demostrar cómo usar estas ecuaciones aproximando los datos de los recursos de carbón de los Estados Unidos a una curva de Gauss.

EJEMPLO 3.7. Producción de carbón de los EE.UU.

Supongamos que la producción total de carbón de los EE.UU. vaya a ser en total el doble de las reservas extraíbles estimadas en 1995, que eran de 268.000 millones de toneladas cortas. La tasa de producción de carbón en 1995 fue de 1.000 millones de toneladas/año. ¿Cuánto tiempo falta para alcanzar un pico de producción igual al cuádruple de la producción de 1995 si se sigue una producción en curva gaussiana?

Solución. La Ecuación (3.18) nos da la relación que necesitamos para encontrar la σ apropiada.

$$\sigma = \frac{Q_{\infty}}{P_m \sqrt{2\pi}} = \frac{2 \times 268 \times 10^9 \text{ ton}}{4 \times 1 \times 10^9 \text{ ton/año} \sqrt{2\pi}} = 53,5 \text{ años}$$

Una desviación típica de 53,5 años indica que en un periodo de 107 años (2σ), se consumirá el 68% del carbón.

Para encontrar el tiempo requerido para alcanzar el pico de la producción, usamos (3.20):

$$t_m = \sigma \sqrt{2 \ln \frac{P_m}{P_0}} = 53,5 \sqrt{2 \ln 4} = 89 \text{ años}$$

La curva de producción completa está dibujada en (3.17)

$$P = P_m \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{t - t_m}{\sigma} \right)^2 \right] = 4 \times 10^9 \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{t - 89}{53,5} \right)^2 \right] \text{ t/año}$$

lo que aparece dibujado en la Figura 3.8 por las curvas de producción que resultan, al suponer que la tasa máxima de producción sea el doble, cuádruple u ocho veces, la tasa actual. El compromiso entre obtener altas tasas de producción o conseguir que el recurso dure hasta más allá del próximo siglo se puede analizar observando las gráficas.

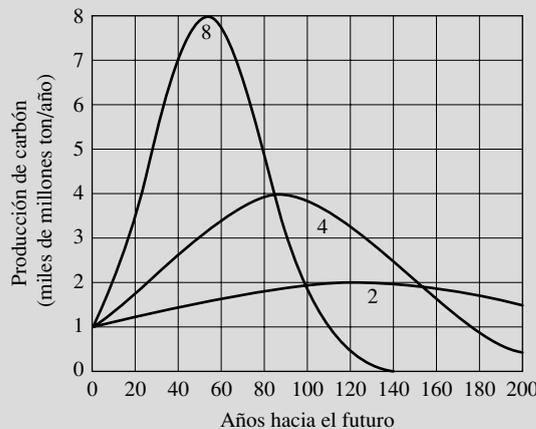


FIGURA 3.8. Curvas de Gauss ajustadas a la producción de carbón de los EE.UU. La producción total se supone el doble de las reservas de 1995. El número junto a cada curva indica el factor aplicado a la tasa de producción de 1995 para calcular el pico.

El análisis de Hubbert de la producción mundial de petróleo se presenta en la Figura 3.9, para dos escenarios. El primero encaja los valores de la producción histórica anteriores a 1975 en una campana de Gauss; el segundo se basa en un escenario de conservación en el cual la producción sigue la curva gaussiana hasta 1975, pero se mantiene constante a la tasa de ese año tanto como se puede, hasta que tiene lugar el declive. Con la campana de Gauss, el consumo mundial de petróleo habría tenido un pico justo antes del año 2000; con el escenario de conservación, el suministro duraría hasta las proximidades de 2040 antes de comenzar a declinar. La curva de producción real entre 1975 y 1995 se ha situado entre las de estos dos escenarios.

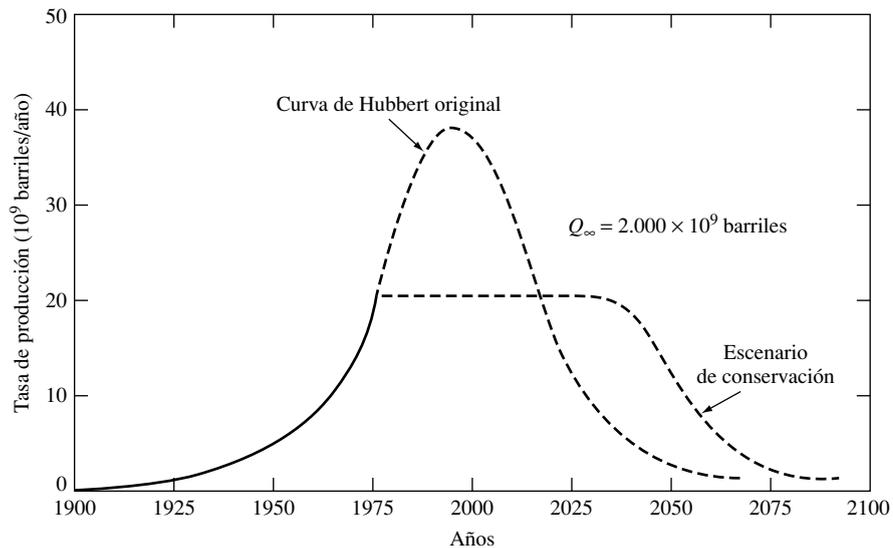


FIGURA 3.9. Dos posibles curvas de producción de los recursos mundiales de petróleo, estimados por Hubbert en 2 billones de barriles (1977). La curva de Hubbert original indica que el pico de la producción se tendría que haber alcanzado en 2000, mientras que el escenario «de conservación», que mantiene la producción al nivel del año 1975 tanto tiempo como sea posible, extiende el aprovechamiento del recurso sólo unas décadas más.

Las curvas dibujadas en la Figura 3.9 estaban basadas en las estimaciones de Hubbert de 1977 que cifraban en 2 billones de barriles, el petróleo finalmente extraíble. Para dar una perspectiva del tema diremos que en 2005 se habían producido (y consumido) aproximadamente 1 billón de barriles, y las reservas ciertas se mantenían en 1,3 billones de barriles (dos tercios de los cuales se hallaban en Oriente Medio). Las cantidades producidas más las reservas ciertas suman 2,3 billones de barriles, cifra mayor que la estimación de Hubbert para el petróleo total producible.

¿Llegará a ser extraído más petróleo que las estimaciones actuales de 1,3 billones de barriles en que se calculan las reservas ciertas? Tal vez encontrando nuevas fuentes, usando técnicas mejoradas de extracción para sacar el que ahora se abandona, y finalmente acudiendo a fuentes alternativas de hidrocarburos como los aceites extra-pesados, betunes y pizarras bituminosas, se pueda dilatar el suministro de petróleo mucho más allá en el futuro, aunque a un coste significativamente más alto tanto económico como ambiental.

3.4. Crecimiento de población

El modelo simple de crecimiento exponencial puede servirnos para periodos cortos de tiempo pero, obviamente, ni siquiera pequeñas tasas de crecimiento pueden mantenerse mucho tiempo, antes de que los límites del entorno restrinjan el aumento de las poblaciones.

La curva típica de crecimiento para las bacterias, mostrada en la Figura 3.10, ilustra algunas de las complejidades que los sistemas biológicos naturales exhiben a menudo. La curva se divide en varias fases rotuladas como: lento, exponencial, estacionario y muerte. El crecimiento lento o *fase de latencia*, se caracteriza por un crecimiento pequeño o nulo, corresponde al periodo inicial en el que las bacterias acaban de ser inoculadas en un medio fresco. En cuanto se adaptan al nuevo entorno se inicia el periodo de crecimiento rápido, la *fase exponencial*. Durante este tiempo las condiciones son óptimas y la población se duplica con regularidad. (Nótese que el eje de ordenadas de la figura es logarítmico, por ello el crecimiento exponencial aparece como una recta.) Cuando el suministro de nutrientes comienza a agotarse, o cuando los productos metabólicos tóxicos se acumulan, la población entra en un periodo de no-crecimiento o *fase estacionaria*. Finalmente, cuando el entorno se vuelve cada vez más hostil, se alcanza la *fase de muerte*, y la población declina.

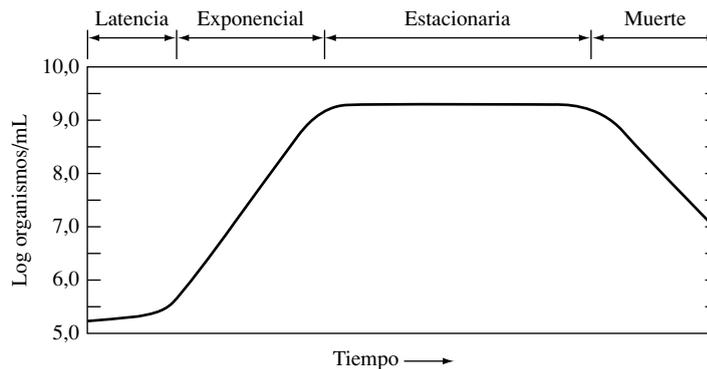


FIGURA 3.10. Curva típica de crecimiento para una población de bacterias. (Fuente: Brock, *Biology of Microorganisms*, 2.^a ed., 1974. Reimpreso con autorización de Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.)

Crecimiento logístico

Los movimientos de población se representan con frecuencia matemáticamente por una curva *logística*, en forma de S (*sigmoidal*), como la que muestra la Figura 3.11. Tal curva tiene un gran valor intuitivo. Sugiere que una fase temprana de crecimiento exponencial, mientras las condiciones son óptimas, seguida por una de crecimiento cada vez menor cuando la población se acerca a la capacidad máxima que puede soportar su medio. Los biólogos han empleado con éxito curvas logísticas para modelar poblaciones de muchos organismos, incluidos protozoos, levaduras, pulgas de agua, moscas del vinagre, caracoles acuáticos, hormigas obreras y ovejas (Southwick, 1976).

Matemáticamente, la curva logística se obtiene a partir de la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dN}{dt} = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) \tag{3.21}$$

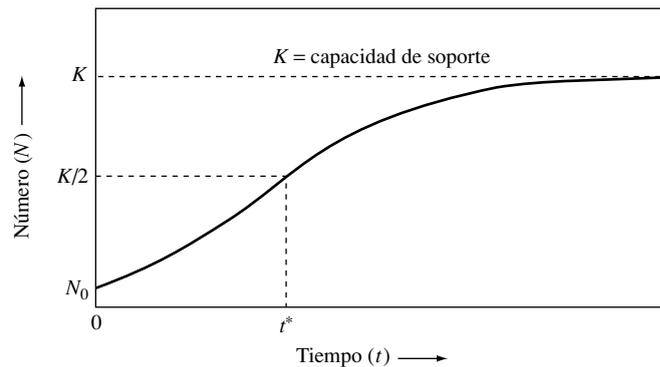


FIGURA 3.11. La curva de crecimiento logístico sugiere una transición suave desde el crecimiento exponencial a una población estacionaria.

donde N es el tamaño de la población, K , la *capacidad de soporte* del entorno, y r , es la tasa de crecimiento exponencial aplicable cuando el tamaño de la población está aún muy por debajo de la capacidad de soporte. Estrictamente hablando, r es la tasa de crecimiento cuando la población es cero, $N = 0$. Sin embargo, cuando la población es mucho menor que la capacidad de soporte, el crecimiento de la población responde a un modelo en el cual la tasa r es constante, con un mínimo error. Según se incrementa N , la tasa de crecimiento disminuye y por último, al aproximarse N a K , se detiene completamente y la población se estabiliza a un nivel igual a la capacidad de soporte. El factor $(1 - N/K)$ es denominado *resistencia del medio*. Según crece la población, la resistencia al crecimiento se incrementa continuamente.

La solución a (3.21) es

$$N = \frac{K}{1 + e^{-r(t-t^*)}} \quad (3.22)$$

Adviértase que t^* corresponde al momento en el que la población es la mitad de la capacidad de soporte, $N = K/2$. Haciendo $t = 0$ en (3.22) nos permite resolverla para t^* . Aplicando la relación en (3.22), podemos derivar la expresión integrada de (3.21) como

$$N(t) = \frac{KN_0}{N_0 + (K - N_0)e^{-rt}} \quad (3.23)$$

donde N_0 es la población en el momento $t = 0$. En la aplicación habitual de (3.23), la tasa de crecimiento de la población se da para $t = 0$. Sin embargo, la tasa constante para este crecimiento no es r . No siempre se puede asumir que el efecto de la resistencia del medio en la tasa de crecimiento sea despreciable. Para hallar r a partir de la tasa medida para $t = 0$, se introduce el factor R_0 . Sea R_0 la tasa constante instantánea para $t = 0$ (pero no necesariamente cuando $N \ll K$). Si caracterizamos el crecimiento en $t = 0$ como exponencial, entonces

$$\left. \frac{dN}{dt} \right|_{t=0} = R_0 N_0 \quad (3.24)$$

pero de (3.21)

$$\left. \frac{dN}{dt} \right|_{t=0} = rN_0 \left(1 - \frac{N_0}{K} \right) \quad (3.25)$$

así, igualando (3.24) con (3.25), obtenemos

$$r = \frac{R_0}{1 - N_0/K} \quad (3.26)$$

La Ecuación (3.26) nos permite usar cantidades que son conocidas en $t = 0$, por ejemplo el tamaño de la población N_0 y la constante de crecimiento R_0 , para encontrar la constante de crecimiento r apropiada para (3.23). La relación entre la tasa exponencial constante r y R_0 puede ser confusa. Recuérdese que hay una R_0 correspondiente a cada valor de N_0 , pero r tiene un sólo valor, correspondiente al crecimiento exponencial exactamente en $N_0 = 0$. Puede ayudar si se piensa en r como una tasa instantánea variable con el tiempo, si se supone un crecimiento exponencial (y no logístico).

El siguiente ejemplo demuestra la aplicación del modelo de crecimiento logístico.

EJEMPLO 3.8. Curva logística de población humana

Supongamos que la población humana sigue una curva logística hasta que se establezca en 15.000 millones. En 2006 la población mundial era de 6.600 millones y su tasa de crecimiento era del 1,2%. ¿Cuándo se alcanzarán los 7.500 millones, la mitad de la supuesta capacidad de soporte?

Solución. Hallamos r usando (3.26)

$$r = \frac{R_0}{1 - N_0/K} = \frac{0,012}{(1 - 6,6 \times 10^9 / 15 \times 10^9)} = 0,0214$$

Para encontrar el tiempo requerido para alcanzar la población de 7.500 millones, reordenamos (3.23) y despejamos t :

$$t = \frac{1}{r} \ln \left(\frac{N(K - N_0)}{N_0(K - N)} \right) \quad (3.27)$$

Ahora sustituimos $N_0 = 6.600$ millones y $N(t) = 7.500$ millones en (3.27)

$$t = \frac{1}{0,0214} \ln \left(\frac{7,5 \times 10^9 (15 \times 10^9 - 6,6 \times 10^9)}{6,6 \times 10^9 (15 \times 10^9 - 7,5 \times 10^9)} \right) = 11 \text{ años}$$

La Tierra alcanzaría la mitad de su capacidad de soporte en 2017.

Rendimiento máximo sostenible

La curva logística también puede utilizarse para introducir otro concepto útil en biología de poblaciones llamado *rendimiento máximo sostenible* de un ecosistema. El rendimiento máximo sostenible es la máxima tasa a la que los individuos pueden ser apartados, sin

reducir el tamaño de su población. Imaginemos, por ejemplo, la captura de peces de un estanque. Si el estanque está en su capacidad de soporte, no habrá crecimiento de la población. Cualquier pez que se saque hará que su número se reduzca. Por lo tanto, el máximo rendimiento sostenible corresponderá a una población menor que la capacidad de soporte. De hecho, puesto que el rendimiento es igual a dN/dt , el máximo rendimiento corresponderá al punto de la curva logística cuya pendiente es máxima (su punto de inflexión). Haciendo la derivada de la pendiente igual a cero, podemos encontrar ese punto. La pendiente de la curva logística viene dada por (3.21):

$$\text{Rendimiento} = \text{Pendiente} = \frac{dN}{dt} = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) \quad (3.21)$$

Haciendo la derivada de la pendiente igual a cero, tenemos

$$\frac{d}{dt} \left(\frac{dN}{dt} \right) = r \frac{dN}{dt} - \frac{r}{K} \left(2N \frac{dN}{dt} \right) = 0$$

Llamemos N^* la población en el punto de máximo rendimiento, entonces

$$1 - \frac{2N^*}{K} = 0$$

luego

$$N^* = \frac{K}{2} \text{ (para el máximo rendimiento sostenible)}$$

Esto es, si el crecimiento de la población es logístico, entonces el máximo rendimiento sostenible se obtendrá cuando la población es la mitad de la capacidad de soporte. El rendimiento en ese punto se podrá determinar sustituyendo (3.28) en (3.21):

$$\text{Máximo rendimiento} = \left(\frac{dN}{dt} \right)_{\text{máx}} = r \frac{K}{2} \left(1 - \frac{K/2}{K} \right) = \frac{rK}{4} \quad (3.29)$$

Usando (3.26) podremos expresar el máximo rendimiento en términos de la tasa de crecimiento R_0 y el tamaño N_0 actuales:

$$\left(\frac{dN}{dt} \right)_{\text{máx}} = \left(\frac{R_0}{1 - N_0/K} \right) \frac{K}{4} = \frac{R_0 K^2}{4(K - N_0)} \quad (3.30)$$

EJEMPLO 3.9. La producción de pescado

El estudio de un estanque repoblado con 100 peces muestra que su población se duplicó el primer año, pero al cabo de varios años se estabilizó en 4.000 ejemplares. Suponiendo que el crecimiento se ajustó a una curva logística ¿cuál sería el rendimiento máximo sostenible del estanque?

Solución. En el primer año, sin capturas, la población se duplica. Una forma de abordar el problema es suponer constante la tasa de crecimiento inicial, R_0 . De la Ecuación de duplicación (3.5):

$$R_0 = \frac{\ln 2}{t_d} = \frac{\ln 2}{1 \text{ año}} = 0,693 \text{ años}^{-1}$$

Puesto que R_0 es una tasa instantánea, sólo se aplicaría en rigor para un valor único de N , no para todo el intervalo de valores de N , de 100 a 200 peces, que tiene lugar durante el primer año. Una buena estimación del tamaño apropiado de la población correspondiente al valor de R_0 calculado, sería la población media del año, o sea 150 peces. Sin embargo, como se hace a menudo, N_0 puede aproximarse a 100 (la población inicial del periodo considerado) sin error significativo. Así, de (3.30) el máximo rendimiento sostenible sería

$$\left(\frac{dN}{dt}\right)_{\text{máx}} = \frac{R_0 K^2}{4(K - N_0)} = \frac{0,693 \text{ año}^{-1} \times (4.000 \text{ peces})^2}{4(4.000 - 150) \text{ peces}} = 720 \text{ peces/año}$$

Si hubiéramos usado 100 peces para N_0 , el máximo rendimiento sostenible hubiera resultado 710 peces/año, con lo que se observa que el error final es tanto menor cuanto más pequeño es el tamaño de la población inicial en relación a la capacidad de soporte del sistema. Esto sugiere una manera más intuitiva de tratarlo, porque la población inicial, N_0 , es mucho menor que la capacidad de soporte, K . En este caso la tasa de crecimiento R_0 , es aproximadamente igual a la tasa r , cuando no hay resistencia ambiental. Esto es, $r \approx R_0 = 0,693/\text{año}$. Con esta aproximación junto con el hecho de que el tamaño de la población cuando el rendimiento es el más alto, es $K/2 = 2.000$ peces, de (3.21) obtenemos

$$\text{Máximo rendimiento} = rN \left(1 - \frac{N}{K}\right) \approx 0,693 \times 2.000 \left(1 - \frac{2.000}{4.000}\right) = 693 \text{ peces/año}$$

3.5. Crecimiento de la población humana

Las ecuaciones logísticas de crecimiento que acabamos de demostrar se usan frecuentemente con cierto grado de precisión y capacidad predictiva para poblaciones dependientes de la densidad, pero no tan a menudo en el caso de tratarse del crecimiento de la población humana. Para las personas solemos disponer de información más detallada sobre las tasas de fecundidad, mortalidad y pirámides de edades, lo que incrementa nuestra capacidad de hacer predicciones de población. El uso de tales datos nos permite hacernos preguntas tales como: ¿qué pasaría si cada pareja tuviera dos hijos? ¿Qué, si tal nivel de reemplazo fuera a tardar 40 años en aplicarse? ¿Cuál sería el efecto de tasas reducidas de fecundidad en la relación jubilados a trabajadores en la población? El estudio de la dinámica de la población humana se conoce como *demografía*, y lo que sigue no es sino un breve vistazo a algunas de las definiciones clave y al aparato matemático imprescindible implicado en ellas.

La medida más simple de la fecundidad es la *tasa bruta de natalidad*, que es exactamente el número de nacidos vivos por cada 1.000 habitantes en un año dado. Se llama bruta porque no tiene en cuenta la fracción de población que es capaz de reproducirse en el año considerado. La tasa bruta de natalidad suele oscilar entre el 30 y el 40‰ para los países más pobres, menos desarrollados del mundo, mientras que está típicamente en torno al 10‰ para los más desarrollados. La tasa bruta mundial fue, en 2006, del 21‰. Esto significa que los 6.560 millones de personas habrían traído al mundo a $6,56 \times 10^9 \times (21/1.000) = 138$ millones de niños vivos en ese año. Estos datos estadísticos y la mayoría de los siguientes de esta sección se han tomado de la Oficina de Referencia de la Población (Population

Reference Bureau) en la excelente publicación anual *Hoja de datos de población mundial 2006*.

El *índice sintético de fecundidad* (ISF) es el número promedio de hijos dados a luz por mujer, suponiendo que las tasas de natalidad en el momento considerado permanecieran constantes a lo largo de todo su periodo fértil. Es una buena medida del número de hijos que cada mujer es capaz de tener durante su vida. En los países desarrollados del mundo en 2006, el índice sintético de fecundidad fue de 1,6 hijos por mujer, mientras que en los menos desarrollados, el promedio fue de 2,9. En algunos de los más pobres, el ISF es superior a 6 hijos por mujer. En la Figura 3.12 se muestra la historia del ISF en los Estados Unidos. Durante los años de la depresión de 1930, el ISF fue escasamente superior a 2; durante la era *baby-boom*, de 1946 a 1964, fue claramente superior a 3 hijos por mujer; a mediados de los 70, cayó de nuevo a un nivel cercano a 2.

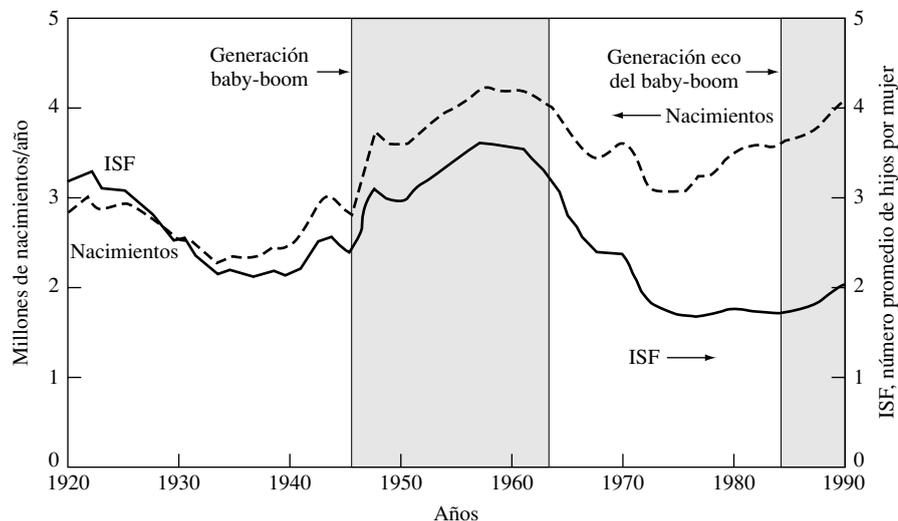


FIGURA 3.12. Tasa de natalidad y fecundidad total en los Estados Unidos. (Fuente: Bouvier y De Vita, 1991.)

El número de hijos que una mujer debe tener, en promedio, para reemplazarse a sí misma con una hija en la siguiente generación se llama *fecundidad de reemplazo*. La fecundidad de reemplazo tiene en cuenta la relación varón a mujer y la mortalidad infantil, en los nacimientos. Por ejemplo, en los Estados Unidos, la fecundidad de reemplazo es de 2,11 hijos por mujer. A ese nivel, 100 mujeres alumbrarían 211 hijos en promedio. Estadísticamente, 108 de ellos serían niños y 103, niñas. Un 3% de las niñas fallecerían antes de reproducirse, con lo que quedan 100 mujeres para la siguiente generación. Adviértase que las diferentes tasas de mortalidad originan que la fecundidad de reemplazo de 2,11 mencionada, varíe según el país considerado. En muchos países desarrollados, por ejemplo, tasas elevadas de mortalidad infantil elevan el nivel de fecundidad necesario para la reemplazo hasta 2,7 niños, aproximadamente.

Como demostraremos después, conseguir el nivel de reemplazo no significa necesariamente que la población deje de crecer. Cuando una gran parte de la población es joven, según llega a la edad reproductiva, el número total de nacimientos continúa ascendiendo, a pesar de mantenerse el nivel de reemplazo. La Figura 3.12 ilustra este concepto para los Es-

tados Unidos. Aunque la tasa de natalidad descendió por debajo de la fecundidad de reemplazo a mediados de los 70, el número total de nacimientos creció puesto que los *baby-boomers* tuvieron sus hijos. Las generaciones nacidas entre 1981 y 1995 son denominadas a menudo, eco del *baby-boom*. La continuación del crecimiento de la población, a pesar de haber abandonado el nivel de reemplazo, es un fenómeno conocido como *momentum demográfico*, o impulso demográfico, y será descrito en detalle un poco más adelante en este capítulo.

La medida más inmediata de la mortalidad es la *tasa bruta de mortalidad*, que es el número de fallecimientos por cada mil habitantes y año. De nuevo hay que ser cauto al interpretar *bruta*, porque en ella no se contabilizan los tramos de edad de la población. Por ejemplo, en los Estados Unidos, la tasa bruta de mortalidad es mayor que la de Guatemala, pero de ninguna manera indica mayor riesgo de morir. En Guatemala solamente un 4% de la población es mayor de 65 años (y por ello con mayor riesgo de muerte), mientras que en los Estados Unidos, esta fracción alcanza el 12%.

Una medida especialmente importante de la mortalidad es la *tasa de mortalidad infantil*, que es el número de niños menores de 1 año que mueren al año por cada mil nacidos vivos. La tasa de mortalidad infantil es uno de los mejores indicadores de pobreza de un país. En algunos de los más pobres del mundo, las tasas de mortalidad infantil son superiores a 140, que significa que 1 de cada 7 niños no vivirá para su primer cumpleaños. En muchos países desarrollados, la tasa de mortalidad infantil ronda el 6%.

EJEMPLO 3.10. Estadísticas de nacimientos y defunciones

En 2006, más del 80% de la población mundial, unos 5.300 millones de personas, vivían en los países menos desarrollados. En ellos, la tasa bruta de natalidad promedio era de 23, la tasa bruta de mortalidad de 8,5, y la tasa de mortalidad infantil de 53. ¿Qué fracción del número total de defunciones era debida a la mortalidad infantil? Si los países menos desarrollados fueran capaces de cuidar a sus niños como los cuidan los más desarrollados, su tasa de mortalidad infantil se reduciría a 6, ¿cuántas muertes infantiles se evitarían entonces cada año?

Solución. Para encontrar el número de niños muertos cada año debemos hallar primero el número de nacidos vivos y multiplicarlo por la fracción de esos nacimientos que mueren durante el primer año:

Ahora:

$$\begin{aligned} \text{Muertes infantiles} &= \text{Población} \times \text{Tasa bruta de natalidad} \times \text{Tasa de mortalidad infantil} = \\ &= 5,3 \times 10^9 \times (23/1.000) \times (53/1.000) = 6,5 \times 10^6 \text{ por año} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Muertes totales} &= \text{Población} \times \text{Tasa bruta de mortalidad} = \\ &= 5,3 \times 10^9 \times (8/1.000) = 42,4 \times 10^6 \text{ por año} \end{aligned}$$

$$\text{Fracción infantil} = 6,5/42,4 = 0,15 = 15\%$$

Con una tasa reducida de mortalidad infantil:

$$\text{Muertes infantiles} = 5,3 \times 10^9 \times (23/1.000) \times (6/1.000) = 0,73 \times 10^6 \text{ por año}$$

$$\text{Muertes evitadas} = (6,5 - 0,73) \times 10^6 = 5,8 \text{ millones por año}$$

Se argumenta a menudo que la reducción en la tasa de mortalidad infantil acabaría reduciendo la de natalidad puesto que la gente comenzaría a ganar confianza en que sus retoños iban a sobrevivir. De aquí que la reducción en la tasa de mortalidad infantil a través de medidas como una mejor nutrición, agua más limpia y mejores cuidados médicos, puede ser la clave de la estabilización de la población.

La diferencia entre tasa bruta de natalidad b y tasa bruta de mortalidad d se denomina *tasa de crecimiento natural* de la población. Aunque puede expresarse como una cantidad por cada 1.000 habitantes, es más común hacerlo por un decimal o como un tanto por ciento. Una sencilla pero importante ecuación es

$$r = b - d \quad (3.31)$$

donde r es la tasa de crecimiento natural. Si r se trata como una constante, entonces podemos usar las relaciones exponenciales desarrolladas anteriormente. Por ejemplo, en 2006, la tasa bruta de natalidad mundial fue del 21‰, y la de mortalidad del 9‰, así la tasa de crecimiento natural fue del $(21 - 9)/1.000 = 12/1.000 = 0,012 = 1,2\%$. Si esta tasa continúa, el mundo duplicará su población en aproximadamente $70/1,2 = 58$ años.

Si bien es razonable hablar en términos de una tasa de crecimiento natural para el mundo, muchas veces es necesario incluir efectos de la migración cuando se calculan tasas de crecimiento para un país concreto. Sea m la *tasa neta de migración*, que es la diferencia entre inmigración (hacia dentro) y emigración (hacia fuera), podemos reescribir la relación precedente como sigue:

$$r = b - d + m \quad (3.32)$$

Al principio de la revolución industrial se pensaba que las tasas brutas de natalidad estaban alrededor del 40‰, y las de mortalidad sobre un 35‰, con lo que se obtenía una tasa de crecimiento natural mundial del 0,5% aproximadamente. Cuando una parte del mundo empezó a conseguir los beneficios de suministros de alimentos más seguros y de mayor calidad, mejor sanidad y medicinas modernas, las tasas de mortalidad comenzaron a caer. Puesto que el desarrollo económico y social ha continuado en los países más avanzados, las tasas brutas de natalidad han caído a un 12‰, aproximadamente, y las de mortalidad en torno a un 10‰. Estos países han sufrido una *transición demográfica*, una transición desde altas tasas de natalidad y mortalidad a unas mucho menores, como se muestra en la Figura 3.13.

Los países menos desarrollados del mundo han experimentado también una caída apreciable en tasas de mortalidad, especialmente durante el último medio siglo. Las medicinas importadas y mejores controles de los vectores de las enfermedades han contribuido a una caída bastante acusada de las tasas de mortalidad hasta un 8‰ en 2006. En general, sin embargo, las tasas de natalidad no han caído de forma paralela. Están todavía en torno al 23‰, con lo que resulta una tasa de crecimiento del 1,5% para más del 80% de la población mundial. El rápido (e históricamente hablando, extraordinario) crecimiento de la población que está experimentando el mundo ahora, es casi enteramente debido a la caída de las tasas de mortalidad en los países en desarrollo sin una correspondiente caída en las tasas de natalidad. Muchos piensan que los descensos de fecundidad van ligados al crecimiento económico, pero muchos países se enfrentan hoy con el peligro de que dicho crecimiento pudiera no ser capaz de compensar el de la población. Tales países se encuentran temporalmente detenidos en medio de su transición demográfica y corren el riesgo de que la población se equilibre finalmente por la vía menos deseable, el aumento de las tasas de mortalidad.

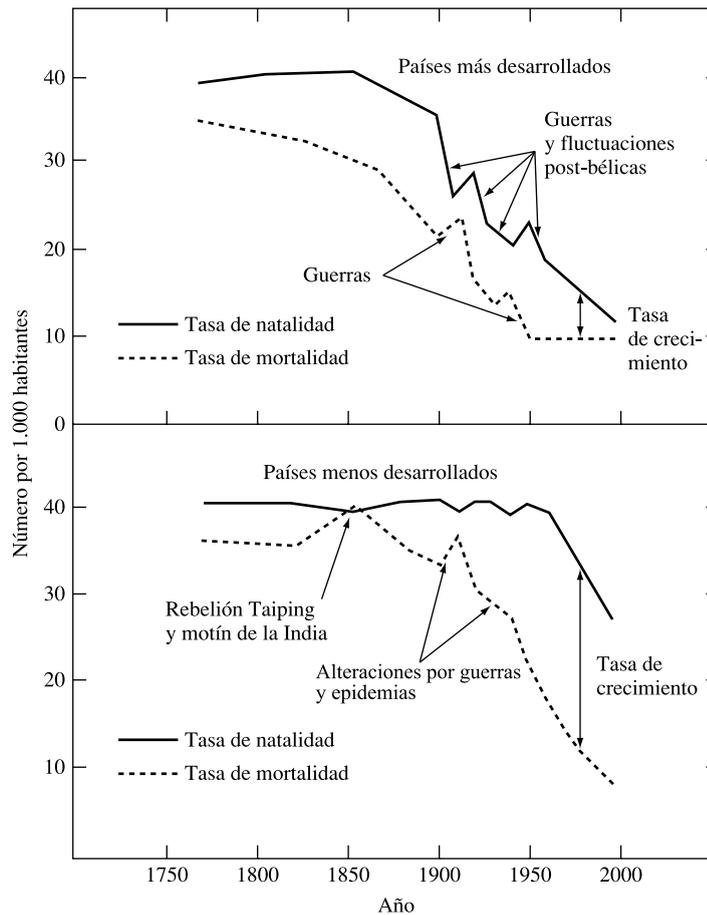


FIGURA 3.13. La transición demográfica a bajas tasas de natalidad y mortalidad les costó más de cien años a los países más desarrollados. Los menos, están en mitad del proceso. (Fuente: Naciones Unidas, 1971.)

Un país en desarrollo que destaca sobre los demás es China. Después de sufrir una desastrosa hambruna de 1958 a 1961, China instituyó unos agresivos programas de planificación familiar que, unidos a unos mejores niveles de vida y condiciones sanitarias redujeron las tasas de natalidad a la mitad en menos de dos décadas. La Figura 3.14 muestra el rápido paso por la transición demográfica a una velocidad sin precedentes (los países desarrollados emplearon más de un siglo en hacer la transición).

Algunos de estos datos sobre fecundidad y mortalidad se reflejan en la Tabla 3.3, para el mundo, para países desarrollados, para China y para los restantes países en desarrollo. Se ha separado China porque en términos de control de población es tan diferente y está tan poblada que influye grandemente en los datos del resto.

Distribución por edades

La confección de una tabla o diagrama de la distribución por edades de una población, puede proporcionar una gran comprensión y poder predictivo. Una representación gráfica de los datos, indicando el número de personas (o porcentajes de la población) en cada intervalo de

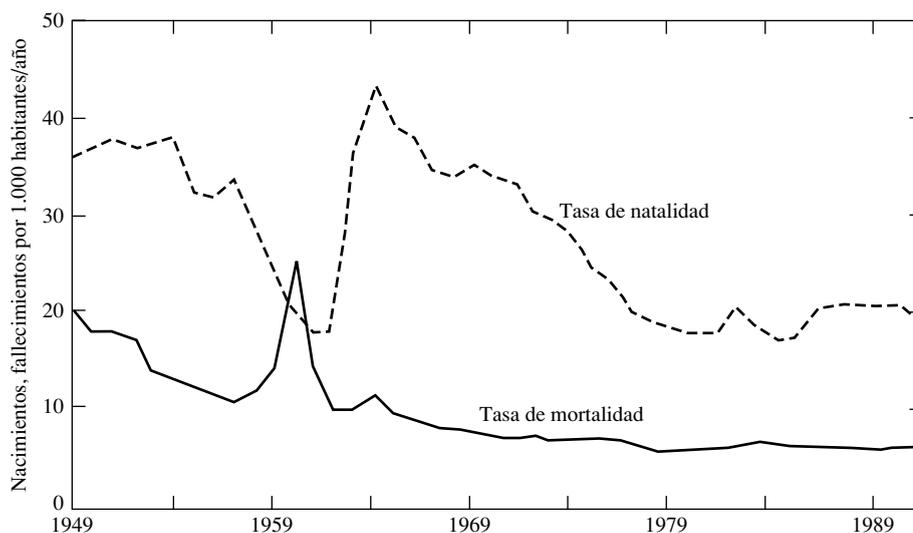


FIGURA 3.14. Tasas de natalidad y mortalidad en China, de 1949 a 1991.
(Fuente: Tien et al., 1992.)

TABLA 3.3. Datos estadísticos importantes de población (2006)

	Mundo	Países desarrollados	Países en desarrollo salvo China	China	EE.UU.
Población (millones)	6.555	1.216	4.028	1.311	299
Población mundial (%)	100	19	61	20	4,6
Tasa bruta de natalidad, <i>b</i>	21	11	27	12	14
Tasa bruta de mortalidad, <i>d</i>	9	10	9	7	8
Crecimiento natural, <i>r</i> (%)	1,2	0,1	1,8	0,5	0,6
Pob. menor de 15 años (%)	29	17	35	20	20
Índice sint. de fecundidad	2,7	1,6	3,4	1,6	2,0
Tasa de mortalidad infantil	52	6	61	27	6,7
Aumento 2006-2050 (%)	41	4	63	10	40
PIB <i>per capita</i> (\$ USA)*	9.190	27.790	4.410	6.600	41.950
Población urbana (%)	48	77	42	37	79
Est. pobl. 2025 (millones)	7.940	1.255	5.209	1.476	349
Aumento 2006-2050 (mill.)	1.385	39	1.181	165	50

* Producto Interior Bruto per cápita 2005.

Fuente: Population Reference Bureau, 2006.

edad, se denomina *distribución por edad* o *pirámide de población*. Un diagrama de distribución por edad es una instantánea de la tendencia de la población de un país que nos habla sobre el pasado reciente tanto como del futuro próximo. Los países en desarrollo con poblaciones en rápida expansión, por ejemplo, tienen pirámides de forma triangular, con cada piso mayor que el inmediato superior. Una pirámide de ejemplo se muestra en la Figura 3.15

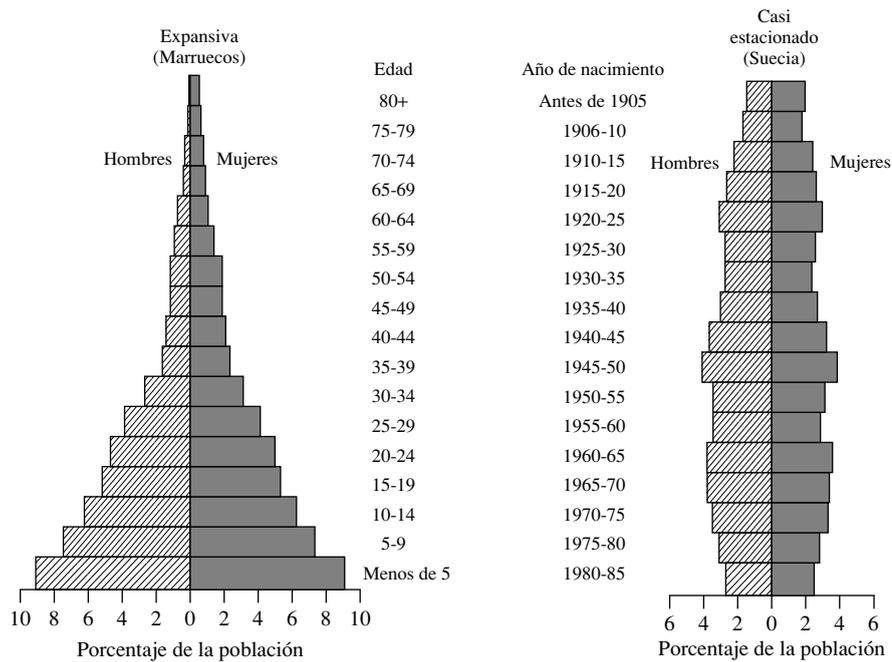


FIGURA 3.15. Una población expansiva, en rápido crecimiento (Marruecos), comparada con otra que está en una condición casi estacionaria (Suecia).
(Fuente: Haupt y Kane, 1985.)

para Marruecos. No es raro en estos países que casi la mitad de la población esté por debajo de los 15 años. La distribución por edades muestra que incluso aunque no se alcance la fecundidad de reemplazo en el futuro inmediato, hay tantas mujeres jóvenes ya nacidas que seguirán teniendo hijos, que el tamaño de la población continuará creciendo durante muchas décadas.

La segunda pirámide de la Figura 3.15 es un ejemplo de una población que no crece muy rápidamente, si es que lo hace. Nótese que los lados de la estructura son mucho más verticales. Hay además un estrechamiento en la base de la pirámide que sugiere que el índice de fecundidad está por debajo del nivel de reemplazo, o sea que si la tendencia continúa, la población acabará finalmente por disminuir.

Los demógrafos utilizan dos términos importantes para describir la forma de una pirámide poblacional. Una *población estable* tiene unas tasas de natalidad y mortalidad específicas de cada edad, constantes mientras el porcentaje de la población en cada segmento de edad no cambia. Es decir, la forma de la pirámide de edad es inmutable. Una población estable no tiene porqué permanecer invariable en tamaño. Cuando así sucede, se denomina *población estacionaria*. Así todas las poblaciones estacionarias son estables, pero no a la inversa.

La pirámide de población de los Estados Unidos en 2000 se muestra en la Figura 3.16. Los lados casi verticales en la parte inferior de la pirámide sugieren que la población se dirige hacia una situación estacionaria. La característica dominante, sin embargo, es el abultamiento central correspondiente a la generación *baby-boom*, nacida entre 1946 y 1964. Pensando en la distribución por edades como un fenómeno dinámico, el abombamiento que se mueve hacia arriba año tras año recuerda la imagen de una serpiente que se ha tragado un cerdo, y que se desliza por su interior camino de su estómago. Según los *boomers* van

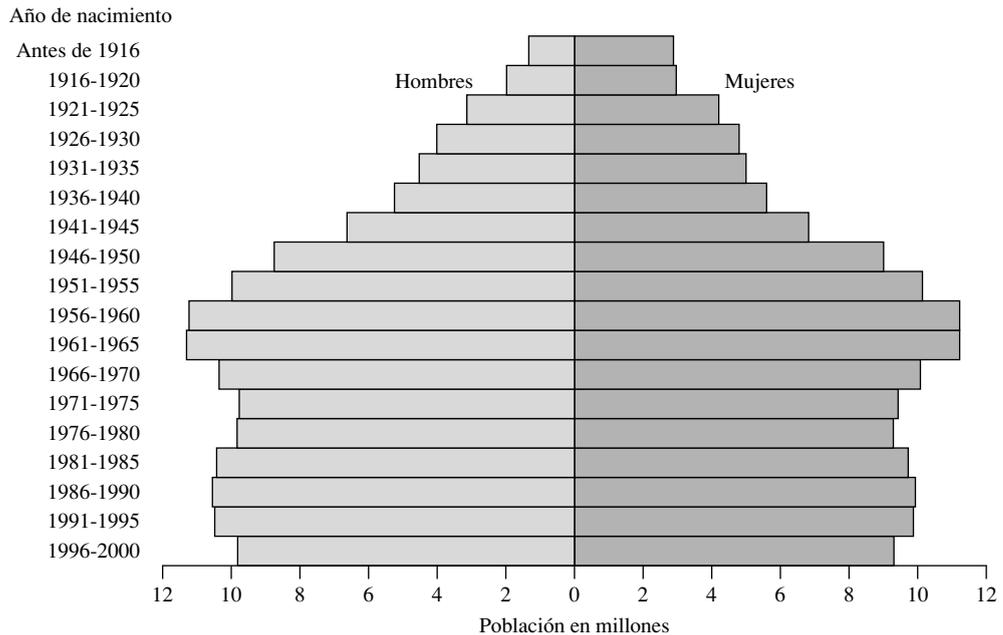


FIGURA 3.16. La pirámide de población de los Estados Unidos en 2000.
(Fuente: U.S. Census Bureau.)

pasando por la estructura, los recursos se van apurando al límite. Cuando entraron en la escuela, no había suficientes aulas ni maestros, de modo que tuvieron que construirse nuevas escuelas y se ampliaron los programas de preparación de profesorado. Cuando abandonaron las escuelas, muchas de ellas cerraron, y se produjo un excedente de profesores. Las universidades se encontraron compitiendo por un número cada vez menor de graduados de instituto. Durante los años de su adolescencia tardía y primera juventud, las tasas de criminalidad aumentaron puesto que, estadísticamente hablando, a estas edades se cometen la mayoría de los delitos. Cuando accedieron a su primer empleo, la competencia fue feroz y las tasas de desempleo eran persistentemente altas, la vivienda escasa, y el precio de la propiedad se disparó. La generación *baby-boom* está ahora próxima a la jubilación, y hay un boom en la construcción de residencias de ancianos unido a una creciente preocupación sobre la capacidad del sistema de seguridad social de soportar a tantos jubilados.

En contraste, a los niños nacidos en los años 30, justo antes de la generación *baby-boom*, se les llama a veces «la generación de los buenos tiempos». Puesto que son tan pocos, cuando buscaban centro de enseñanza, entraron en el mercado laboral, compraron vivienda, y ahora se están jubilando, la competencia ha sido relativamente suave. Los niños nacidos en los 70 también se beneficiaron por ser parte de una banda estrecha de la pirámide de edad. Sin embargo, su futuro es menos prometedor puesto que serán parte de la población trabajadora que tendrá que hacer frente a la responsabilidad de soportar a los ancianos de la generación *baby-boom*. Casi en la base de la estructura de edades, está ahora la generación eco de la *baby-boom*, los nacidos durante los 80 y los 90.

La Figura 3.17 muestra la distribución por edad para la población mundial en 1990 y la prevista para 2025. Los países desarrollados tienen esencialmente poblaciones estacionarias en ambas, mientras que los más pobres están aún creciendo rápidamente.

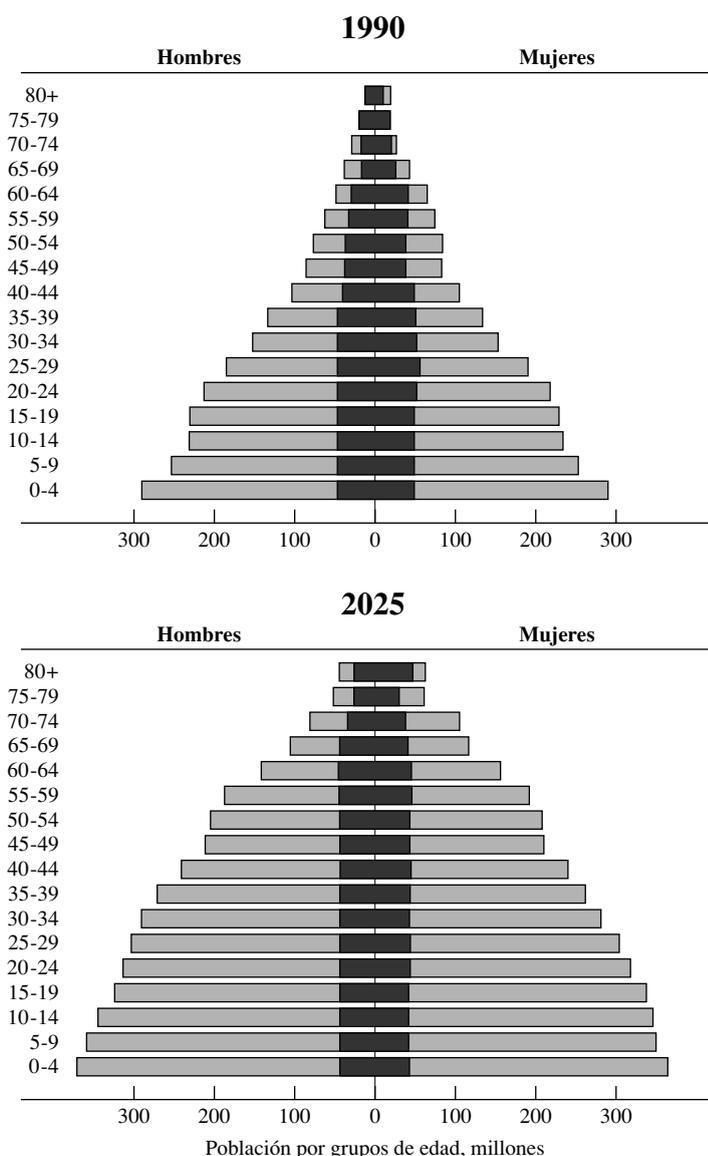


FIGURA 3.17. Distribución por edad de la población mundial en 1990 y proyección para 2025, mostrando los países en desarrollo en gris y los desarrollados en negro. (Fuente: *The Economist*, 27 de enero de 1996.)

Previsiones de población humana

Si se combina la estructura de edad de una población con las tasas de natalidad y mortalidad separadas por edades, es posible hacer previsiones realistas del tamaño y la composición de la población futura. Las técnicas que exploraremos ahora son especialmente útiles para predecir los efectos y las implicaciones de los cambios esperables o deseables en los patrones de fecundidad. Por ejemplo, supongamos que queremos determinar los efectos de la natalidad a nivel de la fecundidad de reemplazo. Si consiguiéramos esta tasa hoy, ¿cuánto tiempo nos llevaría alcanzar una población estacionaria? ¿Cómo sería la composición por edades

mientras tanto? ¿Qué fracción de la población sería joven y estaría buscando trabajo y cuál otra se encontraría jubilada y necesitando soporte? O supongamos que se establece una consigna con el objetivo de no superar un tamaño máximo de la población (como en el caso de China). ¿Cuántos niños tendrían que tener cada pareja para conseguir esa meta, y cómo cambiaría ese número con el tiempo?

No hace mucho, los cálculos requeridos para desarrollar estos escenarios eran tediosos y llevados a cabo casi exclusivamente por demógrafos profesionales. Ahora, sin embargo, con el uso generalizado de programas de hojas de cálculo en ordenadores personales, es posible realizarlos con relativa facilidad.

El punto de partida para una previsión de población es la distribución por edad, combinada con los datos de mortalidad obtenidos a partir de *tablas de vida*. Estas tablas aportan los datos que manejan las compañías de seguros para predecir cuántos años de vida en promedio, les quedan a sus clientes en función de su edad. Una tabla de vida se confecciona aplicando los datos de mortalidad específica por edad (la fracción de la población de una banda de edad concreta que morirá cada año) a una *hipotética* población, estable y estacionaria donde se producen 100.000 nacimientos vivos homogéneamente distribuidos a lo largo de un año, sin migraciones. Puesto que los 100.000 habitantes que se agregan cada año envejecen, su representación se va estrechando de acuerdo con las tasas de mortalidad específicas de cada edad. Es posible entonces, calcular el número de personas que vivirían dentro de cada banda el siguiente año.

La Tabla 3.4 presenta una tabla de vida para los Estados Unidos que se ha simplificado ensanchando los intervalos de edad a 5 años, en vez de los de 1 año usados por las compañías de seguros y demógrafos. Estos datos, debe recordarse, son para una población hipotéti-

TABLA 3.4. Distribución por edades de una hipotética población estacionaria con 100.000 nacimientos vivos anuales en los Estados Unidos*

Intervalo de edades de x a $x + 5$	Número en el intervalo L_x	$\frac{L_{x+5}}{L_x}$
0-4	494.285	0,9979
5-9	493.247	0,9989
10-14	492.704	0,9973
15-19	491.374	0,9951
20-24	488.966	0,9944
25-29	486.228	0,9940
30-34	483.311	0,9927
35-39	479.783	0,9898
40-44	474.889	0,9841
45-49	467.338	0,9745
50-54	455.421	0,9597
55-59	437.068	0,9381
60-64	410.013	0,9082
65-69	372.374	0,8658
70-74	322.401	0,8050
75-79	259.533	0,7163
80-84	185.904	0,9660
85 en adelante	179.583	0,0000

* Tasas específicas de mortalidad en Estados Unidos, 1984.

Fuente: Extraídas de informes del Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE.UU., (1987).

ca con 100.000 nacidos vivos al año (y así mismo 100.000 fallecimientos, puesto que se trata de una población estacionaria). La primera columna muestra el intervalo de edad (por ejemplo, 10-14 alude a las personas que ya han cumplido 10 años y aún no los 15). La segunda columna es el número de personas que estarían vivas en un momento dado en el correspondiente intervalo de edad y se designa por L_x , donde x es la edad al comienzo del intervalo. La tercera columna, L_{x+5}/L_x , es la razón del número de personas del siguiente intervalo al del intervalo considerado; es la probabilidad de que los individuos vivan 5 años más (excepto en el caso de 80 y más, donde la categoría global de 85+ modifica la interpretación).

Si presumimos que las tasas de mortalidad específica por edad usadas para confeccionar la Tabla 3.4 permanecen constantes, podemos usar la tabla para hacer previsiones de futuro de la población en intervalos de cinco años para todos excepto para los de la categoría 0-4. Ésta va a depender de los datos de fecundidad, que trataremos más adelante.

Sea $P_x(0)$ el número de personas en la categoría de edad x a $x + 5$ en el momento $t = 0$, y $P_{x+5}(5)$ el número en la siguiente categoría, cinco años más tarde, entonces

$$P_{x+5}(5) = P_x(0) \frac{L_{x+5}}{L_x} \quad (3.33)$$

Esto es, en cinco años, el número de personas en el intervalo de cinco años siguiente será igual al número en el actual multiplicado por la probabilidad de supervivencia en los próximos cinco años. (L_{x+5}/L_x).

Por ejemplo, en los Estados Unidos en 1985, había 18 millones de personas en el grupo de edad de 0 a 4 años; esto es, $P_0(1985) = 18$ millones. Podríamos esperar que en 1990 el número de personas vivas en la categoría 5 a 9 fuera

$$\begin{aligned} P_5(1990) &= P_0(1985)(L_5/L_0) = \\ &= 18 \times 10^6 \times 0,9979 = 17,98 \text{ millones} \end{aligned}$$

Lo obtenido lo aplicamos a la composición de edades de los Estados Unidos en 1985 para predecir, hasta donde sea posible, la que habría en 1990. Esto supone aplicar (3.33) a todas las categorías, con lo que nos dará una distribución de las edades, excepto en el intervalo 0-4 años. Los resultados se presentan en la Tabla 3.5.

Para encontrar el número de niños en edad comprendida entre 0-4, y añadirlos a la tabla, necesitamos saber algo sobre patrones de fecundidad. Para hacer estas estimaciones, los demógrafos usan *tasas específicas de fecundidad*, que son el número de nacidos vivos por mujer en cada categoría de edad. Para calcularlo de una forma cuidadosa necesitamos conocer el número de mujeres en cada categoría de edad y los datos estadísticos de mortalidad infantil durante los primeros cinco años de vida. Puesto que nuestro propósito es desarrollar herramientas para responder cuestiones del tipo «qué pasaría si», más que hacer previsiones reales de población, podemos hacer una aproximación simple para estimar el número de niños en edad 0-4 años, para introducir en nuestra tabla de edades:

$$P_0(n + 5) = b_{15}P_{15}(n) + b_{20}P_{20}(n) + \dots + b_{45}P_{45}(n) \quad (3.34)$$

donde b_x es el número de niños supervivientes nacidos por persona en la categoría de edad x a $x + 5$. Hemos escrito la Ecuación (3.34) asumiendo que no hay niños nacidos de individuos menores de 15 años o mayores de 49, aunque obviamente, se podrían haber añadido varios términos más para incluirlos. Nótese que podemos interpretar la suma de b_x (Σb_x)

TABLA 3.5. Previsión de población de los Estados Unidos para 1990 basada en la distribución por edades de 1985 (ignorando la inmigración)*

Intervalo de edades de x a $x + 5$	$\frac{L_{x+5}}{L_x}$	P_x (miles)	
		1985	1990
0-4	0,9979	18.020	$P_0(1990)$
5-9	0,9989	17.000	17.982
10-14	0,9973	16.068	16.981
15-19	0,9951	18.245	16.025
20-24	0,9944	20.491	18.156
25-29	0,9940	21.896	20.376
30-34	0,9927	20.178	21.765
35-39	0,9898	18.756	20.031
40-44	0,9841	14.362	18.564
45-49	0,9745	11.912	14.134
50-54	0,9597	10.748	11.609
55-59	0,9381	11.132	10.314
60-64	0,9082	10.948	10.443
65-69	0,8658	9.420	9.943
70-74	0,8050	7.616	8.156
75-79	0,7163	5.410	6.131
80-84	0,9660	3.312	3.875
85 en adelante	0,0000	2.113	3.199
Total		237.627	$227.684 + P_0(1990)$

Fuente: Datos de 1985 de Vu (1985).

como el número de hijos por persona. El índice sintético de fecundidad, que es el número esperado de hijos por mujer es, pues, próximo a $2 \Sigma b_x$.

Por ejemplo, los factores de fecundidad y el número de personas en edad reproductiva en los Estados Unidos en 1985 se muestran en la Tabla 3.6. El índice sintético de fecundidad puede estimarse en $2 \Sigma b_x$, que es $2 \times 1.004 = 2,01$ hijos por mujer.

TABLA 3.6. Cálculo de la natalidad en bandas de 5 años para los Estados Unidos, 1985

Categoría de edad	P_x (1985) (miles)	b_x (Nacimientos por persona durante un periodo de 5 años)	Nacimientos (miles en 5 años)
15-19	18.245	0,146	2.664
20-24	20.491	0,289	5.922
25-29	21.896	0,291	6.372
30-34	20.178	0,190	3.834
35-39	18.756	0,075	1.407
40-45	14.362	0,013	187
Totales		1,004	20.385

Con estos 20.385.000 añadidos a los 227.684.000 que aparecen en la Tabla 3.5, la población total de los Estados Unidos en 1990 habría sido de 248.069.000 personas. Adviértase que a pesar del hecho de que la fecundidad era esencialmente de reemplazo en 1985, la población aún continuaría creciendo en cerca de 2 millones de personas por año. Esto es un ejemplo del *momentum demográfico*, un término usado para describir el hecho de que una distribución de edades juvenil conlleva un crecimiento continuo durante varias décadas tras haber conseguido la fecundidad de reemplazo. Para completar nuestra estimación, tendríamos que añadir la migración neta, que es actualmente de 897.000 inmigrantes legales al año, más, probablemente, otros cientos de miles de ellos que entran de manera ilegal.

Momentum demográfico

Comenzaremos con un ejemplo extremadamente simplificado, que no se ajusta demasiado bien a la realidad, pero que admite una matemática manejable. Más adelante veremos los resultados de modelos de población elaborados más cuidadosamente.

Supongamos que tenemos una distribución de edad con sólo tres categorías: 0-24 años, 25-49 años y 50-74 años, con las siguientes condiciones de fecundidad y mortalidad:

1. Todos los nacimientos se producen entre mujeres de la categoría 25-49.
2. Todos los fallecimientos se producen a los 75 años.
3. El índice sintético de fecundidad (ISF) es de 4 para 25 años; a partir de ahí cae instantáneamente a 2.

Supongamos una población de 5.000 millones de personas que tiene la distribución por edad que muestra la Figura 3.18(a), en el momento $t = 0$. Se supone el mismo número de hombres que de mujeres, de modo que el número de hijos por persona sea la mitad del ISF. Durante los primeros 25 años, los 2.500 millones de personas que comenzaron en la categoría 0-24, cumplieron 25 y tuvieron a todos sus hijos. Puesto que el ISF es 4, esos 2.500 millones de individuos tuvieron 5.000 millones de hijos (2 por persona). Aquéllos 2.500 millones ahora pertenecen a la categoría 25-49. De forma similar, los 1.500 millones que tenían 25-49 años tienen ahora 50-74. Finalmente, los 1.000 millones de 50-74 años han pasado su setenta y cinco cumpleaños y, según las reglas, han muerto todos. La población total ha crecido hasta 9.000 millones y la distribución por edad se muestra en la Figura 3.18(b).

Después de transcurridos los 25 primeros años, el ISF cae a la fecundidad de reemplazo, 2 (1 hijo por persona). En los siguientes 25 años, los 5.000 millones de 0-24 años tienen 5.000 millones de hijos y, siguiendo la lógica anterior, la distribución de edad en $t = 50$, se muestra en la Figura 3.18(c). Con el nivel de reemplazo sostenido, en $t = 75$ años la población se estabiliza en 15.000 millones. Una gráfica de la población en función del tiempo se muestra en la Figura 3.19. Obsérvese que la población se estabiliza 50 años después de alcanzarse la tasa de reemplazo, durante los cuales la población crece de 9.000 a 15.000 millones de personas.

En la Figura 3.20 se presentan varios escenarios de población elaborados más cuidadosamente. En el escenario de fecundidad constante, la población continúa creciendo indefinidamente con la misma tasa de 1980. El lento sendero de la reducción de la fecundidad asume que la fertilidad mundial disminuirá hasta alcanzar la de reemplazo en 2065, con lo que la población acabará estabilizándose en unos 14.000 millones de personas a finales del

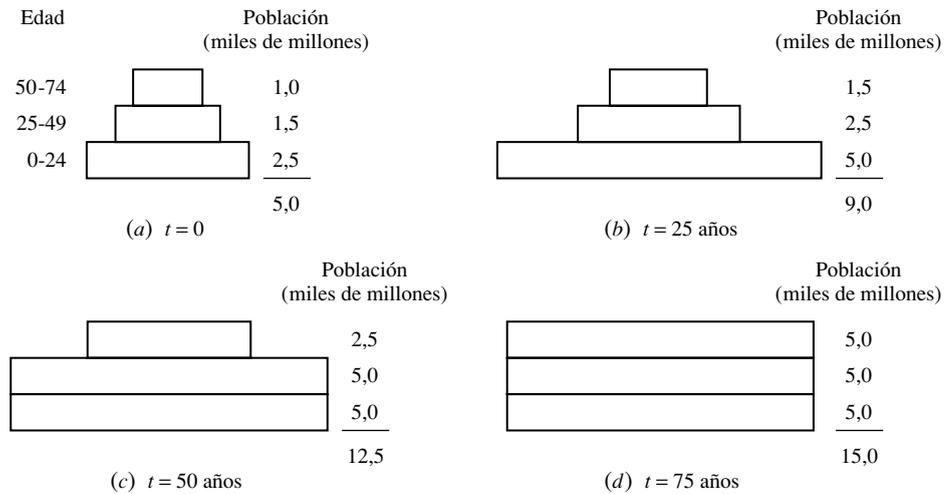


FIGURA 3.18. Diagramas de distribución por edad que ilustra el *momentum* demográfico. En los primeros 25 años, ISF = 4; si bien al final de este periodo baja a 2, la población continúa creciendo durante otros 50 años.

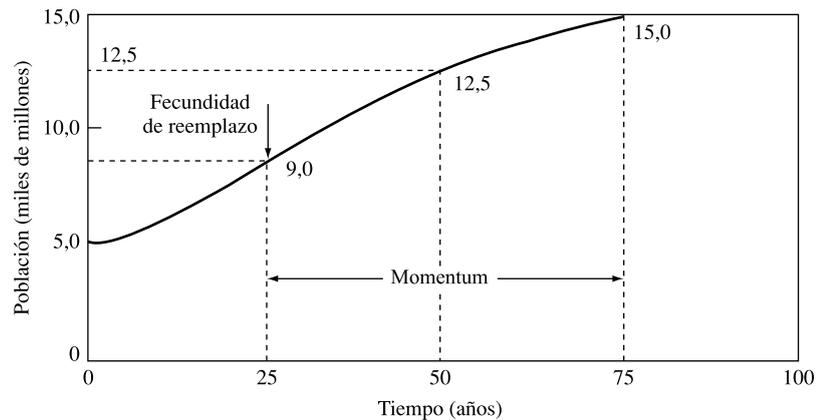


FIGURA 3.19. En el ejemplo propuesto, la población deja de crecer 50 años después de haberse alcanzado el nivel fecundidad de reemplazo.

siglo XXI. El sendero moderado de la reducción de la fecundidad asume que alcanzará la de reemplazo en 2035, con una población estabilizada en unos 10.000 millones. Finalmente, el sendero de la reducción rápida asume que la fertilidad mundial alcanzará la fecundidad de reemplazo en 2010. Incluso con este escenario optimista, la población mundial continuaría creciendo hasta los 7.500 millones. Las implicaciones del *momentum* demográfico son obviamente de una tremenda importancia.

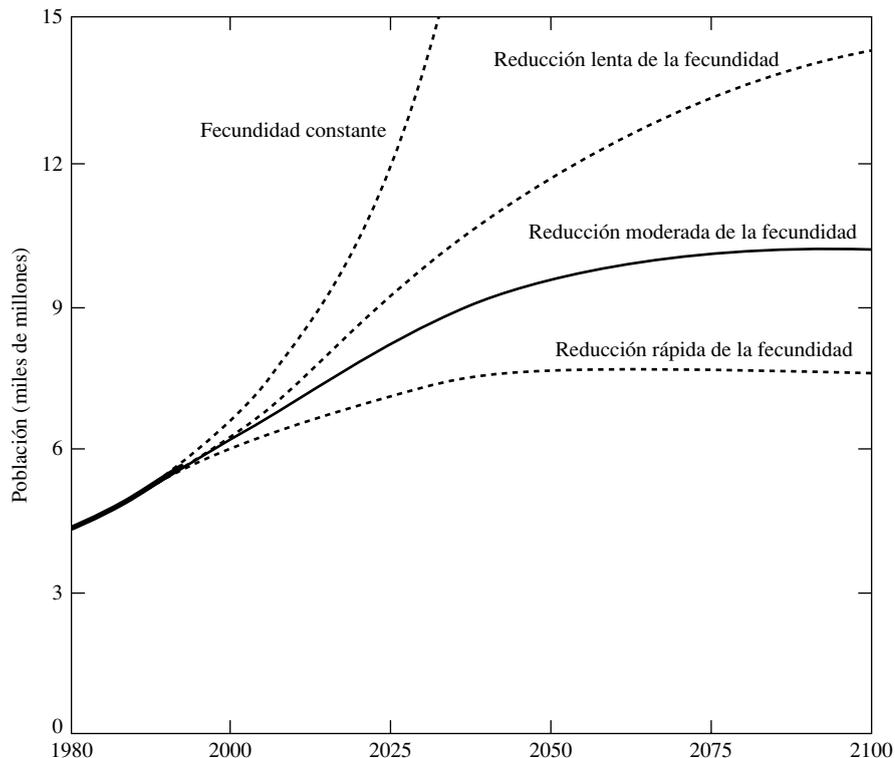


FIGURA 3.20. Cuatro escenarios para la población mundial. La traza de reducción moderada representa un declive moderado hasta alcanzar la fecundidad de reemplazo en 2035, con un *momentum* que lleva a la población a los 10.000 millones a finales del siglo XXI. (Fuente: Haupt and Kane, 1985.)

PROBLEMAS

- 3.1. La población mundial en 1850 se estimaba en 1.000 millones de personas aproximadamente. Ésta alcanzó los 4.000 millones en 1975.
 - a) Usar la aproximación del tiempo de duplicación (3.5) para estimar la tasa de crecimiento exponencial.
 - b) Usar la ecuación de crecimiento exponencial (3.6) para hallar la tasa de crecimiento.
- 3.2. Las tarifas académicas de una gran universidad crecieron desde 1.500 €/año en 1962 hasta 20.000 €/año en 1995.
 - a) ¿Qué tasa de crecimiento exponencial ha caracterizado a este periodo de tiempo?
 - b) Si esta tasa fuera a continuar por otros 25 años (tiempo suficiente para que los hijos de los actuales estudiantes lleguen al centro) ¿cuál sería entonces la tarifa?
- 3.3. Se estima que la población mundial hace 10.000 años era de 5 millones de personas aproximadamente. ¿Qué tasa de crecimiento exponencial resulta si la población en 1850 era de 1.000 millones? Si hubiera continuado creciendo a esa tasa ¿cuál habría

sido la población en el año 2000?

- 3.4.** Supongamos que expresamos la extensión de tierra cultivable como el producto de cuatro factores:

$$\text{Tierra} = (\text{tierra/alimentos}) \times (\text{alimentos/Kcal}) \times (\text{Kcal/persona}) \times (\text{población})$$

Las tasas de crecimiento anual para cada factor es: (1) la tierra requerida para crecer una unidad de alimento, -1% (debido a la mayor productividad por unidad de tierra); (2) la cantidad de alimento por caloría ingerida por una persona, $+0,5\%$ (porque con mayor nivel de vida la gente consume más productos animales, lo que reduce en gran medida la eficiencia en el uso de la tierra); (3) el consumo de calorías per capita, $+1\%$; y (4) el tamaño de la población, $+1,5\%$. A estas tasas, ¿cuánto tiempo tardaría en duplicarse la cantidad de tierra cultivable necesaria? En ese tiempo, ¿cuánta tierra menos sería necesaria para producir una unidad de alimento?

- 3.5.** Supongamos que las emisiones de carbono se pueden expresar como el siguiente producto:

$$\text{Emisiones de carbono} = (\text{energía/persona}) \times (\text{carbono/energía}) \times (\text{población})$$

Si la demanda de energía per capita aumenta el $1,5\%$, las emisiones de carbono de combustibles fósiles por unidad de energía el 1% , y la población mundial el $1,5\%$ cada año,

- a) ¿Cuánto tardaremos en emitir el doble de carbono que en la actualidad?
 - b) En ese momento, ¿en cuánto se habrá incrementado la demanda de energía per cápita?
 - c) En ese momento ¿en cuánto se habrá incrementado la demanda total de energía?
- 3.6.** Con las condiciones del Problema 3.5, si nuestra tasa inicial de emisiones de carbono es de 5.000 millones de toneladas de carbono por año y ya hay 700.000 millones de toneladas en la atmósfera,
- a) ¿Cuánto tardaremos en emitir una cantidad total igual al contenido actual de la atmósfera?
 - b) Si la mitad del carbono que emitimos permanece en la atmósfera (la otra mitad es absorbida por otros agentes de la biosfera), ¿cuánto se tardará, quemando combustibles fósiles, en duplicar la concentración de carbono en la atmósfera?
- 3.7.** Consideremos la siguiente subdivisión para las emisiones de carbono.

$$\text{Emisiones de carbono (kg C/año)} = \text{Población} \times \frac{\text{Energía (kJ/año)}}{\text{Persona}} \times \frac{\text{Carbono (kg C)}}{\text{Energía (kJ)}}$$

Utilizando las estimaciones siguientes para los Estados Unidos y considerando que las tasas de crecimiento permanecerán constantes,

	Población	(kJ/año)/Persona	kg C/kJ
Cantidades a 1990	250×10^6	320×10^6	15×10^{-6}
Crecimiento, r (%/año)	0,6	0,5	-0,3

- a) Hallar la tasa de emisión de carbono en 2020.
 - b) Hallar el carbono total emitido en esos 30 años.
 - c) Hallar la demanda total de energía en 2020.
 - d) Hallar la tasa de emisión per cápita en 2020.
- 3.8.** Las reservas mundiales de cromo son de, aproximadamente, 300 millones de toneladas, y la tasa actual de extracción es de 2 millones de toneladas por año. Si el crecimiento en la demanda de cromo es exponencial a una tasa constante del 2,6% anual, ¿cuánto tiempo transcurrirá hasta agotar las reservas? Supóngase que los recursos totales fueran de cinco veces estas reservas; si la tasa de explotación continúa creciendo al 2,6%, ¿cuánto tiempo tardaríamos en acabar con ellas?
- 3.9.** Supongamos que la producción de cromo se ajusta a una curva de Gauss. Si su máximo alcanza un valor seis veces la tasa actual de 2 millones de toneladas/año, ¿cuánto tardaremos en alcanzar ese máximo, si la cantidad total ya extraída fuera de 4.000 millones de toneladas (cinco veces las reservas actuales estimadas)? ¿Cuánto se tardaría en consumir el 80% de los recursos totales?
- 3.10.** Supongamos que:
- a) Todo el clorofluorocarbono (CFC) liberado a la atmósfera, permanece allí indefinidamente.
 - b) A las tasas actuales de emisión, la concentración atmosférica de CFC se duplicará en 100 años (¿qué indica esto sobre Q/P_0 ?).
 - c) Las tasas de liberación a la atmósfera no son constantes, sino que crecen a razón de un 2% anual. ¿Cuánto tiempo transcurrirá hasta que se dupliquen las concentraciones atmosféricas de CFC?
- 3.11.** El bismuto-210 tiene una vida media de 4,85 días. Si comenzamos con 10 g ¿cuánto nos quedará al cabo de 7 días?
- 3.12.** Supongamos que un canal de alcantarillado arrastra una corriente de aguas residuales que se descompone con un coeficiente de reacción k igual a 0,2/día. ¿Cuál será la vida media de estos desechos? ¿Cuánto quedará de ellos después de 5 días?
- 3.13.** Supongamos que la población humana crece desde 6.300 millones en 2000 hasta una cifra final de 10.300 millones, siguiendo una curva logística. Asumiendo una tasa de crecimiento del 1,5% en 2000, ¿cuándo se alcanzarán los 9.000 millones? ¿Cuál sería la población en 2050? Compárense estos datos con el escenario de reducción moderada de la fecundidad de la Figura 3.20.
- 3.14.** Imaginemos que se utiliza una curva de crecimiento logística para hacer un modelo retrospectivo de la población mundial en 1970, cuando había 3.650 millones de habitantes, y la tasa de crecimiento era del 2%. Si se estima una población estacionaria

final de 10.300 millones (la curva moderada de la Figura 3.20), ¿cuál sería la población proyectada para 1995 (cuando fue realmente de 5.700 millones)? ¿Y para 2025?

- 3.15.** Supongamos que introducimos 100 peces en un estanque y observamos que la población se duplica en el primer año (sin recolección), pero después de unos años se estabiliza, en lo que debemos aceptar como la capacidad de soporte del estanque, en 2.000 peces. La población parece haber seguido una curva logística.
- ¿Qué tamaño de población debería mantenerse para obtener un máximo rendimiento sostenible de la instalación y cuál sería éste?
 - Si la población se mantiene en 1.500 peces, ¿cuál sería ahora el máximo rendimiento sostenible?
- 3.16.** ¿Cuál sería el máximo rendimiento sostenible del estanque en el Ejemplo 3.9 si la población se mantiene en 3.000 peces?
- 3.17.** Un lago tiene una capacidad de soporte de 10.000 peces. Al actual nivel de pesca, se capturan 2.000 peces al año de una forma uniformemente distribuida en el tiempo. Se observa que la población se mantiene razonablemente constante en unos 4.000. Si se desea maximizar la producción sostenible, ¿qué se podría sugerir en términos de tamaño de población y régimen de capturas?
- 3.18.** Supongamos que repoblamos una isla con 250 conejos y observamos que la población es de 450 al cabo de un año (sin caza). Después de unos cuantos años, la población se estabiliza a lo que se estima debe de ser la capacidad de soporte de la isla: 3.500 conejos. Admitiendo que el crecimiento ha seguido una curva logística:
- Queremos comenzar a cazar conejos para la venta con el objetivo de obtener el mayor número posible de ellos al año. ¿Qué tamaño de población debería mantenerse para conseguir el máximo rendimiento y cuál sería éste?
 - Si la población se mantuviera estable en 1.200 conejos ¿cuál sería el rendimiento sostenible?
- 3.19.** El Parque Nacional Devastado tiene una capacidad de soporte de 7.000 ciervos. Al nivel actual de caza deportiva, se cobran 300 piezas al año durante las dos semanas en que se abre la veda. Después de la estación de caza, la población de ciervos es siempre de 2.200 ciervos. Queremos maximizar la captura sostenible de ciervos.
- ¿Cuál debería ser el tamaño de la población de ciervos en el parque?
 - ¿Cuál será el máximo rendimiento sostenible de ciervos del parque?
 - Si se prohibiera la caza de modo que no se capturaran más ciervos, ¿cuánto tiempo transcurriría hasta alcanzar el tamaño de población calculada en el apartado a), para el máximo rendimiento sostenible?
- 3.20.** Los siguientes datos estadísticos son de la India en 1985: población, 762 millones; tasa bruta de natalidad, 34; tasa bruta de mortalidad, 13; tasa de mortalidad infantil, 118 (las tasas se entienden por cada mil habitantes y por año). Hallar:
- La fracción de las muertes totales habidas en niños menores de un año.
 - Los fallecimientos evitables, suponiendo que al mejorar la sanidad, alimentación e higiene puede restringirse la mortalidad infantil a 10.
 - El incremento anual de población de la India.

- 3.21.** Los siguientes datos estadísticos son de la India en 1995: población, 931 millones; tasa bruta de natalidad, 29; tasa bruta de mortalidad, 9; tasa de mortalidad infantil, 74 (las tasas se entienden por cada mil habitantes y por año). Hallar:
- La fracción de las muertes totales habidas en niños menores de un año.
 - Los fallecimientos evitables, suponiendo que al mejorar la sanidad, alimentación e higiene puede restringirse la mortalidad infantil a 10.
 - El incremento anual de población de la India. (Para comparar, en 1985 la población crecía a un ritmo de 16 millones de personas, y las muertes evitables eran de 2,8 millones anuales.)
- 3.22.** Consideremos una distribución por edad simplificada que divide a una población en tres grupos: 0-24, con 3 millones; 25-49, con 2 millones; y 50-74, con 1 millón. Para simplificar, impondremos las siguientes restricciones: todos los nacimientos ocurren cuando la mujer abandona la categoría 0-24, y nadie muere hasta su setenta y cinco cumpleaños, día en el que se produce el fallecimiento sin excepción. Supóngase que comenzamos con un nivel de fecundidad de reemplazo. Dibujar la distribución por edad en 25, 50 y 75 años. ¿Cuál es el tamaño de la población total en cada uno de esos momentos?
- 3.23.** Usar la misma distribución de población inicial dada en el Problema 3.22, con todos los nacimientos en madres que acaban de cumplir 25 años. Dibujar la distribución por edad correspondiente a 25, 50 y 75 años bajo las siguientes condiciones: nadie muere hasta cumplir los 55 años, día en el que fallece el 20% de las personas; el resto mueren el día en que cumplen los 75. Para los primeros 25 años, el índice sintético de fecundidad es de 4 (2 hijos/persona), y de ahí en adelante, vale 2.
- 3.24.** Consideremos la siguiente distribución por edad simplificada: todos los nacimientos ocurren el día en que la madre cumple 20 años y todas las defunciones el día que la persona cumple 60. La población total al inicio es de 290.000 (mitad hombres y mitad mujeres) y crece a una tasa constante del 3,5% anual (*véase* Figura P3.24). (*Pista:* ¿qué dice esto sobre el tiempo de duplicación?). Dibujar la distribución por edad en 20 años. Si el índice sintético de fecundidad es un valor constante durante esos 20 años, ¿cuánto vale?

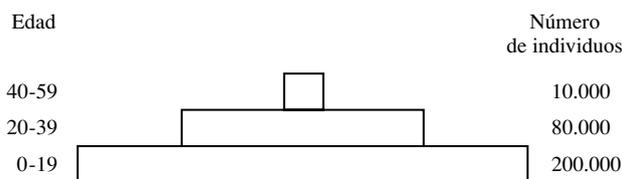


FIGURA P3.24.

- 3.25.** La siguiente distribución por edad y datos de supervivencia son de China en 1980. Supóngase que los índices de natalidad (correspondientes a un índice sintético de fecundidad de 1) son los que se muestran. Estimar la población de China en 1990.

Edad	Población (millones)	L_{x+10}/L_x	b_x
0-9	235	0,957	0
10-19	224	0,987	0,25
20-29	182	0,980	0,25
30-39	124	0,964	0
40-49	95	0,924	0
50-59	69	0,826	0
60-69	42	0,633	0
70-79	24	0,316	0
80-89	6	0	0
Total:	1.001		

- 3.26.** Utilizar una hoja de cálculo para hacer una previsión de la población de China dada en el Problema 3.25, hasta el año 2030. ¿Cuál sería la población en ese año?
- 3.27.** Utilizar una hoja de cálculo para hacer una previsión de la población de China dada en el Problema 3.25, hasta el año 2030 pero retrasando los nacimientos en un intervalo de 10 años (esto es, $b_{10} = 0$, $b_{20} = 0,25$, $b_{30} = 0,25$). Comparar la población de pico del Problema 3.25 a la obtenida posponiendo los nacimientos 10 años.
- 3.28.** La tasa de natalidad de China en el Problema 3.25 era para un escenario muy optimista de un hijo por familia (ISF = 1). En realidad, el ISF ha sido próximo a 2. Suponiendo que cada mujer tenga 2 hijos mientras pertenezca al grupo de edad 20-30 (y ninguna a otro)
- Repetir la previsión de China para 1990.
 - Continuando con este índice de natalidad, hallar la población en 2000.

REFERENCIAS

- Brock, T. D., 1974, *Biology of Microorganisms*, 2nd ed., Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Bouvier, L. F., and C. J. De Vita, 1991, *The Baby Boom-Entering Midlife*, Population Reference Bureau, Inc., Washington, DC.
- Energy Information Administration, 1996, *Annual Energy Review*, 1996, U.S. Department of Energy, Washington, DC.
- Haupt, A., and T. T. Kane, 1985, *Population Handbook*, 2nd ed., Population Reference Bureau, Washington, DC.
- Hubbert, M. K., 1969, *Resources and Man*, National Academy of Sciences, Freeman, San Francisco.
- Hubbert, M. K., 1977, *Project Independence: U.S. and World Energy Outlook through 1990*, Congressional Research Service, Washington, DC.
- Hobbs, G. W., 1995, Oil, gas, coal, uranium, tar sand resource trends on rise, *Oil and Gas Journal*, September 4, 104-108.
- Population Reference Bureau, 1996, *1995 World Population Data Sheet*, Washington, DC.
- Population Reference Bureau, 2006, *2006 World Population Data Sheet*, Washington, DC.

Southwick, C. H., 1976, *Ecology and the Quality of our Environment*, 2nd ed., Van Nostrand, New York.

Tien, H. Y., Z. Tianhu, P. Yu, L. Jingneng, and L. Zhongtang, 1992, *China's Demographic Dilemmas*, Population Reference Bureau, Inc., Washington, DC.

United Nations, 1971, *A Concise Summary of the World Population Situation in 1970*, Population Studies No. 48, New York.

U.S. Dept. of Health and Human Services, 1987, *Vital Statistics of the United States*, 1984, *Life Tables*, National Center for Health Statistics, Hyattsville, MD.

Vu, M. T., 1985, *World Population Projections, 1985, Short- and Long-Term Estimates by Age and Sex with Related Demographic Statistics*, World Bank, Johns Hopkins Press, Baltimore.

Weeks, J. R., 1994, *Population: An Introduction to Concepts and Issues*, Wadsworth, Belmont, CA.



Evaluación del riesgo

CAPÍTULO

4

Todas las sustancias son venenosas; no hay ninguna que no sea venenosa. La dosis correcta diferencia un veneno de un remedio.

Paracelso (1493-1541)

-
- 4.1. Introducción
 - 4.2. Perspectivas del riesgo
 - 4.3. Percepción del riesgo
 - 4.4. Evaluación del riesgo
 - 4.5. Identificación del riesgo
 - 4.6. Evaluación de la dosis-respuesta
 - 4.7. Evaluación de la exposición humana
 - 4.8. Caracterización del riesgo
 - 4.9. Análisis comparativo del riesgo

Problemas

Referencias

4.1. | Introducción

Uno de los cambios más importantes en política medioambiental en los años 80 fue la aceptación del papel de la evaluación y gestión del riesgo en la toma de decisiones medioambientales. En la legislación ambiental anterior, tal como las leyes de calidad del aire y del agua, el concepto del riesgo apenas se menciona; en vez de eso, esas leyes requirieron que los estándares de contaminación se englobaran dentro de los márgenes adecuados para proteger la salud pública. Junto con estos estándares, se asumieron los umbrales de los contaminantes, y que la exposición a concentraciones por debajo de estos umbrales, no produciría daño. Todo cambió cuando los problemas de residuos tóxicos, finalmente, fueron reconocidos y evaluados. Muchas sustancias tóxicas se sospecha que son cancerígenas; esto es, que pueden causar cáncer, o ser posibles precursores de cáncer, usualmente se supone que aún la más pequeña exposición entraña algún riesgo.

Si cualquier exposición a una sustancia causa algún riesgo, ¿cómo podemos establecer los estándares de calidad del aire y el agua? Cuando limpiamos un lugar de residuos peligrosos, ¿hasta qué punto la limpieza es completa?; esto es, ¿cómo sabemos que lo limpio está limpio? En algún punto la limpieza general, la salud y los riesgos ambientales no pueden justificar que los costos continúen y, desde la perspectiva del riesgo, la sociedad quizás gaste mejor el dinero en otra parte. Casi por definición, lograr el riesgo cero costaría una infinidad de dinero, así que los dirigentes políticos han tenido que confrontar el intercambio entre el riesgo aceptable y el costo aceptable. Son decisiones complicadas dada nuestra comprensión, muy limitada, de enfermedades tales como el cáncer, además de la escasez de datos con respecto a las decenas de millares de sustancias químicas sintéticas que se están usando y esparciendo hoy. Desgraciadamente, los que tienen responsabilidad para crear y administrar las regulaciones ambientales tienen que tomar medidas, incluso si las respuestas definitivas de la comunidad científica, en la relación con la exposición y el riesgo, no están disponibles.

El resultado ha sido la polémica existente en el campo del riesgo medioambiental. Nadie está cómodo con él. Los científicos normalmente rechazan el condensar grandes cantidades de datos inciertos, frecuentemente conflictivos y normalmente ambiguos, extrapolados sobre algo medido una o dos veces. Los funcionarios reguladores son repudiados por el público cuando proponen un nivel de riesgo, que ellos piensan tolerable, para que una comunidad pueda vivir en un lugar donde se han vertido residuos tóxicos. Los reguladores del gasto público piensan que los riesgos son sobreestimados sistemáticamente, teniendo como resultado demasiado dinero para gastar en una pequeña mejora de la salud pública. Otros piensan que los riesgos están subestimados, ya que la evaluación del riesgo está basada en datos obtenidos de la exposición a una sustancia química, ignorando los efectos sinérgicos, muy probables que ocurran, cuando estamos expuestos a millares de ellas en nuestra vida diaria.

Parte de los conflictos referidos pueden tratarse mejor si distinguimos entre evaluación del riesgo y gestión del riesgo. La *evaluación del riesgo* es el lado científico de la historia. Es la reunión de los datos que vamos a utilizar, para relacionar la dosis-respuesta. Tales datos entonces, pueden combinarse con estimaciones de la probable exposición humana para crear la evaluación del riesgo general. La *gestión del riesgo*, por otra parte, debe decidir qué hacer. Tomar una decisión, bajo extrema incertidumbre, acerca de cómo asignar los recursos nacionales protegiendo la salud y el ambiente. El juicio político y social es enorme al tomar estas decisiones. ¿Es aceptable una probabilidad entre un millón de contraer cáncer? y, si es así, ¿qué vamos a hacer para lograrlo?

4.2. | Perspectivas del riesgo

El punto de partida usual para explicar el riesgo es indicar que hay algún riesgo en todo lo que hacemos y, puesto que todos nosotros moriremos algún día, el riesgo de morir, por cualquier causa, es del uno o del cien por cien. Es fácil reunir los datos de las causas de muerte, tal como se ve en la Tabla 4.1, que nos muestra un enfoque sobre el riesgo. Por ejemplo, de las 2.393 millones de muertes predichas en los Estados Unidos en 2006, 564.800 fueron causadas por cáncer. Con la edad nos descuidamos, y las complicaciones, podríamos decir eso, por término medio, el riesgo, o la probabilidad, de que alguien en los Estados Unidos muera de cáncer ronda el 24% ($564.800/2.393.000 = 0,24$).

TABLA 4.1. Principales causas de muerte en EE.UU. en 1992

Causa	Muertes anuales (miles)	Porcentaje
Enfermedad cardiovascular	720	33
Cáncer (neoplasma maligno)	521	24
Enfermedad cerebrovascular (apoplejías)	144	7
Enfermedades pulmonares (bronquitis, enfisema, asma)	91	4
Neumonía y gripe	76	3
Diabetes <i>mellitus</i>	50	2
Accidentes con vehículos sin motor	48	2
Accidentes con vehículos a motor	42	2
SIDA/VIH	34	1,6
Suicidio	30	1,4
Homicidio	27	1,2
Otras causas	394	18
Muertes totales anuales	2.177	100

Fuente: Kolluru, *et al.*, 1996.

Adviértase que no hay unidades asociadas con el riesgo, aunque es posible que necesitemos otra forma de clasificar, por ejemplo, si el riesgo es un riesgo de la vida o un riesgo anual, si es un riesgo medio para la población general, o un riesgo para individuos concretos que realizan alguna actividad, o si es expresado como un porcentaje, o como una fracción decimal. Por ejemplo, en los Estados Unidos, fumar causa la muerte de aproximadamente 400.000 personas al año. De promedio, la probabilidad de morir a causa del tabaco, ronda el 18% ($400.000/2.177.000 = 0,18$). Obviamente, sin embargo, el riesgo de que alguien muera por fumar depende de lo mucho que esa persona fume y de la exposición a los cigarrillos de otros. La probabilidad de que una persona que fuma un paquete de tabaco al día, muera de cáncer, enfermedades cardíacas, o contraer efisema es aproximadamente del 0,25 o del 25% (Wilson y Crouch, 1987). Estadísticamente, los fumadores acortan su esperanza de vida unos 5 minutos por cada cigarrillo que fuman, que es aproximadamente el tiempo que te tomas en fumar ese cigarrillo.

La evaluación del riesgo ambiental trata el incremento de las probabilidades de que ocurra algún daño. Por ejemplo, la Agencia de Protección del Medioambiente (EPA, *Environmental Protection Agency*) procura controlar nuestra exposición a niveles tóxicos, que provocarán el incremento de riesgo de cáncer en la vida de los ciudadanos más expuestos, que alcanza, aproximadamente, desde 10^{-6} (1 cáncer adicional por millón de personas) al 10^{-4}

(100 cánceres adicionales por millón de personas). Se prevé que de los 260 millones de americanos, 10^{-6} corren el riesgo de contraer cáncer por exposición a una particular sustancia tóxica. Esto significaría 260 cánceres extra durante sus vidas. Supongamos que asumimos una vida típica de 70 años. Entonces repartir estos 260 cánceres en esos 70 años sugiere, aproximadamente, 4 cánceres extra por año en los Estados Unidos. La Tabla 4.1 nos muestra que ocurren 521.000 muertes por cáncer al año, así que, los 4 cánceres extra, causados por la exposición tóxica, sería inferior al 0,001% de la tasa nominal.

Enfocar los riesgos como la probabilidad anual de muerte de los individuos que desarrollan determinadas actividades es una manera mucho más específica de expresar los riesgos que mirando, simplemente, la población total. Otro ejemplo son los motociclistas con 2.000 muertes al año por cada 100.000 motociclistas. Otro ejemplo, es el riesgo asociado al consumo de 4 cucharadas colmadas de mantequilla de cacahuete al día. En un proyecto con cacahuetes inoculados con un grupo de sustancias químicas llamadas aflatoxinas, se comprobó que causaban tumores malignos en varios animales, como ratas, ratones, conejillos de indias, y monos. La Administración de Comidas y Medicamentos (FDA, *Food and Drug Administration*) restringe la concentración de aflatoxinas en los productos que contienen cacahuete a 20 ppmm (decisión basada en el riesgo), y el 0,8 de cada 100.000 personas muere cada año por la ingestión de 4 cucharadas colmadas de mantequilla de cacahuete. Otro punto interesante de la Tabla, está asociado con los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH, *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*) se crean cuando se hace mucho la carne. Como se verá en el Capítulo 7, los PAH se forman cuando el carbono contenido en la materia no se oxida completamente durante la combustión, así que, el consumo de filetes churruscados conlleva algún riesgo de cáncer. En la Tabla 4.2 se estima que 0,5 muertes de 100.000 por año son debidas al consumo de 3 onzas de sustancias carbonizadas procedentes de los filetes, por día. Obsérvese, en comparación, que el riesgo anual asociado con un riesgo de uno entre un millón durante toda la vida es de 0,0014 por 100.000.

TABLA 4.2. Riesgo anual de muerte asociada con ciertas actividades

Actividad/exposición	Riesgo anual (muerte por 100.000 personas en riesgo)
Motociclismo	2.000
Fumar (todas las causas)	300
Fumar (cáncer)	120
Vuelo con ala delta	80
Minería del carbón	63
Agricultura	36
Vehículos a motor	24
Clorado del agua potable (cloroformo)	0,8
4 cucharadas colmadas de mantequilla de cacahuete al día (aflatoxinas)	0,8
3 onzas de sustancias carbonizadas en 1 filete por día (hidrocarburos aromáticos policíclicos)	0,5
1 entre 1 millón por riesgo en la vida	0,0014

Fuente: basada en Wilson y Crouch, 1987.

Los datos de la Tabla 4.1 están basados en datos actuales, así es que pueden considerarse exactos, pero los datos de la Tabla 4.2 y 4.3 están mezclados valores actuales y estimaciones basadas en varios modelos de riesgo. Siempre hay que tener en mente que cuando los riesgos están basados en modelos, generalmente hay mucha incertidumbre en las estimaciones.

TABLA 4.3. Actividades que incrementan el riesgo de mortalidad 1 entre 1 millón

Actividad	Tipo de riesgo
Fumar 1,4 cigarrillos	Cáncer, enfermedades del corazón
Beber medio litro de vino	Cirrosis de hígado
Pasar una hora en una mina de carbón	Silicosis
Vivir dos días en Nueva York o Boston	Contaminación del aire
Viajar 300 millas en coche	Accidente
Volar 1.000 millas en jet	Accidente
Volar 6.000 millas en jet	Cáncer por radiación cósmica
Viajar 10 millas en bicicleta	Accidente
Viajar 6 minutos en canoa	Accidente
Vivir dos meses de verano en Denver (sobre el nivel del mar)	Cáncer por radiación cósmica
Vivir 2 meses con un fumador de cigarrillos	Cáncer, enfermedades de corazón
Comer 40 cucharadas colmadas de mantequilla de cacahuete	Cáncer de hígado causado por aflatoxinas
Comer 100 filetes chamuscados	Cáncer por benzopireno
Vivir 50 años a 5 millas de un reactor nuclear	Accidente por liberar radiación

Fuente: Wilson, 17979.

Wilson (1979) proporciona algunas perspectivas del riesgo comparando ciertas actividades con igual riesgo, por ejemplo, uno entre un millón (10^{-6}). Por ejemplo, las estadísticas de aviación indican que todos los años se recorren en los EE.UU. unas 100.000 millones de millas/pasajero, en las cuales mueren cada año unas 100 personas. Es decir, muere una persona por cada 1.000 millones de millas/pasajero. Viajar durante 1.000 millas tendría, por tanto, un riesgo de cerca de 10^{-6} . Otro ejemplo, Wilson cita estadísticas de tasas de muertes causadas por emisiones de sulfuro provenientes de una fábrica de carbón en el este de Mississippi. Se dan 20.000 muertes por año entre 100 millones de personas expuestas a este aire contaminado, el riesgo medio sería $20.000/100.000.000$ o $0,0002$ por año de exposición. Dos días respirando este aire contaminado podría suponer un riesgo de $2/365 \times 0,0002 = 10^{-6}$. Otro ejemplo, de riesgo 1 entre 1 millón nos lo muestra la Tabla 4.3. Según ella podemos afirmar, por ejemplo, que fumar 1,4 cigarrillos es equivalente, en términos de riesgo, a vivir 50 años a unas 5 millas de una central nuclear. Otra vez, se ha de tener en cuenta, que estos valores son aproximaciones.

Uno de los propósitos de la evaluación del riesgo es proporcionar un punto de partida para equilibrar los intercambios entre un incremento del riesgo aceptable y el costo del control del nivel de riesgo. La Tabla 4.4 expone algunas estimaciones de gastos para prolongar

TABLA 4.4. Estimaciones de gasto para ganar 1 año de vida en programas seleccionados

Programa	1990 \$ americanos
Vacunación de los niños	No indicado
Eliminar el plomo de la gasolina	No indicado
Normas de seguridad en construcciones bajo tierra	52.000
Centros de hemodiálisis	56.000
Bypass de la arteria coronaria	68.000
Airbag de los nuevos coches	109.000
Control de dioxina en las fábricas papeleras	5.570.000

Fuente: Kolluru, *et al.*, 1996, basado en datos de la Escuela de Salud Pública de Harvard.

1 año de vida. Las vacunas y la eliminación progresiva del plomo en la gasolina, no están indicadas con coste alguno, porque los beneficios sanitarios superan, con mucho, los costes que requieren. El control de la contaminación en el caso de emisiones principales se considera un coste rentable, pero la Tabla 4.4 sugiere que el control de las dioxinas en la industria papelera es, verdaderamente, muy costoso.

4.3. | Percepción del riesgo

Los datos, tal y como están expuestos en las tablas anteriores, a menudo se utilizan para tratar de asociar el riesgo para la salud, con las perspectivas de contaminación. Sin embargo, generalmente, las percepciones del riesgo, vistas por un ingeniero o por un científico familiarizado con los números, son muy diferentes de las percepciones de un individuo que vive cerca de un lugar de vertidos tóxicos. Los sociólogos han estudiado este fenómeno y concluyen que hay varios atributos del riesgo que puede aumentar el nivel de ansiedad de alguien, evaluando su propia exposición personal.

Por ejemplo, es más probable dañar a las personas cuando no tienen control del riesgo al que se ven expuestos, y se hacen más temerosos cuando desconocen los riesgos que cuando les son familiares. Asumimos fácilmente el riesgo de chocar contra un árbol, ya que podemos esquivarlo, porque es una actividad voluntaria, y conocemos y entendemos los riesgos. Nos ponemos en peligro al conducir coches, pero sentimos algo de control, y creemos que asumir ese riesgo vale los beneficios. Aceptamos también los riesgos naturales, tales como terremotos y huracanes mucho más fácilmente que los no naturales, como la liberación accidental de isocianato de metilo de un tanque de almacenaje en Bhopal (India) en 1984, donde murieron 3.400 personas. Nos sentimos más cómodos, probablemente, si vivimos junto a una gasolinera, a pesar de la exposición al benceno cancerígeno, que viviendo cerca de una central nuclear, con la sensación de desconocimiento y los riesgos inciertos. La Tabla 4.5 ilustra esta noción comparando los atributos que aparecen, con percepciones elevadas de riesgo.

TABLA 4.5. Algunas características que cambian nuestra percepción del riesgo

Características que aumentan la percepción	Características que disminuyen la percepción
Involuntaria	Voluntaria
Exótica	Familiar
Incontrolable	Controlable
Controlada por otros	Control propio
Miedo	Aceptable
Catastrófico	Crónico
Causado por el hambre	Natural
Inquietante	Equitativo
Efectos permanentes	Efectos temporales
No hay beneficios aparentes	Beneficios visibles
Desconocido	Conocimiento
Incierto	Certeza
Fuente no fiable	Fuente fiable

Fuente: basado en Slovic, 1987, y Slovic, *et al.*, 1980.

Que estas características del riesgo sean tan importantes para el público, puede ser una fuente de frustración para la comunidad técnica, pero esto es así, y debe ser reconocido por cualquiera que necesite comunicar al público los conceptos de riesgo. Encontrar un camino para ayudar a las personas a actuar frente a los riesgos reales de la vida, y a preocuparse menos de los secundarios, es un desafío difícil.

4.4. Evaluación del riesgo

Lo que nos importa es la probabilidad de que la exposición de algunas personas a alguna combinación de sustancias químicas pueda causar una respuesta, como por ejemplo, cáncer, esterilidad, daño neurológico, problemas de desarrollo o defectos de nacimiento. Es decir, queremos comenzar a desarrollar las nociones de evaluación del riesgo. La Academia Nacional de Ciencia (1983) sugiere que esa evaluación del riesgo se divida en los siguientes cuatro pasos: identificación del peligro, evaluación de la dosis-respuesta, evaluación de la exposición, y caracterización del riesgo. Después de que se haya completado la evaluación del riesgo viene la etapa importante de la gestión de riesgos, como se muestra en la Figura 4.1. Los cuatro pasos de la evaluación del riesgo los describimos a continuación:

- *Identificación del peligro* es el proceso de determinar qué sustancia química concreta es la causante del particular efecto sobre la salud, como el cáncer o los defectos de nacimiento. Como los datos humanos, normalmente, son difíciles de obtener, se comprueba si una sustancia química es tóxica en animales y otros organismos.
- *Evaluación de la dosis-respuesta* es el proceso de la caracterización de las relaciones entre la dosis que hay que administrar o recibir de un agente y la incidencia de una posible respuesta adversa. Son posibles muchas dosis-respuesta para un agente dado dependiendo de las condiciones, si la respuesta es cancerígena (causa cáncer) o no cancerígena, y si el experimento es una prueba puntual o una prueba crónica a largo plazo. Como la mayoría de las pruebas se realiza con dosis altas, la evaluación de la

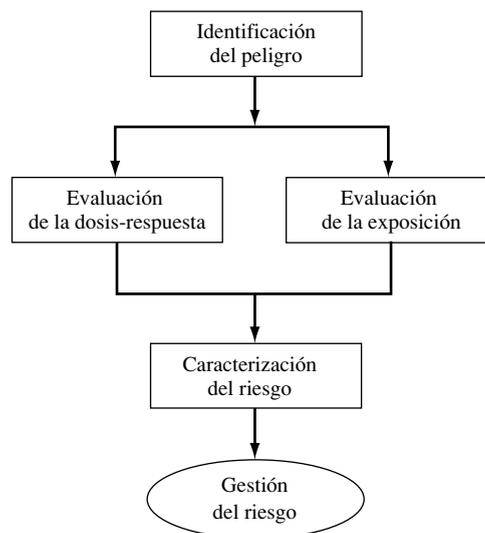


FIGURA 4.1. La evaluación del riesgo se divide normalmente en 4 etapas, seguido por la gestión del riesgo.

dosis-respuesta debe incluir una consideración para el método apropiado de extrapolar los datos a tasas bajas de exposición, que son más probables de experimentar por los humanos. La parte de la evaluación debe incluir también un método de extrapolar los datos de animales a humanos.

- *Evaluación de la exposición* engloba determinadas razas y naturalezas de la población que ha sido expuesta a la toxina en consideración y el plazo de tiempo y concentración tóxica a la que han sido expuestos. Las consideraciones deben darse para cada factor, como la edad y la salud de la población expuesta, historial de fumador, la probabilidad de cuántos miembros de la población puedan estar embarazadas, y si hay o no efectos sinérgicos durante la exposición a múltiples sustancias tóxicas.
- *Caracterización del riesgo* es la integración de las tres etapas anteriores, cuyos resultados son la estimación de la magnitud del problema de la salud pública.

4.5. | Identificación del riesgo

La primera etapa en el análisis del riesgo es determinar si hay o no sustancias químicas a las que haya estado expuesta la población y sus posibles efectos adversos para la salud. Este es el trabajo de los toxicólogos que estudian la naturaleza de los efectos adversos causados por agentes tóxicos, así como, la probabilidad de que ocurra. Empezamos la descripción de este proceso de identificación de peligro resumiendo las sendas que una sustancia química puede tomar, cómo recorren el cuerpo humano y las clases de daño que puede causar. Un esquema sencillo del aparato circulatorio humano se muestra en la Figura 4.2, que identifica los principales órganos y la nomenclatura para efectos tóxicos.

Una sustancia tóxica puede entrar en el cuerpo usando una de estas tres vías de entrada: por ingestión, con comida o bebida, por inhalación, o por contacto con la piel (dermis) u otras superficies exteriores, como los ojos. Una vez absorbidas, viajan por la sangre y se distribuyen, a través de ella, a los órganos de los sistemas. Las sustancias tóxicas pueden entonces ser almacenadas (por ejemplo en las grasas, como es el caso del DDT), o pueden ser eliminadas en la excreción o, también, ser transformadas en alguna otra cosa. El proceso de biotransformación origina, generalmente, metabólicos que pueden ser eliminados más fácilmente del cuerpo que la sustancia química original; sin embargo, el metabolismo puede, también, convertir esas sustancias químicas en formas más tóxicas. La Figura 4.3 representa los movimientos más importantes de tóxicos químicos en el cuerpo, mostrando la absorción, distribución, excreción y almacenamiento. Aunque se muestran como operaciones separadas, todas ellas se producen de manera simultánea.

Hay varios órganos especialmente vulnerables a las sustancias tóxicas. El hígado por ejemplo, que filtra la sangre antes de ser bombeada a los pulmones, es a menudo el objetivo. Dado que las sustancias tóxicas son transportadas por el sistema sanguíneo hasta el hígado, éste está más expuesto al suministro de sangre y puede ser dañado directamente por las sustancias tóxicas. Además, la principal función del hígado es la de metabolizar sustancias, convirtiéndolas en sustancias químicas que puedan ser excretadas más fácilmente del cuerpo, también, son susceptibles al ataque químico de sustancias tóxicas formadas durante el proceso de biotransformación del organismo. Las sustancias químicas que puede causar daño en el hígado se llaman hepatotoxinas. Ejemplos de agentes que producen hepatotoxicidad, incluyen varios compuestos orgánicos sintéticos, como el tetracloruro de carbono (CCl_4), el cloroformo (CHCl_3), y tricloroetileno (C_2HCl_3); pesticidas, como el DDT y, los herbicidas; metales pesados, como el arsénico, el hierro, y el manganeso; y las drogas, como

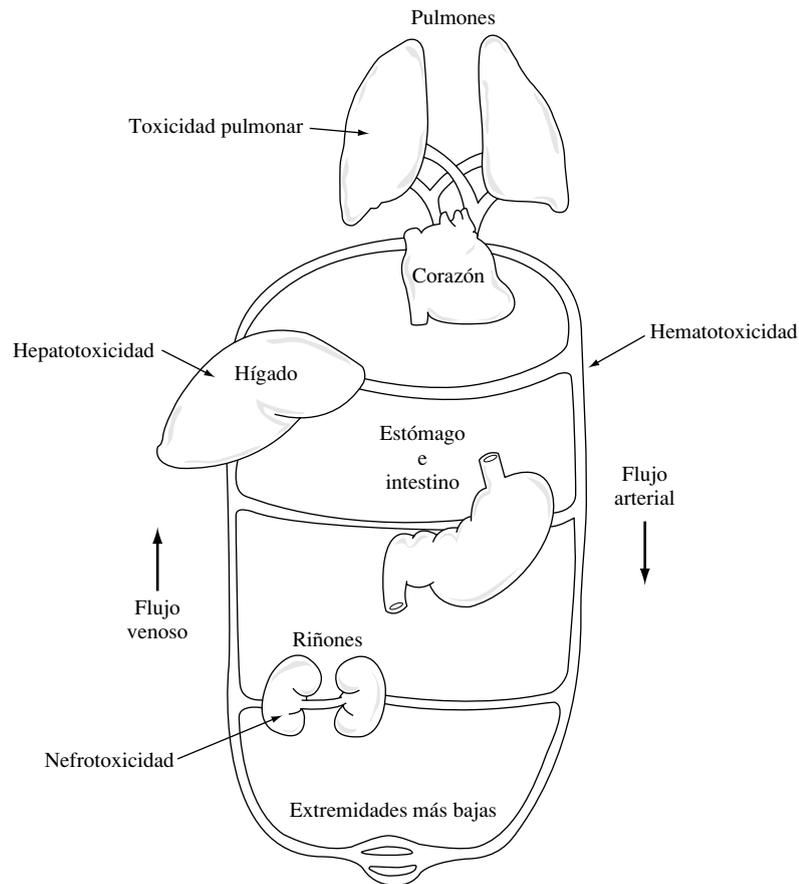


FIGURA 4.2. Sistema circulatorio y nomenclatura para los efectos tóxicos: hepatotoxicidad (hígado), nefrototoxicidad (riñones), toxicidad pulmonar (pulmones), hematotoxicidad (sangre).
(Fuente: basada en James, 1985.)

el paracetamol y los esteroides anabolizantes. Los riñones, también filtran la sangre y, con frecuencia, son susceptibles de dañarse.

Las sustancias químicas tóxicas a menudo afectan a otros órganos y sistemas de órganos. La función de los riñones es filtrar la sangre para eliminar los desechos que serán excretados en forma de orina. Los tóxicos que dañan los riñones, llamados nefrotóxicos, incluyen metales tales como el cadmio, el mercurio, y el plomo, así como, varios hidrocarburos clorados. El daño excesivo del riñón puede disminuir o parar el flujo de la orina, causando la muerte por envenenamiento del cuerpo por acumulación de desechos. La *hematotoxicidad* es el término que describe los efectos tóxicos de sustancias en la sangre. Algunas hematotoxinas son el monóxido de carbono en el aire y los nitratos que contaminan el agua subterránea, afectan a la capacidad de la sangre para transportar oxígeno a los tejidos. Otros tóxicos, como el benceno, afectan a la formación de plaquetas, necesarias para coagular la sangre. Los pulmones y la piel, debido a su proximidad con contaminantes, a menudo también, se ven afectados por sustancias químicas tóxicas. La función pulmonar puede verse dañada por sustancias como el humo del tabaco, el ozono, el asbesto, y el polvo de cuarzo suspendido en el aire. La piel reacciona de muchas formas frente a un agente químico tóxico, pero el

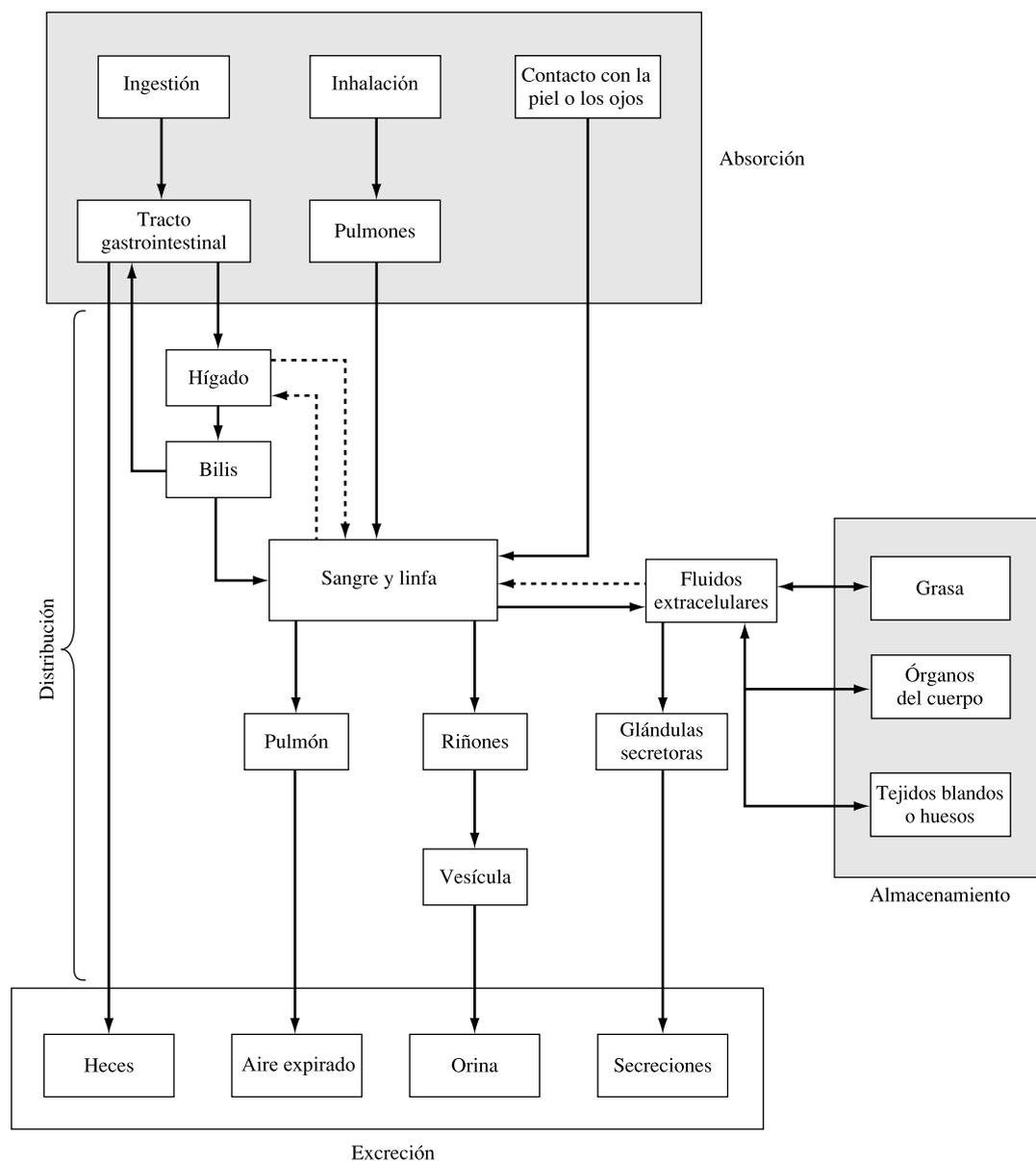


FIGURA 4.3. Destino de las sustancias químicas tóxicas en el cuerpo.
(Fuente: Environ, 1988.)

problema ambiental, más grave y común relacionado con la piel, es el cáncer inducido por la excesiva radiación ultravioleta, como veremos descrito en el Capítulo 8, «Cambio Atmosférico Global».

Toxicidad aguda

Este capítulo empieza con una cita de Philippus Aureolus Theophrastus Bombastus von Hohenheim-Paracelsus sobre cómo la dosis puede ser un veneno. Una medida de la toxicidad de algo, es la cantidad necesaria para causar alguna respuesta aguda, como puede ser la

herida de un órgano, el coma, o aún la muerte. La toxicidad aguda se refiere a los efectos causados en un espacio corto de tiempo, después de la exposición a una sola sustancia química; más tarde, discutiremos los efectos crónicos que esa toxicidad causa, después de periodos prolongados de exposición.

Una forma de describir la toxicidad de una sustancia química es la cantidad que se requiere de ella para causar la muerte de un organismo. La Tabla 4.6 muestra un esquema de la clasificación convencional de toxicidad, expresada en términos de miligramos de sustancia química ingerida por kilogramo de peso de la persona. Esto es, la cantidad que hay que ingerir de una toxina para que sea peligroso para una persona pequeña, como un niño, tanto como para un adulto. Para normalizar una dosis, la primera etapa es relacionar el peso de un animal de laboratorio con una dosis mortal y lo que se esperaría en un humano. Por ejemplo, se necesitan del orden de 20.000 mg de sacarosa¹ ordinaria por kilogramo para matar una rata. Utilizando el sistema de clasificación de la Tabla 4.6, la sacarosa sería considerada, prácticamente no tóxica. Si aumentamos a escala esta dosis para un humano de 70 kg (sin ningún otro ajuste), tomando algo como 1,4 kg de sacarosa (3 libras) ingeridas de golpe sería mortal. En el otro extremo, la bacteria *Clostridium botulinum*, responsable del botulismo (intoxicación alimenticia), es mortal con una sola dosis de sólo 0,00001 mg/kg, así es que es supertóxica (Rodricks, 1992).

TABLA 4.6. Sistema convencional de clasificación de la toxicidad aguda de sustancias químicas en humanos

Clasificación de toxicidad	Probable dosis oral mortal en humanos	
	Dosis (mg/kg por peso del cuerpo)	Promedio por adulto
1. Prácticamente no tóxico	Más de 15.000	Más de 1 cuarto de galón
2. Ligeramente tóxico	5.000-15.000	De 1 pinta a 1 cuarto de galón
3. Moderadamente tóxico	500-5.000	De 1 onza a 1 pinta
4. Muy tóxico	50-500	De 1 cucharadita a 1 onza
5. Extremadamente tóxico	5-50	De 7 gotas a 1 cucharadita
6. Supertóxico	Menos de 5	Menos de 7 gotas

No todos los miembros expuestos de una población reaccionarían de la misma forma ante una toxina, una forma de mostrar la variación es la curva dosis-respuesta que muestra el porcentaje de población que se ve afectada en función de la dosis recibida. En la curva dosis-respuesta de la Figura 4.4, se muestra una escala logarítmica para las dosis, la cuál tiende a rendir el familiar formato de curva S. Fijémonos también en que la dosis se expresa en miligramos de sustancia química ingerida por kilogramo de peso. Normalizando con el peso del cuerpo nos permite extrapolar la dosis para individuos de diferentes tamaños, tal como un niño o un adulto. También, proporciona un primer corte al extrapolar los efectos probables en la curva humana de la dosis-respuesta que ha sido generada por los tests en animales.

Las curvas de la Figura 4.4 exponen la respuesta a la exposición química como una tasa de mortalidad. La dosis que matará al 50% de una población es designada como LD₅₀, donde LD significa dosis mortal (*Lethal Dose*). En la Figura 4.4(a), se muestran las curvas de la dosis-respuesta para 2 sustancias químicas. La sustancia química A tiene un LD₅₀ más bajo que la B, y es siempre más tóxica. La Figura 4.4(b) nos advierte de que, simplemente por

¹ Nota del traductor: azúcar común. La sacarosa alivia el dolor en recién nacidos sometidos a procedimientos dolorosos por el uso de agujas o pinchazos con lanceta en el talón).

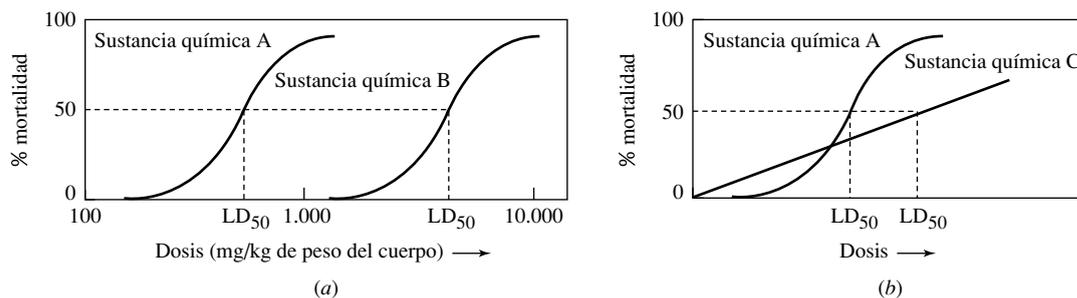


FIGURA 4.4. Curvas dosis-respuesta de mortalidad para una toxicidad aguda: (a) la sustancia química A es siempre más tóxica que la B; (b) pero la sustancia química A es menos tóxica que C en dosis bajas aunque tenga menos LD₅₀.

que una sustancia química tenga un nivel más bajo de LD que otra no significa que sea, necesariamente, siempre más tóxica. La sustancia química A tiene un LD₅₀ más bajo, y sugeriría, normalmente, que es más tóxica que C, pero advierte que no es tan tóxico como C en dosis bajas. Así es que la curva de la dosis-respuesta proporciona más información que una tabla sencilla de dosis de LD₅₀.

Mutagénesis

En contraste con las respuestas a corto plazo asociadas con la toxicidad aguda, la mayoría de las evaluaciones del riesgo se enfocan en respuestas que pueden tardar años en desarrollarse. La medición de la capacidad de sustancias químicas específicas, que puedan causar cáncer, esterilidad y defectos de nacimiento, es mucho más difícil que la toxicidad aguda que acabamos de describir.

El ácido desoxirribonucleico (ADN) es un componente esencial de la vida y el material básico de los cromosomas del núcleo de las células. Contiene el código genético que determina todos los caracteres y apariencias de todos los organismos. Cada molécula de ADN tiene la capacidad de hacer una copia exacta de sí mismo, transmitiendo la información genética a la nueva célula. Nuestro interés por el ADN se debe al hecho de que ciertos agentes, como la radiación ionizante, son *genotóxicos*; esto es, son capaces de alterar el ADN. Cada cambio, o *mutación*, en el material genético de un organismo puede causar una disfunción celular, produciendo en algunos casos la muerte de la célula, cáncer, esterilidad, o anomalías en el feto. Las sustancias químicas que son capaces de causar cáncer se llaman *carcinógenos*; las sustancias químicas que pueden causar defectos de nacimiento son los *teratógenos*.

Las mutaciones pueden afectar a células somáticas, las cuales forman parte de los tejidos u órganos del cuerpo, o pueden causar cambios en las células germinales (espermatozoides y óvulos) y transmitirse a la descendencia. Como se sugiere en la Figura 4.5, un posible resultado de una mutación puede causar la muerte de la misma célula. Si la mutación se da en una célula somática y sobrevive, el cambio puede ser tal, que la célula no responda a los procesos normales de control de reproducción celular. Si esto ocurre, la célula puede experimentar una rápida y descontrolada división celular, formando un tumor. Las mutaciones en células somáticas pueden causar daño o matar al individuo afectado, y si el individuo es una mujer embarazada, el embrión puede dañarse, provocando defectos de nacimiento. Las mutaciones en células germinales, por otra parte, tienen el potencial de estabilizarse en los genes y transmitirse a otras generaciones.

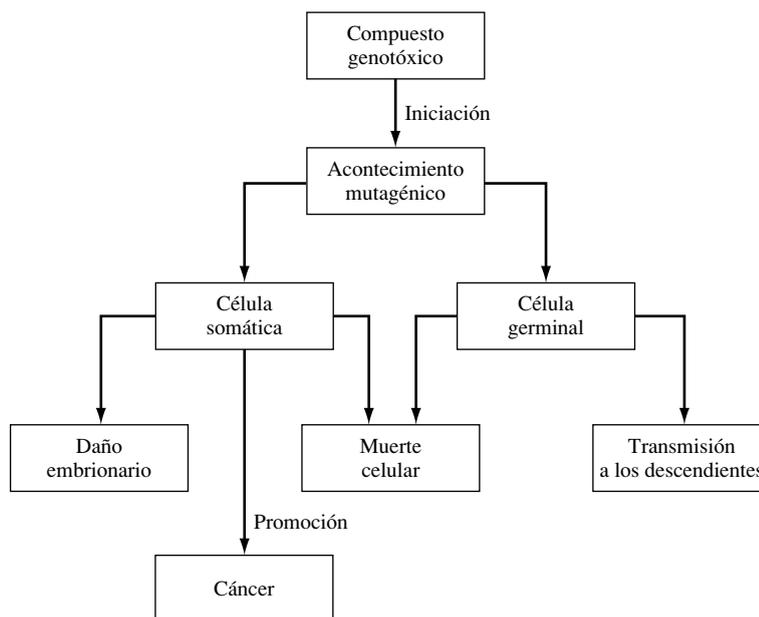


FIGURA 4.5. Posibles consecuencias de un acontecimiento mutagénico en células somáticas y germinales.

Carcinogénesis

El cáncer, es la segunda causa de muerte, en términos numéricos, de americanos fallecidos todos los años. En 2006, se diagnosticaron cerca de 1,4 millones de casos nuevos de cáncer en los Estados Unidos, y una media de 1 millón de personas muere cada año de cáncer. El cáncer es, ciertamente, una de las enfermedades más temidas.

Las sustancias químicas que inducen carcinogénesis, se piensa que desarrollan dos etapas distintas denominadas *iniciación* y *promoción*. En la etapa de la iniciación, una mutación altera el material genético de una célula, y puede, o no, llevarla al crecimiento incontrolado celular que caracteriza el cáncer. En la segunda, o promoción, la etapa del desarrollo, las células afectadas ya no reconocen las limitaciones de crecimiento que normalmente se aplican y se desarrolla un tumor. Los promotores pueden incrementar la tasa de incidencia de tumores entre células que ya han experimentado la iniciación, o pueden acortar el periodo de estado latente entre la iniciación y la respuesta cancerígena completa. El modelo de la iniciación seguida por la promoción sugiere que algunos cancerígenos pueden ser iniciadores, otros pueden ser promotores, y algunos pueden ser cancerígenos completos capaces de causar ambas etapas. Las regulaciones actuales, sin embargo, no hacen esta distinción, y ninguna sustancia capaz de aumentar la incidencia de tumores es considerada como un cancerígeno, sujeto a las mismas técnicas de evaluación del riesgo. Los tumores, en cambio, pueden ser *benignos* o *malignos*, dependiendo de si el tumor es contenido, o no, dentro de sus propias fronteras. Si un tumor experimenta *metástasis* —esto es, se rompe y se divide dentro de otras áreas del cuerpo— se dice que es maligno. Después de que un tumor haya sufrido metástasis, es, obviamente, mucho más duro de tratar o extirpar.

La posibilidad teórica de que un solo genotóxico pueda desarrollar un tumor se la denomina *hipótesis one-hit* (hipótesis de un solo paso). Basándonos en esta hipótesis, la exposición, aún a la más pequeña cantidad de un cancerígeno, engendra la probabilidad, distinta de

cero, de sufrir algún mal. Esto es, en una sustancia conservativa, la evaluación del riesgo del peor caso para cancerígenos, se asume que no hay dosis por debajo del umbral en el cual el riesgo es cero.

En la Tabla 4.7 se presenta un glosario breve de la terminología de carcinogénesis.

TABLA 4.7. Glosario de terminología en carcinogénesis

Toxicidad aguda	Efectos adversos causados por un agente tóxico que ocurren en un corto espacio de tiempo después de la exposición.
Tumor benigno	Un nuevo tumor, compuesto por células que, aunque proliferan de manera anormal, no se expanden al tejido normal.
Cáncer	Proceso anormal en el cual las células entran en una fase de crecimiento incontrolado y se expanden.
Carcinógeno	Sustancia productora de cáncer.
Carcinoma	Un tumor maligno en un tejido que cubre superficies internas o externas del cuerpo, como puede ser el estómago, el hígado o la piel.
Toxicidad crónica	Efecto adverso causado por un agente tóxico después de largos periodos de exposición.
Iniciador	Sustancia química que inicia un cambio en la célula y la convierte irreversiblemente en cancerosa o precancerosa.
Tumor maligno	Crecimiento relativamente autónomo de células o tejidos que invaden los alrededores de los tejidos y tienen capacidad de metástasis.
Mutagénesis	Alteración del ADN en células germinales o somáticas no asociada con los procesos normales de recombinación.
Mutación	Cambio, permanente o transmisible, en el ADN que provoca disfunción o cambio en la conducta de la célula.
Neoplasma	Literalmente, nuevo crecimiento. Normalmente se dice de un tejido con un crecimiento anormalmente rápido.
Oncogénico	Que causa tumores o causa la formación de los mismos.
Farmacocinética	El estudio de cómo una sustancia química es absorbida, distribuida, metabolizada y excretada.
Promotor	Sustancia química que puede incrementar la incidencia de respuesta a cancerígenos ya administrados.
Sarcoma	Cáncer que surge del tejido mesodermal (por ejemplo, la grasa, músculo, hueso).
Teratógeno	Cualquier sustancia capaz de causar malformaciones durante el desarrollo del feto.
Toxicidad	Término relativo, generalmente usado, para comparar el efecto perjudicial de una sustancia química en algún mecanismo biológico con el efecto de otra sustancia química.

Fuente: basado en Williams y Burson, 1985.

Test de toxicidad en animales

Con los miles de nuevas sustancias químicas que produce el mercado cada año, una cola de decenas de miles de sustancias químicas, relativamente no probadas, ya en el comercio, y un número limitado de facilidades capaces de proporcionar los complejos test que se requieren, apenas es posible probar la toxicidad de cada una de las sustancias químicas. Como resultado, una jerarquía de test, de procedimientos, que han sido desarrollados y que pueden ser utilizados para ayudar a seleccionar aquellas sustancias químicas que muy probablemente, podrían causar riesgos graves.

El punto de partida es el probar, lo más verazmente posible, la toxicidad aguda ya descrita. El próximo paso puede ser el comparar la estructura de las sustancias químicas en cuestión, con otras sustancias químicas de las que se sabe, o sospecha, podrían ser cancerígenos humanos, tal como los mostrados en la Figura 4.6. Nuevas sustancias químicas

que sean semejantes a éstas, y a otros supuestos cancerígenos, serían candidatas para futuros test.

La teoría predominante en carcinogénesis de que los cánceres humanos se inician por mutaciones de genes, ha llevado al desarrollo de procedimientos a corto plazo de investigaciones in vitro, que son uno de los primeros pasos dados para determinar si una sustancia química es cancerígena. Se piensa que si una sustancia química puede ser mostrada como un mutagénico, entonces puede ser un carcinogénico, y aún más, puede seleccionarse para ser testado. La gran mayoría de test a corto plazo, llamados *Ames mutagenicity assay* (Test Ames de mortagenicidad), están sujetos a test especiales con bacterias y la sustancia química en cuestión. Estos test previamente han probado la incapacidad de la división bacteriana normal por lo que, a menos que muten hacia formas capaces de realizar la división, les causarían la muerte. Las bacterias que sobreviven y forman colonias lo hacen a través de la mutación; por lo tanto, la tasa de supervivencia mayor de estas bacterias especiales, la más mutagénica es la sustancia química.

Los procedimientos de test intermedios implican, relativamente a corto plazo, (varios meses de duración) bioensayos de carcinogénesis en órganos específicos de ratas y de ratones sujetos a mutagenes conocidos que determinan el desarrollo de tumores.

Finalmente, el más costoso, complejo y más duradero test, llamado bioensayo crónico de carcinogénesis (*chronic carcinogenesis bioassay*), implica a centenares o millares de animales en un periodo de tiempo de varios años. Para asegurar la comparación de los resultados de los test y verificar los datos, el Programa Nacional de Toxicología en los Estados Unidos ha establecido los requisitos mínimos de los test para un bioensayo crónico aceptable, que incluye lo siguiente:

- *Deben ser testadas dos especies de roedores.* Ratones y ratas especialmente engendrados para este fin, son los usados más a menudo. Al tener un periodo de vida relativamente corto, y pequeño tamaño, se hace especialmente fácil trabajar con ellos y testarlos en gran número.
- *Deben ser testados como mínimo 50 machos y 50 hembras de cada especie, para cada dosis.* Se requieren muchos más animales si queremos que el test sea lo suficientemente sensible como para detectar pequeños porcentajes de riesgos.
- *Como mínimo, deben administrarse dos dosis (y un grupo de control al que no se administra la dosis).* Tradicionalmente una dosis, se considera como dosis de máxima tolerancia (MTD, *Maximum Tolerated Dose*), es el nivel máximo administrado sin que perjudique considerablemente su crecimiento o acorte su tiempo de vida. La segunda dosis es por lo general la mitad o la cuarta parte de MTD.

La exposición comienza cuando tienen 6 meses de edad y termina cuando alcanzan los 24 meses. Al final de la prueba, todos los animales se matan y sus restos se someten a exámenes patológicos, esta prueba es cara y lleva bastante tiempo el realizarla. Las pruebas de una nueva sustancia química cuestan entre 500.000 y 1.500.000 dólares, tardan unos 2 o 3 años, y puede implicar el sacrificio de miles de animales (Goldberg and Frazier, 1989).

Nótese que, siguiendo el protocolo referido, el número mínimo de animales requeridos para un bioensayo es de 600 (2 especies \times 100 animales \times 3 dosis), y que este número, todavía es sólo relativamente alto, para mostrarnos el riesgo de que puedan ser detectados. Con este número de animales, para que el test muestre unos efectos estadísticamente significativos, los animales expuestos deben desarrollar, por lo menos, un 5 o 10% más de tumores que los controles, para concluir que los tumores extra fueron causados por la sustancia química probada. Eso es, el riesgo asociado con esta sustancia química puede medirse sólo bajo, aproximadamente 0,05 o 0,10, a menos que probemos muchos más animales.

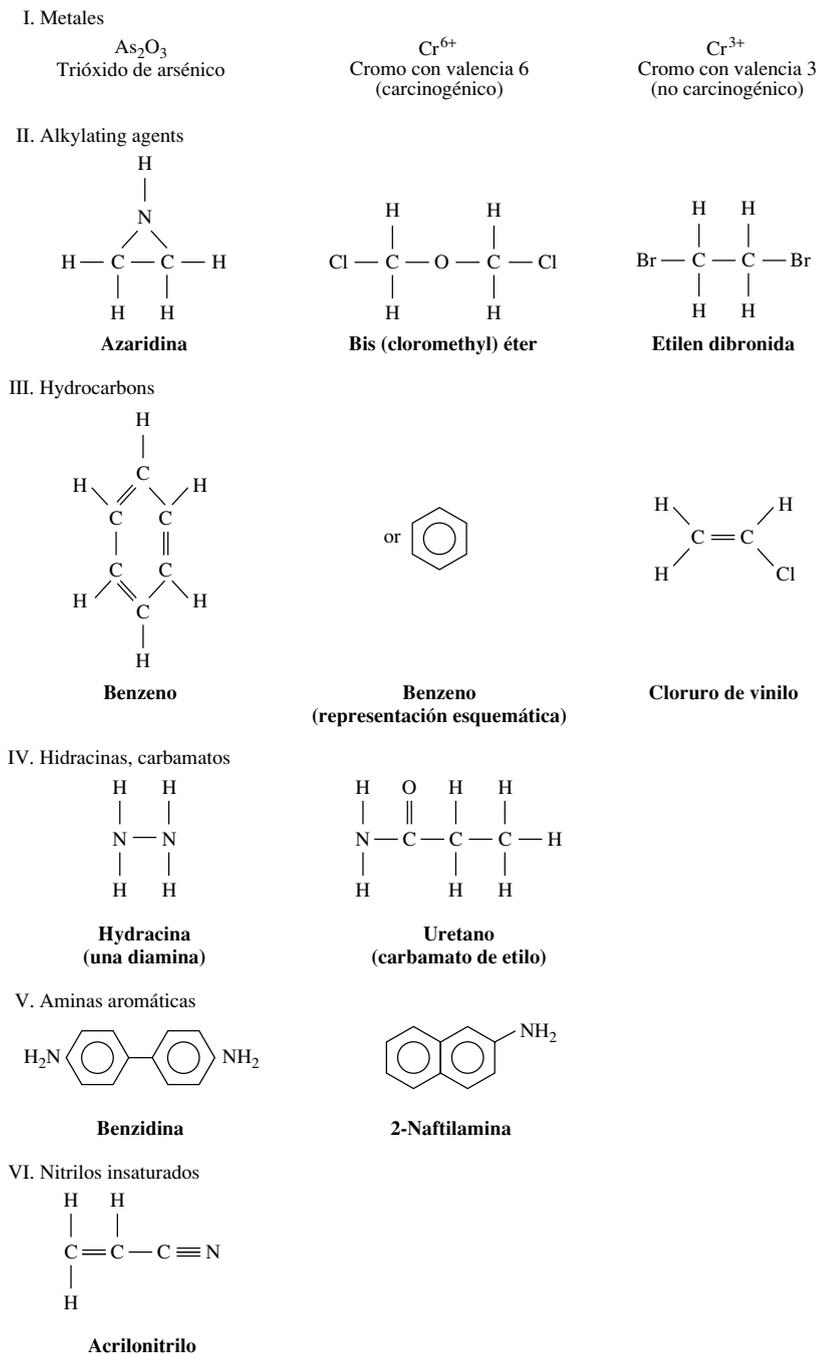


FIGURA 4.6. Selección de formas estructurales para algunas clases de sustancias químicas carcinogénicas².

(Fuente: Williams y Burson, 1985.)

² Nota del traductor: Sustancia que por inhalación, ingestión o penetración cutánea puede producir cáncer o aumentar su frecuencia). Alquilante: Medicamento que se usa para el tratamiento del cáncer. Interfiere con el ADN de las células e impide el crecimiento de la célula cancerosa).

Un simple examen puede ayudarnos a aclarar este fenómeno estadístico. Supongamos que testamos 100 ratas con una determinada dosis y encontramos un tumor. Para hacerlo fácil, digamos que el grupo control nunca desarrolla tumores. ¿Podemos suponer que la probabilidad (riesgo) de causar un tumor por esta sustancia química es el 1%? Definitivamente, sí. Si el riesgo es del 1%, esperaríamos encontrar un tumor, que es lo que conseguimos. ¿Podría la verdadera probabilidad, ser del 2%? Bien, si el riesgo verdadero es del 2%, y *si pudiéramos repetir el test, una y otra vez*, en conjuntos de 100 ratas cada vez, algunos de esos grupos no tendrían tumores, alguno, ciertamente, tendría 1 tumor, y algunos tendrían más. Nuestro test verdadero, de sólo un grupo de 100 en donde encontramos un tumor, no es en absoluto contradictorio, con un riesgo verdadero del 2%. ¿Podría ser que el riesgo verdadero sea del 3%? Aunque cogiéramos muchos grupos de 100 ratas, y probáramos en ellas el test, al menos, en 1 de esos grupos obtendríamos 1 sólo tumor. Así es que, no sería imposible encontrar 1 tumor en un solo grupo de 100 ratas, incluso si el riesgo verdadero fuera del 3%. Volviendo a la prueba original de 100 ratas donde encontramos 1 tumor, nosotros acabamos de discutir que el riesgo verdadero podría ser del 0, 2 o el 3%, quizá aún más, y todavía, ser consecuente con haber encontrado 1 tumor. Nosotros ciertamente, no podemos concluir que el riesgo es sólo del 1%. En otras palabras, con 100 animales, no podemos realizar un test estadísticamente significativo. Podemos concluir que el riesgo es de un pequeño porcentaje. Los bioensayos diseñados para discernir los riesgos más bajos, requieren muchos millares de animales, de hecho, el experimento más grande jamás realizado, implicó más de 24.000 ratones y aún fue todavía, insuficientemente sensible, para medir un riesgo menor que el 1% (Environ, 1988).

La incapacidad de un bioensayo para discernir pequeños porcentajes de riesgo es una de las dificultades más grandes al aplicar los datos así obtenidos a evaluaciones de riesgo en humanos. La regulación trata de restringir los riesgos humanos, debidos a la exposición a cancerígenos, a niveles cercanos al 10^{-6} (uno entre un millón), pero los estudios con animales son sólo capaces de discernir riesgos por debajo del 0,01 a 0,1. Es necesario, por lo tanto, encontrar alguna manera de extrapolar los datos tomados de animales expuestos a dosis altas a humanos que serán expuestos a dosis varias magnitudes más bajas.

Estudios humanos

Otro defecto en los métodos de experimentación con animales anteriormente descrito, aparte de la necesidad de extrapolar los datos hasta el riesgo cero, es la dificultad obvia de interpretar los datos para humanos. ¿Cómo relacionamos el hecho de que algunas sustancias causen tumores en ratones con la probabilidad de que causen cáncer también en humanos? Siempre existe esta crítica en los test con animales, pero ya que no estamos dispuestos a realizar los mismos test directamente en humanos, debemos utilizar otros métodos para reunir la evidencia de la toxicidad humana.

A veces, los datos humanos pueden obtenerse estudiando las víctimas de tragedias, tales como el escape de la planta química de Bhopal, que mató e hirió a miles de personas en India, y en las bombas atómicas de Hiroshima y Nagasaki en Japón. La fuente más importante de información de riesgo humano, sin embargo, proviene de estudios epidemiológicos. La epidemiología es el estudio de la tasa de incidencia de la enfermedad en poblaciones reales. Procurando encontrar las correlaciones entre tasas de enfermedad y otros factores ambientales, un epidemiólogo procura mostrar de una manera cuantitativa la relación entre la exposición y el riesgo. Tales datos pueden utilizarse para complementar los datos animales, los datos clínicos, y los análisis científicos de las características de las sustancias en cues-

ción.

Los epidemiólogos utilizan distintas estrategias para reunir información útil, pero comparten la característica común de tratar de identificar dos poblaciones de personas que tienen diferente exposición al factor de riesgo para ser estudiadas. El análisis preliminar de datos, generalmente implica establecer una sencilla matriz 2×2 , tal y como muestra la Figura 4.7. Las filas dividen a las poblaciones según los que fueron expuestos, o no, al factor de riesgo. Las columnas muestran el número de individuos que han adquirido la enfermedad para ser estudiados y los que no la tienen.

	Con enfermedad	Sin enfermedad
Exposición	a	b
No exposición	c	d

FIGURA 4.7. Una matriz 2×2 para una comparación epidemiológica. Las filas dividen la población expuesta; las columnas la dividen por enfermedad.

Varias medidas pueden aplicarse a los datos dados de la Figura 4.7 para ver si ellos *sugieren* una asociación entre la exposición y la enfermedad.

- El *riesgo relativo* es definido como

$$\text{Riesgo relativo} = \frac{a/(a+b)}{c/(c+d)} \quad (4.1)$$

Nótese que el numerador es la fracción de aquellos que han sido expuestos y tienen la enfermedad, y el denominador es la fracción de aquellos no expuestos y tienen la enfermedad. Si estas dos proporciones son iguales, la probabilidad de tener la enfermedad no dependería, en sí, de que un individuo haya sido expuesto al factor de riesgo, y el riesgo relativo sería uno. Por encima de uno, el riesgo relativo más alto, y los demás datos sugieren una asociación entre exposición y riesgo.

- El *riesgo atribuible* se define como

$$\text{Riesgo atribuible} = \frac{a}{a+b} - \frac{c}{c+d} \quad (4.2)$$

El riesgo atribuible es la diferencia entre la probabilidad de tener la enfermedad y haber sido expuesto, y la probabilidad de tener la enfermedad sin la exposición. Un riesgo atribuible de cero sugiere que no hay relación entre la exposición y el riesgo.

- La *tasa de probabilidad* se define como el producto en cruz de las entradas de la matriz:

$$\text{Tasa de probabilidad} = \frac{ad}{bc} \quad (4.3)$$

La tasa de probabilidad es semejante al riesgo relativo. Los números por encima de 1 sugieren una relación entre la exposición y el riesgo.

EJEMPLO 4.1. Datos de análisis epidemiológico

Una evaluación de los historiales personales de empleados de una planta que fabrica cloruro de vinilo encuentra que de 200 trabajadores, 15 han desarrollado cáncer de hígado. En un grupo control, formado por individuos con historiales semejantes a los trabajadores expuestos, y que era improbable que hubieran tenido algún encuentro con el cloruro de vinilo, hubo 24 personas que desarrollaron cáncer de hígado y 450 que no. Encontrar el riesgo relativo, el riesgo atribuible, y la tasa de probabilidad para estos datos.

Solución. Poner los datos en una matriz 2×2 dada

	D	\bar{D}
E	15	185
\bar{E}	24	450

Resolvemos para cada rendimiento:

$$\text{Riesgo relativo} = \frac{15/(15 + 185)}{24/(24 + 450)} = \frac{0,075}{0,05} = 1,48$$

$$\text{Riesgo atribuible} = \frac{15}{200} - \frac{24}{474} = 0,024$$

$$\text{Probabilidad de riesgo} = \frac{15 \times 450}{185 \times 24} = 1,52$$

Ambos, el riesgo relativo y la probabilidad de riesgo, son aproximadamente 1, esto sugiere una relación entre la exposición y el riesgo. Para aquellos que estuvieron expuestos, el riesgo de cáncer se ha incrementado 0,024 (riesgo atribuible) sobre los que no han sido expuestos. Estas tres medidas indican que futuros estudios de la relación entre el cloruro de vinilo y el cáncer de hígado podrían estar garantizados.

La precaución debe expresarse interpretando todos los estudios epidemiológicos, ya que cualquier confusión en las variables puede llevar a conclusiones inválidas. Por ejemplo, el estudio puede haberse visto influenciado por comparar trabajadores con otros que no trabajan (los trabajadores están generalmente más sanos), o porque las tasas relativas de fumadores no se justificaron, o es posible, que haya otras variables que influyan y no formen parte de la hipótesis de estudio, y fueran el verdadero agente causante. Un ejemplo de lo anterior sería, considerar una tentativa para comparar las tasas de cáncer de pulmón en una ciudad que tiene niveles altos de contaminación atmosférica en el ambiente, con tasas en una ciudad que tiene menos contaminación. Supongamos que las tasas sean más altas en la ciudad más contaminada, aún después de justificar el historial de los fumadores, la distribución de edad y el tipo de trabajo. La conclusión de que esa contaminación atmosférica del ambiente es la causa, puede invalidarse totalmente por aquellas diferencias. En vez de eso, quizás sean los diferentes niveles de radón en casa, o bien, las diferencias en otros contaminantes atmosféricos de interiores asociados con el tipo de combustible utilizado para cocinar y calentar, y sea esa la causa de las variaciones de cáncer.

Las categorías del peso de las pruebas para cancerígenos potenciales

Basados en las pruebas acumuladas de estudios clínicos, las pruebas epidemiológicas, estudios in vitro, y en los datos animales, la EPA utiliza las categorías siguientes para describir la probabilidad de que una sustancia química sea cancerígena (U.S. EPA, 1986a). Se han establecido cinco categorías, desde la A hasta la E, utilizando datos humanos y animales:

Grupo A: Cancerígeno humano. Una sustancia se pone en esta categoría sólo cuando existen indicios suficientes de epidemia, sostiene una asociación causal entre la exposición al agente y el cáncer.

Grupo B: Probable cancerígeno humano. Este grupo se ha dividido en dos subgrupos. Un agente es clasificado como B1 si la prueba epidemiológica es limitada; y un agente se pone en B2 si los datos humanos no son concluyentes pero hay indicios suficientes de carcinogénesis en animales.

Grupo C: Posible cancerígeno humano. Este grupo se utiliza para agentes con indicios limitados de carcinogénesis en animales y ausencia de datos humanos.

Grupo D: No clasificado. Este grupo es para agentes con evidencia inadecuada en humanos y animales, o para datos no disponibles.

Grupo E: Evidencia de no carcinogénesis. Este grupo se utiliza para agentes que no muestran indicios de carcinogénesis en, por lo menos, dos pruebas adecuadas en animales de especies diferentes ni en estudios adecuados de epidemiología y estudios animales.

En la Tabla 4.8 se muestra el resumen de estas categorías de clasificación.

TABLA 4.8. Categorías del peso de la prueba para cancerígenos en humanos

Prueba humana	Indicios animal				
	Suficiente	Limitada	Inadecuada	No hay datos	No hay evidencia
Suficiente	A	A	A	A	A
Limitada	B1	B1	B1	B1	B1
Inadecuada	B2	C	D	D	D
No hay datos	B2	C	D	D	E
No hay pruebas	B2	C	D	D	E

Fuente: U.S. EPA, 1986a.

4.6. Evaluación de la dosis-respuesta

Como el nombre sugiere, la meta fundamental de una evaluación de la dosis-respuesta es obtener una relación matemática entre la cantidad de un tóxico, a que un humano se expone, y el riesgo que habrá de obtener una respuesta poco sana a esa dosis. Hemos visto las curvas dosis-respuesta para la toxicidad aguda, donde la dosis se mide en miligramos por kilogramo de peso. La curva dosis-respuesta en la que estamos interesados aquí, es el resultado de la toxicidad crónica; esto es, el organismo está sujeto a una exposición prolongada durante una fracción considerable de su vida. Para estas curvas, la abscisa representa la dosis, expresada generalmente como la media de miligramos de sustancia por kilogramo de peso por día

(mg/kg-día). La dosis es una exposición promediada sobre una vida entera (para el humano, suponemos 70 años). En la ordenada escribimos la respuesta, que es el riesgo que habrá de causar algún efecto adverso para la salud. Como de costumbre, la respuesta (el riesgo) no tiene unidades; es la probabilidad de que pudiera haber algún efecto adverso para la salud. Por ejemplo, si en la exposición prolongada a alguna sustancia química se esperaran producir 700 cánceres en una población de 1 millón, la respuesta podría expresarse como 0,0007, 7×10^{-4} , o el 0,07%. El riesgo anual se obtendría repartiéndolo, asumimos una vida media de 70 años, dando un riesgo de 0,00001 o 1×10^{-5} por año.

Para sustancias que inducen una respuesta cancerígena es siempre práctica convencional asumir que esa exposición, a cualquier cantidad del cancerígeno, creará alguna probabilidad de cáncer. Esto es, se requiere representación gráfica de la respuesta contra la dosis para llegar al origen. Para ninguna respuesta cancerígena se asume, generalmente, que hay alguna dosis en el umbral bajo el cual no habrá respuesta. A consecuencia de estas dos suposiciones, las curvas dosis-respuesta y los métodos utilizados para aplicarlos, son bastante diferentes para efectos cancerígenos y no cancerígenos, como sugiere la Figura 4.8. La misma sustancia química, a propósito, puede ser capaz de causar ambas clases de la respuesta.

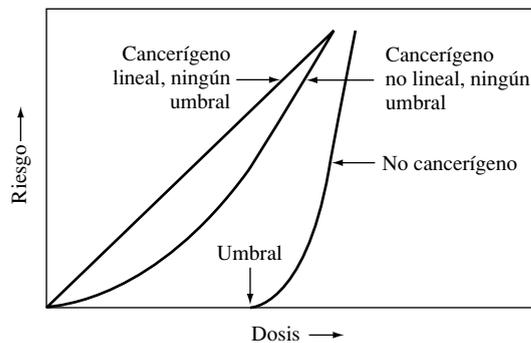


FIGURA 4.8. Hipotética curva dosis-respuesta. Las curvas dosis-respuesta para cancerígenos no son asumidas para tener umbral; esto es, cualquier exposición produce algún cambio que causa cáncer.

Para aplicar los datos obtenidos en la dosis-respuesta de bioensayos con animales a humanos debemos introducir un *factor de escala*. A veces, el factor de escala se obtiene suponiendo que ambas dosis son equivalentes, que la dosis por la unidad de peso en el animal y el humano es lo mismo. Otras veces, especialmente si la exposición se da a través de dosis dérmicas, las equivalencias se normalizan al área de la superficie del cuerpo antes que al peso. En cualquier caso, el resultado de la curva dosis-respuesta humana se especifica con las unidades estándar mg/kg día para la dosis. También puede ocurrir que tengamos que hacer ajustes, entre la respuesta animal y la humana, para justificar las diferencias en las tasas de absorción química. Si conocemos bastante acerca de las diferencias entre las tasas de absorción en test de animales y en humanos para la sustancia particular en cuestión, es posible justificar esas diferencias más tarde en la evaluación de riesgo. Generalmente, sin embargo, los datos son insuficientes, y simplemente asumimos, que las tasas de absorción son las mismas.

Extrapolaciones de dosis altas a dosis bajas

El aspecto más polémico de las curvas dosis-respuesta para cancerígenos, es el método escogido de extrapolar la administración de dosis altas, realmente probadas en animales, a las probables dosis bajas a las cuales los humanos nos exponemos. Recordar que aún con nú-

meros grandes de animales en un bioensayo, los riesgos más bajos que pueden medirse son, generalmente, de un bajo porcentaje. Desde que los reguladores procuran controlar el riesgo humano, a varias magnitudes por debajo de él, no habrá datos verdaderos en animales que satisfagan los intereses de la mayoría.

Han sido propuestos muchos modelos matemáticos para la extrapolación a dosis bajas. Desgraciadamente, ningún modelo puede demostrar ni refutar los datos, así es que no hay manera de saber, cuál modelo es el más exacto. Eso significa que la elección de modelos es estrictamente una decisión de principios. Un modelo comúnmente utilizado es el llamado *modelo de un solo paso* (one-hit model), en el que la relación entre dosis (d) y el riesgo (la probabilidad) de contraer cáncer en la vida, $P(d)$, viene dada de la forma siguiente (Crump, 1984):

$$P(d) = 1 - e^{-(q_0 + q_1 d)} \quad (4.4)$$

dónde q_0 y q_1 son los parámetros escogidos para anotar los datos. El modelo de un solo paso corresponde al modelo mecanicista más sencillo de carcinogénesis, donde se asume que un solo paso químico es capaz de inducir un tumor.

Si sustituimos $d = 0$ en (4.1), el resultado será una expresión de la tasa de fondo para la incidencia de cáncer, $P(0)$. Usando la expansión matemática para una exponencial.

$$e^x = 1 + x + \frac{x^2}{2!} + \dots + \frac{x^n}{n!} \cong 1 + x \text{ (para } x \text{ pequeñas)} \quad (4.5)$$

y asumiendo que la tasa de fondo de cáncer es pequeña nos permite escribir

$$P(0) = 1 - e^{-q_0} \cong 1 - [1 + (-q_0)] = q_0 \quad (4.6)$$

Esto es, la tasa de fondo para la incidencia de cáncer corresponde al parámetro q_0 . Utilizando la expansión exponencial otra vez, el modelo de un solo paso sugiere que la probabilidad de tener cáncer en la vida para pequeñas tasas de dosis puede expresarse como

$$P(d) \cong 1 - [1 - (q_0 + q_1 d)] = q_0 + q_1 d = P(0) + q_1 d \quad (4.7)$$

Para dosis bajas, el riesgo adicional de cáncer para la tasa de fondo es:

$$\text{Riesgo adicional} = A(d) = P(d) - P(0) \quad (4.8)$$

Sustituyendo (4.7) en (4.8) da la siguiente ecuación para el riesgo adicional de cáncer en el que se incurre cuando el organismo en cuestión es expuesto a una dosis d :

$$\text{Riesgo adicional} = A(d) \cong q_1 d \quad (4.9)$$

Esto es, el modelo de un solo paso predice que para dosis bajas, la probabilidad extra de padecer cáncer en la vida está relacionada linealmente a la dosis.

El modelo de un solo paso que relaciona el riesgo con la dosis no es el único posible. Otro modelo matemático propuesto tiene sus raíces en el modelo de sucesión de etapas de la formación del tumor; esto es, qué tumores son el resultado de una sucesión de acontecimientos biológicos (Crump, 1984). El *modelo de sucesión* expresa la relación entre el riesgo y la dosis como

$$P(d) = 1 - e^{-(q_0 + q_1 d + q_2 d^2 + \dots + q_n d^n)} \quad (4.10)$$

donde los parámetros individuales q_i son constantes positivas que encuadran mejor los datos de la dosis-respuesta. Otra vez, es fácil mostrar que para pequeños valores de dosis d , el modelo de sucesión, también tiene la característica de producir una relación lineal entre el

riesgo adicional y la dosis. La Figura 4.9 ilustra el uso de un modelo de un solo paso y un modelo de sucesión para ajustar los datos experimentales. El modelo de sucesión siempre ajustará los datos mejor, ya que incluye el modelo un solo paso como un caso especial.

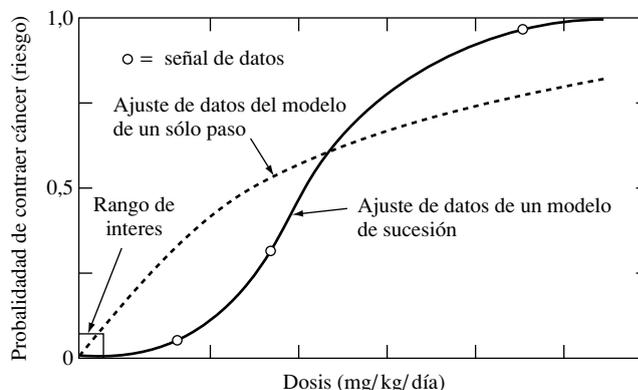


FIGURA 4.9. Curvas de dosis-respuesta que muestran dos métodos de ajustar una ecuación a los datos. El rango de interés está bien debajo del punto donde cualquier dato existe realmente.

Ya que la elección de un modelo apropiado para dosis bajas no está basada en datos experimentales, ningún modelo puede ser mejor que otro. La protección de la salud pública, EPA escoge pecar por exceso de seguridad y exagerar el riesgo. El modelo elegido por la EPA es un modelo modificado de sucesión, llamado *modelo de sucesión linealizado*. Es lineal en dosis bajas, con la constante de la proporcionalidad escogida de tal manera, que la probabilidad de sobreestimar el riesgo es del 95%.

El factor de potencia para cancerígenos

Para el estudio de la toxicidad crónica, se administra una dosis baja sobre una muestra significativa de animales. La curva dosis-respuesta resultante tiene el riesgo de incremento de cáncer (sobre la tasa de fondo) en el eje y, y el promedio de vida administrando una dosis diaria del tóxico en el eje x. En dosis bajas, donde la curva de dosis-respuesta se asume lineal, la pendiente de la curva dosis-respuesta se llama *factor de potencia* (PF), o *factor de pendiente*.

$$\text{Factor de potencia} = \frac{\text{Incremento del riesgo de cáncer en la vida}}{\text{Toma diaria crónica (mg/kd-día)}} \quad (4.11)$$

El denominador en (4.11) es la dosis promediada en una vida entera; tiene unidades de miligramos de tóxico absorbido por kilogramo de peso por día, que generalmente se escribe como (mg/kg-día) o (mg/kg/día). Ya que el riesgo no tiene unidades, las unidades para el factor de potencia son (mg/kg/día)⁻¹.

Si tenemos una curva dosis-respuesta, podemos encontrar el factor de potencia de la pendiente. De hecho, una interpretación del factor de potencia es el riesgo producido por una toma diaria crónica de 1 mg/kg día, como muestra la Figura 4.10.

Si analizamos (4.11) nos muestra dónde nos dirigimos. Si sabemos la toma diaria crónica CDI (basado en los datos de la exposición) y el PF (de EPA), podemos encontrar el tiempo de vida, el incremento de riesgo de cáncer sería

$$\text{Incremento del riesgo de cáncer en la vida} = \text{CDI} \times \text{PF} \quad (4.12)$$

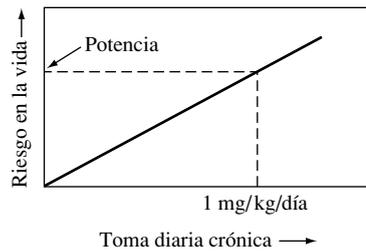


FIGURA 4.10. El factor potencia es la pendiente de la curva de dosis-respuesta. También se lo puede considerar como el riesgo equivalente a una toma diaria crónica de 1 mg/kg/día.

El modelo linearizado de sucesión riesgo-respuesta asume en (4.12) que el valor de la estimación es mayor que el riesgo verdadero. Además (4.12), estima el riesgo de contraer cáncer, que no es necesariamente el mismo que el riesgo de morir de cáncer, así que debe ser aún más conservador que una estimación de mortalidades de cáncer.

El factor de potencia necesita para (4.12) poder encontrar en EPA una base de datos de sustancias tóxicas, ésta es el Sistema Integrado de Información de Riesgo (el IRIS, *Integrated Risk Information System*). Incluye una información, bastante extensa, de cada cancerígeno potencial, en el IRIS es el factor de potencia y la categoría del peso de la evidencia (recordar Tabla 4.8). Una lista corta de algunas de estas sustancias química, PF (para ambos las vías de acceso son la oral y la inhalación), y las categorías de cáncer se muestran en la Tabla 4.9.

TABLA 4.9. Datos de tóxicos para cancerígenos potenciales

Sustancias químicas	Categoría	Factor de potencia vía oral (mg/kg-día) ⁻¹	Factor de potencia vía de inhalación (mg/kg-día) ⁻¹
Arsénico	A	1,75	50
Benceno	A	$2,9 \times 10^{-2}$	$2,9 \times 10^{-2}$
Benzopireno	B2	11,5	6,11
Cadmio	B1	—	6,1
Tetracloruro de carbono	B2	0,13	—
Cloroformo	B2	$6,1 \times 10^{-3}$	$8,1 \times 10^{-2}$
Cromo VI	A	—	41
DDT	B2	0,34	—
1,1-Dicloroetileno	C	0,58	1,16
Dieldrin	B2	30	—
Heptacloro	B2	3,4	—
Hexacloroetano	C	$1,4 \times 10^{-2}$	—
Cloruro de metilo	B2	$7,5 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-2}$
Niquel y compuestos	A	—	1,19
Bifenil policorado	B2	7,7	—
2,3,7,8-TCDD (dioxin)	B2	$1,56 \times 10^5$	—
Tetracloroetileno	B2	$5,1 \times 10^{-2}$	$1,0 - 3,3 \times 10^{-3}$
1,1,1-Tricloroetano (1,1,1-TCA)	D	—	—
Tricloroetileno (TCE)	B2	$1,1 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$
Cloruro de vinilo	A	2,3	0,295

Fuente: U.S. EPA, www.epa.gov/iris.

El otro factor que necesitamos desarrollar para poder utilizar completamente la ecuación básica de riesgo (4.12) es el concepto de la dosis diaria crónica. El CDI es, por definición,

$$\text{CDI (mg/kg-día)} = \frac{\text{Dosis media diaria (mg/día)}}{\text{Peso corporal (kg)}} \quad (4.13)$$

El numerador en (4.13) es la dosis total promediada en el tiempo de vida, asumiendo una vida de 70 años. El siguiente ejemplo muestra cómo combinar CDI y la potencia para encontrar el riesgo.

EJEMPLO 4.2. Evaluación del riesgo para el cloroformo en el agua potable

Cuando el agua potable se desinfecta con cloruro, se genera un subproducto, el cloroformo (CHCl_3). Supongamos que una persona de 70 kg bebe 2 L de agua al día durante 70 años con una concentración de cloroformo de 0,10 mg/L (el estándar para el agua potable).

- Encontrar el riesgo superior asociado de cáncer para este individuo.
- Si una ciudad con 500.000 personas en ella bebe también la misma cantidad de este agua, cuántos cánceres extra por año se esperarían? Supóngase el estándar de 70 años como tiempo de vida.
- Comparar los cánceres extra por año causados por el cloroformo en el agua potable con el número esperado de muertes de cáncer por cualquier causa. La mortalidad de cáncer en los Estados Unidos es 189 por 100.000 al año.

Solución.

- En la Tabla 4.9, vemos que ese cloroformo es un probable cancerígeno humano de clase B2, con un factor de potencia de $6,1 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg-día)}^{-1}$. Utilizando (4.13), la toma diaria crónica es

$$\begin{aligned} \text{CDI (mg/kg-día)} &= \frac{\text{Dosis media diaria (mg/día)}}{\text{Peso corporal (kg)}} \\ &= \frac{0,10 \text{ mg/L} \times 2 \text{ L/día}}{70 \text{ kg}} = 0,00286 \text{ mg/kg-día} \end{aligned}$$

De (4.12), el incremento del riesgo de cáncer en el tiempo de vida es

$$\begin{aligned} \text{Riesgo} &= \text{CDI} \times \text{PF} \\ &= 0,00286 \text{ (mg/kg-día)} \times 6,1 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg-día)}^{-1} = 17,4 \times 10^{-6} \end{aligned}$$

así, en un periodo de 70 años, el riesgo superior-asociado estimado de la probabilidad de que una persona contraiga cáncer por el agua potable se aproxima a 17 en 1 millón.

- Si hay 17,4 cánceres por millón de personas en un periodo 70 años, entonces en un año dado en una población de 500.000 personas, el número de cánceres causados por el cloroformo sería

$$500.000 \text{ personas} \times \frac{17,4 \text{ cáncer}}{10^6 \text{ personas}} \times \frac{1}{70 \text{ años}} = 0,12 \text{ cánceres/año}$$

- c) El número total de muertes por cáncer que podrían darse en una ciudad de 500.000 habitantes podría ser

$$500.000 \text{ personas} \times \frac{189 \text{ cánceres/año}}{100.000 \text{ personas}} = 945 \text{ cánceres muerte/año}$$

Parecería que 0,12 nuevos cánceres adicionales por año no se detectarían.

Una vez más, es necesario acentuar que la ciencia detrás del cálculo de la evaluación del riesgo del tipo demostrado en el Ejemplo 4.2 está obsoleta, y enormes incertidumbres están asociadas con alguna respuesta particular ya computada. Se le da todavía gran valor, sin embargo, a este tipo de procedimientos, ya que organiza muchos datos en un formato fácil de comunicar a una audiencia muy amplia y puede ayudar mucho a que esa audiencia encuentre perspectivas legítimas basadas en estos datos. Por ejemplo, importa poco si los cánceres extra anuales asociados con cloroformo en el ejemplo anterior son del 0,12 o diez veces más, 1,2; la conclusión de que los cánceres extra serían indetectables no cambiaría.

Otro uso para el cálculo de éstos riesgos es el de estimar la concentración de un contaminante en el agua potable que tuviera como resultado un nivel políticamente aceptable de riesgo. A menudo esa meta de riesgo es 10^{-6} , y la concentración que produciría ese riesgo se llama *nivel equivalente de agua potable* (DWEL, *Drinking Water Equivalent Level*). Para encontrar el DWEL, se asume generalmente, que un adulto de 70 kg consume 2 L de agua al día. Como muestra el Ejemplo 4.3, podemos encontrar el DWEL del factor de potencia utilizando (4.12).

EJEMPLO 4.3. Concentración de cloroformo en el agua potable para un riesgo de 10^{-6}

Encontrar la concentración de cloroformo en el agua potable que tendría como resultado un riesgo de 10^{-6} para una persona de 70 kg que bebe 2 L/día a lo largo de toda su vida.

Solución. Volviendo a (4.12) y utilizando el PF de la Tabla 4.9 obtenemos

$$\text{CDI} = \frac{\text{Riesgo}}{\text{Factor de potencia}} = \frac{10^{-6}}{6,1 \times 10^{-3} \text{ (kg-día/mg)}} = 1,64 \times 10^{-4} \text{ (mg/kg-día)}$$

Ya que CDI es el promedio de la toma diaria dividida por la masa del cuerpo, podemos escribir

$$\text{CDI} = \frac{C \text{ (mg/L)} \times 2 \text{ L/día}}{70 \text{ kg}} = 1,64 \times 10^{-4} \text{ (mg/kg-día)}$$

donde C (mg/L) es la concentración admisible de cloroformo. Resolviendo para C da

$$C = 70 \times 1,64 \times 10^{-4} / 2 = 0,0057 \cong 6 \times 10^{-3} \text{ mg/L} = 6 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Un DWEL de $6 \text{ } \mu\text{g/L}$ para el cloroformo tendría como resultado un riesgo superior asociado de 10^{-6} .

En los Ejemplos 4.2 y 4.3 asumimos que todos beben 2 L de agua contaminada cada día durante 70 años. Cuándo una evaluación de riesgo es causada por exposiciones que no

duran la vida entera, necesitamos desarrollar la toma diaria crónica con un poco más de cuidado.

Si el contaminante está en el agua potable, el CDI puede expresarse como

$$\text{CDI} = \frac{\text{Concentración (mg/L)} \times \text{Tasa de la toma (L/día)} \times \text{Exposición (días/vida)}}{\text{Peso corporal (kg)} \times 70 \text{ (años/vida)} \times 365 \text{ (días/año)}} \quad (4.14)$$

donde *Concentración* se refiere a la concentración del contaminante, la *tasa de la toma* es la cantidad de agua ingerida cada día, y la *Exposición* es el número de días en una vida que la persona bebe agua contaminada.

Si la vía de entrada es la aspiración de un contaminante, la toma diaria crónica puede expresarse como

$$\text{CDI} = \frac{\text{Concentración (mg/m}^3\text{)} \times \text{Tasa de la toma (m}^3\text{/día)} \times \text{Exposición (días/vida)}}{\text{Peso corporal (kg)} \times 70 \text{ (año/vida)} \times 365 \text{ (días/año)}} \quad (4.15)$$

donde *Concentración* es la concentración de contaminante en el aire, y la tasa de la toma es la cantidad de aire inhalado durante cada día que la persona está expuesta a la contaminación. Expresiones semejantes pueden utilizarse para el consumo de alimentos o tierras contaminadas y para el contacto dérmico con tierra contaminada.

EJEMPLO 4.4. Una exposición profesional

Estimar el riesgo de incremento de cáncer para un trabajador de 60 kg expuesto a un cancerígeno particular bajo las siguientes circunstancias. El tiempo de exposición es de 5 días a la semana, 50 semanas por año, durante un espacio de tiempo de 25 años. Se supone que el trabajador respira 20 m³ de aire al día. El cancerígeno tiene un factor de potencia de 0,02 (mg/kg/día)⁻¹, y su concentración media es de 0,05 mg/m³.

Solución. Como la exposición se ha producido por inhalación, utilizaremos (4.15).

$$\begin{aligned} \text{CDI} &= \frac{0,05 \text{ mg/m}^3 \times 20 \text{ m}^3\text{/día} \times 5 \text{ días/wk} \times 50 \text{ wk/año} \times 25 \text{ años}}{60 \text{ kg} \times 70 \text{ año/vida} \times 365 \text{ días/año}} \\ &= 0,0041 \text{ mg/kg-día} \end{aligned}$$

Utilizando (4.12), el riesgo superior asociado, el de incremento de cáncer es CDI × la potencia:

$$\text{Incremento de riesgo} = 0,0041 \text{ mg/kg día} \times 0,02 \text{ (mg/kg día)}^{-1} = 81 \times 10^{-6}$$

lo cual es considerablemente más alto que el riesgo esperado normal de 10⁻⁶.

La EPA ha desarrollado un conjunto de valores por defecto recomendados para tomas diarias, exposiciones y pesos del cuerpo para utilizarlos en cálculos de riesgo cuando no haya más información disponible en sitios específicos. La Tabla 4.10 muestra algunos de estos factores por defecto y el próximo ejemplo ilustra su uso.

TABLA 4.10. Ejemplo EPA factores de exposición recomendados para la evaluación del riesgo

La utilización de tierras	Vía de exposición	Toma diaria	La frecuencia de la exposición, días/año	La duración de la exposición, en años	Peso del cuerpo en kg			
Residencial	Ingestión de agua potable	2 L (adulto)	350	30	70 (adulto)			
		1 L (niño)			15 (niño)			
	Ingestión de sólidos y polvo	200 mg (niño)	350	6	15 (niño)			
		100 mg (adulto)			70 (adulto)			
Industrial y comercial	Inhalación de contaminantes	20 m ³ (adulto)	350	30	70			
		12 m ³ (niño)						
Industrial y comercial	Ingestión de agua potable	1 L	250	25	70			
		Ingestión de sólidos y polvo			50 mg	250	25	70
					Inhalación de contaminantes			20 m ³ (jornada laboral)
Agricultura	Consumo de cosecha propia	42 g (fruta)	350	30	70			
		80 g (verduras)						
	Consumo de pescado capturado localmente	54 g	350	30	70			

Fuente: U.S. EPA, 1991.

EJEMPLO 4.5. Propuesta de una fuente de benceno en el vecindario

Supongamos que se propone ubicar una industria que emite benceno a la atmósfera en un sitio cerca de un vecindario residencial. Los modelos de calidad del aire predicen que el 60% del tiempo prevalecen vientos que soplarán la concentración de benceno lejos del vecindario, pero el 40% de las veces la concentración de benceno será 0,01 mg/m³. Utilizar los factores uniformes de exposición de la Tabla 4.10 para valorar el incremento del riesgo en adultos del vecindario si se permite ubicar la industria. ¿Si el riesgo aceptable es 10⁻⁶, deberían permitir su ubicación?

Solución. Utilizando los factores de la Tabla 4.10, la toma diaria crónica será

$$\text{CDI} = \frac{0,01 \text{ mg/m}^3 \times 20 \text{ m}^3/\text{día} \times 350 \text{ días/año} \times 30 \text{ años}}{70 \text{ kg} \times 365 \text{ días/año} \times 70 \text{ años}} \times 0,40$$

$$= 0,00047 \text{ mg/kg-día}$$

El factor de potencia de la Tabla 4.9 para el benceno es $2,9 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-día)}^{-1}$, así es que el incremento del riesgo sería

$$\text{El incremento del riesgo} = 0,00047 \text{ mg/kg día} \times 2,9 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-día)}^{-1}$$

$$= 1,3 \times 10^{-5}$$

Este riesgo es más alto que el nivel aceptable, así que no debería construirse como se propone.

Dosis de referencia para los efectos no cancerígenos

La suposición crucial para agentes no cancerígenos es que hay un umbral de exposición; es decir, para cualquier exposición menor del umbral no se demuestra un incremento de los efectos adversos por encima de las tasas de fondo naturales. Por consiguiente, una de las metas principales en experimentación tóxica es identificar y cuantificar tales umbrales. Desafortunadamente, para casos normales, los datos disponibles no son los más adecuados para establecer tales umbrales con cierto grado de certeza y, como consecuencia, ha habido que introducir algunas definiciones y suposiciones especiales.

Supongamos que existe un umbral preciso de un tóxico determinado para alguna especie animal particular. Para determinar el umbral experimentalmente, podríamos imaginar un programa de test en el cual expusiéramos a los animales a un rango de dosis. Las dosis por debajo del umbral no provocarían reacción; las dosis por encima del umbral producirían respuestas. La dosis mínima administrada que da como resultado una respuesta, recibe un nombre especial: *nivel de efecto más bajo observado* (LOEL, *Lowest-Observed-effect level*). Inversamente, la dosis más alta administrada que no crea una respuesta se denomina: *nivel de efecto no observado* (NOEL, *No-Observed-effect level*). Los NOAEL y LOEL a menudo se depuran, marcando una distinción entre los efectos que son adversos para la salud y los efectos que no lo son. Así, hay también niveles de efectos adversos no observados (NOAEL, *No Observed-adverse-effect level*) y niveles de efectos adversos más bajos observados (LOAEL, *Lowest-Observed-adverse-effect levels*).

La Figura 4.11 ilustra estos niveles e introduce otra exposición llamada *dosis de referencia* o RfD (*Reference dose*). El RfD solía ser designado como la toma diaria aceptable (ADI, *acceptable daily intake*), y como su propio nombre indica, nos da la referencia del nivel de exposición humana, está dirigido a dar una indicación de un nivel de exposición humana sin riesgo apreciable. Las unidades de RfD son mg/kg día promedio sobre toda una vida, tal como indicaba la dosis crónica diaria CDI (*Chronic daily intake*). El RfD se obtiene dividiendo el NOAEL por un apropiado *factor de incertidumbre* (algunas veces llamado factor de seguridad). El factor de incertidumbre de 10 pliegues se usa para mostrar las diferencias en la sensibilidad entre los individuos más sensitivos de una población humana expuesta, como mujeres embarazadas, bebés, y las personas de edad, y personas «normales, saludables». Otro factor de 10 es introducido cuando el NOAEL se basa en datos animales que deben ser extrapolados a humanos. Finalmente, otro factor de 10 se aplica a veces cuando no hay

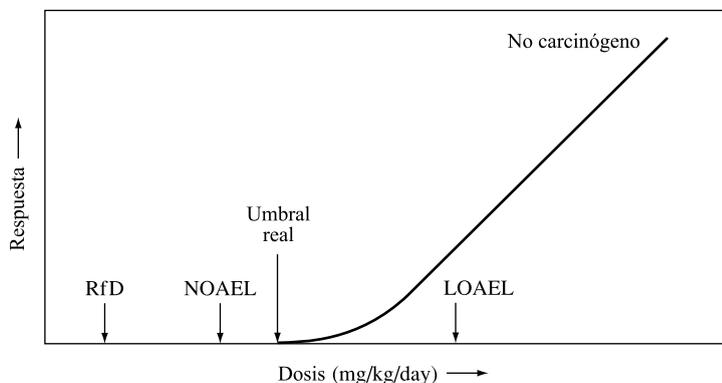


FIGURA 4.11. Nomenclatura usada para caracterizar la respuesta para diferentes dosis de un agente no cancerígeno hipotético. La dosis de referencia RfD es el nivel de efectos no adversos observado (NOAEL) dividido por un factor de incertidumbre típico entre 10 y 1.000.

buenos datos humanos y los datos animales disponibles están limitados. Así, dependiendo de la fuerza de los datos disponibles, los niveles RfD humanos se establecen en dosis que, aproximadamente van, desde una décima parte hasta un milésima del NOAEL que esté algo debajo del umbral real. La Tabla 4.11 muestra una lista de algunos tóxicos encontrados comúnmente y su RfD.

TABLA 4.11. RfD oral para efectos crónicos no cancerígenos de las sustancias químicas seleccionadas

Sustancia química	RfD (mg/kg día)
Acetona	0,100
Arsénico	0,0003
Cadmio	0,0005
Cloroformo	0,010
1,1-Dicloroetileno	0,009
Cis-1,2-Dichloroetileno	0,010
Fluoruro	0,120
Mercurio (inorgánico)	0,0003
Metileno cloruro	0,060
Fenol	0,600
Tetracloroetileno	0,010
Tolueno	0,200
1,1,1-Tricloroetano	0,035
Xileno	2,000

Fuente: U.S. EPA, www.epa.gov/iris.

El índice de peligro para efectos no cancerígenos

Puesto que la dosis de referencia RfD se establece para intentar alcanzar un nivel seguro, muy por debajo del nivel en el cual cualquier efecto adverso sobre la salud haya sido observado, tiene sentido comparar la exposición real para el RfD a ver si la dosis real es supuestamente segura. El cociente de peligro se basa en ese concepto:

$$\text{Coeficiente de peligro} = \frac{\text{Dosis promedio diaria durante el periodo de exposición (mg/kg-día)}}{\text{RfD}} \quad (4.16)$$

Observemos que la dosis diaria sólo es promedia sobre el periodo de exposición, lo que la hace diferente del promedio de dosis diarias usadas al calcular el riesgo para agentes cancerígenos. Para no cancerígenos la toxicidad es importante sólo durante el tiempo de exposición. Recordar que para el cálculo del riesgo de cáncer (e.g., Ecuación 4.13), la dosis es promediada sobre una vida 70 años de duración.

El cociente de peligro ha sido definido de tal manera que si es menor de 1, no debería haber riesgo significativo de toxicidad sistémica. Las proporciones por encima de 1 podrían representar un riesgo potencial, pero no hay modo de establecer ese riesgo con cierta certeza.

Cuando la exposición engloba más de un producto químico, la suma de los cocientes individuales de peligro para cada producto químico se utiliza como una medida del potencial para el daño. Esta suma se designa como *índice de peligro*:

$$\text{Índice de peligro} = \text{Suma de los cocientes de peligro} \quad (4.17)$$

EJEMPLO 4.6. Índice de peligro

Supongamos que el agua potable contiene 1 mg/L de tolueno y 0,01 mg/L de tetracloroetileno (C_2Cl_4). Un adulto de 70 kg bebe 2 L por día de esa agua durante 10 años.

- ¿Sugiere el índice de peligro que éste es un nivel de exposición seguro?
- El Tetracloroetileno es un agente carcinógeno B2. ¿Cual es el riesgo carcinogénico afrontado por alguien que está bebiendo esa agua? ¿Es menor que una meta de 10^{-6} ?

Solución.

- Primero necesitamos encontrar el promedio de la dosis diaria (ADD) para cada sustancia química y luego sus cocientes individuales de peligro.

Para el tolueno, el RfD dado en la Tabla 4.11 es 0,200 mg/kg día, así

$$\text{ADD (tolueno)} = \frac{1,0 \text{ mg/L} \times 2 \text{ L/día}}{70 \text{ kg}} = 0,029 \text{ mg/kg-día}$$

$$\text{Cociente de peligro} = \frac{0,029 \text{ mg/kg-día}}{0,200 \text{ mg/kg-día}} = 0,14$$

El RfD para el tetracloroetileno es 0,01 mg/kg día, así

$$\text{ADD (C}_2\text{Cl}_4) = \frac{0,01 \text{ mg/L} \times 2 \text{ L/día}}{70 \text{ kg}} = 0,00029 \text{ mg/kg-día}$$

$$\text{Cociente de peligro} = \frac{0,00029 \text{ mg/kg-día}}{0,01 \text{ mg/kg-día}} = 0,029$$

Así

$$\text{Índice de peligro} = 0,14 + 0,029 = 0,17 < 1,0$$

El índice de peligro sugiere que esta agua es segura. De paso, notar que no necesitamos saber que la persona bebió este agua durante 10 años.

- El incremento de riesgo carcinogénico asociado con el C_2Cl_4 es

$$\text{Riesgo} = \text{CDI} \times \text{PF}$$

$$\begin{aligned} \text{CDI} &= \frac{0,01 \text{ mg/L} \times 2 \text{ L/día} \times 365 \text{ días/año} \times 10 \text{ años}}{70 \text{ kg} \times 365 \text{ días/año} \times 70 \text{ años}} \\ &= 4,0 \times 10^{-5} \text{ mg/kg-día} \end{aligned}$$

En la Tabla 4.9, la potencia oral es $5,1 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-día)}^{-1}$, así que el riesgo es

$$\text{Riesgo} = \text{CDI} \times \text{PF}$$

$$4,0 \times 10^{-5} \text{ mg/kg-día} \times 5,1 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-día)}^{-1} = 2 \times 10^{-6}$$

Entonces, desde el punto de vista del riesgo de cáncer, esta agua no alcanza la meta de riesgo 10^{-6} . Prestar atención en cómo estaba el tetracloroetileno muy por debajo del RfD pero por encima de la meta deseada de riesgo. Esto no es raro cuando el índice de peligro se computa para agentes cancerígenos.

4.7. Evaluación de la exposición humana

Uno de los conceptos más elementales para la determinación del riesgo se pasa por alto demasiado a menudo en los debates públicos: Ese riesgo tiene dos componentes, la toxicidad de la sustancia involucrada, y el tiempo de exposición a esa sustancia. A menos que los individuos estén expuestos a los tóxicos, no hay riesgo humano.

Una valoración de la exposición humana, lleva asociada un proceso de dos partes. Primero, debemos evaluar el camino que siguen los agentes tóxicos para llegar desde la fuente hasta establecer el contacto con la gente. En segundo lugar, la estimación debe estar hecha sobre la probabilidad de que ocurra el contacto y en qué cantidad, entre las personas y esos contaminantes. La Figura 4.12 sugiere algunos de los mecanismos de transporte comunes en un vertedero de residuos tóxicos.

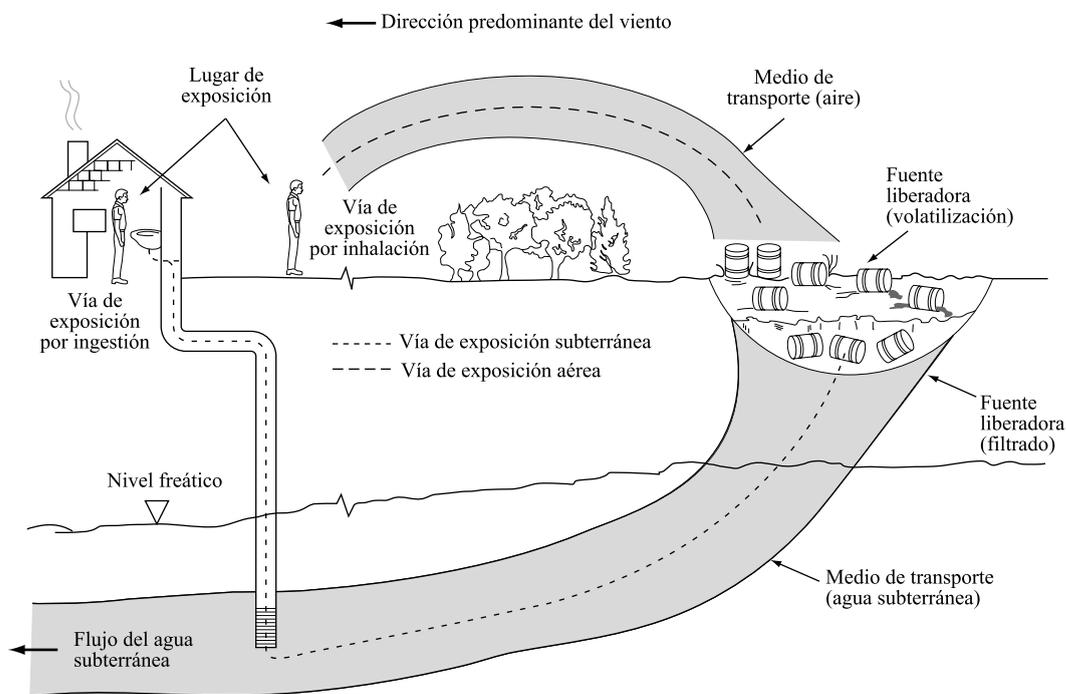


FIGURA 4.12. Ilustración de vías de exposición
(Fuente: U.S. EPA, 1986b.)

Las sustancias que están expuestas a la atmósfera se pueden volatilizar y ser transportadas por los vientos reinantes (en cuyo caso, los modelos de la pluma introducidos en el Capítulo 7, Contaminación del Aire, son usados a menudo). Las sustancias en contacto con la tierra pueden lixiviar en aguas subterráneas, y eventualmente, pueden ser transportadas a pozos locales de agua potable (los flujos de agua subterránea serán analizados en el Capítulo 5, Contaminación de Aguas). Como los contaminantes son transportados de un sitio a otro, pueden experimentar transformaciones diversas que pueden cambiar su toxicidad y / o concentración. Muchos de estos destinos y vías de transporte para contaminantes los analizaremos más tarde en este libro. Un resumen útil de modelos de vías de exposición usado por la

Agencia de Protección Ambiental viene dado en el Manual de Valoración de la Exposición Superfund (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 1988).³

Después de que las vías de exposición hayan sido analizadas, puede hacerse una estimación de las concentraciones de tóxicos en el aire, el agua, el terreno, y la comida en un punto particular de exposición. Una vez establecidas las concentraciones de diversos agentes tóxicos, comienza la segunda parte de la valoración de exposición. Debe estimarse el contacto humano con esos contaminantes. La información necesaria incluye el número de personas expuestas, duración de la exposición, y las cantidades de aire, el agua, la comida, y el terreno contaminado y en qué forma se encuentran en cada persona expuesta. A menudo, las estimaciones humanas se basan en toda una vida de exposición, asumiendo valores estándar diarios recomendados, de cantidad de aire respirado, agua consumida, y peso del cuerpo, dado en la Tabla 4.10 anterior. En algunas circunstancias, la exposición puede ser intermitente, y podríamos tener que realizar ajustes para diversos pesos, tasas de absorción y periodos de exposición, como viene ilustrado en el Ejemplo 4.4.

Bioconcentración

Una exposición potencialmente importante es el consumo humano de pescado contaminado. Es relativamente fiable estimar concentraciones de contaminantes en el agua, y también parece razonable hacer estimaciones de la cantidad de pescado que los individuos pueden consumir (por ejemplo, la toma estándar dada en la Tabla 4.10). Es una tarea difícil la de estimar la concentración de un contaminante en el pez, conociendo sólo la concentración química del agua. El *factor de bioconcentración* (BCF, *Bioconcentration Factor*) nos provee de un enlace crucial midiendo la tendencia de una sustancia para acumularse en los tejidos blandos del pez. La concentración de equilibrio de un producto químico en el pez puede estimarse multiplicando la concentración química del agua por el factor de bioconcentración:

$$\text{Concentración en el pez} = (\text{concentración en agua}) \times (\text{factor de bioconcentración}) \quad (4.18)$$

Las unidades de BCF (L/kg) se escogen para permitir que la concentración de sustancia en el agua sea la usual de mg/L, y la concentración en peces sea miligramos de sustancia por kilogramo de peces. Algunos ejemplos de valores de BCF vienen recogidos en la Tabla 4.12. Notar el alto factor de bioconcentración para pesticidas de hidrocarburos clorados, algo semejante a chlordane, el DDT, y heptacloros, y el factor de concentración especialmente alto para bifenilos politratados con cloro (PCBs). Estos altos factores de bioconcentración jugaron un papel importante en la decisión de reducir o eliminar el uso de estos productos químicos en los Estados Unidos.

El Ejemplo 4.7 ilustra el uso de factores de bioconcentración en la evaluación carcinogénica del riesgo.

³ *Nota del traductor:* Superfund, es la Ley de Responsabilidad, Compensación y Recuperación Ambiental (Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act, CERCLA). Superfund provee de los fondos que se utilizan para restaurar y mejorar los lugares que contienen desechos peligrosos. Los fondos se utilizan cuando no se puede determinar la persona o empresa responsable de la contaminación en el área identificada por la Oficina de Remediación e Innovación Tecnológica de Superfund (Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, OSRTI) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency, EPA), o cuando esa persona o empresa no puede pagar por limpiar, mejorar o restaurar el área afectada. El área, sitio o lugar afectado por los desechos peligrosos se conoce como «Superfund site» en inglés, y en español como área, sitio o lugar de Superfund. Como tal, el área contaminada es identificada por el programa para restaurarla a niveles que protejan a la comunidad y al medio ambiente.

TABLA 4.12. Factores de bioconcentración (BCFs) para una lista seleccionada de productos químicos

Sustancias químicas	Factor de bioconcentración (L/kg)
Aldrina	28
Arsénico y compuestos	44
Benceno	5,2
Cadmio y compuestos	81
Tetracloruro carbón	19
Chlordane	14.000
Cloroformo	3,75
Cromo III, VI y compuestos	16
Cobre	200
DDE	51.000
DDT	54.000
1,1 Dicloroetileno	5,6
Dieldrina	4.760
Formaldehído	0
Heptacloro	15.700
Hexacloroetano	87
Níquel y compuestos	47
Bifenilos policlorados (PCBs)	100.000
2,3,7,8-TCDD (dioxina)	5.000
Tetracloroetileno	31
1,1,1-tricloroetano	5,6
Tricloroetileno (TCE)	10,6
Cloruro de vinilo	1,17

Fuente: U.S., EPA, 1986b.

EJEMPLO 4.7. Bioconcentración de TCE

Usar el factor de exposición estándar de la Tabla 4.10 para una persona que come pescado atrapado localmente, estimar el riesgo de contraer cáncer tomado pescado de aguas que contienen una concentración de tricloroetileno (TCE) igual a 100 ppm (0,1 mg/L).

Solución. En la Tabla 4.12, el factor de bioconcentración para TCE es de 10,6 L/kg. De (4.18) la concentración esperada de TCE en el pez es por consiguiente

$$\text{Concentración TCE} = 0,1 \text{ mg/L} \times 10,6 \text{ L/kg} = 1,06 \text{ mg TCE/kg de pez}$$

Los factores estándar de exposición de la Tabla 4.1, incluyen a una persona de 70 kg consumiendo 54 g de pescado, 350 días al año durante 30 años. La toma diaria crónica CDI sería así.

$$\begin{aligned} \text{CDI} &= \frac{0,054 \text{ kg/día} \times 1,06 \text{ mg TCE/kg} \times 350 \text{ día/año} \times 30 \text{ años}}{70 \text{ kg} \times 365 \text{ días/año} \times 70 \text{ años}} \\ &= 3,36 \times 10^{-4} \text{ mg/kg-día} \end{aligned}$$

De la Tabla 4.9, el factor de potencia de cáncer para una dosis oral de TCE es $1,1 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-día)}^{-1}$. Usando (4.12), el riesgo superior asociado, el incremento de riesgo de cáncer a lo largo de la vida es

$$\begin{aligned} \text{Riesgo} &= \text{CDI} \times \text{PF} \\ &= 3,36 \times 10^{-4} \text{ mg/kg día} \times 1,1 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-día)}^{-1} = 3,6 \times 10^{-6} \end{aligned}$$

cerca de 4 entre 1 millón.

Degradación de contaminantes

Muchos productos tóxicos de interés son no conservativos; es decir, se degradan con el tiempo. La degradación puede ser el resultado de un número de procesos que eliminan los contaminantes del medio en el cual residen. Puede haber cambio de fase como cuando un producto químico se volatiliza, transformación química si reacciona con otras sustancias, o transformación biológica si se consume por microorganismos. La persistencia de un producto químico cuando se mueve a través de varios medios ambientales puede verse afectada por alguna combinación de estos mecanismos. Una forma conveniente para ocuparse de tal complejidad es simplemente combinar los procesos de degradación en una sola *vida media*. La vida media de una sustancia dada dependerá de dónde aparezca en tierra, aire, agua superficial o agua subterránea. Algunas vidas medias vienen representadas en la Tabla 4.13.

TABLA 4.13. Rango de vidas medias (días) de contaminantes diversos en el aire y la superficie del agua

Sustancias químicas	Aire		Superficie del agua	
	Baja	Alta	Baja	Alta
Benceno	6	—	1	6
Benzo pireno	1	6	0,4	—
Carbón tetracloruro	8.030	—	0,3	300
Chlordane	40	—	420	500
Cloroformo	80	—	0,3	30
DDT	—	—	56	110
1,1-dicloroetano	45	—	1	5
Formaldehído	0,8	—	0,9	3,5
Heptacoloro	40	—	0,96	—
Hexacloroetano	7.900	—	1,1	9,5
Bifenil policlorados (PCB)	58	—	2	12,9
2,3,7,8,-TCDD (dioxin)	—	—	365	730
1,1,1-Tricloroetano	803	1.752	0,14	7
Tricloroetileno	3,7	—	1	90
Cloruro de vinilo	1,2	—	1	5

Fuente: U.S. EPA, 1986b.

La relación entre el coeficiente de la tasa de reacción k y la vida media ($t_{1/2}$) estaba derivado en el Capítulo 3, «Las matemáticas del crecimiento». Recordar que la concentración de una sustancia es modelada con una simple relación exponencial de descomposición.

$$C(t) = C(0)e^{-kt} \tag{4.19}$$

Luego el tiempo requerido para que la concentración disminuya un 50% es la vida media, dada por

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} = \frac{0,693}{k} \quad (4.20)$$

Un ejemplo de cómo usar vidas medias viene dado en el siguiente ejemplo.

EJEMPLO 4.8. Evaluación de la exposición a una fuga de un tanque de almacenamiento subterráneo

Supongamos que un tanque de almacenamiento subterráneo ha tenido una fuga durante varios años contaminando el agua subterránea y causando una concentración de contaminante directamente bajo él de 0,30 mg/L. La contaminación fluye con una tasa de 0,5 ft al día hacia un pozo de agua potable a 1 milla. La vida media del contaminante es de 10 años.

- Estimar la concentración estable de contaminante esperada en el pozo.
- Si el factor de potencia para el contaminante es $0,02 \text{ (mg/kg día)}^{-1}$, estimar el riesgo de cáncer si una persona 70 kg bebió 2 L de este agua al día durante 10 años.

Solución

- El tiempo requerido para viajar 1 milla hasta el pozo es.

$$\text{Tiempo al pozo} = \frac{5.280 \text{ ft}}{0,5 \text{ ft/día}} = 10.560 \text{ días}$$

Se asume que el contaminante se degrada exponencialmente, así que el coeficiente de la tasa de reacción k puede encontrarse utilizando (4.20):

$$k = \frac{0,693}{t_{1/2}} = \frac{0,693}{10 \text{ años} \times 365 \text{ días/año}} = 1,9 \times 10^{-4} / \text{día}$$

En los 10.560 días requeridos para viajar hasta el pozo de agua potable, (4.19) sugiere que la concentración inicial de 0,30 mg/L se reduce a

$$C(t) = C(0)e^{-kt} = 0,30e^{-(1,9 \times 10^{-4} / \text{día} \times 10.560 \text{ días})} = 0,040 \text{ mg/L}$$

- El CDI para alguien que bebe esta agua durante 10 años a lo largo de una vida de 70 años de duración es

$$\text{CDI} = \frac{0,040 \text{ mg/L} \times 2 \text{ L/día} \times 10 \text{ años}}{70 \text{ kg} \times 70 \text{ años}} = 1,6 \times 10^{-4} \text{ mg/kg-día}$$

Así el riesgo de contraer cáncer a lo largo de la vida sería

$$\begin{aligned} \text{Riesgo} &= \text{CDI} \times \text{PF} \\ &= 1,6 \times 10^{-4} \text{ mg/kg día} \times 0,020 \text{ (mg/kg día)}^{-1} = 3,2 \times 10^{-6} \end{aligned}$$

Esto es probablemente la estimación del riesgo superior asociado individual y está sujeto a todas las incertidumbres que actualmente caracterizan todas las determinaciones de riesgo.

4.8. | Caracterización del riesgo

El paso final en la determinación de riesgo es unir los diversos estudios en una caracterización global de riesgo. En su sentido más primitivo, este paso podría interpretarse para promediar simplemente multiplicando la exposición (dosis) por la potencia de estar expuesto al riesgo del individuo, y entonces multiplicando esto por el número de personas expuestas nos da una estimación de riesgo general para alguna población específica.

Aunque hay ventajas obvias para presentar un número simple, solo para cánceres adicionales, o alguna otra medida de riesgo, una caracterización correcta de riesgo debería ser bastante más comprensiva. Las expresiones finales de riesgo derivado de este paso serán usadas por las personas que toman decisiones reguladoras, para ponderar riesgos de salud en contra de otros beneficios y costes de la sociedad. El público también usará estas expresiones para ayudarles a decidir si las medidas propuestas son suficientes para manejar los riesgos. Ambos grupos necesitan apreciar los extraordinarios saltos de fe que, por la necesidad, han tenido que usarse para determinar estas simples estimaciones cuantitativas. Siempre debemos enfatizar que estas estimaciones son preliminares, sujetas a cambio, y sumamente inciertas.

La Academia Nacional de Ciencias (1983) sugiere un número de preguntas que se podrían dirigir en una caracterización final de riesgo, incluyendo las siguientes:

- ¿Cuáles son las incertidumbres estadísticas que estiman la extensión de los efectos en la salud? ¿Cómo deben, estas incertidumbres, ser computadas y presentadas?
- ¿Qué son las incertidumbres biológicas? ¿Cuáles son sus orígenes? ¿Cómo se estiman? ¿Qué efecto tienen en las estimaciones cuantitativas? ¿Cómo estarán descritas las incertidumbres para las personas que toman las decisiones de la agencia?
- ¿Cuál es la evaluación de la dosis-respuesta y la evaluación de la exposición que deberían usarse?
- ¿Qué grupos de población deberían ser los blancos primarios para la protección? y ¿cuál proporciona una expresión más significativa de riesgo para la salud?

Rodricks (página 181, 1992) ofrece el ejemplo siguiente de la declaración que debería acompañar a todas las evaluaciones del riesgo (en este caso para un contaminante hipotético difluorometano, DFM):

Varios estudios experimentales con animales indican que el difluorometano (DFM) aumenta el riesgo de cáncer. Las investigaciones con grupos de individuos expuestos en el pasado a niveles relativamente altos de DFM no han revelado que la sustancia química aumentara el riesgo de cáncer en humanos. Debido a que estos estudios humanos no podrían revelar un pequeño aumento en el riesgo, y porque hay una base científica que nos permite extrapolar los resultados de experimentos con animales a humanos, la exposición a niveles bajos de DFM puede crear un aumento en el riesgo de cáncer para personas. La magnitud de este riesgo es desconocida, pero probablemente no excede uno entre 50.000. Esta figura revela la oportunidad en la vida de contraer cáncer con una exposición diaria a los niveles más altos de DFM detectados en el ambiente. Los niveles promedio más probables que podemos experimentar en el transcurso de una vida sugieren un riesgo de uno entre 200.000. El riesgo que entrañan estas cifras derivó en las suposiciones científicas no reconocido como plausible por todos los científicos, pero que son utilizadas coherentemente por científicos reguladores al procurar representar los riesgos de sustancias químicas ambientales. Es bastante plausible que los riesgos reales sean más bajos que los cita-

dos arriba; los riesgos más altos no son probables pero no pueden ser excluidos. Los reguladores procuran reducir los riesgos que exceden una gama de uno entre 100.000 a uno entre 1.000.000. Note que el riesgo que encaramos de contraer cáncer en la vida por todas las fuentes de estas enfermedades está cerca de 1 entre 5 (1 entre 10 para personas que no fuman), luego, incluso si es correcto, el riesgo del DFM es secundario en el problema general del cáncer. La prudencia puede dictar la necesidad en algún pequeño grado de la reducción del riesgo para DFM en el ambiente.

4.9. | Análisis comparativo del riesgo

En 1987, la EPA publicó un informe titulado *El negocio inacabado: una comparativa de la evaluación de problemas ambientales* (U.S. EPA, 1987), en el que los conceptos de la evaluación del riesgo fueron aplicados a una variedad urgente de problemas ambientales. La meta del estudio fue procurar utilizar el riesgo como un instrumento de política para situar los problemas ambientales mayores y ayudar a la agencia a establecer prioridades amplias, y a largo plazo.

Al principio, se dieron cuenta de que realizar comparaciones directas de problemas ambientales diferentes sería casi imposible. No sólo los datos son generalmente insuficientes para cuantificar los riesgos, sino que las clases de riesgo asociado con algunos problemas, tal como el calentamiento global, es virtualmente incomparable con otros riesgos como los desechos peligrosos. A pesar de dificultades tales como éstas, el informe es digno de mención en términos de su metodología y su conclusión.

El estudio se organizó alrededor de una lista de 31 problemas ambientales incluyendo temas tan diversos como los convencionales (criterios) contaminantes atmosféricos, el radón interior, el agotamiento del ozono estratosférico, el calentamiento global, lugares de desechos peligrosos activos (RCRA) e inactivos (Superfund), el daño a pantanos, minimización de desechos, y residuos de pesticidas en alimentos. Cada uno de estos 31 problemas fueron analizados por 4 grupos de trabajo separados desde la perspectiva de 4 tipos diferentes de riesgo: el riesgo de cáncer, riesgos no cancerígenos para la salud, los efectos ecológicos, y los efectos del bienestar (deterioro de visibilidad, el daño de materiales, etc.).

El situar los riesgos de cáncer fue quizás la parte más sincera del estudio porque la EPA ya estableció los procedimientos de evaluación del riesgo, y ya hay datos considerables disponibles para trabajar. Los ranking se basaron principalmente en el riesgo general de cáncer en la población entera de EE.UU., aunque los riesgos altos para grupos específicos de individuos, tales como jornaleros, se destacaron. Los ranking ordinarios se dieron, pero se hizo especial énfasis en que éstos no deberían ser interpretados como precisos, especialmente cuando comparamos problemas semejantes. Dadas todas las incertidumbres, en la conclusión de los grupos de trabajo con el cáncer, destacaron dos problemas a la cabeza de la lista: (1) la exposición del trabajador a sustancias químicas, la cual no implica a muchos individuos pero tiene como resultado riesgos altos para el individuo expuesto; y (2) la exposición al radón interior, que conlleva un riesgo significativo para muchas personas. Las áreas de desechos peligrosos inactivos (Superfund) se sitúan en la octava posición, y las áreas de desechos peligrosos activos (RCRA) la treceava. Fue interesante destacar que a excepción de los residuos de pesticidas en los alimentos, la mayor vía de entrada de los cancerígenos es la inhalación. El ranking final de los primeros 10 riesgos cancerígenos se reproduce en la Tabla 4.14.

TABLA 4.14. Consenso de ranking de áreas de problemas medioambientales con respecto al riesgo de cáncer en la población base

Rango	Área problema	Comentarios seleccionados
1 (asociado)	Trabajadores expuestos a sustancias químicas	Estimado en 250 casos de cáncer al año basado en la exposición a 4 sustancias químicas; pero los trabajadores están expuestos a más de 20.000 sustancias. El posible riesgo individual es muy alto.
1 (asociado)	Radón interior	Se estiman de 5.000 a 20.000 cánceres de pulmón anuales por la exposición en hogares.
3	Residuos de pesticidas en los alimentos	Se estiman 6.000 cánceres anuales, basado en la exposición a 200 oncogenes potenciales.
4 (asociados)	Contaminantes aéreos de interiores (no radón)	Se estiman entre 3.500 y 6.500 cánceres anualmente, en su mayor parte debido al humo del tabaco.
4 (asociados)	Exposición al consumo de sustancias químicas	El riesgo de 4 sustancias investigadas es alrededor de 100 y 135 cánceres anuales; se estima en 10.000 las sustancias químicas en productos de consumo. Destacando especialmente líquidos limpiadores, pesticidas, madera aglomerada y asbestos contenidos en determinados productos.
6	Contaminantes aéreos tóxicos/peligrosos	Se estima en 2.000 cánceres anuales, basado en la evaluación de 20 sustancias.
7	Pérdida de ozono estratosférico	La pérdida de ozono tendrá como resultado 10.000 muertes adicionales cada año en el 2100. No está en un ranking alto por la incertidumbre de un futuro riesgo.
8	Áreas de residuos peligrosos, inactivos	Incidencia de cáncer de 1.000 basado en la evaluación de 6 sustancias químicas. Tiene una incertidumbre considerable ya que el riesgo está basado en la extrapolación de 35 áreas de alrededor de 25.000.
9	Agua potable	Se estiman de 4.00 a 1.000 cánceres anuales, en su mayor parte por el radón y trihalometanos.
10	Aplicación de pesticidas	Aproximadamente 100 cánceres anuales; poca población expuesta pero alto riesgo individual.

Nota: No situado: biotecnología; el calentamiento global; otros contaminantes atmosféricos; las descargas a estuarios, a aguas costeras, y a los océanos; descarga a pantanos.

Fuente: Basada en los datos de U.S. EPA, 1987.

Los otros grupos de trabajo tuvieron una considerablemente dificultad para situar las 31 áreas problemáticas ambientalmente, ya que no hay pautas aceptadas para valorar cuantitativamente los riesgos relativos. Como muestra el *Negocio Inacabado*, una lectura del ranking de las 31 áreas problemáticas para cada uno de los 4 tipos de riesgo (el cáncer, los efectos sobre la salud de sustancias no cancerígenas, y los efectos ecológicos, y sobre el bienestar) produjo los siguientes resultados generales:

- Ningún problema se sitúa relativamente alto en los cuatro tipos de riesgo, ni relativamente bajo.
- Los problemas de ranking relativamente alto en tres de los cuatro tipos del riesgo, o por lo menos medio en los cuatro, incluyen criterios de contaminantes atmosféricos (véase el Capítulo 7), el agotamiento del ozono estratosférico (Capítulo 8), residuos de pesticidas en el alimento, y otros riesgos de pesticidas (pérdidas y deposición aérea de pesticidas).

- Los problemas con ranking relativamente alto de riesgo de cáncer y no cancerígenos para la salud, pero bajo en efectos ecológicos y para el bienestar, incluyen contaminantes atmosféricos peligrosos, radón interior, contaminación del aire interior por otros gases que no son el radón, la aplicación de pesticidas, la exposición a productos de consumo, y la exposición a sustancias químicas de los trabajadores.
- Los problemas con ranking relativamente alto en riesgos ecológicos y de bienestar, pero bajos en ambos riesgos para la salud, incluyen el calentamiento global, la señalización y no señalización de las fuentes de contaminación de aguas superficiales, la alteración física de hábitat acuáticos (incluyendo estuarios y pantanos) y los desechos mineros.
- Las áreas relativas a aguas subterráneas se sitúan en un ranking medio o bajo.

A pesar de las grandes incertidumbres implicadas al hacer su evaluación, la divergencia entre el esfuerzo de EPA en los años 1980 y los riesgos relativos son dignos de mención. Cuando se concluyó el estudio, las áreas de riesgo relativamente alto pero bajo esfuerzo de EPA incluyeron el radón interior, la contaminación atmosférica interior, el agotamiento de ozono estratosférico, el calentamiento global, las fuentes no señaladas, las descargas a estuarios, a aguas costeras, y a los océanos, otros pesticidas de riesgo, las liberaciones accidentales de tóxicos, productos al consumidor, y las exposiciones del trabajador. Las áreas de esfuerzo alto de EPA pero de riesgos relativamente medios o bajos incluyen las áreas de RCRA, las áreas de Superfund, los tanques de almacenaje subterráneos y los lugares de desecho municipales no peligrosos.

El informe *Negocio Inacabado* fue el primer y mayor ejemplo de lo que ha venido a ser conocido como el *análisis comparativo del riesgo*. El análisis comparativo del riesgo difiere de la evaluación convencional del riesgo porque su propósito no es establecer los valores absolutos de riesgo, sino proporcionar un proceso para situar los problemas ambientales por su gravedad. Un informe posterior, 1990, *Reduciendo los riesgos*, por la Junta Consultiva de la Ciencia de EPA, recomendó que la EPA redefiniera de nuevo sus prioridades en reducción de los riesgos más graves. La combinación de estos dos informes han tenido una influencia considerable en el camino que la EPA percibe su papel en la protección ambiental. La oficina de investigación y desarrollo tecnológico de EPA (U.S. EPA, 1996) ha incorporado estas recomendaciones al exponer sus principios estratégicos, que incluyen lo siguiente:

- Enfoques de investigación y desarrollo tecnológico en los riesgos más grandes para personas y medio ambiente, teniendo en cuenta su severidad potencial, la magnitud, y la incertidumbre.
- Enfoques de investigación para reducir la incertidumbre en la evaluación del riesgo y enfoques rentables para prevenir y manejar los riesgos.
- Equilibrio entre la salud humana y la investigación ecológica.

Basado en esos principios estratégicos, EPA ha definido estos 6 temas prioritarios de investigación para los próximos años (U.S. EPA, 1996):

- *Desinfección del agua potable*. Algunos microorganismos, especialmente el protozoo *Cryptosporidium*, puede sobrevivir a los procesos convencionales de desinfección, y algunos cancerígenos, como el cloroformo, se crean durante la cloración del agua potable. La cuestión es si en el riesgo comparativo se incluye la enfermedad microbiana flotante y los subproductos de la desinfección formados durante la desinfección de agua potable.

- *Asuntos de partículas.* La inhalación de partículas de la atmósfera supone un riesgo, potencial y alto, para la salud humana. La relación entre la morbilidad/mortalidad y los niveles bajos de partículas en el ambiente, y los métodos rentables para reducir las emisiones de partículas son áreas principales de interés.
- *Disruptores endocrinos.*⁴ Descienden la calidad y cantidad de la producción humana de esperma y aumenta la incidencia de ciertos cánceres que pueden desarrollarse. Es un tema de alta prioridad en investigación.
- *Evaluación mejorada del riesgo del ecosistema.* La comprensión de los impactos de actividades humanas en los ecosistemas no han desarrollado impactos tan rápidamente como en la salud humana. Temas como el descenso de la masa boscosa, microorganismos tóxicos en estuarios, el fracaso reproductor de la fauna, y la reaparición de brotes epidémicos necesitan ser dirigidos.
- *Evaluación mejorada de riesgo para la salud.* Continuar los esfuerzos por reducir la incertidumbre en la relación fuente-exposición-dosis, incluyendo los impactos de mezclas de sustancias químicas.
- *Prevención de contaminación y nuevas tecnologías.* Evitar la creación de problemas ambientales es la estrategia más rentable en la gestión de riesgos, pero no está claro cuál sería la mejor forma de integrar la prevención de la contaminación en la toma de decisiones del gobierno y el sector privado.

PROBLEMAS

- 4.1. Considerar un cancerígeno VOC con la curva respuesta mostrada en la Figura P4.1. Si una persona de 70 kg de peso inhala $20 \text{ m}^3/\text{día}$ de aire contaminado con 10^{-3} mg/m^3 de VOC, a lo largo de su vida entera, encuentra el riesgo de cáncer (primero necesitamos encontrar la potencia)

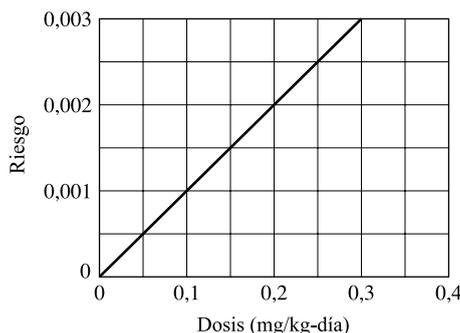


FIGURA P4.1.

- 4.2. Suponer que el abastecimiento de agua de una ciudad tenga 0,2 ppm (1 ppm = 10^{-3} mg/L) de bifenil policlorados (PCB) en ella. Utilizando el factor oral de la potencia para PCB (Tabla 4.9) y la exposición recomendada por la EPA en la Tabla 4.10,

⁴ Nota del traductor: un disruptor endocrino es cualquier compuesto químico que afecta al equilibrio hormonal, tanto cualitativa como cuantitativamente.

- a) ¿Cuál sería el CDI?
 - b) ¿Cuál sería el riesgo de cáncer individual para un adulto que reside y consume esta agua?
 - c) En una ciudad de 1 millón de personas, usa esta evaluación del riesgo para estimar el número de cánceres extra por año causado por los PCB en el abastecimiento de agua.
 - d) Supongamos una tasa de mortalidad por cáncer media en los EE.UU. de 193 por 100.000 al año. ¿Cuántas muertes de cáncer esperaríamos en una ciudad de 1 millón de habitantes? ¿Crees que el incremento de cánceres causados por PCB en el agua potable sería perceptible?
- 4.3.** Supongamos que 30 de 500 ratas han sido expuestas a un cancerígeno potencial que desarrolla tumores. Un grupo control de 300 ratas no expuestas al cancerígeno desarrolla sólo 10 tumores. Basándonos en estos datos, computar (a) el riesgo relativo, (b) el riesgo atribuible, y (c) la probabilidad de riesgo. ¿Estos indicadores sugieren que haya una relación entre la exposición y el riesgo de desarrollar un tumor?
- 4.4.** Supongamos que el 5% de los individuos expuestos a una sustancia química desarrolla un tumor y el 2% de los no expuestos desarrolla la misma clase del tumor. Encontrar (a) el riesgo relativo, (b) el riesgo atribuible, y (c) probabilidad de riesgo.
- 4.5.** Supongamos que un individuo de 70 kg beba 2 L/día de agua que contiene 0,1 mg/L de 1,1-dichloroetileno durante 20 años.
- a) Encontrar el cociente de peligro para esta exposición.
 - b) Encontrar el riesgo de cáncer.
 - c) Si un individuo bebe esta agua durante 30 años en vez de 20, volver a calcular el cociente de peligro y el riesgo de cáncer.
- 4.6.** Calcular en el agua potable el nivel equivalente (DWEL) de cloruro de etileno de forma que sea un 10^{-6} el riesgo en la vida, para un consumo de 2 L de agua por día de una persona de 70 kg.
- 4.7.** Basado en un riesgo de 10^{-6} para una persona de 70 kg que consume 2 L de agua al día, el DWEL para un contaminante es $10 \mu\text{g/L}$. ¿Qué potencia produciría este valor?
- 4.8.** El estándar del agua potable para 2,3,7,8-TCDD (dioxina) es 3×10^{-8} mg/L. Usando la exposición que EPA tiene en cuenta para el consumo residencial, ¿qué riesgo para la vida tendría este?
- 4.9.** El estándar del agua potable para el tetracloroetileno es 0,005 mg/L. Usando el factor residencial de exposición de EPA, ¿qué riesgo en la vida supone esto?
- 4.10.** La exposición humana a la radiación a menudo se mide en rem (hombre roentgen-equivalente), o milirems (mrem). El riesgo de cáncer causado por la exposición a la radiación se considera, aproximadamente, 1 cáncer fatal por cada 8.000 persona-rem de exposición (por ejemplo, 1 muerte de cáncer si 8.000 personas se exponen a 1 rem o 10.000 personas expuestas a 0,8 rem, etc.)
- a) La radiactividad natural a la que nos exponemos en el ambiente es de aproximadamente 130 mrem/año. ¿Cuántas muertes de cáncer en los EE.UU. (población 260 millones) esperaríamos al año por esta exposición?

- b) Una travesía en avión de sólo 3.000 millas, expone a los individuos a aproximadamente 4 mrem. ¿Cuántos vuelos serían necesarios para elevar el riesgo de cáncer a 1 entre 1 millón? Compara tu respuesta con el valor que muestra la Tabla 4.3.
- 4.11.** La exposición a la radiación cósmica se incrementa a medida que aumenta la altitud. A nivel del mar está cerca de 40 mrem/año, mientras que en Denver, más elevado, está cerca de 120 mrem/año. Usando el factor de potencia de radiación del Problema 4.10,
- Comparar, en una vida de 70 años, la probabilidad de morir de cáncer inducido por la radiación cósmica para una persona que vive a nivel del mar con una persona que vive en Denver.
 - Estimar el incremento de muertes de cáncer por año causado por la exposición cósmica de la radiación en Denver (población 0,57 millones en 2006). Compare ese incremento de mortalidad con las muertes esperadas de cáncer por año típicas en U.S., tasa de 189 por 100.000 al año.
 - ¿Cuánto tiempo tendría que vivir un individuo en Denver para tener un incremento del riesgo de cáncer de 10^{-6} (comparado con el nivel del mar)?
 - Si todos los norteamericanos, 300 millones, vivieran a nivel del mar, estimar las muertes totales de cáncer por año causadas por la radiación cósmica.
- 4.12.** Vivir en un hogar con 1,5 pCi/L de radón se piensa que puede causar un equivalente de riesgo de cáncer al causado por, aproximadamente, 400 mrem/año de radiación. Usando el factor de potencia de radiación del Problema 4.10,
- Estimar los cánceres anuales en U.S. (población 300 millones) causados por el radón en los hogares.
 - Estimar el riesgo en la vida para un individuo que vive en un hogar con esa cantidad de radón.
- 4.13.** Se ha estimado que cerca de 75 millones de personas en Ucrania y Bielorrusia fueron expuestas a un promedio de 0,4 rem de radiación a consecuencia del accidente nuclear de Chernóbil. Utilizando la potencia del Problema 4.10,
- ¿Cuántas muertes de cáncer extra quizás se produzcan debidas a esta exposición?
 - Si la probabilidad normal de morir de cáncer, por todas las causas, es 0,22, ¿cuántas muertes de cáncer se esperarían normalmente entre esos 75 millones de personas?
- 4.14.** En la Tabla 4.3, se estimó que viviendo 50 años en las inmediaciones de 5 millas de un reactor nuclear aumentarían el riesgo en 10^{-6} . Utilizando la potencia de radiación del Problema 4.10, ¿qué tasa de exposición en mrem/año rendiría este riesgo?
- 4.15.** Usted desempeña el trabajo de ajustar los metros de flujo en bombas de gasolina. El trabajo le expone al benceno que se desprende.
- ¿Cuál es la concentración máxima de benceno que usted puede tolerar en el aire de su lugar de trabajo manteniendo el incremento de riesgo por debajo del umbral normal aceptable del riesgo por EPA?

- b) Usted tiene la opción de trabajar a tiempo parcial. Habiendo recibido esta clase, ha prometido no aceptar una exposición que suponga un incremento de riesgo al cancerígeno de más de 10^{-6} en su lugar de trabajo. ¿Cuántos días al año podría desempeñar su trabajo en las gasolineras y mantener su promesa, si la concentración de benceno es lo que usted calculó en la parte a)?
- 4.16.** Un hombre trabaja en un horno de fundición de aluminio durante 10 años. El agua potable en el horno de fundición contiene 0,07 mg/L de arsénico y 0,56 mg/L de cloruro de metileno. Su única exposición a estas sustancias químicas en el agua está en el trabajo.
- a) ¿Cuál es el índice del peligro (HI) asociado con esta exposición?
b) ¿El HI indica un nivel seguro de exposición?
c) ¿Cuál es el riesgo de incremento de cáncer en la vida para el hombre debido únicamente al agua que él bebe en el trabajo? y ¿parece ser un riesgo aceptable según EPA?
- 4.17.** Usted acaba de aceptar un trabajo en una planta de chapado de metal, y algunos de los metales con los que usted trabaja contienen arsénico como impureza. Los metales, al ser calentados, exhalan vapores de arsénico que crean una concentración media de arsénico de $0,00002 \text{ mg/m}^3$ en el aire en su lugar de trabajo.
- a) ¿Cuánto se ha incrementado su riesgo de cáncer si continúa trabajando en este mismo sitio durante toda su carrera?
b) Hay cerca de 220.000 trabajadores en EE.UU. trabajando en plantas de metal semejantes a la suya. ¿Cuántas muertes de trabajadores por encima de la tasa de fondo de cáncer se esperarían debido a su ocupación?
c) De los 220.000 trabajadores en plantas de metal, ¿cuántos se esperaría que muriesen de cáncer?
d) Suponer que, en su lugar de trabajo, el aire contiene también mercurio con una concentración media de $0,0001 \text{ mg/m}^3$, ¿sugeriría el HI que esto es un nivel aceptable de exposición?
- 4.18.** Una vía de estimación de la concentración máxima aceptable de tóxicos en el agua potable o el aire, es escoger un riesgo aceptable en la vida y calcular la concentración que proporcionaría ese riesgo, como los factores de riesgo recomendados para áreas residenciales que recoge en la Tabla 4.10. Encontrar las concentraciones aceptables de las siguientes sustancias:
- a) Benceno en el agua potable (mg/L), con un riesgo aceptable en la vida de 1×10^{-5} .
b) Tricloroetileno en el aire (mg/m^3), con un riesgo aceptable en la vida de 1×10^{-6} .
c) Benceno en el aire (mg/m^3), con un riesgo aceptable en la vida de 1×10^{-5}
d) Cloruro de vinilo en el agua potable (mg/L), con un riesgo aceptable en la vida de 1×10^{-4}
- 4.19.** Utilizando los factores de la exposición de la Tabla 4.10, ¿cuál sería una concentración aceptable de tricloroetileno en el aire de una factoría industrial si el riesgo del trabajador es menor de 10^{-4} ? Expresar la respuesta en mg/m^3 y ppm (véase Eq. 1.9.).

- 4.20.** Supongamos que un individuo come pescado de un río contaminado por benceno. ¿Qué concentración de benceno (mg/L) en el agua produciría un riesgo en la vida de 1×10^{-6} a un individuo que come la cantidad de pescado sugerido por los factores de exposición de EPA en Tabla 4.10? Utilizar el PF oral para el benceno y el BCF dados en la Tabla 4.12.
- 4.21.** Estimar el riesgo de cáncer para un individuo de 70 kg que consume 2 g de pescado cada día durante 70 años de una corriente con 20 ppm de DDT.
- 4.22.** Supongamos que un individuo de 50 kg bebe 1 L/día de agua que contiene 2 mg/L de 1,1,1-tricloroetano, 0,04 mg/L de tetracloroetileno, y 0,1 mg/L de 1,1-dicloroetileno. ¿Cuál es el índice de peligro? ¿Es una causa que nos interesa?
- 4.23.** Supongamos que 1 g/día de heptacloro cae a un estanque de 30.000 m³. Si el heptacloro tiene un coeficiente de tasa de reacción de 0,35/día, y se mezcla completamente,
- ¿Cuál sería la concentración del estado estable en el estanque?
 - Supongamos que un individuo de 70 kg bebe 2 L/día de esa agua durante 5 años. Estimar el riesgo máximo de cáncer debido a esa exposición al heptacloro.
- 4.24.** El humo convencional inhalado por un fumador de 70 kg contiene aproximadamente 0,03 mg por cigarrillo de un carcinógeno de clase B2, benzo(a)pireno. Para un individuo que fuma 20 cigarrillos al día durante 40 años, estimar el riesgo de cáncer en la vida causado por ese benzo(a)pireno (hay también otros carcinógenos en los cigarrillos).
- 4.25.** Considere el problema de la contaminación atmosférica interior causada por el humo corriente de un cigarrillo (el humo no filtrado de un cigarrillo en reposo). Supongamos que se encuentra en un apartamento pequeño y que el cigarrillo producirá una concentración promedio de benzo(a)pireno (BaP) de 6×10^{-4} mg/m³ durante 1 hora. ¿Cuántos cigarrillos necesitarían fumar en presencia de un compañero de apartamento no fumador para elevar el riesgo de cáncer del no fumador a 10^{-6} debido a este BaP? Suponer una tasa de inhalación de 0,83 m³/hora (20 m³/día). En ocho cigarrillos de exposición al día, ¿cuántos días llevaría alcanzar este riesgo?
- 4.26.** El humo en reposo de un cigarrillo genera cerca de 0,1 mg de benzo(a)pireno (BaP). En un apartamento donde entra aire fresco por agujeros y grietas (infiltración) a una tasa media de 120 m³/hora (véase Ejemplo 1.6),
- ¿Cuál sería el estado constante de concentración interior de BaP si se fuma un cigarrillo por hora? (Asumir que el BaP es un contaminante conservativo).
 - ¿Cuál sería el incremento de riesgo de cáncer de un compañero de apartamento no fumador que vive durante 1 año en este apartamento? (Supone una tasa de inhalación de 20 m³/día).
- 4.27.** Este problema muestra los estándares para los cancerígenos siguientes en el agua potable de EEUU. Encuentre para cada uno, el riesgo de cáncer individual en la vida y el incremento de cáncer al año, en una población de 260 millones computada utilizando una evaluación uniforme del riesgo, basada en los factores residenciales de exposición recomendados por la EPA.

- a) Tricloroetileno (TCE), 0,005 mg/L
 - b) Benceno, 0,005 mg/L
 - c) Arsénico, 0,01 mg/L
 - d) Carbón tetracloruro, 0,005 mg/L
 - e) Cloruro de vinilo, 0,002 mg/L
 - f) Bifenil policlorados (PCBs), 0,005 mg/L
- 4.28.** Una forma de expresar la potencia de cáncer para sustancias inhaladas es hacerlo en términos del riesgo causado en una vida ($20 \text{ m}^3/\text{día}$ durante 70 años) al respirar aire con una concentración de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cancerígeno. La potencia para el formaldehído en estos términos es $1,3 \times 10^{-5} \text{ cáncer}/\mu\text{g}/\text{m}^3$. ¿Cuál es el riesgo de cáncer causado por respirar durante una vida formaldehído en la no excepcional concentración (en ciudades contaminadas con *smog*) de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (el umbral de irritación del ojo)?
- 4.29.** El tricloroetileno (TCE) es un contaminante común del agua subterránea. En términos de riesgo de cáncer, que sería mejor: (1) ¿beber agua subterránea sin cloró con 10 ppm (0,010 mg/L) de TCE; o (2), cambiar a un abastecimiento de agua de superficie con su correspondiente cloración, con una concentración de cloroformo de 50 ppm?
- 4.30.** Supongamos que un hombre de 70 kg se expone a $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ de tetracloroetileno en el aire en su lugar de trabajo. Si inhala $1 \text{ m}^3/\text{hr}$, 8 horas al día, 5 días a la semana, 50 semanas por año, durante 30 años, y si el tetracloroetileno tiene un factor de absorción del 90% y una potencia de inhalación de $2 \times 10^{-3} (\text{mg}/\text{kg día})^{-1}$ ¿cuál sería su riesgo en la vida de cáncer? ¿Cuál sería el riesgo para una mujer de 50 kg con una exposición semejantemente?
- 4.31.** Supongamos que una fábrica libera un flujo continuo de residuos líquidos a un arroyo local, teniendo como resultado una concentración de un cancerígeno en corriente de 0,1 mg/L apenas debajo del canal. Supongamos que este cancerígeno tenga un factor oral de potencia de $0,30 (\text{mg}/\text{kg día})^{-1}$, y que es degradable con un coeficiente de tasa de la reacción k de 0,10/día. Para hacer el problema sencillo, suponer que la corriente es uniforme en la sección transversal, fluyendo a razón de 1 mph, y que no hay ninguna otra fuente o desagüe para este cancerígeno. A una distancia de 100 millas río abajo, un pueblo utiliza este arroyo como su única fuente de agua. Estimar el riesgo residencial individual en la vida de cáncer causado por beber esta agua.
- 4.32.** Los siguientes datos de tumores fueron reunidos en ratas expuestas al etilen-thiourea (ETU)⁵ (datos de Crump, 1984):

Concentración de la dieta	Animales con tumores
125 ppm	3%
250 ppm	23%
500 ppm	88%

⁵ Nota del traductor: la thiourea es un producto químico utilizado en medicina, en el tratamiento textil y del papel, como blanqueador, en agricultura, en minería y limpieza.

Un modelo de un solo paso aplicado a los datos tiene coeficientes $q_0 = 0,01209$ y $q_1 = 0,001852/\text{ppm}$. Un modelo de sucesión tiene coeficientes

$$q_0 = 0,02077$$

$$q_1 = q_2 = 0,0$$

$$q_3 = 1,101 \times 10^{-8}/(\text{ppm})^3$$

$$q_4 = 1,276 \times 10^{-11}/(\text{ppm})^4$$

- a) Para cada una de las tres concentraciones dadas, comparar los datos medidos con los valores derivados de cada uno de estos dos modelos.
 - b) Para una concentración de 1 ppm, comparar los valores que cada uno de los dos modelos predecirían en porcentajes de tumores.
- 4.33.** Supongamos que 10 millones de personas son expuestas a un cancerígeno que provoca un riesgo de cáncer de 10^{-4} a los individuos en su tiempo de vida (70 años).
- a) ¿Cuántos cánceres de media al año puede causar este cancerígeno?
 - b) Si gastando 1 € al año por persona (por tiempo indefinido) se reduce la exposición a ese cancerígeno reduciendo ese riesgo a 10^{-5} , ¿cuál sería el costo de cada cáncer evitado?

REFERENCIAS

American Cancer Society, 2006, *Cancer Facts and Figures*, American Cancer Society, Atlanta.

Crump, K. S., 1984, An improved procedure for low-dose carcinogenic risk assessment from animal data, *Journal of Environmental Pathology, Toxicology, and Oncology*, (5)4/5:339-349.

Environ, 1988, *Elements of Toxicology and Chemical Risk Assessment*, Environ Corporation, Washington, DC.

Goldberg, A. M., and J. M. Frazier, 1989, Alternatives to animals in toxicity testing, *Scientific American*, August, 24-30.

James, R. C., 1985, Hepatotoxicity: Toxic Effects in the Liver, in *Industrial Toxicology*, P. L. Williams and J. L. Burson (eds.), Van Nostrand Reinhold, New York.

Kolluru, R. V., S. M. Bartell, R. M. Pitblado, and R. S. Stricoff, 1996, *Risk Assessment and Management Handbook*, McGraw-Hill, New York.

National Academy of Sciences, 1983, *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*, National Academy Press, Washington, DC.

Rodricks, J. V., 1992, *Calculated Risks: The Toxicity and Human Health Risks of Chemicals in Our Environment*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Slovic, P., B. Fischhoff, and S. Lichtenstein, 1980, Facts and Fears: Understanding Perceived Risk, in *Societal Risk Assessment: How Safe Is Safe Enough?*, R. Schwing and W. Albers (eds.), Plenum Press, New York.

Slovic, P., 1987, Perception of risk, *Science*, April 17, 236:280-285.

U.S. EPA, 1986a, *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*, Federal Register, Vol. 51, No. 185, pp. 33992-34003, September 24, 1986.

- U.S. EPA, 1986b, *Superfund Public Health Evaluation Manual*, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1987, *Unfinished Business: A Comparative Assessment of Environmental Problems*, Office of Policy, Planning and Evaluation, EPA/2302-87/025, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1988, *Superfund Exposure Assessment Manual*, Environmental Protection Agency, Office of Remedial Response, EPA/540/1-88/001, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1990, *Reducing Risks: Setting Priorities and Strategies for Environmental Protection*, Science Advisory Board, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1991, *Human Health Evaluation Manual*, Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors, OSWER Directive 9285.6-03, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1996, *Strategic Plan for the Office of Research and Development*, EPA/600/R-96/059, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Williams, P. L., and J. L. Burson, 1985, *Industrial Toxicology, Safety and Health Applications in the Workplace*, Van Nostrand Reinhold, New York.
- Wilson, R., 1979, Analyzing the daily risks of life, *Technology Review*, 81(4):41-46.
- Wilson, R., and E. A. C. Crouch, 1987, Risk assessment and comparisons: An introduction, *Science*, April 17, 267-270.



Contaminación del agua

CAPÍTULO

5

Cuando el pozo está seco, es cuando conocemos el valor del agua.

—*Ben Franklin*, Almanaque del pobre Richard

-
- 5.1. Introducción
 - 5.2. Recursos hídricos
 - 5.3. Contaminantes del agua
 - 5.4. Calidad de las aguas superficiales
 - 5.5. Demanda bioquímica de oxígeno
 - 5.6. El efecto de las aguas residuales demandantes de oxígeno en los ríos
 - 5.7. Calidad del agua en lagos y embalses
 - 5.8. Aguas subterráneas
 - 5.9. Acuíferos
 - 5.10. Gradiente hidráulico
 - 5.11. La ley de Darcy
 - 5.12. Transporte de contaminantes
 - 5.13. Cono de depresión
 - 5.14. Curvas de zona de captura
 - 5.15. Control de plumas de aguas subterráneas
 - 5.16. Contaminantes en aguas subterráneas
 - 5.17. Técnicas de recuperación de aguas subterráneas
- Problemas
- Referencias
-

5.1. | Introducción

A finales de los años 60, el río Cuyahoga, en Ohio, se cubrió de basura y desperdicios que flotaban formando una capa oleaginosa negra y pesada, de varias pulgadas de espesor. Cuando ésta se incendió, en 1969, se convirtió en un símbolo de la degradación medioambiental resultante de una industrialización descontrolada. Junto con imágenes de espesas matas de algas a lo largo de las orillas del lago Erie, y peces muertos flotando en la superficie, las muestras visibles del efecto de la contaminación hicieron mella en la opinión pública, creándose así el movimiento medioambiental moderno, y encabezando la promulgación de algunas de las legislaciones ambientales más destacadas, como la Clean Water Act (Ley de Calidad del Agua) de 1972, la cual tiene jurisdicción sobre la calidad del agua en ríos, lagos, estuarios y tierras húmedas, o la Safe Drinking Water Act (Ley de Salubridad del Agua Potable) de 1974, que regula el agua corriente potable doméstica.

En muchos aspectos, la calidad de nuestras aguas superficiales ha mejorado de manera significativa como resultado de estas leyes; no obstante, diversos problemas todavía permanecen hoy día. El nivel de tratamiento municipal de aguas residuales y la parte de la población atendida por estas medidas se ha elevado de forma imponente como resultado de la inversión de fondos en plantas depuradoras. En Estados Unidos los fondos locales, estatales y federales destinados a estos fines ascienden a casi 130.000 millones de dólares. Las mejoras en plantas de tratamiento municipales, junto con el sistema de licencias sobre vertidos contaminantes, han reducido de modo drástico los puntos de desecho de aguas negras en crudo y vertidos industriales. Pero las fuentes de desecho que no representan un foco concreto, como los vertidos líquidos de las tierras de labor y calles urbanas, han manifestado ser mucho más difíciles de regular y controlar, resultando ser aguas residuales que no se ajustan a los objetivos de las leyes aprobadas. En EE.UU. se ha estimado que un 40% de las aguas no reunían las condiciones de calidad estándar exigidas y que más de dos tercios de la población —218 millones de personas— viven dentro de un radio de 25 km de estas aguas (U.S. EPA, 2006).

Los problemas de contaminación de las aguas en muchas partes del planeta son bastante peores. Un cálculo aproximado constata que, en el año 2002, 1.000 millones de personas carecían de acceso a fuentes de agua potable, y 2.600 millones no tenían acceso a servicios sanitarios (OMS, 2004). Como muestra la Figura 5.1, el creciente número de personas privadas de acceso al agua potable y servicios sanitarios está causado por la velocidad de crecimiento de la población en las áreas urbanas (Gleick, 1993). La mayoría de las urbes en África y Asia no tienen sistema de alcantarillado alguno, incluyendo muchas ciudades con

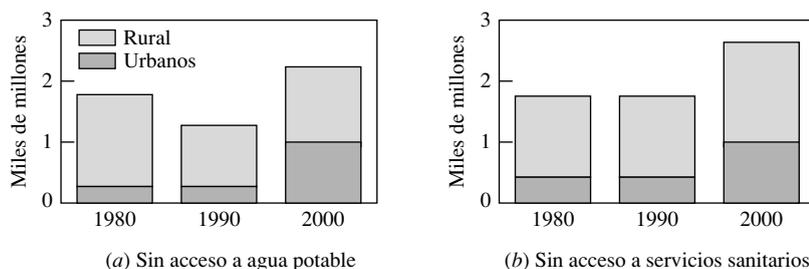


FIGURA 5.1. Población de países en desarrollo con falta de acceso a agua potable (a); y falta de acceso a servicios sanitarios (b).
(Fuente: basado en Gleick, 1993.)

población superior a un millón de habitantes. El resultado es una trágica tasa de enfermedad y mortalidad en las partes menos desarrolladas del planeta. En 2004, las estimaciones indicaban que un 88% de las enfermedades diarreicas (como el cólera) se deben a la carencia de agua potable y servicios sanitarios (OMS, 2004). En todo el mundo, 1,8 millones de personas mueren cada año a consecuencia de este tipo de enfermedades, incluyendo más de 6.000 niños, cuya edad se halla por debajo de los 5 años, al día (OMS/UNICEF, 2005). Además, estudios recientes han demostrado una clara correlación en países en vías de desarrollo entre la malnutrición crónica y la falta de agua potable, debido a la ingesta de parásitos humanos que se transmiten por el agua (Braghetta, 2006).

5.2. Recursos hídricos

El agua es tan común que la suponemos asegurada. Después de todo, cubre casi los tres cuartos de la superficie terrestre, y probablemente pensamos que es muy parecida a cualquier otro líquido, pero no lo es. Tal es así, que casi todas las propiedades físicas y químicas del agua son inusuales cuando se contrastan con las de otros líquidos, y estas diferencias son esenciales para la vida tal como la conocemos.

Propiedades inusuales del agua

Consideremos una simple molécula de agua, H_2O . Como muestra la Figura 5.2, los dos enlaces químicos de hidrógeno al oxígeno forman un ángulo de 105° entre ellos, resultando ser una molécula con una carga positiva en un extremo y otra ligeramente negativa al otro. Este carácter *bipolar* significa que las moléculas de agua son atraídas entre sí, lo cual ayuda a explicar por qué el agua hierve a tan alta temperatura y por qué necesita una cantidad de energía tan poco habitual causar su vaporización. También ayuda a explicar la elevada tensión superficial del agua, la cual permite soportar objetos relativamente pesados sobre su superficie, como es el caso de insectos que se deslizan por ella.

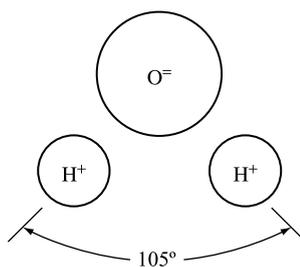


FIGURA 5.2. Una molécula de agua es bipolar; es decir, tiene una carga positiva en un extremo y otra negativa al otro. Este carácter bipolar explica la cantidad de propiedades inusuales del agua.

La naturaleza bipolar de las moléculas de agua les facilita el adherirse a otras superficies, y la combinación de tensión superficial y adhesión es la que la permite trepar por los lados de los objetos. Esta acción de *capilaridad* es crucial para la vida pues, por ejemplo, hace posible que la savia suba en los árboles, el agua pueda ascender en el suelo, o el alimento moverse a través de los organismos. La propiedad bipolar también hace del agua un disolvente muy efectivo, puesto que las moléculas de ésta tienden a agruparse alrededor de iones cargados y neutralizarlos eficazmente.

Densidad. El agua es el único líquido común que se expande al congelarse. De hecho, un experimento de densidad frente a temperatura demuestra una densidad máxima a 4 °C, lo cual significa que, a medida que la temperatura se separa de este punto, el agua gana en ligereza. Como resultado, el hielo flota. De no ser así, el hielo que se formaría en la superficie de los cuerpos de agua se hundiría hasta el fondo, provocando que los ríos y lagos se congelaran completamente. La expansión del agua a medida que se congela también contribuye a la erosión de las rocas, rompiéndolas literalmente en trozos cuando se congela en las grietas. Cuando el agua se calienta por encima de los 4 °C, se aligera nuevamente, así el agua más cálida flota en la zona superior de ríos y lagos de aguas frías. Esta estratificación térmica afecta a la vida acuática y a la distribución de contaminantes que se comporta de modos característicos que serán descritos más adelante en este capítulo.

Puntos de fusión y ebullición. El agua tiene puntos de ebullición y congelación peculiarmente altos, para un compuesto que posee un peso molecular tan bajo. Si el agua fuera similar a otras sustancias «H₂X», tales como H₂S, H₂Se, y H₂Te, herviría a temperaturas normales terrestres, existiendo, de este modo, mayoritariamente como un gas, en lugar de cómo un líquido o un sólido (hielo), dentro del rango de temperaturas normales en la Tierra. Con una ligera modificación de las temperaturas, la vida en la Tierra sería muy distinta, si ésta pudiera existir en tal caso.

Calor específico. El agua tiene una capacidad calorífica más elevada (4.184 J/kg °C) que cualquier otro líquido conocido a excepción del amoníaco. Es cinco veces mayor que el calor específico de la mayoría de los sólidos pesados comunes, tales como la roca o el hormigón. En consecuencia, lleva más tiempo calentar y enfriar el agua que cualquier otra cosa. Esta capacidad calorífica tan alta ayuda a hacer de los océanos el mayor factor de moderación en el mantenimiento de las temperaturas sobre la superficie de la Tierra. También sirve para la importante función de proteger la vida de fluctuaciones térmicas excesivamente rápidas que son, a menudo, letales.

Calor de vaporización. El calor necesario para vaporizar agua (2.258 kJ/kg) es uno de los mayores de todos los líquidos. Esta alta temperatura de vaporización significa que el vapor de agua almacena una enorme cantidad de energía, la cual se libera cuando el vapor de agua se condensa. Esta propiedad es importante en la distribución del calor de un lugar a otro sobre la superficie del globo y es un factor principal implicado en el clima de la Tierra.

El agua como disolvente. El agua disuelve más sustancias que cualquier disolvente común. El resultado de esto es que sirve de medio efectivo para el transporte de nutrientes disueltos a los tejidos y órganos de los seres vivos, así como eliminando sus residuos. El agua también transporta sustancias disueltas por toda la biosfera.

El efecto invernadero. El ángulo de 105° que forman los enlaces del agua es realmente un valor medio. Los átomos de hidrógeno vibran hacia adelante y atrás, provocando la oscilación del ángulo del enlace. Esta vibración de H—O—H resuena con determinadas longitudes de onda de radiación electromagnética proveniente del Sol, permitiendo que el vapor de agua en la atmósfera absorba energía solar. Otras vibraciones en las moléculas de agua también causan la absorción de radiación infrarroja que sale de la superficie terrestre. La temperatura de la Tierra depende en grado significativo de la absorción de la radiación solar entrante y de la salida de la radiación infrarroja. Como se verá en el Capítulo 8, el vapor de agua es, de hecho, el gas invernadero de mayor importancia en la atmósfera.

El ciclo hidrológico

Casi toda el agua del mundo (el 97%) se encuentra concentrada en los océanos, pero como cabría esperar, la alta concentración salina hace que sean imposibles de utilizar como recurso para cubrir las necesidades municipales, industriales o referentes a la agricultura. Utilizamos los océanos para la refrigeración de centrales eléctricas y como desagüe de muchos de nuestros desperdicios. Aunque las tecnologías de desalinización existen, el precio y la energía necesaria para producir cantidades significantes de agua dulce son generalmente inaccesibles, aunque algunas pequeñas regiones del mundo apuestan por estas medidas. Afortunadamente, el Sol realiza ese servicio de desalinización por nosotros irradiando la energía requerida para evaporar el agua, dejando las sales atrás. De hecho, cerca de la mitad de la energía solar que absorbe la superficie de la tierra se convierte en un calor latente que separa el agua que queda sobre superficies mojadas, mediante la evaporación, y de las hojas de las plantas mediante la transpiración. La combinación de procesos, llamada *evapotranspiración*, requiere de enormes cantidades de energía, equivalentes a unas 4.000 veces la tasa energética suministrada para abastecer a nuestra sociedad.

La evapotranspiración trata una cantidad de agua comparable a una capa de un metro de espesor que rodeara el globo terrestre, cada año. Alrededor del 88% de ésta proviene de la evaporación oceánica, mientras que el 12% restante lo constituye la evapotranspiración de la tierra. El vapor de agua resultante se transporta empujado por las corrientes de aire hasta condensarse y volver a la superficie terrestre en forma de precipitaciones. La evaporación de los océanos es mayor que la precipitación sobre ellos, así como también ocurre en la tierra con la evapotranspiración. La diferencia entre la cantidad de precipitaciones y evapotranspiración es el agua que ha sido devuelta a los océanos como corrientes fluviales y como corrientes subterráneas. A esto se denomina *escorrentía*. La Figura 5.3 ilustra este simple concepto de evapotranspiración, precipitación, escorrentía como componentes del ciclo hidrológico.

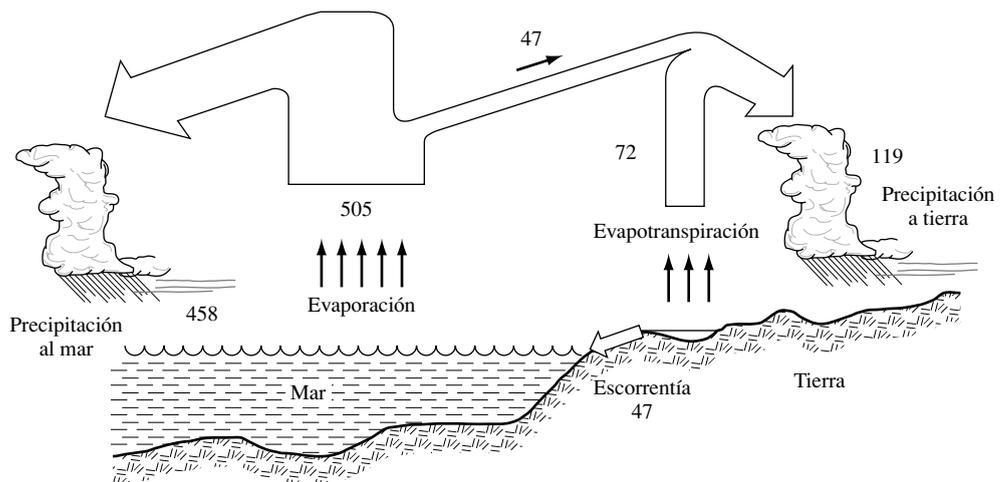


FIGURA 5.3. El ciclo hidrológico. Las unidades son $10^3 \text{ km}^3/\text{año}$.
(Fuente: basado en Shiklomanov, 1993).

Esta representación del ciclo hidrológico está muy simplificada, encubriendo muchas complejidades referentes al tiempo y a la distribución. La nieve puede permanecer estancada sobre los hielos polares durante miles de años; las aguas subterráneas pueden emerger a la

superficie, contribuyendo al aumento fluvial en la superficie y viceversa; las sequías o inundaciones pueden variar y conducir a estadísticas variables de precipitación; y nuestras propias actividades, principalmente aquellas que contribuyen al cambio climático global, están alterando sustancialmente los balances relativos de estos procesos hidrológicos.

Como indican los datos de la Figura 5.3, el 60% de las precipitaciones caídas sobre la tierra se devuelven a la atmósfera por evapotranspiración. Del 40% que no se evapora, la mayoría se recoge en la superficie, fluye en forma de corrientes y ríos y desemboca en los océanos, mientras que parte se filtra en el suelo y forma corrientes subterráneas que se mueven lentamente hacia el mar. Esta escorrentía combinada, superficial y subterránea, de unos 47.000 km³ anuales, es una fuente renovable de agua fresca que representa un recurso que podría utilizarse año tras año sin llegar nunca a agotarse.

Aunque las tasas de evaporación, precipitación, y escorrentía son de importancia evidente, las cantidades de agua almacenadas en diversas localizaciones y formas también son decisivas. Ya se ha mencionado que casi toda el agua del mundo está en los océanos. La restante está distribuida como muestra la Tabla 5.1. El agua de los ríos, lagos y corrientes, los cuales son la principal fuente de agua para los seres humanos, significa tan sólo un 0,0072% de las reservas de agua del planeta, o, lo que es lo mismo, unos 93.000 km³.

TABLA 5.1. Reservas de agua en la tierra

Localización	Cantidad (10 ⁶ km ³)	Porcentaje de la reserva mundial
Océanos	1.338	96,5
Glaciares y nieves perpetuas	24,1	1,74
Aguas subterráneas	23,4	1,7
Hielo subterráneo/permafrost	0,30	0,022
Lagos de agua dulce	0,091	0,007
Lagos salados	0,085	0,006
Aguas pantanosas	0,011	0,008
Atmósfera	0,013	0,001
Media en canales	0,002	0,0002
Agua en biomasa viva	0,001	0,0001

Fuente: Shiklomanov, 1993.

Uso del agua

Aproximadamente un 10% de la escorrentía anual mundial se utiliza para las necesidades humanas. Mientras que esta pequeña cifra puede sugerir un gran margen de abastecimiento para el futuro, esto no es en absoluto cierto. Algunas áreas del mundo están inundadas de agua, mientras que otras tienen unas precipitaciones tan bajas que la presencia de la especie humana es difícilmente posible. Incluso áreas con precipitaciones medias adecuadas son vulnerables ante variaciones caóticas de un año para otro. A menos que se construyan grandes embalses y sistemas de canalización, una región puede estar bien abastecida en valores medios anuales, pero carecer del agua suficiente para sus necesidades durante los periodos de sequía. A medida que la población crece y se desarrolla, la demanda del agua se eleva, y la cantidad disponible por persona disminuye, como refleja la Figura 5.4.

La distribución geográfica del agua no encaja con la distribución de los habitantes en el planeta. Asia, con el 60% de la población mundial total, tiene sólo un 36% de la escorrentía

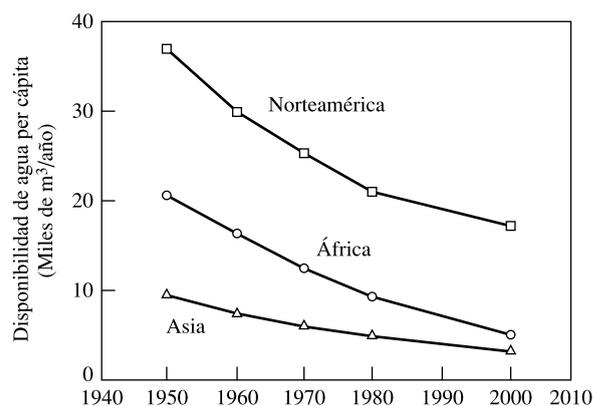


FIGURA 5.4. Disponibilidad de agua per cápita en Norteamérica, África y Asia. El gráfico muestra la repercusión del aumento de población.

(Fuente: Shiklomanov, 1993. Impreso con permiso de Oxford University Press).

mundial, mientras que Suramérica, con tan sólo el 5% de la población mundial posee el 25%. Las variaciones dentro de las regiones o continentes pueden llegar a ser extremas. Por ejemplo, la disponibilidad de agua per cápita en África del norte es menor del 7% de la media africana, la cual, de por sí, ya es baja.

A medida que la población aumenta y avanza el desarrollo, elevando las demandas de agua, crece la posibilidad de problemas en el interior de una región o país, así como la de conflictos externos con otros. Muchos países dependen de ríos locales para su abastecimiento de agua, pero regiones vecinas con posiciones geográficas situadas aguas arriba controlan el caudal; ejemplos de esto se dan en la Tabla 5.2. Egipto, por ejemplo, obtiene 32,3 veces más superficie de agua procedente de las precipitaciones que caen fuera de sus fronteras, que de la suya propia. Egipto también depende del Nilo para abastecer el 97% de sus reservas de agua, mientras que la vecina Etiopía controla casi la totalidad del caudal del Nilo. Circunstancias similares pueden observarse alrededor de todo el globo. Turquía, Siria e Iraq, por ejemplo, comparten el Eúfrates; Bangladesh se basa en el Ganges, que está controlado por la India; Israel y Jordania comparten de forma problemática su dependencia del río Jordán. A medida que éstos y otros países incrementan la demanda de agua, se intensificarán también, sin lugar a dudas, las tensiones entre ellos.

TABLA 5.2. Dependencia de la importación de aguas superficiales en países determinados

País	Porcentaje del caudal total procedente de fuera de las fronteras	Relación entre la reserva externa de agua y la reserva interna
Egipto	97	32,3
Hungría	95	17,9
Mauritania	95	17,5
Gambia	86	6,4
Siria	79	3,7
Sudán	77	3,3
Irak	66	1,9
Bangladesh	42	0,7

Fuente: Gleick, 1993.

Cuando se describe el modo en que se utiliza el agua, y especialmente si se van a efectuar comparaciones partiendo de datos disponibles, hay que ser cuidadoso con la terminología. Póngase por caso el significado de la expresión «uso» hablando un sector de la sociedad en referencia a cierta cantidad de agua. Por ejemplo, casi toda el agua que se retira de un río para la refrigeración de una planta energética es devuelta a éste (a una temperatura ligeramente más elevada) y puede ser reutilizada. El resto se pierde en la atmósfera por evaporación. Más abajo, en ese río, esa misma agua puede utilizarse para regar superficies cubiertas de césped. De nuevo, la evaporación se lleva su parte. Para mantener un rastreo del uso del agua es importante distinguir entre usos de consumo de agua, en los que ésta queda inutilizable para su uso futuro (cuya principal pérdida la causa la evaporación) y usos de utilización, en los que el agua sirve para el propósito de un usuario y puede ser reutilizada. Una ecuación simple refleja los términos clave: *demanda* de agua, *retorno* de agua y *consumo* de agua.

$$\text{Demanda} = \text{Consumo} + \text{Retorno} \quad (5.1)$$

La Figura 5.5 ofrece datos de demanda de agua, consumo y retorno, en los Estados Unidos. El total de agua demandada es aproximadamente de $476 \text{ km}^3/\text{año}$, lo que representa un tercio de la escorrentía anual. Las aguas subterráneas abastecen un cuarto de la demanda total, y las aguas superficiales proveen de los tres cuartos restantes. La demanda de aguas salinas alcanza el total de $564 \text{ km}^3/\text{año}$. En cualquier caso, la distribución de la demanda de agua en el país está muy desequilibrada. En Kansas, por ejemplo, cerca del 60% del consumo procede de aguas subterráneas, mientras que en Montana, tan sólo un 2% procede del subsuelo (Hutson *et al.*, 2004).

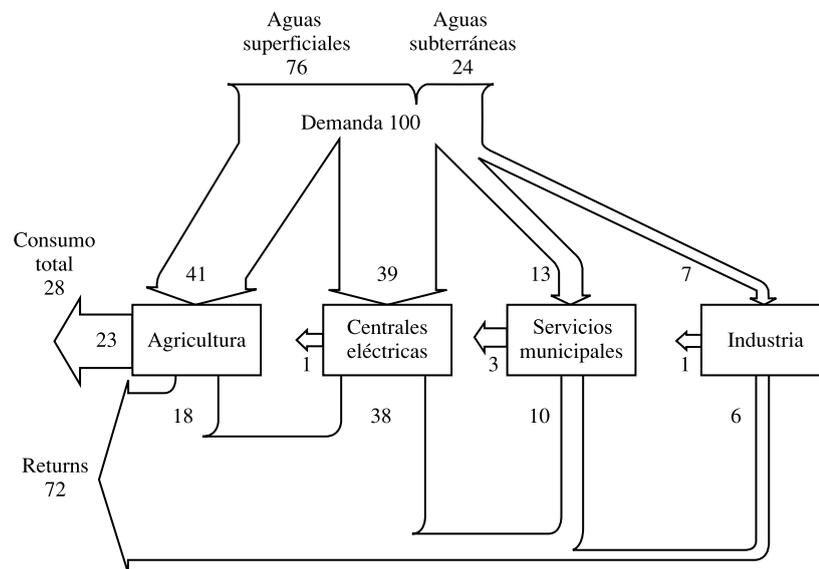


FIGURA 5.5. Uso de agua dulce en Estados Unidos en 1990. La proporción de la demanda en cada actividad no cambió en 2000. La cifra total para el año 2000 es aproximadamente de 476 km^3 . (Fuentes: Gleick, 1993; U.S. Water Resources Council, 1978; Hutson *et al.*, 2004).

Notas: La *industria* incluye la minería, la *agricultura* incluye la irrigación y la ganadería, y *servicios municipales* incluye el uso público, doméstico y comercial.

Aunque el agua destinada a refrigerar plantas de energía representa casi un 40% de la demanda de aguas, prácticamente toda ella se retorna, y se hace en condiciones de relativa

pureza. Observando la Figura 5.5, la importancia de la agricultura llama la atención. Excluyendo la refrigeración de las centrales eléctricas, la agricultura representa un 67% de la demanda de agua dulce en Estados Unidos, y un 85% del consumo. En algunas zonas, esta necesidad de la agricultura es incluso más dramática. En los terrenos más propensos a la sequía de California, la irrigación representa más del 80% del consumo así como de la demanda (excluyendo la refrigeración), mientras que la demanda municipal es de un 15% respecto del total. A medida que el estado continúe creciendo, traspasar los suministros de agua de la agricultura a las ciudades podría ser un modo de satisfacer las crecientes necesidades urbanas. Una reducción de tan sólo un 20% en la agricultura supondría multiplicar por dos las reservas en las ciudades.

La media de uso doméstico de agua per cápita en Estados Unidos es de 400 litros al día (110 galones/persona-día). Si no se incluye el agua destinada a los paisajes urbanos, no es raro que un tercio del agua que queda sea utilizada por las cisternas de los inodoros, otro tercio para las bañeras y el tercio restante para la cocina, el lavado de ropa, y demás quehaceres. La Tabla 5.3 muestra algunos ejemplos del uso del agua para diversas actividades domésticas en estimaciones estándar.

TABLA 5.3. Ejemplos de demanda de agua para abastecer diversos usos

Uso doméstico de agua ⁽¹⁾	Litros	Galones
Inodoro estándar, por cisterna	10-30	3-8
Inodoro de baja capacidad, por cisterna	6 o menos	1,6 o menos
Lavavajillas, por carga	50-120	13-30
Lavavajillas de bajo consumo, por carga	40-100	10-25
Lavado de vajilla a mano	20-40	5-10
Ducha, por minuto	20-30	5-8
Ducha con difusor de bajo consumo, por minuto	6-11	1,5-3
Riego por goteo, por día	40-80	10-20
Lavado de un coche con agua corriente, 20 min	400-800	100-200
Lavado de un coche con pistola difusora, 20 min	60 o más	15 o más
Piscina descubierta de 60 m ² , por día	100-400	25-100
Piscina cubierta, por día	10-40	2,5-10
Productos de la agricultura⁽²⁾		
Un huevo	150	40
Un vaso de leche	380	100
Una libra de arroz	2.120	560
Una libra de carne de vacuno alimentado con pienso	3.030	800
Una libra de algodón	7.730	2.040

Fuentes: ⁽¹⁾ Gleick, 1993, y ⁽²⁾ USGS, 1984.

5.3. Contaminantes del agua

El agua que ha sido retirada, utilizada para algún propósito y retornada, estará contaminada de un modo u otro. El agua de retorno agrícola contiene pesticidas, fertilizantes y sales; el retorno municipal arrastra desechos humanos, farmacéuticos y detergentes; las centrales eléctricas descargan agua que está a temperaturas elevadas; y la industria contribuye en un amplio rango de contaminantes químicos y de residuos orgánicos. Para agravar el problema, los contaminantes también entran en el agua, procedentes de fuentes naturales y por causas

humanas por vías no acuáticas. El arsénico, el antimonio y los fluoruros a menudo provienen de depósitos minerales naturales a través de las corrientes subterráneas. Gran parte del mercurio en el agua se deposita desde el aire tras ser emitido por la combustión de carbón. Los éteres bifenilos polibromados (PBDEs), tratados más adelante en este capítulo, se hallan ahora en aguas extendidas por todo el mundo y se cree que son transportados en grandes cantidades en el polvo del aire. La lista de contaminantes que polucionan el agua es larga, así que el reducir ésta subdividiéndola en otra de categorías generales nos sería de gran ayuda, como se efectúa en los apartados sucesivos.

Patógenos

Se sabe desde hace mucho tiempo que el agua contaminada es responsable de la difusión de muchas enfermedades contagiosas. En un estudio famoso en 1849, el Dr. John Snow aportó parte de las primeras pruebas de la relación entre los desperdicios humanos, el agua potable y la enfermedad. Se dio cuenta de que los individuos que bebían de un pozo en particular en Broad Street en Londres eran mucho más propensos a convertirse en víctimas de una epidemia local de cólera que aquellos otros del mismo vecindario que bebían de un pozo diferente. Él no sólo halló una probable fuente de contaminación, las aguas residuales del hogar de un paciente de cólera, sino que fue capaz de erradicar la epidemia simplemente quitando el mango de la bomba en el pozo de Broad Street. Sólo más tarde, en el siglo diecinueve, cuando Pasteur y otros establecieron de manera convincente la teoría de los gérmenes de la enfermedad, fue cuando se asumió y comprendió el papel de los microorganismos patógenos en tales epidemias.

Los patógenos son organismos que causan enfermedades y que crecen y se multiplican en el huésped. El crecimiento resultante de microorganismos en un huésped se denomina infección. Ejemplos de patógenos asociados con el agua son las bacterias, responsables del cólera, la disentería bacilar (shigelosis), tífus y fiebre paratifoidea; los virus, responsables de las hepatitis y poliomielitis infecciosas; los protozoos, los cuales causan disentería amebiana, giardiasis y criptosporidiosis; y los gusanos parásitos, que causan enfermedades tales como la esquistosomiasis y la dracunculiasis (enfermedad transmitida por gusanos guineanos). Aunque no es la única fuente de patogenicidad en el agua, la contaminación por heces humanas es la más importante. La Tabla 5.4 ofrece una lista de patogenicidad muy completa excretadas en heces humanas. Las descargas intestinales de un individuo afectado, un portador, pueden contener miles de millones de estas patogenicidad. Si se les permite entrar en los embalses, son capaces de causar epidemias de proporciones inmensas. No es necesario que los portadores muestren una sintomatología de la enfermedad, lo que hace más importante el proteger con gran cuidado todas las reservas de agua de cualquier tipo de contaminación con residuos humanos. En los países en vías de desarrollo, donde los recursos son escasos, incluso las más simples medidas pueden ser de gran eficacia. El agua doméstica, por ejemplo, a menudo se obtiene de pozos abiertos o corrientes que pueden fácilmente estar contaminadas. Cubriendo un pozo y reemplazando la cuerda y el cubo sucios por una manivela o sistema de menor probabilidad de contaminación, la tasa de enfermedades contraídas puede reducirse de manera notable.

Las epidemias, o enfermedades contagiosas emergen periódicamente en áreas muy pobladas y de bajo nivel sanitario, que permiten a los microbios alcanzar víctimas nuevas de forma muy rápida. Con los viajes internacionales ahora tan frecuentes, las epidemias locales pueden fácilmente convertirse en pandemias globales. Una pandemia de cólera, por ejemplo, que comenzó en 1961 en Indonesia fue rastreada por la Organización Mundial de la Salud

TABLA 5.4. Patógenos típicos excretados en las heces humanas

Nombre y grupo patógeno	Enfermedades asociadas
Virus	
Adenovirus	Respiratorio, infecciones oculares
Enterovirus	
Poliovirus	Meningitis aséptica, poliomelitis
Ecovirus	Meningitis aséptica, diarrea, infecciones respiratorias
Virus coxsackie	Meningitis aséptica, herpangina, miocarditis
Virus de hepatitis A	Hepatitis infecciosas
Reovirus	No conocidos
Otros virus	Gastroenteritis, diarrea
Bacteria	
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre paratifoidea
Otras salmonellas	Gastroenteritis
Especies <i>shigella</i>	Disentería bacilar
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
Otros vibrios	Diarrea
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Gastroenteritis
Protozoo	
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disentería amebiana
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrea
Especies <i>criptosporidium</i>	Diarrea
Helmintos	
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Anquilostomiasis
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>Himenolepis nana</i>	Himenolepiasis
<i>Necator americanus</i>	Anquilostomiasis
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Estrongidiasis
<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuriasis

Fuente: Hammer & Hammer, 1996.

(OMS) mientras ésta se propagaba alrededor del globo (Figura 5.6). Hacia 1970 había alcanzado África, donde se difundió rápidamente y permaneció durante dos décadas. Finalmente llegó a Perú, en 1991, donde mató a casi 4.000 personas. En el periodo de un año, 400.000 nuevos casos de cólera se notificaron en Sudamérica, donde anteriormente no se había dado casi ninguno.

Hay muchos modos en los que el agua contaminada se asocia con enfermedades contagiosas. Las enfermedades *transmitidas por el agua*, tales como el cólera y el tifus, se propagan por la ingestión de agua contaminada; las enfermedades con origen en el *agua de lavar*, como el tracoma y la escaríasis están asociadas con la falta de agua suficiente para mantener la limpieza; las enfermedades con *base en el agua*, como la esquistosomiasis y la dracunculiasis, implican contacto con el agua, pero no requieren de su ingestión; y las enfermedades *relacionadas con el agua*, como la malaria y el dengue, implican a un anfitrión que depende

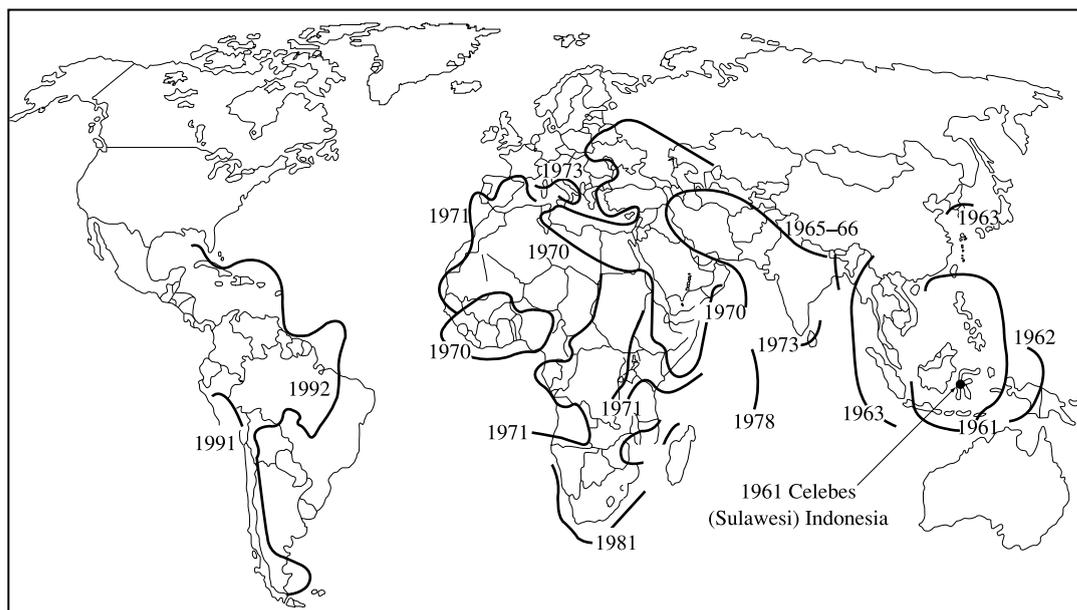


FIGURA 5.6. La propagación progresiva del cólera desde Indonesia en 1961 a la distribución global conocida en 1992.

(Fuente: UNEP, 1993.)

TABLA 5.5. Ejemplos seleccionados de infección, mortalidad y población en riesgo, a nivel global, de enfermedades contagiosas asociadas al agua

Enfermedad	Vector	Morbidez	Mortalidad	Población en riesgo
Enfermedades diarreicas	Microorganismo	Más de 1.500 millones	4 millones	Más de 2.000 millones
Esquistosomiasis	Caracol acuático	200 millones	200.000	500-600 millones
Malaria	Mosquitos	267 millones	1-2 millones	2.100 millones
<i>Onchocerciasis</i>	Mosca negra	18 millones	20-50.000	90 millones

Fuente: UNEP, 1993.

del agua para su supervivencia (como los mosquitos), pero ni siquiera es necesario el contacto humano con ella. La Tabla 5.5 muestra estimaciones de infecciones, mortalidad de las enfermedades prevalentes que se asocian al agua, así como cifras de habitantes que viven en zonas en las cuales estas enfermedades son comunes.

Una enfermedad, la esquistosomiasis (bilharzia), es particularmente insidiosa pues el simple contacto con el agua contaminada es suficiente para provocar la infección, y su tasa de incidencia es, en una enorme extensión, el resultado de proyectos de desarrollo de recursos hídricos. La esquistosomiasis es una de las enfermedades asociadas al agua más comunes en el mundo, que afecta aproximadamente a 200 millones de personas, 200.000 de las cuales muere cada año. Se propaga mediante larvas que nadan libres en el agua, llamada *Cercaria*, que se adhieren por sí mismas a la piel humana, la traspasan y entran en el torrente sanguíneo. La cercaria madura en el hígado y se convierte en gusanos que depositan multitud de huevos en las paredes del intestino. Cuando estos huevos son excretados en el agua,

eclosionan, y disponen de unas pocas horas para encontrar un caracol que les sirve de huésped en los que desarrollarse en cercaria. La cercaria excretada por los caracoles dispone de unos días para encontrar otro huésped humano, que continúe el ciclo. La continuación del ciclo necesita infección continua de esquistosomiasis por parte de los portadores, en aguas que reúnan las condiciones necesarias que permitan a los caracoles prosperar. Desafortunadamente, los proyectos de desarrollo tales como canales de irrigación y presas, construidos en países con condiciones sanitarias pobres, a menudo facilitan el desarrollo de la esquistosomiasis al crear las condiciones acuáticas necesarias para los anfitriones intermedios, los caracoles.

No hace tanto tiempo, incluso en los países desarrollados como Estados Unidos, se sufrieron numerosas epidemias de enfermedades transmitidas por el agua como el tifus y el cólera. Al principio del siglo xx, el tifus, por ejemplo, mataba a 28.000 estadounidenses cada año. Solo tras la llegada de la cloración, la cual comenzó en los Estados Unidos en 1908, estas enfermedades de transmisión acuática empezaron a ser raras. En cualquier caso, incluso ahora, la inadecuada sanidad de los países en vías de desarrollo continúa contribuyendo a las elevadas tasas de muerte y enfermedad. La OMS, por ejemplo, calcula que entre el 80 y el 100% de las enfermedades causadas por infección de cólera, tifus, y el gusano guineano podrían eliminarse en estos países con una mejora de los abastecimientos de agua y una infraestructura de alcantarillado (UNEP, 1993).

En Estados Unidos, la mayoría de las enfermedades transmitidas por el agua están sometidas a un control adecuado, y no hay necesidad de preocuparse por el agua de la red de distribución. No obstante, hay veces que incluso la desinfección es insuficiente, como fue el caso de Milwaukee, en 1993 cuando apareció un brote de enfermedad gastrointestinal, la criptosporidiosis. El *Cryptosporidium parvum* es un protozoo parásito que causa diarrea, dolor abdominal, náuseas y vómitos en su anfitrión. En individuos cuyo sistema inmunológico esté debilitado, puede poner en peligro su vida. La mayoría de los incidentes de criptosporidiosis tienen su foco en embalses de agua contaminada con escurrientías procedentes de la agricultura, que contienen heces de ganado. Una vaca contagiada desprende miles de millones de oocitos (huevos) en las heces al día, y éstos son resistentes a los procesos de desinfección en las plantas de tratamiento de aguas, con el cloro habitual, o dióxido de cloro. Actualmente, el método más factible de eliminarlos en las plantas de tratamiento de agua es mediante la microfiltración o combinando coagulación, floculación y filtración de profundidad, procesos que se describirán en el Capítulo 6.

Otro protozoo, la *Giardia lamblia*, es menos mortal que el *Cryptosporidium*, pero comparte diversas características similares. Los huevos de la *Giardia* pueden ser transportados por animales salvajes, así como por seres humanos; sobreviven durante meses en el medio ambiente; y no se destruyen fácilmente con la cloración. Como cualquier senderista sabe, en estos días no es seguro ya beber agua de ningún arroyo natural, por cristalino que sea, debido al riesgo de giardiasis causada por la *Giardia lamblia*.

Residuos con demanda de oxígeno

Una de las medidas más importantes de la calidad de una fuente de agua, es la cantidad de oxígeno disuelto (OD) presente. Como se mencionó en el Capítulo 2, el valor saturado de oxígeno disuelto en el agua es modesto, en el orden de 8 a 15 mg de oxígeno por litro de agua, dependiendo de la temperatura y salinidad. La cantidad mínima recomendada de OD para una población de peces sana se ha establecido en numerosas ocasiones en 5 mg/L, pero un análisis más cuidadoso de las necesidades de las diferentes especies de peces, en diferen-

tes momentos de sus ciclos de vida, aumenta el rango de las necesidades de oxígeno. Por ejemplo, la EPA recomienda un mínimo de 8 mg/L para las especies de agua fría, como el salmón o la trucha, durante su estado embrional, larvario y los primeros 30 días después de la eclosión, pero 5 mg/L es la recomendación para las etapas más tempranas de vida de las especies de agua caliente como la lubina. Para peces de más edad, la EPA recomienda una media mínima semanal de 5 mg/L para peces de agua fría y 4 mg/L para peces de agua caliente.

Los residuos con demanda de oxígeno son sustancias que se oxidan en la masa de agua receptora. A medida que las bacterias descomponen estos residuos, utilizan el oxígeno disuelto en el agua, lo que reduce la cantidad de OD. Si el OD disminuye, empeoran las condiciones de vida de los peces y otros tipos de vida acuática y, en casos extremos, mueren. Además, a medida que los niveles de oxígeno caen, los olores indeseables, el gusto y coloración impiden la utilización de esa agua para uso doméstico y merma su atractivo para usos referentes al ocio. Los residuos con demanda de oxígeno acostumbran a ser sustancias orgánicas biodegradables contenidas en aguas residuales municipales o en vertidos de cierto tipo de industrias, como el procesamiento de alimentos o la producción de papel. También la oxidación de determinados compuestos inorgánicos puede contribuir a la demanda de oxígeno. Incluso objetos orgánicos naturales, como las hojas o los restos animales que, por azar, caen al agua, contribuyen a la disminución del oxígeno.

Existen diversas medidas de demanda de oxígeno de uso común. La *demanda química de oxígeno* (DQO) es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar químicamente los residuos, mientras que la *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO) es la cantidad de oxígeno consumido por microorganismos para degradar biológicamente los desperdicios. Esta última ha sido la medida más importante de la fuerza de contaminación orgánica, y la reducción de demanda bioquímica de oxígeno en una planta de tratamiento de aguas residuales es un indicador clave del rendimiento del proceso.

Nutrientes

Los nutrientes son sustancias, como el nitrógeno, el fósforo, el carbono, el azufre, el calcio, el potasio, el hierro, el manganeso, el boro y el cobalto, que son esenciales para el crecimiento de los organismos. En términos de calidad de agua, los nutrientes pueden considerarse como contaminantes cuando las concentraciones de éstos son suficientes para permitir un crecimiento excesivo de plantas acuáticas, particularmente las algas.

El enriquecimiento de nutrientes puede dar lugar a grandes cantidades de algas que morirán y se descompondrán. Su descomposición elimina oxígeno del agua, descendiendo los niveles de OD hasta límites que pueden ser insuficientes para mantener las condiciones normales de vida. Las algas y demás vegetales en descomposición orgánica añaden coloración, turbidez, olores y gustos desagradables al agua difíciles de quitar, que pueden reducir en gran medida su aceptabilidad como fuente de agua doméstica. El proceso de enriquecimiento de nutrientes, denominado eutrofización, es especialmente importante en los lagos, y se describe en mayor profundidad en una sección posterior de este capítulo.

Las especies acuáticas necesitan una larga lista de nutrientes para su crecimiento y reproducción, pero desde una perspectiva de la calidad del agua, los tres más importantes son el carbono, el nitrógeno y el fósforo. Las plantas, incluidas las algas, necesitan grandes cantidades de cada uno de estos tres nutrientes y, a menos que los tres estén disponibles, el crecimiento estará limitado. El nutriente menos abundante en relación con las necesidades de la planta se denomina *factor limitante*. El carbono suele estar presente por proceder de varias

fuentes naturales, incluida la alcalinidad, el dióxido de carbono disuelto de la atmósfera, y la descomposición orgánica, así que no suele ser el factor limitante. En vez de éste, tiende a ser tanto el nitrógeno como el fósforo el encargado de controlar la tasa de crecimiento de las algas. En general, el agua marina presenta con mayor frecuencia límites de nitrógeno, mientras que el agua de los lagos suele presentar límites de fósforo.

Los nutrientes, así como otro tipo de contaminación, pueden proceder tanto de *fuentes puntuales* o de *fuentes no puntuales*. El foco localizado más común son las cañerías de vertidos industriales y las aguas residuales de las plantas de tratamiento, pero también pueden incluir los deshechos de los vertederos de residuos, minas, cebaderos de animales, y grandes construcciones donde el agua contaminada se recoge en redes de tuberías o canales y se lleva a un punto central antes de liberarse. Las fuentes no puntuales acostumbran a ser más intermitentes que las fuentes puntuales y se caracterizan por tener muchos puntos de entrada a las aguas receptoras. La escorrentía de tierras de agricultura, pastos, áreas urbanas, minas abandonadas, etc. son fuentes no puntuales de contaminación típicas. Las fuentes puntuales han sido objeto de grandes esfuerzos en los últimos 30 años, son más fáciles de tratar y de controlar por ser tanto continuas como centralizadas. En cualquier caso, las fuentes no puntuales son ahora los mayores contribuyentes de contaminación de las aguas superficiales en los Estados Unidos, y la agricultura el mayor contribuyente de las fuentes no puntuales de contaminación (Carpenter, 1998; U.S. EPA, 2002).

Las mayores fuentes de nitrógeno están incluidas en las aguas residuales municipales, la escorrentía de cebaderos de animales, los fertilizantes químicos y las deposiciones nitrosas de la atmósfera, especialmente en las inmediaciones de las centrales térmicas de carbón. Además, determinadas bacterias y algas azul-verdosas pueden obtener el nitrógeno que necesitan directamente de la atmósfera. Estas formas de vida son abundantes especialmente en lagos que tienen elevados niveles de productividad biológica, haciendo extremadamente difícil el control del nitrógeno en tales lugares.

El nitrógeno no es sólo capaz de contribuir a los problemas de eutrofización, sino que cuando se halla en el agua potable en una forma particular, el nitrato (NO_3), puede representar una seria amenaza para la salud pública. Para la mayoría de la gente, el nitrato en el agua potable no causa ningún problema de toxicidad en particular, no obstante, una determinada bacteria que convierte el nitrato en nitrito (NO_2) se encuentra en el tracto digestivo alcalino infantil, pero no en adultos a medida que el sistema digestivo se hace más ácido. La hemoglobina en el torrente sanguíneo se oxida por el nitrito y se convierte en metahemoglobina, la cual no puede transportar oxígeno. La carencia de oxígeno característica de la metahemoglobinemia provoca una decoloración azulada en el niño; de aquí que ésta sea comúnmente aludida como el síndrome del bebé azul. En casos extremos, la víctima puede morir de asfixia. Normalmente, superada la edad de seis meses, el sistema digestivo de un niño está lo suficientemente desarrollado como para evitar este síndrome.

Mientras acostumbra a haber suficientes fuentes naturales de nitrógeno como para permitir el crecimiento de las algas y demás plantas acuáticas, no hay mucho fósforo disponible en la naturaleza, de modo que éste tiende a ser el nutriente limitante en ríos y lagos. Las actividades humanas, sin embargo, a menudo introducen el suficiente fósforo que permite el crecimiento descontrolado de algas y vegetales acuáticos. Las fuentes humanas de fósforo incluyen la escorrentía de la agricultura en áreas fertilizadas, vertidos de cebaderos de animales y aguas residuales domésticas. En las aguas residuales, parte del fósforo procede de las heces humanas y parte de los detergentes.

La composición de los detergentes ha evolucionado en respuesta a las preocupaciones medioambientales desde su introducción, al finalizar la Segunda Guerra Mundial, con el fin

de sustituir a los jabones que tendían a crear una capa de precipitados insolubles (el anillo adherido al desagüe) en aguas duras. Al principio de ser incorporados, los detergentes no eran biodegradables, lo que conducía inevitablemente a grandes acumulaciones espumosas en ríos, lagos y plantas de tratamiento de aguas residuales, y en algunas zonas salía por el grifo agua espumosa. El problema estaba causado por la elección de surfactante, que es el ingrediente de los detergentes que reduce la tensión superficial del agua y permite a algunas partículas de suciedad levantarse o flotar del material del suelo durante el lavado. Ya en 1965, la elección de surfactantes había cambiado para que todos los detergentes fueran biodegradables, pero aquello fue causa de un nuevo problema. Los detergentes contenían grandes cantidades de fósforo, y al liberarse éste, durante su descomposición actuaba como un estimulante del crecimiento de las algas, lo cual dio lugar a un crecimiento disparado de la vegetación acuática. Las preocupaciones por los efectos ambientales del fósforo han conducido hacia la reducción de su uso en los detergentes. En muchos países, incluidos los Estados Unidos, los surfactantes con contenido de fósforo han sido sustituidos, pero crecen las preocupaciones en cuanto a la seguridad de los nuevos surfactantes sin fósforo.

A pesar de la caída del fósforo en detergentes y de la implantación de procesos de eliminación de fósforo en algunas plantas de tratamiento de aguas residuales, la eutrofización inducida por el fósforo representa todavía el mayor problema de calidad de aguas en los lagos, embalses y estanques en los EE.UU. (U.S. EPA, 2002). La mayoría del fósforo procede de fuentes no puntuales. Se ha estimado que incluso sin entradas de fuentes puntuales de fósforo, casi el 90% de los lagos afectados permanecerían sin reunir los estándares de calidad del agua debido a las entradas de contaminantes procedentes de fuentes no puntuales (Carpenter, 1998). La adición de fósforo a la tierra cultivable, tanto en forma de fertilizantes como de estiércol, ha creado una acumulación de fósforo en granjas y pastizales que es casi un 25% más alta que las cantidades originales. Este exceso va aumentando de forma continua por el aporte de fósforo en cantidades superiores a las necesarias para el crecimiento de los cultivos, y una fracción de él se filtra alcanzando ríos, corrientes o masas de agua de cualquier tipo de los alrededores, tanto disuelto en la escorrentía, como arrastrado en forma de partículas por ésta.

Sales

El agua acumula de forma natural una diversidad de sólidos disueltos, o *sales*, a medida que atraviesa suelos y rocas en su camino hacia el mar. Estas sales típicas incluyen cationes como el sodio, el calcio, el magnesio y el potasio, y aniones como el cloruro, el sulfato y el bicarbonato. Un análisis cuidadoso de salinidad daría como resultado una lista de las concentraciones de los aniones y cationes primarios, pero una manera más simple y más comúnmente empleada en la medición de la salinidad es la concentración del *total de sólidos disueltos* (TSD). Como aproximación, el agua pura puede considerarse agua con menos de 1.500 mg/L TSD; las aguas dulces pueden contener valores TSD de hasta 5.000 mg/L; y las aguas saladas son aquellas con concentraciones superiores a 5.000 mg/L (Tchobanoglous y Schroeder, 1985). El agua del mar contiene de 30.000 a 34.000 mg/L TSD.

La concentración de sólidos disueltos es un indicador importante de la utilidad del agua para diversas aplicaciones. El agua potable, por ejemplo, tiene una concentración TSD máxima recomendada de 500 mg/L. Mucha gente comenzaría a notar que el agua adquiere un gusto salado cuando el TSD ronda los 1.000 mg/L, aunque esto depende en gran medida de las sustancias concretas disueltas. La ganadería puede tolerar concentraciones más altas.

Los límites más elevados de concentraciones de agua destinada al ganado, establecidos por el U.S. Geological Survey (1985) se refieren a las aves de corral con un TSD máxima de 2.860 mg/L, al sector porcino con 4.290 mg/L, y al vacuno con 10.100 mg/L. De mayor importancia, no obstante, es la tolerancia a la sal que presentan los cultivos. Cuando la concentración de sales en el agua de riego supera los 500 mg/L, la necesidad de cuidados en el tratamiento del agua con la que mantener las producciones de cultivo crece en importancia. Con un drenaje suficiente que evite la acumulación de sales en el suelo, la mayoría de los cultivos puede tolerar hasta 1.500 TSD con unas pérdidas mínimas de producción (Frederick y Hanson, 1982), pero a concentraciones superiores a los 2.100 mg/L, el agua es generalmente inadecuada para la irrigación, excepto para aquellos cultivos de mayor tolerancia salina.

Toda el agua producida de modo natural contiene cierta cantidad de sales. Además, muchas industrias emiten altas concentraciones de sales, y la escorrentía urbana puede contener grandes cantidades en zonas donde se emplea la sal para evitar las formaciones de placas de hielo en las carreteras durante el invierno. Aunque actividades humanas tales pueden incrementar la salinidad por añadir sales a un volumen de agua dado, es más frecuente el proceso contrario, la separación de agua pura mediante la evaporación es la que causa problemas de salinidad. Cuando el agua se evapora, las sales quedan atrás, y puesto que queda menos agua con la que diluirlas, la concentración se eleva.

Los cultivos de regadío, especialmente los emplazados en zonas áridas, son siempre vulnerables a una acumulación de sales debida a esta evapotranspiración en la propia tierra de cultivo. La salinidad se realza por el aumento de la evaporación en embalses que acompañan proyectos típicos de regadío. También, el agua del drenaje de los riegos puede tomar sales adicionales a su paso por encima y a través de los suelos. Como resultado, el agua de drenaje de irrigación es siempre más salina que la que se vertió, y con su reutilización, aumenta cada vez más. En ríos utilizados de forma intensiva para el riego, las concentraciones salinas se incrementan progresivamente a medida que se desciende por su cauce, pues el volumen de agua disponible para diluirlas disminuye debido a la evaporación, y el nivel de sales crece a causa del agua drenada procedente del riego de las tierras. Como ejemplo, la Tabla 5.6 muestra la pérdida de caudal y el incremento de TSD en Río Grande en su recorrido desde Nuevo México hasta Texas.

TABLA 5.6. Caudal anual y niveles de TSD en Río Grande en su recorrido desde Nuevo México hasta Texas

Lugar	Caudal (10^6 m ³ /año)	Sólidos disueltos (mg/L)
Puente Otowi, NM	1,33	221
San Marcial, NM	1,05	449
Elephant Buhote Outlet, NM	0,97	478
Caballo Dam, NM	0,96	515
Seasburg Dam, NM	0,92	551
El Paso, TX	0,65	787
Fort Quitman, TX	0,25	1.691

Fuente: Skogerboe & Law, 1971.

Un cálculo aproximado indica que, alrededor de un tercio de las tierras de regadío en la parte más occidental de Estados Unidos tiene un problema de salinidad que se va incrementando con el tiempo, incluyendo regiones de la cuenca baja del río Colorado y el lado oeste

del valle San Joaquín en California. Se estima que unas 100.000 toneladas de sales se estancan anualmente al sur de Arizona procedentes del consumo de agua del río Colorado a través del canal «Central Arizona Project» de 300 millas de longitud. Los problemas de salinidad están teniendo también impactos importantes en tierras de regadío en Irak, Pakistán, India, México, Argentina, Malí y África del Norte entre otros. El derrumbamiento de civilizaciones antiguas, tales como aquellas que una vez florecieron en el Creciente Fértil, en lo que actualmente es Irak, se cree que pudo precipitarse a consecuencia de la desaparición de agriculturas de regadío causada por la acumulación de sal (Reisner, 1986).

La acumulación de las sales en los suelos es, a menudo, controlada mediante su lavado con cantidades adicionales de agua de irrigación. Esto incrementa los costes; las aguas residuales pueden no tener una disponibilidad abundante en primer lugar; y a menos que cuente con un drenaje adecuado, cabe la posibilidad de que el aumento de agua sumerja las raíces en un barro salado. Disponer de un drenaje adecuado puede ser una tarea cara y complicada que implique extensos sistemas de drenaje subterráneos acompañados de un sistema de drenado y eliminación central. Incluso cuando se separa la sal de la tierra de agricultura mediante un buen drenaje, puede haber repercusiones tardías. A mediados de 1980, se vio que las aves de los pantanos naturales del refugio Kesterson Wildlife en California central, se estaban envenenando con selenio drenado de los campos de agricultura de la región. Dado que el agua de retorno de la irrigación contiene, no sólo sales, sino fertilizantes y pesticidas también, hallar un método aceptable de eliminación de residuos es difícil. Estos asuntos referentes a las sales resaltan la importancia de no tratar únicamente los impactos inmediatos de la contaminación, sino de desarrollar remedios de modo que otros sucesivos no lleguen a producirse.

Contaminación térmica

Una central eléctrica de vapor de gran tamaño necesita una cantidad enorme de agua para su refrigeración. Una central nuclear típica, por ejemplo, aumenta en 10 °C la temperatura de aproximadamente 150.000 m³/h de agua de refrigeración según pasa por los condensadores de la planta generadora. Si este calor se libera a un río o lago cercano el aumento de la temperatura podría afectar negativamente a la vida de los alrededores de la pluma térmica. Este aumento de la temperatura puede constituir una amenaza para algunas especies como el salmón o la trucha, mientras que para algunas otras puede ser beneficioso. Dentro de un límite, el aumento de la temperatura puede ser beneficioso para el crecimiento de los peces, lo que redundaría en un beneficio para la pesca en los alrededores de la central. Por otra parte, los cambios repentinos de temperatura ocasionados por los vertidos normales e imprevistos de la planta pueden dificultar el aclimatamiento de la flora y fauna de los alrededores.

Según aumenta la temperatura del agua se combinan dos factores que dificultan la toma de oxígeno del agua por parte de la vida acuática. El primero de estos factores proviene del aumento de la tasa metabólica como consecuencia del aumento de temperatura, en un factor de 2 por cada 10 °C de aumento. Esto produce un aumento de la cantidad de oxígeno que los organismos necesitan. Al mismo tiempo, el suministro disponible de oxígeno disuelto (OD) se reduce debido a, por un lado, la asimilación de los desechos es más rápida, reduciendo el OD a una tasa más rápida y, por otro lado, porque la cantidad de oxígeno que el agua puede retener disminuye con la temperatura. Por tanto, a medida que crece la temperatura aumenta la demanda de oxígeno y disminuye la cantidad disponible de éste.

Metales pesados

En algunos contextos, la definición de un metal se basa en propiedades físicas. Los metales se caracterizan por su alta conductividad eléctrica y térmica, su brillo y lustre metálico, fuerza y ductilidad. Desde una perspectiva química, no obstante, es más frecuente utilizar una definición más amplia que dice que un metal es un elemento que desprenderá uno o más electrones para formar un catión en una solución acuosa. Estas definiciones son imprecisas, ya que hay elementos que muestran ambas características, metálicas y no metálicas, y que forman aniones en una solución arenosa. Estos elementos son aludidos a veces como *semimetales o metaloides* e incluyen el selenio, el arsénico, el fósforo, el silicio y el boro. Incluyendo los metaloides, cerca de 80 elementos pueden denominarse metales con masa específica mayor que 4 o 5. En términos de sus impactos ambientales, los metales pesados de más importancia son el mercurio (Hg), el plomo (Pb), el cadmio (Cd) y el arsénico (As).

La mayoría de los metales son tóxicos, incluido el aluminio, el arsénico, el berilio, el bismuto, el cadmio, el cromo, el cobalto, el cobre, el hierro, el plomo, el manganeso, el mercurio, el níquel, el selenio, el estroncio, el estaño, el titanio y el zinc. Algunos de estos metales, como el cromo y el hierro, son nutrientes esenciales en nuestras dietas, pero en dosis más altas, pueden causar un abanico de efectos adversos en nuestro cuerpo, incluyendo daños renales y del sistema nervioso, aparición de mutaciones e inducción de tumores. La forma más importante de eliminar los metales cuando éstos ya se encuentran dentro del organismo de una persona es por medio de los riñones. De hecho, los riñones pueden considerarse filtros complejos, cuyo principio primario es la eliminación de sustancias tóxicas del cuerpo. Los riñones contienen millones de unidades excretoras, llamadas nefronas, y los químicos que resultan tóxicos para los riñones se denominan nefrotóxicos. El cadmio, el plomo y el mercurio son ejemplos de metales nefrotóxicos.

Los metales pueden inhalarse, como ocurre a menudo con el caso del plomo, y pueden ser ingeridos. Hasta qué punto se absorben en el cuerpo depende de algún modo del metal particular en cuestión, y el modo concreto en el que actúa. Por ejemplo, el mercurio líquido no es muy tóxico, y la mayoría de lo que se ha ingerido se excreta del cuerpo. Por otra parte, el mercurio mismo en forma de vapor es altamente tóxico, penetra en los pulmones donde se difunde a través del torrente sanguíneo. Cuando la sangre que contiene mercurio alcanza el cerebro, el mercurio puede entrar en éste, donde causa daños serios al sistema nervioso central. Por el contrario, el plomo no representa gran amenaza como vapor, puesto que tiene una presión de vapor muy baja, y su mayor peligro cuando se halla disuelto en su forma iónica, Pb^{2+} . El plomo disuelto en sangre se transfiere a los órganos vitales, incluidos los riñones y el cerebro, y pasa rápidamente al feto en una mujer embarazada. Los niños y los fetos son los que mayor riesgo corren, puesto que sus masas encefálicas están en rápido desarrollo, y la exposición al plomo puede causar daños cerebrales importantes y permanentes. Se verá más en profundidad acerca del plomo en el Capítulo 7.

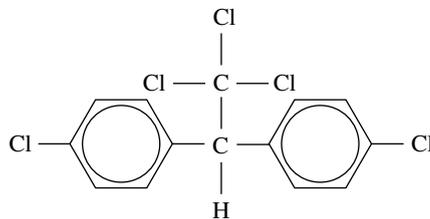
Los metales difieren de otras sustancias tóxicas en que no son degradables en absoluto, lo que significa que son prácticamente indestructibles en el medio. Así, cuando se resuelve una contaminación por metales, es imperativo que los productos residuales se dispongan de tal modo que se minimicen los impactos medioambientales y humanos a efectos inmediatos y posteriores. Por citar un caso, en 2001, se aprobó una ley más estricta sobre el arsénico que obligará a retirar unas 30.000 libras de este metal del agua potable anualmente. La mayoría de los residuos con contenido en arsénico procedentes del tratamiento de aguas se enviará a vertederos municipales de residuos sólidos, donde un estudio sugiere que pueden pasar a los lixiviados, que son los líquidos que rezuman los vertidos sólidos depositados.

Las cuestiones entonces serían cómo tratar esos lixiviados, y si el arsénico se traslada para sufrir otro proceso, por ejemplo mediante el alcantarillado, a una planta de tratamiento de aguas residuales, cuáles son los riesgos y destino del arsénico en este siguiente apartado ambiental.

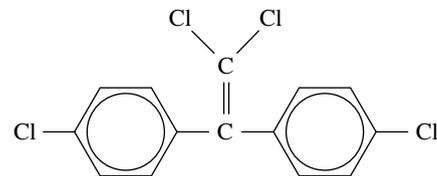
Pesticidas

El término pesticida se utiliza para designar un abanico de sustancias químicas que matan organismos que los seres humanos consideramos indeseables. Los pesticidas pueden estar en la línea de insecticidas, herbicidas, rodenticidas y fungicidas.

Hay tres grupos principales de insecticidas orgánicos sintéticos: los organoclorados (también conocidos como hidrocarburos clorados), los organofosforados, y los carbamatos. El pesticida organoclorado más ampliamente conocido es el DDT (diclorodifeniltricloroetano), el cual ha sido extensamente utilizado para el control de insectos portadores de enfermedades como la malaria (mosquitos), el tifus (piojos corporales) y la peste (pulgas). Contribuyendo al control de éstas enfermedades, el DDT está relacionado con la salvación de millones de vidas en todo el mundo. A pesar de su más reciente reputación de pesticida peligroso, en términos de toxicidad humana el DDT se considera relativamente seguro. De hecho, los insecticidas organoclorados en general son altamente tóxicos para los insectos, pero su toxicidad aguda en humanos es relativamente baja. Fue el impacto del DDT en las cadenas alimenticias, más que su toxicidad en humanos, lo que condujo a su prohibición en los países desarrollados del mundo (aún se utiliza en los países en vías de desarrollo).



DDT: *p,p'*-diclorodifeniltricloroetano



DDE: *p,p'*-diclorodifenildicloroetano

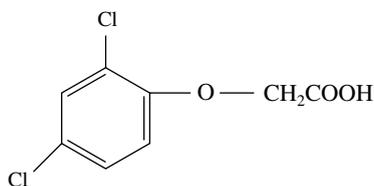
Los pesticidas organoclorados, como el DDT, tienen dos propiedades que los hacen ser particularmente perjudiciales para las cadenas alimentarias. Son muy *persistentes*, lo que significa que duran largo tiempo en el medio ambiente antes de descomponerse en otras sustancias, y son *solubles* en disolventes hidrocarbonados, lo que significa que se acumulan fácilmente en tejidos grasos. La acumulación de pesticidas organoclorados en tejidos grasos significa que los organismos en niveles tróficos sucesivamente altos en una cadena alimentaria están consumiendo alimentos con progresivas concentraciones de pesticida. A la cabeza de la cadena alimentaria, las concentraciones de estos pesticidas son las más altas, y es allí donde la toxicidad organoclorada ha sido más reconocible. Los pájaros, por ejemplo, están en la parte superior de la cadena y el efecto adverso del DDT en su reproducción centró la atención en este pesticida en particular. El DDT y su metabolito, el DDE (diclorodifenildicloroetano), interfiere con la enzima que regula la distribución del calcio en las aves, lo que da como resultado, en el caso de animales ovíparos, unos huevos cuyo cascarón es demasiado frágil para sujetar el peso del progenitor. La consecuente dificultad de reproducción ha demostrado afectar a una diversidad de especies, incluido el halcón peregrino, el gavilán

pescador, el águila de cabeza blanca y el pelícano marrón. Éste es un ejemplo del perjuicio endocrino provocado por los contaminantes, que se discutirá en breve. A medida que los niveles de DDT y DDE menguan, algunas de estas especies disfrutaron de un auge en su número. El águila de cabeza blanca ha salido de la lista de especies protegidas en algunas zonas, como el noroeste del Pacífico, o los Grandes Lagos.

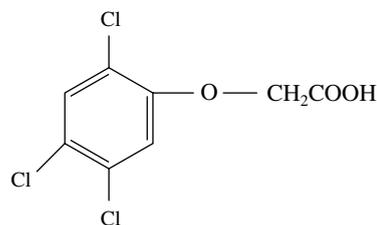
Otros organoclorados de gran utilización incluyen el metoxicloro, el clordano, el heptacloro, el aldrin, el dieldrin, el endrin, el endosulfón, y el Kepone. Estudios animales muestran que el dieldrin, el heptacloro y el clordano provocan cáncer de hígado, y el aldrin, el dieldrin, y el endrin son causa de defectos de nacimiento en hámsteres y ratones. La exposición al Kepone por parte de trabajadores en una planta de manufactura en Virginia produjo daños neurológicos severos y la planta se cerró finalmente. Dado el perjuicio para el ecosistema, su potencial sobre los efectos a largo plazo en la salud humana (como el cáncer), y la resistencia biológica a estos pesticidas que han desarrollado muchas especies de insectos, los organoclorados han sido reemplazados por los organofosforados y los carbamatos.

Los organofosforados, como el paratión, malatión, diazinón, TEPF (tetraetil pirofosfato), y el dimetoato son efectivos contra una gran parte de insectos y no son persistentes. Aún así, son mucho más tóxicos para los humanos que los organoclorados a los que han reemplazado. Se absorben rápidamente a través de la piel, pulmones y tracto gastrointestinal, así que, a menos que se tomen precauciones adecuadas, representan un serio peligro para aquellos que los utilizan. Los seres humanos expuestos a cantidades excesivas muestran una sintomatología que incluye temblores, confusión, habla arrastrada, contracciones musculares involuntarias y convulsiones.

La tercera categoría de insecticidas, los carbamatos, se derivan del ácido carbámico, H_2NCOOH . Son similares a los organofosforados ya que tienen una vida corta en el medio. Por lo tanto, comparten esa ventaja de no permanecer el tiempo suficiente como para bioacumularse en las cadenas alimenticias, pero se asemejan también en la desventaja de la alta toxicidad en humanos. Los pesticidas carbamatos más populares incluyen el propoxur, carbaryl y aldicarb. La exposición humana aguda a los carbamatos ha inducido todo un rango de síntomas como la náusea, el vómito, visión arrastrada y, en casos extremos, convulsiones y muerte.



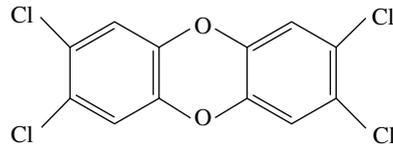
Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético
(2,4-D)



Ácido 2,4,5-Triclorofenoxiacético
(2,4,5-T)

Los hidrocarburos clorados se utilizan también como herbicidas. Los compuestos clorofenoxilos 2,4,5-T y 2,4,5-D están entre los mejor conocidos por utilizarse como defoliantes en la Guerra de Vietnam. La combinación de ambos se denominó Agente Naranja. Son capaces de acabar con grandes masas de espeso follaje sin dañar la hierba, y se les ha hallado uso en el control del crecimiento excesivo de plantas acuáticas en embalses y lagos. El herbicida 2,4,5-T se ha prohibido en parte porque el proceso de manufactura del 2,4,5-T, tam-

bién produce un producto paralelo altamente tóxico, las dioxinas. Las dioxinas también entran en el medio como producto de la combustión de incineradoras (más sobre las dioxinas en el Capítulo 9). Otros herbicidas incluyen el paraquat, un pesticida que adquirió cierta fama por utilizarse para la destrucción de plantaciones de marihuana, y el metolacoloro, el cual se usa frecuentemente sobre la soja y el maíz.



2,3,7,8-Dioxina

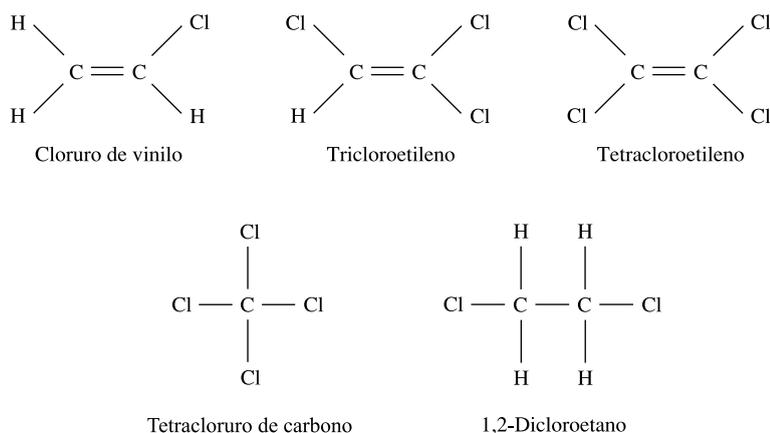
Ha habido un notable éxito en los pasados 25 años en la producción de pesticidas de menor persistencia y mayor capacidad de degradación. Incluso aunque el pesticida puede degradarse, sus productos de degradación pueden diseminarse por el medio, siendo por sí mismos tóxicos para los humanos u otras formas de vida. En años recientes, los productos de la transformación de los pesticidas se han identificado tanto en aguas superficiales como en corrientes de agua subterránea, y, en algunos casos, en agua potable tratada (Coupe y Blomquist, 2004). Hay una creciente preocupación acerca de que no sólo tenemos que ser cuidadosos en el trato y manejo de los productos químicos sintéticos que fabricamos, sino también con los riesgos asociados a los productos derivados de su transformación natural (Sinclair et al., 2006).

Compuestos orgánicos volátiles

Los compuestos orgánicos volátiles (VOC) se encuentran entre los contaminantes más comúnmente hallados en las aguas subterráneas. Se utilizan a menudo como disolventes en procesos industriales, y varios de ellos son conocidos como presuntos cancerígenos o mutagénicos. La volatilidad significa que no sólo se hallan en concentraciones por encima de unos pocos $\mu\text{g/L}$ en aguas superficiales, sino en corrientes subterráneas, las concentraciones pueden ser cientos de miles de veces más altas. La volatilidad también refleja el método más común de tratamiento, que consiste en airear el agua para facilitar la evaporación y dispersión a la atmósfera. Puesto que la volatilización no destruye los VOC sino que simplemente los trasfiere al aire, es importante que la concentración atmosférica resultante no alcance un nivel preocupante.

Cinco VOC son especialmente tóxicos, y su posible presencia en el agua potable es causa de atención especial: el cloruro de vinilo, el tetracloroetileno, tricloroetileno, 1,2-dicloroetano, y el tetracloruro de carbono.

El más tóxico de los cinco es el *cloruro de vinilo* (cloroetileno). Es un conocido cancerígeno utilizado al principio en la producción de resinas de cloruro de polivinilo. El *tetracloroetileno* se utiliza como disolvente, como medio de transferencia del calor y en la manufactura de los clorofluorocarbonos. Causa tumores en animales, pero no hay una evidencia suficiente como para llamarlo cancerígeno. De los cinco, es el que se encuentra con mayor frecuencia en las aguas subterráneas. El *tricloroetileno* (TCE) es un disolvente que se ha utilizado de forma muy común para limpiar todo tipo de cosas, desde aparatos electrónicos



hasta partes del motor de aviones a reacción y tanques sépticos. Se sospecha de él que sea cancerígeno y se encuentra entre los contaminantes más presentes de las aguas subterráneas. *1,2-dicloroetano* es un desengrasante de metales que se utiliza también en la manufactura de diversos productos, como el cloruro de vinilo, el tetraetilo de plomo, fumigantes, disolventes para barniz, y compuestos jabonosos. Aunque no se conoce como cancerígeno, se sabe que la exposición a altos niveles daña el sistema nervioso central, hígado y riñones. Es también un contaminante muy común de las aguas subterráneas que, por ser soluble, se convierte en uno de los más difíciles de eliminar mediante el *stripping*. El *tetracloruro de carbono* era un producto de limpieza muy utilizado en el ámbito doméstico que se emplea ahora con mayor frecuencia en fumigantes para grano., extintores de incendios y disolventes. Es muy tóxico si se ingiere; sólo unos pocos mililitros pueden provocar la muerte. Es relativamente insoluble en agua y de ahí que sólo se encuentra de manera ocasional en las corrientes subterráneas contaminadas.

Contaminantes emergentes

En enero de 2006, había más de 239.000 sustancias en la lista del CAS (Chemical Abstracts Service) de sustancias químicas reguladas (CAS, 2006), y hay 4800 sustancias cuya producción excede las 1.000 Tm/año (OECD, 2004). No todos los contaminantes potenciales son químicos sintéticos. Muchos son organismos o materiales producidos de forma natural, como patógenos y metales. Dicho esto, ¿cómo es posible identificar y priorizar los contaminantes potenciales, o clases de contaminantes, de mayor interés medioambiental? La respuesta no es directa, pero tiene que ver con temas tales como la medida de su persistencia a efectos ambientales, su toxicidad relativa e impacto nocivo (tanto en personas como en otras formas de vida), su frecuencia de producción y concentración, así como de la inmediatez de su impacto. Desde la década de los 90, muchos contaminantes no reconocidos previamente se han clasificado bajo el concepto de *contaminantes emergentes*, contaminantes que, por reunir cierta combinación de los atributos mencionados, justifican un interés y preocupación particular. Gran parte de esta tendencia por identificar y caracterizar los impactos de contaminantes emergentes depende de mejoras en la instrumentación, el muestreo y las técnicas de análisis (Muir y Howard, 2006).

Los más destacados de entre los contaminantes emergentes son los *disruptores endocrinos* (EDC, *endocrine disrupting chemicals*). Desde que la obra «Our Stolen Future»

(«Nuestro futuro robado», de Colborn) esbozó un amplio repertorio dirigido hacia la forma en que los EDC pueden interferir con el control hormonal del desarrollo en humanos, así como en la vida salvaje, se ha publicado toda una oleada de literatura documentando sobre los numerosos productos químicos que afectan de modo adverso al funcionamiento normal del sistema endocrino. Después de implantarse el código genético, el comportamiento, el desarrollo de un organismo y el metabolismo se hallan dictados en gran medida por un intrincado sistema de señalización química y una respuesta controlada del sistema endocrino. Los EDC interfieren con el funcionamiento natural de este sistema, tanto teniendo el comportamiento de una hormona natural, como bloqueando o contrarrestando la acción de una hormona natural, o incrementando o reduciendo la producción de hormonas naturales. El hermafroditismo (la presencia de órganos reproductores masculinos y femeninos en un mismo organismo) y la supervivencia y desarrollo de descendencia alterada se ha observado en ranas, salmones, ostras, tortugas, tritones y truchas expuestas a EDC. Por ejemplo, un estudio realizado en el río Columbia demostró que el 84% de las hembras de salmón rosado había sufrido una reversión sexual temprana en su desarrollo y que eran, de hecho, cromosómicamente machos (Nagler *et al.*, 2001). Los componentes estrógenos, como el 17 β -estradiol (la hormona sexual natural femenina) y el etinilestradiol (el análogo del 17 β -estradiol que se halla en las píldoras anticonceptivas), han copado casi toda la atención entre los EDC y se ha demostrado que tienen efectos en la reproducción y el desarrollo de los peces y anfibios a niveles medidos en el medio (Davlock y Daston, 1996). Actualmente no existe una evidencia firme acerca de que las concentraciones ambientales de EDC medidas sean las causantes o tengan efectos sobre la salud humana, aunque se ha propuesto el hecho de que los EDC sean un factor a tener en cuenta en la reducción de los niveles de esperma y el incremento de incidencias de cáncer de mama y de órganos reproductores (Snyder, Pleus, y Snyder, 2005). Cientos de compuestos como pesticidas, metales (cadmio, arsénico.) detergentes, productos ignífugos y farmacéuticos se consideran posibles EDC.

Los polibromodifenil éteres (PBDE), usados habitualmente como materiales resistentes al fuego, y los perfluorocarboxilatos (PFCA) que son productos residuales procedentes de las plantas de tratamiento con contenido en flúor y lubricantes, se hallan ahora en ecosistemas por todo el globo, hasta en la nieve y en mamíferos del Ártico (Streets *et al.*, 2006, y Scout *et al.*, 2006). Ambas clases de compuestos son capaces de bioacumularse, y posiblemente mostrar toxicidad o disrupción endocrina, en humanos y animales salvajes. Con la mejora de las técnicas analíticas se han identificado muchos organismos patógenos nuevos. Se han encontrado adenovirus humanos alrededor de todo el mundo en aguas superficiales (Jiang, 2006). El rápido incremento de incidencias de patógenos con resistencia antibiótica constituye una preocupación y amenaza al dejar obsoletos diversos productos farmacéuticos (Pruden *et al.*, 2006). Se ha descubierto que algunos patógenos bacterianos crecen en las amebas que habitan en las torres de refrigeración y se difunden a través de aerosoles acuosos desde ellas (Berk *et al.*, 2006). Además, la fabricación y aplicación de las nanopartículas (materiales con funcionalidad a escala próxima a la atómica) está creciendo de forma exponencial junto con la exposición de humanos y por parte del medio ambiente a estos materiales. Las nanopartículas se encuentran comúnmente en pinturas, superficies de revestimiento, aditivos alimenticios, sustancias pulidas, catalíticos industriales y productos de cuidado personal. En cualquier caso, el estudio básico de los impactos tóxicos y perjudiciales de este tipo de materiales en el medio apenas acaba de comenzar (Brunner *et al.*, 2006). La lista previamente mencionada de contaminantes emergentes no es exhaustiva, sino una mera indicación de la variedad de contaminantes implicados y la naturaleza de algunos de los desafíos para futuros científicos e ingenieros medioambientales.

5.4. Calidad de las aguas superficiales

Como método de ayuda para el control progresivo destinado a cumplir con los objetivos de la Ley de Calidad del Agua (Clean Water Act), se obliga a los estados a presentar una evaluación de calidad de aguas de sus ríos, lagos y estuarios. El punto de partida para estas evaluaciones es una descripción de las *utilidades* que soportará cada masa de agua. La EPA ofrece una guía de estos usos, como se muestra en la Tabla 5.7. La Ley de Calidad del Agua autoriza a los estados a determinar sus propios niveles estándar de calidad del agua relativos a estos usos, mientras estos niveles cumplan con los objetivos de la Ley de Calidad del Agua.

TABLA 5.7. Utilidades de las aguas superficiales

Utilidad	Descripción
Apoyo a la vida acuática	La masa de agua ofrece un hábitat adecuado para la supervivencia y reproducción de organismos acuáticos deseados.
Consumo de pescado	La masa de agua ayuda a que la población de peces esté libre de contaminantes que representan un riesgo para la salud de los consumidores.
Recogida de marisco	La masa de agua ayuda a que la población de marisco esté libre de tóxicos y patógenos que podrían representar un riesgo para la salud de los consumidores.
Suministro de agua potable	La masa de agua puede suministrar agua potable segura con tratamientos convencionales.
Contacto directo recreativo	La gente puede nadar sin que ello represente un riesgo de efectos adversos para la salud (como una enfermedad de origen en el agua debida a contaminación residual).
Contacto indirecto recreativo	La gente puede llevar a cabo actividades en el agua (piragüismo, remo, etc.) sin riesgo de efectos sobre la salud por contacto ocasional con el agua.
Agricultura	La calidad del agua es apta para la irrigación de campos de cultivo así como para la bebida del ganado.

Fuente: U.S. EPA, 1994.

La valoración de la calidad del agua que los estados deben presentar identifica fuentes de polución y la porción del recurso que se halla «dañada» por contaminantes. Se dice que una masa de agua está dañada cuando al menos una de las utilidades designadas, como los baños recreativos o el consumo de peces, no puede realizarse debido a la calidad de ésta. La evaluación de la calidad del agua presentada en el año 2000 mostraba que un 39% de la longitud de río valorada, y un 45% de las zonas de lagos evaluadas se hallaban dañadas por uno u otro motivo (U.S. EPA, 2002).

Un contaminante o un factor estresante pueden perjudicar la calidad del agua. Los agentes estresantes son cambios físicos en la masa de agua. Por ejemplo, son factores estresantes las actividades que alteran el hábitat acuático (excluyendo el flujo de agua), como la retirada de rocas del fondo del lecho, mientras que factores estresantes con alteración del caudal pueden ser actividades como dañar un río o extraer agua de riego de una corriente. Los contaminantes de mayor importancia y agentes estresantes que causan perjuicios en la calidad

del agua en ríos y arroyos se muestran en la Figura 5.7(a), y las principales fuentes de estos problemas se reflejan en la Figura 5.7(b). Los problemas más comunes son los patógenos (medidos en recuento bacteriano) y la sedimentación. Los patógenos entran en los ríos procedentes de vertidos residuales insuficientemente tratados, de la materia fecal de animales silvestres y de la escorrentía de granjas y cebaderos. La presencia de patógenos indica que el uso del agua sin más tratamientos puede ser causa de enfermedades humanas. La causa de la sedimentación es el arrastre por la lluvia de tierras cultivadas, explotaciones forestales, áreas urbanas y riberas. La cantidad de sedimento resultante puede cubrir los hábitats que necesitan los peces y otros organismos acuáticos. En Estados Unidos, la principal fuente de daños a ríos y corrientes es la actividad agrícola, tanto la producción de cosechas como la actividad ganadera.

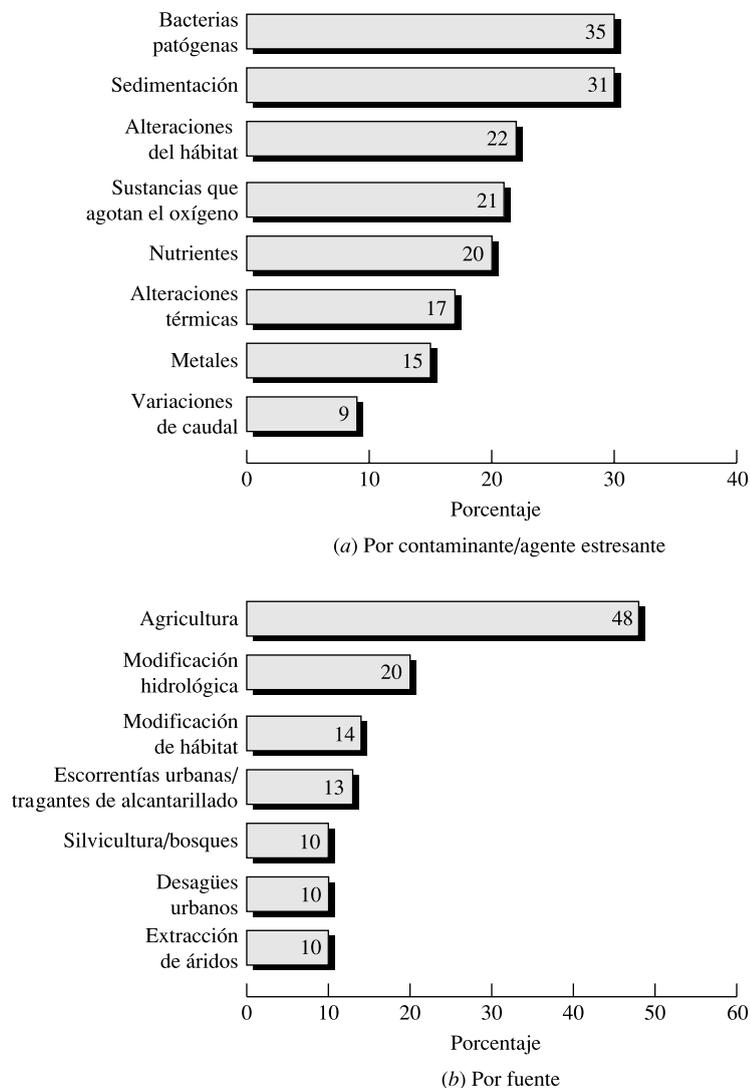


FIGURA 5.7. Porcentaje y distancia total en millas de aguas afectadas en ríos dañados por (a) contaminante/factor estresante y (b) fuentes de contaminación. (Fuente: U.S. EPA, 2002.)

Las fuentes de contaminación que afectan a lagos y embalses se muestran en la Figura 5.8. Los lagos y embalses resultan más frecuentemente dañados por nutrientes y metales procedentes de fuentes no puntuales. La escorrentía agrícola es la causante de la mayoría de los problemas, pero la escorrentía urbana y las modificaciones hidrológicas (que incluyen temas como la regulación y drenaje del caudal) también son de gran importancia. Debido a que más de un contaminante o proceso puede ser causa de impacto en un lago o río dado, los porcentajes en la Figura 5.7 y 5.8 suman más del 100%.

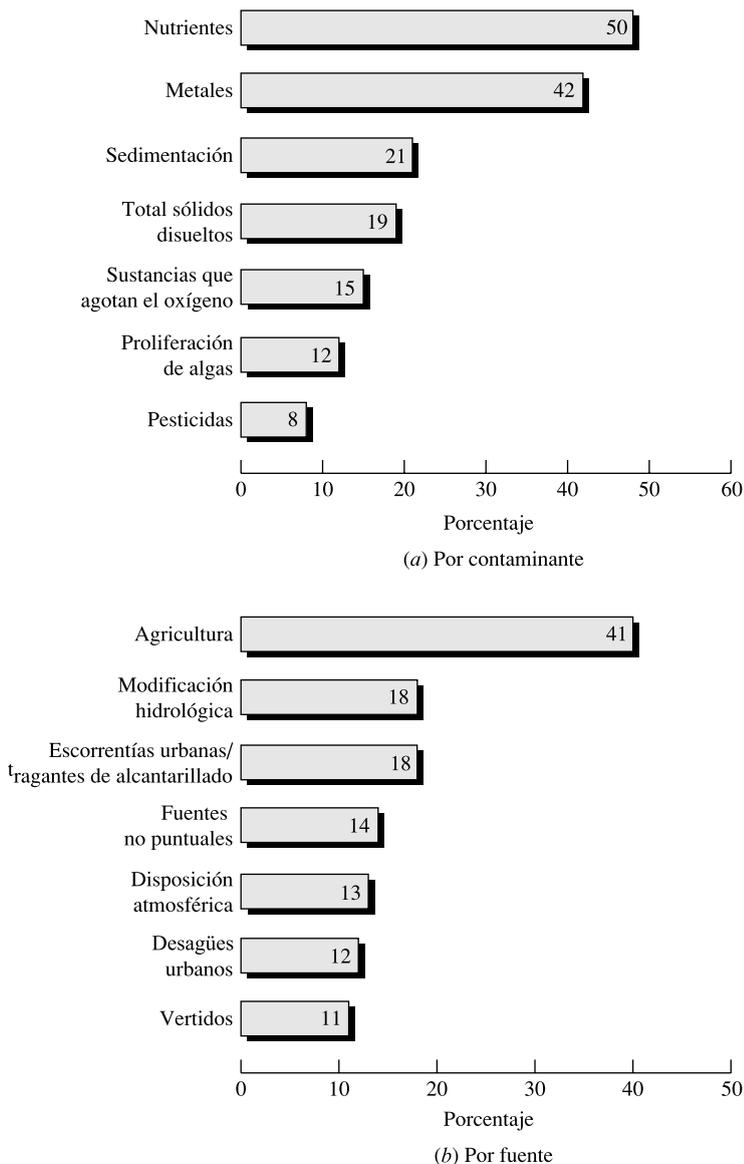


FIGURA 5.8. Extensión en acres de aguas dañadas en lagos afectados por (a) contaminante/factor estresante y (b) fuentes de contaminación. (Fuente: U.S. EPA, 2002.)

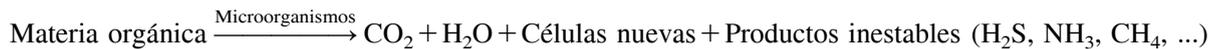
5.5. | Demanda bioquímica de oxígeno

Las aguas superficiales son, como cabe imaginar, altamente susceptibles a la contaminación. Han sido el vertedero más cómodo para la industria y del mismo modo, para las poblaciones a lo largo de toda la historia, aunque es la principal fuente de agua, necesaria para todos nuestros propósitos. Una categoría concreta de contaminantes, los residuos con demanda de oxígeno, han sido un problema para las aguas superficiales tan extendido, que ha afectado tanto a las corrientes de agua como a las aguas estancadas, que merece, y se le concederá, atención especial.

Cuando se libera materia orgánica biodegradable en una masa de agua, los microorganismos, en especial las bacterias, se alimentan de ella, desintegramosla en sustancias orgánicas e inorgánicas más simples. Cuando esta descomposición tiene lugar en un medio ambiente *aerobio*, es decir, con la presencia de oxígeno, el proceso produce de modo inexorable, productos estables finales tales como el dióxido de carbono (CO₂), sulfato (SO₄), ortofosfato (PO₄), y nitrato (NO₃). Una representación simplificada de *descomposición aerobia* se refleja en la siguiente fórmula:



Cuando no hay suficiente oxígeno disponible, la descomposición *anaerobia* resultante se lleva a cabo por microorganismos completamente diferentes. Éstos generan productos finales que pueden ser altamente indeseables, incluyendo el sulfuro de hidrógeno (H₂S), amoníaco (NH₃), y metano (CH₄). La *descomposición anaerobia* puede representarse mediante la fórmula siguiente:



El metano producido es físicamente estable, biológicamente degradable y un gas de potente efecto invernadero. Cuando se emite desde las masas de agua se le denomina gas de los pantanos. También se genera en el ambiente anaerobio de los vertederos, donde a veces se recoge y se utiliza como fuente de energía.

La cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar residuos orgánicos de modo aerobio se denomina *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO). La DBO puede constar de diversas unidades, pero la más habitual es la expresada en miligramos de oxígeno requerido por litro de agua residual (mg/L). La DBO tiene dos partes: la *demanda bioquímica carbonosa de oxígeno* (DBCO) y la *demanda bioquímica nitrogenosa de oxígeno* (DBNO). Las distinciones entre ellas se establecerán más adelante.

Test DBO de cinco días

La cantidad total de oxígeno que se necesitará para la biodegradación es una medida importante del impacto que un residuo dado tendrá en la masa de agua receptora. Aunque podríamos imaginar un test en el que se midiera el oxígeno necesario para degradar *completamente* una muestra, tal test llevaría demasiado tiempo para ser práctico en procesos rutinarios (al menos serían necesarias varias semanas) Por lo tanto, la práctica estándar consiste

en medir y reflejar simplemente la demanda de oxígeno en un periodo más corto, estipulado en cinco días, teniendo en cuenta que la demanda final podría ser considerablemente más elevada.

La DBO de cinco días, o DBO_5 es la cantidad total de oxígeno consumida por los microorganismos durante los primeros cinco días de biodegradación. En su forma más simple, un test DBO_5 implicaría poner una muestra de residuo en una botella cerrada y medir la concentración de oxígeno disuelto (OD) en la muestra al principio del test y al cabo de cinco días. La diferencia de OD dividida por el volumen de desperdicio sería la DBO de cinco días. Se deberá evitar la exposición a la luz directa a fin de prevenir que las algas añadan oxígeno mediante la fotosíntesis, y la botella tendrá que estar tapada para evitar nuevas disoluciones del aire procedente de la atmósfera. Para estandarizar el proceso, el test se desarrolla a una temperatura prefijada de 20 °C. Puesto que la demanda de oxígeno típica de residuos es de varios cientos de miligramos por litro, y que el valor saturado de OD del agua a 20 °C es de tan sólo 9,1 mg/L, suele ser necesario diluir la muestra para conservar el OD final por encima de cero. Si durante los cinco días el OD cae hasta cero, el resto no será válido porque se habría consumido más oxígeno del que habría disponible.

La DBO de cinco días de una muestra diluida se refleja en:

$$DBO_5 = \frac{OD_i - OD_f}{P} \quad (5.2)$$

donde

OD_i = El oxígeno disuelto (OD) inicial del agua residual diluida.

OD_f = El oxígeno disuelto (OD) final, cinco días después, del agua residual diluida

$$P = \text{La fracción de disolución} = \frac{\text{volumen de agua residual}}{\text{volumen de agua residual} + \text{agua de disolución}}$$

Una botella DBO estándar tiene una capacidad de 300 mL, de modo que P es justo el volumen de agua residual dividido por 300 mL.

EJEMPLO 5.1. Test DBO de cinco días sin cultivo

Una muestra de 10 mL de agua residual mezclada con suficiente agua como para llenar una botella de 300 mL tiene un OD inicial de 9,0 mg/L. Como ayuda para asegurar la precisión en el test, es deseable obtener como mínimo una disminución de 2 mg/L del OD durante el transcurso de los cinco días, y el OD final debería ser como mínimo 2 mg/L. ¿Para qué rango o variedad de DBO_5 produciría esta disolución los resultados deseados?

Solución. La fracción de disolución es $P = 10/300$. Para obtener una disminución mínima de 2 mg/L en el OD, la DBO mínima necesaria es

$$DBO_5 \geq \frac{OD_i - OD_f}{P} = \frac{2,0 \text{ mg/L}}{(10/300)} = 60 \text{ mg/L}$$

Para asegurar que un mínimo de 2 mg/L de OD permanece tras cinco días es necesario

$$DBO_5 \leq \frac{(9,0 - 2,0) \text{ mg/L}}{(10/300)} = 210 \text{ mg/L}$$

Esta disolución será satisfactoria para valores de DBO_5 comprendidos entre 60 y 210 mg/L.

Hasta aquí, hemos supuesto que el agua de disolución añadida a la muestra de residuo no tiene DBO propia, como sería el caso si se añadiera agua pura. En algunos casos es necesario sembrar el agua de disolución con microorganismos para asegurarse de que hay una población bacteriana adecuada para llevar a cabo la biodegradación. En tales casos, para hallar la DBO del residuo en sí, es necesario restar la demanda de oxígeno requerida por estos microorganismos de la demanda en la muestra mezclada de residuo y agua de disolución.

Para distinguir la cantidad de oxígeno demandado por el cultivo de la del residuo en sí, se deberán preparar dos botellas, una que contenga únicamente la disolución del cultivo y la otra que contenga una mezcla de agua de disolución y agua residual (Figura 5.9). Se anota tanto el cambio de OD en la botella que contiene el cultivo (llamada blanca) como el cambio de OD producido en la botella que contiene la mezcla. La demanda de oxígeno del residuo en sí (DBO_r) puede determinarse como sigue.

$$DBO_m V_m = DBO_r V_r + DBO_d V_d \quad (5.3)$$

donde

DBO_m = DBO de la mezcla de agua residual y solución del cultivo.

DBO_r = DBO del agua residual.

DBO_d = DBO del agua de disolución del cultivo (blanca).

V_r = Volumen del agua residual en la mezcla.

V_d = Volumen del agua de disolución del cultivo en la mezcla.

V_m = Volumen de la mezcla = $V_d + V_r$.

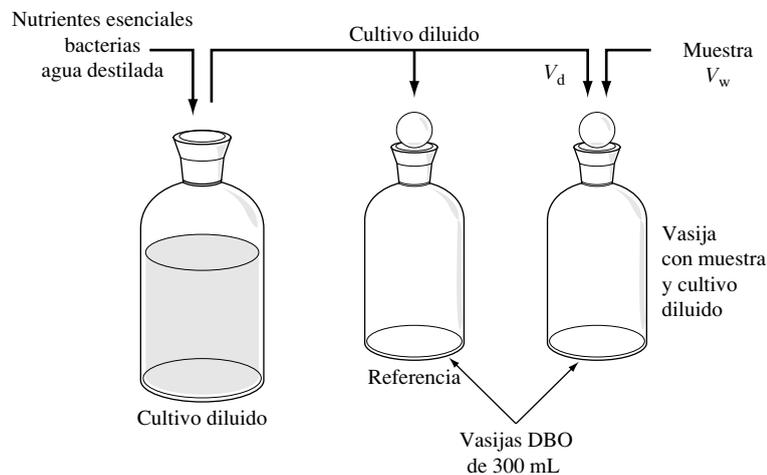


FIGURA 5.9. Test de laboratorio utilizando agua diluida con cultivo.

Supongamos que P = la porción de la mezcla que es agua residual = V_r/V_m de modo que $(1 - P)$ = la fracción de mezcla que es agua de disolución del cultivo = V_d/V_m . Reagrupando (5.3) obtenemos

$$DBO_r = DBO_m \left(\frac{V_m}{V_r} \right) - DBO_d \left(\frac{V_d}{V_r} \times \frac{V_m}{V_m} \right) \quad (5.4)$$

Donde el último término ha sido multiplicado por la unidad (V_m/V_m). Un ligero reagrupamiento de (5.4) produce

$$DBO_r = \frac{DBO_m}{(V_r/V_m)} - DBO_d \frac{(V_d/V_m)}{(V_r/V_m)} \quad (5.5)$$

Sustituyendo las definiciones de P y $(1 - P)$ en (5.5) da

$$DBO_r = \frac{DBO_m - DBO_d(1 - P)}{P} \quad (5.6)$$

Porque

$$DBO_m = OD_i - OD_f \quad \text{y} \quad DBO_d = B_i - B_f$$

donde

B_i = OD inicial en el agua de disolución del cultivo (blanca).

B_f = OD final en el agua de disolución del cultivo.

Nuestra expresión final para la DBO del residuo en sí, es la siguiente

$$DBO_r = \frac{(OD_i - OD_f) - (B_i - B_f)(1 - P)}{P} \quad (5.7)$$

EJEMPLO 5.2. Un test DBO con cultivo

Una botella de test que contiene sólo agua de disolución de un cultivo ha disminuido el nivel de OD a 1 mg/L en un test de cinco días. Una botella DBO de 300 mL llena con 15 mL de agua residual y el resto con agua de disolución cultivada (lo que, a veces, se expresa como una disolución de 1:20) experimenta una disminución de 7,2 mg/L en el mismo periodo de tiempo. ¿Cuál sería la DBO del residuo en cinco días?

Solución. El factor de disolución P es

$$P = 15/300 = 0,05$$

Utilizando (5.7), la DBO en cinco días del residuo sería

$$DBO_5 = \frac{7,2 - 1,0(1 - 0,05)}{0,05} = 125 \text{ mg/L}$$

Considerando la DBO como una reacción de primer orden

Imaginemos un matraz con algún residuo orgánico biodegradable. A medida que las bacterias oxidan el residuo, la cantidad de materia orgánica restante en el matraz irá disminuyen-

do con el tiempo hasta que termine por desaparecer. Otra manera de describir este proceso es decir que a medida que el tiempo transcurre la cantidad de materia orgánica oxidada aumenta hasta que, al final, toda ella se ha oxidado. La Figura 5.10 muestra estas dos formas equivalentes de describir el proceso de la materia orgánica. Podemos también describir la demanda de oxígeno desde esas dos mismas perspectivas. Se podría decir que la demanda de oxígeno restante para descomponer los residuos disminuye con el tiempo hasta que ya no hay más demanda, o decir que la cantidad de oxígeno utilizado comienza desde cero y aumenta hasta que se satisface toda la demanda de oxígeno requerida.

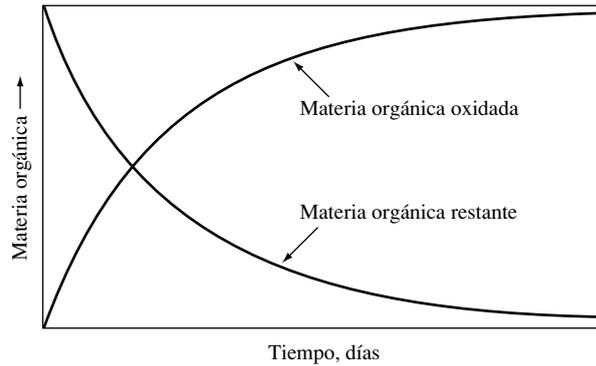


FIGURA 5.10. Dos formas equivalentes de describir la dependencia del tiempo de la materia orgánica en un matraz.

Traduciendo la Figura 5.10 a términos matemáticos se puede afirmar que la velocidad de descomposición de residuos orgánicos es proporcional a la cantidad de residuo que resta en el matraz. Si L_t representa la cantidad de demanda de oxígeno restante tras un tiempo t , asumiendo una reacción de primer orden, se puede escribir

$$\frac{dL_t}{dt} = -kL_t \quad (5.8)$$

donde k = la constante de reacción de la DBO (tiempo⁻¹).

La solución de (5.8) es

$$L_t = L_0 e^{-kt} \quad (5.9)$$

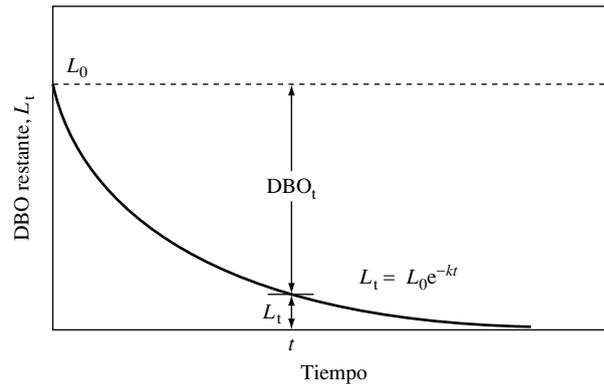
donde L_0 es la *demanda carbonosa de oxígeno total*. Es la cantidad total de oxígeno requerido por los microorganismos para oxidar la parte carbonosa del residuo en agua y dióxido de carbono simple. (Más adelante veremos que existe una demanda de oxígeno adicional asociada con la oxidación de los compuestos nitrosos). La demanda carbonosa de oxígeno total es la suma de la cantidad de oxígeno ya consumida por el residuo en los primeros t días (DBO_t), más la cantidad de oxígeno restante que se consumirá transcurrido un tiempo t . Esto es,

$$L_0 = DBO_t + L_t \quad (5.10)$$

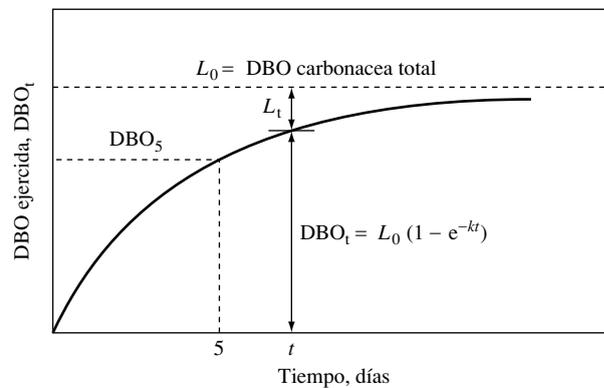
Combinando (5.9) y (5.10) se obtiene

$$DBO_t = L_0(1 - e^{-kt}) \quad (5.11)$$

En la Figura 5.11 se muestra un gráfico de las Ecuaciones (5.9) y (5.11). Si estas dos figuras se combinan, el resultado sería exactamente como en la Figura 5.10. Nótese que la demanda de oxígeno puede describirse mediante la DBO restante (puede entenderse L_t como la demanda de oxígeno restante en un tiempo t), como en la Figura 5.11(a) o, de forma equivalente, como la demanda de oxígeno ya satisfecha (o totalizada, o ejercida), DBO_t , como en la Figura 5.11(b). Notar también como la DBO de cinco días se describe más fácilmente utilizando la curva empleada.



(a) DBO restante



(b) DBO ejercida

FIGURA 5.11. Prototipo de demanda de oxígeno carbonoso: (a) La DBO restante en función del tiempo, y (b) el oxígeno consumido en función del tiempo.

A veces el análisis que conduce a (5.11) se hace usando logaritmos en base 10 mejor que en base e , como están aquí. La relación equivalente a (5.11), pero en base 10, es

$$DBO_t = L_0(1 - 10^{-Kt}) \tag{5.12}$$

donde la mayúscula K es el coeficiente de velocidad de reacción en base 10. Es fácil demostrar que

$$k = K \ln 10 = 2.303K \tag{5.13}$$

EJEMPLO 5.3. Estimar L_0 desde La DBO_5

El factor de disolución P de una mezcla no cultivada de residuo y agua es de 0,030. El OD de la mezcla es inicialmente de 9 mg/L, y tras cinco días, ha disminuido hasta 3 mg/L. La constante de velocidad de reacción k se sabe que es $0,22 \text{ días}^{-1}$.

- ¿Cuál es la DBO de cinco días del residuo?
- ¿Cuál sería la DBO carbonoso total?
- ¿Cuál sería la demanda de oxígeno restante transcurridos cinco días?

Solución.

- a) De (5.2), el oxígeno consumido en los primeros cinco días es

$$DBO_5 = \frac{OD_i - OD_f}{P} = \frac{9,0 - 3,0}{0,030} = 200 \text{ mg/L}$$

- b) La cantidad total de oxígeno necesario para descomponer la parte carbonosa del residuo puede hallarse reagrupando (5.11):

$$L_0 \frac{DBO_5}{(1 - e^{-kt})} = \frac{200}{(1 - e^{-0,22 \times 5})} = 300 \text{ mg/L}$$

- c) Tras cinco días, se habrían consumido 200 mg/L de demanda de oxígeno sobre un total de 300 mg/L. De aquí, la demanda de oxígeno restante sería de $(300-200) \text{ mg/L} = 100 \text{ mg/L}$.

La constante k de velocidad de reacción de DBO

La constante de velocidad de reacción de DBO, k , es un factor que indica la velocidad de biodegradación de residuos. A medida que k aumenta, la velocidad a la que se utiliza el oxígeno disuelto se incrementa, aunque la cantidad total necesaria, L_0 , no varía. La velocidad de reacción dependerá de un determinado número de factores, como la naturaleza del residuo en sí (por ejemplo, los azúcares simples y almidones son de fácil degradación, mientras que la celulosa no), la capacidad de los microorganismos presentes para degradar los residuos en cuestión (podría llevar algún tiempo que una saludable población de organismos sean capaces de proliferar en el residuo en particular), y la temperatura (a mayor temperatura, mayor velocidad de biodegradación).

Algunos valores típicos de la constante de velocidad de reacción de DBO, a 20°C , se dan en la Tabla 5.8. Nótese que las aguas residuales sin tratar tienen una constante de velocidad mayor que las aguas residuales bien tratadas o las aguas fluviales contaminadas. Esto es debido a que las aguas residuales sin tratar contienen mayor proporción de compuestos orgánicos fácilmente degradables que agotan su demanda de oxígeno muy deprisa, dejando un resto que se degrada con mayor lentitud.

La velocidad de biodegradación de residuos aumenta en relación directa con la temperatura. Para tener en cuenta estos cambios, la constante de velocidad de reacción k se modifica habitualmente, utilizando la ecuación siguiente:

$$k_T = k_{20} \theta^{(T-20)} \quad (5.14)$$

TABLA 5.8. Valores típicos de la constante de velocidad de DBO a 20 °C

Muestra	k (día ⁻¹) ^(a)	K (día ⁻¹) ^(b)
Agua residual sin tratar	0,35-0,70	0,15-0,30
Agua residual tratada	0,12-0,23	0,05-0,10
Agua fluvial contaminada	0,12-0,23	0,05-0,10

^(a) k minúscula: velocidad de reacción en base e .

^(b) K mayúscula: velocidad de reacción en base 10.

Fuente: Davis y Cornwell, 1991.

donde k_{20} es la constante de velocidad de reacción a una temperatura estándar de referencia en el laboratorio (20 °C), y k_T es la velocidad de reacción a una temperatura diferente T (expresada en °C). El valor de θ más comúnmente utilizado es 1,047, y aunque θ es ligeramente dependiente de la temperatura, este valor será suficiente para nuestros propósitos.

EJEMPLO 5.4. Dependencia de la temperatura del DBO₅

En el Ejemplo 5.3, los residuos tenían un DBO final igual a 300 mg/L. A 20 °C, la DBO de cinco días era de 200 mg/L, y la constante de velocidad de reacción era de 0,22/día. ¿Cuál sería la DBO de cinco días de este residuo a 25 °C?

Solución. Primero ajustaremos la constante de velocidad de reacción con (5.14) utilizando un valor de igual a 1,047:

$$k_{25} = k_{20}\theta^{(T-20)} = 0,22 \times (1,047)^{(25-20)} = 0,277/\text{día}$$

Así, de (5.12),

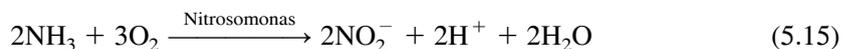
$$\text{DBO}_5 = L_0(1 - e^{-k_5}) = 300(1 - e^{-0,277 \times 5}) = 225 \text{ mg/L}$$

Nótese que la DBO de cinco días es algo mayor que el valor a 20 °C de 200 mg/L. La misma cantidad total de oxígeno es necesaria para cada temperatura, pero si la temperatura aumenta, se consume más deprisa.

Nitrificación

Hasta aquí, hemos supuesto que la única demanda de oxígeno se asocia con la biodegradación de la parte carbonosa de los residuos. Hay una demanda adicional significativa causada por la oxidación de los compuestos nitrogenados.

El nitrógeno es el elemento crítico necesario para la síntesis proteica y, de aquí que sea esencial para la vida. Cuando los organismos vivos mueren o excretan productos residuales, el nitrógeno que se hallaba ligado a las moléculas orgánicas complejas se convierte en amoníaco (NH₃) por la acción de las bacterias y los hongos. Entonces, en medios aerobios, las bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas*) convierten el amoníaco en nitrito (NO₂⁻), y las *Nitrobacterias* convierten el nitrito en nitrato (NO₃⁻). Este proceso, denominado nitrificación, puede representarse con las dos reacciones siguientes:



Esta transformación de amoníaco en nitrato necesita oxígeno, así que la nitrificación exige su propia demanda de oxígeno. Así, tenemos la combinación de las necesidades de oxígeno. El oxígeno necesario para oxidar carbono orgánico en dióxido de carbono se denomina la *demanda bioquímica carbonosa de oxígeno* (DBCO), y el oxígeno necesario para transformar el amoníaco en nitrato se denomina la *demanda bioquímica nitrosa de oxígeno* (DBNO).

La nitrificación es tan solo una parte del ciclo biogeoquímico del nitrógeno. En la atmósfera, el nitrógeno se halla principalmente en forma de nitrógeno molecular (N_2) con una pequeña pero importante parte de óxido nitroso (N_2O). (El óxido nitroso es un gas de efecto invernadero que se tratará de nuevo en el Capítulo 8). El nitrógeno en la forma de N_2 es inutilizable para las plantas y debe transformarse ya sea en amoníaco (NH_3) o en nitrato (NO_3^-) en el proceso denominado *fijación del nitrógeno*. La fijación del nitrógeno ocurre durante tormentas eléctricas cuando el N_2 se oxida, se combina con el agua y se precipita como HNO_3 . Determinadas bacterias y las algas azul-verdosas también son capaces de fijar el nitrógeno. Bajo condiciones anaerobias, ciertas bacterias desnitrificantes son capaces de convertir el NO_3^- de nuevo en NO_2 y N_2 , completando así el ciclo del nitrógeno.

El ciclo entero del nitrógeno es de importancia obvia, pero lo que nos concierne en esta sección es el proceso de nitrificación en sí, en el que el nitrógeno orgánico como residuo se convierte en amoníaco, el amoníaco en nitrito y el nitrito en nitrato. La Figura 5.12 muestra este proceso secuencial, empezando con todo el nitrógeno enlazado bajo forma orgánica y terminando semanas más tarde con todo bajo la forma de nitrato. Nótese que la conversión de amoníaco en nitrito no da lugar de manera inmediata, lo que significa que la demanda bioquímica nitrosa de oxígeno no comienza a realizarse hasta pasados unos días.

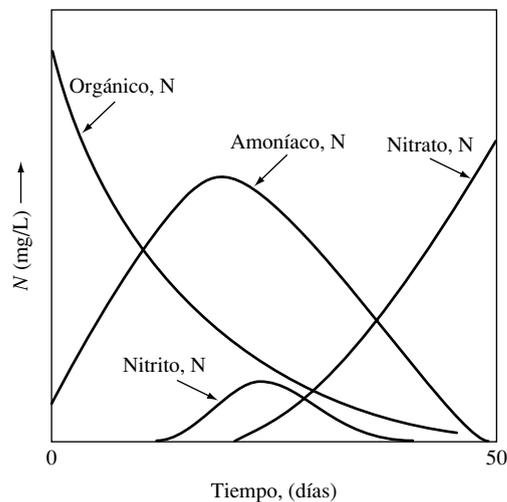


FIGURA 5.12. Cambios en formas de nitrógeno en aguas contaminadas bajo condiciones aerobias. (Fuente: Sawyer y McCarty, 1994. Reimpreso con permiso de McGraw-Hill, Inc.)

La Figura 5.13 ilustra las demandas carbonosa y nitrosa de oxígeno a medida que se realizan en residuos municipales típicos. Notar que la DBNO no comienza hasta pasados al menos entre cinco y ocho días, generalmente, así que la mayoría de los tests de cinco días no se ven afectados por la nitrificación. De hecho, el potencial de la nitrificación para interferir con la medida estándar de DBCO fue una consideración importante en la elección del periodo estándar de cinco días para los tests. Para evitar mayores complicaciones referentes

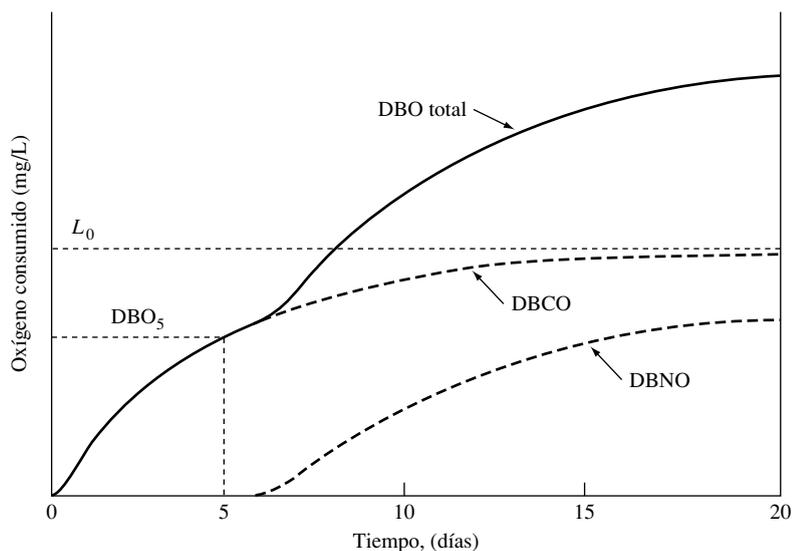


FIGURA 5.13. Demanda bioquímica carbonosa y nitrogenosa de oxígeno. La DBO total es la suma de las dos.

a la nitrificación, actualmente se acepta la práctica de modificar los residuos de modo que se inhiba la nitrificación durante ese periodo de cinco días.

Un análisis estequiométrico de (5.15) y (5.16) nos permite medir la demanda de oxígeno asociada con la nitrificación, como se muestra en el siguiente ejemplo.

EJEMPLO 5.5. Demanda nitrosa de oxígeno

Algunas aguas residuales domésticas tienen 30 mg/L de nitrógeno en forma de nitrógeno o amoníaco. Suponiendo que muy pocas células nuevas de bacterias se forman durante la nitrificación del residuo (es decir, la demanda de oxígeno puede hallarse partiendo de un simple análisis estequiométrico de las reacciones de nitrificación dadas arriba), hallar:

- a) La demanda nitrosa de oxígeno total.
- b) La relación entre la DBNO y la concentración de nitrógeno en el residuo.

Solucion.

- a) Combinando las dos reacciones de nitrificación (5.15) y (5.16) se obtiene



El peso molecular del NH_3 es 17, y el peso molecular del O_2 es 32. La reacción consecutiva indica que 1 g-mol de NH_3 (17 g) necesita 2 g-mol de O_2 ($2 \times 32 = 64$ g). Dado que 17 de NH_3 contienen 14 g de N, y que la concentración de N es de 30 mg/L, podemos hallar la DBNO final, o total:

$$DBNO = 30 \text{ mg N/L} \times \frac{17 \text{ g } NH_3}{14 \text{ g N}} \times \frac{64 \text{ g } O_2}{17 \text{ g } NH_3} = 137 \text{ mg } O_2/L$$

- b) La demanda de oxígeno debida a la nitrificación, dividida por la concentración de nitrógeno en el residuo, es

$$\frac{137 \text{ mg O}_2/\text{L}}{30 \text{ mg N/L}} = 4,57 \text{ mg O}_2/\text{mg N}$$

La concentración total de nitrógeno orgánico y amoníaco en aguas residuales es conocida como el *nitrógeno Kjeldahl total* (NKT). Como quedó demostrado en el ejemplo anterior, la demanda nitrosa de oxígeno puede estimarse multiplicando el NKT por 4,57. La siguiente es una representación aproximado sin valor alguno:

$$\text{DBNO última} \approx 4,57 \times \text{NKT} \quad (5.18)$$

Puesto que el agua residual doméstica sin tratar típica contiene aproximadamente entre 15 y 50 mg/L de NKT, la demanda de oxígeno causada por la nitrificación es considerable, comprendiendo un rango de posibilidades que abarcan desde 70 hasta 230 mg/L. Por poner un ejemplo, las aguas residuales sin tratar tienen una demanda carbonosa de oxígeno total de 250-350 mg/L.

Otras medidas de demanda de oxígeno

Además de la DBCO y la DBNO, medidas ya conocidas, se utilizan a veces otros dos indicadores para describir la demanda de oxígeno de residuos. Son la *demanda teórica de oxígeno* (DTO) y la *demanda química de oxígeno* (DQO).

Como se describió en el Capítulo 2, la demanda teórica de oxígeno es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar completamente una sustancia orgánica en particular, como se calculaba partiendo de unas simples consideraciones estequiométricas. Los análisis estequiométricos, en cualquier caso, para los componentes carbonosos y nitrosos tienden a sobreestimar la cantidad de oxígeno consumida realmente durante la descomposición. La explicación para esta discrepancia se basa en una comprensión más cuidadosa sobre como los microorganismos descomponen los residuos. Mientras hay suficiente alimento para las bacterias, el residuo se consume rápidamente y, en el proceso, las bacterias convierten parte de éste en tejido celular. A medida que la cantidad de residuo restante disminuye, las bacterias comienzan a hacer uso de su propio tejido para servirse de la energía que necesitan para sobrevivir, un proceso denominado respiración endógena. Cuando las bacterias mueren se convierten en reservas de comida para otras bacterias; en este aspecto los protozoos actúan como depredadores, consumiendo tanto bacterias muertas como vivas. A través de esta secuencia se consume cada vez más parte del residuo original hasta que al final, todo lo que resta es algo de materia orgánica, llamada humus, que resiste tenazmente la degradación. La diferencia entre la demanda de oxígeno teórica y la real se explica por el carbono ligado al humus. El cálculo de la demanda teórica de oxígeno es de utilidad limitada en la práctica porque requiere de un contaminante en particular aislado, que responda a una fórmula química conocida. Incluso si éste es el caso la demanda tiende a sobreestimarse.

Ciertas materias orgánicas, como la celulosa, los fenoles, el benceno, y el ácido tánico, resisten la biodegradación. Otros tipos, como los pesticidas y varios compuestos industriales, no son biodegradables porque son tóxicos para los microorganismos. La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida de cantidad que no depende ni de la capacidad de los microorganismos para degradar el residuo ni del conocimiento de la sustancia particular

en cuestión. En un test DQO, un agente químico fuertemente oxidante se utiliza para oxidar los orgánicos preferiblemente antes que hacer recaer esta tarea en los microorganismos. Por eso el test DQO es mucho más rápido que un test DBO, ya que conlleva un tiempo de realización de unas pocas horas. En cualquier caso, no establece distinción entre la demanda de oxígeno producida en un ambiente natural debida a la biodegradación y la oxidación química de materia orgánica inerte. Tampoco ofrece ninguna información de la velocidad a la cual se llevará a cabo la biodegradación real. El valor medido de la DQO es mayor que el de la DBO, aunque para materia fácilmente biodegradable, ambas serán similares. De hecho, el test DQO se emplea en ocasiones como forma de estimar el DBO total.

5.6. El efecto de las aguas residuales demandantes de oxígeno en los ríos

La cantidad de oxígeno disuelto en agua es uno de los indicadores más comúnmente usados para determinar la salud de un río. Cuando el OD cae por debajo de 4 o 5 mg/L, se reduce el número de seres vivos presentes en sus aguas. En el caso extremo, cuando se dan condiciones anaerobias, las formas de vida más complejas mueren o emigran. Prevalen entonces factores nocivos, incluyendo lodos flotantes, burbujeos, gases fétidos y aparecen fangos viscosos.

La cantidad de OD disponible en un río depende de bastantes factores. Las aguas residuales demandantes de oxígeno bajan la concentración de OD; la fotosíntesis añade OD durante el día, pero estas plantas también consumen oxígeno por la noche; y la respiración de los organismos que viven en las aguas al igual que los sedimentos, extraen oxígeno. Además los afluentes aportan su propio suministro de oxígeno, que se mezcla con el del río principal. En verano, la elevación de las temperaturas reduce la solubilidad del oxígeno, a la vez que el menor caudal reduce la tasa a la cual el oxígeno se incorpora al agua desde la atmósfera. En invierno, la formación de una capa de hielo puede bloquear el acceso al oxígeno atmosférico. Hacer un modelo adecuado de estos efectos y sus interacciones puede resultar una tarea complicada. Un análisis simple, sin embargo, puede aportar una visión de los parámetros más importantes que afectan al OD. Debemos recordar obviamente, que nuestros resultados son sólo una primera aproximación a la realidad.

El modelo más sencillo de análisis de recursos en un río se basa en dos procesos clave: el consumo de oxígeno por los microorganismos durante la biodegradación, y la reoxigenación por aireado en la interfaz agua-atmósfera. En este modelo simple, se supone que hay una descarga continua de residuos en un punto determinado del río. Como agua y residuos fluyen río abajo, se considera que están completamente mezclados en cualquier punto y que no hay dispersión de residuos en la dirección del flujo. Estas premisas se reflejan en el modelo *punto fuente, elemento de corriente*, ilustrados en la Figura 5.14.

Desoxigenación

La tasa de desoxigenación en cualquier punto del río se debe suponer proporcional a la DBO existente en ese punto. Esto es,

$$\text{Tasa de desoxigenación} = k_d L_t \quad (5.19)$$

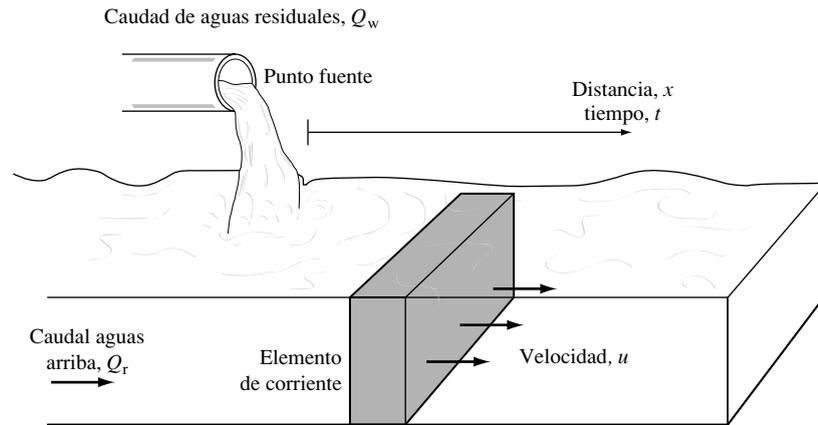


FIGURA 5.14. El modelo de punto fuente, elemento de corriente, para cálculos de oxígeno disuelto.

donde

k_d = Constante de desoxigenación (días^{-1}).

L_t = DBO restante t días después del aporte de residuos al río (mg/L).

La constante k_d se supone la misma (ajustando la temperatura) que la constante k obtenida en una prueba estándar de DBO en el laboratorio. En ríos profundos, de corriente lenta, ésta parece ser una razonable aproximación, pero para corrientes turbulentas, someras, rápidas, la aproximación es menos válida. Tales corrientes tienen constantes de desoxigenación que pueden ser significativamente más altas que los valores obtenidos en el laboratorio.

Sustituyendo (5.9), que da la DBO en el momento t , en (5.19) tenemos

$$\text{Tasa de desoxigenación} = k_d L_0 e^{-k_d t} \quad (5.20)$$

donde L_0 es la DBO de la mezcla aguas corrientes más aguas residuales en el punto de descarga. Suponiendo una mezcla completa e instantánea,

$$L_0 = \frac{Q_w L_w + Q_t L_t}{Q_w + Q_t} \quad (5.21)$$

Donde

L_0 = DBO final de la mezcla agua corriente más agua residual (mg/L).

L_t = DBO de las aguas del río justo por encima del punto de descarga (mg/L).

L_w = DBO de las aguas residuales (mg/L).

Q_t = Caudal del río justo por encima del punto de descarga (m^3/s).

Q_w = Caudal de aguas residuales (m^3/s).

EJEMPLO 5.6. DBO aguas abajo

Una planta depuradora de aguas residuales que recibe los desagües de una ciudad de 200.000 habitantes, descarga $1,10 \text{ m}^3/\text{s}$ de un efluente tratado, que presenta una DBO de 50 mg/L , a una corriente de caudal $8,70 \text{ m}^3/\text{s}$ con una DBO igual a 6 mg/L . La constante de desoxigenación, k_d es de $0,20/\text{día}$.

- a) Suponiendo que la mezcla es completa y se realiza instantáneamente, estimar la DBO final inmediatamente aguas abajo del vertido.
- b) Si la corriente tiene una sección constante de modo que fluye con una velocidad fija de 0,30 m/s, estimar la DBO en un punto situado 30 km aguas abajo.

Solución.

- a) La DBO de la mezcla de efluente y agua del río se puede hallar usando (5.21):

$$L_0 = \frac{1,10 \text{ m}^3/\text{s} \times 50 \text{ mg/L} + 8,70 \text{ m}^3/\text{s} \times 6 \text{ mg/L}}{(1,10 + 8,70) \text{ m}^3/\text{s}} = 10,9 \text{ mg/L}$$

- b) A la velocidad de 0,30 m/s, el tiempo requerido para que el residuo recorra 30 km será

$$t = \frac{30.000 \text{ m}}{0,30 \text{ m/s}} \times \frac{\text{hr}}{3.600 \text{ s}} \times \frac{\text{día}}{24 \text{ hr}} = 1,16 \text{ días}$$

Así la DBO en ese punto, 30 km aguas abajo, sería

$$L_t = L_0 e^{-k_d t} = 10,9 e^{(-0,2/d \times 1,16d)} = 8,7 \text{ mg/L}$$

Aireación

El ritmo al que se restablece el oxígeno es proporcional a la diferencia entre el actual nivel de OD en el río en cualquier punto dado y el valor de saturación de oxígeno disuelto. Esta diferencia se denomina el *déficit de oxígeno*, D :

$$\text{Tasa de aireación} = k_r D \quad (5.22)$$

donde

k_r = Constante de aireación (s^{-1}).

D = Déficit de oxígeno disuelto = $(\text{OD}_s - \text{OD})$ (5.23)

OD_s = Valor de saturación de oxígeno disuelto.

OD = Valor real de oxígeno disuelto en un punto dado aguas abajo.

La constante de aireación, k_r depende mucho de las condiciones particulares del río. Un torrente de aguas blancas tiene una constante de aireación mucho más alta que una corriente lenta o un estanque. Se han realizado muchos intentos empíricos de relacionar los parámetros clave de una corriente con la constante de aireación, y una de las formulaciones más comúnmente usadas es la siguiente (O'Connor y Dobbins, 1958):

$$k_r = \frac{3,9 u^{1/2}}{H^{3/2}} \quad (5.24)$$

donde

k_r = Coeficiente de aireación a 20 °C (día^{-1}).

u = Velocidad promedio de la corriente (m/s).

H = Profundidad promedio (m).

En la Tabla 5.9 se dan los valores típicos de la constante de aireación k_r para diferentes masas de agua. Los ajustes por variación de temperatura se efectúan usando (5.14) pero con un coeficiente θ igual a 1,024.

TABLA 5.9. Constantes típicas de aireación para distintas masas de agua

Masa de agua	Intervalo de k_r a 20 °C (día ⁻¹) ^(*)
Estanques pequeños y aguas estancadas	0,10-0,23
Aguas semiestancadas y grandes lagos	0,23-0,35
Grandes ríos de corriente lenta	0,35-0,46
Grandes ríos de corriente normal	0,46-0,69
Rápidos	0,69-1,15
Cascadas y torrentes	> 1,15

^(*) Base e .

Fuente: Tchobanoglous y Schroeder, 1985.

La solubilidad de oxígeno en agua OD_s se introdujo ya en el Capítulo 2, donde se observó que el valor de saturación del oxígeno disuelto varía con la temperatura, presión atmosférica y salinidad. La Tabla 5.10 nos da unos valores representativos de la solubilidad del oxígeno en agua a diferentes temperaturas y concentraciones de cloruro.

TABLA 5.10. Solubilidad del oxígeno en agua (mg/L) a 1 atm de presión

Temperatura (°C)	Concentración de cloruro en agua (mg/L)			
	0	5.000	10.000	15.000
0	14,62	13,73	12,89	12,10
5	12,77	12,02	11,32	10,66
10	11,29	10,66	10,06	9,49
15	10,08	9,54	9,03	8,54
20	9,09	8,62	8,17	7,75
25	8,26	7,85	7,46	7,08
30	7,56	7,19	6,85	6,51

Fuente: Thomann y Mueller, 1987.

Tanto las aguas residuales que se están vertiendo como el río mismo pueden tener algún déficit de oxígeno. Si suponemos completamente mezclados los dos, podemos calcular el déficit inicial del río contaminado promediando ponderadamente las concentraciones individuales de oxígeno disuelto:

$$D_0 = OD_s - \frac{Q_w OD_w + Q_r OD_r}{Q_w + Q_r} \quad (5.25)$$

donde

D_0 = Déficit de oxígeno inicial de la mezcla de agua del río y agua residual.

OD_s = Valor de saturación de OD en el agua a la temperatura del río.

OD_w = OD en el agua residual.

OD_r = OD en el río inmediatamente antes del punto de descarga.

EJEMPLO 5.7. Déficit inicial de oxígeno

El agua residual del Ejemplo 5.6 tiene una concentración de OD de 2 mg/L y un caudal de descarga de 1,10 m³/s. El río que recibe el desagüe tiene un OD igual a 8,3 mg/L, un caudal de 8,70 m³/s y una temperatura de 20 °C. Suponiendo que se mezclan total e instantáneamente, estimar el déficit inicial de oxígeno disuelto de la mezcla inmediatamente aguas abajo del punto de descarga.

Solución. La cantidad inicial de oxígeno disuelto de la mezcla de agua residual y el agua del río sería

$$OD = \frac{1,10 \text{ m}^3/\text{s} \times 2,0 \text{ mg/L} + 8,70 \text{ m}^3/\text{s} \times 8,3 \text{ mg/L}}{(1,10 + 8,70) \text{ m}^3/\text{s}} = 7,6 \text{ mg/L}$$

El valor de saturación de oxígeno disuelto OD_s, a 20 °C se da en la Tabla 5.10 como 9,09 mg/L, de modo que el déficit inicial sería

$$D_0 = 9,09 \text{ mg/L} - 7,6 \text{ mg/L} = 1,5 \text{ mg/L}$$

La curva del oxígeno disuelto

El consumo de oxígeno debido a la descomposición microbiana de los residuos y a la aireación son procesos antagónicos que aportan y retiran oxígeno de la corriente. Combinando las dos Ecuaciones (5.20) y (5.22) obtenemos la siguiente expresión para la variación del déficit de oxígeno:

Tasa de incremento del déficit = Tasa de desoxigenación – Tasa de aireación

$$\frac{dD}{dt} = k_d L_0 e^{-k_d t} - k_r D \quad (5.26)$$

que tiene la siguiente solución

$$D = \frac{k_d L_0}{k_r - k_d} (e^{-k_d t} - e^{-k_r t}) + D_0 e^{-k_r t} \quad (5.27)$$

Puesto que el déficit D es la diferencia entre el valor de saturación del oxígeno disuelto OD_s y el valor real OD, podemos escribir la ecuación para el OD como

$$OD = OD_s - \left[\frac{k_d L_0}{k_r - k_d} (e^{-k_d t} - e^{-k_r t}) + D_0 e^{-k_r t} \right] \quad (5.28)$$

La Ecuación (5.28) es la clásica *ecuación de Streeter-Phelps del oxígeno* o *curva en comba del oxígeno disuelto*, descrita originalmente en 1925. Una gráfica del OD según esta ecuación se da en la Figura 5.15. Como puede verse, hay un segmento de río inmediatamente aguas abajo del vertido en el que el OD cae rápidamente. En el *punto crítico*, aguas abajo, el oxígeno disuelto alcanza un valor mínimo y el río, por tanto, su peor condición. Más allá del punto crítico, la materia orgánica arrastrada por el río va disminuyendo ya que el oxígeno aumenta por aireación más rápido de lo que se consume por descomposición, y el río comienza a recuperarse.

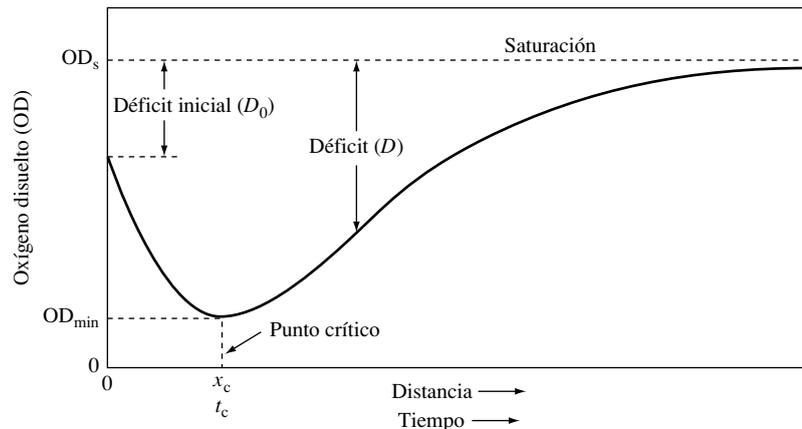


FIGURA 5.15. La curva en comba del oxígeno de Streeter-Phelps.

Podemos añadir alguna otra consideración a este análisis del déficit de oxígeno. Para el caso particular en que $k_r = k_d$, el denominador en (5.27) se hace cero, lo que es matemáticamente inaceptable, así la ecuación necesita ser reformulada bajo estas condiciones. En esas circunstancias, la solución a (5.26) se convierte en

$$D = (k_d L_0 t + D_0) e^{-k_d t} \quad (5.29)$$

Si la corriente tiene una sección de área constante y viaja a una velocidad u , entonces el tiempo y la distancia que recorre se relacionan por

$$x = ut \quad (5.30)$$

donde

x = Distancia aguas abajo.

u = Velocidad de la corriente.

t = Tiempo que tarda la corriente en recorrer la distancia x .

La Ecuación (5.27) se puede reescribir como

$$D = \frac{k_d L_0}{k_r - k_d} (e^{-k_d x/u} - e^{-k_r x/u}) + D_0 e^{-k_r x/u} \quad (5.31)$$

Localizar el punto crítico y el valor mínimo de OD correspondiente es de importancia obvia. En este punto las condiciones de la corriente son las peores. Igualando la derivada del déficit de oxígeno a cero y resolviendo para t en el punto crítico obtenemos

$$t_c = \frac{1}{k_r - k_d} \ln \left\{ \frac{k_r}{k_d} \left[1 - \frac{D_0(k_r - k_d)}{k_d L_0} \right] \right\} \quad (5.32)$$

El máximo déficit puede hallarse sustituyendo el valor obtenido para t en el punto crítico, t_c , en (5.28).

La curva combada del oxígeno tendría una interpretación intuitiva incluso sin análisis matemático. Cerca del vertido hay tanta materia orgánica degradándose que el oxígeno se consume más rápidamente de lo que retorna por aireación, por lo que el oxígeno disuelto

disminuye. Cuanto más abajo nos vayamos, menos materia orgánica encontraremos, así la velocidad a la que el oxígeno se consume disminuirá también. En el punto crítico, la velocidad a la que se consume el oxígeno iguala la de aporte por aireación. Más allá de éste, la aireación comienza a prevalecer, devolviendo oxígeno al río más rápidamente que lo que las bacterias lo consumen, así el oxígeno disuelto comienza a ascender hacia su valor de saturación. La Figura 5.16 muestra la tasa de desoxigenación, la de aireación y la curva en comba del oxígeno.

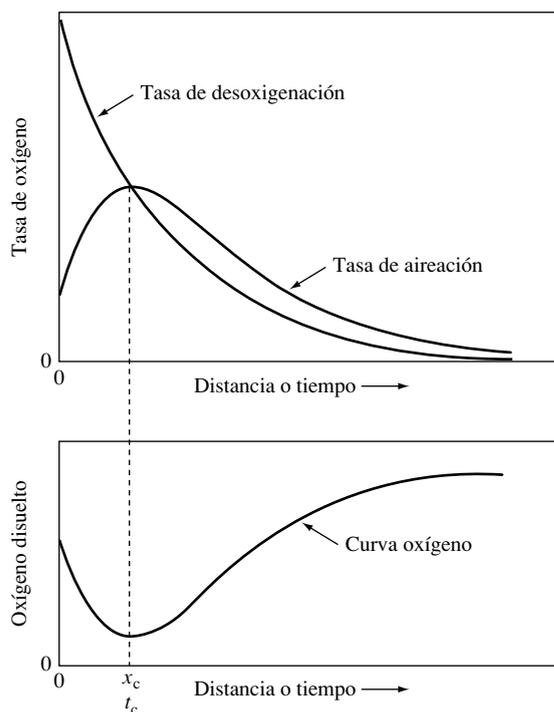


FIGURA 5.16. Cuando la tasa de desoxigenación excede la de aireación, el OD en el río cae. En el punto crítico ambas tasas son iguales. Más allá del punto crítico la aireación prevalece sobre la descomposición, la curva de OD asciende hacia el nivel de saturación y el río se recupera.

EJEMPLO 5.8. La curva en comba del oxígeno de Streeter-Phelps

Inmediatamente debajo del punto donde se vierte al río un contaminante de forma continua, la DBO es de 10,9 mg/L, y el OD es de 7,6 mg/L. El río junto con el vertido tienen una temperatura de 20 °C, una constante de desoxigenación k_d de 0,20/día, una velocidad de 0,30 m/s, y una profundidad media de 3 m. (O sea, es continuación del problema comenzado en el Ejemplo 5.6 y 5.7.)

- Encontrar el tiempo y distancia aguas abajo en los cuales el déficit de oxígeno es máximo.
- Encontrar el mínimo valor de OD.

Solución. De la Tabla 5.10, el valor de saturación del OD a 20 °C es de 9,1 mg/L, así el déficit inicial es

$$D_0 = 9,1 - 7,6 = 1,5 \text{ mg/L}$$

Para estimar la constante de aireación, podemos usar la relación de O'Connor y Dobbins dada en (5.24):

$$k_r = \frac{3,9 u^{1/2}}{H^{3/2}} = \frac{3,9 \times 0,30^{1/2}}{3^{3/2}} = 0,41/\text{día}$$

- a) Utilizando (5.32), podemos encontrar el momento en el que el déficit llega al máximo.

$$\begin{aligned} t_c &= \frac{1}{k_r - k_d} \ln \left\{ \frac{k_r}{k_d} \left[1 - \frac{D_0(k_r - k_d)}{k_d L_0} \right] \right\} \\ &= \frac{1}{(0,41 - 0,20)} \ln \left\{ \frac{0,41}{0,20} \left[1 - \frac{1,5(0,41 - 0,20)}{0,20 \times 10,9} \right] \right\} = 2,67 \text{ días} \end{aligned}$$

así la distancia crítica aguas abajo sería

$$\begin{aligned} x_c &= ut_c = 0,30 \text{ m/s} \times 3.600 \text{ s/h} \times 24 \text{ h/d} \times 2,67 \text{ d} \\ &= 69.300 \text{ m} = 69,3 \text{ km} \end{aligned}$$

- b) El máximo déficit de oxígeno puede hallarse a partir de (5.27):

$$\begin{aligned} D &= \frac{k_d L_0}{k_r - k_d} (e^{-k_d t} - e^{-k_r t}) + D_0 e^{-k_r t} \\ &= \frac{0,20 \times 10,9}{(0,41 - 0,20)} e^{-0,20 \times 2,67} - e^{-0,41 \times 2,67} + 1,5 e^{-0,41 \times 2,67} = 3,1 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

así, el mínimo valor de OD será el valor de saturación menos el déficit máximo

$$OD_{\min} = (9,1 - 3,1) \text{ mg/L} = 6,0 \text{ mg/L}$$

En el ejemplo precedente, el valor más bajo de OD ha resultado ser 6 mg/L, una cantidad suficiente para la mayor parte de la vida acuática. Si la cantidad de DBO añadida al río es excesiva, la curva del oxígeno puede caer por debajo de un nivel mínimo aceptable, que lleva a un tramo del río a condiciones de insalubridad, como se muestra en la Figura 5.17. Los peces no pueden subsistir en agua con un nivel de oxígeno tan bajo, se irán a otro lado o morirán. La variedad de animales que pueden habitar estas aguas es pequeña, y predominan las formas de vida menos deseables, formando gruesas capas de fango, bacterias filamentosas, lodos y gusanos negros que alfombran el fondo. El caso extremo de polución es en el que el oxígeno disuelto llega a cero, con lo que se crea una zona anaerobia en el río casi desprovista de vida. La descomposición continúa a mucha menor velocidad por bacterias anaerobias, liberando gases nocivos o tóxicos como el ácido sulfhídrico y el amoníaco.

La Figura 5.17 podría sugerir que la causa de una caída insalubre del OD es un incremento en la DBO por parte de un afluente residual. Podría ser el caso, pero la curva del oxígeno es también sensible a otros tipos de cambios. La curva del OD cambia con las estaciones, con la temperatura, y con la hora del día, incluso aunque la carga de contaminante sea constante. En los meses de verano, por ejemplo, el caudal de los ríos suele disminuir, con lo que se reduce la dilución de los desechos, la DBO de la mezcla río/desagües sube y el OD mínimo cae.

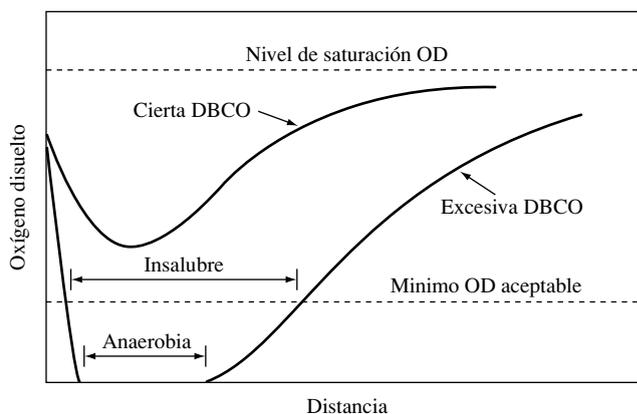


FIGURA 5.17. Según se va contaminando el río, la curva combada del oxígeno llega a caer por debajo de un nivel aceptable. En el caso extremo pueden llegar a darse condiciones anaerobias.

El efecto de la temperatura en la curva del oxígeno es también importante (Figura 5.18). Según se eleva la temperatura los residuos se descomponen más rápidamente y la velocidad de desoxigenación aumenta. Al mismo tiempo el valor de saturación del OD cae, así la aireación se ralentiza. La combinación de estos efectos ocasiona que se alcance el punto crítico más pronto y que el valor de OD sea más bajo también. Así, una corriente que puede tener suficiente OD en los meses fríos, puede llegar a un déficit inaceptable en los más cálidos del verano. Esto ilustra también el potencial de impacto adverso causado por la contaminación térmica de las centrales eléctricas. Un río que podría haber sido capaz de admitir una cierta carga de aguas residuales sin efectos adversos, podría alcanzar unos niveles inaceptables de oxígeno cuando se añade una central eléctrica.

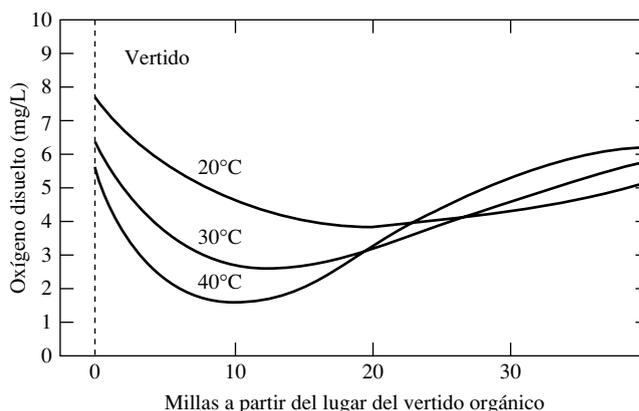


FIGURA 5.18. Cambios en la curva del oxígeno según aumenta la temperatura. A temperaturas altas, el mínimo OD es más bajo.

La fotosíntesis también afecta al OD. Las algas y otras plantas acuáticas añaden OD durante las horas de luz, cuando ocurre la fotosíntesis, pero por la noche, su respiración lo consume de nuevo. El efecto neto es una variación diaria que puede conducir a niveles elevados de OD al final del mediodía y concentraciones más bajas por la noche. En un lago o una corriente lenta que ya se encuentra sobrecargada de DBO y con abundantes algas, no es

raro que la respiración de éstas cause situaciones anaerobias al final de la noche, incluso aunque el río parezca normal durante el día.

Hay otros factores no incluidos en nuestro modelo simple de la curva combada del oxígeno. El cieno acumulado en el fondo contribuye a la demanda de oxígeno; los afluentes contribuyen con su propio OD y DBO; muchas circunstancias pueden originar alteraciones en la curva; fuentes no puntuales provocan pulsos de DBO y otros contaminantes cuando llueve; y este modelo no ha incluido los efectos de la nitrificación. La nitrificación causa un segundo mínimo en la curva del oxígeno, un poco más lejos aguas abajo, cuando el amoníaco y el nitrógeno orgánico se convierten en nitrito y nitrato. Si no hay suficiente OD en el agua para que se produzca la nitrificación, el nitrógeno permanece como amoníaco, que es tóxico.

Crear un modelo del impacto de la DBO en los recursos de oxígeno en una corriente o río es una parte importante del proceso que seguiremos con nuevas fuentes. Los modelos de corrientes pueden ayudar a determinar la máxima cantidad de DBO adicional que podrá autorizarse, lo que a su vez, afecta a la toma de decisiones y el alcance del tratamiento *in situ* de los residuos que se requerirá.

5.7. | Calidad del agua en lagos y embalses

Todos los lagos acumulan gradualmente limo y materia orgánica que están sometidos a un proceso de maduración conocido como *eutrofización*. Un lago joven se caracteriza por un contenido bajo en nutrientes y escasa población de plantas. Tales lagos *oligotróficos* («poco alimento») adquieren gradualmente nutrientes de sus cuencas, lo que los posibilita para aumentar la variedad de vida en sus aguas. Con el paso del tiempo, el aumento de productividad biológica causa que el agua se enturbie de fitoplancton, mientras que la descomposición de la materia orgánica contribuye al consumo del oxígeno disuelto disponible. El lago se vuelve *eutrófico* («bien alimentado»). Cuando los sedimentos y detritus depositados hacen que el lago se vuelva más somero y cálido, sus orillas se van poblando con más plantas y el lago lentamente se convierte en un pantano o ciénaga.

Mientras que tal eutrofización es un proceso natural que puede requerir miles de años, la actividad humana puede acelerar grandemente la velocidad del cambio. A esto se le llama *eutrofización antropogénica*. Los colectores municipales de desagües, los residuos industriales y las escorrentías cargadas de fertilizantes agrícolas añaden nutrientes que estimulan el crecimiento de las algas y degradan la calidad del agua. Las algas mueren y se pudren, lo que origina cúmulos malolientes de detritus en descomposición en las orillas y gruesas capas de materia orgánica muerta en el lago. La descomposición de las algas muertas consume el oxígeno disponible y aparece el mismo tipo de problemas que ya hemos mencionado para las corrientes. Entre las primeras víctimas se cuentan los peces de aguas frías, cuya sensibilidad a la temperatura del agua les fuerza a mantenerse en las zonas más profundas del lago donde hay una menor disponibilidad de oxígeno. En algunos lagos hay periodos en los que aparecen condiciones anaerobias cerca del fondo. Los riesgos para los seres vivos no sólo son debidos a la carencia de oxígeno, sino que también aumenta la toxicidad del agua cuando el ácido sulfhídrico y los metales, tales como el hierro y el manganeso, que normalmente están contenidos en los sedimentos, se disuelven y liberan en el lago.

Los informes sobre lagos y embalses de la EPA (Environmental Protection Agency) indican que la mitad de los lagos de los Estados Unidos que no reúnen los estándares de calidad están degradados por eutrofización causada por enriquecimiento en nutrientes derivados

de actividades humanas. Como apunta la Figura 5.8 más arriba en este mismo capítulo, las fuentes más comunes de contaminación de lagos y embalses son las escorrentías procedentes de zonas agrícolas y urbanas. Desafortunadamente, éstas fuentes no puntuales son las más difíciles de controlar.

Lagos y embalses son susceptibles de albergar otros problemas de contaminación, además de la eutrofización. A diferencia de las corrientes, que pueden transportar contaminantes de un lado a otro, las bajas velocidades de dispersión en lagos permiten que la contaminación se acumule rápidamente, lo que debería convertirlos en candidatos menos propicios para ser usados como lugares de vertido de productos químicos. Desgraciadamente éste no parece ser el caso. Por ejemplo, el 78% de la línea de costa de los Grandes Lagos no reúne los criterios de la EPA para la recuperación de su utilidad debido a la contaminación por productos organo-químicos tóxicos (U.S. EPA, 2002). Los lagos y embalses son vulnerables también a los efectos de los ácidos sulfúrico y nítrico que caen del cielo arrastrados por la lluvia.

Factores de la eutrofización

La velocidad de proliferación de las algas depende de muchos factores, entre los que se incluyen la disponibilidad de luz solar para las reacciones fotosintéticas y la concentración de nutrientes necesaria para su crecimiento.

La cantidad de luz disponible está relacionada con la transparencia de las aguas que, a su vez, es función del nivel de eutrofización. Un lago oligotrófico, como el lago Tahoe, puede tener bastante luz solar para permitir significantes tasas fotosintéticas a 100 m de profundidad o más, mientras que lagos eutróficos pueden ser tan turbios que la fotosíntesis esté restringida a una fina capa de agua próxima a la superficie. La capa superior de agua en un lago, donde las plantas producen más oxígeno por la fotosíntesis de lo que consumen por respiración, se llama la *zona eufótica*. Bajo ésta se encuentra la *zona afótica o profunda*. La transición entre ambas se designa como *zona disfótica*. Esta zona alcanza hasta una profundidad a la cual la intensidad luminosa es aproximadamente el uno por ciento de la que existe en la superficie.

Mientras que la cantidad de luz disponible puede ser un factor limitante en el crecimiento de las algas, no es algo que podamos controlar fácilmente para reducir la eutrofización. El camino más obvio es intentar reducir la cantidad de nutrientes. La lista de nutrientes que podríamos considerar controlar, sin embargo, es larga porque incluiría todos los elementos esenciales conocidos para el crecimiento de las plantas. Esta lista incluye carbono, nitrógeno, fósforo, azufre, calcio, magnesio, potasio, sodio, hierro, manganeso, zinc, cobre, boro, y algunos otros más. El problema se simplifica enormemente centrándonos en los dos cuya ausencia más a menudo limita el crecimiento de las algas: el fósforo y el nitrógeno.

Justus Liebig, en 1840, enunció la idea de que «el crecimiento de una planta viene limitado por el alimento que se le ofrece en cantidad más escasa». Esto ha llegado a conocerse como la *ley del mínimo de Liebig*. En esencia, la ley de Liebig establece que el crecimiento de las algas estará limitado por el nutriente que se encuentra menos abundante en relación a sus necesidades. Por lo tanto, el medio más rápido de controlar la eutrofización sería identificar el *factor limitante* y reducir su concentración.

La ley de Liebig también implica que las reducciones de factores no limitantes no aportarán ningún control efectivo a menos que su concentración sea reducida al extremo en que se convierta en factor limitante. Así, por ejemplo, el reducir la cantidad de fósforo por eliminación de los fosfatos de los detergentes tendrá escasas consecuencias en las zonas en que

el agua superficial contiene escaso nitrógeno. Es el caso de los lagos eutróficos, el género dominante de algas es a menudo el *Cyanophyta*, o algas verdeazuladas, que tienen la característica inusual de ser capaces de obtener el nitrógeno directamente de la atmósfera. Además, el nitrógeno llega al agua desde el aire como «cenizas» de fuentes de combustión, en particular de centrales térmicas. Con la atmósfera suministrando un casi ilimitado aporte de nitrógeno, la mayor parte de los sistemas hidrológicos tienen como factor limitante el fósforo.

Para ayudar a ilustrar las cantidades relativas de nitrógeno y fósforo que se requieren para el crecimiento de las algas, consideremos la frecuentemente usada representación de la fotosíntesis:



Usando un análisis estequiométrico simple y recordando los pesos atómicos del nitrógeno (14) y fósforo (31), la razón de la masa del nitrógeno al fósforo en las algas es

$$\frac{\text{N}}{\text{P}} = \frac{16 \times 14}{1 \times 31} = 7,2$$

Como una primera aproximación, entonces, para producir una masa de algas dada se necesita alrededor de 7 veces más nitrógeno que fósforo. Como orientación, cuando la concentración (mg/L) de nitrógeno en agua es superior a 10 veces la de fósforo, el factor limitante de la masa de agua será probablemente el fósforo. Cuando ésta es menor de 10:1, el factor limitante será seguramente el nitrógeno (Thomann y Mueller, 1987). A diferencia de los sistemas de agua dulce, las aguas marinas tienen una relación N/P menor de 5 y están limitadas por el nitrógeno.

Sawyer (1947) sugiere que las excesivas concentraciones de fósforo, más de 0,015 mg/L y de nitrógeno, por encima de 0,3 mg/L, son suficientes para causar la proliferación de algas. Éstas están en línea con estimaciones más recientes que apuntan a que 0,010 mg/L de fósforo es «aceptable», mientras que 0,020 mg/L es «excesiva» (Vollenweider, 1975).

Un modelo simple del fósforo

Supongamos que queremos estimar la concentración de fósforo que esperaríamos de un lago completamente mezclado en unas condiciones estacionarias dadas y con fuentes y sumideros de fósforo. Al comparar el nivel de fósforo calculado con las concentraciones generalmente consideradas «aceptables», seríamos capaces de valorar el control necesario para prevenir un problema de eutrofización. En los lagos en que el factor limitante es el fósforo, 0,020 mg/L de fósforo da lugar a una excesiva proliferación de algas, mientras que 0,010 mg/L parece ser suficientemente baja como para prevenirla. Siguiendo el análisis presentado en Thomann y Mueller (1987), podemos hacer un modelo del comportamiento del fósforo en un lago ideal, en el que asumiremos una serie de simplificaciones, y entonces aplicarle un equilibrio de masas (como se introdujo en el Capítulo 1).

Consideremos el modelo simple mostrado en la Figura 5.19. El fósforo aparece entrando en el lago tanto por un punto fuente como por el inmisario que lo alimenta. Se supone que el fósforo lo abandona en parte por la corriente emisaria y en parte queda depositado en el fondo como sedimento. Sería fácil añadir otras fuentes, incluyendo algunas no puntuales, si pudieran ser estimadas las tasas de vertido, pero eso no lo haremos aquí.

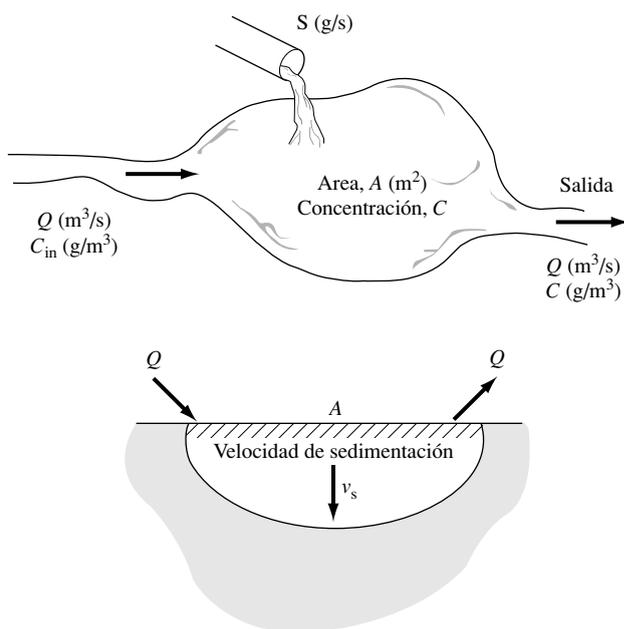


FIGURA 5.19. Balance de masas del fósforo en un lago bien mezclado.

Si suponemos que los caudales del inmisario y del emisario del lago son iguales, un caudal despreciable en volumen del punto fuente, un lago completamente mezclado y condiciones estacionarias que representan el promedio estacional o anual, podemos escribir el siguiente balance del fósforo:

Tasa de adición de P = Tasa de extracción de P

$$QC_{in} + S = QC + v_s A C \quad (5.34)$$

donde

S = Tasa de adición de fósforo en el punto fuente (g/s).

C = Concentración de fósforo en el lago (g/m³).

C_{in} = Concentración de fósforo en el inmisario (g/m³).

Q = Caudal de entrada y de salida (g/m³).

v_s = Velocidad de sedimentación del fósforo (m/s).

A = Superficie del lago (m²).

que da lugar a una concentración estacionaria de

$$C = \frac{QC_{in} + S}{Q + v_s A} \quad (5.35)$$

La velocidad de sedimentación, v_s se determina empíricamente y es difícil de predecir de forma fiable. Thomann y Mueller citan estudios que sugieren unas cifras de entre 10 y 16 m/año.

EJEMPLO 5.9. Carga de fósforo en un lago

Un lago limitado por fósforo con una superficie igual a $80 \times 10^6 \text{ m}^2$ se alimenta por una corriente de $15 \text{ m}^3/\text{s}$ que transporta una concentración de fósforo de $0,010 \text{ mg/L}$. Además, un punto fuente añade 1 g/s de fósforo. La velocidad de sedimentación se estima en 10 m/año .

- Estimar la concentración promedio de fósforo.
- ¿Qué tasa de extracción de fósforo en una planta de tratamiento de aguas residuales se requeriría para mantener la concentración de fósforo en el lago al nivel aceptable de $0,010 \text{ mg/L}$?

Solución.

- El aporte de fósforo por el inmisario es

$$QC_{\text{in}} = 15 \text{ m}^3/\text{s} \times 0,010 \text{ mg/L} \times \frac{1 \text{ g/m}^3}{\text{mg/L}} = 0,15 \text{ g/s}$$

añadiendo 1 g/s en el punto fuente nos da un aporte de fósforo total de $1,15 \text{ g/s}$. La velocidad estimada de sedimentación es

$$v_s = \frac{10 \text{ m/año}}{365 \text{ d/año} \times 24 \text{ hr/d} \times 3.600 \text{ s/hr}} = 3,17 \times 10^{-7} \text{ m/s}$$

Usando (5.35) la concentración estacionaria de fósforo sería

$$C = \frac{QC_{\text{in}} + S}{Q + v_s A} = \frac{1,15 \text{ g/s}}{15 \text{ m}^3/\text{s} + 3,17 \times 10^{-7} \text{ m/s} \times 80 \times 10^6 \text{ m}^2} \\ = 0,028 \text{ g/m}^3 = 0,028 \text{ mg/L}$$

que está por encima de los $0,010 \text{ mg/L}$ necesarios para controlar la eutrofización.

- Para conseguir $0,010 \text{ mg/L}$, el aporte de fósforo del punto fuente debería ser

$$S = C(Q + v_s A) - QC_{\text{in}} = \\ = 0,010 \text{ g/m}^3 (15 \text{ m}^3/\text{s} + 3,17 \times 10^{-7} \text{ m/s} \times 80 \times 10^6 \text{ m}^2) \\ - 15 \text{ m}^3/\text{s} \times 0,010 \text{ g/m}^3 \\ = 0,25 \text{ g/s}$$

El punto fuente está aportando 1 g/s , así que se necesita retirar el 75% del fósforo que contiene.

Este modelo se basa en un conjunto de suposiciones poco realistas. Por ejemplo, debido al fenómeno llamado *estratificación térmica*, que se describirá en la siguiente sección, suponer que el lago está bien mezclado es razonable sólo durante ciertas épocas del año y en ciertas partes del lago. La suposición de estado estacionario ignora el comportamiento dinámico de los lagos cuando cambia el tiempo o la estación. Hemos asumido también que el fósforo es el nutriente controlador y que una simple medida de su concentración nos dará una indicación adecuada de la capacidad de eutrofización. Finalmente, el modelo presupone

una velocidad de sedimentación constante del fósforo no dependiente de factores como la fracción de éste que se presenta en forma de partículas y el movimiento hacia y desde los sedimentos, y parámetros físicos del lago como la relación entre su volumen y el caudal de la corriente que lo alimenta (el tiempo de detención). A pesar de estas hipótesis irreales, el modelo ha demostrado en la práctica que conduce a resultados muy útiles (Thomann y Mueller, 1987).

Estratificación térmica

Como hemos visto, los nutrientes estimulan el crecimiento de las algas, y su posterior muerte y descomposición pueden conducir al agotamiento del oxígeno. Este problema de agotamiento del oxígeno empeora si se dan ciertas características físicas en los lagos, que consideraremos ahora.

Como hemos mencionado antes, una de las propiedades menos usuales del agua es que su densidad no aumenta continuamente según cae la temperatura. En lugar de eso se produce un máximo a 4 °C, como se muestra en la Figura 5.20. Un resultado de este máximo de densidad es que el hielo flota, puesto que el agua que lo rodea es ligeramente más cálida y más densa. Si el agua fuera como otros líquidos, el hielo se hundiría y los lagos se helarían desde el fondo a la superficie. Afortunadamente, éste no es el caso.

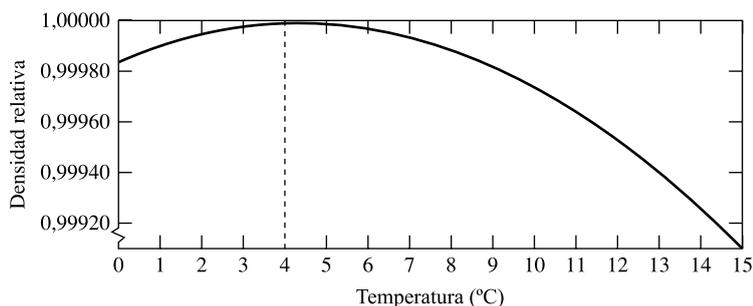


FIGURA 5.20. La densidad del agua alcanza un máximo a 4 °C.

Por encima de los 4 °C la densidad del agua disminuye con la temperatura. Como resultado, un lago calentado por el sol durante el verano tenderá a tener una capa de agua tibia superficial, flotando sobre otra más densa y más fría. Y al revés, en invierno, si la superficie del lago baja de 4 °C creará una capa de agua fría que flota por encima de otra más densa a 4 °C. Estas diferencias de densidad entre el agua superficial y la profunda impiden la mezcla vertical en el lago y originan la formación de capas muy estables, efecto conocido como *estratificación térmica*.

La Figura 5.21 muestra la estratificación típica que ocurre en un lago profundo de la zona templada durante el verano. En la capa superior, conocida como *epilimnion*, el agua cálida está completamente mezclada por la acción del viento y las olas, lo que ocasiona un perfil casi uniforme de temperaturas. El grosor del epilimnion varía de lago a lago y de un mes a otro. En un lago pequeño puede tener en torno a un metro de profundidad, mientras que en uno grande puede alcanzar los 20 m o más. Por debajo del epilimnion hay una capa de transición llamada *termoclina* o *metalimnion*, en donde la temperatura cae rápidamente. La mayoría de los nadadores ha notado la caída súbita de la temperatura de la termoclina al zambullirse en un lago. Bajo ella hay una zona de agua fría llamada *hipolimnion*.

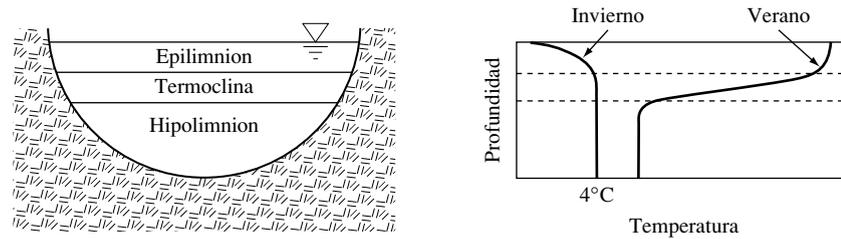


FIGURA 5.21. Estratificación térmica de un lago, mostrando los perfiles estival e invernal.

En términos de mezcla, la estratificación estival crea esencialmente dos lagos separados: un lago cálido (epilimnion) flotando por encima de otro lago frío (hipolimnion). La separación es bastante estable y más aún según progresa el verano. Una vez comenzada, la falta de mezcla entre las capas origina el epilimnion, que absorbe energía solar para calentarse más rápido, con lo que se crea una mayor diferencia de densidad. Esta diferencia se encuentra potenciada en un lago eutrófico puesto que en estos lagos la mayor parte de la energía solar, si no toda, se absorbe en el epilimnion.

Según progresa la estación y el invierno se aproxima, la temperatura del epilimnion comienza a descender y la marcada estratificación del verano va desapareciendo. En algún momento del otoño, tal vez durante una tormenta que agite las aguas, es posible que el lago se mezcle completamente. A esto se le llama la *mezcla otoñal*. De modo similar, en los climas suficientemente fríos para que la temperatura superficial baje de los 4°C, habrá una estratificación invernal, seguida de una *mezcla primaveral* cuando la superficie se calienta hasta permitir un mezclado completo de nuevo.

Estratificación y oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto, uno de los parámetros más importantes para determinar la calidad del agua, se ve muy afectado tanto por la eutrofización como por la estratificación térmica. Consideremos, por ejemplo, dos lagos diferentemente estratificados, uno oligotrófico y el otro eutrófico. En ambos puede esperarse que las aguas del epilimnion sean ricas en OD ya que el oxígeno está fácilmente disponible por aireación y fotosíntesis. El hipolimnion, por otra parte, está desconectado del epilimnion por la estratificación. La única fuente de oxígeno nuevo en el hipolimnion será la fotosíntesis, pero ésta sólo ocurrirá si el agua está suficientemente clara para permitir que la zona eutrófica se extienda por debajo de la termoclina. Esto es, el hipolimnion de un lago limpio, oligotrófico, tiene al menos la posibilidad de tener una fuente de oxígeno, mientras que el de un lago turbio, eutrófico, no la tiene.

Además, el lago eutrófico es rico en nutrientes y materia orgánica. Las algas proliferan y mueren súbitamente, dejando restos putrefactos que se depositan en las playas o se hunden hasta el fondo. La lluvia de restos orgánicos que cae al hipolimnion conduce a incrementar la demanda de oxígeno allí. Así, no sólo hay menos oxígeno de por sí, sino que también hay más demanda de éste debido a la descomposición, especialmente si el lago es eutrófico. Una vez se ha establecido la estratificación estival, el OD en el hipolimnion empezará a caer, y hará que los peces salgan de la zona fría del fondo del lago para entrar en el agua superficial más cálida, más rica en oxígeno. Los peces que necesitan agua fría para sobrevivir son los primeros en morir. En el caso extremo, el hipolimnion de un lago eutrófico puede hacerse anaerobio durante el verano, como se sugiere en la Figura 5.22.

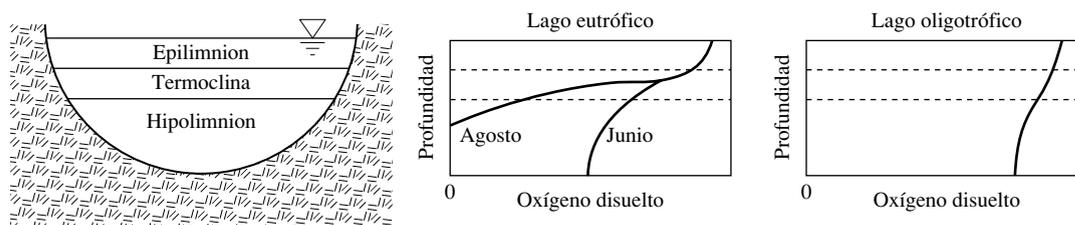


FIGURA 5.22. Curvas de oxígeno disuelto para lagos oligotróficos y eutróficos durante la estratificación térmica estival.

Durante las mezclas otoñales y primaverales, que pueden durar varias semanas, las aguas se mezclan completamente. Los nutrientes del fondo se distribuyen por todo el lago y el epilimnion rico en oxígeno se mezcla con el pobre hipolimnion. El lago, se toma un profundo respiro.

En invierno la demanda de oxígeno decrece al igual que las tasas metabólicas, mientras que, al mismo tiempo, la capacidad del agua de contenerlo aumenta. Así, incluso aunque pueda existir estratificación invernal, sus efectos tienden a ser menos importantes que los de la estival. Si se forma hielo, sin embargo, la aireación y la fotosíntesis pueden dejar de aportar oxígeno y los peces morir.

Los lagos tropicales pueden mantenerse estratificados indefinidamente puesto que no están sometidos a la variación estacional que permite las mezclas. Cuando se produce la eutrofización de un lago tropical, el hipolimnion se vuelve anaerobio y tiende a quedar en ese estado. La descomposición en el hipolimnion produce gases tales como el ácido sulfhídrico (H_2S), metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), que tienden a permanecer disueltos en las aguas del fondo, especialmente si el lago es profundo y la presión es alta allí. En los lagos formados en cráteres volcánicos, las surgencias subterráneas de aguas carbónicas pueden contribuir también con CO_2 al hipolimnion. Cuando el fondo del lago se satura con estos gases disueltos, existe el peligro de que, por un accidente, como un terremoto o un deslizamiento de tierras, se forme súbitamente una burbuja de gas peligroso que va a la superficie. Un evento como éste se produjo en el Lago Monoun, en Camerún, en 1984, y otra erupción gaseosa ocurrió en el Lago Nyos, también en Camerún, dos años más tarde. Cada erupción emitió una nube de dióxido de carbono, más pesado que el aire, que se pegaba a la tierra, recorría los valles y, desplazando el oxígeno, asfixió a personas y animales de granja. El suceso del Lago Monoun acabó con la vida de 37 personas, y el del Lago Nyos mató a más de 1.700, algunas a una distancia de 25 km (Monastersky, 1994). Se dice que la burbuja de CO_2 que emergió del Lago Nyos creó una fuente asfixiante que se proyectó en el aire hasta una altura de 150 m. Ambos eventos ocurrieron en agosto, el mes más frío y más lluvioso del año, cuando la estratificación térmica es menos estable.

Acidificación de lagos

Como se indicó en el Capítulo 2, toda lluvia es ácida de forma natural. Como se demostró, el agua pura en equilibrio con el dióxido de carbono atmosférico forma una solución débil de ácido carbónico (H_2CO_3) con un pH de alrededor de 5,6. Como resultado, una precipitación con un pH inferior a 5,6 es considerada como «lluvia ácida». No es inusual que la lluvia del noreste de los Estados Unidos tenga un pH de entre 4,0 y 5,0, y que las nieblas ácidas del sur de California lo tengan inferior a 3,0. Se cuestiona que tales valores de pH sean causados por emisiones antropogénicas de óxidos de azufre y de nitrógeno formados en la

combustión de combustibles fósiles, como discutiremos en el Capítulo 7. Ya que algunos óxidos de azufre son realmente partículas que pueden sedimentarse sin necesidad de precipitación, la expresión popular «lluvia ácida» sería más descriptiva si dijera *deposición ácida*.

Los efectos de la deposición ácida sobre la tierra, los ecosistemas terrestres y los acuáticos son conocidos sólo parcialmente, pero algunos rasgos sí que aparecen con bastante claridad. Los ácidos degradan los materiales de construcción, particularmente la piedra caliza, el mármol (una forma de caliza), varios metales comúnmente usados como el acero galvanizado, y ciertas pinturas. De hecho, el incremento de la velocidad de erosión de la superficie de los edificios y monumentos por la intemperie es uno de los principales indicadores del impacto adverso de la lluvia ácida. Los ecosistemas terrestres, especialmente bosques, parecen experimentar un estrés considerable en respuesta a la deposición ácida, con reducciones en el crecimiento y aumento de la mortalidad, especialmente acusadas en zonas del este de los Estados Unidos, este de Canadá y norte de Europa. Describiremos aquí, no obstante, el impacto de la acidificación en los ecosistemas acuáticos.

La amortiguación del bicarbonato

Los organismos acuáticos son muy sensibles al pH. La mayoría experimenta un estrés considerable cuando el pH cae por debajo de 5,5, y muy pocos son capaces de sobrevivir cuando desciende de 5,0. Además, cuando el pH cae, ciertos minerales tóxicos, como el aluminio, plomo y mercurio, que son normalmente insolubles y que no producen daño, comienzan a disolverse y pueden ser letales para los peces y otros organismos.

Es importante advertir, no obstante, que añadir ácido a una solución puede tener poco efecto para el pH o ninguno en absoluto, dependiendo de si ésta tiene *amortiguadores* o *buffers*. Los *buffers* son sustancias capaces de neutralizar los iones de hidrógeno añadidos. La amortiguación posible de un ecosistema acuático no es sólo una función de las características químicas del lago en sí mismo, sino también de los suelos circundantes a través de los que permea el agua según viaja desde la tierra hacia el lago. Así, la sola información del pH de la precipitación, sin tener en cuenta las características químicas de la masa de agua receptora y los suelos que la rodean, es un pobre indicador del efecto potencial de la lluvia ácida en los ecosistemas acuáticos.

La mayoría de los lagos se amortiguan con bicarbonato (HCO_3^-) que se relaciona con el ácido carbónico (H_2CO_3) según la siguiente reacción:



Ya hemos encontrado esta reacción en el Capítulo 2, donde se introdujo el sistema del carbonato. Resulta bicarbonato a partir de la disociación del ácido carbónico, como se apunta en (5.36), y algo proviene de los suelos. Consideremos qué sucede en un lago que contiene bicarbonato cuando se añaden iones hidrógeno (ácido). Como sugiere la reacción (5.36), algunos de los iones hidrógeno añadidos reaccionarán con el bicarbonato para formar ácido carbónico. En la medida en que esto ocurre, la adición de iones hidrógeno no se traduce en un incremento proporcional de su concentración, por lo que el pH sólo variará ligeramente. Es decir, el bicarbonato es un amortiguador o *buffer*.

Adviértase que la reacción de los iones hidrógeno con el bicarbonato elimina bicarbonato de la solución de modo que, a menos que haya una fuente de éste, su concentración disminuirá según se vaya añadiendo ácido. En algún momento, puede quedar tan poco bicarbonato que incluso adiciones relativamente pequeñas de ácido causen rápidas disminuciones del pH. Este fenómeno conduce a una forma de clasificar lagos según su acidificación. Como

muestra la Figura 5.23, un lago rico en bicarbonato muestra un pequeño descenso del pH cuando se añaden iones hidrógeno, hasta que éste cae a 6,3 aproximadamente. A partir de este punto el amortiguador de bicarbonato se agota rápidamente y el lago entra en una fase de transición. Como se muestra en la figura, los lagos de transición con un pH de entre 5,0 y 6,0 aproximadamente, son muy sensibles a las pequeñas variaciones de ácido. Por debajo de 5,0, los lagos ya no cuentan con amortiguación y son crónicamente ácidos (Wright, 1984).

Vale la pena insistir en las implicaciones de la Figura 5.23. La precipitación ácida tiene escaso o nulo efecto en el pH de un lago hasta que se agota la amortiguación natural. Hasta ese momento puede no haber evidencia de daño a la vida acuática y el lago aparecer en perfecto estado. Sin embargo si continúa el aporte de ácido más allá de ese punto, puede resultar una rápida caída del pH de desastrosas consecuencias para el ecosistema.

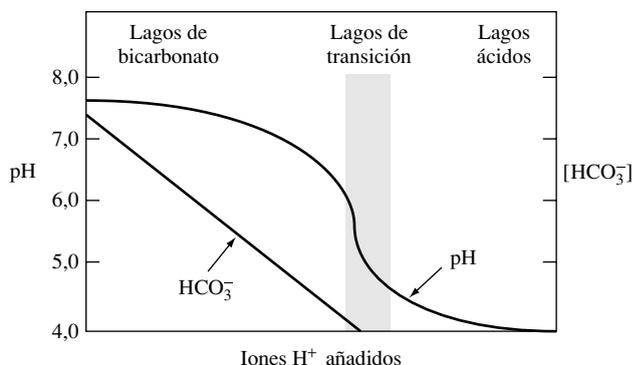


FIGURA 5.23. La amortiguación del bicarbonato resiste con fuerza la acidificación hasta que el pH cae por debajo de 6,3. El pH decrece con rapidez a medida que se añaden iones H^+ (Fuente: Henriksen, 1980.)

En un estudio realizado en Noruega, se clasificaron 684 lagos por la química de sus aguas en lagos de bicarbonato, lagos de transición y lagos ácidos, y para cada categoría se hicieron observaciones de las poblaciones de peces (Henriksen, 1980; Wright, 1984). Se escogieron cuatro categorías: estériles (ausencia crónica de reproducción), dispersos (con bajo índice de reproducción), buenos y superpoblados. Los resultados mostrados en la Figura 5.24, muestran claramente la relación inversa entre población y acidificación.

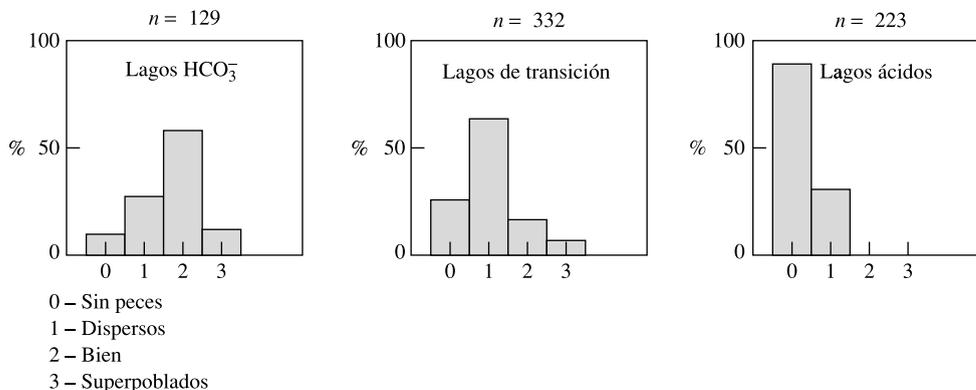
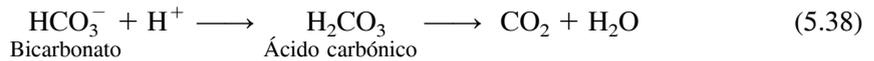


FIGURA 5.24. Histogramas de frecuencia del estado de los peces en 684 lagos noruegos clasificados como lagos de bicarbonato, de transición y ácidos. (Fuente: Wright, 1984.)

Importancia de la cuenca

Si hay una fuente de bicarbonato para reemplazar lo consumido durante la acidificación, entonces la posibilidad de amortiguación puede continuar. Consideremos la capacidad de amortiguación de la caliza (CaCO_3):



Como sugieren estas reacciones, la caliza es atacada por los ácidos (iones hidrógeno) para formar bicarbonato, y éste neutraliza los iones hidrógeno para convertirse finalmente en dióxido de carbono. Estas reacciones muestran por qué la caliza es un eficaz amortiguador de la acidificación. También por qué los monumentos y fachadas de edificios de caliza y mármol se deterioran por el ataque de la deposición ácida.

El bicarbonato que se forma en (5.37) puede rellenar los amortiguadores naturales de bicarbonato del lago. Copiando este fenómeno natural, una forma de mitigar temporalmente los efectos de la acidificación es tratar artificialmente los lagos vulnerables con caliza (CaCO_3). Este método está siendo seguido por un buen número de países afectados por la lluvia ácida, entre los que se incluyen Suecia, Noruega, Canadá, y los Estados Unidos (Shepard, 1986).

La capacidad de los suelos cercanos para amortiguar la deposición ácida es un factor extremadamente importante para determinar si un lago se va a acidificar o no. Los suelos calcáreos, por ejemplo, son capaces de asimilar mejor la deposición ácida que los derivados de rocas graníticas. La profundidad y permeabilidad del suelo son también características importantes. Los suelos finos y relativamente impermeables interactúan pobremente con la escorrentía, por lo que se reduce su capacidad natural para mitigar la acidez. El tamaño y la forma de la cuenca misma también afecta a la vulnerabilidad de un lago. Fuertes pendientes y una cuenca pequeña crean condiciones en las cuales la escorrentía tiene poco tiempo para reaccionar con los amortiguadores del suelo e incrementan la probabilidad de acidificación. Incluso el tipo de vegetación propia de la cuenca puede influir. La lluvia que cae sobre la cubierta arbórea interactúa con las sustancias naturales presentes en los árboles, tales como la savia, y se altera su pH. La hoja caduca tiende a disminuir la acidez mientras que el goteo de un follaje perenne es más ácido que la lluvia misma.

En otras palabras, a largo plazo, las características de la cuenca misma determinarán la vulnerabilidad de un lago al ácido. Los más vulnerables estarán en lugares con suelos someros o de baja permeabilidad, sobre lechos graníticos, cuencas de laderas empinadas y con predominio de coníferas. Consideraciones como éstas permiten a los científicos predecir en qué áreas los lagos son potencialmente más sensibles a la lluvia ácida. Una predicción de este tipo, usando como criterio el tipo de lecho geológico, ha dado lugar al mapa mostrado en la Figura 5.25(a). La Figura 5.25(b) muestra el pH promedio de la lluvia en Norteamérica. Grandes áreas en la parte nororiental del continente, especialmente las cercanas al borde canadiense, tienen la desafortunada combinación de suelos vulnerables y precipitación ácida.

5.8. | Aguas subterráneas

El agua subterránea es la fuente de alrededor de un tercio del agua potable de los Estados Unidos y, excluyendo la de refrigeración de las centrales eléctricas, suministra alrededor del 40% de la demanda total de agua de ese país. En áreas rurales casi todo el suministro proce-

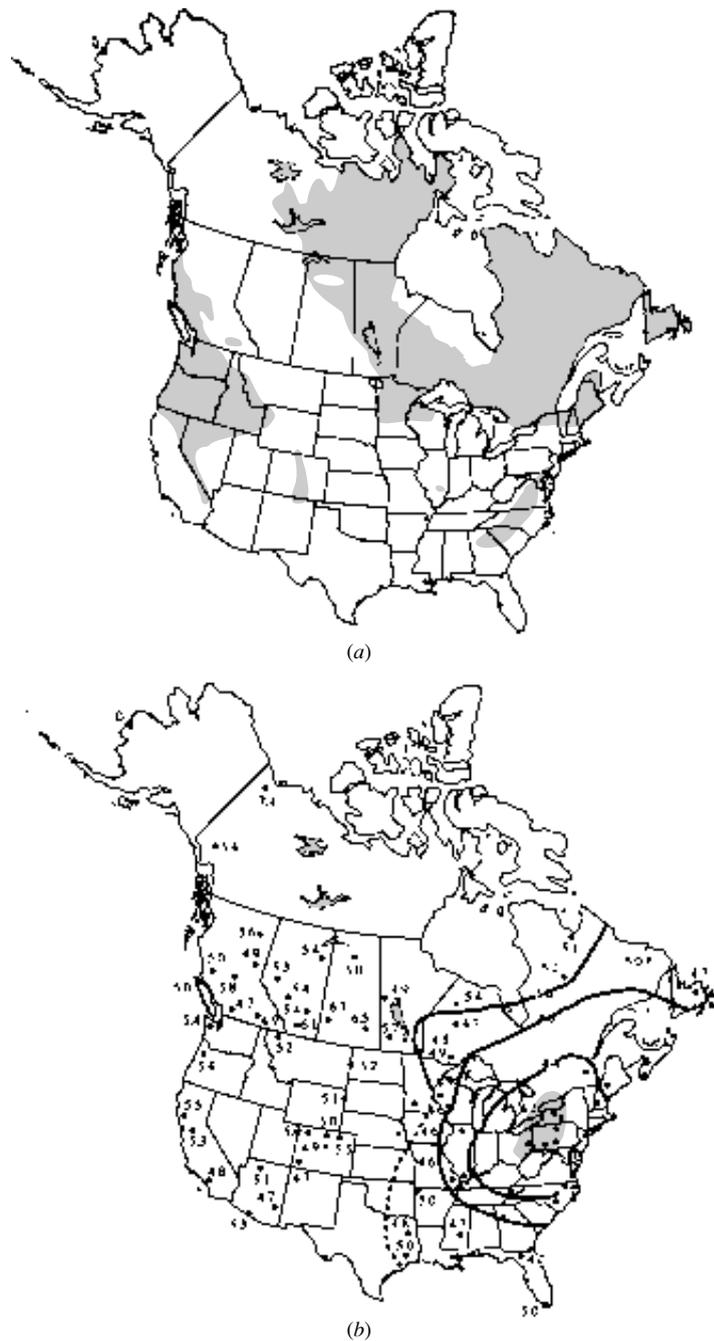


FIGURA 5.25. (a) Zonas de Norteamérica con lagos propensos a la acidificación por precipitación ácida (áreas sombreadas), por la geología de su lecho (EPA, 1984, basado en Galloway y Cowling, 1978); (b) pH de la deposición húmeda en 1982.

de de aguas subterráneas y más de un tercio de las 100 mayores ciudades norteamericanas dependen de ellas para al menos parte de su abastecimiento. Antiguamente se creía que el filtrado natural del agua en su camino hacia la superficie le proporcionaba suficiente pureza

para permitir su distribución hacia los consumidores sin más tratamiento. Los tristes incidentes de Love Canal, Nueva York, y otros más en los años 70 hicieron tomar conciencia de que el agua subterránea estaba contaminada con sustancias peligrosas procedentes de cientos de miles de depósitos enterrados con fugas, hoyas de residuos industriales, fosas sépticas de viviendas, vertederos municipales e industriales, escapes químicos accidentales, uso descuidado de disolventes, vertidos «nocturnos» ilegales, y uso generalizado de productos químicos en la agricultura. La contaminación de aguas subterráneas se convirtió en el tema ambiental de los años 80.

En respuesta a la presión creciente en favor de tomar alguna medida sobre los residuos peligrosos, el Congreso norteamericano aprobó la Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y Responsabilidad, (CERCLA: *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*) en 1980 para enfrentar el problema de los lugares ya contaminados. En 1980 y 1984, el Congreso reforzó la Ley de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA: *Resource Conservation and Recovery Act*), que controla la fabricación, transporte y utilización de las sustancias peligrosas de nueva producción. Estas dos leyes, la una reparando problemas del pasado y la otra ayudando a resolver los del futuro, han tenido una gran importancia. Los miles de millones de dólares que se han gastado intentando limpiar las aguas subterráneas y el suelo contaminados, junto con los altísimos costes de manipulación y utilización de los nuevos residuos peligrosos, han estimulado el interés por la prevención de la contaminación como tema medioambiental del futuro.

Una vez contaminada el agua subterránea es difícil, si no imposible, de recuperar. Un estudio reciente del Consejo de Investigación Nacional (NRC, 1984) estima que en los Estados Unidos hay entre 300.000 y 400.000 puntos en los que las aguas subterráneas o el suelo se encuentran contaminados y necesitan algún tipo de intervención. La mayor parte de ellos son originados por depósitos subterráneos de almacenamiento que presentan fugas. Los costes de limpiar estos lugares están en torno a los 100.000 dólares cada uno; otros más complejos están costando un promedio de 27 millones cada uno (U.S. EPA, 1993). Depurar todos ellos tiene un coste estimado de entre 480.000 millones y 1 billón de dólares (NRC, 1984). Estas enormes cantidades han puesto en tela de juicio el propósito de habilitarlos hasta el nivel de calidad de agua potable, especialmente cuando no es probable que las aguas que circulan vayan a tener ese uso.

5.9. | Acuíferos

El agua procedente de la lluvia y de la nieve fundida fluye hacia los ríos y arroyos, y vuelve a la atmósfera por evaporación o transpiración o se filtra hacia el subsuelo para formar parte de las aguas subterráneas. Cuando el agua permea a través de las grietas o los poros del terreno y las rocas, pasa a través de la llamada *zona insaturada*, que se caracteriza por la presencia tanto de aire como de agua en los espacios intersticiales del suelo. El agua *vadosa*, de la zona insaturada o de aireación, no está disponible para el aprovechamiento humano, es decir, no se puede bombear, si bien las plantas ciertamente absorben el agua del suelo que se encuentra cerca de la superficie. En la *zona saturada* los espacios intersticiales están completamente rellenos de agua. El agua de esta zona se llama *agua subterránea*, y su techo es el *nivel freático*. Hay una zona de transición entre las dos mencionadas que es la *franja de capilaridad* en donde el agua sube por las pequeñas grietas

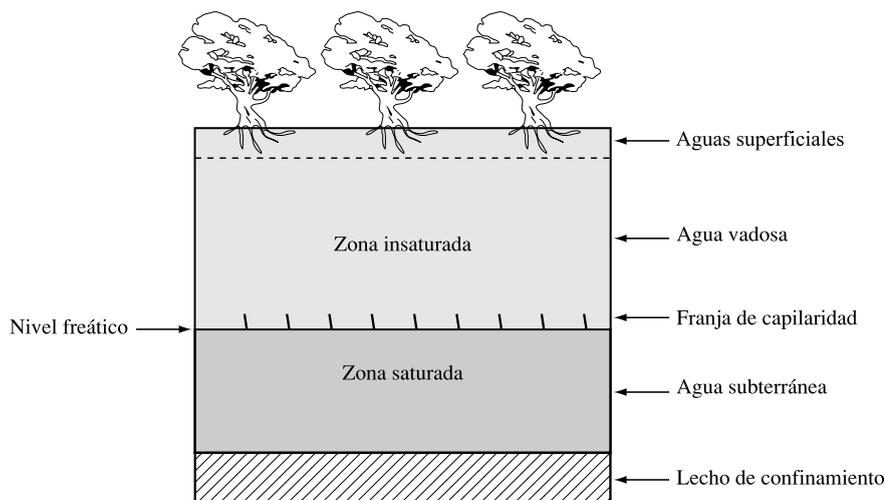


FIGURA 5.26. Clasificación de zonas subsuperficiales.

como resultado de la atracción entre el agua y las superficies rocosas. La Figura 5.26 ilustra esta distribución.

Un *acuífero* es una capa geológica saturada suficientemente permeable para permitir el flujo de agua a su través. Se asienta sobre una base o *lecho de confinamiento*, que es una capa relativamente impermeable que limita el movimiento del agua, o como se le puede llamar también un *acuitardo* (permeabilidad baja) o acuícludo (permeabilidad nula). Los dos términos, acuífero y lecho de confinamiento, no están definidos de una forma precisa y se usan a menudo con un significado relativo.

La ilustración de la Figura 5.26 muestra un acuífero libre. Un pozo perforado hasta la zona saturada de tal acuífero tendrá agua a la presión atmosférica en el nivel freático. El agua subterránea puede estar también contenida en un *acuífero cautivo* que es aquél encerrado entre dos capas de confinamiento, como se muestra en la Figura 5.27. Esta agua puede estar bajo presión, de modo que en un pozo perforado en dicho acuífero el agua alcanzará una altura mayor del nivel al que se encuentra confinada, en cuyo caso se denomina *pozo artesiano*. El nivel que alcanza el agua en un pozo artesiano se denomina *nivel piezométrico*. En algunas circunstancias el agua puede alcanzar la superficie del pozo e incluso superarla sin necesidad de bombeo, debido a la presión del acuífero confinado. En tal caso se llama *pozo artesiano surgente*. En la Figura 5.27 también se muestra una capa impermeable en medio de la zona insaturada, sobre la masa de agua principal. El agua que se filtra hacia abajo es atrapada por esta capa y crea un *acuífero suspendido*.

La cantidad de agua que puede almacenarse en un acuífero depende de la *porosidad* del suelo o la roca que lo constituye. La porosidad (η) se define como la razón del volumen de huecos al volumen total del material:

$$\text{Porosidad } (\eta) = \frac{\text{Volumen de huecos}}{\text{Volumen total}} \quad (5.39)$$

Mientras que la porosidad indica la capacidad de retener agua de una formación geológica, no es un buen indicador de la cantidad total de agua que puede extraerse de ella. Parte de

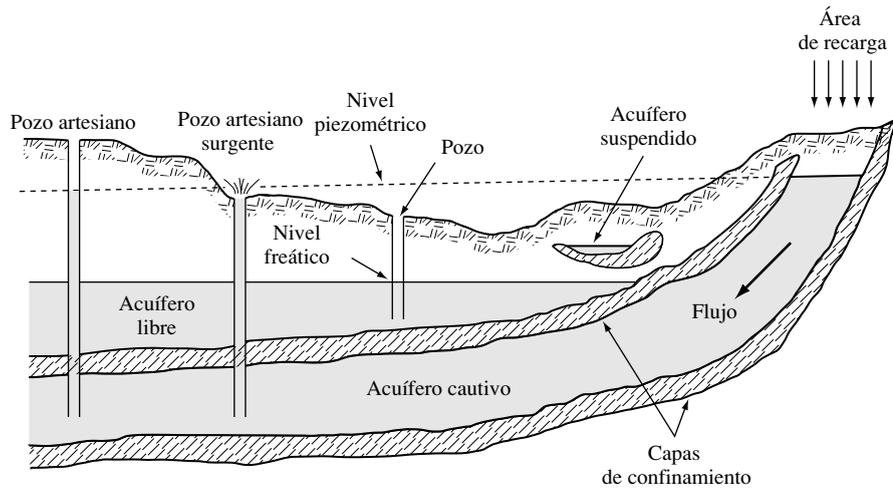


FIGURA 5.27. Acuíferos libres y cautivos (o confinados), un acuífero suspendido, un pozo y un pozo artesiano.

ésta quedará retenida como una película en la superficie de las rocas y en pequeñas grietas y aberturas. La cantidad de agua real que puede recuperarse de un acuífero libre por unidad de volumen se denomina el *rendimiento específico*, o la *porosidad efectiva*. Los valores de porosidad y de rendimiento específico se ven afectados por el descenso de presión que se produce cuando el agua va siendo extraída, así para calcular el rendimiento es necesario introducir otro término: el *coeficiente de almacenamiento*.

EJEMPLO 5.10. Rendimiento específico

Para un acuífero de arena que presenta las características dadas en la Tabla 5.11, ¿qué volumen de agua habría almacenada en una columna saturada de sección igual a 1 m^2 y una profundidad de 2 m ? ¿Cuánta agua podría ser extraída de este volumen?

Solución. El volumen de material es $1 \text{ m}^2 \times 2 \text{ m} = 2 \text{ m}^3$, por lo que el volumen de agua almacenada sería:

$$\begin{aligned} \text{Volumen de agua} &= \text{Porosidad} \times \text{Volumen de material} = \\ &= 0,34 \times 2 \text{ m}^3 = 0,68 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

La cantidad que puede extraerse realmente sería

$$\begin{aligned} \text{Rendimiento} &= \text{Rendimiento específico} \times \text{Volumen de material} = \\ &= 0,25 \times 2 \text{ m}^3 = 0,5 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

TABLA 5.11. Valores representativos de porosidad y rendimiento específico

Material	Porosidad (%)	Rendimiento específico (%)
Arcilla	45	3
Arena	34	25
Grava	25	22
Gravilla y arena	20	16
Arenisca	15	8
Caliza, pizarra	5	2
Cuarcita, granito	1	0,5

Fuente: Linsley *et al.*, 1992.

5.10. | Gradiente hidráulico

En un acuífero no confinado la pendiente del nivel freático, medida en la dirección en que ésta es máxima, se denomina *gradiente hidráulico*. Es un concepto importante puesto que el flujo de agua subterránea va en la dirección del gradiente y a una velocidad proporcional a éste. Para definirlo de una forma más cuidadosa necesitamos introducir la noción de *nivel hidrostático*. Como se muestra en la Figura 5.28, el nivel hidrostático es la distancia vertical entre un nivel de referencia (normalmente el nivel del mar) y el nivel freático. Tiene dimensiones de longitud, se habla de «metros de agua» o «pies de agua». Si imaginamos dos pozos directamente en línea con el flujo de agua, el gradiente sería simplemente la diferencia de nivel hidrostático dividida por la distancia horizontal entre ellos. De forma análoga, el gradiente de un acuífero cautivo es el máximo valor de la pendiente del nivel piezométrico en el punto considerado.

Si el flujo en la Figura 5.28 va de izquierda a derecha en el plano de la página, el gradiente es

$$\text{Gradiente hidráulico} = \frac{\text{Diferencia de nivel hidrostático}}{\text{Distancia horizontal}} = \frac{h_2 - h_1}{L} \quad (5.40)$$

Adviértase que el gradiente es adimensional puesto que numerador y denominador tienen las mismas dimensiones. En cálculo infinitesimal lo podemos expresar como

$$\text{Gradiente hidráulico} = \frac{dh}{dL} \quad (5.41)$$

Mirando el flujo de agua subterránea de la Figura 5.28 nos podríamos imaginar *líneas de corriente* que mostraran la dirección de ésta y *líneas equipotenciales*, perpendiculares a aquéllas, que unen puntos de la misma altura hidrostática. La combinación de líneas de corriente y equipotenciales, crean una *red de flujo* bidimensional, como se muestra en la Figura 5.29. Si tuviéramos alineados dos pozos a lo largo de una línea de corriente como se muestra en la Figura 5.29, el gradiente sería sencillamente la diferencia de alturas dividida por la distancia entre equipotenciales.

La Figura 5.29 representa el caso particular de dos pozos situados en la misma línea de corriente. En el caso general es posible estimar el gradiente tomando medidas en tres pozos,

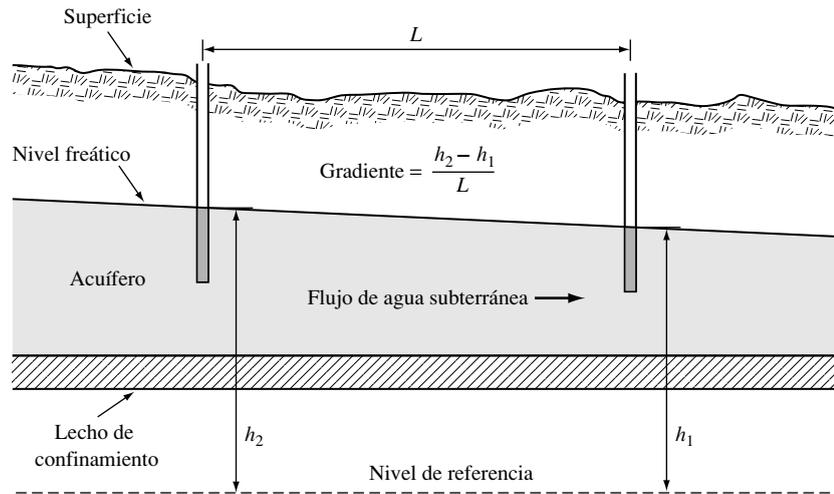


FIGURA 5.28. Nivel hidrostático y gradiente en un acuífero libre. El flujo de agua subterránea va de izquierda a derecha en el plano de la página, y el gradiente es $\Delta h/L$.

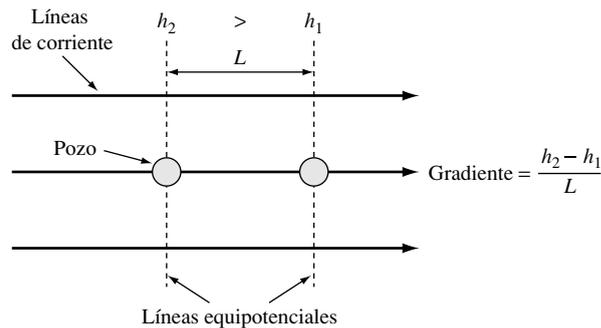


FIGURA 5.29. Una red de flujo bidimensional consistente en líneas de corriente y líneas equipotenciales. Si dos pozos coinciden en la misma línea de corriente, el gradiente es justamente $\Delta h/L$.

usando el siguiente procedimiento gráfico simple (Heath, 1983): comenzamos por hallar el nivel hidrostático de cada uno de los tres pozos, como se muestra en la Figura 5.30. Después seguiremos los siguientes pasos:

1. Dibujamos una recta entre el pozo que tenga el nivel hidrostático más alto y el que lo tenga más bajo, y la dividimos en segmentos iguales. Identificamos el punto que corresponde al nivel del tercer pozo.
2. Dibujamos otra recta entre el punto determinado en 1 y el tercer pozo. Esto es una *línea equipotencial*, que significa que la altura de la columna de agua en cualquier punto de esta línea es constante. El flujo de agua será siempre perpendicular a esta línea.
3. Dibujamos una recta perpendicular a la equipotencial a través del pozo con el nivel hidrostático más bajo (o más alto). Esto es una *línea de corriente*, que significa que el flujo es paralelo a esta línea.
4. Determinamos el gradiente como la diferencia de niveles hidrostáticos entre el nivel equipotencial y el nivel más alto o más bajo, dividido por la distancia entre la equipotencial y el pozo elegido.

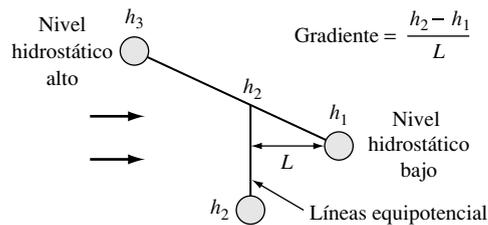


FIGURA 5.30. Utilizando tres pozos para determinar el gradiente: dibujamos una recta entre los pozos de mayor y menor nivel hidrostático y hallamos el punto de nivel igual al tercer pozo, que determina una línea equipotencial entre ambos.

EJEMPLO 5.11. Estimación del gradiente hidráulico a partir de tres pozos

Dos pozos están perforados a 200 m de distancia siguiendo una línea este-oeste. El pozo oeste tiene un nivel hidrostático de 30,2 m y el pozo este de 30,0 m. Un tercer pozo, situado a 100 m al sur del pozo este, tiene un nivel hidrostático de 30,1 m. Hallar la magnitud y dirección del gradiente hidráulico.

Solución. La localización de los pozos se muestra en la Figura 5.31(a). En la Figura 5.31(b), se ha dibujado una línea entre los pozos de mayor (oeste 30,2 m) y menor (este 30,0 m) nivel hidrostático, y la situación sobre esa línea del nivel correspondiente al pozo intermedio (sur 30,1 m). Se ha dibujado también la recta línea equipotencial de 30,1 m.

En la Figura 5.31(c), se han indicado también líneas de corriente perpendiculares a la equipotencial hacia el pozo este. La dirección del gradiente forma pues, un ángulo de 45° con el sentido positivo del eje de abscisas. La distancia entre la equipotencial y el pozo

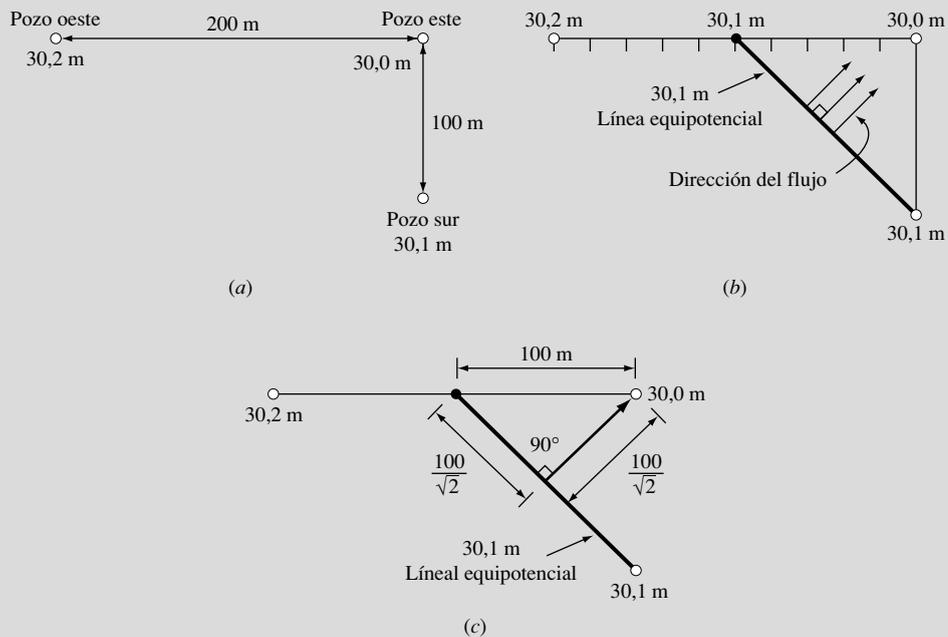


FIGURA 5.31. Cálculo del gradiente para el campo de pozos del Ejemplo 5.11.

este se determina geoméricamente con facilidad y vale $L = 100/\sqrt{2}$. De modo que el gradiente es

$$\text{Gradiente hidráulico} = \frac{(30,1 - 30,0) \text{ m}}{(100/\sqrt{2}) \text{ m}} = 0,00141$$

Obsérvese que el gradiente es adimensional.

5.11. | La ley de Darcy

La ecuación básica que describe el flujo de agua subterránea fue formulada por el ingeniero hidráulico francés Henri Darcy en 1856. Basándose en experimentos del laboratorio donde estudiaba el flujo de agua a través de filtros de arena, Darcy concluyó que la velocidad de dicho flujo Q era proporcional al área de la sección A multiplicada por el gradiente hidráulico (dh/dL)

$$Q = KA \left(\frac{dh}{dL} \right) \quad (5.42)$$

donde

Q = Velocidad del flujo ($\text{m}^3/\text{día}$).

K = Conductividad hidráulica, o coeficiente de permeabilidad ($\text{m}/\text{día}$).

A = Sección del flujo (m^2).

$\left(\frac{dh}{dL} \right)$ = Gradiente hidráulico.

La Ecuación (5.42) es conocida como la *ley de Darcy* para flujos a través de medios porosos. La ley de Darcy supone linealidad entre velocidad de flujo y gradiente hidráulico, que es una suposición válida en la mayoría de las circunstancias, aunque no en todas. No se cumple cuando el régimen es turbulento, lo que puede ocurrir en la proximidad inmediata de un pozo que está siendo bombeado. Tampoco es válida cuando el agua fluye a través de materiales de granulado extremadamente fino tales como arcillas coloidales, y debería usarse únicamente en medios completamente saturados. Depende asimismo de la temperatura. Se dan algunos valores de la constante de proporcionalidad K en la Tabla 5.12. Debe apreciarse, sin embargo, que estos valores para la conductividad hidráulica son aproximados. La conductividad puede variar fácilmente incluso en varios órdenes de magnitud para un mismo material, dependiendo de la diferente ordenación o forma de sus partículas, así como de las cantidades de limo o arcilla presentes.

Los acuíferos que presentan la misma conductividad hidráulica en todos sus puntos se denominan *homogéneos*, mientras que los que difieren en este valor de unos lugares a otros son *heterogéneos*. No solamente puede variar la conductividad de un punto a otro sino que también puede hacerlo según la dirección del flujo. Es común, por ejemplo, tener conductividades hidráulicas más altas en dirección horizontal que en vertical. Los acuíferos que tienen la misma conductividad en todas direcciones se llaman *isótropos*, mientras que aquéllos en los que la conductividad varía son *anisótropos*. Aunque es conveniente matemáticamente considerar acuíferos homogéneos e isótropos, probablemente no existen.

TABLA 5.12. Valores aproximados de conductividad hidráulica

Material	Conductividad	
	gpd/ft ²	m/día
Arcilla	0,01	0,0004
Arena	1.000	41
Grava	100.000	4.100
Gravilla y arena	10.000	410
Arenisca	100	4,1
Caliza, pizarra	1	0,041
Cuarcita, granito	0,01	0,0004

Fuente: Linsley et al., 1992.

EJEMPLO 5.12. Flujo en un acuífero

Un acuífero cautivo de 20 m de espesor tiene dos pozos de observación espaciados 500 m en la dirección del flujo. La diferencia del nivel del agua en los pozos es de 2 m (diferencia de nivel piezométrico). La conductividad hidráulica es de 50 m/día. Estimar la velocidad del agua por metro de distancia perpendicular al flujo (caudal).

Solución. La Figura 5.32 resume el planteamiento. El gradiente es

$$\frac{dh}{dL} = \frac{2 \text{ m}}{500 \text{ m}} = 0,004$$

Usando la ley de Darcy en un acuífero arbitrario de 1 m, nos da

$$Q = KA \left(\frac{dh}{dL} \right) = 50 \text{ m/día} \times 1 \text{ m} \times 20 \text{ m} \times 0,004 = 4 \text{ m}^3/\text{día por metro de ancho}$$

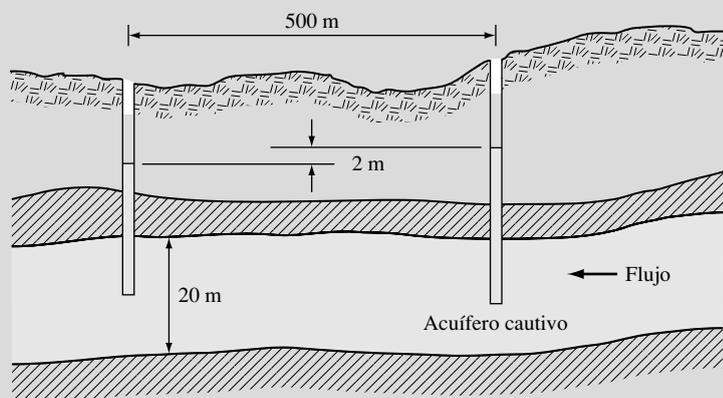


FIGURA 5.32. Ejemplo 5.12, flujo en un acuífero cautivo.

Velocidad de flujo

A menudo es importante estimar la velocidad a la que el agua se mueve en el acuífero, especialmente cuando existe una pluma tóxica gradiente arriba de un pozo de suministro de agua. Si combinamos la ecuación que relaciona velocidad de flujo, velocidad y área de la sección,

$$Q = Av \quad (5.43)$$

con la ley de Darcy, podemos despejar la velocidad:

$$\text{Velocidad de Darcy } v = \frac{Q}{A} = \frac{KA \left(\frac{dh}{dL} \right)}{A} = K \frac{dh}{dL} \quad (5.44)$$

La velocidad dada en (5.44) se conoce como *velocidad de Darcy*. No es una velocidad «real» en sí misma, en esencia presupone que la toda la sección A es capaz de dejar fluir el agua a su través. Puesto que gran parte de la sección está formada por sólidos, el área real a través de la cual fluye el agua es mucho menor y como resultado *la velocidad real del agua subterránea es considerablemente mayor que la velocidad de Darcy*.

Como se sugiere en la Figura 5.33, consideremos que la sección de un acuífero está compuesta de sólidos y huecos, con A representando el área de la sección y A' como el área de los huecos rellenos de agua. Sea v' = la *velocidad lineal real promedio* (a veces llamada *velocidad de filtrado*), podemos reescribir (5.44) como

$$Q = Av = A'v' \quad (5.45)$$

Resolviendo para v' e introduciendo una longitud arbitraria para el acuífero L , tenemos

$$v' = \frac{Av}{A'} = \frac{ALv}{A'L} = \frac{\text{Volumen total} \times v}{\text{Volumen de huecos}} \quad (5.46)$$

Pero recordemos que la razón del volumen de huecos al volumen total es exactamente la porosidad η introducida en (5.39). Luego la velocidad real promedio a través del acuífero es la velocidad de Darcy dividida por la porosidad:

$$v' = \frac{\text{Velocidad de Darcy}}{\text{Porosidad}} = \frac{v}{\eta} \quad (5.47)$$

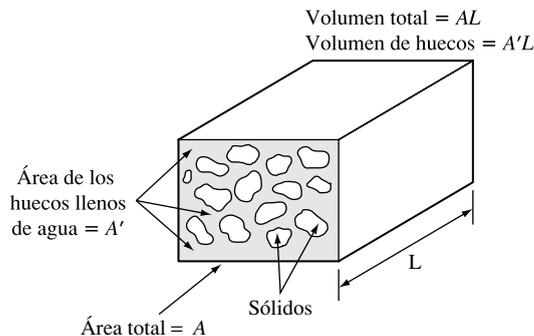


FIGURA 5.33. La sección capaz de dejar pasar el agua, A' , es menor que la sección total del acuífero A .

o, usando (5.44),

$$\text{Velocidad lineal promedio } v' = \frac{K}{\eta} \left(\frac{dh}{dL} \right) \quad (5.48)$$

EJEMPLO 5.13. Una pluma de agua subterránea

Supongamos que el acuífero del Ejemplo 5.12 ha sido contaminado gradiente arriba de los dos pozos. Consideremos el pozo gradiente arriba como un pozo *de observación* cuyo propósito es facilitar la detección temprana de la pluma que se aproxima para ayudar a proteger al segundo pozo de agua potable. ¿Cuánto tiempo después de que el primer pozo se contamine es esperable que el agua del segundo lo haga también? Asumamos las siguientes tres afirmaciones (que podrán ser después cambiadas):

1. Ignoremos la dispersión o difusión de la pluma.
2. Asumamos que la pluma se mueve a la misma velocidad que el agua.
3. Ignoremos el efecto «arrastre» del pozo de agua potable.

El acuífero tiene una porosidad del 35%.

Solución. La velocidad de Darcy viene dada por (5.44):

$$\text{Velocidad de Darcy } v = K \frac{dh}{dL} = 50 \text{ m/día} \times 0,004 = 0,20 \text{ m/día}$$

La velocidad lineal promedio es la velocidad de Darcy dividida por la porosidad

$$v' = \frac{0,20 \text{ m/día}}{0,35} = 0,57 \text{ m/día}$$

así el tiempo necesario para viajar 500 m sería

$$t = \frac{500 \text{ m}}{0,57 \text{ m/d}} = 877 \text{ días} = 2,4 \text{ años}$$

Como se ilustra con este ejemplo, el agua subterránea se mueve muy lentamente.

5.12. | Transporte de contaminantes

Debemos hacer unos comentarios a las premisas establecidas en el Ejemplo 5.13. La primera era que no había dispersión o difusión, de modo que la contaminación se desplazaba con un frente abrupto, el caso del llamado *flujo pistón*. La segunda consistía en que la pluma se movía a la misma velocidad que el flujo de agua. La tercera afirmaba que el agua potable no ejercía efecto de arrastre sobre la pluma, lo que haría que la velocidad de ésta creciese

según se aproximaba al pozo de donde se extraía. En realidad las tres suposiciones deben ser revisadas.

Dispersión y difusión

Cuando hay una diferencia de concentración de un soluto en el agua, la *difusión* molecular tiende a eliminarla mediante el movimiento de las zonas de alta concentración hacia aquellas en donde la concentración es menor. Es decir, incluso en ausencia de movimiento del agua subterránea, una mancha de contaminante tenderá a difundirse en todas direcciones, emborronando sus contornos. Un segundo proceso que difumina la pluma contaminante es la *dispersión*. Puesto que una pluma contaminante sigue trayectorias irregulares en su desplazamiento, algunas partes de ella encuentran espacios porosos por los que pueden moverse con rapidez, mientras que otras tienen que atravesar huecos más estrechos, por lo que se produce una diferencia de velocidad entre sus partes que tiende a dispersarla. Como ambos efectos tienden a desdefinir los bordes de la pluma, suelen mencionarse juntos y se habla de una *dispersión hidrodinámica*.

Ya que la contaminación se dispersa al moverse, no llega toda a la vez a un punto dado gradiente abajo. Este efecto puede ser demostrado fácilmente en el laboratorio estableciendo un flujo en régimen estacionario en una columna llena de un material homogéneamente granulado y haciendo pasar a su través un líquido con un trazador no reactivo, como se muestra en la Figura 5.34(a). Si el trazador no presentara dispersión, la gráfica de concentración con respecto al tiempo de los datos medidos a la salida de la columna mostraría un borde escarpado. En lugar de esto, el frente llega suavizado, como se observa en la Figura 5.34(b).

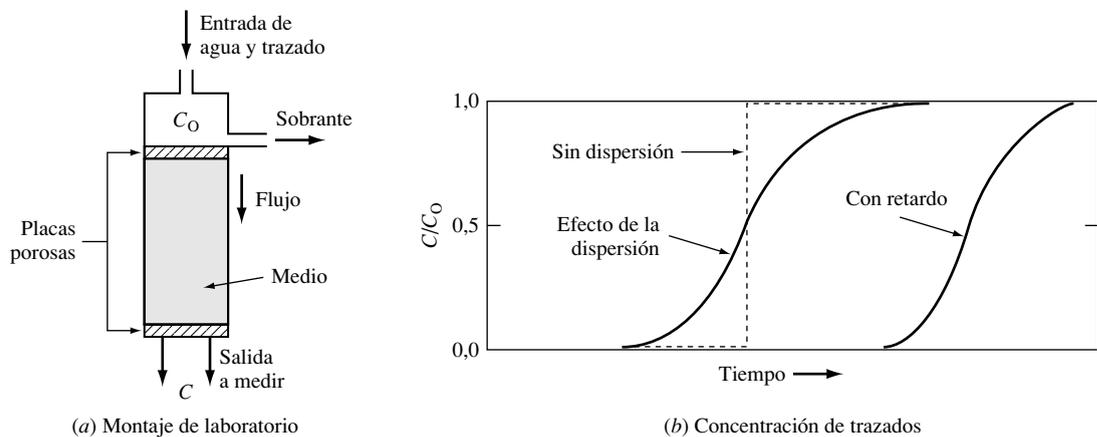


FIGURA 5.34. Efecto de la dispersión y el retardo cuando un flujo continuo de trazador pasa a través de la columna. Sin dispersión, el trazador aparece súbitamente. Con retardo y dispersión, el trazador se difumina y emerge con cierto retraso.

Mientras que el experimento de la columna descrito en la Figura 5.34 ilustra la dispersión longitudinal, hay también una dispersión normal al flujo principal. La Figura 5.35 muestra lo que puede esperarse si se inyecta un aporte instantáneo (pulso) de contaminante en un flujo, tal como podría ocurrir con un vertido accidental que contamina el agua subterránea. Como la pluma se mueve gradiente abajo, la dispersión causa la difusión de aquélla tanto en dirección longitudinal como perpendicular al movimiento.

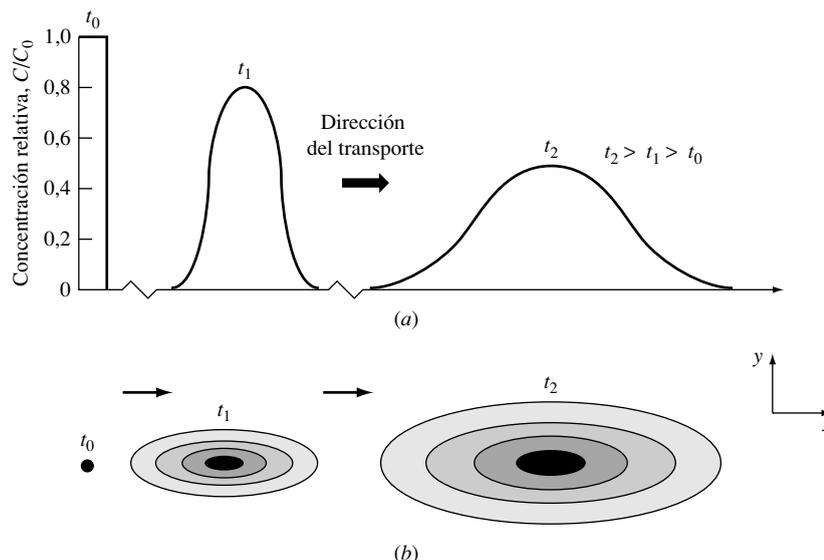


FIGURA 5.35 Un aporte instantáneo (pulso) en un flujo crea una pluma que se va difundiendo según se mueve gradiente abajo: (a) en una dimensión, (b) en dos dimensiones (colores más oscuros indican concentraciones más altas).

(Fuente: *Contaminación de aguas subterráneas* de Bedient/Rifai/Newell, 1994. Reimpreso con autorización de Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ.)

Retardo

La segunda suposición enunciada en el Ejemplo 5.13 fue que la contaminación se movería a la misma velocidad que el agua, lo que puede no ocurrir en la realidad. Según se mueven los contaminantes por un acuífero, algunos son *absorbidos* por los sólidos a lo largo de su camino, y otros son *adsorbidos* (esto es, se adhieren a la superficie de las partículas). El término general *sorción* se aplica a ambos procesos. La razón del contaminante total por unidad de volumen de acuífero, al contaminante disuelto en el agua se llama *factor de retardo*. Por ejemplo, el factor de retardo de los iones de cloro es 1, lo que significa que todos ellos se disuelven en agua. Un factor de retardo de 5 para otro contaminante quiere decir que el 20% se disuelve en el agua y el 80% es sorbido por los sólidos del acuífero.

Cuando la cantidad sorbida alcanza un equilibrio en el acuífero, el factor de retardo toma un significado más intuitivo. Es la razón de la velocidad promedio del agua subterránea v' a la velocidad del material sorbido, v_s :

$$\text{Factor de retardo} = R = \frac{\text{Velocidad promedio del agua, } v'}{\text{Velocidad del material sorbido, } v_s} \quad (5.49)$$

Así, por ejemplo, un factor de retardo de 5 indica que el agua subterránea viaja cinco veces más rápido en un periodo determinado de lo que lo hace el contaminante.

La Figura 5.36 ilustra el impacto de la sorción en el tiempo requerido para que un pulso de contaminante recorra el camino hasta un pozo de observación. Un compuesto no sorbido muestra una dispersión baja y emerge relativamente pronto. Cuando una sustancia sorbe a una tasa proporcional a su concentración, se dice que muestra una sorción lineal, y tales

compuestos presentan retardo, pero como indica la figura, el pulso mantiene una forma simétrica. En sorciones no lineales aparece una larga cola, sugiriendo que hace falta un volumen mucho mayor de agua para lavar completamente el sistema.

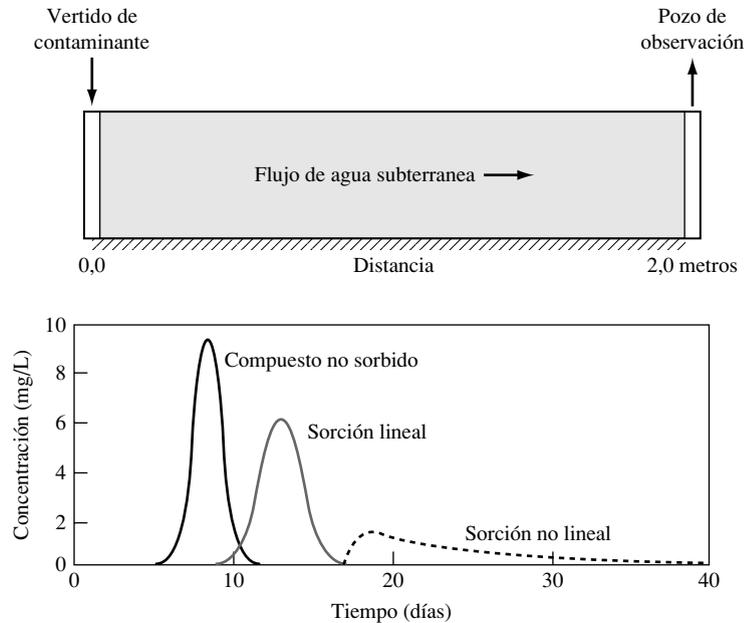


FIGURA 5.36 Influencia de la sorción en el transporte del contaminante. Un pulso de éste en $t = 0$ muestra estas gráficas en el pozo de observación dependiendo del tipo de sorción. (Fuente: National Research Council, 1994.)

Es relativamente sencillo realizar experimentos de retardo en el laboratorio que produzcan resultados como los que se muestran en la Figura 5.36, en un acuífero real, sin embargo, son mucho más difíciles de efectuar. En uno de estos experimentos *in situ* (Roberts, Goltz y Mackay, 1986), se inyectaron un buen número de solutos orgánicos, entre los que se encontraban el tetracloruro de carbono (TCC) y el tetracloroetileno (PCE), en un flujo de agua subterránea, junto con un trazador de cloruro (CL) que se suponía se iba a mover a la misma velocidad que el agua. Las posiciones de las tres plumas aproximadamente 21 meses más tarde, indicadas en contornos bidimensionales de concentraciones promediadas en profundidad, se muestran en la Figura 5.37. Según puede verse, el centro de la pluma de cloruro se ha movido más o menos 60 m desde el punto de inyección ($x = 0, y = 0$), el TCC unos 25 m y el PCE sólo un poco más de 10 m.

Usando las mediciones de plumas reales tales como las mostradas en la Figura 5.37, Roberts et al. (1986) determinaron los factores de retardo para el TCC y el PCE, así como para el bromoformo (BROM), el diclorobenceno (DCB) y hexacloroetano (HCE). Como se ve en la Figura 5.38, los factores de retardo no son constantes sino que parecen incrementarse con el tiempo para finalmente alcanzar un valor constante.

En un sistema convencional de bombeo y tratamiento para la limpieza de las aguas subterráneas, el retardo puede incrementar grandemente los costes, puesto que el bombeo debe continuar por un periodo de tiempo más largo. La Figura 5.39 muestra el coste estimado de operación de un sistema de este tipo en función del retardo.

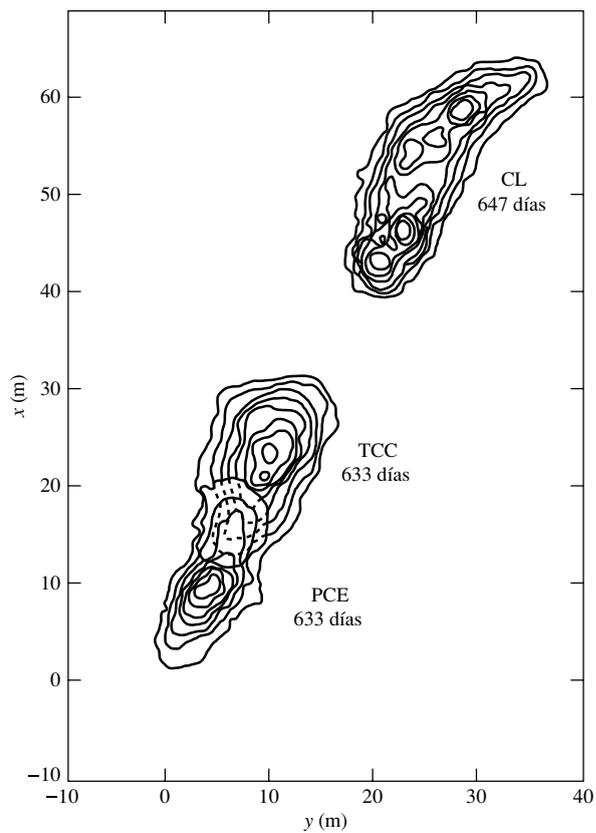


FIGURA 5.37. Separación de las plumas para cloruro (CL), tetracloruro de carbono (TCC) y tetracloroetileno (PCE), 21 meses después de la inyección.

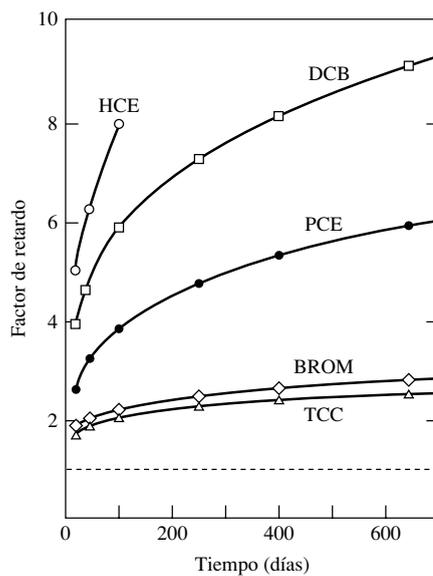


FIGURA 5.38. Factores de retardo para el tetracloruro de carbono (TCC), el tetracloroetileno (PCE), bromoformo (BROM), diclorobenceno (DCB) y hexacloroetano (HCE).

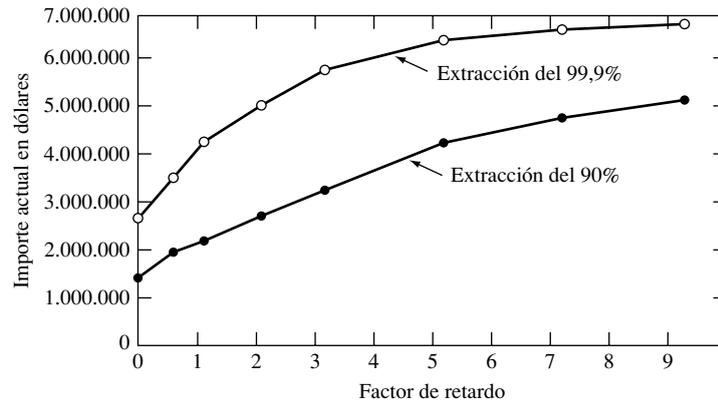


FIGURA 5.39. El retardo incrementa los costes de operación de los sistemas de bombeo y tratamiento. (Basado en un coste inicial de 650.000 dólares, 180.000 dólares anuales de O&M, una tasa de descuento del 3,5%¹, 25 años de vida del equipo, y bombeando una unidad de volumen por año. (Fuente: National Research Council, 1994.)

5.13. | Cono de depresión

Otra hipótesis de trabajo hecha en el Ejemplo 5.13 era que el agua bombeada desde el acuífero no afectaba al gradiente hidráulico. Este no es, de hecho, el caso, puesto que debe haber un gradiente hacia el pozo para proveerlo de agua. Es más, a mayor rapidez de bombeo más pronunciado es el gradiente en la vecindad del pozo. Al bombear agua de un pozo, el nivel freático de un acuífero libre, o el piezométrico en uno cautivo, forma un *cono de depresión*, en las inmediaciones de dicho pozo, como se observa en la Figura 5.40.

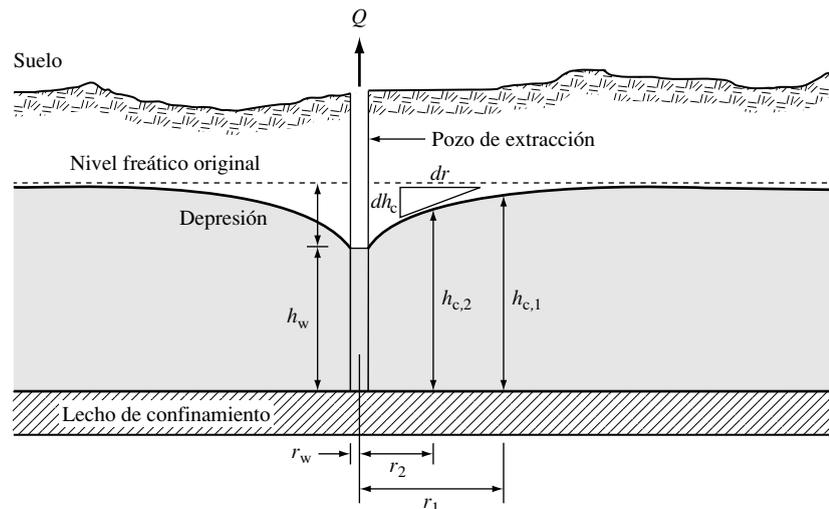


FIGURA 5.40. Cono de depresión en un acuífero libre.

² Basado en un ejemplo proporcionado por el National Research Council (1994).

Si hacemos suficientes hipótesis simplificadoras podemos usar la ley de Darcy para encontrar una expresión que describa la forma del cono de depresión, como sigue. Supondremos que el bombeo ha sido estable por un tiempo suficiente para que la forma del cono ya no cambie; es decir, asumimos condiciones de equilibrio. Adicionalmente asumiremos que el nivel freático original era horizontal. Si presuponemos también que la depresión es pequeña en relación a la profundidad del acuífero y que el pozo extrae de todo el espesor de éste, entonces el flujo hacia el pozo es horizontal y radial. Bajo estas condiciones y teniendo en cuenta las Figuras 5.40 y 5.41, podemos escribir la ley de Darcy para el flujo que atraviesa un cilindro de radio r , profundidad h_c , y gradiente hidráulico (dh_c/dr) como

$$Q = KA \frac{dh_c}{dr} = K2\pi r h_c \frac{dh_c}{dr} \quad (5.50)$$

donde el área lateral de un cilindro imaginario alrededor del pozo es $2\pi r h_c$, K es la conductividad hidráulica, y dh_c/dr es la pendiente del nivel freático en un radio r del eje del pozo. El flujo a través del cilindro hacia el pozo es igual a la tasa a la que el agua es bombeada desde éste, Q . Es importante distinguir la sutil diferencia entre h_c que aparece en (5.50) y el nivel hidrostático, h , que vimos en (5.40) y en la Figura 5.28. El nivel hidrostático, h , se mide desde cualquier referencia horizontal como por ejemplo el nivel del mar, mientras que h_c es la altura del nivel freático por encima del lecho de confinamiento del acuífero. (En otras palabras, h_c es la profundidad del acuífero libre a la distancia r del pozo.)

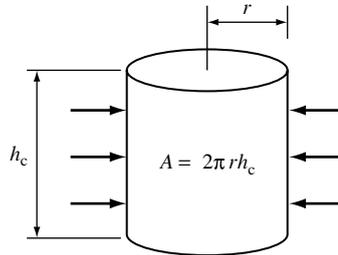


FIGURA 5.41. El flujo hacia el pozo pasa a través de un cilindro de área $A = 2\pi r h_c$.

Integrando la expresión (5.50)

$$\int_{r_2}^{r_1} Q = \frac{dr}{r} = K2\pi \int_{h_{c,2}}^{h_{c,1}} h dh_c \quad (5.51)$$

Nótese cómo se han ajustado los límites. El término radial se integra entre dos valores arbitrarios, r y r_1 , correspondientes a los niveles $h_{c,2}$ y $h_{c,1}$. Integrando (5.51) tenemos

$$Q \ln\left(\frac{r_1}{r_2}\right) = \pi K(h_{c,1}^2 - h_{c,2}^2) \quad (5.52)$$

así para un acuífero libre

$$Q = \frac{\pi K(h_{c,1}^2 - h_{c,2}^2)}{\ln(r_1/r_2)} \quad (5.53)$$

La Ecuación (5.53), para un acuífero libre, puede usarse de muchas maneras, por ejemplo para estimar la forma del cono de depresión para una tasa de bombeo dada, o para determinar la conductividad hidráulica K . Si queremos estimar K debemos tener dos pozos de observación capaces de medir los niveles hidrostáticos $h_{c,2}$ y $h_{c,1}$ a las distancias r_2 y r_1 de un tercer pozo que bombea a una tasa conocida Q . Los datos obtenidos pueden ser usados entonces en (5.53), como ilustra el siguiente ejemplo. Puesto que las condiciones estacionarias tardan mucho tiempo en establecerse y se puede obtener más información sobre las características del acuífero con un estudio temporal, no se usa realmente este método para determinar K , sino un modelo similar pero más complejo, basado en un análisis temporal del cono de depresión (ver por ejemplo, Freeze y Cherry, 1979).

EJEMPLO 5.14. Determinación de K a partir del cono de depresión

Supongamos que un pozo de 0,30 m de diámetro ha estado bombeando agua a razón de 6.000 m³/día durante un tiempo suficientemente largo como para que puedan suponerse en condiciones estacionarias. Un pozo de observación situado a 30 m del de bombeo ha visto disminuir su nivel en 1 m, y otro pozo a 100 m ha descendido 0,50 m. El pozo se adentra completamente en un acuífero libre de 30 m de espesor.

- Determinar la conductividad hidráulica K .
- Estimar el descenso del nivel del pozo.

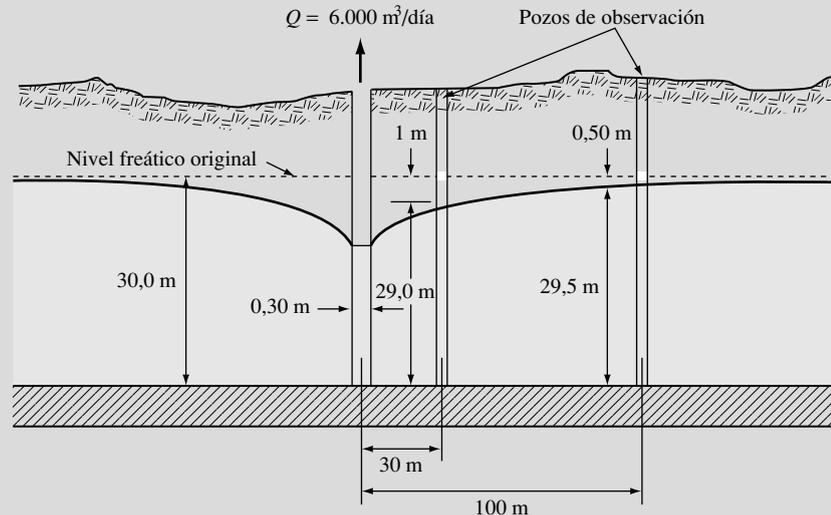


FIGURA 5.42. Datos del Ejemplo 5.14 usados para determinar la conductividad hidráulica.

Solución. Como ayuda se han plasmado los datos en el dibujo de la Figura 5.42.

- Reordenando (5.53) para K y sustituyendo los datos que aparecen en la figura da

$$K = \frac{Q \ln(r_1/r_2)}{\pi(h_{c,1}^2 - h_{c,2}^2)} = \frac{(6.000 \text{ m}^3/\text{día}) \ln(100/30)}{\pi[(29,5^2) - (29,0^2)] \text{ m}^2} = 78,6 \text{ m/día}$$

- b) Para estimar el descenso, hagamos $r = r_w = 0,30/2 = 0,15$ m y utilicemos el primer pozo de observación para $r_1 = 30$ m y $h_{c,1} = 29$ m. Usando (5.55) para hallar el nivel hidrostático en el borde externo del pozo h_w da

$$Q = \frac{\pi K(h_{c,1}^2 - h_w^2)}{\ln(r_1/r_w)} = \frac{\pi(78,6 \text{ m/día})(29^2 - h_w^2) \text{ m}^2}{\ln(30/0,15)} = 6.000 \text{ m}^3/\text{día}$$

Resolviendo para h_w da

$$h_w = 26,7 \text{ m}$$

por lo que el descenso sería $30 - 26,7 = 3,3$ m.

La Ecuación (5.53) ha sido obtenida para un acuífero libre. El procedimiento para uno cautivo es similar pero ahora la altura del cilindro de radio r , a través del cual fluye el agua para alcanzar el pozo, es una constante igual al espesor del acuífero, B . Además, como se muestra en la Figura 5.43, el cono de depresión aparece ahora en la superficie piezométrica.

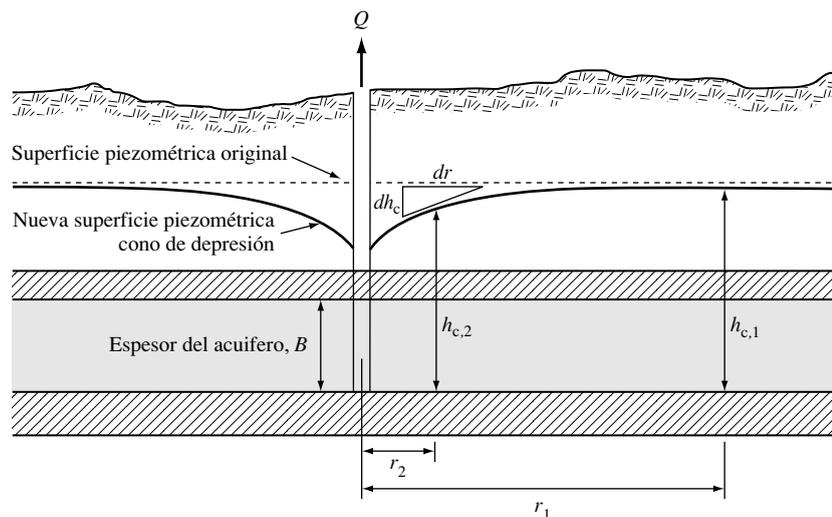


FIGURA 5.43. Cono de depresión en un acuífero cautivo.

Con las mismas premisas que asumimos para el acuífero libre, podemos escribir la ley de Darcy

$$Q = K2\pi rB \left(\frac{dh_c}{dr} \right) \tag{5.54}$$

que se integra, para un acuífero cautivo

$$Q = \frac{2\pi KB(h_{c,1} - h_{c,2})}{\ln(r_1/r_2)} \tag{5.55}$$

5.14. | Curvas de zona de captura

El modo más común de comenzar a limpiar aguas subterráneas contaminadas es instalar pozos de extracción. Como un pozo de extracción bombea agua, la superficie hidrostática del acuífero (la superficie piezométrica en caso de que sea cautivo) en su vecindad experimenta una depresión, por lo que crea un gradiente hidráulico que arrastra la pluma hacia el pozo. Con pozos adecuadamente situados, las aguas subterráneas contaminadas pueden ser extraídas del acuífero, descontaminadas con un tratamiento en superficie, y utilizadas o devueltas al acuífero. Este proceso se denomina técnica de *bombeo y tratamiento*.

La Figura 5.44 muestra el efecto de un pozo de extracción situado en una zona con un flujo estable y uniforme de agua subterránea, paralelo al eje x y en la dirección negativa de éste. Cuando se extrae el agua las líneas de corriente se curvan hacia el pozo como se observa en la figura. La envolvente de estas líneas de corriente que convergen en el pozo se denomina curva de *zona de captura*. El agua comprendida dentro de esta zona será extraída; la que cae fuera, no lo será. Las líneas de flujo exteriores a la zona de captura pueden curvarse hacia el pozo pero el flujo asociado al gradiente hidráulico natural es suficientemente fuerte como para que el agua pase de largo por él.

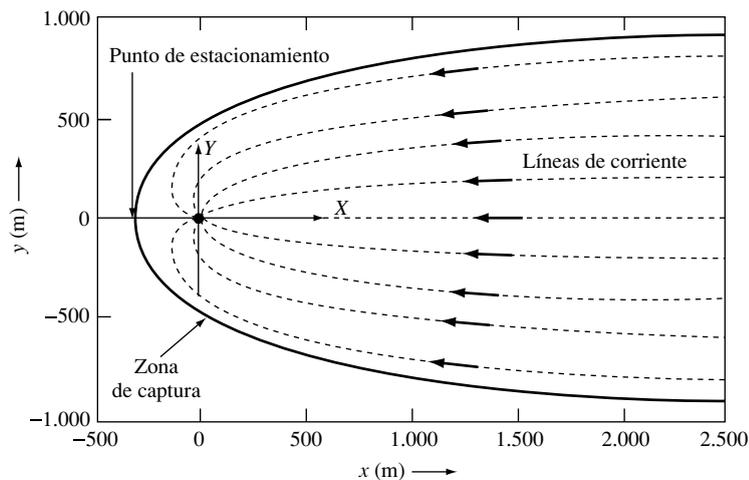


FIGURA 5.44. Un único pozo de extracción situado en $x = 0$, $y = 0$, en un acuífero con flujo a lo largo del eje x . La zona de captura es la región en la cual todas las líneas de flujo convergen en el pozo de extracción. Dibujado para $Q/Bn = 2000$. (Fuente: Javandel y Tsang, 1986.)

Javandel y Tsang (1986) desarrollaron la técnica de las curvas de zona de captura como ayuda para diseñar campos de pozos de extracción para limpieza de acuíferos. Su análisis se basa en un acuífero ideal (es decir, homogéneo, isótropo, uniforme en sección e infinito en anchura). También, sea libre o cautivo, con unos descensos de nivel en pozos, insignificantes en comparación con el espesor total del acuífero. Suponen que los pozos de extracción se adentran en el total del acuífero y extraen uniformemente de él a cualquier del nivel. Estas son hipótesis muy restrictivas que es improbable que sean satisfechas en condiciones reales; a pesar de ello los análisis resultantes proporcionan una buena perspectiva de los factores principales que se obtienen con modelos más realistas pero más complejos.

Para un pozo único de extracción localizado en el origen de coordenadas, como muestra la Figura 5.44, Javandel y Tsang obtienen la siguiente relación entre las coordenadas x e y de la envolvente de la zona de captura:

$$y = \pm \frac{Q}{2Bv} - \frac{Q}{2\pi Bv} \tan^{-1} \frac{y}{x} \quad (5.56)$$

Donde

B = Espesor del acuífero (m).

v = Velocidad de Darcy, conductividad gradiente (m/día).

Q = Tasa de bombeo del pozo (m³/día).

La Ecuación (5.56) puede reescribirse en términos del ángulo (en radianes) del radio vector al punto de la zona de captura considerado, como se muestra en la Figura 5.45. Esto es

$$\tan \phi = \frac{y}{x} \quad (5.57)$$

por lo que, para $0 \leq \phi \leq 2\pi$

$$y = \frac{Q}{2Bv} \left(1 - \frac{\phi}{\pi} \right) \quad (5.58)$$

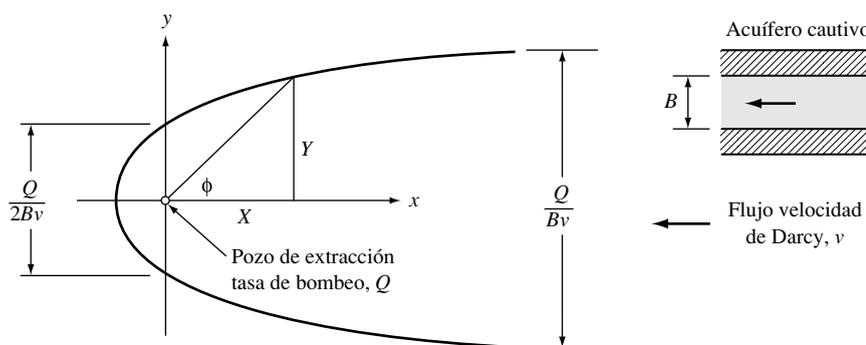


FIGURA 5.45. Curva de zona de captura para un pozo único de extracción situado en el origen, en un acuífero con velocidad de flujo v , espesor B y tasa de bombeo Q .

La Ecuación (5.58) facilita la predicción de algunos datos importantes de la zona de captura. Por ejemplo, cuando x tiende a infinito, $\phi = 0$, e $y = Q/2Bv$, lo que determina la anchura total de la zona de captura como $2(Q/2Bv) = Q/Bv$. Para $\phi = \pi/2$, $x = 0$, y toma el valor de $Q/4Bv$. Así la anchura de la zona de captura medida sobre el eje y es $Q/2Bv$, que es sólo la mitad del valor que adquiere lejos del pozo. Estas relaciones están ilustradas en la Figura 5.45.

La anchura de la zona de captura es directamente proporcional a la tasa de bombeo Q , e inversamente proporcional al producto de la velocidad de Darcy v , (sin el efecto del pozo) y la anchura del acuífero B . Velocidades de flujo mayores requieren entonces tasas más altas de bombeo para capturar la misma área de pluma. Normalmente habrá una tasa máxima de bombeo determinada por el descenso máximo aceptable del nivel del pozo que restringe el tamaño de la zona de captura. Suponiendo que se hayan determinado las características del

acuífero y definido los límites de la pluma, un método de usar curvas de zona de captura es dibujar primero la curva correspondiente a la tasa máxima aceptable de bombeo. Entonces superponiendo la pluma sobre la curva de zona de captura (dibujada a la misma escala), se puede determinar si un único pozo será suficiente para extraerla y, si es el caso, dónde perforar éste. La Figura 5.46 sugiere el método y el siguiente ejemplo ilustra su uso para una pluma ideal.

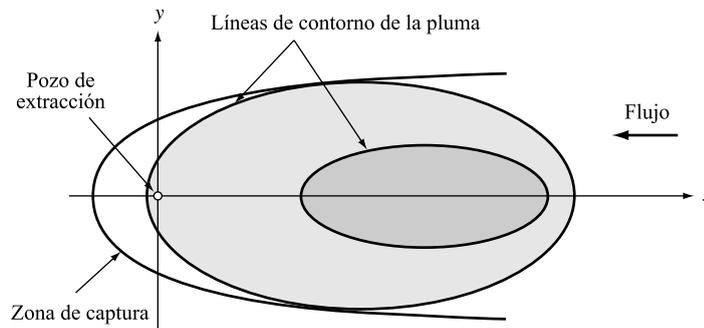


FIGURA 5.46. Superposición de la pluma en una curva de zona de captura para un solo pozo de extracción.

EJEMPLO 5.15. Un solo pozo de extracción

Consideremos un acuífero cautivo con un espesor de 20 m, una conductividad hidráulica de 1×10^{-3} m/s, y un gradiente hidráulico de 0,002. La tasa máxima de bombeo ha sido calculada en $0,004 \text{ m}^3/\text{s}$. El acuífero se ha contaminado y, por simplicidad, consideraremos que la pluma tiene forma rectangular, con una anchura de 80 m. Situar un pozo de modo que pueda extraer totalmente la pluma.

Solución. Determinemos primero la velocidad de Darcy:

$$v = K \frac{dh}{dx} = 1 \times 10^{-3} \text{ m/s} \times 0,002 = 2 \times 10^{-6} \text{ m/s}$$

Ahora hallaremos las dimensiones críticas de la zona de captura. Medida sobre el eje y su anchura es de

$$\frac{Q}{2Bv} = \frac{0,004 \text{ m}^3/\text{s}}{2 \times 20 \text{ m} \times 2 \times 10^{-6} \text{ m/s}} = 50 \text{ m}$$

y a una distancia infinita gradiente arriba, la anchura de la zona de captura es

$$\frac{Q}{Bv} = 100 \text{ m}$$

Así la pluma de 80 m de anchura cabrá perfectamente en la zona de captura si el pozo está situado a cierta distancia gradiente abajo respecto del borde frontal. Usando la Figu-

ra 5.47 como una guía podemos determinar la distancia x que debe separar la pluma del pozo. De (5.60) con $y = 40$ m,

$$y = \frac{Q}{2Bv} \left(1 - \frac{\phi}{\pi} \right) = 40 = 50 \left(1 - \frac{\phi}{\pi} \right)$$

así, el ángulo en radianes en el punto donde la pluma toca la zona de captura es

$$\phi = 0,2\pi \text{ rad}$$

y, de la Figura 5.47,

$$x = \frac{y}{\tan \phi} = \frac{40}{\tan (0,2 \pi)} = 55 \text{ m}$$

El pozo de extracción debería perforarse 55 m por delante de la pluma y directamente en línea con ella.

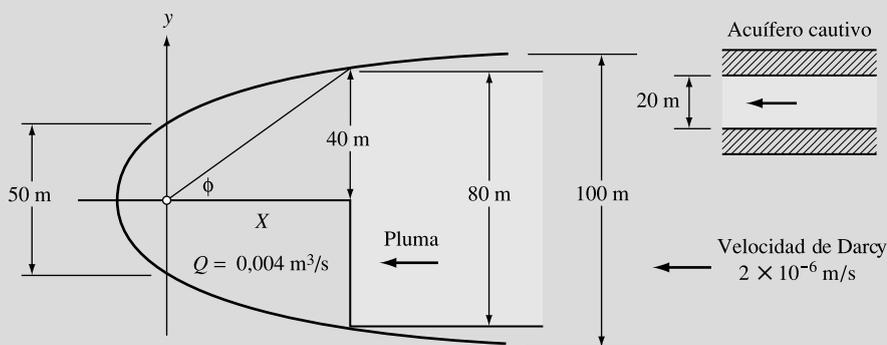


FIGURA 5.47. Problema ejemplo con un único pozo de extracción.

La solución para un pozo único encontrada en el Ejemplo 5.15 no es necesariamente buena. El pozo está lejos de la pluma, gradiente abajo, lo que significa que debe bombearse un gran volumen de agua limpia antes de que la pluma de contaminante llegue hasta él. Esto puede suponer años de bombeo e incrementar considerablemente el coste total de rehabilitación del acuífero.

Una solución mejor implica más pozos de extracción colocados más próximos a la cabeza de la pluma. Javandel y Tsang han deducido curvas de zona de captura para un conjunto de n pozos óptimamente emplazados bombeando al mismo ritmo Q , y alineados a lo largo del eje y . Se define optimización como el máximo espaciado entre pozos que no permiten el paso de flujo a través de la línea que los une. La distancia de separación entre dos pozos se ha calculado en $Q/\pi Bv$. Si los pozos están más separados que esto, algo de flujo puede pasar entre ellos y no ser capturado. Con este espaciado óptimo los dos pozos capturarán una pluma de anchura Q/Bv medida sobre el eje y , y de anchura $2 Q/Bv$ suficientemente lejos de los pozos, como se muestra en la Figura 5.48(a). Parámetros análogos para el caso de tres pozos óptimamente espaciados se dan en la Figura 5.48(b).

Una ecuación general para la mitad positiva de la curva de captura para n pozos óptimamente espaciados, situados regularmente a lo largo del eje y , es

$$y = \frac{Q}{2Bv} \left(n - \frac{1}{\pi} \sum_{i=1}^n \phi_i \right) \tag{5.59}$$

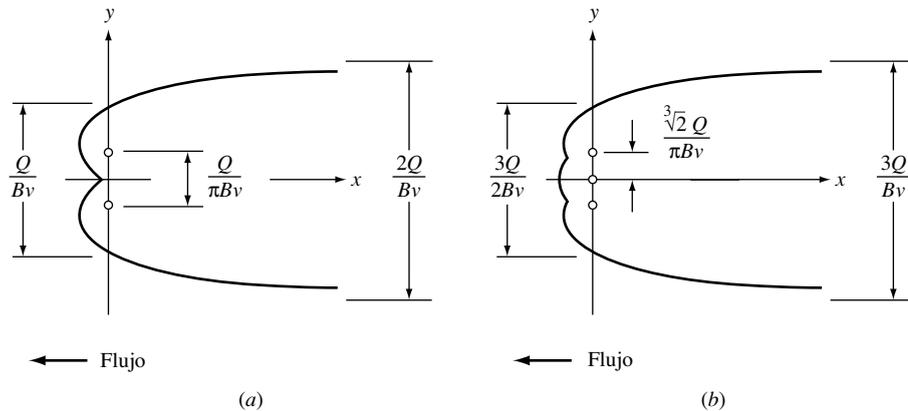


FIGURA 5.48. Curvas de captura para pozos óptimamente espaciados a lo largo del eje y , bombeando a una tasa Q : (a) dos pozos; (b) tres pozos.

donde ϕ_i es el ángulo que forma la recta que une el pozo i -ésimo con un punto de la curva de captura, con la horizontal.

Para demostrar el uso de estas curvas, repetiremos el Ejemplo 5.15, pero esta vez con dos pozos.

EJEMPLO 5.16. Zona de captura con dos pozos

Consideremos la misma pluma descrita en el Ejemplo 5.15, es decir, un rectángulo de 80 m, en un acuífero cautivo de espesor $B = 20$ m y velocidad de Darcy $v = 2 \times 10^{-6}$ m/s.

- Si dos pozos óptimamente emplazados se alinean a lo largo del borde de ataque de la pluma, ¿qué tasa de bombeo mínima aseguraría la captura completa de la pluma? ¿Qué distancia separaría los pozos?
- Si la pluma mide 1.000 m de largo, y la porosidad del acuífero es de 0,30, ¿cuánto tiempo se tardará en bombear una cantidad de agua igual al volumen contenido en la pluma? Advertir que llevará muchísimo más tiempo bombear la pluma entera de lo que sugiere esta estimación puesto que habrá agua no contaminada extraída junto con la pluma, y *estamos ignorando el retardo*. El efecto del retardo en el total de bombeo necesario para limpiar un acuífero será considerado más tarde.

Solución.

- La anchura de la pluma sobre el eje y (y el borde de ataque de ésta) es de 80 m, así a la vista de la Figura 5.48,

$$\frac{Q}{Bv} = \frac{Q}{20 \text{ m} \times 2 \times 10^{-6} \text{ m/s}} = 80 \text{ m}$$

$$Q = 0,0032 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (cada uno)}$$

De la Figura 5.48, el espaciado óptimo entre dos pozos viene dado por

$$\text{Espaciado óptimo} = \frac{Q}{\pi Bv} = \frac{0,0032 \text{ m}^3/\text{s}}{\pi \times 20 \text{ m} \times 2 \times 10^{-6} \text{ m/s}} = 25,5 \text{ m}$$

Estas medidas se muestran en la Figura 5.49.

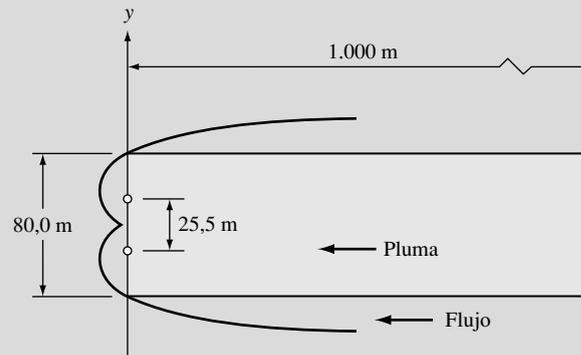


FIGURA 5.49. Problema ejemplo con dos pozos de extracción.

- b) El volumen de agua contaminada en la pluma es la porosidad multiplicada por el volumen de la pluma:

$$V = 0,30 \times 80 \text{ m} \times 20 \text{ m} \times 1.000 \text{ m} = 480.000 \text{ m}^3$$

A una tasa total de bombeo de $2 \times 0,0032 \text{ m}^3/\text{s} = 0,0064 \text{ m}^3/\text{s}$, llevaría

$$t = \frac{480.000 \text{ m}^3}{0,0064 \text{ m}^3/\text{s} \times 3.600 \text{ s/h} \times 24 \text{ h/día} \times 365 \text{ días/año}} = 2,4 \text{ años}$$

bompear un volumen de agua igual al contenido en la pluma. De nuevo observemos, sin embargo, que el tiempo requerido para bombear la pluma real sería mucho mayor que 2,4 años dependiendo del retardo y de la fracción de agua que pertenece realmente a la pluma.

Ya que las plumas de contaminación reales y los acuíferos son mucho más complejos que los ideales considerados en este capítulo, diseñar un campo de pozos es una tarea mucho más difícil que la que hemos presentado aquí. Los lectores interesados en el tema pueden consultar textos avanzados como los de Gupta (1989) y los de Bedient *et al.* (1994).

5.15. Control de plumas de aguas subterráneas

Hemos visto cómo se puede usar una fila de pozos de extracción alineados frente a una pluma de aguas subterráneas que se aproxima para interceptarla, previniendo la contaminación del acuífero gradiente abajo. Otro modo de proteger usos gradiente abajo, como pozos de

agua potable, es combinando *pozos de extracción* con *pozos de inyección*. Los pozos de extracción se usan para rebajar el nivel freático (o superficie piezométrica), creando un gradiente hidráulico que arrastra la pluma a los pozos. Los pozos de inyección elevan el nivel freático y empujan la pluma. Por medio de un cuidadoso diseño del emplazamiento y ritmo de bombeo de estos pozos, podemos manipular el gradiente hidráulico de tal modo que las plumas puedan mantenerse apartadas de los pozos de agua potable y dirigirlas hacia los de extracción. Una vez extraída, el agua contaminada puede ser tratada y reinyectada de nuevo al acuífero, utilizada o liberada en el sistema hídrico superficial.

La Figura 5.50 muestra dos estrategias para controlar una pluma contaminante que amenaza un pozo cercano, aquí llamado pozo de producción. En la Figura 5.50(a) un pozo de inyección empuja la pluma lejos del pozo de producción. Pozos adicionales serían perforados sobre la pluma misma para extraerla. En la Figura 5.50(b), se usa diferente método. El pozo de inyección se usa para empujar la pluma hacia el de extracción y así ésta puede ser evacuada más rápidamente del acuífero.

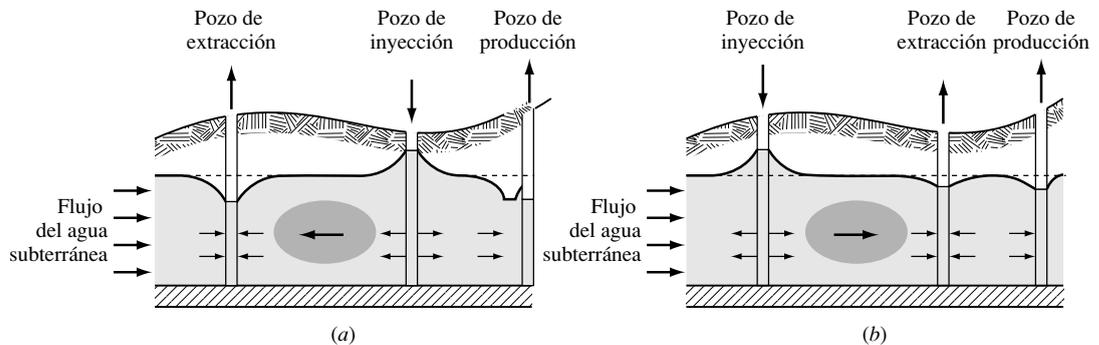


FIGURA 5.50. Manipulación del gradiente hidráulico con múltiples pozos: (a) los pozos de inyección y extracción empujan y arrastran la pluma lejos del pozo de producción; (b) el pozo de inyección empuja la pluma hacia el de extracción.

A la manipulación del gradiente hidráulico para controlar y suprimir una pluma de contaminante en aguas subterráneas se le llama *control hidrodinámico*. El campo a diseñar para crear el control hidrodinámico puede consistir en un único pozo, convenientemente emplazado y bombeando a la tasa correcta, o una compleja red de pozos de inyección y extracción.

El control hidrodinámico de plumas es una forma efectiva de proteger los pozos de producción. Los costes de construcción son relativamente bajos y si el campo original no es suficiente para controlar la pluma adecuadamente, siempre es posible perforar pozos adicionales. Además, la repercusión ambiental en la superficie es mínima. En el lado negativo hay que constatar que los costes de operación y mantenimiento pueden ser altos ya que los pozos deben bombear durante muchos años.

Un método alternativo de proteger los pozos de producción es rodear la pluma literalmente con una envoltura de material impermeable que se extienda desde la superficie hasta el acuífero. Son posibles varios métodos de *contención física* utilizando diferentes materiales y técnicas de construcción. Tal vez el más común sea el de la *barrera de lodo* en el que se excava una zanja estrecha, de 1 o 2 m de ancho, alrededor de la pluma, hasta el lecho rocoso, y luego se rellena con una mezcla relativamente impermeable de tierra y bentonita. La barrera de lodo mantiene la pluma confinada mientras se aplican otras medidas de recuperación para limpiar el acuífero.

5.16. Contaminantes en aguas subterráneas

Al tratar la contaminación de las aguas superficiales nos centrábamos en el control de la propagación de las enfermedades infecciosas, reduciendo la demanda de oxígeno de los residuos y eliminando los nutrientes para ayudar a reducir la eutrofización. Las aguas superficiales están, por supuesto, también sujetas a la contaminación por un conjunto de compuestos tóxicos, entre los que se encuentran pesticidas, metales, PCB (policlorobifenilos), y otros, pero se los mencionó muy brevemente en aquel contexto. En el estudio de la contaminación de aguas subterráneas, sin embargo, los compuestos tóxicos son los principales contaminantes a tener en cuenta.

Los 25 contaminantes más frecuentemente detectados en el agua subterránea de lugares con residuos peligrosos aparecen en la lista de la Tabla 5.13. Nueve de ellos son inorgánicos: plomo (Pb), cromo (Cr), zinc (Zn), arsénico (As), cadmio (Cd), manganeso (Mn), cobre (Cu), bario (Ba) y níquel (Ni). El plomo, el arsénico y el cadmio no sólo están en la parte alta de la lista sino que también forman parte de las sustancias más tóxicas que se encuentran en las aguas subterráneas. El resto de los top 25 son compuestos orgánicos.

TABLA 5.13. Los 25 contaminantes más frecuentemente detectados en el agua subterránea de lugares con residuos peligrosos

Lugar	Compuesto	Origen
1	Tricloroetileno	Limpiadores en seco, desengrasantes de metales
2	Plomo	Gasolina (hasta 1975), minería, materiales de construcción (tuberías), industria
3	Tetracloroetileno	Limpiadores en seco, desengrasantes de metales
4	Benceno	Gasolina, industria
5	Tolueno	Gasolina, industria
6	Cromo	Cromado de metales
7	Cloruro de metileno	Desengrasantes, disolventes, quitapinturas.
8	Zinc	Industria, minería
9	1,1,1 Tricloroetano	Limpiadores de plásticos y metales
10	Arsénico	Minería, industria
11	Cloroformo	Disolventes
12	1,1 Dicloroetano	Desengrasantes, disolventes
13	1,2 Dicloroetano, <i>trans</i>	Transformación de producto de 1,1,1 tricloroetano
14	Cadmio	Minería, cromado
15	Manganeso	Industria, minería, en la naturaleza como óxido
16	Cobre	Industria, minería
17	1,1 Dicloroetano	Industria
18	Cloruro de vinilo	Industria discográfica
19	Bario	Industria, producción de energía
20	1,2 Dicloroetano	Desengrasantes de metales, quitapinturas
21	Etilbenceno	Fabricación de estireno y asfalto, gasolina
22	Níquel	Industria, minería
23	Di(2-etilhexil)ftalato	Disolventes, gasolina
24	Xilenos	Disolventes, gasolina
25	Fenol	Tratamiento de la madera, medicamentos

Fuente: National Research Council, 1994.

Líquidos de fase no acuosa

Muchos de los compuestos orgánicos listados en la Tabla 5.13 no se disuelven bien en agua. Se denominan *líquidos de fase no acuosa* (NAPL), y su presencia hace que la tarea de recuperar un acuífero a la calidad de agua potable sea muy difícil o incluso imposible. Los NAPL se dividen generalmente en dos categorías: los que son más densos que el agua, llamados NAPL densos (DNAPL), y los que lo son menos, llamados NAPL ligeros (LNAPL).

Son ejemplos de DNAPL los disolventes clorados tales como el tricloroetileno y tetracloroetileno, los policlorobifenilos (PCB), pesticidas como el clordano, y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH). Muchos de los LNAPL son hidrocarburos, como el petróleo, la gasolina y el benceno. La Tabla 5.14 lista algunos NAPL de importancia junto con su solubilidad en agua y su peso específico.

TABLA 5.14. Ejemplos de líquidos de fase no acuosa		
Contaminante	Peso específico	Solubilidad en agua (mg/L)
DNAPL		
Tetracloruro de carbono	1,58	$7,57 \times 10^2$
Tricloroetileno	1,47	$1,10 \times 10^3$
Tetracloroetileno	1,63	$1,50 \times 10^2$
Fenol	1,24	$9,3 \times 10^4$
LNAPL		
Benceno	0,873	$1,75 \times 10^3$
Tolueno	0,862	$5,35 \times 10^2$
<i>p</i> -xileno	0,861	$1,98 \times 10^2$

Cuando los LNAPL entran en la zona insaturada, algunos pueden disolverse en agua en los poros, otros pueden evaporarse y acabar mezclados con el aire de los espacios porosos, y otros pueden ser adsorbidos por las partículas del suelo. Cuando alcanzan el nivel freático no se disuelven bien y se difunden hasta formar una capa de contaminante flotando sobre la superficie de la zona saturada, como se representa en la Figura 5.51(a). Los DNAPL también se hunden, se esparcen, adsorben y evaporan en la zona insaturada, pero cuando alcanzan el nivel freático siguen hundiéndose hasta que alcanzan una capa de material relativamente impermeable, donde forman estanques que pueden desbordarse y seguir su curso hasta la siguiente capa impermeable, como se ve en la Figura 5.51(b). Partes de los DNAPL forman pequeños glóbulos que acaban atrapados en los espacios porosos, haciendo virtualmente imposible sacarlos mediante el bombeo. Como quedan alojados en pequeñas fisuras y se acumulan en estanques al fondo de los acuíferos se van disolviendo lentamente al pasar el flujo de agua subterránea. Su solubilidad es tan baja que pueden transcurrir siglos antes de ser completamente arrastrados. Los intentos de eliminar los DNAPL extrayendo agua son completamente vanos.

La Tabla 5.14 muestra la solubilidad en agua de una selección de NAPL, y éstos pueden usarse para hacer una primera estimación del tiempo necesario para eliminar los NAPL por bombeo. Las solubilidades mostradas en la Tabla 5.14 son muy superiores que las que se encuentran realmente en acuíferos contaminados, que están en torno al 10% del valor teórico. (N. R. Council, 1994). Consideremos el siguiente ejemplo.

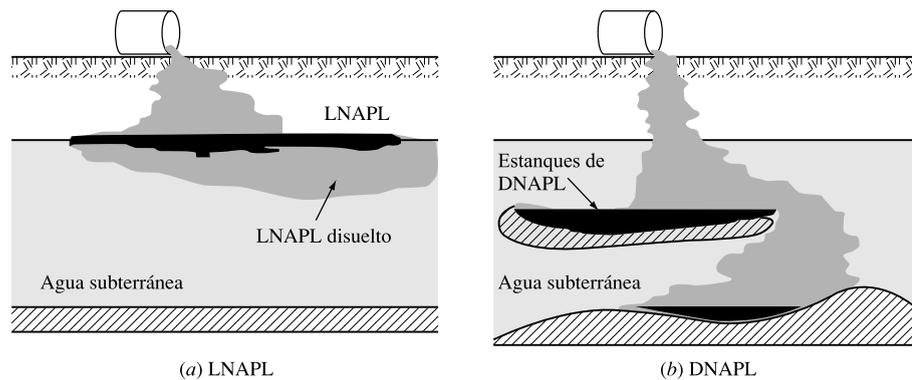


FIGURA 5.51. Los líquidos de fase no acuosa no se disuelven bien en el agua subterránea: (a) los LNAPL flotan sobre ella; (b) los DNAPL forman piscinas.

EJEMPLO 5.17. Tiempo estimado en eliminar un derrame de TCE²

Supongamos que se contamina 1 m³ de acuífero con tricloroetileno (TCE). El acuífero tiene una porosidad de 0,3, el agua subterránea se desplaza a su través con una velocidad real de 0,03 m/día, y el TCE tiene una concentración del 10% de su solubilidad acuosa.

- a) Hallar la masa de TCE disuelto y la masa de DNAPL no disuelto.
- b) Estimar el tiempo para eliminar el TCE.

Solución.

- a) La solubilidad del TCE según la Tabla 5.14, es de 1.100 mg/L, pero la concentración real del TCE disuelto es el 10% de ese valor, o sea 110 mg/L. La porosidad del acuífero es de 0,3, por lo que el volumen de fluido en 1 m³ de acuífero es

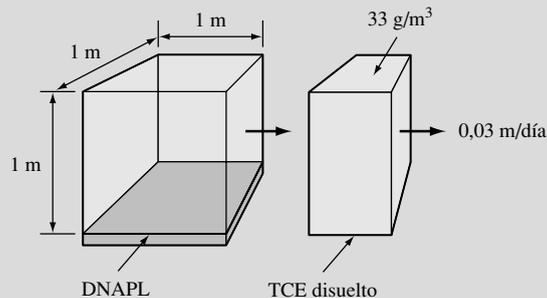
$$\text{TCE disuelto} = 110 \text{ mg/L} \times 0,3 \text{ m}^3 \times 10^3 \text{ L/m}^3 = 33.000 \text{ mg} = 33 \text{ g}$$

La Tabla 5.14 indica que el peso específico del TCE es 1,47. Es decir, es 1,47 veces la densidad del agua. La masa total de TCE en el acuífero es entonces

$$\text{TCE total} = 30 \text{ L} \times 1,47 \times 1 \text{ kg/L} \times 10^3 \text{ g/kg} = 44.100 \text{ g}$$

Puesto que sólo 33 g están disueltos en agua, los restantes 44.097 g es NAPL. Esto es, el 99,92% del TCE no se ha disuelto.

- b) Si dibujamos el acuífero como un cubo de 1 m de lado, la tasa a la que el fluido abandona el cubo es



$$\text{Fluido saliente} = 1 \text{ m}^2 \times 0,03 \text{ m/día} = 0,03 \text{ m}^3/\text{día}$$

Quitando una cantidad de TCE igual a

$$\text{Flujo de TCE a través de } 1 \text{ m}^2 = 1 \text{ m}^2 \times 0,03 \text{ m/día} \times 33 \text{ g/m}^2 = 0,99 \text{ g/día}$$

De modo que el tiempo necesario para sacar los 44.100 g de TCE sería

$$\text{Tiempo de eliminación del TCE} = \frac{44.100 \text{ g}}{0,99 \text{ g/día} \times 365 \text{ días/año}} = 122 \text{ años}$$

Mientras que el Ejemplo 5.17 proporciona una estimación de más de un siglo para limpiar ese acuífero completamente, en la realidad llevaría más tiempo aún. Como los glóbulos de TCE se van disolviendo, la superficie disminuye y la tasa a la que se disuelven cae, así el tiempo real requerido sería significativamente mayor que 122 años.

5.17. Técnicas de recuperación de aguas subterráneas

La limpieza del agua subterránea puede hacerse después de que el agua ha sido extraída (tratamiento *ex situ*) o en el acuífero (*in situ*). En esta sección discutiremos primero los problemas planteados al usar el método tradicional *ex situ* de bombeo y tratamiento. Le seguirá una descripción de otro método *ex situ* pero, esta vez, basado en la extracción de gas contaminado en lugar de agua. Finalmente, nos ocuparemos de dos nuevos métodos *in situ* que, cuando funcionan, disminuyen enormemente los costes de recuperación de las aguas.

Sistemas convencionales de bombeo y tratamiento

La técnica de limpieza de acuíferos llamada de bombeo y tratamiento se basa en extraer el agua contaminada y tratarla en superficie. El efluente tratado puede ser usado para utilidades diversas o ser devuelto al acuífero. Se estiman en unas 3.000 las plantas de bombeo y tratamiento en los Estados Unidos, que representan aproximadamente los tres cuartos de todos los proyectos de recuperación de aguas subterráneas.

El coste de limpieza de un acuífero y el tiempo requerido para ello se incrementan notablemente según lo hace el nivel de limpieza requerido. En la Figura 5.52 se puede observar una ilustración hipotética de estos datos para un sistema convencional. El ejemplo corresponde a una pluma de 190 millones de litros con una concentración de 1 mg/L de TCE, usando los costes estimados por la EPA y considerando una tasa de descuento del 4%. Para eliminar el 80% del contaminante se calcula que hacen falta unos 15 años y unos 2,8 millones de dólares (valor actual, incluyendo capital, operación y costes de mantenimiento). Para limpiar el 99,99%, el sistema costaría 6 millones de dólares y se tardarían 84 años (N. R. Council, 1994). Obviamente hay muchas suposiciones e incertidumbres en un cálculo de este tipo, pero las implicaciones están claras.

Una hipótesis implícita en la Figura 5.52 es que la zona puede ser recuperada usando técnicas de bombeo y tratamiento. Un estudio reciente del Comité de Alternativas de Limpieza de Aguas Subterráneas (Committee on Ground Water Cleanup Alternatives) trabajando para el National Research Council, ha evaluado 77 lugares contaminados con sistemas de

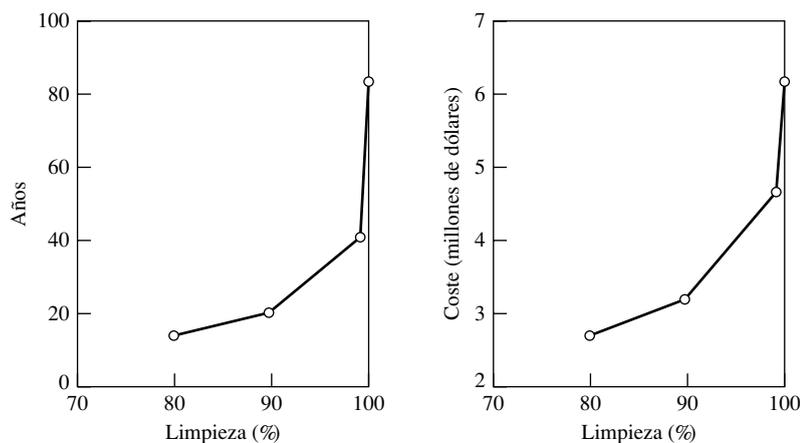


FIGURA 5.52. Impacto de la expectativa de limpieza en los costes y duración de un sistema convencional de bombeo y tratamiento. Los puntos superiores corresponden a una eliminación del TCE del 99 y del 99,99%. Datos para un volumen de pluma de 190 millones de litros, una tasa de bombeo de 380 L/min, un factor de retardo de 4,8 (TCE), y una tasa de descuento del 4%. (Fuente: basado en datos del NR Council, 1994.)

bombeo y tratamiento en operación (N. R. Council, 1994) y ha encontrado sólo unas pocas circunstancias en las cuales estos sistemas conseguirán probablemente su objetivo en un lapso y a un coste razonables. Ha establecido una clasificación de lugares basada en la química del contaminante y su hidrogeología que intenta ordenarlos por su facilidad relativa de limpieza. Se han encuadrado en cuatro categorías. Los lugares de categoría 1 son los más fáciles de limpiar y los de categoría 4 los más difíciles. Los de categoría 1 se caracterizan por ser acuíferos homogéneos, de una sola capa, contaminados por sustancias que se mueven y disuelven fácilmente y que se eliminan hasta cierto punto de una forma natural por degradación o volatilización. Las técnicas de bombeo y tratamiento deberían ser capaces de restaurar la calidad de agua potable en estos pocos lugares. En el otro extremo, los puntos de categoría 4 cuentan con una compleja hidrogeología de materiales heterogéneos y múltiples capas, con intrincados recorridos de los contaminantes muy difíciles de predecir. Los contaminantes de la categoría 4 son NAPL, con DNAPL de los que conocemos su dificultad de limpieza. En los lugares de categoría 4 no es probable alcanzar el objetivo de calidad de agua potable. De los 77 sitios estudiados por el Comité, sólo dos fueron clasificados como categoría 1, mientras que en la categoría 4 se situaron 42. La Tabla 5.15 muestra las características de cada grupo en esas cuatro categorías.

Intentar conseguir la limpieza del agua subterránea hasta el estándar de agua potable parece un objetivo vano para los acuíferos más contaminados. Esta eficacia limitada ha motivado el desarrollo de técnicas alternativas para potenciar o sustituir los sistemas convencionales. Siguen ahora unas descripciones generales de las técnicas más ampliamente usadas.

Extracción de vapores del suelo

Los sistemas de extracción de vapores del suelo (SVE, por sus siglas en inglés) se han diseñado para eliminar vapores de compuestos orgánicos de la zona insaturada. Como se muestra en la Figura 5.53, las bombas de vacío aspiran vapores de un pozo de extracción y lo envían a una unidad de tratamiento de gases. Los pozos de extracción consisten en unos tubos plásticos acanalados empaquetados en un material permeable. Pueden colocarse hori-

TABLA 5.15. Facilidad relativa de limpieza de acuíferos contaminados en función de la química del contaminante y la hidrogeología del lugar

Hidrogeología	Química del contaminante					
	Móvil, se disuelve (se degrada/volatiliza)	Móvil, se disuelve	Altamente absorbido, se disuelve (se degrada/volatiliza)	Altamente absorbido, se disuelve	Fase separada LNAPL	Fase separada DNAPL
Homogénea, capa simple	1 ^(*)	1-2	2	2-3	2-3	3
Homogénea, múltiples capas	1	1-2	2	2-3	2-3	3
Heterogénea, capa simple	2	2	3	3	3	4
Heterogénea, múltiples capas	2	2	3	3	3	4
Fracturada	3	3	3	3	4	4

^(*) Facilidad relativa de limpieza, donde 1 es la más fácil y 4 la más difícil.

Fuente: National Research Council, 1994.

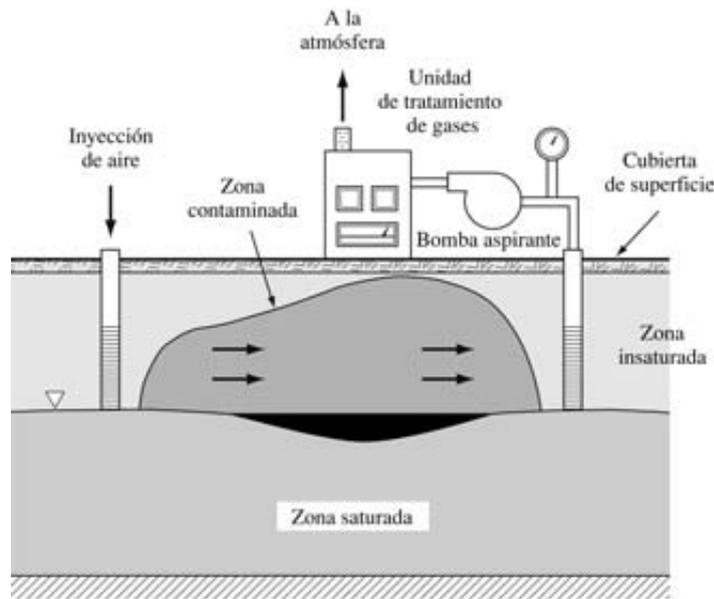


FIGURA 5.53. Un sistema de extracción de vapores del suelo.

zontal o verticalmente, según las circunstancias. Los sistemas horizontales se usan a menudo cuando la contaminación se halla cercana a la superficie. El sistema puede contar con un equipo de inyección de aire que empuje los vapores hacia los pozos colectores. Este equipo puede conectarse al de tratamiento para crear un sistema en bucle cerrado. Una cubierta sobre el suelo puede ayudar a retener los vapores e impedir que escapen directamente a la atmósfera.

Los sistemas de extracción de vapores del suelo son eficaces para eliminar compuestos orgánicos volátiles que se han filtrado procedentes de depósitos subterráneos, tales como tanques de gasolina con fugas en estaciones de servicio. Se pueden eliminar también algu-

nos NAPL en la zona insaturada. Una combinación de SVE y bombeo y tratamiento puede ser eficaz para eliminar LNAPL que tienden a asentarse sobre la superficie de la zona saturada. Cuando el sistema de bombeo baja el nivel freático, algunos LNAPL se quedan arriba. Los LNAPL que permanecen absorbidos en las partículas que ahora están en una zona insaturada pueden ser atrapados por el sistema SVE.

Las prestaciones de los sistemas SVE dependen grandemente de las características del subsuelo y los contaminantes implicados. Las zonas de baja permeabilidad no se limpian bien, por lo que los contaminantes localizados en ellas serán difíciles de eliminar, al igual que aquéllos que son fuertemente sorbidos por las partículas sólidas. Con sustancias altamente volátiles que se encuentran en suelos permeables, los sistemas SVE funcionan bien.

Los sistemas SVE se pueden complementar con *sistemas de inyección de aire*, como se muestra en la Figura 5.54. Un sistema de inyección de aire consiste en un compresor que dirige el aire a través de un pozo de inyección hacia dentro de la zona saturada. El aire inyectado emerge a través de la pluma contaminante y captura los compuestos volátiles en su trayecto. Los contaminantes adsorbidos pueden desadsorberse directamente en la corriente de aire ascendente y los compuestos volátiles disueltos pasar de la fase líquida a la gaseosa para ser aspirados a la superficie por el sistema SVE. Algunos sistemas de inyección se han mostrado muy útiles para eliminar cantidades sustanciales de compuestos orgánicos volátiles, tales como benceno y gasolina.

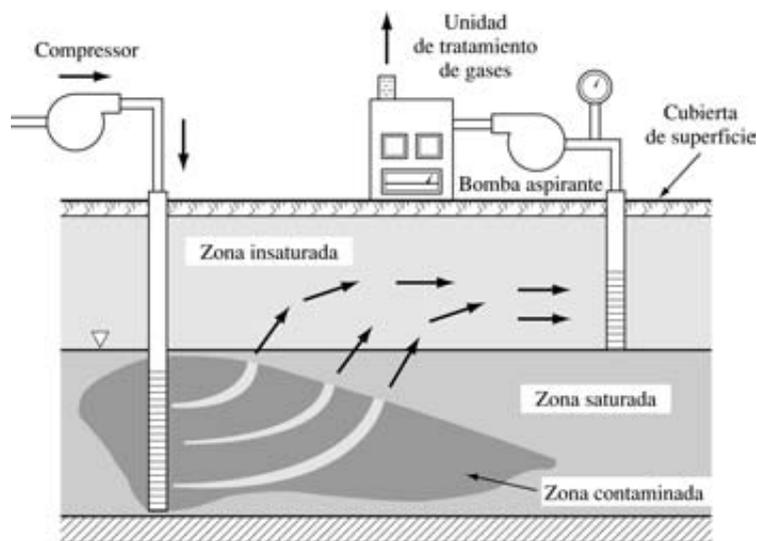


FIGURA 5.54. Combinación de inyección de aire y extracción de vapores del suelo.

El aire puede también inyectarse con un sistema de distribución horizontal emplazado bajo la zona contaminada y recogerse con otro sistema horizontal de succión situado sobre ella, como muestra la Figura 5.55.

Biorrecuperación *in situ*

Los sistemas *in situ* se han diseñado para degradar la polución del subsuelo sin necesidad de extraer los contaminantes y someterlos a un sistema de tratamiento en superficie. Tratando los contaminantes *in situ* se elimina la necesidad de excavación, tratamiento en superficie y

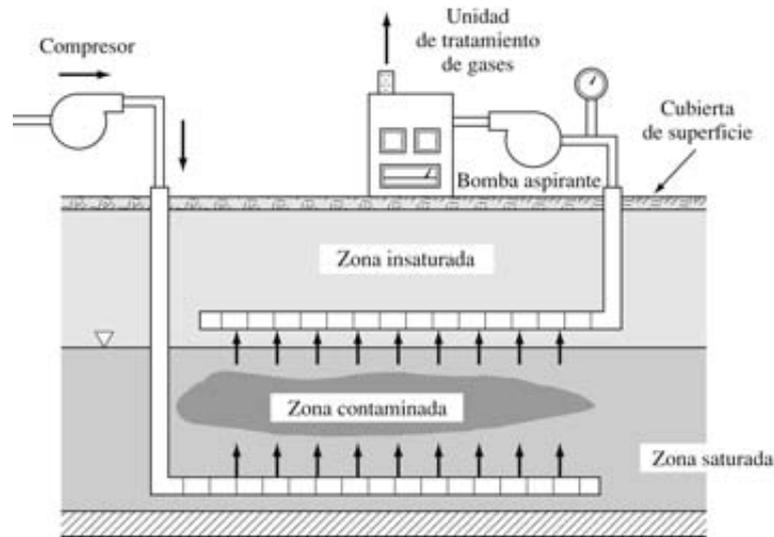


FIGURA 5.55. Inyección de aire con pozos horizontales.

transporte a un vertedero, y el riesgo de exposición de los operarios a los productos químicos peligrosos se reduce en gran medida. Hay otras ventajas también, entre ellas el potencial para degradar compuestos que son sorbidos por los materiales del subsuelo.

La biorrecuperación se basa en la estimulación del crecimiento de microorganismos, fundamentalmente bacterias, autóctonos del subsuelo, que pueden biodegradar contaminantes. Si se les administra oxígeno (u otro aceptador de electrones) y nutrientes, los microorganismos pueden degradar un buen número de contaminantes del suelo y de las aguas subterráneas, especialmente hidrocarburos del petróleo, a dióxido de carbono y agua. Si la contaminación está próxima a la superficie, el sistema de tratamiento puede ser tan simple como un túnel de infiltración que permita percolar agua rica en oxígeno y nutrientes hasta la zona de contaminación. Cuando se encuentra más profunda, es necesario un sistema de inyección como el que se muestra en la Figura 5.56, que haga llegar la preparación acuosa a la zona deseada. Se puede suministrar el oxígeno necesario para la descomposición aerobia haciendo burbujear aire u oxígeno en el agua inyectada, o añadiendo peróxido de hidrógeno a ésta. Los nutrientes añadidos suelen ser nitrógeno y fósforo cuando los contaminantes son hidrocarburos. Se pueden añadir pozos de extracción para controlar el flujo del agua inyectada.

La biorrecuperación *in situ* puede aplicarse también a contaminantes más problemáticos que los hidrocarburos, como los disolventes clorados y los metales. La biodescomposición de los compuestos clorados puede realizarse de forma aerobia o anaerobia. La primera es realizada por bacterias metanotrofas, que extraen su energía del metano. Para fomentar su crecimiento, el metano se inyecta en el acuífero contaminado. En el proceso de consumir el metano, las bacterias metanotrofas producen una enzima que tiene la capacidad de transformar contaminantes peligrosos que son ordinariamente resistentes a la biodegradación. Estudios de campo han demostrado que se alcanzan altas tasas de transformación de compuestos clorados. Semprini et al. (1990), activaron bacterias metanotrofas autóctonas inyectando metano y oxígeno disueltos en un acuífero en California. Su experimento mostró la siguiente biodegradación en cuestión de días: tricloroetileno, 20 a 30%; *cis*-1,2-dicloroetileno, 45 a 55%; *trans*-1,2-dicloroetileno, 80 a 90%; y cloruro de vinilo, 90 a 95%.

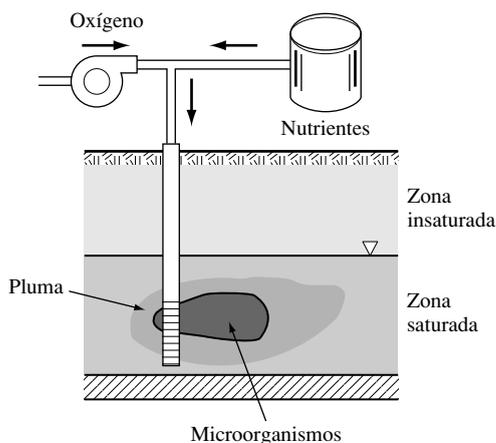


FIGURA 5.56. Biorrecuperación *in situ*.

Los disolventes clorados pueden también degradarse de forma anaerobia. En este caso las bacterias biodegradantes son otras y entre los nutrientes requeridos se cuentan donadores de electrones, como el metanol, la glucosa o el acetato. Algunos productos intermedios de esta biodegradación, como el cloruro de vinilo, son peligrosos en sí mismos, por lo que hay que actuar con precaución. Es posible llegar con esta degradación a etano y eteno simples, pero los procesos anaerobios transcurren mucho más lentamente que los correspondientes aerobios, por lo que esta degradación puede llevar años.

Barreras reactivas permeables

Desde mediados de los 90, las *barreras reactivas permeables* (PRB) han suscitado más atención y han recabado más estudio que ninguna otra técnica para descontaminar el subsuelo (U.S. EPA, 1998). Como se muestra en la Figura 5.57, la PRB es una barrera permeable de material especialmente escogido para que pasen las aguas contaminadas. En el tránsito a su través, los contaminantes son eliminados por uno o más procesos, como la degradación

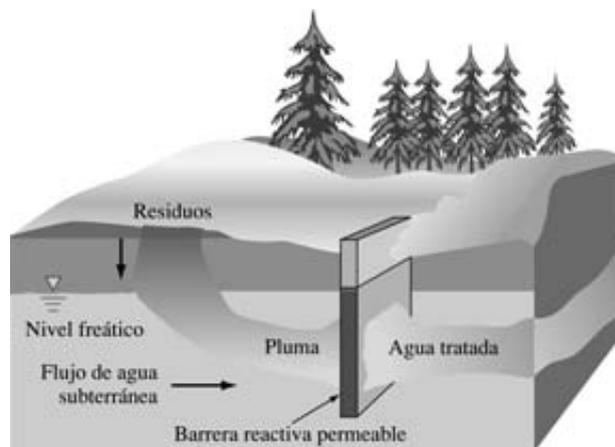


FIGURA 5.57. Barrera reactiva permeable para el tratamiento de una pluma contaminante en aguas subterráneas (Fuente: US EPA, 1998.)

abiótica redox, biotransformación, adsorción y precipitación. Puesto que la PRB es sólo efectiva si la pluma lo atraviesa, la conductividad hidráulica de la PRB debe ser mayor que la del acuífero en torno a ella. Si esto no sucede, o si la PRB se obstruye por la filtración de partículas, precipitación de sólidos o concreciones de productos de reacción sólidos, el agua se desviará y la rodeará.

El material más común usado es el hierro de valencia cero en limaduras (ZVI), que se coloca típicamente en una barrera de 2 a 6 pies de espesor. El hierro en el estado de oxidación cero (Fe(0)) se oxida rápidamente a ion ferroso (Fe(II)), y los electrones perdidos pueden reducir destructivamente muchos de los contaminantes orgánicos halogenados listados en la Tabla 5.13. Usando tricloroetileno, como ejemplo, la descloración reductiva completa puede seguir una reacción global tal como



De forma similar a (5.62), el puede ser usado para tratar ciertos iones inorgánicos sensibles-redox como el cromo desde el estado Cr(VI) al menos móvil Cr(III).

Para eliminar otros contaminantes se pueden emplear otros materiales solos o junto con el . Del mismo modo se pueden incorporar a la barrera reactiva nutrientes destinados al crecimiento microbiano y con ello conseguir a la vez una biorrecuperación y la eliminación de algunos contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos. Los microbios estimulados por las PRB no solamente se han usado para degradar directamente un contaminante sino también para producir reactivos, como el sulfuro, que, o bien reacciona con él o lo hace precipitar. Si se usa cal en la barrera el pH puede subir suficientemente como para que ciertos metales precipiten. En otras aplicaciones se ha utilizado un sorbente, el hidróxido férrico, para adsorber contaminantes como el arsénico o el plomo (U.S. EPA, 1998).

Las barreras reactivas son atractivas porque suelen tener unos costes relativamente bajos, permiten limpiar ciertos contaminantes difíciles de tratar por otros medios y no necesitan mantenimiento una vez instaladas. Sin embargo sus prestaciones a largo plazo no siempre han sido completamente satisfactorias. Las PRB no han funcionado o lo han hecho por debajo de las expectativas por muchas razones: pérdida de permeabilidad, pérdida de hierro u otros reactivos, cinética de reacción menor de la esperada, obstrucción del medio o inactivación por biomasa generada por los microorganismos, y mala conexión hidráulica entre el acuífero y la zona reactiva permeable. Se puede aprender más sobre PRB en el Informe 2005 del ITRC y referencias anejas.

Otras técnicas de recuperación

Ninguna de las técnicas de recuperación de aguas subterráneas comentadas son aplicables a todos los contaminantes ni en todas las situaciones, y ninguna está exenta de inconvenientes. Por eso se han empleado muchas otras técnicas con diferente éxito, grado de aplicabilidad y coste. Las técnicas mejoradas de *solubilización/movilización*, *desorción térmica* y *extracción de vapor* persiguen movilizar los contaminantes del subsuelo (reducir el retardo y movilizar los NAPL) o hacerlos más biodisponibles para que puedan ser eliminados o degradados por uno o más de las técnicas ya descritas. El proceso *electrocinético* se basa en la creación de un campo eléctrico en el subsuelo que puede mejorar la movilización del contaminante o, en muy pocos casos, degradarlo. Las técnicas de aislamiento, como las *barreras impermeables*,

la *vitrificación*, la *encapsulación*, y *solidificación del suelo*, intentan inmovilizar permanentemente el contaminante. La degradación química abiótica utiliza compuestos como el permanganato potásico o el peróxido de hidrógeno para oxidar los contaminantes del subsuelo. Se han descrito muchas variantes de biorrecuperación y procesos combinados bióticos/abióticos, como la *fitorrecuperación*, *bioinyección de aire*, *biofiltración*, y técnicas *aerobias/anaerobias secuenciales*. Estudiar estos u otros métodos alternativos cae más allá del propósito de este texto, pero se pueden encontrar detalles en Bedient (1999) o en las listas de recursos de la EPA (2001).

PROBLEMAS

- 5.1. En un test DBO estándar de cinco días,
- ¿Por qué la botella DBO está tapada?
 - ¿Por qué se realiza el test en la oscuridad (o en una botella negra)?
 - ¿Por qué es necesario normalmente diluir la muestra?
 - ¿Por qué es a veces necesario cultivar la muestra?
 - ¿Por qué no se mide la DBO total?
- 5.2. Un desagüe de DBO_5 igual a 200 mg/L aproximadamente, se trata en una eficiente planta de tratamiento secundario que elimina el 90% de DBO. Tienes que realizar un test DBO de cinco días con una botella estándar de 300 mL, usando una mezcla de residuo tratado y dilución en agua (sin cultivo). Supón que el OD inicial es 9,2 mg/L.
- ¿Qué volumen máximo de agua residual pondrías en una botella si quieres obtener al menos 2 mg/L de OD al final del test (rellenando el resto de la botella con agua)?
 - Si haces una mezcla de mitad agua y mitad agua residual tratada, ¿qué OD esperarías al cabo de cinco días?
- 5.3. Un test DBO estándar de cinco días está en proceso usando una mezcla consistente en cuatro partes de agua destilada y una parte de agua residual (sin cultivo). El OD inicial de la mezcla es de 9 mg/L y el OD al cabo de los cinco días resulta ser de 1 mg/L. ¿Cuál es la DBO_5 ?
- 5.4. Un test DBO está en proceso con una muestra de agua residual que tiene una DBO_5 igual a 230 mg/L. Si el OD inicial de una mezcla de agua destilada y agua residual es de 8 mg/L, y el test requiere una disminución de OD de al menos 2 mg/L con al menos 2 mg/L de OD al final de los cinco días, ¿qué rango de factores de disolución (P) produciría resultados aceptables? ¿Qué rango de volúmenes de agua residual se podrían usar en botellas de 300 mL?
- 5.5. Los siguientes datos han sido obtenidos en un test DBO realizado para determinar la calidad de una planta de tratamiento de aguas residuales.

	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Volumen de agua residual (mL)	Volumen de agua de dilución (mg/L)
Desagüe sin tratar	6	2	5	295
Desagüe tratado	9	4	15	285

¿Qué porcentaje de DBO está siendo retirado por esta planta? Si ese trata de una planta de tratamiento secundario que debe retirar el 85% de la DBO, ¿diríamos que está trabajando adecuadamente?

- 5.6. La Figura P5.6 muestra una gráfica de la DBO restante en función del tiempo para una muestra tomada de un efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales.

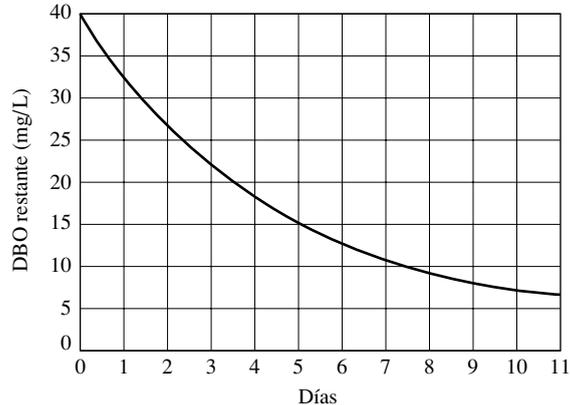


FIGURA P5.6.

- a) ¿Cuál es la DBO (L_0) final?
 b) ¿Cuál es la DBO_5 ?
 c) ¿Cuánto vale L_5 ?
- 5.7. Si la DBO_5 para cierta agua residual es 200 mg/L, y la DBO final es 300 mg/L, hallar las constantes de reacción k (base e) y K (base 10).
- 5.8. Un test DBO está en proceso utilizando 100 mL de agua residual tratada mezclada con 200 mL de agua pura. El OD inicial de la mezcla es de 9 mg/L. Después de 5 días, el OD es de 4 mg/L. Después de un largo periodo de tiempo, el OD es de 2 mg/L y ya no parece que vaya a disminuir. Suponiendo que se ha inhibido la nitrificación de modo que la única DBO que se mide es carbonosa.
- a) ¿Cuál es la DBO a cinco días del agua?
 b) Suponiendo que no hay efectos de nitrificación, estimar la DBO carbonosa total.
 c) ¿Cuál sería la DBO restante después de transcurridos cinco días?
 d) Estimar la constante de velocidad de reacción k (días⁻¹).
- 5.9. Supongamos que tenemos que medir la tasa de eliminación de DBO para una planta de tratamiento primario de aguas residuales. Tenemos que tomar dos muestras del afluente que entra en la planta y dos del efluente a la salida de ésta. Los tests estándar de cinco días de DBO sin cultivo, arrojan los siguientes datos

Muestreo	Fuente	Disolución	OD_i (mg/L)	OD_f (mg/L)
1	Entrada	1:30	9,2	2,2
2	Entrada	1:15	9,2	?
3	Salida	1:20	9,0	2,0
4	Salida	?	9,0	>0

- a) Hallar la DBO_5 para el agua de entrada y de salida, y el porcentaje de eliminación de DBO de la planta de tratamiento.
- b) Hallar el OD que puede esperarse en el muestreo 2 al final del test.
- c) ¿Cuál sería el máximo volumen de residuo tratado para el muestreo 4 que puede ser recogido en una botella DBO de 300 mL y tener todavía un OD por encima de 2 mg/L al cabo de cinco días?
- 5.10.** Un test estándar usa agua de disolución con cultivo. En una botella, la muestra de residuo está mezclada con agua de cultivo en proporción 1:30. Otra botella contiene únicamente agua de cultivo. Se comienza el test con un OD al valor de saturación de 9,2 mg/L en ambas botellas. Después de cinco días, la botella que contiene el residuo tiene un OD igual a 2,0 mg/L, mientras que la que sólo contiene agua de cultivo tiene un OD de 8,0 mg/L. Hallar la DBO_5 del residuo.
- 5.11.** Una mezcla consistente en 30 mL de residuo y 270 mL de agua de disolución con cultivo tiene un OD inicial de 8,55 mg/L; al cabo de cinco días el OD es de 2,40 mg/L. Otra botella que contiene sólo el agua de disolución con cultivo tiene un OD inicial de 8,75 mg/L y un OD final de 8,53 mg/L. Hallar la DBO_5 del residuo.
- 5.12.** Un agua residual tiene una DBO_5 de 150 mg/L a 20°C. Se ha determinado la constante de velocidad de reacción k a esta temperatura y ha resultado 0,23/día.
- a) Hallar la DBO carbonosa total.
- b) Hallar el coeficiente de velocidad de reacción a 15°C.
- c) Hallar la DBO_5 a 15°C.
- 5.13.** Un residuo tiene un DBO_5 a 20°C de 210 mg/L y una DBO total de 350 mg/L. Hallar el DBO_5 a 25°C.
- 5.14.** Una forma ingeniosa de hallar L_0 es tomar medidas diarias de DBO (es decir DBO_1 , DBO_2 , DBO_3). En una gráfica con los valores de DBO_{t+1} en ordenadas y DBO_t en abscisas, se representan los valores obtenidos y se ajusta una recta a ellos. El punto de intersección de esta recta con la $x = y$ es aquél en que $DBO_{t+1} = DBO_t$, esto es el punto en el que la DBO ya no cambia luego es L_0 , como se muestra en la Figura P5.14.

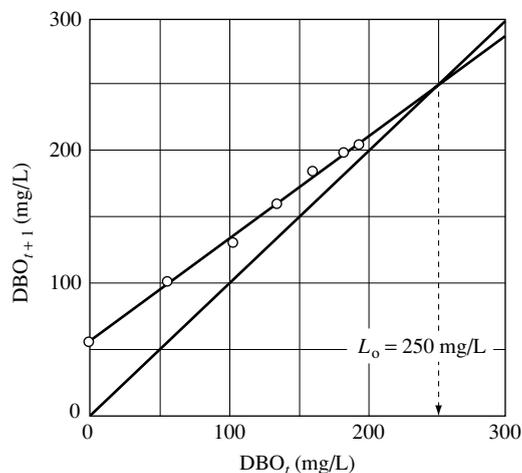


FIGURA P5.14.

Los datos siguientes son de DBO para la muestra representada en la Figura P5.14, junto con residuos adicionales. Determinar L_0 para cada uno de los residuos adicionales utilizando el procedimiento gráfico.

t (días)	Ejemplo DBO_t	Ejemplo DBO_{t+1}	t (días)	Residuo 1 DBO_t	Residuo 2 DBO_t	Residuo 3 DBO_t
0	0	57	0	0	0	0
1	57	102	1	62	38	41
2	102	134	2	104	72	79
3	134	160	3	142	104	101
4	160	184	4	179	123	121
5	184	199	5	200	142	140
6	199	207	6	222	151	152
7	207		7	230	167	159

- 5.15.** Demostrar que el procedimiento del Problema 5.14 funciona verificando que una gráfica de DBO_{t+1}/DBO_t es lineal, es decir,

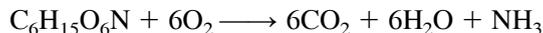
$$DBO_{t+1} = a DBO_t + b$$

en el punto de intersección donde $DBO_{t+1} = DBO_t$, la DBO utilizada ya no aumenta por lo que es igual a L_0 .

- 5.16.** Supongamos que un residuo tiene una DBO_5 igual a 180 mg/L y una constante de velocidad de reacción k igual a 0,22/día. El contenido en nitrógeno Kjeldahl (NKT) es de 30 mg/L.

- Hallar la demanda de oxígeno carbonosa total (DBCO).
- Hallar la demanda de oxígeno nitrosa total (DBNO).
- Hallar la DBO total restante (carbonosa y nitrosa) al cabo de cinco días.

- 5.17.** Supongamos un estanque que contiene 10 mg/L de algas, que pueden representarse por la fórmula química $C_6H_{15}O_6N$. Con ayuda de las siguientes reacciones:



- Hallar la demanda de oxígeno carbonosa teórica (ver Ejemplo 2.2).
 - Hallar la demanda de oxígeno teórica total (carbonosa y nitrosa).
- 5.18.** Una disolución contiene 200 mg/L de glicina [$CH_2(NH_2)COOH$] cuya oxidación se puede representar como



- Hallar la DBCO teórica.
- Hallar la DBNO total.
- Hallar la DBO teórica total.

- 5.19.** Una muestra contiene 200 mg/L de caseína ($C_8H_{12}O_3N_2$). Calcular la DBCO, DBNO y DBO totales teóricas. Si ninguna de las DBNO se ejerce en los primeros cinco días y $k = 0,25/\text{día}$, estimar la DBO a cinco días.
- 5.20.** Una fórmula empírica aproximada para células bacterianas es $C_5H_7O_2N$. ¿Cuál sería la demanda total de oxígeno carbonosa y nitrosa para 1 g de tales células?
- 5.21.** Una planta de tratamiento de aguas residuales descarga $1 \text{ m}^3/\text{s}$ de un efluente que tiene una DBO de 40 mg/L, en una corriente de caudal $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Por encima del punto de descarga la corriente tiene una DBO total de 3 mg/L. La constante de desoxigenación k_d es de $0,22/\text{día}$.
- Suponiendo que se mezclan completa e instantáneamente, hallar la DBO total de la mezcla del residuo y el río inmediatamente aguas abajo de la descarga.
 - Suponiendo que la corriente presenta una sección constante de 55 m^2 , ¿qué DBO total se esperaría encontrar en un punto situado 10.000 m aguas abajo?
- 5.22.** El agua residual del Problema 5.21 tiene un OD igual a 4 mg/L cuando se descarga. El río tiene un OD propio, inmediatamente antes del vertido, igual a 8 mg/L. Hallar el déficit de oxígeno inicial de la mezcla justo debajo del punto de descarga. Las temperaturas del río y del vertido son ambas de 15°C .
- 5.23.** Una fuente única de DBO causa una curva en comba de oxígeno con un OD mínimo aguas abajo 6 mg/L. Si se duplica la DBO del residuo (sin incrementar el flujo de éste), ¿cuál sería el nuevo mínimo de OD aguas abajo? En ambos casos, suponer que el déficit de oxígeno inicial bajo la fuente es cero y que el valor saturado de OD es 10 mg/L. (Tener en cuenta que cuando el déficit inicial es cero, el déficit en cualquier punto es proporcional a la DBO inicial.)
- 5.24.** La comba de oxígeno causada por un desagüe alcanza un mínimo de OD igual a 3 mg/L. Aguas arriba, el OD del río está saturado a 10 mg/L y no tiene DBO propia. Justo por debajo del punto de descarga, el OD aún se encuentra saturado (es decir, considerar el déficit inicial de oxígeno igual a cero así el déficit aguas abajo será proporcional a la DBO inicial). ¿En qué porcentaje debería ser reducida la DBO del desagüe para asegurar una salubridad mínima de la corriente con al menos 5 mg/L de OD en cualquier punto?
- 5.25.** Dos puntos fuente de DBO a lo largo de un río (A y B) provocan una curva de oxígeno como la mostrada en la Figura P5.25.

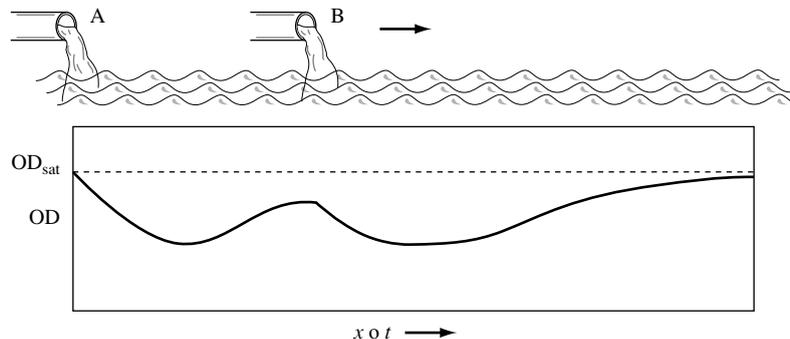


FIGURA P5.25.

- a) Dibujar una gráfica de la tasa de aireación en función de la distancia río abajo.
- b) Dibujar L_t (es decir, la DBO restante) en función de la distancia río abajo.

5.26. Un desagüe sin tratar con una DBO de 240 mg/L se envía a una planta de tratamiento en la que se elimina el 50% de la DBO. El río receptor del efluente tiene la curva de oxígeno que se muestra en la Figura P5.26 (el río no tiene otras fuentes de DBO). Observar que los valores están expresados en millas y días requeridos para alcanzar un punto determinado.

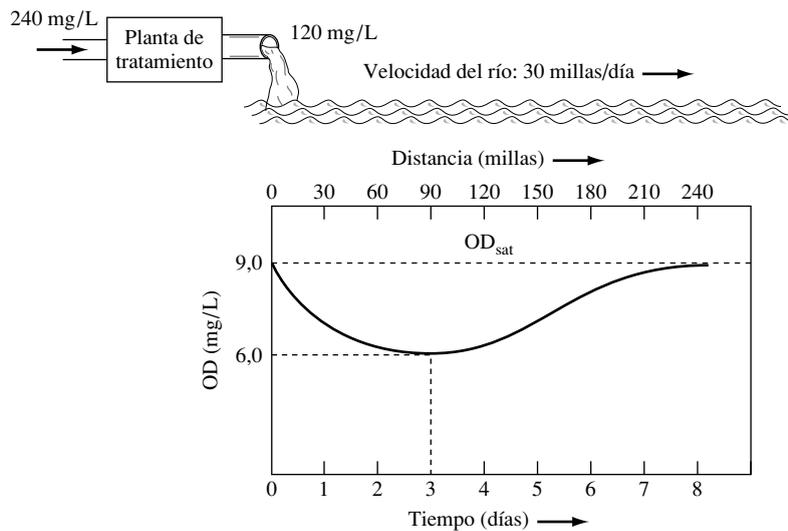


FIGURA P5.26.

- a) Suponer que por avería en la planta de tratamiento ya no se elimina nada de DBO. Trazar la nueva curva en comba del oxígeno largo tiempo después de la avería. Indicar las coordenadas de la nueva distancia crítica aguas abajo.
 - b) Dibujar la curva del oxígeno al cabo de cuatro días después de la avería de la planta de tratamiento.
- 5.27.** Suponer que la única fuente de DBO en un río es el desagüe descargado por una planta de procesamiento de alimentos. La curva resultante de oxígeno tiene un valor mínimo de OD, en algún punto aguas abajo, igual a 3 mg/L (véase Figura P5.27). Inmediatamente debajo del punto de descarga, el OD de la corriente es igual al valor de saturación de 10 mg/L.
- a) ¿En qué porcentaje debería ser reducida la DBO para asegurar una calidad de la corriente de al menos 5 mg/L de OD en cualquier punto? ¿Sería suficiente con una planta de tratamiento primario para conseguir esta reducción?
 - b) Si la velocidad de la corriente es de 60 millas por día, tiene un coeficiente de aireación k_r de 0,80/día y un coeficiente de desoxigenación k_d de 0,20/día, ¿a qué distancia aparecerá un mínimo valor de OD?

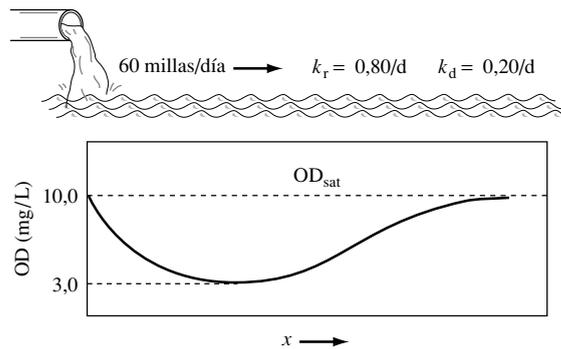


FIGURA P5.27.

- 5.28.** La DBO total de un río inmediatamente debajo del vertido de un desagüe es de 50 mg/L, y el OD tiene el valor de saturación de 10 mg/L. El coeficiente de desoxigenación k_d es de 0,30/día y el de aireación k_r es de 0,90 días. El río fluye a una velocidad de 48 millas por día. La única fuente de DBO en este río es el vertido mencionado.
- Encontrar la distancia crítica aguas abajo donde el OD presenta un mínimo.
 - Hallar el valor mínimo de OD.
 - Si se construyera una planta de tratamiento, ¿qué fracción de la DBO debería eliminarse del desagüe mencionado para asegurar un mínimo de 5 mg/L en cualquier punto del río?
- 5.29.** Si el río del Problema 5.28 tuviera un déficit inicial de oxígeno justo debajo del vertido de 2 mg/L, hallar la distancia crítica aguas abajo a la cual el OD presenta un mínimo y el valor de ese mínimo.
- 5.30.** Una ciudad de 200.000 habitantes deposita 37 pies cúbicos por segundo (cfs) de un residuo que tiene una DBO de 28 mg/L y 1,8 mg/L de OD, en un río que lleva un caudal de 250 cfs y una velocidad de 1,2 ft/s. Por encima del punto fuente el río tiene una DBO de 3,6 mg/L y un OD de 7,6 mg/L. El valor de saturación del OD es de 8,5 mg/L. El coeficiente de desoxigenación k_d es de 0,61/día y el de aireación k_r es de 0,76/día. Suponiendo que se mezclan completa e instantáneamente el vertido y el río.
- Hallar el déficit inicial de oxígeno y la DBO total justo aguas abajo del vertido.
 - Hallar el tiempo y la distancia en que se alcanza el mínimo OD.
 - Hallar el mínimo OD.
 - Hallar el OD que puede esperarse 10 millas aguas abajo.
- 5.31.** Sean un río y un desagüe con las características siguientes:

Parámetro	Desagüe	Río
Flujo (m^3/s)	0,3	0,9
DBO total (mg/L)	6,4	7,0
OD (mg/L)	1,0	6,0
k_d ($día^{-1}$)	—	0,2
k_r ($día^{-1}$)	—	0,37
Velocidad (m/s)	—	0,65
OD_{sat} (mg/L)	8,0	8,0

Hallar el valor mínimo de OD que puede esperarse.

- 5.32.** Volver a calcular el Ejemplo 5.8 de este capítulo para una temperatura de 30°C.
- 5.33.** Inmediatamente por debajo de un punto fuente de contaminante, el OD de un río es de 6 mg/l, y la mezcla de río y desagüe tiene una DBO de 20 mg/L. El valor de saturación de OD es de 9 mg/L. La constante de desoxigenación es $k_d = 0,20/\text{día}$.
- Estimar el coeficiente de aireación usando la relación de O'Connor y Dobbins (5.24), suponiendo que la velocidad del río es de 0,25 m/s y la profundidad media de éste es de 3 m.
 - Hallar el tiempo crítico aguas abajo en que se alcanza el mínimo valor de OD.
 - Hallar el valor mínimo de OD.
 - Si el vertido es la única fuente de DBO, ¿en qué porcentaje debe reducirse la DBO para asegurar un mínimo OD de 5 mg/L?
- 5.34.** Un lago contiene la siguiente concentración de elementos químicos

Elemento	Concentración
Selenio (Se)	0,015 mg/L
Fósforo (P)	0,03 mg/L
Nitrógeno (N)	0,12 mg/L
Silicio (Si)	0,27 mg/L
Carbono (C)	0,40 mg/L
Arsénico (As)	0,008 mg/L
Radón (Rn)	0,007 mg/L

¿Cuál es el factor limitante del crecimiento de las algas en este lago?

- 5.35.** Una representación química de las algas muy usada es $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$.
- Determinar la masa (mg) de cada elemento en 1 g de algas.
 - Suponer que hay 0,10 mg de N y 0,04 mg de P disponibles para las algas por litro de agua. Suponiendo suficientes cantidades del resto de nutrientes, ¿cuál es el factor limitante?
 - ¿Qué masa de algas podría producirse (miligramos de algas por litro de agua).
 - Si la fuente de nitrógeno pudiera ser recortada al 50%, ¿cuántas algas (mg/L) podrían producirse?
 - Si la fuente de fósforo pudiera ser recortada en un 50%, ¿cuántas algas se podrían producir?
- 5.36.** Supongamos que el N y el P contenido en las algas es el que se muestra en la tabla siguiente. La tercera columna muestra miligramos de nutriente disponible por litro de agua.

Nutriente	Miligramos por gramo de algas	Miligramos disponibles por litro
Nitrógeno	60	0,12
Fósforo	10	0,03

- a) ¿Qué porcentaje de reducción del nitrógeno se requiere para controlar la producción de algas a 1 mg/L?
- b) ¿Qué porcentaje de reducción del fósforo se necesita para obtener el mismo efecto?
- 5.37.** Consideremos un lago de 100 km² de superficie para el que la única fuente de fósforo es un efluente procedente de una planta de tratamiento de aguas residuales. El caudal de este efluente es de 0,4 m³/s y su concentración en fósforo es de 10 mg/L (10 g/m³). El lago se alimenta por una corriente de 20 m³/s de agua carente de fósforo. Si la tasa de sedimentación del fósforo se estima en 10 m/año, estimar la concentración promedio de fósforo en el lago. ¿Qué porcentaje de eliminación de fósforo debe realizar la planta de tratamiento para mantener la concentración del lago por debajo de 0,010 mg/L?
- 5.38.** Una muestra de 50 cm³ de tierra seca procedente de un acuífero pesa 100 g. Cuando es vertida en una probeta graduada desplaza 35 cm³ de agua.
- a) ¿Cuál es la porosidad de la tierra?
- b) ¿Cuál es la densidad promedio de los sólidos contenidos en el acuífero?
- 5.39.** Usando los datos de la Tabla 5.11, ¿qué volumen de agua se habrá extraído de un acuífero libre de grava de 10.000 m² de área si el nivel freático ha caído en 1 m? ¿Qué fracción del agua contenida en esa parte del acuífero se habrá extraído?
- 5.40.** Consideremos tres pozos de observación, cada uno situado en un vértice de un triángulo equilátero. La distancia entre cualquier par de pozos es de 300 m. Los niveles hidrostáticos de cada pozo, referenciados a un punto de común son: pozo 1, 100 m; pozo 2, 100,3 m; pozo 3, 100,3 m. Dibujar el campo de pozos y hallar la magnitud, dirección y sentido del gradiente hidráulico.
- 5.41.** Tres pozos están situados en un plano en las siguientes coordenadas: pozo 1 (0,0), pozo 2 (100 m, 0) y pozo 3 (100 m, 100 m). La superficie de la tierra está a nivel y la distancia de ésta al nivel freático es como sigue: pozo 1, 10 m; pozo 2, 10,2 m; pozo 3, 10,1 m. Dibujar el campo de pozos y hallar el gradiente hidráulico.
- 5.42.** El acuífero descrito en el Problema 5.40 tiene un gradiente de 0,00115, una conductividad hidráulica de 1.000 m/día y una porosidad de 0,23.
- a) ¿Cuál es la velocidad de Darcy?
- b) ¿Cuál es la velocidad lineal promedio del agua subterránea?
- c) Si el borde frontal de una pluma es perfectamente recto, ¿cuánto tardaría en viajar hasta el pozo 1 después de haber llegado (simultáneamente) a los pozos 2 y 3, suponiendo un factor de retardo de 2?
- 5.43.** Una sección de 750 m de un río corre paralela a un canal situado a 1.000 m de distancia (véase Figura P5.43). Un acuífero que conecta ambos presenta una conductividad igual a 7 m/día y un espesor promedio de 10 m. La superficie del río está 5 m por encima de la superficie del canal. Estimar la tasa de filtración del río hacia el canal.

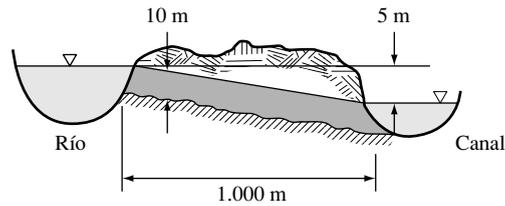


FIGURA P5.43.

- 5.44.** Basándose en las observaciones de la velocidad de desplazamiento entre dos pozos de observación de un elemento trazador que tiene un factor de retardo igual a 1, se determina que la velocidad lineal promedio del flujo en un acuífero es de 1 m/día cuando el gradiente hidráulico es de 0,0005. Se analiza una muestra del acuífero y se determina que su porosidad es de 0,20. Estimar la conductividad hidráulica.
- 5.45.** Deducir la expresión dada en este capítulo (5.55) para el cono de depresión en un acuífero cautivo.
- 5.46.** El descenso de nivel de un pozo de 0,20 m de diámetro, perforado hasta el fondo, que ha estado bombeando al ritmo de 1.000 m³/día durante un tiempo suficientemente largo para que pueda considerarse en situación estacionaria, ha resultado ser de 0,70 m. El acuífero es libre y tiene 10 m de espesor. Un pozo de observación situado a 10 m de distancia ha sufrido un descenso de 0,20 m. Determinar la conductividad hidráulica del acuífero.
- 5.47.** Un acuífero cautivo de 30 m de espesor ha estado siendo bombeado por un pozo perforado hasta el fondo, a un ritmo estable de 5.000 m³/día durante mucho tiempo. El descenso de un pozo de observación situado a 15 m del pozo de bombeo es de 3 m, y el de un segundo pozo de observación a 150 m de distancia es de 0,30 m. Hallar la conductividad hidráulica del acuífero.
- 5.48.** Deducir la siguiente expresión para el tiempo requerido por el agua subterránea para viajar desde un pozo de observación hasta el pozo de bombeo en un acuífero cautivo.

$$t = \frac{\pi B \eta}{Q} (R^2 - r_w^2)$$

donde

B = Espesor del acuífero.

η = Porosidad del acuífero.

R = Distancia desde el pozo de observación al de bombeo.

r_w = Radio del pozo de bombeo.

Q = Tasa de bombeo.

Sugerencia: Combinar (5.54), $Q = 2\pi rBK(dh_c/dr)$, con la velocidad lineal promedio de la Ecuación (5.48).

$$v' = + \frac{K}{\eta} \left(\frac{dh_c}{dr} \right) = \frac{dr}{dt}$$

- 5.49. Para el acuífero descrito en el Problema 5.47, y usando la ecuación dada en el Problema 5.48, determinar el tiempo requerido por el agua subterránea para viajar desde el pozo de observación, a 15 metros del de bombeo cuyo diámetro es de 0,40 m. La porosidad es de 0,30.
- 5.50. Un *punto de estancamiento* en una curva de zona de captura es un punto en el cual el agua subterránea no se mueve. En el caso de un pozo único de extracción, el punto de estancamiento se encuentra donde la curva cruza el eje x . Usando el hecho de que para ángulos pequeños $\tan \theta \approx \theta$ para demostrar que el punto de intersección del eje x con la curva de zona de captura para un pozo simple es $x = -Q/(2Bv\pi)$.
- 5.51. Supongamos un derrame de $0,10 \text{ m}^3$ de tricloroetileno (TCE) se distribuye homogéneamente por un acuífero de 10 m de espesor, formando una pluma rectangular de 2.000 m de largo y 250 m de ancho (véase Figura P5.51). El acuífero tiene una porosidad de 0,40, un gradiente hidráulico de 0,001 y una conductividad de 0,001 m/s.

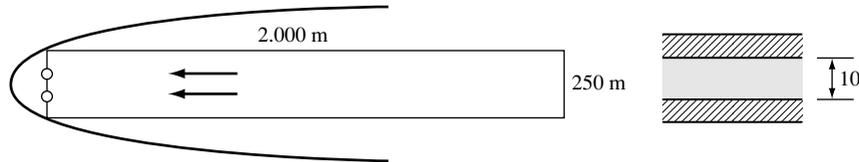


FIGURA P5.51.

- a) Dada la solubilidad del TCE, ¿podría estar totalmente disuelta esta cantidad en el acuífero?
- b) Usando curvas de zona de captura, diseñar un campo de extracción para bombear la pluma con los pozos alineados a lo largo del borde frontal de ésta, con todos bombeando al mismo ritmo y sin exceder los $0,003 \text{ m}^3/\text{s}$ por pozo. ¿Cuál es el menor número de pozos que se podrían usar para capturar la pluma? ¿Qué tasa mínima de bombeo se requeriría en ese caso por pozo?
- 5.52. A partir de (5.59) demostrar que la anchura de la zona de captura a lo largo del eje y para n pozos óptimamente espaciados es igual a $nQ/(2Bv)$.
- 5.53. Un pozo único se está usando para extraer una pluma oblonga, simétrica de agua subterránea contaminada en un acuífero de 20 m de espesor que tiene una porosidad de 0,30, una conductividad de $1,0 \times 10^{-4} \text{ m/s}$ y un gradiente hidráulico de 0,0015. Con la pluma y la curva de zona de captura sobreimpresas, como se muestra en la Figura P5.53, el ángulo con la horizontal de la recta que une el pozo con el punto de tangencia de pluma y curva es de 45° , y la anchura de la pluma es de 100 m. ¿Qué tasa de bombeo crearía estas condiciones?

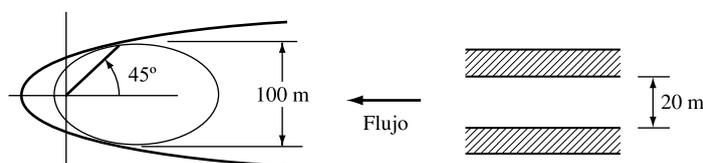


FIGURA P5.53.

- 5.54.** Un depósito subterráneo pierde tetracloroetileno (PCE) a una tasa de 100 mL/día (el volumen de un limón pequeño diario) durante un año hasta que se descubre y repara. El tanque está emplazado sobre un acuífero y todo el PCE liberado pasa a éste (aunque no necesariamente se disuelve de inmediato en el agua). El acuífero tiene 4 m de profundidad y está compuesto de arena. La velocidad real del agua es de 0,09 m/día y el gradiente hidráulico es de 0,0005. El factor de retardo del PCE es 6.
- ¿Cuál es la conductividad hidráulica del acuífero?
 - ¿A qué distancia debe esperarse encontrar el PCE gradiente abajo al cabo del año?
 - Suponiendo que el PCE se disuelve uniformemente en el acuífero y forma una pluma de 2 m de anchura, 4 de profundidad y de longitud según lo calculado en b), ¿cuál es la concentración promedio de PCE en la pluma?
 - Si se perfora un pozo en el centro del borde frontal de la pluma ¿cuál será la tasa de bombeo requerida para extraerla?
 - ¿Cuál es el mínimo tiempo requerido para que el pozo de extracción bombee todo el PCE del acuífero? (Suponer que la concentración de PCE en el agua permanece a su concentración inicial hasta que se ha extraído todo él.)
- 5.55.** Un metro cúbico de acuífero de arena-grava se ha contaminado con 20 L de tetracloroetileno. La cantidad de éste disuelta en el agua es del 20% de su solubilidad acuosa.
- ¿Cuánto tetracloroetileno se ha disuelto?
 - ¿Cuánto permanece sin disolver como masa DNAPL?
 - Si el acuífero tiene un gradiente de 0,001, utilizar los datos de porosidad y de conductividad hidráulica para estimar la velocidad lineal promedio del agua subterránea.
 - ¿Cuánto tiempo se tardará en extraer el tetracloroetileno?

REFERENCIAS

- Bedient, P. B., H. S. Rifai, and C. J. Newell, 1994, *Ground Water Contamination, Transport and Remediation*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Berk, S. G., J. H. Gunderson, A. L. Newsome, A. L. Farone, B. J. Hayes, K. S. Redding, N. Uddin, E. L. Williams, R. A. Johnson, M. Farsian, A. Reid, J. Skimmyhorn, and M. B. Farone, 2006, Occurrence of infected amoebae in cooling towers compared with natural aquatic environments: Implications for emerging pathogens, *Environmental Science and Technology*, 40(23).
- Braghetta, A., 2006, Drawing the connection between malnutrition and lack of safe drinking water in Guatemala, *Journal of American Water Works Association*, 98(5).
- Brunner, T. J., P. Wick, P. Manser, P. Spohn, R. N. Grass, L. K. Limbach, A. Bruinink, and W. J. Stark, 2006, In vitro cytotoxicity of oxide nanoparticles: Comparison to asbestos, silica, and the effect of particle solubility, *Environmental Science and Technology*, 40(14): 4374-4381.
- Carpenter, S., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith, 1998, Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, *Issues in Ecology*, 3:1-12.
- CAS (Chemical Abstracts Service), 2006, CHEMLIST (Regulated Chemicals Listing), American Chemical Society, Columbus, OH, retrieved from <http://www.cas.org/CASFILES/chemlist.html>.

- Colborn, T., D. Dumanoski, and J. P. Myers, 1996, *Our Stolen Future*, Dutton, New York.
- Coupe, R. H., and J. D. Blomquist, 2004, Water-soluble pesticides in finished water of community water supplies, *Journal of American Water Works Association*, 96(10).
- Davis, M. L., and D. A. Cornwell, 1991, *Introduction to Environmental Engineering*, 2nd ed., McGraw-Hill, New York.
- Frederick, K. D., and J. C. Hanson, 1982, *Water for Western Agriculture*, Resources for the Future, Washington, DC.
- Freeze, R. A., and J. A. Cherry, 1979, *Groundwater*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Galloway, J. N., and E. B. Cowling, 1978, The effects of precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems: A proposed precipitation chemistry network, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 28(3).
- Gleick, P. H., 1993, *Water in Crisis, A Guide to the World's Fresh Water Resources*, Oxford University Press, New York.
- Gupta, R. S., 1989, *Hydrology and Hydraulic Systems*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Hammer, M. J., and M. J. Hammer, Jr., 1996, *Water and Wastewater Technology*, 3rd Edition, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Heath, R. C., 1983, *Basic Ground-Water Hydrology*, U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2220, Washington, DC.
- Henriksen, A., 1980, *Proceedings of the International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation*, D. Drablos and A. Tollan (eds.), p. 68.
- Hutson, S. S., N. L. Barber, J. F. Kenny, K. S. Linsey, D. S. Lumia, and M. A. Maupin, 2004, *Estimated Use of Water in the United States in 2000*, U.S. Geological Survey Circular 1268, Reston, VA.
- ITRC (Interstate Technology and Research Council), 2005, *Permeable Reactive Barriers: Lessons Learned/New Directions*, ITRC Permeable Reactive Team, PRB-4, The Interstate Technology & Regulatory Council, Washington, DC.
- Javandel, I., and C. Tsang, 1986, Capture-zone type curves: A tool for aquifer cleanup, *Ground Water*, 24(5):616-625.
- Jiang, S. C., 2006, Human adenoviruses in water: Occurrence and health implications: A critical review, *Environmental Science and Technology*, 40(23).
- Kavlock, R. J., and G. P. Daston, 1996, Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: A report of the U.S. EPA-sponsored workshop, *Environmental Health Perspectives*, 104 (Supplement 4):715-740.
- Linsley, R. K., M. A. Kohler, and J. L. H. Paulhus, 1992, *Hydrology for Engineers*, 3rd ed., McGraw-Hill, New York.
- Monastersky, R., 1994, Cameroon's killer lakes: A rising threat, *Science News*, 145:215.
- Muir, D. C. G., and P. H. Howard, 2006, Are there other persistent organic pollutants? A challenge for environmental chemists, *Environmental Science and Technology*, 40(23).
- Nagler, J. J., J. Bouma, G. H. Thorgaard, and D. D. Dauble, 2001, High incidence of a male-specific genetic marker in phenotypic female Chinook salmon from the Columbia River, *Environmental Health Perspectives*, 109:67-69.
- National Research Council (NRC), 1994, *Alternatives for Ground Water Cleanup*, National Academy Press, Washington, DC.

- O'Connor, D. J., and W. E. Dobbins, 1958, Mechanism of reaeration in natural streams, *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 153:641.
- OECD, 2004, *The 2004 OECD List of High Production Volume Chemicals*, Organization of Economic Cooperation and Development, Paris, France.
- Postel, S., 1996, Forging a sustainable water strategy, in *State of the World 1996*, L. Brown and W. W. Norton (eds.), New York.
- Pruden, A., R. Pei, H. Storteboom, and K. H. Carlson, 2006, Antibiotic resistance genes as emerging contaminants: Studies in Northern Colorado, *Environmental Science and Technology*, 40(23).
- Reisner, M., 1986, *Cadillac Desert, The American West and Its Disappearing Water*, Viking, New York.
- Roberts, P. V., M. N. Goltz, and D. M. Mackay, 1986, A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer, 3, retardation estimates and mass balances for organic solutes, *Water Resources Research*, 22(13):2047-2058.
- Sawyer, C. N., 1947, Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage, *Journal of the New England Water Works Association*, 41(2).
- Sawyer, C. N., P. L. McCarty, and G. F. Parkin, 1994, *Chemistry for Environmental Engineering*, 4th ed., McGraw-Hill, New York.
- Scott, B. F., C. Spencer, S. A. Mabury, and D. C. G. Muir, 2006, Poly and perfluorinated carboxylates in North American precipitation, *Environmental Science and Technology*, 40(23):7167-7174.
- Semprini, L., P. V. Roberts, G. D. Hopkins, and P. L. McCarty, 1990, A field evaluation of in situ biodegradation of chlorinated ethanes: Part 2-results of biostimulation and biotransformation experiments, *Ground Water*, 28(5):715-727.
- Shepard, M., 1986, Restoring life to acidified lakes, *Electric Power Research Institute Journal*, April/May.
- Shiklomanov, I. A., 1993, World fresh water resources, in *Water in Crisis, A Guide to the World's Fresh Water Resources*, P. H. Gleick (ed.), Oxford University Press, New York.
- Sinclair, C. J., A. B. A. Boxall, S. A. Parsons, and M. R. Thomas, 2006, Prioritization of pesticide environmental transformation products in drinking water supplies, *Environmental Science and Technology*, 40(23).
- Skogerboe, G. V., and J. P. Law, 1971, *Research Needs for Irrigation Return Flow Quality Control*, Project No. 13030, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Snyder, E. M., R. C. Pleus, and S. A. Snyder, 2005, Pharmaceuticals and EDCs in the US Water Industry-An Update, *Journal of American Water Works Association*, 97(11).
- Streeter, N. W., and E. B. Phelps, 1925, U.S. Public Health Service Bulletin No. 146.
- Streets, S. S., S. A. Henderson, A. D. Stoner, D. L. Carlson, M. F. Simcik, and D. L. Swackhamer, 2006, Partitioning and bioaccumulation of PBDEs and PCBs in Lake Michigan, *Environmental Science and Technology*, 40(23):7263-7269.
- Stumm, W., and J. J. Morgan, 1981, *Aquatic Chemistry*, 2nd ed., Wiley, New York.
- Tchobanoglous, G., and E. D. Schroeder, 1985, *Water Quality*, Addison-Wesley, Reading, MA.
- Thomann, R. V., and J. A. Mueller, 1987, *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper & Row, New York.
- UNEP, 1993, *Environmental Data Report, 1993-94*, United Nations Environment Programme, Blackwell, Oxford.

- U.S. EPA, 1993, *Cleaning Up the Nation's Waste Sites: Markets and Technology Trends*, EPA 542-R-92-012, Office of Solid Waste and Emergency Response, Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1994, *The Quality of Our Nation's Water: 1992*, Environmental Protection Agency, EPA 841-S-94-002, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1996, *Strategic Plan for the Office of Research and Development*, Environmental Protection Agency, EPA/600/R-96/059, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1998, *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation*, Office of Research and Development, EPA600/R-98/125, Washington, DC.
- U.S. EPA, 2001, *Innovative Remediation and Site Characterization Technology Resources*, Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA 542-F-01-026B, Washington, DC.
- U.S. EPA, 2002, *National Water Quality Inventory: 2000 Report*, Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-841-R-02-001, Washington, DC.
- U.S. EPA, 2006, *Overview of Current Maximum Daily Load-TMDL-Program and Regulations*, updated March 14, 2006, retrieved from <http://www.epa.gov/owow/tmdl/overviewfs.html>.
- U.S. GS, 1984, *Estimated Use of Water in the United States, 1980*, U.S. Geological Survey, Department of the Interior, Washington DC.
- U.S. GS, 1985, *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*, Water-Supply Paper 2254, U.S. Geological Survey, Department of the Interior, Washington, DC.
- U.S. Water Resources Council, 1978, *The Nation's Water Resources, 1975-2000*, Second National Water Assessment, Washington, DC, December.
- Vollenweider, R. A., 1975, Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology, *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37:53-83.
- WHO (World Health Organization), 2004, *Water, Sanitation and Hygiene Links to Health-Facts and Figures*, updated November, 2004, retrieved from http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/facts2004.
- WHO/UNICEF (World Health Organization/United Nations Children's Fund), 2005, *Water for Life: Making It Happen*, Geneva, WHO Press.
- Wright, R. F., 1984, Norwegian models for surface water chemistry: An overview, in *Modeling of Total Acid Precipitation Impacts*, J. L. Schnoor (ed.), Butterworth, Boston.



Control de calidad de las aguas

CAPÍTULO

6

Nuestro planeta se halla repleto de agua y aún así ocho millones de niños con menos de cinco años morirán este año por falta de agua potable.

—*Programa Medioambiental de las Naciones Unidas*

-
- 6.1. Introducción
 - 6.2. Suministro de aguas y sistemas de aguas residuales
 - 6.3. La Ley de Calidad del Agua Potable (SDWA)
 - 6.4. Sistemas de tratamiento de las aguas
 - 6.5. Tratamiento de aguas residuales
 - 6.6. Residuos peligrosos
 - 6.7. Legislación sobre materiales peligrosos
 - 6.8. Técnicas de tratamiento de residuos peligrosos
 - 6.9. Vertido en tierra

Problemas

Referencias

6.1. | Introducción

Una de las primeras cosas por las que se preocupan las personas que recorren el mundo es si es seguro beber el agua y si pueden comerse los alimentos crudos lavados con el agua local. Desafortunadamente la respuesta en la mayoría de los lugares es «no». Para más de dos mil millones de personas en los países subdesarrollados, el acceso al agua potable es simplemente imposible. El resto de nosotros normalmente supone (de modo acertado, en la mayoría de los casos) que el agua que sale del grifo está limpia y es segura. Un lujo de tal importancia es el resultado de los esfuerzos coordinados de científicos, ingenieros, operadores de depuradoras y agentes de regulación.

La confianza tradicional en la calidad del agua potable en los Estados Unidos, no obstante, se ha resentido en los últimos tiempos. En 1993, 400.000 personas en Milwaukee enfermaron, y más de 100 murieron a causa de un parásito intestinal, el *Cryptosporidium*, que se hallaba en el agua potable. Ese mismo año, se advirtió a los residentes de determinadas zonas de Manhattan y otros en el área de Washington DC sobre la conveniencia de hervir el agua cuando unas cifras sorprendentes de bacterias *E. Coli* comenzaron a aparecer en el agua doméstica, a pesar de una fuerte cantidad de cloración. Para agravar el problema, se ha comprobado que subproductos de este proceso de desinfección causan unos 10.000 casos de cáncer al año en los Estados Unidos. La seriedad de estos problemas ha llevado a la Oficina de Investigación y Desarrollo de la Agencia Protección Medioambiental a la identificación de la desinfección del agua potable como uno de los 6 puntos prioritarios de investigación según el Plan Estratégico de 1996 (U.S. EPA, 1996).

Son necesarios dos métodos complementarios para proteger la calidad de nuestras aguas. Los poderes legislativos aprueban las leyes que las agencias de regulación utilizan para definir y establecer la aceptabilidad de vertidos y niveles estándar que rigen la calidad mínima del agua para sus múltiples utilidades. La comunidad científica e ingenieril ofrece la guía técnica que legisladores y reguladores necesitan, así como la tecnología que se emplea para alcanzar esos estándares. Este capítulo habla de ambos.

6.2. | Suministro de aguas y sistemas de aguas residuales

Dos sistemas críticos se combinan para romper la secuencia portador-heces-agua-víctima responsable de la difusión de enfermedades transmitidas por el agua. El primero es la recogida de las aguas, su tratamiento y sistema de distribución, el cual provee de agua potable segura. La principal legislación en los Estados Unidos que regula la calidad del agua potable es la *Ley de Calidad del Agua Potable* (Safe Drinking Water Act, SDWA). La segunda es la recogida de las aguas residuales y su sistema de tratamiento que separa los contaminantes antes de verterlas de nuevo al río, lago, estuario o costa. La Ley de Calidad de las Aguas (*Clean water Act, CWA*) rige los vertidos de aguas residuales y la calidad del agua en la masa de agua receptora. Con un incremento de población y una progresiva escasez de agua, los vertidos de los sistemas de aguas residuales se están relacionando cada vez más estrechamente con las fuentes de agua destinadas a sistemas de agua potable. El periodo de tiempo transcurrido entre que el agua residual tratada y, como ocurre muy a menudo, no tratada, se vierte en el medio y vuelve a recogerse para uso humano, se está acortando. Incluso ahora

en la mayoría de los grandes municipios estadounidenses, el agua residual tratada se emplea con propósitos no potables, como la irrigación de terrenos y, en un futuro próximo, será necesaria para fines que requieren mayor calidad, incluso usos potables. La principal responsabilidad de estos dos sistemas es la de eliminar los patógenos antes y después del uso de este agua, aunque la retirada de otras toxinas como los disolventes industriales, metales pesados e incluso productos farmacéuticos, está recabando cada vez mayor atención. Los sistemas de tratamiento de las aguas residuales también reducen la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y los nutrientes, lo que ayuda a proteger la salud ecológica del agua receptora.

Como se muestra en la Figura 6.1, los sistemas municipales de abastecimiento pueden obtener el agua de un río local, un embalse, o un sistema de aguas subterráneas. Ciudades más grandes tienden a valerse de suministros de aguas superficiales, mientras que las pequeñas comunidades se abastecen con mayor frecuencia de las aguas subterráneas. En los Estados Unidos, aproximadamente la mitad del agua potable procede de embalses de aguas superficiales y la otra mitad de aguas subterráneas.

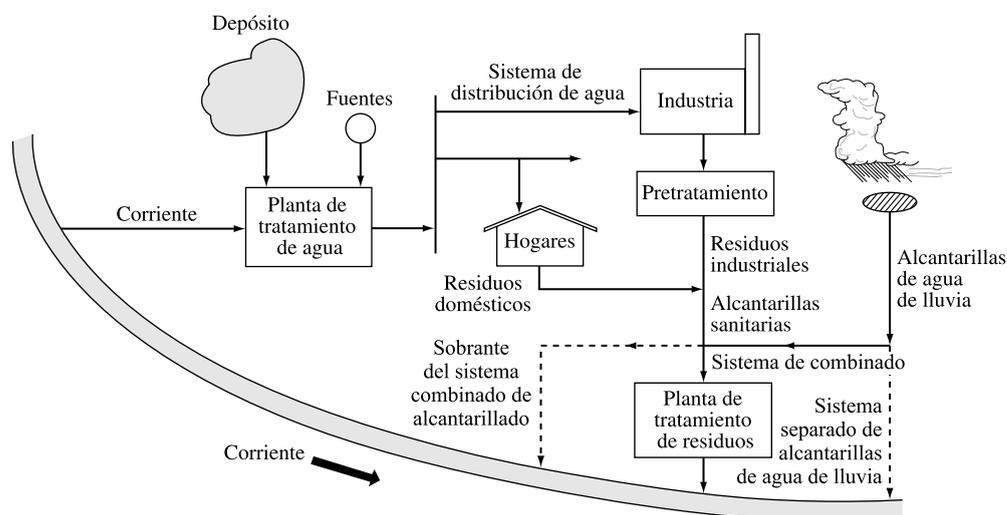


FIGURA 6.1. Sistema de agua y residuos acuáticos. En las zonas más antiguas de las ciudades, el alcantarillado de lluvias y sanitario están combinados, por lo que pueden producirse descargas de residuos acuáticos sin tratamiento durante una tormenta.

Tras la utilización del agua en los ámbitos domésticos y comerciales, ésta se recoge mediante el alcantarillado sanitario y se envía a la depuradora local. Las aguas residuales industriales pueden tratarse y liberarse directamente en la masa de agua receptora, o ir al sistema de alcantarillado municipal. Los vertidos industriales a menudo deben dotarse de algún tipo de pre-tratamiento antes de ser liberados. Los vertidos de aguas residuales han de obtener permisos emitidos por el *Sistema Nacional de Eliminación de Vertidos Contaminantes* (*National Pollutant Discharge Elimination System*, NPDES). Un permiso del NPDES exige que los operadores cumplan con ciertas limitaciones en sus vertidos por medio de tecnología y lleven a cabo un control de éstos.

También se muestra en la Figura 6.1 un sistema de alcantarillado para el agua de lluvia que recoge la escorrentía de las zonas urbanas. En ciudades antiguas, los canales de alcantarillado de las aguas de lluvia se unen al sistema sanitario, y la combinación de aguas residuales desemboca en las depuradoras municipales. Sobre 1.000 comunidades en los Estados

Unidos, principalmente en el Noreste y la región de los grandes lagos, utilizan sistemas de alcantarillado combinado (U.S. EPA, 1999). Estos *sistemas combinados* son insatisfactorios cuando llueve porque a menudo terminan llevando más aguas residuales de las que las depuradoras locales pueden procesar. Cuando esto ocurre, una parte del caudal, que incluye residuos sin tratar, ha de ser desviada y liberada directamente en el agua receptora, lo que ocasiona que se contaminen líneas de costa y deban señalizarse con avisos tras cada tormenta. Separar estos sistemas combinados es exageradamente caro. La medida por la que se ha optado ha sido crear grandes depósitos, a menudo subterráneos, que almacenan este flujo hasta que la tormenta haya cesado, tras lo que la reserva se drena lentamente de nuevo en el sistema de alcantarillado sanitario.

En ciudades modernas, y en las partes más nuevas de ciudades antiguas, el sistema de recogida de agua de lluvia está completamente separado del sistema de alcantarillado sanitario para evitar el problema de la sobrecarga. El hecho de tener sistemas separados no significa que carezcan de complicaciones propias. La escorrentía de las calles y zonas impermeables durante los periodos tanto secos como lluviosos pueden pasar al agua receptora local sin tratar y, a menudo, lleva una pesada carga de residuos orgánicos, metales y sedimentos.

6.3. La Ley de Calidad del Agua Potable (SDWA)

La legislación para proteger la calidad del agua potable en los Estados Unidos comenzó con la Ley de Servicio de Salud Pública (Public Health Service Act) de 1912. Con esta ley se crearon los primeros estándares de calidad del agua. Estos estándares evolucionaron poco a poco a través de los años, pero con la aprobación de la Ley de Calidad del Agua Potable (SDWA) de 1974; la responsabilidad federal trascendió a los suministradores interestatales para incluir los sistemas de agua de todas las comunidades que servían regularmente 15 o más salidas, o 25 o más usuarios. Esta extensa regulación federal pretendía cubrir el agua potable de aproximadamente el 90% de la población de los Estados Unidos. La mayoría de los sistemas de abastecimiento de agua de las comunidades son grandes; de hecho, sobre el 7% de ellos cubren las necesidades del 81% de la población. Esta SDWA original tenía dos objetivos básicos: (1) obligaba a la EPA a establecer estándares nacionales para la calidad del agua potable, y (2) obligaba a los operadores de 160.000 sistemas de abastecimiento de agua públicos en el país a controlar la calidad del agua que se repartía a los usuarios y a tratar el agua, si era necesario, para asegurar que ésta cumpliera con los estándares.

Desde la promulgación de la SDWA de 1974 había habido más de 10 revisiones y adiciones importantes a la ley, siendo las más significativas las enmiendas de 1986 y 1996. En 1986, la EPA dirigió sus esfuerzos a acelerar el paso del establecimiento de estándares, incluyendo la necesidad del equivalente de filtración de todos los suministros de aguas superficiales y la desinfección de todos los sistemas de agua. Las regulaciones también reconocieron el potencial contaminante del plomo en los sistemas de distribución del agua, incluyendo los sistemas de fontanería domésticos y de plantas no residenciales. Para ayudar a prevenir el envenenamiento por plomo, las enmiendas de 1986 exigían el uso de cañerías sin plomo ni estaño para todos estos sistemas. (En el pasado, el estaño contenía habitualmente un 50% de plomo; ahora no puede contener más de 0,2%.) En 1996, el Congreso añadió la exigencia, para todos los grandes sistemas de agua municipales, de anunciar anualmente a sus clientes la calidad de su agua potable. Otras precauciones exigen controles

adicionales sobre contaminantes dañinos, como la *Cryptosporidium*, y que la EPA determine si los beneficios justifican los costes de cualquier regulación nueva. Además, en 2002, el Congreso añadió enmiendas para controlar la seguridad de los sistemas de agua en respuesta a la preocupación por los contaminantes que pudieran ser puestos de forma intencionada en los sistemas públicos de agua potable.

Los estándares de agua potable se dividen en dos categorías: los primarios y los secundarios. *Los estándares primarios* son obligatorios y están basados en criterios relacionados con la salud. Los *estándares secundarios* son orientaciones no obligatorias basadas tanto en aspectos estéticos, como el gusto, olor y/o color del agua potable, como no estéticos, la corrosividad y la dureza. Para establecer los estándares primarios, se exige a la EPA hacer un balance entre los beneficios sobre la salud pública del estándar y su viabilidad tecnológica y económica. En este aspecto, difieren mucho de los Estándares Nacionales de Calidad del Aire Ambiental, que deben establecerse a niveles que protejan la salud pública al margen de los costes o viabilidades. De los 92 estándares primarios promulgados en 2005, 83 están especificados como *Niveles Máximos de Contaminante* (NCM), como la concentración de 0,010 mg/L establecida para el arsénico. En nueve casos es necesaria una *técnica de tratamiento* (TT) antes que un NCM puesto que los contaminantes pueden ser difíciles o muy laboriosos de detectar y medir. Por ejemplo, dado que es difícil detectar patógenos como virus, *Giardia*, y *Cryptosporidium*, el estándar simplemente especifica la filtración del agua como requerimiento.

Como pre-requisito para establecer un estándar primario, la EPA establece unos *Objetivos en el Nivel Máximo de Contaminante* (ONCM) para cada uno de ellos. Estos objetivos se establecen a niveles que no presentan efectos sobre la salud conocidos o anticipados, incluyendo un margen de seguridad, al margen de su coste o viabilidad tecnológica. Dado que se estima que la exposición a cualquier cantidad de sustancia causante de cáncer supone algún riesgo al individuo, los ONCM de sustancias cancerígenas están establecidos en cero. La SDWA de 1996 exige a la EPA revisar cada estándar primario al menos cada seis años para determinar si puede acercarse más a los ONCM deseados. También, con el impulso de la SDWA, la lista de estándares primarios se actualiza y expande continuamente para incluir contaminantes no regulados previamente que muestran riesgos inaceptables para la salud. En la Tabla 6.1 se da una lista de estándares primarios del agua potable.

Estándares químicos

Dentro de los compuestos inorgánicos se incluyen metales de elevada toxicidad, como el arsénico, el cadmio, el plomo y el mercurio; los nitritos (NO_2) y nitratos (NO_3), los cuales pueden causar metahemoglobinemia (el síndrome del bebé azul); el fluoruro, el cual se añade al agua a propósito con la intención de evitar la caries dental, pero que puede causar daños a éstos si la exposición es excesiva (*véase* el Ejemplo 1.1); y fibras de amianto, que son especialmente peligrosas cuando se inhalan, pero su peligro es menor si se ingieren (el NCM está escrito en términos de millones de fibras por litro con longitudes superiores a 10 micras).

Los contaminantes químicos orgánicos para los que se han promulgado NCM se clasifican en los tres grupos siguientes:

1. Los *Compuestos Orgánicos Sintéticos* (SOCs) son compuestos utilizados en la fabricación de una amplia variedad de productos agrícolas e industriales. Esto incluye principalmente los insecticidas y herbicidas.

TABLA 6.1. Nivel máximo de contaminantes (mg/L) para el agua potable organizados por categoría

Contaminantes inorgánicos			
Antimonio	0,006	Cianuro (cianuro libre)	0,2
Arsénico	0,010	Fluoruro	4,0
Asbestos (fibra > 10 μm)	7 MFL ^(a)	Plomo	TT ^(b)
Bario	2	Mercurio (inorgánico)	0,002
Berilio	0,004	Nitrato (N)	10
Cadmio	0,005	Nitrito (N)	1
Cromo	0,1	Selenio	0,05
Cobre	TT ^(b)	Talio	0,002
Contaminantes orgánicos			
Archilamida	TT ^(b)	Epicloridrin	TT ^(b)
Alaclor	0,002	Etilbenceno	0,7
Atracina	0,003	Diobromida de etileno (EDB)	0,00005
Benceno	0,005	Glifosato	0,7
Benzopireno	0,0002	Heptacloro	0,0004
Carbofurán	0,04	Heptacloro epóxido	0,0002
Tetracloruro de carbono	0,005	Hexaclorobenceno	0,001
Clordano	0,002	Hexaclorocicloentadieno (HEX)	0,005
Clorobenceno	0,1	Lindano	0,0002
2,4-D	0,07	Metosicloro	0,04
Dalapón	0,2	Oxamil	0,2
1,2-Dibromo-3-cloropropano (DBCP)	0,0002	Pentaclorofenos	0,001
<i>o</i> -Diclorobenceno	0,6	Picloram	0,5
<i>p</i> -Diclorobenceno	0,075	Bifenilos policlorados (PCBs)	0,0005
1,2-dicloroetano	0,005	Simacina	0,004
1,1-Dicloroetileno	0,007	Estireno	0,1
<i>cis</i> -1,2-Dicloroetileno	0,07	Tetracloroetileno (PCE)	0,005
<i>trans</i> -1,2-Dicloroetileno	0,1	Tolueno	1
Diclorometano	0,005	Toxafeno	0,003
1,2-Dicloropropano	0,005	2,4,5-TP (silbex)	0,05
Di(etilhexil) adipato	0,4	1,2,4-Triclorobenceno	0,07
Di(etilhexil) phtalato (DEHP)	0,006	1,1,1-Tricloroetano	0,2
Dinoseb	0,007	1,1,2-tricloroetano	0,005
Dioxin (2,3,7,8-TCDD)	0,00000003	Tricloroetileno (TCE)	0,005
Diquat	0,02	Cloruro de vinilo	0,002
Endotal	0,1	Xilenos (total)	10
Endrin	0,002		
Radionucleidos Radio-226 combinado con Radio-228	5pCi/L	Emisores de fotones y partículas beta	4 mrem/año
Valores en bruto de emisores alfa	15pCi/L	Uranio	0,030
Contaminantes microbiológicos			
<i>Cryptosporidium</i>	TT ^(b)	Total de coliformes (fecales y <i>E. Coli</i>)	5% ^(d)
<i>Giardia lamblia</i>	TT ^(b)	Turbidez	TT ^(b)
Bacterias heterótrofas en placa	TT ^(b)	Virus entéricos	TT ^(b)
<i>Legionella</i>	TT ^(b)		

TABLA 6.1. Nivel máximo de contaminantes (mg/L) para el agua potable organizados por categoría (continuación)

Desinfectantes/Subproductos desinfectantes			
Bromato	0,010	Clorito	1,0
Cloraminas (Cl ₂)	4,0 ^(e)	Ácidos haloacéticos (HAA5)	0,060
Cloro (Cl ₂)	4,0 ^(e)	Trihalometanos totales (TTHMs)	0,080
Dióxido de cloro (Cl ₂)	0,8 ^(e)		

^(a) 7 millones de fibras/litro.

^(b) Requisitos en la técnica de tratamiento (TT) más que NCM.

^(c) Excluye aportaciones de radón y uranio.

^(d) No más del 5 por ciento de las muestras dan positivo en coliformes en un mes.

^(e) Nivel máximo de desinfectante residual-concentración máxima de desinfectante permitido en el agua potable.

2. Los *Compuestos Orgánicos Volátiles* (VOCs) son sustancias químicas sintéticas que se vaporizan a temperatura ambiente. Estos incluyen agentes desengrasantes, disolventes para pinturas, pegamentos, tintes y algunos pesticidas. Las sustancias más representativas son el benceno, el tetracloruro de carbono, el 1,1,1-tricloroetano (TCA), el tricloroetileno (TCE), y el cloruro de vinilo.
3. Los *Subproductos Desinfectantes* (DBP) son los subproductos que se forman cuando un desinfectante reacciona con sustancias presentes agua y forma un producto tóxico. Hay DBP tanto orgánicos como inorgánicos. Los dos tipos de DBP orgánicos regulados, los trihalometanos (THM) y los ácidos haloacéticos (HAA), se forman cuando se utiliza el cloro como desinfectante y éste reacciona con determinados tipos de sustancias orgánicas en el agua. Tanto los THM y los AHA están asociados con un incremento del riesgo de cáncer. Esto crea, en cierto modo, un dilema con el tratamiento del agua potable, puesto que el hecho de añadir desinfectantes tales como el cloro que es claramente beneficioso para la inactivación de microbios patógenos que causan la mayoría de las enfermedades transmitidas por el agua, pero tiene como contrapartida que los subproductos de este tratamiento pueden provocar cáncer. Este es un ejemplo de por qué las enmiendas de la SDWA de 1996 especifican que el peligro para la salud, procedente de contaminantes ha de ser minimizado mediante un balance de riesgos. En los DBP, la solución más frecuente es separar los compuestos precursores de los DBP (denominados precursores) del agua antes de que se añada el desinfectante.

Radionucleidos

La radiactividad en las reservas públicas de agua potable es otra categoría de contaminantes regulada por la SDWA. Algunos compuestos radiactivos, o *radionucleidos*, son sustancias que se producen de forma natural, tales como el radón y el radio-226, los cuales se encuentran a menudo en las aguas subterráneas. Otras, como el estroncio-90 y el tritio, son contaminantes de aguas superficiales procedentes de las pruebas de armamento nuclear traídos por las lluvias. Los NCM de la mayoría de los radionucleidos se expresan en picocuries por litro (pCi/L), donde 1 pCi/L corresponde a 2,2 desintegraciones radiactivas por minuto (que es la velocidad de desintegración de un gramo de radio). Por ejemplo, el NCM de la actividad en bruto de partículas alfa (incluyendo el radio-226 pero excluyendo el radón y el uranio) es de 15 pCi/L. Los NCM de partículas beta y de la radiactividad fotónica es una medida anual, tanto a todo el cuerpo o a cualquier órgano particular, de 4 milirem/año.

Aunque no se ha establecido todavía un NCM para el radón, es quizá el radionucleido más importante asociado con el agua potable. Es un gas incoloro, inodoro e insípido que se forma de modo natural en algunas aguas subterráneas. Es un contaminante poco habitual, puesto que el peligro no reside en beber agua contaminada con radón, sino en respirar el gas después de haberse liberado en el aire. Cuando el agua cargada de radón se calienta o se agita, tal como ocurre en duchas o en lavadoras, el gas radón se libera. Como se verá en el Capítulo 7, se cree que la inhalación de gas radón es un serio causante de cáncer de pulmón. El estándar propuesto para el radón en el agua potable anima a los estados a adoptar el denominado programa de Mitigación Multimedia (MMM) que permite un nivel de 4.000 pCi/L de radón en el agua potable, si se pone en práctica un programa autorizado para minimizar la exposición al radón por parte de fuentes interiores de aire sin relación con el agua. Si no se lleva a cabo ningún programa MMM, el NCM propuesto para el radón es de 300 pCi/L.

Estándares microbiológicos

Otra categoría de los NCM primarios son los *contaminantes microbiológicos*. Aunque sería deseable evaluar la seguridad de un suministro de agua mediante el test individual de determinados microorganismos patógenos específicos, tales tests son demasiado difíciles de ejecutar en un análisis rutinario para utilizarlos como estándar. En lugar de ello, emplearemos una técnica mucho más simple, basada en analizar el agua buscando evidencias de contaminación fecal de cualquier índole. En esta prueba se utilizan las bacterias coliformes (*Escherichia coli*) como *organismos indicadores*, de cuya presencia se puede asumir que el agua está contaminada. Dado que el número de bacterias coliformes excretadas en heces se hallan en el rango de 50 millones por gramo, y que la concentración de éstas en las aguas residuales domésticas suele ser de varios millones por cada 100 mL, sería altamente improbable que el agua contaminada con residuos humanos no tuviera coliformes. Esta conclusión es la base para el estándar de contaminantes microbiológicos del agua potable, el cual especifica que para grandes sistemas de suministro de agua (los que abastecen a más de 10.000 personas), el número de muestras de test que revelen cualquier tipo de coliformes no debe superar el 5%; para sistemas menores, tomando menos de 40 muestras mensuales, sólo uno podrá resultar positivo.

Asumir que la ausencia de coliformes implica una ausencia de patógenos se basa en primer lugar en las dos observaciones siguientes. Primero, en nuestra sociedad, son relativamente pocos los individuos cuyas excreciones añaden patógenos a las aguas residuales, mientras que la población entera contribuye a aumentar el número de coliformes. Así, el número de coliformes debería exceder en mucho el número de patógenos. En segundo lugar, para muchas de las enfermedades transmitidas por el agua que han causado epidemias en la humanidad, la tasa de supervivencia de los patógenos fuera del anfitrión es mucho menor que la tasa de supervivencia de los coliformes. La combinación de estos factores indica que, estadísticamente hablando, la relación entre patógenos y coliformes debería ser lo suficientemente pequeña como para que se pudiera concluir que es extremadamente improbable que una muestra de agua contuviera un patógeno sin contener también numerosos coliformes.

Esta aproximación al análisis de pureza microbiológica ha sido efectiva, pero no es en absoluto una medida certera. Por ejemplo, algunos patógenos no bacterianos, especialmente los virus y las esporas de los protozoos (como la *Giardia* y la *Cryptosporidium*), sobreviven bastante más tiempo fuera de sus anfitriones que las bacterias coliformes, lo que incrementa la probabilidad de encontrar patógenos sin ir acompañados de coliformes. Un problema adicional existe al hacer recaer totalmente la medida indicadora de organismos sobre los coli-

formas En muchos casos, los coliformes se inactivan más fácilmente que otros patógenos, como los virus y los protozoos, por desinfectantes químicos. Así, muestras tomadas tras desinfección pueden indicar una falta de coliformes, mientras que otros patógenos pueden permanecer activos. Para superar esta limitación que surge de tomar solamente los coliformes como indicadores, se propusieron o desarrollaron durante la década pasada algunas reglas complejas que especifican créditos en diversas técnicas de tratamiento y exigen que la suma de estos créditos en un proceso de tratamiento de agua en particular asegure que hay un 99,99% de inactivación o eliminación de virus entéricos¹, 99,9% de *Giardia* y 99% de *Cryptosporidium*. Se alude a estos créditos con los términos eliminación de virus, *Giarda* y *Cryptosporidium* 4-log, 3-log, y 2-log respectivamente.

El test de coliformes se emplea también para evaluar la seguridad del contacto con el agua en actividades recreativas o de ocio. Muchos estados recomiendan un límite de 1.000 coliformes por cada 100 mL. En cualquier caso, una interpretación adecuada de un test coliforme realizado en agua superficial es complicada por el hecho de que la fauna arroja, además de los seres humanos, coliformes fecales. Así una alta concentración de coliformes fecales no es necesariamente una indicación de contaminación humana. Cuando realmente importa distinguir entre contaminación humana y animal, se pueden realizar análisis más sofisticados. Tales análisis están basados en el hecho de que la proporción entre coliformes fecales y estreptococos fecales es diferente en excreciones humanas y animales.

Estándares secundarios

Los estándares secundarios de la EPA son niveles de contaminación máximos no obligatorios con la intención de proteger el bienestar público. El criterio del bienestar público incluye factores tales como el sabor, el color, la corrosividad y el olor, no los efectos sobre la salud. Los límites mostrados en la Tabla 6.2 están basados en gran parte en el sabor, y aunque no lo exige la EPA, algunos estados los han adoptado como requisitos obligatorios.

TABLA 6.2. Estándares secundarios para el agua potable

Contaminante	Nivel	Efectos contaminantes
Aluminio	0,05-0,2 mg/L	Decoloración del agua
Cloro	250 mg/L	Sabor, corrosión de cañerías
Color	15 unidades pigmento	Antiestético
Cobre	1,0 mg/L	Sabor, manchas en porcelana
Corrosividad	No corrosiva	Filtraciones de plomo en cañerías
Flúor	2,0 mg/L	Fluorosis dental
Agentes espumosos	0,5 mg/L	Antiestético
Hierro	0,3 mg/L	Sabor, manchas en la ropa
Manganeso	0,05 mg/L	Sabor, manchas en la ropa
Olor	3 sobre el umbral del olor	Antiestético
pH	6,5-8,5	Corrosivo
Plata	0,10 mg/L	Decoloración de la piel
Sulfato	250 mg/L	Sabor, efectos laxantes
Sólidos disueltos totales	500 mg/L	Sabor, corrosividad, detergentes
Zinc	5 mg/L	Sabor

¹ Nota del traductor: Entérico: perteneciente o relativo al intestino

El exceso de sulfato es indeseable por sus efectos laxantes; el hierro y el manganeso son rechazables por su sabor y su capacidad para manchar la ropa y accesorios, y su espumosi- dad y color son desagradables visualmente. El exceso de flúor causa una decoloración parda de los dientes, y el olor de diversos gases disueltos puede hacer el agua inaceptable para el consumidor.

6.4. | Sistemas de tratamiento de las aguas

El propósito de los sistemas de tratamiento de aguas consiste en convertir el agua «cruda» en un agua que presente la calidad suficiente para beberse. El sistema utilizado para cada tipo de tratamiento en particular que se requiere para cumplir esos estándares depende en gran medida de la fuente de agua. Aproximadamente la mitad del agua potable en los Estados Unidos proviene de corrientes del subsuelo y la otra mitad de las aguas superficiales. La mayoría de las grandes ciudades se apoyan más en las aguas superficiales, mientras que la mayoría de los pueblos y pequeñas comunidades dependen más de las aguas subterráneas. El tratamiento típico de las aguas superficiales se focaliza en la eliminación de partículas, y los tratamientos de aguas subterráneas se centran en la eliminación de contaminantes inorgá- nicos disueltos, como el calcio y el hierro. Producir un agua libre de microbios patógenos es difícil para cualquier fuente de agua, pero las aguas superficiales tienen mucha mayor posi- bilidad de contaminación microbiana, de modo que la filtración es, actualmente, un requisito para las aguas superficiales.

Como muestra la Figura 6.2, una depuradora típica de aguas superficiales podría incluir la siguiente serie de pasos:

1. *Enrejado y desarenado*, donde se retiran los residuos flotantes de cierto tamaño y arenas y otros restos que sedimentan muy rápido, y podrían dañar el equipo subsi- guiente.
2. *Primera sedimentación* (también llamada clarificación) donde se separan las partícu- las que sedimentan por la sola acción de la gravedad en el plazo de unas horas.
3. *Mezcla y coagulación rápidas*, proceso que utiliza sustancias químicas y agitación para ayudar a determinadas partículas suspendidas a colisionar y adherirse, forman- do partículas mayores.
4. *Floculación*, proceso durante el cual el agua se remueve de manera suave para faci- litar la formación de «copos» que sedimentarán más fácilmente.

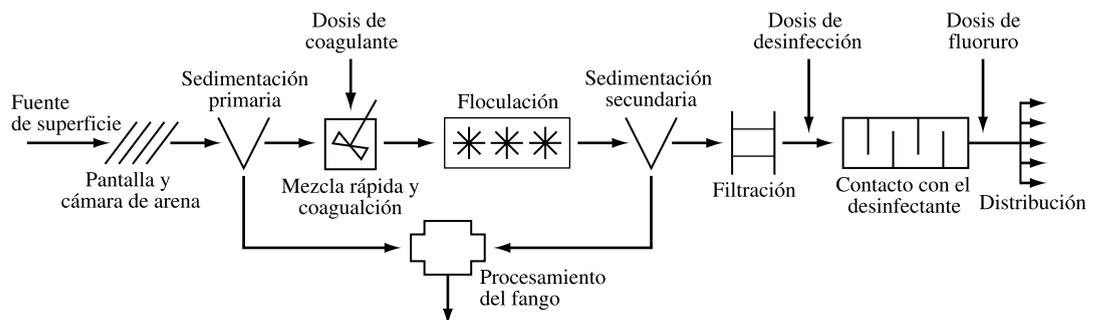


FIGURA 6.2. Esquema de una típica planta de tratamiento de aguas superficiales.

5. *Segunda sedimentación*, donde se ralentiza el flujo del caudal para que los copos sedimenten debido a la fuerza de gravedad.
6. *Filtración*, que retira partículas y copos demasiado pequeños o ligeros como para sedimentar a consecuencia de la gravedad.
7. *Procesamiento de los sedimentos residuales*, consiste en la desecación y eliminación de sólidos y líquidos recogidos de los tanques de sedimentación.
8. *Desinfección por contacto*, donde se añaden desinfectantes que permanecen el tiempo suficiente para inactivar cualquier patógeno que pudiera quedar, antes de distribuir el agua.

Las aguas subterráneas contienen muchas menos partículas y patógenos que las aguas superficiales y, en muchos lugares, se distribuyen tras un simple proceso de desinfección. No obstante, debido a que el agua subterránea a menudo se mueve a través de los suelos y minerales del subsuelo durante largos periodos de tiempo antes de ser extraída para su uso, puede contener altos niveles de minerales disueltos o de gases inaceptables. Los contaminantes minerales disueltos más comunes son el calcio y el magnesio, que determinan la *dureza*. El calcio y el magnesio pueden separarse mediante su precipitación como partículas, de modo que algunos pasos para ablandar estas aguas son similares al procedimiento de depuración de las aguas superficiales. La Figura 6.3 muestra el proceso de una depuradora típica de aguas subterráneas que responde a las siguientes unidades de operación:

1. *Aireación*, que elimina los gases indeseables.
2. *Floculación*, (y *precipitación*) consiste en la adición de sustancias que obligan al calcio y al magnesio a sobrepasar sus límites de solubilidad.
3. *Sedimentación*, separa las partículas sólidas, producto del proceso anterior, que sedimentan a consecuencia de la gravedad.
4. *Recarbonatación*, reajusta el pH y la alcalinidad del agua y puede provocar precipitaciones adicionales de iones causantes de la dureza.
5. *Filtración*, *desinfección* y *proceso de sólidos*, sirven para los mismos propósitos y con los mismos resultados que en el tratamiento de aguas superficiales.

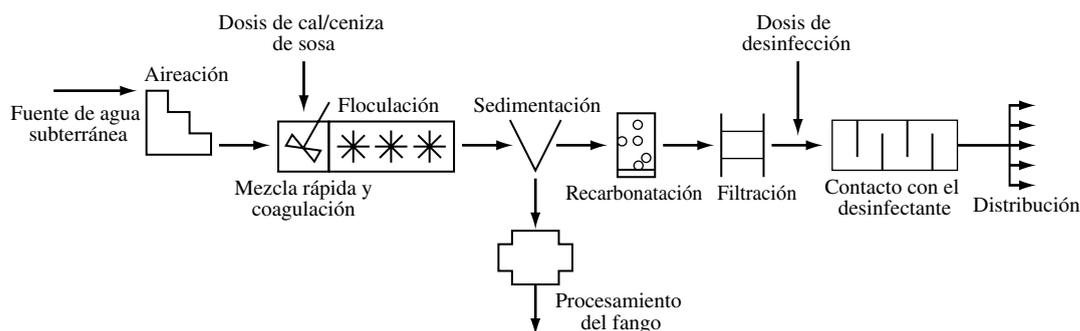


FIGURA 6.3. Esquema de una típica planta de tratamiento de agua para aguas subterráneas, incluye ablandar para la eliminación de calcio y magnesio.

Sedimentación

La sedimentación, o precipitación gravitacional de las partículas suspendidas en el agua, es una de las formas más simples y antiguas de tratamiento de aguas. Simplemente permitiendo al agua reposar en cualquier lugar, desde una jarra hasta un embalse, decantando el agua

y utilizando la superficie de ésta, a menudo se mejora considerablemente su calidad. Un depósito de sedimentación (también llamado clarificador) es un tanque grande, de forma rectangular o circular, diseñado para contener agua durante un periodo de tiempo suficiente como para permitir que la mayoría de las partículas sólidas que se hallan suspendidas, precipiten. Cuanto mayor sea el tiempo teórico calculado para la masa de agua, mayor y más caro tendrá que ser el tanque, pero de manera proporcional, más calidad tendrá el proceso. Estos depósitos suelen estar equipados con un dispositivo que permite limpiar los sedimentos residuales recogidos en el fondo.

La sedimentación puede eliminar partículas que son contaminantes en sí, o pueden albergar otros contaminantes, como patógenos o metales. Aunque las partículas son de superficie irregular, su tamaño puede compararse con el diámetro de una esfera de volumen similar, la cual posee una velocidad de sedimentación idéntica. Ese diámetro equivalente se denomina *diámetro hidrodinámico* cuando se habla de la sedimentación de partículas en agua, y *diámetro aerodinámico* cuando la sedimentación ocurre en el aire (véase la Sección 7.5).

Podemos emplear un análisis bastante simple para determinar la velocidad de sedimentación de una partícula esférica. Cuando tal partícula alcanza su velocidad final, la fuerza gravitatoria que la atrae se equilibra con una fuerza de frenado a la que se le suma una fuerza de empuje hacia arriba igual al peso del fluido desplazado (Figura 6.4).

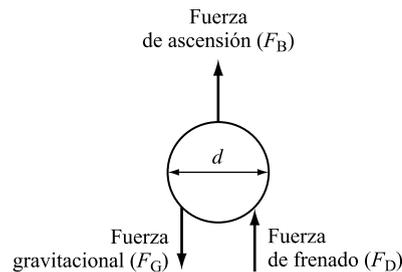


FIGURA 6.4. Fuerzas que actúan en una partícula asentada en el agua.

La fuerza de frenado es una función del número de Reynolds de la partícula, la cual se expresa como:

$$\text{Re} = \frac{\rho v_s d_p}{\mu} \quad (6.1)$$

donde

ρ = Densidad del agua.

v_s = Velocidad de sedimentación de la partícula.

d_p = Diámetro hidrodinámico de la partícula.

μ = Viscosidad absoluta del agua.

Aunque las partículas en el agua pueden tener números de Reynolds en las zonas laminar ($\text{Re} < 1$), transición ($1 < \text{Re} < 10.000$), y turbulenta ($\text{Re} < 10^4$), sólo se necesita considerar el caso de la zona laminar para comprender las bases de la operación del tanque de sedimentación. En la zona laminar, la fuerza de frenado es

$$F_D = 3\pi\mu v_s d_p \quad (6.2)$$

Respectivamente, las fuerzas gravitatoria y de empuje son

$$F_G = mg = V_p \rho_p g \quad \text{y} \quad F_B = m_w g = V_p \rho g \quad (6.3)$$

donde

g = Aceleración gravitatoria (9,807 m/s²).

m = Masa de la partícula.

m_w = Masa de agua desplazada por la partícula.

V_p = Volumen de la partícula = $\pi d_p^3/6$.

ρ_p = Densidad de la partícula.

En la Figura 6.4 puede verse que el balance de fuerzas que actúan sobre una partícula cuando esta se halla en su velocidad final de sedimentación es

$$F_G = F_D + F_B$$

Sustituyendo (6.2) y (6.3) en este balance de fuerzas, se obtiene

$$\frac{\pi d_p^3 \rho_p g}{6} = \frac{\pi d_p^3 \rho g}{6} + 3\pi \mu v_s d \quad (6.4)$$

lo que se simplifica por la ley de Stokes

$$v_s = \frac{g(\rho_p - \rho)d_p^2}{18\mu} \quad (6.5)$$

La Figura 6.5 muestra la trayectoria de una partícula arrastrada por un flujo horizontal de agua desde un extremo hasta el otro, en un tanque de sedimentación rectangular. Ésta sedimenta a una distancia, h_p , a medida que atraviesa el tanque, de modo que

$$h_p = v_s \theta = \frac{v_s V_b}{Q} \quad (6.6)$$

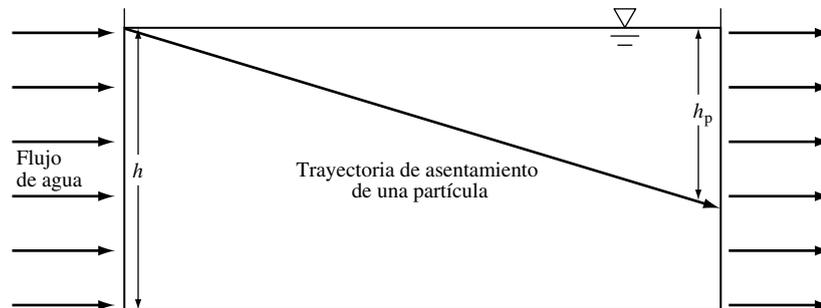


FIGURA 6.5. La trayectoria del asentamiento de una partícula como es llevada desde la izquierda a la derecha por el flujo de agua hasta la base de sedimentación.

donde θ es el tiempo de detención hidráulica del tanque, V_b es el volumen del tanque, y Q es la velocidad volumétrica de flujo del agua a través del tanque. El funcionamiento de los tanques de sedimentación se basa en el principio de que, si una partícula alcanza el fondo

del tanque, se supone separada del agua. Para que la partícula alcance el fondo, su velocidad de sedimentación (v_s) ha de ser mayor o igual que la *velocidad de sedimentación crítica*, v_0 , de

$$v_0 = \frac{h}{\theta} = \frac{hQ}{V_b} = \frac{hQ}{hA_b} = \frac{Q}{A_b} \quad (6.7)$$

donde A_b es el área de superficie del tanque rectangular.

La velocidad de sedimentación crítica es la velocidad mínima de sedimentación que una partícula puede tener conservando la garantía de separarse en el tanque de sedimentación. En otras palabras, el 100% de las partículas cuyas velocidades de sedimentación sean iguales o mayores que la velocidad de sedimentación crítica, podrán separarse en el tanque. Así, basándonos en (6.7) y (6.5), si queremos diseñar un clarificador que separe todas las partículas de un tamaño determinado, d , de una corriente de agua con una velocidad de flujo, Q , el área de superficie, A_b , del tanque rectangular tendrá que ser

$$A_b = \frac{18Q\mu}{g(\rho_p - \rho)d_p^2} \quad (6.8)$$

Aunque muchos clarificadores tanto en potabilizadoras como en depuradoras son circulares en lugar de rectangulares, (6.7) y (6.8) son aplicables; en cualquier caso, para un clarificador circular, el área de superficie del tanque es π veces el radio al cuadrado del tanque, en vez de su anchura multiplicada por su longitud, como ocurre con los rectangulares. En la mayoría de los tanques de sedimentación circulares, el flujo entrante llega al centro, y los flujos tratados abandonan el tanque por la periferia a medida que rebasan las paredes del recipiente y desbordan. Si el tanque es muy pequeño y las aguas residuales fluyen demasiado deprisa hacia la zona de desagüe, los sólidos se moverán demasiado deprisa para sedimentar. Las velocidades de desagüe típicas se hallan comprendidas dentro del rango de 1 a 2,5 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Otro parámetro que influencia la actividad del clarificador es el tiempo de detención del tanque. El tiempo de detención hidráulica en cualquier tanque es su volumen dividido por la velocidad de flujo entrante. Esto es, desde el punto de vista numérico, igual al tiempo que sería necesario para llenar un tanque vacío con agua entrando a la velocidad media de flujo diaria. Aunque la velocidad a la que desborda el tanque no depende de la profundidad del clarificador, el tiempo de detención sí. Los tiempos de detención típicos se hallan comprendidos entre 1 y 4 horas.

EJEMPLO 6.1. Eliminación de cienos en un sedimentador

Una depuradora de agua potable emplea un tanque de sedimentación circular para tratar 3 MGD de aguas fluviales. (MGD son millones de galones diarios, y es una medida para la velocidad de flujo muy común en Estados Unidos en los tratamientos de aguas y aguas residuales. 1,0 MGD = 0,0438 m^3/s —véase Apéndice A, «Factores Útiles de Conversión»). Después de tormentas ocurridas corriente arriba, el río arrastra cienos de 0,010 mm con una densidad media de 2,2 g/cm^3 , y estos han de limpiarse antes de que el agua se utilice. El sedimentador de la depuradora tiene 3,5 m de profundidad y 21 m de diámetro. El agua está a 15 °C.

- a) ¿Cuál es el tiempo de detención hidráulica del sedimentador?
- b) ¿Limpiará el sedimentador todas las partículas de cieno del agua fluvial?

Solución

- a) El tiempo de detención hidráulica, θ , de flujo que cruza el recipiente es

$$\theta = V/Q \quad (6.9)$$

donde V es el volumen del recipiente y Q es la velocidad de flujo a través del recipiente. El volumen de un tanque circular es

$$V = \frac{\pi d_b^2 h}{4}$$

donde d_b es el diámetro del tanque, y h su profundidad. Así, el tiempo de detención del sedimentador es

$$\theta = \frac{\pi d_b^2 h}{4Q} = \frac{\pi(21 \text{ m})^2(3,5 \text{ m})}{4(3 \text{ MGD})(0,0438 \text{ m}^3/\text{sMGD})} = 9,226 \text{ s} = 2,6 \text{ hr}$$

- b) Para saber si las partículas sedimentarias se limpiarán, se necesita calcular la velocidad de sedimentación y compararla con la velocidad crítica del tanque de sedimentación. En primer lugar, necesitaremos saber la densidad del agua ρ y la viscosidad μ . Del Apéndice C, «Densidad y viscosidad del agua y el aire», la densidad del agua y la viscosidad a 15 °C serán 999,1 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ y 0,00114 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente. La constante de aceleración gravitacional g se halla en el Apéndice D, «Constantes útiles». De modo que, utilizando (6.5), la velocidad de sedimentación de la partícula es

$$v_s = \frac{(9,807 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2})(2.200 - 999,1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})(10^{-5} \text{ m})^2}{18(0,00114 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1})} = 5,74 \times 10^{-5} \text{ m/s}$$

La velocidad crítica del tanque de sedimentación se halla utilizando (6.7) como

$$v_0 = \frac{h}{\theta} = \frac{3,5 \text{ m}}{9,226 \text{ s}} = 38 \times 10^{-5} \text{ m/s}$$

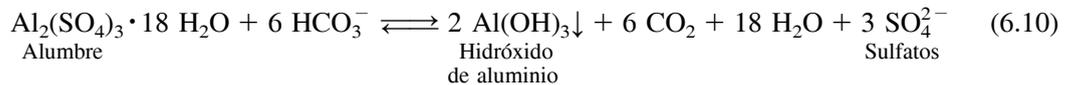
La velocidad de sedimentación de las partículas es mucho menor que la velocidad crítica del tanque, así que no todas serán limpiadas por el sedimentador de la depuradora. Nótese que la velocidad crítica podría también calcularse dividiendo la velocidad de flujo entre el área de superficie del sedimentador.

Coagulación y floculación

El agua cruda puede contener partículas en suspensión que son demasiado pequeñas para sedimentar mediante la sola fuerza de la gravedad en un periodo de tiempo razonable y no pueden ser retiradas por una simple filtración. Muchas de estas partículas son coloides (partículas con un tamaño entre 0,001 y 1 μm). El objetivo de la coagulación consiste en alterar las superficies de la partícula de tal modo que las permita adherirse a cada una de las demás. Así, pueden crecer y alcanzar un tamaño que permitirá su deshecho mediante la filtración o la sedimentación. La coagulación se considera un proceso de *tratamiento químico*

que desestabiliza las partículas (las hace «pegajosas») como opuesto ante una operación de *tratamiento físico*, como la floculación, la sedimentación o la filtración.

La mayoría de los coloides y partículas no sedimentarias de interés en tratamientos de agua permanecen suspendidas en solución porque tienen una carga superficial negativa que provoca que las partículas se repelan entre ellas. El propósito del coagulante es neutralizar la carga superficial, permitiendo así a las partículas unirse formando partículas mayores que pueden limpiarse con mayor facilidad. El coagulante habitual es el sulfato de aluminio (Alum), $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$, aunque pueden utilizarse FeCl_3 , FeSO_4 , y otros coagulantes, como los polielectrolitos. Como la intención aquí es simplemente introducir los conceptos del tratamiento del agua, dejando las complejidades para libros más especializados, veamos tan solo las reacciones que implican el uso del sulfato de aluminio. El sulfato de aluminio se ioniza en el agua, produciendo iones Al^{3+} , algunos de los cuales neutralizan las cargas negativas de los coloides. La mayoría de los iones de aluminio, en cualquier caso, reaccionan con la alcalinidad en el agua (bicarbonato) y forman hidróxido de aluminio insoluble, $\text{Al}(\text{OH})_3$. La reacción general es



Si no hay suficiente bicarbonato disponible para que esta reacción tenga lugar, el pH debe elevarse, normalmente añadiendo cal $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o carbonato de sodio, Na_2CO_3 . El hidróxido de aluminio precipitado forma copos ligeros y esponjosos que adsorben partículas desestabilizadas en su superficie a medida que sedimenta. Las partículas desestabilizadas pueden también agregarse y crecer colisionando entre ellas. El grado de desestabilización de las partículas se mide según el *factor de eficacia de colisión*, a , que se define como la cantidad de colisiones entre partículas que termina en agregación. Si las partículas están completamente desestabilizadas, en tal caso toda colisión terminará en agregación, y $a = 1$, mientras que, por ejemplo, si $a = 0,25$, sólo una de cada cuatro colisiones entre partículas terminará en agregación.

Los coagulantes se añaden al agua cruda en un tanque de mezcla y coagulación rápida, que está provisto de brazos rotatorios que mezclan las sustancias con rapidez. El tiempo de retención típico de los tanques es inferior a medio minuto. La floculación continúa en un tanque que aplica una agitación suave durante aproximadamente media hora. Durante este tiempo, el hidróxido de aluminio que precipita forma un copo plano visible. La mezcla en el tanque de floculación debe hacerse muy cuidadosamente. Debe ser suficiente para ayudar a las partículas a hacer contacto entre sí y posibilitar que el copo crezca en tamaño, pero no puede ser tan agresiva que rompa la frágil unión de las partículas de éste. La mezcla ayuda también a evitar que el copo sedimente en este tanque, en lugar de hacerlo en el tanque de sedimentación siguiente. La Figura 6.6 refleja una sección transversal de un tanque de mezcla seguido de un tanque de sedimentación.

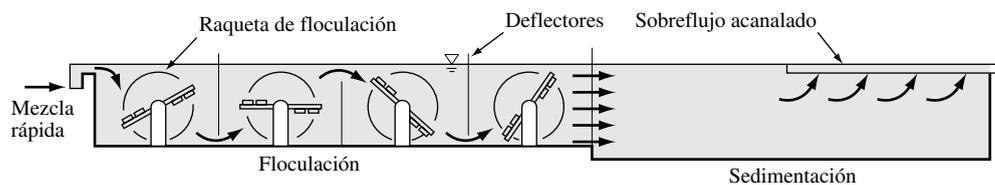


FIGURA 6.6. Corte de un tanque de floculación y sedimentación (Hammer y Hammer, 1996).

El nivel de agitación en el tanque de floculación se simboliza mediante un parámetro, G , la media cuadrática del *gradiente de velocidad*, o más simplemente la *intensidad de mezcla*. G es el parámetro primario que el ingeniero utiliza para maximizar la tasa de colisiones entre partículas sin mezclar de manera tan intensa que los copos se quiebren. La intensidad de mezcla G depende de la energía que se aplica a los brazos rotatorios, expresada mediante

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V_b}} \quad (6.11)$$

donde P es la energía utilizada por el rotativo (o cualquier otro sistema de mezcla), V_b es el volumen del tanque, y μ es la viscosidad del agua.

La tasa de agregación de las partículas puede verse como el índice de cambio de la concentración total de partículas. La concentración de partículas, N , es el número total de partículas (donde cada una cuenta como una partícula individual, tanto suelta como agregada) dividido por el volumen de agua. Cada vez que dos partículas colisionan y se agregan, la concentración decrece una unidad. Así, la velocidad de floculación puede expresarse matemáticamente como dN/dt . Esto es análogo al modo en que se representó el índice de cambio de la concentración de contaminante a medida que avanza el tiempo. (Véase el Ejemplo 1.5 y el texto adjunto sobre balances de masas.) Debido a que el mezclado es inherente a los tanques de floculación (Figura 6.6), cada cámara actúa como un reactor continuo de tanque agitado (CSTR) con una concentración afluyente igual en todas las cámaras. La teoría detallada de la coagulación/floculación es compleja, y está por encima del área de competencia de este texto. En cualquier caso, una comprensión útil del proceso puede obtenerse considerando unas condiciones simples pero relevantes en la práctica. En el análisis siguiente se supone que todas las partículas son inicialmente del mismo tamaño (a lo que se llama *distribución monodispersa*), el mezclado del agua es relativamente suave (llamado *mezclado laminar*), y un volumen de agregados es la suma de los volúmenes individuales de las partículas que forman el agregado (*agregación coalescente*). En este caso, la velocidad de floculación puede expresarse como un proceso de primer orden.

$$r(N) = -kN \quad (6.12)$$

donde

$$k = \frac{\alpha^4 \Omega G}{\pi} \quad (6.13)$$

α es el factor de eficacia de colisión anteriormente mencionado, y Ω es el volumen del copo, el cual se define como

$$\Omega = \frac{\pi d_p^3 N_0}{6} \quad (6.14)$$

donde N_0 es el número inicial de concentración de partículas monodispersas con un diámetro d_p . Puede imaginarse el volumen del copo Ω como el volumen total de sólidos por volumen de agua. En otras palabras, es el volumen de concentración de partículas. Teniendo en cuenta la agregación combinada, el volumen de concentración del copo es constante, incluso aunque el número de partículas concentradas cambie a medida que la agregación ocurre.

EJEMPLO 6.2. Floculación de cienos antes de la sedimentación

Para incrementar su capacidad de sedimentación, las partículas de cieno de 0,010 mm del Ejemplo 6.1 se desestabilizan completamente añadiendo alumbre (sulfato de aluminio) y se hacen pasar por una o dos cámaras adyacentes de floculación. Las cámaras son de forma cúbica con dimensiones de 3,5 m de arista. Allí se mezclan con el agua en cada cámara por medio de unos brazos mecánicos que consumen una potencia de 2,5 kW. El agua que entra en la cámara de floculación contiene 10^5 partículas por mL. ¿Cuál es el diámetro medio de los agregados que abandonan las cámaras de floculación.

Solución. Cada cámara maneja la mitad de los 3,0 MGD de la depuradora, de modo que analizaremos una cámara que recibe 1,5 MGD. En primer lugar hallaremos la intensidad de mezcla, G , utilizando (6.11).

$$G = \sqrt{\frac{(2,50 \text{ kW})(1.000 \text{ W/kW})}{(0,001145 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1})(3,5 \text{ m})^3}} = 226 \text{ s}^{-1}$$

La cámara de floculación actúa como un CSTR de estado estacionario en el que se produce un descenso de primer orden en el número de partículas concentradas (Figura 6.7)

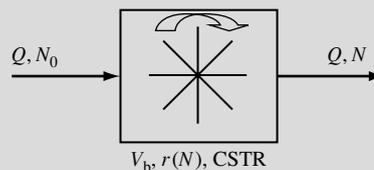


FIGURA 6.7. Esquema de un tanque de floculación simple con las variables señaladas.

Haciendo referencia al Capítulo 1 y a (1.23) y (2.26), el balance de masa de un CSTR de estado estacionario con una desintegración de primer orden es que la tasa inicial = tasa final + $V_b k C$. Para la cámara de floculación escribimos esta ecuación en términos numéricos de concentración N , en lugar de concentración de masa C , y se utilizan las variables descritas en la Figura 6.7 para obtener

$$QN_0 = QN + V_b k N$$

donde N_0 es la concentración inicial, y N representa la concentración final. Mediante (6.13) y dividiéndolo entre N , esto se convierte en

$$\frac{N_0}{N} = 1 + k \frac{V_b}{Q} = 1 + \frac{\alpha 4 \Omega G V_b}{\pi Q}$$

Para hallar el volumen del copo Ω en (6.14), necesitaremos el diámetro de la partícula d_p y la densidad inicial de la partícula N_0 . El diámetro de la partícula se facilitó en el Ejemplo 6.1 como 1×10^{-5} m, y la densidad inicial de la partícula se cifró previamente en 10^5 partículas/mL. El volumen del copo, entonces, resulta ser

$$\Omega = \frac{\pi(1 \times 10^{-5} \text{ m})^3 \left(\frac{10^5}{\text{mL}}\right) \left(\frac{10^6 \text{ mL}}{\text{m}^3}\right)}{6} = 5,24 \times 10^{-5}$$

y $a = 1$, puesto que las partículas de sedimento están completamente desestabilizadas, así

$$\frac{N_0}{N} = 1 + \frac{4(5,24 \times 10^{-5})(226 \text{ s}^{-1})}{\pi} \left(\frac{(3,5 \text{ m})^3}{(1,5 \text{ MGD})(0,0428 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})/\text{MGD}} \right) = 10,8$$

Esto significa que la agregación media contiene 10,8 de las partículas de sedimentación con diámetro de 0,010 mm originales. Puesto que esta aproximación presupone que las partículas tienden a aunarse, el volumen de agregación medio, V_a , es 10,8 veces el volumen individual, V_p , o $V_a = 10,8 V_p$. Para hallar el diámetro de la agregación media, d_a , utilizaremos esta relación para escribir

$$V_a = \frac{\pi}{6} d_a^3 = 10,8 \frac{\pi}{6} d_p^3$$

de donde

$$d_a = (10,8 d_p^3)^{1/3} = (10,8(0,010 \text{ mm})^3)^{1/3} = 0,0221 \text{ mm}$$

Filtración

La filtración es uno de los medios más utilizados y de mayor efectividad para separar del agua las pequeñas partículas. Éstas incluyen también los patógenos, los cuales son esencialmente pequeñas partículas. En la filtración del agua potable, la técnica más común se denomina *filtración rápida*. La filtración rápida consiste en una o varias capas de un medio filtrante cuidadosamente tamizado, como arena, antracita o tierra de diatomeas sobre un lecho de gravilla. Las oquedades porosas entre los granos del medio son, a menudo, mayores que el tamaño de las partículas que se pretende erradicar, de modo que gran parte de la filtración se ejecuta mediante procedimientos distintos al simple escurrimiento. La adsorción, seguida de la floculación y de la sedimentación en los espacios porosos son importantes mecanismos de limpieza. Cuando el filtro se atasca de partículas, hay que detener su funcionamiento durante un breve periodo y limpiarse con agua a presión en sentido contrario. Tras este retrolavado, el medio queda en disponibilidad de continuar operativo.

La filtración rápida típica opera con *velocidades de filtración* (también llamada velocidad superficial) entre 2 y 10 gpm/ft² (5-25 m³ m⁻² hr⁻¹). La velocidad de filtración, v_a , es el caudal volumétrico dividido por el área de la sección transversal del filtro, A_f :

$$v_a = \frac{Q}{A_f} \quad (6.15)$$

El área de superficie de un filtro normalmente es inferior a 100 m², de modo que se trabaja con múltiples filtros para tratar grandes volúmenes de agua. Tener muchos filtros permite la producción continua de agua con la posibilidad de interrumpir el funcionamiento de alguno de ellos si éste necesita someterse a retrolavado. Debido a que parte del agua limpia producida en cada ciclo de filtración debe utilizarse para retrolavar (y enjuagar el agua de retrolavado del filtro) menos del 100% del agua filtrada queda disponible para su distribución. La fracción de agua que puede utilizarse se denomina *eficacia de filtrado* (o *eficacia de producción*), η_f , y la tasa neta de producción de agua es la *tasa de filtración eficaz*, r_{ef} . Estas medidas de la actividad de un filtro se definen como

$$\eta_f = \frac{V_f - V_b - V_r}{V_f} \quad (6.16)$$

y

$$r_{ef} = \frac{\left(\frac{V_f}{A_f} - \frac{V_b}{A_f} - \frac{V_r}{A_f}\right)}{t_f + t_b + t_r} = \frac{(V_f - V_b - V_r)}{A_f t_c} \quad (6.17)$$

donde

V_f = Volumen de agua filtrado por ciclo de filtrado (m^3).

V_b = Volumen de agua utilizada para retrolavar el filtro (m^3).

V_r = Volumen de agua utilizado para enjuagar el filtro tras el retrolavado (m^3).

t_f = Tiempo de producción de agua limpia (hr).

t_b = Duración del retrolavado del filtro (hr).

t_r = Duración del enjuague del filtro (hr).

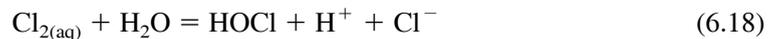
t_c = Duración del ciclo de filtrado completo (hr).

Comparando la tasa de filtración efectiva (r_{ef}) con la tasa de filtración (v_a) obtenemos una indicación acerca de la proporción total de agua que se utiliza en el retrolavado y enjuague. Las filtraciones rápidas están diseñadas con una eficacia de filtrado por encima del 95%. Las tasas de filtración, v_a , oscilan desde 2-8 gpm/ft^2 .

Desinfección

La operación final, pero de importancia primaria en la mayoría de los trenes de tratamiento es la desinfección. La desinfección debe cumplir dos objetivos: la *desinfección primaria*, matar todos los patógenos del agua, y la *desinfección secundaria* (o residual) para prevenir el hecho de que nuevos patógenos vuelvan a crecer y desarrollarse en el agua durante el periodo que transcurre antes de su consumo. Aunque tradicionalmente se añadía un solo desinfectante al agua para cumplir con ambos propósitos, cada vez es más común utilizar un producto como desinfectante primario y otro como desinfectante secundario.

El método de desinfección más utilizado en los Estados Unidos es la desinfección con cloro libre porque resulta barato, fiable y fácil de usar. El cloro libre en el agua se desarrolla dosificando con gas cloro ($Cl_{2(g)}$), hipoclorito de sodio ($NaOCl$) o hipoclorito de calcio ($Ca(OCl)_2$). La sustancia dosificada reacciona en el agua y produce gas cloro disuelto ($Cl_{2(aq)}$), ácido hipocloroso ($HOCl$), e hipoclorito (OCl^-), lo que contribuye a la concentración de cloro libre. La proporción relativa de cada una es una función del pH, como ilustra el Ejemplo 2.8 y muestran las dos reacciones siguientes:



El ácido hipocloroso es un desinfectante mucho más potente que el hipoclorito, de modo que la desinfección con cloro libre generalmente tiende a acidificar ligeramente el agua (véase el Ejemplo 2.8). El gas cloro disuelto no contribuye de manera significativa a la concentración del cloro libre a menos que el pH del agua sea inferior a 3, lo cual es demasiado ácido (corrosivo) para uso práctico. Aunque el cloro libre es sumamente efectivo contra las bacterias, su eficacia es menor cuando tratamos con oocitos de protozoos, especialmente los de *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium*, y con virus. En casi todas las circunstancias, un tratamiento completo incluyendo la coagulación, sedimentación, filtración, así como desinfección, se utiliza para cumplir los estándares microbiológicos de la Ley de Calidad del Agua

Potable. (Más información sobre patógenos y exigencias para su eliminación se ofreció anteriormente en la Sección 6.3 de este capítulo.)

Una de las principales ventajas de la cloración sobre otras formas de desinfección es que se crea un residuo del cloro que actúa como desinfectante secundario en el agua tratada después de que ésta haya abandonado la depuradora, protegiéndola así de posibles contaminaciones que pudieran ocurrir en el sistema distribución de agua. Para aumentar el tiempo de vida de este residuo, algunos sistemas añaden amoníaco al agua tratada. El amoníaco reacciona con el cloro libre para formar *cloraminas* (NH_2Cl , NHCl_2 y NCl_3), las cuales acostumbra a denominarse *cloro combinado*. Las cloraminas son menos efectivas como oxidantes que el HOCl , por lo que su uso como desinfectante primario es raro. No obstante, son más persistentes que el cloro libre y mantienen una desinfección secundaria en los sistemas de distribución durante periodos de tiempo relativamente largos.

Una desventaja del cloro libre es la formación de *subproductos de desinfección* (SPD) halogenados. Los SPD incluyen los trihalometanos (THM), como el carcinógeno, el cloriformo (CHCl_3) y los ácidos haloacéticos (AHA). Los THM y los AHA se crean cuando el cloro libre se combina con sustancias orgánicas naturales, como vegetación en descomposición, que puede haber presente en el agua. Un primer paso para reducir los THM es erradicar sustancias orgánicas antes de proceder con la cloración. Una práctica común en el pasado era la de clorar las aguas crudas entrantes antes de someterlas a coagulación y a filtración, pero este sistema contribuye a la formación de SPD. Desplazando el proceso de desinfección primario mediante cloro libre a una posición final, tras la coagulación/floculación, sedimentación y filtración, muchos de los SPD orgánicos precursores se eliminan, y se adquiere un cierto control sobre el grado de THM.

El problema de los SPD del cloro libre ha fomentado interés en desinfectantes primarios alternativos, como el dióxido de cloro (ClO_2) y el ozono (O_3). Ambos tienen la ventaja de no crear THM ni AHA, pero a medida que avanzan las investigaciones, se han hallado nuevos SPD derivados de éstos. Por ejemplo, ClO_2 puede romperse y formar clorito, que tiene un NCM de 1 mg/L, y el ozono forma bromato, que tiene un NCM de 0,010 mg/L, cuando hay bromuro en el agua. El riesgo relativo que plantean estos SPD y la probabilidad de que su formación esté relacionada con los SPD del cloro libre son los causantes de que, en la actualidad, se esté llevando a cabo una profunda investigación sobre éstos. El dióxido de cloro es un potente bactericida y viricida. Aún así, es un método de desinfección muy costoso, y dado que es un gas explosivo, ha de generarse en emplazamientos especiales. El ozono es el desinfectante más poderoso y más efectivo contra las esporas y los virus que el cloro libre, o ClO_2 . Posee la ventaja añadida de no dejar problemas de olor o gusto. Aunque el uso de la ozonación está muy extendido en las plantas potabilizadoras europeas, tiene la desventaja de que no forma un residuo protector en el agua tratada y es más cara que la cloración.

La tasa de inactivación de patógenos durante la desinfección se confecciona a partir del *modelo de Chik- Watson*, o de variaciones de éste. El modelo predice el cambio en la concentración de patógenos, N (número de patógenos/unidad de volumen), con el tiempo como

$$r(N) = \frac{dN}{dt} = -kC^n N \quad (6.19)$$

donde C es la concentración de desinfectante, n es una constante empírica, denominada *constante de disolución*, y k es una constante de velocidad empírica denominada *coeficiente de letalidad específica*. En muchos casos, el modelo puede simplificarse y seguir funcionando bien si el coeficiente de disolución se toma como 1. El coeficiente de letalidad específica

es una función del objetivo del patógeno en particular, el desinfectante concreto utilizado, la temperatura y el pH. En ocasiones (6.19) se expresa como una reducción de primer orden de una concentración de patógenos, suponiendo que C^n es constante e integrando k y C^n en una constante de velocidad individual, k^* , como

$$r(N) = \frac{dN}{dt} = -k^*N \quad (6.20)$$

EJEMPLO 6.3. Inactivación de la *Giardia* mediante ozono

Debido a la pureza de la fuente de agua subterránea, una potabilizadora solo tiene que desinfectar el agua antes de su distribución. La potabilizadora utiliza el ozono como desinfectante primario y trata 10 MGD (millones de galones al día) de agua. El ozono se libera en forma de burbujas en el agua a medida que ésta pasa a través de una secuencia de cuatro cámaras de un tanque de desinfección por contacto (véase la Figura 6.8). Cada cámara del tanque está bien mezclada, tiene capacidad para 50.000 galones de agua, y recibe la misma dosis de ozono. Como se vio anteriormente en la Sección 6.3, la EPA exige que la concentración de *Giardia* se reduzca a 1/1.000 de su concentración inicial (a la que se alude como reducción de 3-log). ¿Cuál es la concentración mínima de ozono que debe utilizarse para cumplir la eliminación de *Giardia* exigida? El coeficiente de letalidad específica y el coeficiente de disolución para la inactivación de la *Giardia* con ozono, bajo estas condiciones son $1,8\text{L mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ y 1,0, respectivamente.

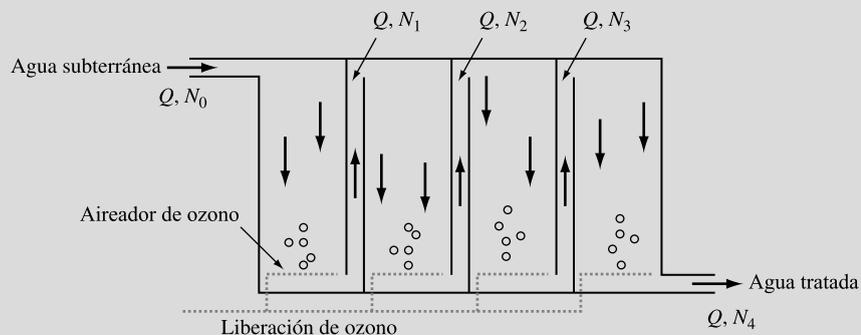


FIGURA 6.8. Tanque de contacto de ozono de cuatro cámaras para la desinfección del agua potable. Las flechas en negro indican el recorrido del agua a través del tanque.

Solución. Necesitaremos establecer un equilibrio de masas en el tanque en términos de la concentración de *Giardia*, pero el tanque, en su totalidad, no es propiamente un reactor de tanques de agitación continua (CSTR) ni un reactor de flujo pistón (PFR). Como cada cámara está bien mezclada y el flujo que sale de una cámara es el que entrará en la siguiente, podemos simplificar el sistema en series de CSTR. Primero desarrollaremos una ecuación para las series de CSTR de estado estacionario, en las cuales el volumen V_c , el tiempo de residencia θ_c , la velocidad de flujo Q , y la concentración de ozono C , son las mismas en cada CSTR. Estableceremos esta afirmación como general para cualquier serie de CSTR en los que ocurren descomposiciones de primer orden, utilizando (6.20) como la expresión de velocidad de reacción y sustituyendo más tarde el producto de k

(el coeficiente de letalidad específico) y C^n en lugar de k^* . Empleando (1.23) y (6.20), el balance de masa del estado estacionario en la primera cámara es

$$0 = QN_1 - Vk^*N_1 \quad (6.21)$$

Resolviendo N_1 , obtenemos

$$N_1 = \frac{QN_0}{Q + Vk^*}$$

Recordando que $\theta_c = V_c/Q$, y reagrupando se obtiene

$$\frac{N_1}{N_0} = \frac{1}{1 + \theta_c k^*} \quad (6.22)$$

De modo similar, un equilibrio de masa de un CSTR de estado estacionario, en la segunda cámara produce

$$\frac{N_2}{N_1} = \frac{1}{1 + \theta_c k^*} \quad (6.23)$$

Porque

$$\frac{N_2}{N_0} = \frac{N_2}{N_1} \times \frac{N_1}{N_0}$$

Luego el producto de (6.22) y (6.23) es

$$\frac{N_2}{N_0} = \frac{1}{(1 + \theta_c k^*)^2} \quad (6.24)$$

Extendiendo esta aproximación a un número m de CSTRS en serie, se obtiene una ecuación general para descomposiciones de primer orden en series de CSTR de estado estacionario como

$$\frac{N_m}{N_0} = \frac{1}{(1 + \theta_c k^*)^m} \quad (6.25)$$

En el caso particular de las cuatro cámaras de un tanque de contacto de ozono ($m = 4$), el coeficiente de disolución $n = 1$, y $k^* = kC^n$, (6.25) puede reagruparse para dar la concentración de ozono en cada cámara como

$$C = \frac{\left(\frac{N_0}{N_4}\right)^{1/4} - 1}{\theta_c k} \quad (6.26)$$

Una eliminación de tres-log significa que la concentración en el efluente tras la desinfección es 1/1.000 de la concentración afluente. En otras palabras, $N_0/N_4 = 1.000$. Recordemos de (6.9) que $\theta = V/Q$, para una velocidad de flujo afluente de 10 MGD y un volumen de compartimento de contacto de 50.000 galones, la concentración mínima de ozono necesaria en cada cámara es

$$C = \frac{(1.000)^{1/4} - 1}{\frac{(50.000 \text{ gal})(1.440 \text{ min/día})}{(10^7 \text{ gal/día})} (1,8 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})} = 0,36 \text{ mg/L}$$

Dureza y alcalinidad

Nos referimos a la presencia de cationes multivalentes, en especial iones de calcio y magnesio, como a la *dureza* del agua. Las aguas subterráneas son especialmente propensas a una dureza excesiva. La dureza es causante de dos problemas diferentes. En primer lugar, la reacción entre dureza y jabón produce un depósito pegajoso y adherente (el anillo alrededor del desagüe). Son principalmente las acciones de limpieza doméstica, desde bañarse o asearse, hasta el lavado de la vajilla y la ropa, se dificultan con las aguas duras.

Aunque la introducción de detergentes sintéticos ha disminuido, pero no eliminado, el impacto de la dureza en la limpieza, el segundo problema (esto es, la costra), sigue siendo significativo. Cuando el agua dura se calienta, el carbonato de calcio (CaCO_3) y el hidróxido de magnesio ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) precipitan fácilmente en la disolución, formando una pequeña costra que obtura las cañerías de agua caliente y reduce la eficacia de los radiadores y de los calentadores. Las cañerías cargadas de sedimentos minerales, en última instancia, tendrán que cambiarse, lo que generalmente supone un enorme costo. Los equipos de calefacción afectados tienen una potencia calorífica menor, lo que incrementa los costes de combustible, siendo además propensos a fallos y averías tempranas. Por ambos motivos, si la dureza no se controla en la propia depuradora o potabilizadora, muchas instalaciones individuales e industriales hallarían rentable desarrollar un sistema de ablandamiento de aguas propio.

La dureza se define como la concentración de todos los cationes metálicos multivalentes en disolución, incluyendo el hierro (Fe^{2+}), el manganeso (Mn^{2+}), el estroncio (Sr^{2+}), y el aluminio (Al^{3+}). En cualquier caso, los iones principalmente causantes de la dureza en el agua natural son el calcio (Ca^{2+}) y el magnesio (Mg^{2+}), de modo que la dureza típica puede definirse de forma operativa como la suma de Mg^{2+} y Ca^{2+} .

Es una práctica convencional calcular la dureza (así como la alcalinidad) utilizando los conceptos de *equivalencias* y *pesos equivalentes*. Los químicos del siglo XVIII notaron, por ejemplo, que 8 g de oxígeno se combinaban con 1 g de hidrógeno (para formar H_2O), y dedujeron de esto que 8 g de oxígeno debería combinarse con 3 g de carbono (lo que ocurre en el CO_2). Esta idea de equivalencias, cuando fue propuesta por primera vez, no se tomó muy en serio debido a la complicación de que los elementos a nivel individual pudieran tener más de un valor para su peso equivalente, dependiendo de la reacción en cuestión (por ejemplo, el carbono forma CO así como CO_2). No obstante, con la comprensión de la estructura del átomo que vino algo después, se recuperó como un método práctico de realizar ciertos cálculos químicos.

El peso equivalente de una sustancia es su peso atómico o molecular dividido por un número, n , que lo relacione con su carga iónica o de valencia. En las reacciones de interés en cálculos de dureza y alcalinidad, n es simplemente la carga iónica. Para compuestos neutros es el número de iones de hidrógeno que serían necesarios para reemplazar el catión.

$$\text{Peso equivalente (PE)} = \frac{\text{Peso atómico/molecular}}{n} \quad (6.27)$$

Así, por ejemplo, para hallar el PE de CaCO_3 , notamos que harían falta dos iones de hidrógeno para reemplazar el catión (Ca^{2+}). En consecuencia, su peso equivalente sería

$$\text{PE}_{\text{CaCO}_3} = \frac{(40 + 12 + 3 \times 16)}{2} = \frac{100}{2} = 50 \text{ g/eq} = 50 \text{ mg/meq} \quad (6.28)$$

donde (mg/meq) son las unidades de miligramos por milliequivalente. En el caso del ión de calcio (Ca^{2+}), que tiene un peso atómico de 40,1 y una carga de 2, el peso equivalente será

$$\text{PE}_{\text{Ca}^{2+}} = \frac{40,1}{2} \approx 20,0 \text{ mg/meq}$$

La Tabla 6.3 enumera los pesos equivalentes de unas determinadas sustancias comunes de importancia en los cálculos de la dureza del agua.

TABLA 6.2. Pesos equivalentes de determinados iones y sustancias

Nombre	Símbolo o fórmula	Peso atómico o molecular	Carga	Peso equivalente (mg/meq)
<u>Cationes</u>				
Aluminio	Al^{3+}	27,0	3	9,0
Calcio	Ca^{2+}	40,1	2	20,0
Hidrógeno	H^{+}	1,0	1	1,0
Magnesio	Mg^{2+}	24,3	2	12,2
Potasio	K^{+}	39,1	1	39,1
Sodio	Na^{+}	23,0	1	23,0
<u>Aniones</u>				
Bicarbonato	HCO_3^-	61,0	1	61,0
Carbonato	CO_3^{2-}	60,0	2	30,0
Cloruro	Cl^-	35,5	1	35,5
Hidróxido	OH^-	17,0	1	17,0
Nitrito	NO_2^-	46,0	1	46,0
Nitrato	NO_3^-	62,0	1	62,0
Ortofosfato	PO_4^{3-}	95,0	3	31,7
Sulfato	SO_4^{2-}	96,0	2	48,0
<u>Neutros</u>				
Carbonato cálcico	CaCO_3	100,0	2	50,0
Dióxido de carbono	$\text{CO}_{2(\text{aq})}$	44,0	2	22,0
Hidróxido de magnesio	$\text{Mg}(\text{OH})_2$	58,3	2	22,9

En medidas de dureza, las concentraciones de los cationes multivalentes se expresan también como meq/L utilizando la siguiente expresión

$$\text{meq/L de X} = \frac{\text{Concentración X (mg/L)}}{\text{PE de X (mg/meq)}} \quad (6.29)$$

o alternativamente, como mg/L en el CaCO_3 en la ecuación:

$$\text{mg/L de X en CaCO} = \frac{\text{Concentración X (mg/L)} \times 50,0 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}}{\text{PE de X (mg/meq)}} \quad (6.30)$$

El siguiente ejemplo muestra como se trabaja con estas unidades.

EJEMPLO 6.4. Expresar la concentración de la dureza

Una muestra de aguas subterráneas tiene 100 mg/L de Ca^{2+} y 10 mg/L de Mg^{2+} . Expresa la dureza en meq/L y mg/L de CaCO_3 .

Solución. Utilizando (6.29) y la Tabla 6.3, la aportación de calcio en meq/L es:

$$\frac{100 \text{ mg/L}}{20,0 \text{ mg/meq}} = 5,0 \text{ meq/L}$$

Utilizando (6.30), la concentración de calcio en mg/L de CaCO_3 es:

$$\frac{(100 \text{ mg/L})(50,0 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq})}{(20,0 \text{ mg/meq})} = 250 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

De modo similar, la dureza del Mg^{2+} se calcula en 0,82 meq/L y 41,0 mg/L de CaCO_3 . La dureza del agua es

$$5,0 \text{ meq/L} + 0,82 \text{ meq/L} = 5,8 \text{ meq/L}$$

o

$$(250,0 + 41,0) \text{ mg/L de CaCO}_3 = 291 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

Aunque no existen distinciones en absoluto, ni la aceptación pública de la dureza depende de las experiencias pasadas de los consumidores a nivel individual, la clasificación cualitativa de la dureza dada en la Tabla 6.4 se utiliza a menudo. Una dureza sobre los 150 mg/L en CaCO_3 la nota la mayoría de la gente.

TABLA 6.4. Clasificaciones de la dureza del agua

Descripción	Durezas	
	meq/L	mg/L de CaCO_3
Blando	< 1	< 50
Moderadamente duro	1-3	50-150
Duro	3-6	150-300
Muy duro	> 6	> 300

Fuente: Tchobanoglous y Schroeder, 1985.

Otra característica importante del agua es la *alcalinidad*, que es una medida de la capacidad del agua de absorber iones de hidrógeno sin un cambio significativo en el pH. Es decir, la alcalinidad es una medida de la capacidad que tiene el agua de amortiguar un ácido. En la mayoría del agua natural, la cantidad total de H^+ que pueden neutralizarse se controla mediante la alcalinidad producto del sistema amortiguador de carbonato (véase la Sección 2.4). Así, la alcalinidad se define de forma operacional como

$$\text{Alcalinidad (mol/L)} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (6.31)$$

donde las concentraciones entre corchetes designan unidades en mol/L. Nótese que la concentración de carbonato $[\text{CO}_3^{2-}]$ en (6.31) se multiplica por 2, debido a que cada ión carbonato puede neutralizar dos iones hidrógeno H^+ . Sobreentendemos que las medidas de las concentraciones están expresadas en unidades de molaridad (mol/L). A menudo las concen-

traciones se miden en términos de equivalentes, o en mg/L de CaCO_3 , en cuyo caso el 2 ha de ser tomado en cuenta en las conversiones de modo que las concentraciones se añaden directamente y

$$\text{Alcalinidad (meq/L)} = (\text{HCO}_3^-) + (\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}^+) \quad (6.32)$$

donde las cantidades entre paréntesis son concentraciones en meq/L o mg/L de CaCO_3 .

El ejemplo siguiente demuestra estos cálculos de alcalinidad.

EJEMPLO 6.5. Cálculo de alcalinidad

Una muestra de agua con un pH 10 tiene 32,0 mg/L de CO_3^{2-} . Hallar la alcalinidad de CaCO_3 .

Solución. El PE del carbonato se refleja en la Tabla 6.3 como 30 mg/meq. Transformando 32,0 mg/L de carbonato en mg/L de CaCO_3 obtenemos

$$(\text{CO}_3^{2-}) = 32,0 \text{ mg/L} \times \frac{1}{30,0 \text{ mg/meq}} \times 50,0 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq} = 53,3 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

El equilibrio entre el carbonato y el bicarbonato se alcanza con rapidez, de modo que la concentración de bicarbonato puede calcularse utilizando los conceptos de equilibrio de la Sección 2.4 del Capítulo 2. Recordando que las concentraciones en equilibrio deben expresarse en mol/L, reagrupando la Ecuación (2.46), y utilizando (2.44) da

$$[\text{HCO}_3^-] = \frac{[\text{CO}_3^{2-}]10^{-\text{pH}}}{K_2} = \frac{\left(\frac{32 \text{ mg/L}}{60 \text{ mg/mmol}}\right)10^{-10}}{4,68 \times 10^{-11}} = 1,140 \text{ mmol/L} \quad (6.33)$$

Debido a que la carga iónica del bicarbonato es 1, 1,14 mmol/L HCO_3^- es igual a 1,14 meq/L HCO_3^- . En consecuencia, la concentración de bicarbonato en mg/L de CaCO_3 es

$$(\text{HCO}_3^-) = \left(\frac{1,140 \text{ meq}}{\text{L}}\right)\left(\frac{50 \text{ mg CaCO}_3}{\text{meq}}\right) = 57,0 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

El pH es 10, de modo que $[\text{H}^+] = 1 \times 10^{-10}$ mol/L, y su PE es 1 mg/meq, así

$$\begin{aligned} (\text{H}^+) &= 1 \times 10^{-10} \text{ mol/L} \times 1 \text{ g/mol} \times \frac{10^3 \text{ mg/g}}{1 \text{ mg/meq}} \times 50,0 \text{ mg CaCO}_3/\text{meq} \\ &= 5,0 \times 10^{-6} \text{ mg/L de CaCO}_3 \end{aligned}$$

Debido a que $[\text{H}^+][\text{OH}^-] = 1 \times 10^{-14}$, entonces $[\text{OH}^-] = 1 \times 10^{-4}$ mol/L. La concentración de hidroxilo es, en consecuencia

$$\begin{aligned} (\text{OH}^-) &= 1 \times 10^{-4} \text{ mol/L} \times 17,0 \text{ g/mol} \times \frac{10^3 \text{ mg/g}}{17,0 \text{ mg/meq}} \times 50,0 \text{ mg CaCO}_3/\text{meq} \\ &= 5,0 \text{ mg/L de CaCO}_3 \end{aligned}$$

De manera que la alcalinidad total es, tan solo $(\text{CO}_3^{2-}) + (\text{HCO}_3^-) + (\text{OH}^-) - (\text{H}^+)$

$$\text{Alcalinidad} = 53,3 + 57,0 + 5,0 - 5,0 \times 10^{-6} = 115,3 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

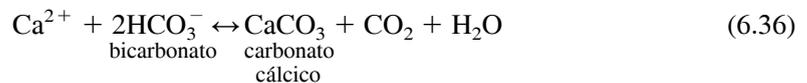
Para las aguas casi neutras (con un pH entre 6 y 8,5), las concentraciones de (H^+) y de (OH^-) son muy pequeñas. En este mismo rango de pH, el equilibrio entre bicarbonato y carbonato favorece fuertemente al bicarbonato —puede apreciarse en la Figura 2.5 y probado mediante la Ecuación (2.46) del Capítulo 2— así que la alcalinidad está determinada en su práctica totalidad por el bicarbonato:

$$\text{Alcalinidad (meq/L)} = (\text{HCO}_3^-) \text{ para } 6 \leq \text{pH} \leq 8,5 \quad (6.34)$$

Una vez comprendida la naturaleza, tanto de la dureza y de la alcalinidad, es importante ser capaz de comprender el ablandamiento del agua. De hecho, el modo en el que se definen los componentes de dureza es una combinación de los conceptos de dureza y alcalinidad. Como fue mencionado previamente, la *dureza total* (TH) es la suma de los componentes individuales de dureza.

$$\text{Dureza total} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} \quad (6.35)$$

donde se supone que el calcio y el magnesio son los dos únicos cationes multivalentes con concentraciones apreciables. Para entender el ablandamiento del agua, sirve de ayuda separar la dureza total en dos componentes: la *dureza carbonatada* (CH), asociada con los aniones HCO_3^- y CO_3^{2-} , y la *dureza no carbonatada* (NCH) asociada con otros aniones. Si la concentración de HCO_3^- más CO_3^{2-} iguala o supera la dureza total (en esencia, si la alcalinidad supera la TH), entonces el CH = TH y NCH = 0. Por otra parte, si la alcalinidad es menor que la TH, entonces la CH = la alcalinidad, y hay también algo de NCH, lo que iguala TH - CH. CH es especialmente importante porque favorece la formación de incrustaciones de depósitos calcáreos, como refleja la siguiente ecuación:



En ocasiones se alude a la dureza carbonatada bajo el concepto de «dureza temporal» debido a que puede eliminarse simplemente calentando el agua. Los componentes de la dureza carbonatada y no carbonatada pueden subdividirse en los componentes de calcio y magnesio de cada una. Estas subdivisiones de dureza se ilustran en el ejemplo siguiente, y son importantes para la comprensión del ablandamiento de las aguas de la sección próxima.

EJEMPLO 6.6. Análisis químico de una muestra de agua

El análisis de una muestra de agua con un pH de 7,5 muestra las siguientes concentraciones en mg/L:

Cationes		Aniones	
Ca^{2+}	80	Cl^-	100
Mg^{2+}	30	SO_4^{2-}	201
Na^+	72	HCO_3^-	165
K^+	6		

Hallar la dureza total (TH), la dureza carbonatada, la dureza no carbonatada (NCH), y la alcalinidad, expresados todos ellos en CaCO_3 . Hallar también el total de sólidos disueltos (TSD) en mg/L.

Solución. Es de ayuda establecer una tabla en la que cada una de las concentraciones puedan expresarse en CaCO_3 (o en meq como alternativa). En Ca^{2+} obtenemos

$$\begin{aligned} (\text{Ca}^{2+}) &= 80 \text{ mg/L} \times \frac{1}{20,0 \text{ mg/meq}} \times 50,0 \text{ mg CaCO}_3/\text{meq} \\ &= 200 \text{ mg/L de CaCO}_3 \end{aligned}$$

Otros parámetros de la tabla pueden hallarse de modo similar. Los pesos equivalentes están tomados de la Tabla 6.3.

Ión	mg/L	mg/meq	mg/L de CaCO_3
Ca^{2+}	80	20,0	200,0
Mg^{2+}	30	12,2	123,0
Na^+	72	23,0	156,5
K^+	6	39,1	7,7
Cl^-	100	35,5	140,8
SO_4^{2-}	201	48,0	209,4
HCO_3^-	165	61,0	135,2

Como primera observación en la precisión del análisis, compararemos la suma de las concentraciones de aniones y cationes en CaCO_3 (o en meq) para ver si son similares.

$$\Sigma \text{ cationes} = 200,0 + 123,0 + 156,5 + 7,7 = 487,2 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

$$\Sigma \text{ aniones} = 140,8 + 209,4 + 135,2 = 485,4 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

Esto está bastante aproximado. La diferencia radicaría en las pequeñas concentraciones de otros iones, responsables del margen de error de medida. La Figura 6.9 describe la composición iónica del agua.

- a) La dureza total es la suma de los cationes multivalentes (Ca^{2+}) y (Mg^{2+}):

$$\text{TH} = 200,0 + 123,0 = 323,0 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

De modo que esto se corresponde con un agua muy dura (Tabla 6.4).

- b) La dureza carbonatada es la porción de dureza total asociada con los carbonatos, que en este caso es únicamente bicarbonato HCO_3^- :

$$\text{CH} = 135,2 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

La dureza carbonatada de calcio (Ca-CH), es la porción de calcio asociado con CH. En este caso, Ca-CH es 135,2 mg/L de CaCO_3 . Esto puede verse más fácilmente en el gráfico sobre composición y componentes del agua que muestra la Figura 6.9.

- c) La dureza no carbonatada es la diferencia entre la TH y la CH:

$$\text{NCH} = \text{TH} - \text{CH} = 323,0 - 135,2 = 187,8 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

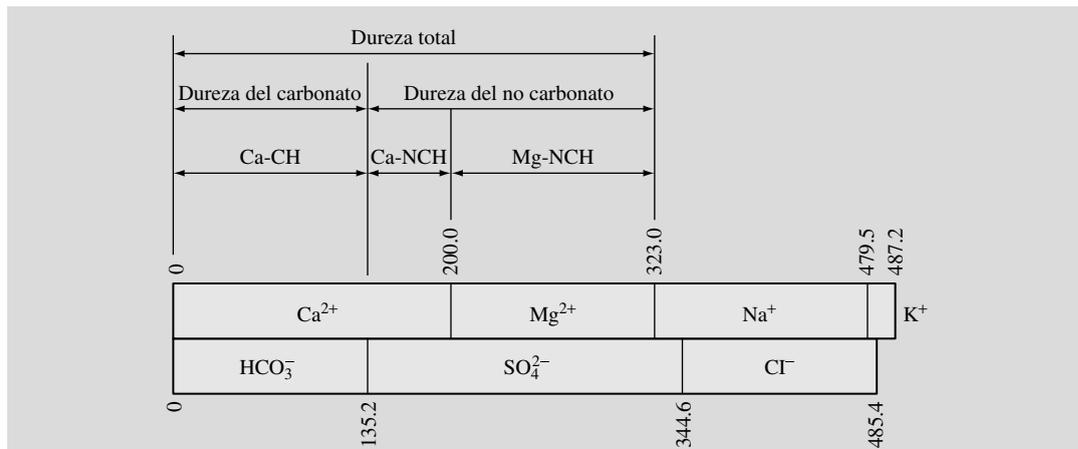


FIGURA 6.9. Gráfico de constituyentes del agua según el Ejemplo 6.6. Esta agua contiene dureza carbonatada de calcio (Ca-CH), dureza no carbonatada de calcio (Ca-NCH), y dureza no carbonatada de magnesio (Mg-NCH), pero no dureza carbonatada de magnesio (Mg-CH). Las concentraciones se dan en mg/L de CaCO₃.

La dureza no carbonatada de calcio (Ca-NCH) es la porción de calcio no asociado a CH:

$$\text{Ca-NCH} = \text{Ca} - \text{Ca-CH} = 200,0 - 135,2 = 64,8 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

De forma parecida, la dureza no carbonatada de magnesio (Mg-NCH) es

$$\begin{aligned} \text{Mg-NCH} &= \text{TH} - \text{CH} - \text{Ca-NCH} = 323 - 135,2 - 64,8 \\ &= 123,0 \text{ mg/L de CaCO}_3 \end{aligned}$$

- d) Debido a que el pH es prácticamente neutro, las concentraciones de (H⁺) y de (OH⁻) son despreciables. Así, la alcalinidad se da en (6.34) como bicarbonato únicamente:

$$\text{Alcalinidad} = (\text{HCO}_3^-) = 135,2 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

- e) El total de sólidos disueltos es simplemente la suma de las concentraciones de cationes y aniones expresadas en mg/L:

$$\text{TSD} = 80 + 30 + 72 + 6 + 100 + 201 + 165 = 654 \text{ mg/L}$$

Es habitualmente de gran ayuda exponer los constituyentes iónicos del agua utilizando un gráfico como el que se muestra en la Figura 6.9.

Ablandamiento

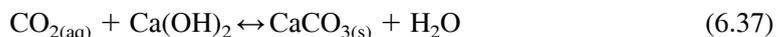
Las aguas duras provocan depósitos calcáreos incrustados en las cañerías y hace más difícil el lavado de la ropa, así que muchas potabilizadoras incorporan un ablandamiento de aguas. Las aguas superficiales muy raramente tienen unos niveles de dureza sobre los 200 mg/L de (Ca(OH)₂) de modo que el ablandamiento no acostumbra a ser parte del proceso de trata-

miento. En las aguas subterráneas, sin embargo, donde los niveles de dureza en ocasiones están por encima de los 1.000 mg/L, es muy frecuente. Existen dos medios de uso muy extendido para ablandar el agua: el *proceso del carbonato sódico-cal* y el *proceso de intercambio de iones*. Ambos pueden utilizarse en una planta potabilizadora, pero en los hogares se utiliza únicamente el proceso de intercambio de iones.

En el proceso de carbonato sódico-cal, la *cal apagada* (Ca(OH)_2) se añade al agua, elevando el pH hasta aproximadamente 10,3. A este pH, el carbonato de calcio (CaCO_3) y el hidróxido de magnesio (Mg(OH)_2) son relativamente insolubles, y la mayoría de los iones de calcio y magnesio precipita. (La solubilidad de los iones se examinó en la Sección 2.4) Dada la fuerte dependencia de solubilidad del (CaCO_3) y del (Mg(OH)_2) del pH, el ablandamiento con carbonato sódico-cal es capaz de alcanzar la aparente proeza de reducir la concentración de iones de calcio en agua añadiendo calcio (cal) al agua. La clave es incrementar el pH hasta superar el nivel 10, para que haya una concentración de iones de hidróxido (OH^-) suficiente para provocar la precipitación del (Mg(OH)_2) y para aportar suficiente carbonato, procedente de una combinación de la alcalinidad del agua y carbonato de sodio añadido (Na_2CO_3), para provocar la precipitación del CaCO_3 . Cinco reacciones describen cómo el carbonato de sodio y la cal ablandan el agua. La primera reacción eleva el pH superando la amortiguación del componente básico primario, el dióxido de carbono disuelto ($\text{CO}_{2(\text{aq})}$). $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ pueden definirse como ácido carbónico, como se muestra en (2.40). Las otras cuatro reacciones describen el modo en que los diversos componentes de la dureza-Ca-CH, Mg-CH, Ca-NCH, y Mg-NCH-se eliminan.

Las cinco reacciones de ablandamiento son las siguientes:

1. Eliminación de $\text{CO}_{2(\text{aq})}$:



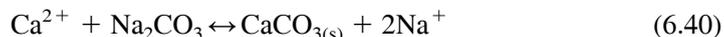
2. Eliminación de la dureza carbonatada de calcio (Ca-CH):



3. Eliminación de la dureza carbonatada del magnesio (Mg-CH):



4. Eliminación de la dureza no carbonatada de calcio (Ca-NCH):



5. Eliminación de la dureza no carbonatada del magnesio (Mg-NCH):



En la práctica hay que añadir una cantidad moderada de cal a lo contemplado en las Ecuaciones (6.37-6.41) para obtener el pH necesario y un buen ablandamiento. Esta cantidad varía entre los 20 y los 40 mg/L de CaCO_3 (0,4-0,8 meq/L) dependiendo de la cantidad necesaria de magnesio a eliminar, pero para comprender las bases del ablandamiento, podemos suponer que la cantidad necesaria de cal a añadir se establece en 20 mg/L de CaCO_3 (0,4 meq/L). En la práctica, el ablandamiento por precipitación puede reducir la dureza del agua en 40 mg/L de CaCO_3 (0,8 meq/L).

EJEMPLO 6.7. Ablandamiento con carbonato sódico-cal

Una planta trata 12 MGD del agua del Ejemplo 6.6 a su máximo ablandamiento antes de su distribución.

- ¿Cuánta cal y carbonato de sosa (en mg/L de CaCO_3) deben añadirse?
- ¿Qué masa de sedimento generará la planta diariamente?

Solución

- Para resolver este problema, el primer paso es calcular la cantidad de $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ que debe neutralizarse. El pH del agua es de 7,5, y la concentración de bicarbonato se dio en el Ejemplo 6.6, como 165 mg/L (o 0,002705 M). (La constante de disociación del ácido carbónico puede verse en la Tabla 2.2). Reagrupando (2.43) y recordando el uso de las unidades molares, podemos calcular

$$[\text{CO}_{2(\text{aq})}] = \frac{[\text{HCO}_3^-][\text{H}^+]}{K_1} = \frac{(0,002705 \text{ M})(10^{-7,5} \text{ M})}{4,47 \times 10^{-7} \text{ M}} = 1,91 \times 10^{-4} \text{ M}$$

Lo que se convierte en una concentración de $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ de 19,14 mg/L de CaCO_3 .

El segundo paso consiste en dibujar un gráfico del sistema como el de la Figura 6.9, pero abreviado, de modo que sólo muestre los componentes de la dureza de interés. La Figura 6.10 muestra un ejemplo del gráfico.

Basándonos en los valores de la Figura 6.10 (y también calculado en el Ejemplo 6.6) y la concentración de ácido carbónico calculado previamente, confeccionamos la Tabla 6.5 con los componentes eliminados en las cinco ecuaciones de ablandamiento de agua (6.37-6.41), y rellenamos las primeras dos columnas.

El resto de la tabla puede completarse ahora. Esto se hace línea por línea, con referencia a la estequiometría de la línea. Por ejemplo, en la primera línea, (6.37) indica que se necesita 1 mg/L CaCO_3 de cal para cada mg CaCO_3 de $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ eliminado y esto produce 1 mg/L de $\text{CaCO}_{3(\text{s})}$. Se pueden ajustar estequiométricamente

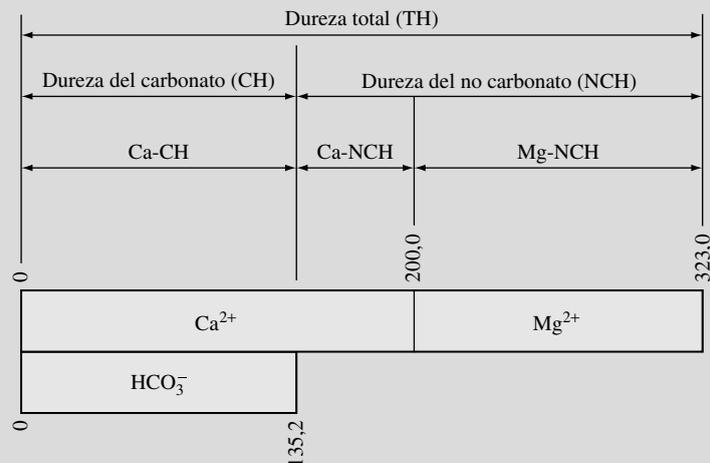


FIGURA 6.10. Gráfico de los compuestos de dureza en el agua del Ejemplo 6.6. Esto es simplemente una forma abreviada de la Figura 6.9, pero es todo lo que se necesita para resolver problemas de ablandamiento con carbonato de sosa-cal.

TABLA 6.5. Compuestos, dosificación de cal y sosa, y sólidos generados durante el ablandamiento de agua del Ejemplo 6.6

Compuesto	Concentración (mg/L CaCO ₃)	Cal (mg/L CaCO ₃)	Carbonato		
			de sosa (mg/L CaCO ₃)	CaCO _{3(s)} (mg/L CaCO ₃)	Mg(OH) _{2(s)} (mg/L CaCO ₃)
CO _{2(aq)} (6.37)	19,1	19,1	0	19,1	0
Ca-CH (6.38)	135	135	0	270	0
Mg-CH (6.39)	0	0	0	0	0
Ca-NCH (6.40)	64,8	0	64,8	64,8	0
Mg-NCH (6.41)	123	123	123	123	123
Cantidad añadida		20			
Totales		297	188	477	123

camente concentraciones de diferentes sustancias como el CO_{2(aq)}, cal, y carbonato cálcico sólido, porque todos han sido transformados a la base común de mg/L de CaCO_{3(s)}. Para (6.37), no es necesario carbonato sódico, ni producir Mg(OH)_{2(s)}. Del mismo modo, para completar la línea Ca-CH, (6.38) muestra que para eliminar los 135 mg/L CaCO₃ de Ca-CH, se debe añadir una concentración igual de cal, pero la reacción producirá el doble de la concentración de CaCO_{3(s)}. Tras completar las filas de las Ecuaciones (6.37 a 6.41), los 20 mg/L CaCO₃ de cal que necesitamos se añaden a la columna de cal, y cada columna se suma para obtener las concentraciones totales que se necesitan o generan. Esto muestra que la potabilizadora debe añadir 297 mg/L CaCO₃ de cal saturada y 188 mg/L CaCO₃ de carbonato de sosa para ablandar el agua.

- b) El carbonato de calcio y el hidróxido de magnesio sólido que precipitan durante el ablandamiento del agua se denominan sedimentos blandos, porque, de hecho, son masas más líquidas que sólidas, en el sentido usual de la palabra. Un sedimento blando típico tiene sobre un 5% sólido y sobre un 95% de agua. En este ejemplo, se produjeron 477 mg/L CaCO₃ de residuo de carbonato de calcio y 123 mg/L de sedimento de hidróxido de magnesio. Así, la concentración másica (en lugar de la concentración de CaCO₃) de sólidos sería

Concentración másica =

$$= \left(\frac{477 \text{ mg/L CaCO}_3}{\text{L}} \right) + \left(\frac{123 \text{ mg/L de CaCO}_3}{\text{L}} \right) \left(\frac{58,3 \text{ mg Mg(OH)}_2}{100 \text{ mg CaCO}_3} \right) = 549 \text{ mg/L}$$

Y la masa diaria de sólidos producidos sería

$$(549 \text{ mg/L})(12 \text{ MGD}) \left(\frac{(0,0438 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})}{\text{MGD}} \right) \left(\frac{86.400 \text{ s}}{\text{día}} \right) \left(\frac{10^3 \text{ L}}{\text{m}^3} \right) \left(\frac{\text{kg}}{10^6 \text{ mg}} \right) = \\ = 24.900 \text{ kg}$$

Estos 24.900 kg (unas 25 Tm) son sólo la masa de sólidos y, basado en un 5% de sólidos en sedimento, irá acompañado por unas 500 toneladas métricas de agua. Casi siempre el sedimento es reprocesado y aglutinado para disminuir su contenido en agua antes de su desecho. En cualquier caso, incluso después de aglutinado, el residuo será entre un 50 y un 80% de agua. Obviamente, el manejo y desecho del residuo constituye un problema en el ablandamiento con carbonato sódico-cal.

Después de ablandarse, el agua tiene un pH alto y es demasiado corrosiva para distribuirla sin devolverle antes al pH su valor neutro. Usualmente esto se hace por *recarbonatación*, en la que se insufla $\text{CO}_2(\text{g})$ en el agua. Esto no sólo disminuye el pH sino que también añade carbonato al agua, que puede causar que la dureza cálcica residual precipite como carbonato cálcico. El ablandamiento precipitativo es realmente una secuencia de varias de las operaciones descritas anteriormente. La cal y el carbonato de sosa se añaden y mezclan en un tanque de mezclado rápido, las partículas de carbonato de calcio e hidróxido de magnesio se forman en lo que es básicamente un pilón de floculación de agitación lenta, los sólidos se separan en un tanque de sedimentación y, después de la recarbonatación, se filtra el agua para eliminar la turbidez residual y las partículas formadas durante ésta.

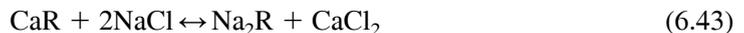
La alternativa al ablandamiento por precipitación es el proceso de intercambio iónico. Este proceso consiste en la sustitución de los iones no deseados de la solución por otros que van unidos a una resina insoluble. El intercambio iónico se puede usar para eliminar iones nitrato, iones metálicos y otros contaminantes, así como los responsables de la dureza. El agua desionizada de laboratorio se obtiene de esta manera, pero el proceso requerido para obtener agua de este nivel de calidad tan alto, es demasiado caro para su uso en plantas potabilizadoras.

En el proceso de intercambio iónico el agua dura fluye a través de una columna que contiene bolitas o cuentas de resina. Estas cuentas se hacían antes de unas arcillas naturales llamadas *zeolitas* pero ahora son casi siempre de material sintético. En una unidad de intercambio iónico la resina extrae los iones Ca^{2+} y el Mg^{2+} del agua y los sustituye por iones sodio, que forma sales solubles. Tomando el $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ como ejemplo, la reacción puede representarse como



donde R representa la resina de intercambio iónico. La alcalinidad (HCO_3^-) continúa sin cambios. Las sales de sodio que se forman no originan dureza, pero los iones sodio disueltos permanecen en el agua tratada y pueden ser dañinos para ciertos individuos con problemas de corazón.

La dureza se elimina completamente en tanto que hay sodio en la resina de intercambio iónico. Cuando se agota éste, el lecho de intercambio debe regenerarse sacándolo fuera de servicio y lavándolo con una solución de NaCl concentrado, para que se forme Na_2R de nuevo. El agua residual que se forma durante la regeneración debe ser adecuadamente desechada porque contiene una alta concentración de cloruro, sodio y otros cationes. La reacción de regeneración que implica al Ca^{2+} se puede representar como



El proceso de intercambio de iones se puede usar tanto en el tratamiento de aguas residuales como en el de potabilización. En ambos casos el proceso posibilita la recuperación de compuestos valiosos para su reutilización o dañinos para su eliminación. Se usa, por ejemplo, a menudo para recuperar ácido crómico del residuo final de tratamientos metálicos para reutilización en cromados. Se usa incluso para la eliminación de la radiactividad.

Procesos de membrana

Aunque las membranas se han empleado durante 50 años exclusivamente para potabilización y tratamiento de aguas residuales, y sólo a gran escala en los últimos 25, ahora se usan de una u otra forma para separar casi todos los contaminantes del agua, incluyendo patóge-

nos, durezas y sólidos disueltos, compuestos orgánicos y subproductos de desinfectantes, metales y partículas suspendidas. Genéricamente las membranas pueden ser consideradas barreras físicas *semipermeables*, puesto que permiten el paso del agua y, en mayor o menor grado, de algunas sustancias que la acompañan y detienen o restringen de forma importante el de otras. El agua purificada se denomina el *permeado* y el agua afluente para el tratamiento, la *alimentación*. Todos los procesos de membrana generan un residuo líquido llamado el *concentrado* (o *rechazo*), que contiene los contaminantes rechazados. Tradicionalmente las membranas se han clasificado como de *microfiltración*, *ultrafiltración*, *nanofiltración* y *ósmosis inversa*, basándose en la estimación del tamaño mínimo del contaminante que se impide pasar a su través (Figura 6.11). Según el tamaño del contaminante excluido se hace menor, se dice que la membrana tiene un poro más fino.

El tamaño aprox. efectivo de poro (µm)	0,0001	0,001	0,01	0,10	1,0	10	100
Proceso de separación	Reserva de ósmosis	Nano-filtración	Ultrafiltración	Microfiltración	Medidas convencionales de filtración		
Presión operadora	1,000			100		10	
Flujo hidráulico (L·m ⁻² ·h ⁻¹)	1	10		100			
Tamaño de contaminantes típicos de agua	Iones metálicos	Sales acuosas	Ácidos del humus	Virus	Arcilla	Bacterias	Algas, Quistes, Arena, Cieno

FIGURA 6.11. Tamaños y tipos de contaminantes separados por procesos de membrana. (Fuente: adaptado de Taylor y Wiesner, 1999.)

Al ir incrementándose la variedad de membranas, la clasificación tradicional se ha vuelto poco definida, ahora, por ejemplo, un fabricante puede poner en catálogo una membrana de ultrafiltración, con la misma capacidad de separación de virus que una llamada de microfiltración de poro fino, de otro fabricante. Una clasificación más intuitiva se basa en si la membrana está diseñada para rechazar partículas, incluyendo patógenos, o sustancias disueltas, como sales y durezas. Los procesos de separación de partículas comprenden la microfiltración y la ultrafiltración, mientras que los de separación de solutos (sustancias disueltas) comprenden la nanofiltración y la ósmosis inversa. La mayor parte de las membranas de separación de partículas se construyen con fibras huecas, miles de ellas en un recipiente a presión. Las fibras tienen típicamente entre 0,5 y 2,0 mm de diámetro exterior. El agua puede ser forzada a pasar a través de la pared de la fibra desde la alimentación en el interior hacia el espacio del permeado, en el exterior (un flujo «de dentro a fuera») o desde el agua de alimentación en la salida de la fibra hasta un canal de permeado en el centro de la fibra (un flujo «de fuera a dentro»). Las partículas que se acumulan en el lado de alimentación de la membrana deben ser retiradas periódicamente por retrolavado del módulo. En contraste, la

mayor parte de las membranas de separación de soluto se configuran como superposición de capas de membranas, que se enrollan en espiral. Los canales entre las capas se alternan entre alimentación a alta presión y canales de permeado de baja presión, y el agua se purifica al forzar su paso a través de la membrana desde la alimentación al canal de permeado.

Tanto las partículas como las prestaciones de la membrana de separación de soluto se caracterizan por dos criterios primarios: el *rechazo* de contaminantes y la *recuperación* de agua. El rechazo, R , cuantifica la fracción del contaminante objetivo que se retiene en el concentrado, y se expresa como

$$R = 1 - \frac{C_P}{C_F} \quad (6.44)$$

donde C_P es la concentración de contaminante en la corriente permeada, y C_F la concentración en la corriente de alimentación. Ya que las membranas de separación de partículas pueden reducir la concentración del contaminante en varios órdenes de magnitud, el rechazo puede ser cuantificado como un valor logarítmico,

$$R_{\log} = -\log(1 - R) = -\log \frac{C_P}{C_F} = \log \frac{C_F}{C_P} \quad (6.45)$$

No es infrecuente que las membranas de separación de partículas usadas para desinfección consigan un rechazo logarítmico de virus y quistes superior a 5, mientras que las membranas de separación de solutos no consiguen normalmente un rechazo de sales y durezas superior al 99%.

Puesto que todos los procesos de membrana generan un flujo residual, la recuperación o fracción del flujo de alimentación que acaba siendo flujo permeado es de gran importancia. La recuperación, r , se define como

$$r = \frac{Q_P}{Q_F} \quad (6.46)$$

donde Q_P es la tasa de flujo permeado y Q_F la tasa de flujo de alimentación.

La recuperación de membranas de separación de partículas es típicamente mayor del 95% y a menudo hasta el 98%, mientras que las membranas de separación de solutos raramente consiguen más de un 90%. Las unidades pequeñas domésticas de ósmosis inversa que se usan en muchos hogares tienen recuperaciones del 50% o menores.

En los años 60, la desalación del agua del mar y de otras aguas salobres de baja calidad se veía con optimismo como una respuesta a la creciente disminución de la disponibilidad de agua dulce potable, y los avances en ósmosis inversa se consideraban la clave para conseguir el objetivo. La alternativa a la desalación por membrana es la destilación térmica, que se basa en el hecho de que las sales no se evaporan con el agua. Así, si se hierve el agua y se condensan los vapores, el resultado será agua pura. Cerca del 40% de la capacidad de desalación en el mundo es por destilación, sin embargo la mayoría de la producción se concentra en las naciones de Oriente Medio, ricas en petróleo, ya que los procesos térmicos demandan mucha energía (Cooley *et al.*, 2006). En 2005, más del 90% de la capacidad de desalación en los Estados Unidos se basaba en procesos de membrana (Cooley *et al.*, 2006), y se espera que las membranas soporten el incremento en capacidad mundial de desalación, puesto que los costes de la energía crecen más rápido que los de producción de membranas. Sin embargo, en 2005, la desalación produjo aún mucho menos del 1% del consumo mundial de agua dulce. Esto no quiere decir que la desalación (y la desalación por membrana en

particular), no vaya a continuar su despliegue ni juegue un importante papel en el suministro de agua potable en muchas zonas de escasez; sin embargo es improbable que llegue a proveer una parte importante del total de agua dulce demandada en el mundo en un futuro cercano. (Cooley *et al.*, 2006) resumen bien esta situación cuando afirman: «los beneficios potenciales de la desalación del mar son grandes, pero el coste económico, cultural y ambiental de una comercialización amplia siguen siendo elevados».

6.5. Tratamiento de aguas residuales

Los desagües urbanos contienen típicamente más del 99,9% de agua. Las características de la parte restante varían de una población a otra, dependiendo en primer lugar de los aportes de instalaciones industriales que se mezclan con la más predecible composición del agua proveniente de las zonas residenciales. Dadas las casi ilimitadas combinaciones posibles de productos químicos encontrados en las aguas residuales, es demasiado difícil catalogarlos individualmente. En lugar de ello, se suelen describir encuadrados en unas pocas categorías generales, como se ha hecho en la Tabla 6.6.

En la Tabla 6.6 se hace una distinción entre *total de sólidos disueltos* (TSD) y *sólidos suspendidos* (SS). La suma de los dos es el *total de sólidos* (TS). La parte de sólidos suspendidos es por definición, la porción del total que pueden separarse con un filtro de membrana (de alrededor de 1,7 μm de tamaño de poro). La parte restante (TSD) que no puede ser filtrada comprende sólidos disueltos, sólidos coloidales y partículas suspendidas muy pequeñas.

TABLA 6.6. Composición del agua residual doméstica no tratada

Constituyente	Abreviatura	Concentración (mg/L)
Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días	DBO ₅	100-350
Demanda química de oxígeno	DQO	250-1.000
Total de sólidos disueltos	TDS	250-1.000
Sólidos suspendidos	SS	100-400
Total de nitrógeno Kjeldahl	NKT	20-80
Total de fósforo (como P)	TP	5-20

Las plantas de tratamiento de aguas residuales se designan normalmente como de tratamiento *primario*, *secundario*, o *avanzado*, dependiendo del grado de purificación. Las primarias utilizan procesos físicos como el filtro de rejillas, desespumado y sedimentación para extraer contaminantes decantables, flotantes o demasiado grandes para pasar por los enrejados. Los tratamientos primarios eliminan alrededor del 35% de la DBO y el 60% de sólidos suspendidos. A principio de los años 70, el alcantarillado que recogía los residuos de 50 millones de estadounidenses no recibía otro tratamiento que éste. Aunque las sustancias más visiblemente desagradables se separan y se mejoraba en algún grado la salubridad del agua con la desinfección proporcionada por el tratamiento primario, el efluente todavía tiene una DBO suficiente como para causar problemas de agotamiento del oxígeno disuelto y suficientes nutrientes, como nitrógeno y fósforo, como para acelerar la eutrofización.

La Ley de Calidad del Agua (CWA), en esencia, exige al menos un tratamiento secundario para todos los trabajos de tratamiento de propiedad pública (POTW) estipulando que tales instalaciones alcancen al menos un 85% de disminución de la DBO (con posibles va-

riaciones a estudiar en cada caso que permiten menores porcentajes en descargas marinas). Esto se traduce en unos requerimientos del efluente de 80 mg/L tanto para sólidos suspendidos como para DBO a 5 días (promedio mensual). En las plantas de tratamiento secundario los procesos físicos se refuerzan con otros que utilizan microorganismos para oxidar los residuos. Tales tratamientos biológicos remedan los naturales al utilizar microorganismos para oxidar los compuestos orgánicos, con la ventaja de que la oxidación puede hacerse en condiciones controladas en la propia planta de tratamiento en lugar de que se produzca en la masa de agua receptora. Adecuadamente diseñadas y operadas, las plantas de tratamiento secundario pueden eliminar un 90% de la DBO y un 90% de los sólidos suspendidos.

Aunque el propósito principal del tratamiento primario (además de desinfectar los residuos) es eliminar los sólidos indeseables, y el principal objetivo del tratamiento secundario es reducir lo más posible la DBO, ninguno es efectivo para extraer los nutrientes, los materiales disueltos (sales, metales), o las sustancias biológicamente resistentes (refractarias). Por ejemplo, no más de la mitad del nitrógeno ni de la tercera parte del fósforo suelen eliminarse durante el tratamiento secundario. Esto significa que el efluente puede aún constituir una importante contribución a los problemas de eutrofización. En algunas circunstancias, cuando o bien el residuo sin tratar tiene contaminantes preocupantes o el cuerpo de agua receptor es especialmente sensible, puede ser necesario el llamado tratamiento avanzado (antes denominado tratamiento *terciario*). En muchas partes de los Estados Unidos se exige tratamiento avanzado de extracción de nutrientes en los (POTW). Los procesos de tratamiento avanzado son variados y especializados, dependiendo de la naturaleza de los contaminantes que deben ser eliminados. En la mayor parte de las ocasiones el tratamiento avanzado sigue al primario y secundario, pero en otros casos, especialmente en el tratamiento de residuos industriales, puede reemplazar completamente a los procesos convencionales.

Un diagrama de flujo de ejemplo de una planta de tratamiento de aguas residuales que realiza tratamiento primario y secundario puede verse en la Figura 6.12.

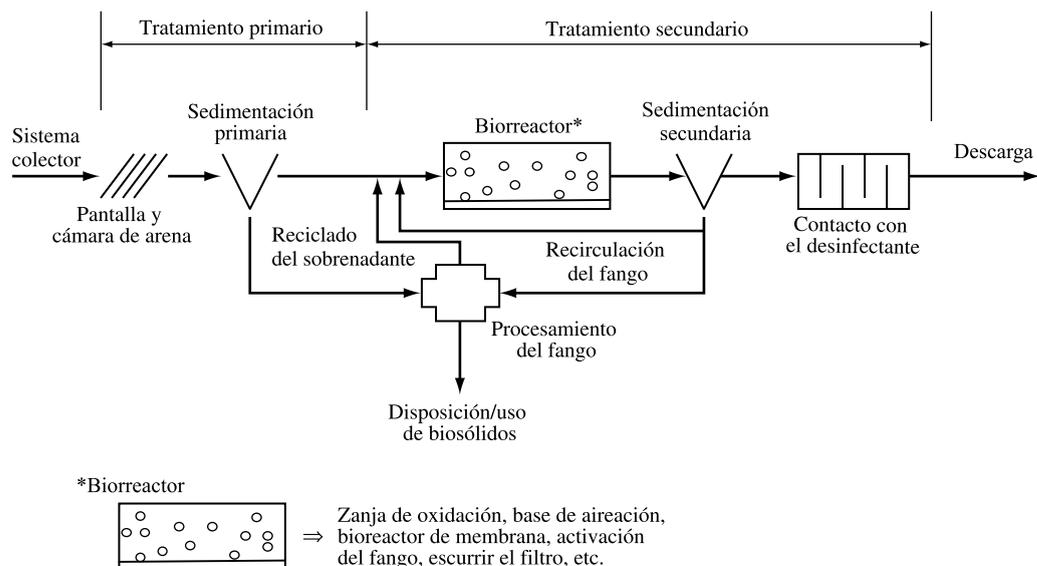


FIGURA 6.12. Esquema de una instalación típica de tratamiento de aguas residuales que cuenta con tratamientos primario y secundario. El biorreactor puede contar con varias técnicas diferentes para la oxidación DBO, y el proceso de lodos puede incluir varios tipos diferentes de reducción de la biomasa y operaciones de extracción de agua del residuo (espesado).

Tratamiento primario

Como aparece en la Figura 6.12, el tratamiento primario comienza con un simple enrejado. Las rejas impiden el paso a objetos flotantes grandes como trapos, palos, zapatos viejos y cualquier otra cosa que pueda presentarse, que de otro modo dañaría las bombas u obstruiría los tubos. El dispositivo de rejas varía, pero típicamente consiste en un conjunto de barras de acero, paralelas y espaciadas entre 2 y 7 cm, a veces seguido por una malla de alambre con aberturas más pequeñas. Una forma de evitar el problema de desechar los materiales recogidos por las rejas es usar un triturador que reduce los materiales gruesos a trocitos o polvo que pueden dejarse de nuevo en el flujo del agua residual a tratar.

Después del paso por las rejas, el agua pasa a una cámara de arena en donde se mantiene por unos minutos. El *tiempo de detención* (el volumen del tanque dividido por la velocidad del flujo) se fija a un valor suficientemente largo como para permitir que la arena, partículas y otros materiales pesados se decanten, y suficientemente corto para no permitir que los materiales orgánicos, más ligeros, se posen en el fondo. Los tiempos de detención varían entre 20 y 30 segundos. Al recoger sólo estos materiales pesados el problema de los desechos se simplifica ya que estos materiales son usualmente inofensivos y pueden llevarse a un vertedero.

De la cámara de desarenado el agua pasa al tanque de sedimentación primaria (también conocido como *cuba de sedimentación* o *clarificador primario*) donde se reduce la velocidad del flujo suficientemente como para permitir que la mayoría de los sólidos suspendidos se decanten por gravedad. Los tiempos de detención típicos son de 1,5 a 3 horas, con lo que sedimentan del 50 al 65% de los sólidos suspendidos y del 25 al 40% de la DBO. Los tanques de sedimentación primaria son redondos o rectangulares, y su comportamiento es similar al de los clarificadores descritos anteriormente en este capítulo para las potabilizadoras. Los sólidos que se sedimentan, llamados *lodos primarios* o lodos crudos, se extraen para un procesamiento posterior, como la grasa o la espuma que flota en la superficie del tanque. Si se trata únicamente de una planta de tratamiento primario, el efluente en este punto se desinfecta (normalmente con cloro o luz ultravioleta) para destruir las bacterias y controlar los malos olores. Después de esto se libera a la masa de agua receptora.

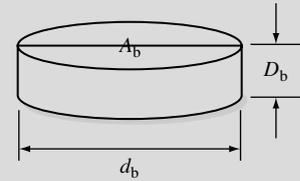
Como se ha descrito para las potabilizadoras, el dimensionado de los tanques de sedimentación primaria (clarificadores) se basa principalmente en la velocidad de desbordamiento y el tiempo de detención. Estos parámetros han resultado ser la clave para la respuesta satisfactoria. Los clarificadores de alta velocidad se han usado en Europa durante varias décadas y ahora se están comenzando a utilizar en los POTW de Estados Unidos según los costes y la disponibilidad de la tierra se van volviendo más restrictivos (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Añadiendo varios coagulantes, balasto (aditivos como arena que hace que se sedimenten las partículas más densas) y equipo especializado de sedimentación en el clarificador, las partículas de las aguas residuales pueden decantarse más rápidamente de modo que se puede lograr la misma eficacia en la eliminación de partículas a una velocidad de desbordamiento más alta. El rango de velocidades de desbordamiento, v_0 , para clarificación rápida es de 1.000 a 3.000 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ mientras que para clarificación convencional es de 30 a 100 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$.

EJEMPLO 6.8. Dimensionado de un clarificador primario

Una ciudad de 30.000 habitantes envía 0,5 m^3 por persona y día a una planta de tratamiento de aguas residuales. Se podría diseñar un clarificador circular primario convencional que tenga un tiempo de detención promedio de 2 horas y una velocidad de desbor-

damiento promedio de 40 m/día, mientras que un clarificador rápido podría tener una tasa de desbordamiento de 1.500 m/día.

- ¿Cuál serían las dimensiones del clarificador convencional?
- ¿Cuánto espacio se ahorraría usando el clarificador rápido?



Solución

- A 0,5 m³ por persona y día para 30.000 personas suman 15.000 m³/día. La tasa de desbordamiento, v_0 , se define por (6.7), de modo que la superficie que ocupa el clarificador es:

$$A_b = \frac{Q}{v_0} = \frac{15.000 \text{ m}^3 \cdot \text{día}^{-1}}{40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \text{ día}^{-1}} = 375 \text{ m}^2$$

El diámetro del tanque es entonces:

$$d_b = \sqrt{\frac{4 A_b}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \times 375 \text{ m}^2}{\pi}} = 22 \text{ m}$$

El tiempo de detención (6.9), θ , es la relación del volumen a la velocidad de flujo, y el volumen es el área por la profundidad del clarificador, que es

$$D_b = \frac{Q\theta}{A_b} = \frac{15.000 \text{ m}^3/\text{día} \times 2 \text{ hr}}{375 \text{ m}^2 \times 24 \text{ hr/día}} = 3,3 \text{ m}$$

Según este resultado, esta profundidad está en torno al mínimo que se consideraría un buen diseño.

- Repetiendo (6.7) para el caso de un clarificador rápido,

$$A_b = \frac{Q}{v_0} = \frac{15.000 \text{ m}^3 \cdot \text{día}^{-1}}{1.500 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}} = 10 \text{ m}^2$$

Así el clarificador rápido ocuparía alrededor del 3% de la superficie de uno convencional. En realidad el área ahorrada no sería tan grande como eso pues sería necesario un espacio adicional para el equipo dosificador de coagulante/balasto y un posible tanque de floculación.

Los flujos máximos sobre presas por metro lineal de éstas, las profundidades mínimas de los tanques, las limitaciones relacionadas con las variaciones horarias del flujo así como las variaciones estacionales, y otras variables, complican el diseño de los clarificadores reales, así el Ejemplo 6.8 es una primera aproximación a las especificaciones requeridas para el dimensionado de un tanque.

Tratamiento secundario (biológico)

El propósito principal del tratamiento secundario es eliminar DBO adicional y sólidos suspendidos, más allá de lo que se consigue con la simple sedimentación. Hay dos métodos que

se usan comúnmente, ambos aprovechan la capacidad de los microorganismos para convertir residuos orgánicos en compuestos estabilizados de baja energía. En el primero, *tratamiento de crecimiento suspendido*, los microorganismos se suspenden en el agua y se desplazan con ella. Al contrario del *tratamiento de crecimiento en película fija*, en el que el proceso se realiza en una superficie estacionaria, y el agua fluye por los microorganismos, muy similar a cuando el agua pasa por un medio filtrante en un proceso de potabilización. Hay muchas configuraciones diferentes y variaciones de cada método y el tipo más común de cada uno se comentará más adelante. Sin embargo para comprender el funcionamiento de los procesos de tratamiento secundario, debe conocerse lo básico de la cinética microbiana.

Cinética microbiana

La tasa de consumo de DBO es el objeto fundamental de atención en el tratamiento secundario. La materia orgánica que consumen los microorganismos se denomina genéricamente *sustrato*, y se mide en mg/L de DBO. La cinética es importante también en relación a la masa de los organismos, que puede aumentar o disminuir con el tiempo dependiendo de las condiciones de crecimiento y la disponibilidad de sustrato. Mejor que intentar cuantificar la concentración numérica de las muy diversas comunidades microbianas en un biorreactor, lo que se hace normalmente es estimarla con una medida sustitutiva como los mg/L de *sólidos volátiles suspendidos* (VSS) o los mg/L de *sólidos volátiles* (VS). El término *volátil* surge de la técnica analítica usada, que mide la diferencia de masa de los sólidos, en un volumen conocido de agua, entre su peso después de un desecado a 105 °C y el resultante después de que se consuma a 500 °C. Aunque los VSS y los VS contienen algo más que la masa de microbios, son sencillos de medir y se han revelado útiles para estimar una razonable primera aproximación a la concentración de microorganismos. Así, el análisis cinético de un biorreactor implica, al menos, tres balances de masas, que cuantifican el flujo y cambios en el agua, sustrato y masa microbiana. Sin embargo estos balances de masas están interrelacionados. La tasa de entrada y salida de sustrato del reactor se ve afectada por la tasa de entrada y salida de agua, y la tasa de crecimiento se ve afectada por los cambios en la masa de sustrato disponible.

Durante la fase exponencial del crecimiento microbiano (véase Capítulo 3, «Matemáticas del Crecimiento», Sección 3.4), el incremento en la *tasa de crecimiento de masa microbiana*, r_g , puede ser descrita por la expresión

$$r_g = \frac{dX}{dt} = \mu X \quad (6.47)$$

donde X es la concentración de microorganismos (típicamente mg VSS/L), y μ es la constante de crecimiento específico de biomasa (s^{-1}). Como se podría esperar la constante de crecimiento depende de la disponibilidad del sustrato. Monod (1949) pensaba que cuando la concentración de sustrato es cero, entonces la constante de crecimiento debería ser cero, y cuando hubiera sustrato en exceso, la tasa de crecimiento debería alcanzar un máximo determinado por la velocidad máxima a la cual los microbios se pueden reproducir. La Figura 6.13 muestra esta dependencia de la tasa de crecimiento respecto a la concentración de sustrato, S . La ecuación de Monod expresa esto matemáticamente como

$$\mu = \frac{\mu_m S}{(K_s + S)} \quad (6.48)$$

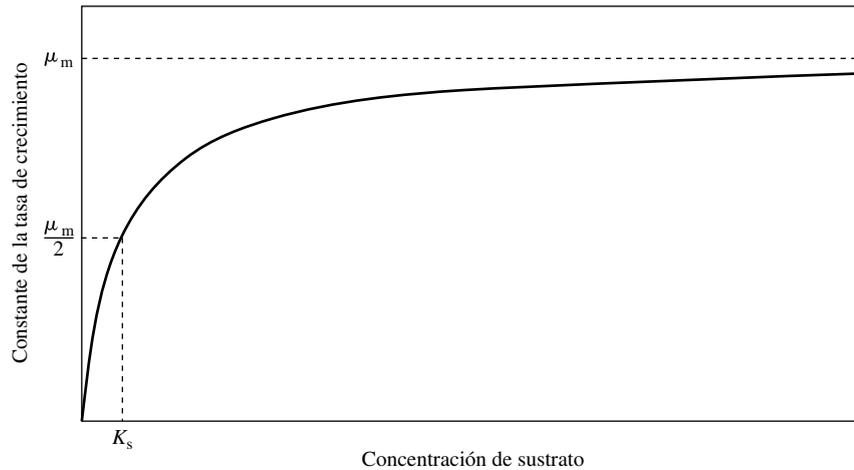


FIGURA 6.13. La ecuación de Monod describe empíricamente la dependencia de la constante de crecimiento de biomasa con respecto a la concentración de sustrato.

donde μ_m es la tasa máxima de crecimiento específico (s^{-1}), S , es la concentración de sustrato (típicamente en $mg\ DBO_5/L$), y K_s es la concentración de sustrato a la que se alcanza una velocidad de crecimiento igual a la mitad de la máxima μ_m). Basándonos en (6.47) y (6.48), la velocidad de crecimiento de masa microbiana puede ser expresada:

$$r_g = \frac{\mu_m X S}{(K_s + S)} \quad (6.49)$$

La tasa de crecimiento microbiano depende de la concentración de sustrato pero también la cantidad de masa microbiana generada debe ser proporcional a la cantidad de sustrato consumido. En otras palabras, para un sustrato particular, y fijadas las condiciones de crecimiento, una cierta proporción de la masa de sustrato consumida debería convertirse en una cantidad predecible de masa celular nueva. La constante de proporcionalidad es el *coeficiente de rendimiento*, Y , y tiene unidades de $mg\ VSS/mg\ DBO_5$. Los microbios obtienen la energía para la síntesis de nuevas células y el metabolismo normal catalizando reacciones de oxidación-reducción. La fracción de sustrato que se convierte en masa microbiana depende de las transformaciones bioquímicas que tienen lugar, y éste es el objeto de la bioenergética (McCarthy, 1971). Por ejemplo, si los microbios oxidan la glucosa (un sencillo sustrato de azúcar) reduciendo el oxígeno (O_2) en lugar de reducir el dióxido de carbono (CO_2), sintetizarán alrededor de diez veces más masa celular por gramo de glucosa consumida, según valores obtenidos por McCarthy (1971, 1975). El coeficiente de rendimiento relaciona la tasa de consumo de sustrato (r_{su}) en condiciones particulares con la tasa de crecimiento microbiano:

$$r_{su} = \frac{dS}{dt} = \frac{-r_g}{Y} \quad (6.50)$$

La máxima tasa de crecimiento específico μ_m , se relaciona con la constante de utilización máxima de un sustrato específico, k , por medio del coeficiente de rendimiento:

$$k = \frac{\mu_m}{Y} \quad (6.51)$$

Combinando las tres ecuaciones previas, la tasa de utilización del sustrato se expresa como

$$r_{su} = \frac{dS}{dt} = \frac{-\mu_m XS}{Y(K_s + S)} = \frac{-kXS}{K_s + S} \tag{6.52}$$

Hemos hecho una simplificación que no puede pasarse por alto. En (6.47) y (6.49), asumimos que todos los microbios de la población continuarían reproduciéndose. Esto es similar a suponer que hay una tasa de natalidad pero no de mortalidad en los términos en que se hablaba en el Capítulo 3. La tasa de mortalidad de los microbios, r_d , debería ser también un proceso de primer orden pero ahora con signo negativo.

$$r_d = \frac{dX}{dt} = -k_d X \tag{6.53}$$

donde k_d es la constante de desintegración (muerte) endógena (tiempo⁻¹). La tasa de cambio neta u observada de la concentración microbiana, r'_g , es

$$r'_g = r_g + r_d = \frac{\mu_m XS}{K_s + S} - k_d X \tag{6.54}$$

Usando (6.54) y (6.50) nos da una expresión muy útil:

$$r_g = -Yr_{su} - k_d X \tag{6.55}$$

(6.54) nos dice que la velocidad de reacción en una ecuación de balance de masas microbianas es la diferencia entre la tasa a la que se genera (6.49) y la tasa a la que se extingue (6.53). Similarmente (6.55) establece que la velocidad de reacción para el crecimiento microbiano es proporcional a la velocidad a la que se consume el sustrato (r_{su}) menos la velocidad a la que los microbios mueren (r_d). La Tabla 6.7 aporta valores típicos para los parámetros de cinética microbiana que se han medido en reactores de tratamiento de aguas residuales.

TABLA 6.7. Parámetros típicos de cinética microbiana (dados para 20 °C)

Parámetro	Unidades típicas	Rango	Valor por defecto
k	mg DBO ₅ /(mg VSS · d)	2-10	5
μ_m	d ⁻¹	1-10	3
K_s	mg DBO ₅ /L	25-100	60
Y	mg VSS/mg DBO ₅	0,2-0,8	0,6
k_d	d ⁻¹	0,025-0,075	0,06

Fuente: adaptado de Metcalf y Eddy, 1991.

EJEMPLO 6.9. Disminución de DBO en estanque

El estanque somero esquematizado en la Figura 6.14 permanece bien mezclado por la acción del viento y el flujo constante de un pequeño arroyo.

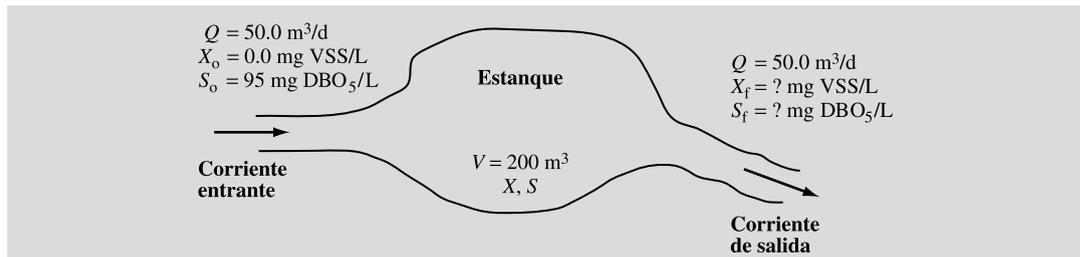


FIGURA 6.14. Un estanque en el que la actividad microbiana consume la materia orgánica.

Si los microbios en el estanque consumen la materia orgánica biodegradable de acuerdo con la cinética típica, determinar:

- La DBO₅ del flujo de salida.
- La eficiencia en la eliminación de materia orgánica biodegradable del estanque.
- La concentración de sólidos suspendidos volátiles en el flujo de salida.

Solución. El estanque puede suponerse un CSTR en estado estacionario porque está bien mezclado y daremos por sentado que el flujo y la composición del afluente han sido constantes en un largo periodo.

- En primer lugar establecemos un balance de masa microbiana usando el estanque como el volumen de control. De (1.23) y las variables de la Figura 6.14, podemos escribir:

$$0 = QX_0 - QX_f + Vr'_g$$

Sustituyendo en (6.54) y observando que $X_0 = 0$ y $X_f = X$ y $S_f = S$, para un CSTR nos conduce a

$$0 = -QX + V \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - V k_d X \quad (6.56)$$

Como el tiempo de retención en el estanque es $\theta = V/Q$, (6.56) se simplifica a

$$1 = \theta \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - \theta k_d$$

Esto puede resolverse algebraicamente para la concentración de sustrato y da

$$S = \frac{K_s(1 + \theta k_d)}{(\theta \mu_m - 1 - \theta k_d)} \quad (6.57)$$

Es importante advertir que la concentración del sustrato en el efluente, (6.57) no es función de la del afluente y, curiosamente, ha sido deducida de un balance de masa microbiana, en lugar de un balance de masa de sustrato. Usando los valores por defecto de la Tabla 6.7 y $\theta = 200 \text{ m}^3/50 \text{ m}^3/\text{día} = 4$ días, la concentración de DBO₅ en el arroyo efluente es

$$S = \frac{60 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{L}} (1 + 4 \text{ d} \times 0,06 \text{ d}^{-1}) \times 60 \text{ mg DBO}_5/\text{L}}{4 \text{ d} \times 3 \text{ d}^{-1} - 1 - 4 \text{ d} \times 0,06 \text{ d}^{-1}} = 6,9 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$$

b) La eficiencia del estanque como biorreactor viene dada por

$$E_f = \frac{S_0 - S_f}{S_0} \times 100\% = \frac{\left(95 - 6,9 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{L}}\right)}{95 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{L}}} \times 100\% = 93\% \quad (6.58)$$

c) Para calcular la concentración microbiana (como VSS) en la corriente de salida definimos un balance de masa de sustrato en estado estacionario en el estanque

$$0 = QS_0 - QS_f + Vr_{su} \quad (6.59)$$

Sustituyendo en (6.52) y resolviendo para una concentración de masa microbiana, X , obtenemos

$$X = \frac{(K_s + S)(S_0 - S)}{\theta k S} \quad (6.60)$$

Y con los valores de la Tabla 6.7, de nuevo,

$$X = \frac{(60 + 6,9 \text{ mg DBO}_5/\text{L})(95 - 6,9 \text{ mg DBO}_5/\text{L})}{4 \text{ d} \times 5 \text{ mg DBO}_5/\text{mg VSS} \times \text{d} \times 6,9 \text{ mg DBO}_5/\text{L}} = 43 \text{ mg VSS/L}$$

Vale la pena recordar que la DBO_5 en el arroyo de salida está subestimada sustancialmente puesto que mucha de la masa microbiana generada podría realmente ser usada por otros microbios predadores y, de hecho, causa una demanda de oxígeno significativa. La eficiencia de eliminación de DBO_5 calculada se basa sólo en la disminución de la cantidad original de materia orgánica biodegradable que entra al estanque y no tiene en cuenta la sintetizada en éste.

Tratamiento de crecimiento suspendido

Las expresiones matemáticas que acabamos de obtener nos permiten cuantificar la tasa a la que crecen los microbios y consumen DBO. Ahora podemos aplicarlas para comprender y diseñar los diferentes reactores biológicos que se emplean en los tratamientos secundarios de aguas residuales. La mayor parte de las plantas modernas emplean algún tipo de biorreactor de crecimiento suspendido en el cual los microbios están en suspensión libre en el agua mientras se trata ésta. La siguiente sección describe los dos procesos de crecimiento suspendido más ampliamente utilizados, los lodos activados y las lagunas de aireación, y uno introducido recientemente, los biorreactores de membrana, que está ganando aceptación con rapidez, particularmente en áreas urbanas densamente pobladas.

Lodos activados. El tipo más comúnmente empleado de proceso de crecimiento suspendido es el de los *lodos activados*. Hay muchas variantes de proceso de lodos activados pero todos ellos tienen dos cosas en común: dependen de la inyección de oxígeno extra al reactor y aumentan artificialmente la masa microbiana extrayendo y devolviendo al tanque de lodos activos una gran parte de las células microbianas del efluente del reactor. El oxígeno se inyecta al biorreactor por difusores, parecidos de alguna manera a los aireadores de los acuarios caseros. El oxígeno mantiene condiciones aerobias (oxigenadas), lo que facilita la rápida descomposición microbiana de la materia orgánica y agita la mezcla de aguas residuales con las células microbianas. Esto fomenta una exhaustiva mezcla del sustrato con los

microbios y mantiene la masa entera en suspensión. La mezcla de agua aireada y la masa microbiana se denomina el *licor de mezcla*.

Como se muestra en las Figuras 6.12 y 6.15, el proceso de lodos activados consta, cuando menos, de dos unidades elementales: el biorreactor y el clarificador secundario. Como las células microbianas producidas en el reactor de lodos son partículas, pueden separarse del agua por sedimentación. Esto se hace en el clarificador secundario. Gran parte de la masa celular decantada en el clarificador se devuelve al biorreactor por la línea de *retorno de lodos activados* (RLA), (Figura 6.15). Sin embargo, para mantener una concentración constante en el biorreactor, debemos retirar una parte a través de la línea de *desecho de lodos activados* (DLA) y así compensar la masa celular que está siendo creada en el tanque de lodos activados. Como se recicla más masa celular que agua, el tiempo promedio de retención de células es más largo que el de retención de agua en un proceso de este tipo. Normalmente se supone que toda el consumo de DBO ocurre en el biorreactor, así el tiempo de retención hidráulico se define como $\theta = V/Q$ (Figura 6.15). El *tiempo de retención de células* (conocido también como *tiempo de retención de sólidos*, TRS, o *edad del lodo*, θ_c , es

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_e X_e + Q_w X_w} \approx \frac{VX}{Q_w X_w} \quad (6.61)$$

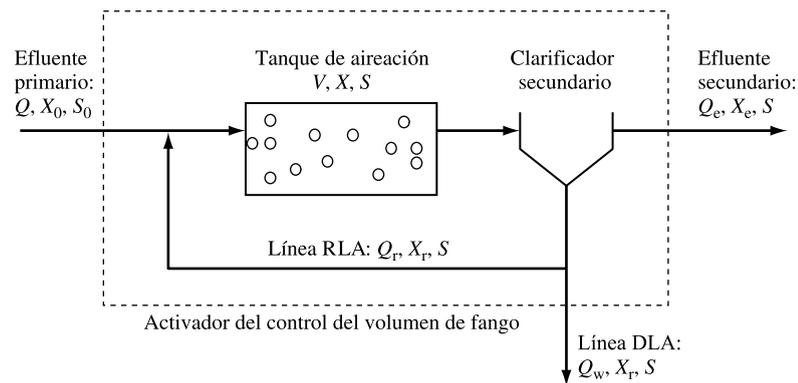


FIGURA 6.15. Volumen de control y definiciones de parámetros usados para el análisis de un proceso de tratamiento de aguas residuales de lodos activados.

El resultado simplificado que se muestra en (6.61) se realiza a menudo suponiendo que el clarificador secundario es muy eficaz al decantar el VSS, así $X_e \approx 0$. Además de la edad del lodo hay otro parámetro relacionado a tener en cuenta para el diseño y funcionamiento, que es la razón alimento a microbio, F/M :

$$F/M = \frac{QS_0}{VX} \quad (6.62)$$

El tiempo de retención de células θ_c , y F/M están relacionados y dependen grandemente de la tasa de desecho de los lodos de la línea DLA (Figura 6.15). Si F/M es demasiado alto (o sea que θ_c , es demasiado bajo) porque las células se están desechando demasiado rápidamente, entonces la eficiencia de eliminación de DBO será baja. Al contrario, si las células se desechan demasiado lentamente (pequeña F/M , gran θ_c), entonces los microbios morirán por agotamiento del sustrato y el proceso será ineficaz en términos de la energía necesaria para airear el licor de mezcla y el reciclado de los microbios del clarificador secundario.

La Tabla 6.8 nos da valores típicos de F/M y edades del lodo de tratamientos de aguas residuales POTW.

TABLA 6.8. Tiempos típicos de retención de células y de razón F/M para tratamiento de aguas residuales por el proceso de lodos activados	
Tiempo de retención de células (días)	Razón F/M (g DBO/g VSS·día)
5	0,3
7	0,5
20	0,1
30	0,05

Fuente: adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 2003.

Al permitir mayor contacto entre microorganismos y agua residual en un volumen dado, los tanques de lodos activados pueden requerir considerablemente menos espacio para las mismas prestaciones que los procesos de crecimiento en película fija, descritos más adelante. Son asimismo más baratos de construir que los filtros de goteo, tienen menos problemas de moscas y olores y pueden alcanzar tasas más elevadas de eliminación de DBO. Son, sin embargo, más difíciles de operar y requieren más energía para bombas y sopladores, de aquí que tengan superiores costes de funcionamiento. La Figura 6.16 muestra valores representativos de DBO, sólidos suspendidos, nitrógeno total, y fósforo total del agua residual al pasar por la decantación primaria, aireación biológica (por ejemplo, tratamiento de lodos activados), y decantación secundaria.

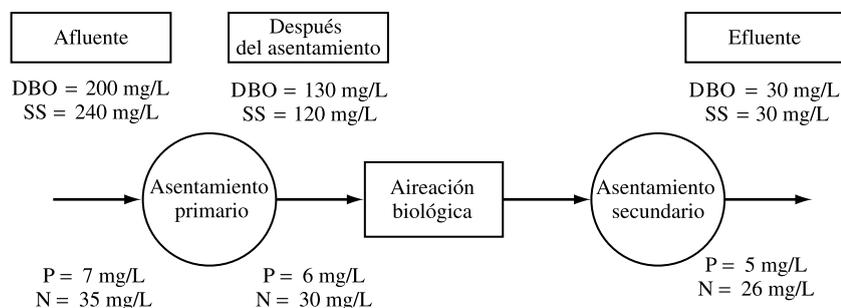


FIGURA 6.16. Concentraciones aproximadas de DBO₅, sólidos suspendidos, nitrógeno total y fósforo total cuando el agua residual pasa a través de una planta de tratamiento secundario. (Fuente: basado en Hammer y Hammer, 1996.)

Biorreactores de membrana. La microfiltración por membranas se usa en biorreactores de crecimiento suspendido desde mediados de los años 90, para disminuir el dimensionado de los tanques de tratamiento secundario y mejorar la eficiencia de separación de sólidos suspendidos. Estos *reactores biológicos de membrana* (MBR) extraen el agua del licor de mezcla por medio de membranas de fibra hueca sumergidas en el tanque de aireación de lodos activados, evitando así la necesidad de un clarificador secundario en el proceso convencional. Las fibras de microfiltración tienen un tamaño de poro de unos 0,2 μm , de modo que son muy eficientes produciendo un efluente de bajo contenido en SS. (Véase la sección «Procesos de membrana», más arriba en este capítulo para más información sobre los proce-

sos de separación por membrana.) Ya que los MBR eliminan casi todas las células microbianas del efluente secundario, algunos lodos activados del licor de mezcla pueden purgarse del tanque de aireación por una línea de desecho de lodos para mantener la concentración deseada del licor de mezcla. La gran eficacia en la eliminación de bacterias y quistes (aunque no de muchos virus) hace a los MBR muy atractivos en sistemas en los que se desea la recuperación y reutilización de las aguas residuales. Como se podría esperar, uno de los mayores retos de ingeniería con MBR es conseguir evitar la obstrucción de los poros de la membrana. Aunque cada fabricante usa diferentes procesos, a menudo exclusivos, el control de la obstrucción normalmente implica una combinación de estallidos de burbujas inyectadas inmediatamente debajo de las fibras huecas, retrolavados frecuentes con enjuagues de agua limpia y limpieza química periódica de las fibras. Además de los problemas de obstrucción, las MBR son más caras tanto de construir como de manejar que la mayoría de las demás opciones de tratamiento, y como son una innovación, hay pocos datos de cuánto deben durar o con qué frecuencia deben reemplazarse estos valiosos elementos.

Lagunas de aireación y estanques de oxidación. Los *estanques de oxidación* son estanques grandes y someros, típicamente de 1 a 2 m de profundidad en los que se descomponen las aguas residuales o el efluente del tratamiento primario, por la acción de microorganismos. Las condiciones son similares a las que se dan en un lago eutrófico. Los estanques de oxidación pueden diseñarse para mantener condiciones aerobias en todo punto, pero lo más frecuente es que la descomposición cerca de la superficie sea aerobia y la más profunda sea anaerobia. Tales estanques, con una mezcla de condiciones aerobias y anaerobias se denominan *estanques facultativos*. En los estanques el oxígeno requerido para la descomposición aerobia procede de la aireación superficial y la fotosíntesis de las algas; los estanques más profundos, llamados *lagunas*, se airean mecánicamente. En la Figura 6.17 se observa un diagrama esquemático de las reacciones que tienen lugar en un estanque facultativo.

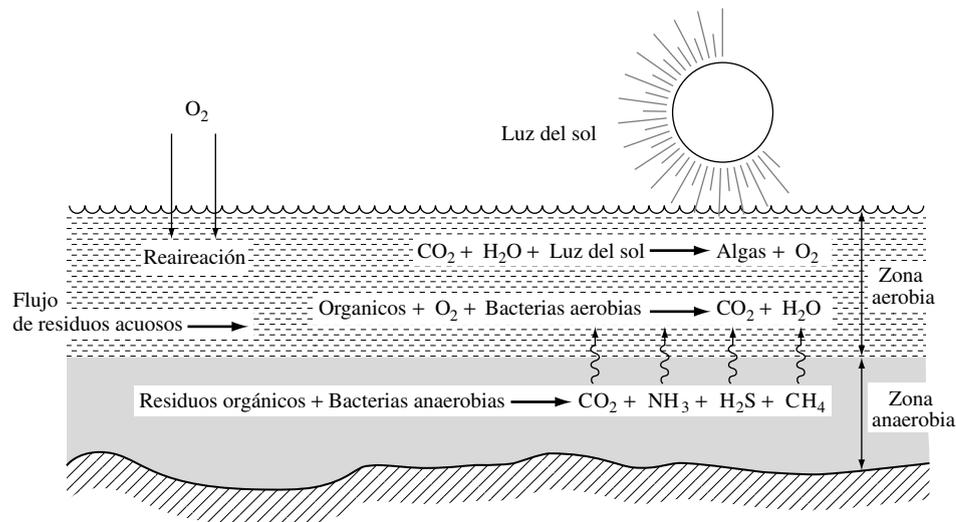


FIGURA 6.17. Esquema de un estanque de oxidación.

Los estanques de oxidación pueden diseñarse para realizar un tratamiento completo del residuo crudo, pero requieren una gran extensión. Estos estanques se han usado extensivamente en pequeñas comunidades donde no existen restricciones importantes a la utilización

de la tierra. La extensión requerida es considerable, se recomienda 1 hectárea para 240 personas (1 acre para 100 personas), aunque en zonas con climas cálidos e inviernos suaves, como el suroeste de los Estados Unidos, se usan a menudo estanques de la mitad de ese tamaño (Viessman y Hammer, 1985).

Los estanques son fáciles de construir y de gestionar, admiten grandes fluctuaciones de flujo y pueden suministrar un tratamiento que se acerca en resultados al de sistemas biológicos más sofisticados pero a mucho menor coste. El efluente, sin embargo, puede contener concentraciones excesivas de algas y, especialmente en invierno cuando se libera menos oxígeno por fotosíntesis, pueden producir malos olores. Si se utilizan como único tratamiento tienen el inconveniente de que el efluente puede no cumplir las exigencias de tratamiento secundario de la EPA, con 30 mg/L tanto de DBO₅ como de sólidos suspendidos. Su simplicidad y eficacia para destruir organismos patógenos, sin embargo, los hacen especialmente útiles en países en desarrollo.

Los estanques de oxidación se usan también para mejorar el tratamiento secundario en cuyo caso se denominan a menudo *estanques de acabado*.

Tratamiento de crecimiento en película fija

Aunque no son tan comunes en las plantas de tratamiento como los procesos de crecimiento en suspensión, los de crecimiento en película fija se usan aún a menudo a veces como único proceso secundario y otras como paso de pretratamiento antes del de lodos activados. Los procesos de crecimiento suspendido son atractivos también para su aplicación en áreas rurales y zonas de bajo nivel de desarrollo en donde se requieren sistemas de tratamiento secundario fáciles de construir, de bajo mantenimiento y escaso aporte de energía.

Filtros de goteo. Los *filtros de goteo* se comenzaron a usar en 1893, y han seguido prestando servicio desde entonces, aunque son más costosos de construir, más sensibles a los cambios de temperatura y eliminan menos DBO que las plantas de lodos activados desarrolladas más recientemente. Un filtro de goteo consiste en un brazo de distribución rotatorio que pulveriza el agua residual sobre un lecho circular relleno de paquetes de plástico u otro material grueso (Figura 6.18). Al principio se usaban piedras del tamaño de un puño (y aún se usan para operaciones sencillas y de bajo coste) pero es preferible un medio plástico ya que es más fácil trabajar con él, permite estructuras más altas y puede ser desarrollado

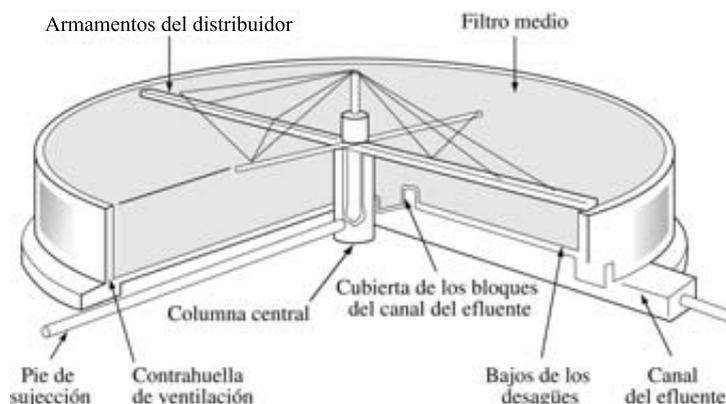


FIGURA 6.18. Vista en sección de un filtro de goteo.
(Fuente: Hammer y Hammer, 1996.)

para presentar mucha mayor superficie por volumen de filtrado para el crecimiento microbiano. Los filtros de goteo altos llenos de empaquetados plásticos se denominan *biorres*. Los espacios entre los paquetes permiten la libre circulación del aire por lo que pueden mantenerse condiciones aerobias. Por supuesto el tamaño de las aberturas es tal que no tiene lugar ningún filtrado real, por tanto el nombre de filtro de goteo puede inducir a error. En realidad, el medio en el lecho se cubre por una capa de limo biológico que adsorbe y consume el goteo del residuo en su camino hacia el fondo. Este limo consta principalmente de bacterias, pero puede también contener hongos, algas, protozoos, gusanos, larvas de insectos y caracoles. El limo acumulado se desplaza periódicamente con el agua desde la superficie del medio empaquetado hacia el tanque de decantación secundario, donde se elimina. Aunque no se muestra en la Figura 6.18, hay un canal para devolver una parte del efluente desde el filtro hasta el flujo de entrada. Tal reciclado no sólo facilita la eliminación de más sustancias orgánicas del efluente sino que también impide que los limos biológicos se sequen y sus constituyentes mueran durante las etapas de bajo flujo.

Contactores biológicos rotativos. Los filtros de goteo (y las biorres) son ejemplos de dispositivos que dependen de microorganismos que crecen en la superficie de las rocas, plástico u otro medio. Una variante de esta idea de crecimiento en medio fijo la constituyen los *contactores biológicos rotativos* (CBR), o *biodiscos*. Un CBR consiste en una serie de discos plásticos, típicamente de 3,6 m de diámetro, próximos unos a otros que giran sobre un eje horizontal común. El 40% de la superficie inferior de cada disco queda sumergido en un tanque que contiene el agua residual a tratar. La película de biomasa que crece sobre la superficie de los discos entra y sale del agua según rota el CBR. Mientras los microorganismos están sumergidos en el agua se nutren con la materia orgánica; cuando salen del agua se abastecen del oxígeno necesario. Colocando unidades CBR modulares en serie puede obtenerse mayor grado de eficiencia que con los filtros de goteo (Figura 6.19). Estos dispositivos comenzaron a usarse en Estados Unidos en 1969 y aunque las primeras unidades sufrían de problemas mecánicos variados, ahora son generalmente bien aceptados. Son más fáciles de manejar que los filtros de goteo cuando las condiciones de carga son variables puesto que es más fácil mantener el medio sólido húmedo en todo momento.

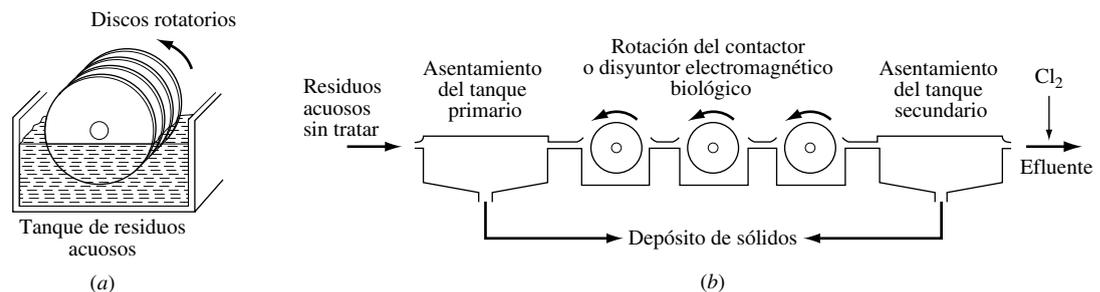


FIGURA 6.19. Contactor biológico rotativo y sistema de tratamiento: (a) Sección de un CBR; (b) Serie de CBR en un sistema de tratamiento secundario de aguas residuales.

Sistemas híbridos de crecimiento suspendido/en lámina fija

Desde mediados de los años 80 se han desarrollado muchos y variados sistemas de tratamiento secundario de aguas residuales que combinan los atributos de los reactores biológicos de crecimiento suspendido con los de película fija. El más simple emplea un filtro de goteo entre el clarificador primario y la cuba de aireación de lodos activados. Esto puede

disminuir el coste y el tiempo requeridos para eliminar la materia orgánica que más fácilmente se degrada en el efluente primario. En estos sistemas, el efluente del filtro de goteo no se clarifica antes de ser enviado al tanque de lodos activados. Sistemas híbridos más innovadores han empleado medios sumergidos fijos o suspendidos en el tanque de aireación de lodos activados. Las biopelículas microbianas que crecen en estos medios consumen la materia orgánica del fluido circundante agitado y aireado. Estos sistemas mejoran la clarificación del efluente puesto que es sencillo retener las células fijadas en la cuba de aireación, al proveer de una población microbiana muy elevada al licor de mezcla (baja relación F/M). El lector interesado puede encontrar detalles de muchos de estos sistemas, incluyendo reactores de biopelícula de lecho móvil, reactores biológicos de lecho fluido, reactores de lodos activados de película fija sumergida, y reactores biológicos rotativos sumergidos en Tchobanoglous *et al.* (2003).

Tratamiento de lodos

Los procesos descritos hasta aquí tienen el propósito de eliminar sólidos y DBO del agua residual antes de que el efluente sea liberado al medio ambiente o recuperado para su uso como agua de riego, por ejemplo. Lo que queda para desechar es una mezcla de sólidos y agua, llamada lodo, que se recoge del fondo de los clarificadores primario y secundario. La recogida, procesado y desecho de los lodos puede ser el aspecto más costoso y complejo de todo el tratamiento.

La cantidad de lodos producidos puede ser de hasta el 2% del volumen original de agua residual, dependiendo del proceso de tratamiento usado. Como el lodo puede contener hasta un 97% de agua, y el coste de su desecho está en relación al volumen procesado, uno de los principales objetivos de este tratamiento es extraerle tanta agua como sea posible. El otro objetivo es estabilizar los sólidos para que no sean molestos o peligrosos para el entorno.

El método tradicional de procesado de lodos es la digestión anaerobia, es decir, depende de las bacterias que medran en ausencia de oxígeno. La digestión anaerobia es más lenta que la aerobia pero tiene la ventaja de que sólo un pequeño porcentaje de los residuos da lugar a nuevas células bacterianas. Un típico coeficiente de rendimiento (Y) para la degradación aerobia es 0,6 mg VSS/mg DBO₅, mientras que el rendimiento de la degradación anaerobia del mismo sustrato sería de alrededor de 0,1 mg VSS/mg DBO₅. Al final la mayoría de los compuestos orgánicos se convierten en dióxido de carbono y metano. El proceso de digestión es complejo pero puede ser resumido en los dos pasos mostrados en la Figura 6.20. En la primera fase, los complejos orgánicos, como las grasas, proteínas e hidratos de carbono se convierten en moléculas orgánicas más simples, principalmente ácidos grasos. Las bacterias que llevan a cabo la conversión se denominan *formadoras de ácidos* o *acidógenas*. Son relativamente tolerantes a los cambios de temperatura y de pH, y crecen mucho más rápido que las *formadoras de metano* (*metanógenas*) que realizan la segunda etapa de la digestión.

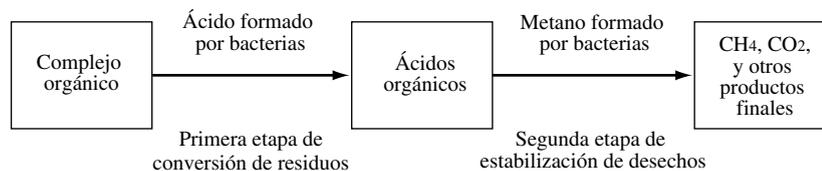


FIGURA 6.20. Las dos fases de la digestión anaerobia.

Las bacterias metanógenas convierten lentamente los ácidos orgánicos en CO_2 , CH_4 , y otros productos finales estables. Estas bacterias son muy sensibles a la temperatura, pH, toxinas y oxígeno. Si sus condiciones ambientales no son las adecuadas, la velocidad a la que convierten los ácidos orgánicos en metano disminuye, y éstos comienzan a acumularse, haciendo caer el pH. A veces se establece un bucle de retroalimentación positiva en el que las bacterias acidógenas continúan produciendo ácidos mientras las metanógenas al encontrarse un pH cada vez menor van inhibiéndose progresivamente. Cuando esto ocurre se dice que el digestor se ha acidificado y necesita dosis masivas de cal para devolverlo a su estado operativo.

Muchas plantas de tratamiento que incorporan digestión anaerobia para estabilización de lodos utilizan un digestor de dos etapas como el mostrado en la Figura 6.21. En la primera etapa los lodos se mezclan a fondo y se calientan para incrementar la velocidad de digestión. Los tiempos típicos de detención están entre 10 y 15 días. El contenido del tanque de la segunda fase no se calienta ni se mezcla y suele haber una cubierta flotante para adaptar el tamaño a la cantidad de gas almacenada. En la segunda etapa la estratificación que se produce permite una cierta separación del líquido (denominado sobrenadante) y los sólidos, así como la acumulación de gas. El sobrenadante se devuelve a la planta principal de tratamiento para la posterior eliminación de la DBO, y se extrae el lodo sedimentado, se deseca y se envía al desecho. El gas producido en el digestor contiene un 60% de metano, que es un combustible muy apreciado con muchos usos potenciales dentro de la propia planta. El metano puede usarse para calentar la primera fase del digestor y puede alimentar un grupo electrógeno que suministre electricidad para bombas, compresores y otros equipos.

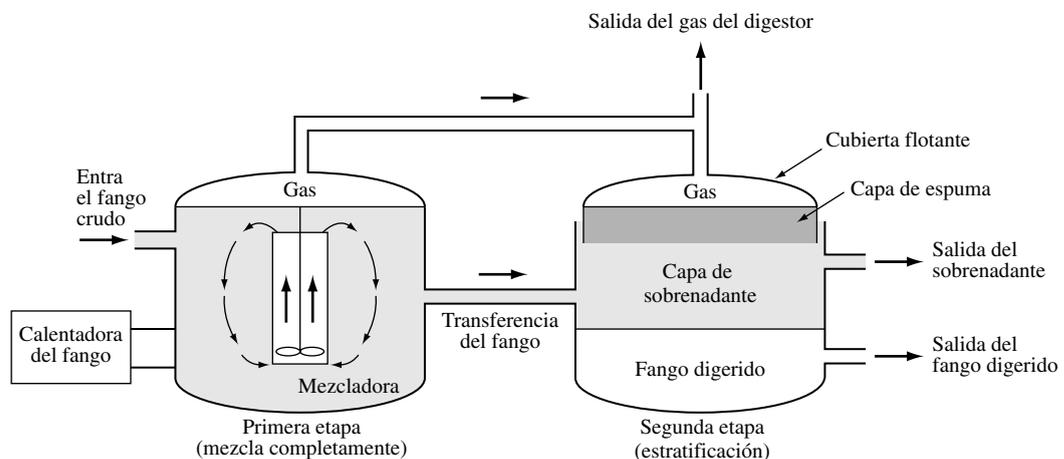


FIGURA 6.21. Esquema de un digestor anaerobio de dos etapas.

Los lodos digeridos extraídos de la segunda etapa del digestor anaerobio son todavía líquidos en su mayor parte. Los sólidos se han digerido casi completamente por lo que el olor es poco intenso. Tradicionalmente el desecado se produce bombeando el lodo en extensos lechos donde la evaporación y la filtración eliminan el agua. Sin embargo en las modernas instalaciones se usan más a menudo prensas de filtrado, centrifugadoras e incineradoras pues requieren menos superficie y tiempo que los lechos de desecado. El lodo digerido y deshidratado es utilizable como fertilizante aunque lo más frecuente es transportarlo simplemente al vertedero.

Extracción de nutrientes

Se solía considerar como avanzado cualquier tratamiento que siguiera al primario y biológico convencional, por eso las etapas extra, diseñadas para eliminar los nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, se consideraban parte del tratamiento avanzado. La extracción de nutrientes es ahora tan común que el término «avanzado» se usa para los pasos adicionales de eliminación de sustancias tóxicas, como metales y otros residuos peligrosos. Esas técnicas de tratamiento serán descritas más adelante en este capítulo.

Eliminación del nitrógeno. Cuando las bacterias descomponen los residuos, el nitrógeno que se encuentra ligado en las moléculas orgánicas se libera en forma de nitrógeno amoniacal. La posterior oxidación del amoníaco requiere oxígeno lo cual, si ocurre en el seno de la masa de agua receptora, contribuye al agotamiento de éste. Además, el nitrógeno es un importante nutriente para el crecimiento de las algas y, según se indica en la Figura 6.16 sólo se extrae en torno al 30% en una instalación de tratamiento secundario convencional. Para evitar esta demanda de oxígeno y los problemas de eutrofización, las plantas de tratamiento han de ser equipadas para conseguir mayores tasas de eliminación del nitrógeno.

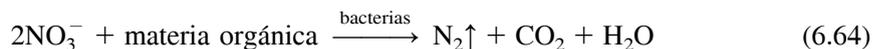
El control mejorado del nitrógeno utiliza bacterias aerobias para convertir el amonio (NH_4^+) en nitrato (NO_3^-), que es la *nitrificación*, a lo que le sigue una etapa en la que diferentes bacterias convierten el nitrato en gas nitrógeno (N_2), que es la *desnitrificación*. De este modo al proceso completo se le suele denominar *nitrificación/desnitrificación*.

El paso de nitrificación ocurre realmente en dos etapas dirigidas por bacterias. El amonio se convierte en nitrito (NO_2^-) por *Nitrosomonas*, mientras *Nitrobacter* oxida el nitrito a nitrato como fue descrito en la Sección 5.5. Esta combinación de pasos puede resumirse en



La nitrificación comienza a ser importante cuando el agua residual doméstica alcanza los 5 a 8 días de edad. Así, si se usa este método de control del nitrógeno, el agua residual debe permanecer en la planta de tratamiento mucho más tiempo del que pasaría normalmente. Se requieren típicamente tiempos de detención de 15 o más días. Si la reacción (6.63) tiene lugar en la planta de tratamiento en lugar de hacerlo en la masa de agua receptora, por lo menos se satisfará la demanda de oxígeno para la nitrificación. El nitrógeno, sin embargo, permanece en el efluente, y si el proceso se detuviera aquí, contribuiría a una indeseable proliferación de algas. Para evitar esto se necesita un proceso de desnitrificación.

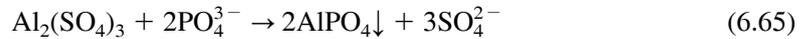
La segunda fase del proceso nitrificación/desnitrificación es la desnitrificación anaerobia



que libera gas nitrógeno elemental e inocho. La energía para llevar adelante esta reacción viene de la materia orgánica indicada en (6.64) Puesto que esta desnitrificación ocurre después del tratamiento de los residuos puede no quedar suficiente materia orgánica en el agua residual para suministrar la energía necesaria. Así debe proveerse de una fuente adicional de sustancia orgánica biodegradable, usualmente metanol (CH_3OH).

Eliminación del fósforo. Con los tratamientos primario y biológico convencionales sólo se elimina un 30% del fósforo del agua residual (Figura 6.16). Ya que el fósforo es muy a menudo el factor limitante en la eutrofización, su eliminación es de especial importancia para evitar este problema.

El fósforo en el agua residual aparece de muchas formas, pero todas ellas acaban como ortofosfato (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}). El fosfato se elimina añadiendo un coagulante, normalmente alumbre [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$] o cal [$\text{Ca}(\text{OH})_2$]. La reacción correspondiente que implica al alumbre es



El alumbre se añade a veces al tanque de aireación en el proceso de lodos activados, eliminando así la necesidad de un clarificador adicional.

6.6. Residuos peligrosos

Puesto que las enfermedades infecciosas como el cólera y el tifus han quedado bajo control en los países industrializados, ha comenzado a haber un cambio en la actitud hacia los problemas no infecciosos de la salud humana, tales como cáncer o malformaciones congénitas, inducidos por sustancias químicas. Los tristes incidentes de finales de los 70 como los ocurridos en Love Canal, Nueva York, donde las sustancias peligrosas procedentes de un vertedero abandonado se filtraron a los patios y cimientos de las viviendas, y Times Beach, Missouri, donde despreocupadamente se rociaron sus calles polvorientas con decenas de toneladas de aceite contaminado con dioxina, ayudaron a motivar la implantación de controles para los residuos peligrosos en las décadas siguientes.

En respuesta a la creciente presión social de hacer algo respecto a estos residuos, el Congreso estadounidense aprobó la Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y Responsabilidad (CERCLA: *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*) en 1980 para enfrentar el problema de los lugares ya contaminados. En 1980 y 1984, el Congreso reforzó la Ley de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA: *Resource Conservation and Recovery Act*), que controla las fuentes nuevas de residuos peligrosos. En esencia, CERCLA trata los problemas del pasado, mientras que RCRA intenta prevenir los futuros. Estas dos leyes han aportado la fuerza directriz sobre la que se asientan casi todos los esfuerzos de control de residuos peligrosos.

¿Qué es un residuo peligroso? Desafortunadamente la respuesta es diferente de alguna manera según el documento de legislación medioambiental que se consulte. En general, el gobierno federal de los Estados Unidos define residuo peligroso como «cualquier cosa que, por su cantidad, concentración, características físicas, químicas o infecciosas, pueda causar, o contribuir significativamente a, un incremento de la mortalidad; o causar una enfermedad importante irreversible, o reversible incapacitante; o plantear un peligro real o potencial importante para la salud humana y el entorno cuando se trata, almacena, transporta, abandona o maneja inadecuadamente de cualquier modo.» A veces hay que hacer una distinción entre sustancia peligrosa y residuo peligroso. Una sustancia peligrosa, tiene valor comercial, mientras que un residuo es un material que ya ha sido usado, desechado o ya no se necesita.

Más específicamente, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) usa dos procedimientos para definir los residuos como peligrosos. Uno se basa en un listado de sustancias y residuos de procesos industriales que se designan como peligrosos. Esta lista se publica en el Código de Regulaciones Federales (CFR). El segundo define una sustancia como peligrosa si posee alguno de los siguientes atributos característicos: *inflamabilidad*, *corrosividad*, *reactividad* o *toxicidad*. Estos atributos se describen seguidamente de forma breve:

- Las sustancias *inflamables* prenden con facilidad y arden rápida y persistentemente. Son ejemplos los líquidos volátiles como los disolventes, cuyos vapores arden a temperaturas relativamente bajas (60 °C o menos).
- Las sustancias *corrosivas* son generalmente líquidos con pH menor que 2 o mayor que 12,5 y son capaces de atacar el metal de los contenedores.
- Las sustancias *reactivas* son inestables en condiciones normales. Pueden causar explosiones y/o liberar gases tóxicos, humos y vapores al mezclarse con el agua.
- Las *tóxicas* son dañinas o mortales al ser ingeridas o absorbidas. La toxicidad de un residuo se determina por medio de un test de extracción diseñado para simular la presumible lixiviación que tendrá lugar, por ejemplo, en un vertedero sanitario. La sustancia se designa como tóxica si el resultado del test contiene alguno de los compuestos de una larga lista, en concentración superior a la permitida. La EPA ha cambiado el procedimiento de extracción en 1990 de uno llamado Test de Toxicidad de Protección Ambiental a otro denominado Procedimiento de Toxicidad Característica de Lixiviados (TCLP).

Nótese que el término *sustancia peligrosa* es más general que *sustancia tóxica*, aunque ambos se usan a menudo de forma indistinta.

Aunque estos cuatro atributos característicos dibujan las líneas maestras para considerar una sustancia como peligrosa, la EPA mantiene una lista exhaustiva de residuos peligrosos específicos. El listado de residuos está organizado en tres categorías: *residuos de fuente específica*, *residuos genéricos*, y *productos químicos comerciales*. Los residuos de fuente específica engloban lodos y desagües de procesos de producción y tratamiento en *industrias específicas*, como las del refinado del petróleo y las del tratamiento de la madera. La lista de residuos genéricos incluye los procedentes de la fabricación y procesos industriales de sustancias tales como disolventes usados en operaciones de desengrasado. La tercera lista contiene productos químicos específicos, como el benceno, creosota, mercurio y varios pesticidas. Todos los residuos listados se suponen peligrosos independientemente de su concentración. De los bastantes más de 1.000 compuestos listados por la EPA como peligrosos, se muestran algunos en la Tabla 6.9.

TABLA 6.9. Ejemplos de residuos peligrosos generados por la industria

Generador de residuos	Tipos de residuos
Fabricación de compuestos químicos	Ácidos y bases fuertes Disolventes agotados Residuos reactivos
Talleres de vehículos	Pinturas con metales pesados Residuos inflamables Baterías de plomo-ácido gastadas Disolventes agotados
Imprentas	Soluciones de metales pesados Restos de tintas Disolventes agotados Residuos de electroplateado Lodos de tintas con metales pesados
Industrias del cuero	Residuos de benceno y tolueno

TABLA 6.9. Ejemplos de residuos peligrosos generados por la industria (continuación)

Papeleras	Residuos de pintura con metales pesados Disolventes inflamables Ácidos y bases fuertes
Construcción	Residuos de pinturas inflamables Disolventes agotados Ácidos y bases fuertes
Fabricación de productos de limpieza y cosméticos	Polvo de metales pesados Residuos inflamables Disolventes inflamables Ácidos y bases fuertes
Fabricación y acabado de muebles y maderas	Residuos inflamables Disolventes agotados
Industrias del metal	Residuos de pintura con metales pesados Ácidos y bases fuertes Residuos con cianuros Lodos con metales pesados

6.7. | Legislación sobre materiales peligrosos

Muchas leyes federales sobre medio ambiente regulan los materiales peligrosos en Estados Unidos. La Tabla 6.10 da una breve descripción de los más importantes, junto con el organismo encargado de su ejecución. En esta sección haremos hincapié en las tres leyes más importantes para los programas de gestión de residuos peligrosos actuales. La primera es la Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA), que autoriza a la EPA a regular tanto los nuevos compuestos según van siendo desarrollados como los ya existentes, cuando hay nuevos indicios de su toxicidad. La segunda es la Ley de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA), que da las líneas maestras de la gestión prudente de nuevas y futuras sustancias peligrosas. La tercera es la Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y Responsabilidad, (CERCLA), que se ocupa en principio de los errores del pasado, vertederos inactivos o abandonados de residuos peligrosos.

Ley de Control de Sustancias Tóxicas

La Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA) confiere a la EPA la autoridad para recopilar información de la toxicidad de compuestos específicos, asesorar sobre sus riesgos para las personas o para el medio ambiente e instituir controles adecuados cuando lo estime necesario. La TSCA abarca el ciclo completo de vida de los compuestos químicos, desde su reproducción pasando por su fabricación, importación, procesado, distribución, uso y desechado.

La TSCA concede a la EPA la autoridad para confeccionar un inventario de las sustancias químicas existentes que se fabrican o importan para usos comerciales. Este inventario

TABLA 6.10. Leyes ambientales que controlan sustancias peligrosas

Ley	Descripción
<i>Ley de la Energía Atómica</i> (Comisión Reguladora Nuclear)	Regula la producción de la energía nuclear y tratamiento de los residuos
<i>Ley de Calidad del Aire</i> (EPA)	Regula la emisión de contaminantes peligrosos a la atmósfera
<i>Ley de Calidad del Agua</i> (EPA)	Regula la descarga de contaminantes peligrosos a las aguas superficiales
<i>Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y Responsabilidad</i> (<i>Superfund</i>) (EPA)	Establece la recuperación de vertederos inactivos o abandonados con residuos peligrosos
<i>Ley de Planificación de Emergencias y del Derecho a Información Comunitaria</i> (EPA)	Requiere planes de emergencia escritos para respuestas a vertidos químicos y establece el Inventario de Vertidos Tóxicos
<i>Ley Federal sobre Insecticidas, Fungicidas y Rodenticidas</i> (EPA)	Regula la fabricación, distribución y uso de los pesticidas y el procedimiento de investigación de sus efectos sobre la salud y el medio ambiente
<i>Ley de Transporte de Materias Peligrosas</i> (Departamento de Transportes)	Regula el transporte de materias peligrosas
<i>Ley de Protección Marina, Investigación y Espacios Protegidos</i> (EPA)	Regula el vertido de residuos al mar
<i>Ley de Seguridad Ocupacional y Salud</i> (Administración de Salud y Seguridad Ocupacional)	Regula los riesgos en el puesto de trabajo, incluyendo la exposición laboral a sustancias peligrosas
<i>Ley de Prevención de la Polución</i> (EPA)	Establece prioridades en la prevención, reciclado, tratamiento y minimización de residuos, antes de su traslado al vertedero
<i>Ley de Recuperación y Conservación de Recursos</i> (EPA)	Regula la generación de residuos, almacenamiento, transporte, tratamiento y eliminación
<i>Ley de Salubridad del Agua Potable</i> (EPA)	Regula los niveles de contaminantes en el agua potable y el vertido de residuos en los pozos de inyección
<i>Ley de Control y Restauración de la Minería de Superficie</i> (Departamento del Interior)	Regula los aspectos ambientales de la minería (especialmente carbón) y la restauración posterior de la zona
<i>Ley de Control de Sustancias Tóxicas</i> (EPA)	Regula la fabricación, uso y desecho de compuestos químicos específicos

contiene información de más de 60.000 sustancias químicas. Las entidades que tienen la intención de fabricar o importar nuevos productos químicos que no están en el inventario, deben notificar con 90 días de antelación a la EPA de su propósito. En esta notificación debe figurar la identidad y estructura molecular del compuesto, los subproductos resultantes de su fabricación, procesado, uso y eliminación, y datos relativos a sus efectos sobre la salud y el medio ambiente. De modo análogo deben ser aprobados por la EPA los usos nuevos de ciertos compuestos que ya han sido autorizados para otros propósitos. Basándose en los datos presentados, la EPA puede prohibir la fabricación o importación hasta que sean aportados nuevos datos que muestren que el compuesto en cuestión no presenta un

riesgo de daño para la salud o el entorno. También se le puede requerir a un fabricante que retire del mercado una sustancia que posteriormente se ha descubierto que presentaba un riesgo excesivo.

La TSCA contiene asimismo una cláusula que obliga al exportador a notificar a la EPA cuando ciertos compuestos van a ser exportados. La EPA a cambio comunica al gobierno del país importador la transacción y suministra información sobre los compuestos, pero, en general, no restringe dichas exportaciones. Sin embargo, los compuestos fabricados para exportar sólo están controlados por la TSCA si la EPA encuentra que su uso internacional plantea un riesgo importante dentro de los Estados Unidos.

Ambas leyes, la TSCA y la RCRA (que comentaremos seguidamente) regulan la eliminación de sustancias peligrosas. La diferencia entre ambas es que mientras la TSCA se ocupa de sustancias químicas específicas (por ejemplo los PCB), la RCRA lo hace generalmente con los conjuntos de sustancias que arrastran los ríos.

Ley de Recuperación y Conservación de Recursos

La Ley de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA) regula la generación, almacenamiento, transporte, tratamiento y eliminación de sustancias peligrosas. Es la ley más importante en el tratamiento de residuos peligrosos y es tal vez la más comprensible que la EPA ha promulgado. Sus orígenes se remontan a 1965 con la Ley de Residuos Sólidos, que fue la primera ley federal en hacer frente al tremendo problema de cómo deshacerse de manera segura de la basura doméstica, municipal, comercial e industrial. El Congreso enmendó esta ley en 1970 con el párrafo de la Ley de Recuperación de Recursos, y finalmente, la RCRA fue aprobada en 1976. Hubo después dos sucesivas revisiones en 1980 y 1984. Las Enmiendas de Residuos Sólidos y Peligrosos de 1984 (HSWA), expandió el radio de acción de la RCRA, particularmente en el área de vertederos.

Las partes de la RCRA que regulan los desechos peligrosos están contenidas en el Subtítulo C. Otra sección, el Subtítulo D, controla el vertido de residuos sólidos. Estas secciones serán presentadas en el Capítulo 9, «Gestión de residuos sólidos y recuperación de recursos».

Transporte, almacenamiento y eliminación. El concepto clave en la RCRA es que las sustancias peligrosas deben ser gestionadas adecuadamente desde el momento en que son generadas hasta su retirada final. Esta gestión paso a paso se denomina *gestión integral* y tiene tres elementos claves:

1. Un sistema de rastreo, según el cual un *certificado* acompaña a cualquier residuo que se transporte de una localidad a otra.
2. Un sistema de *licencias* que ayuda a asegurar las operaciones de las instalaciones que tratan, almacenan o retiran residuos peligrosos.
3. Un sistema de controles y restricciones que dirigen la *retirada* de los residuos peligrosos a vertederos superficiales o subterráneos.

Aproximadamente un 96% de los residuos peligrosos de los Estados Unidos son tratados o eliminados en el lugar en que fueron originalmente generados (U.S. EPA, 1987a). El 4% restante aún representa un volumen sustancial de material que se transporta desde la fuente a las instalaciones de *tratamiento, almacenamiento o eliminación* (TAE). Para ayudar a impedir el manejo inconveniente de estos residuos transportados, la EPA requiere que los generadores confeccionen *certificados de residuos peligrosos* que deben acompañar a la carga.

El certificado identifica el tipo y cantidad de residuo, el generador, el transportista, y la instalación TAE a la que se expide. Una copia del certificado se envía a la EPA cuando el residuo abandona el punto de generación, y otra cuando llega a la instalación TAE. El generador, que es el responsable último del sistema de rastreo, recibe igualmente una copia del certificado una vez el residuo ha llegado a la instalación TAE. La Figura 6.22 ilustra el sistema de certificados.

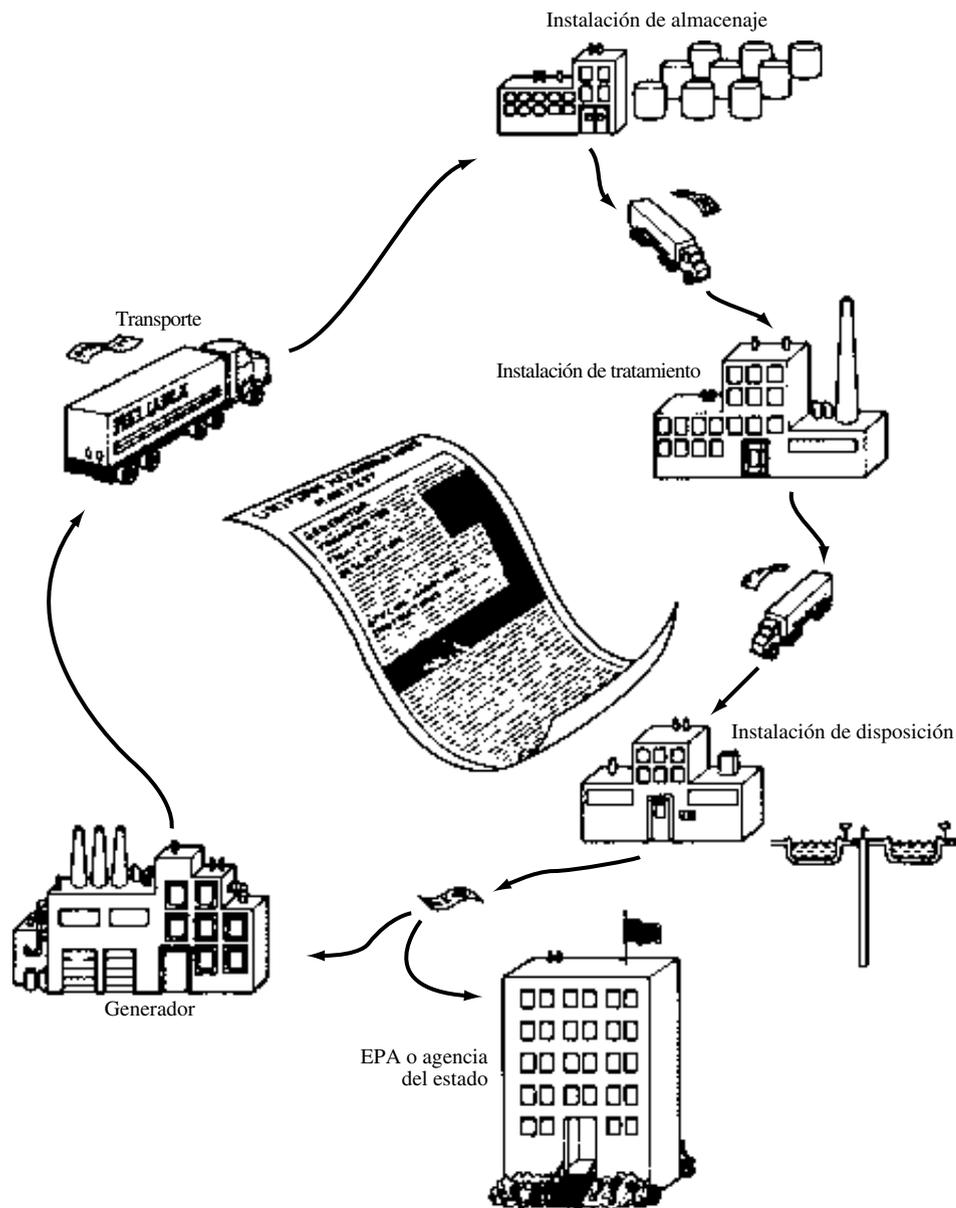


FIGURA 6.22. Un certificado de una página debe acompañar todo cargamento de residuos. El documento resultante rastrea el progreso del residuo a través de su tratamiento, almacenamiento y eliminación, y provee así de un mecanismo para alertar al generador y a la EPA si suceden irregularidades.

Bajo la RCRA, las instalaciones que aceptan el tratamiento, almacenamiento y eliminación de residuos peligrosos deben obtener permiso de la EPA. El proceso de licencias se ha establecido para dar a la EPA poder para hacer cumplir los estándares y requerimientos, incluyendo la capacidad para inspeccionar las instalaciones y emprender acciones legales contra la violación de cualquier norma de la RCRA. Para asegurar la gestión adecuada de los residuos peligrosos a largo plazo, las regulaciones de la RCRA obligan a las instalaciones TAE a contar con suficientes mecanismos de seguridad financiera para garantizar que van a disponer de un mantenimiento correcto aún en el caso de que finalmente cierren, incluyendo una provisión de mantenimiento por 30 años, en medidas de seguridad y observación de las aguas subterráneas.

Las Enmiendas de Residuos Sólidos y Peligrosos. Las Enmiendas de Residuos Sólidos y Peligrosos (HSWA) a la RCRA, representaron un punto de inflexión en las relaciones entre el Congreso y la EPA. Antes de la HSWA, el Congreso permitía una considerable libertad a la EPA con respecto a la puesta en marcha de leyes ambientales. Durante los primeros años 80, sin embargo, se empezó a notar que la EPA se había politizado y no cumplía con las expectativas del Congreso, especialmente con respecto a la aplicación de la CERCLA. Cuando la EPA decidió permitir la eliminación de residuos líquidos peligrosos en la tierra, el Congreso decidió que la EPA se había extralimitado en sus funciones y era momento de recuperar el control de la normativa, lo que hizo con la HSWA.

La HSWA tiene cuatro consecuencias fundamentales. Primera, se impondrán severas restricciones a la instalación de vertederos de residuos tóxicos. Segunda, reduce significativamente el nivel por debajo del cual la generación de residuos tóxicos está eximida del cumplimiento de la RCRA. Tercera, inicia la regulación de cientos de miles de depósitos subterráneos con fugas. Y cuarta, rellena un vacío legal que permitía escapar de las regulaciones de la RCRA y de la CERCLA a algunos vertederos de residuos tóxicos.

En el pasado, cerca de un 80% de los residuos peligrosos en los Estados Unidos se depositaban en la tierra, bombeándolos en pozos de inyección, enterrándolos o almacenándolos en balsas superficiales. La HSWA de 1984 restringió significativamente el depósito de residuos en tierra. De hecho, este tipo de vertido está prohibido a menos que la EPA determine que para un tipo de residuo y en un lugar en particular, no habrá riesgo de migración de sustancias peligrosas durante el tiempo en que los residuos permanezcan con toxicidad. La HSWA se ha confeccionado de tal modo que si la EPA no lleva un seguimiento con suficiente determinación en un periodo de tiempo concreto, la prohibición se impone automáticamente. Esta cláusula «martillo» está específicamente dirigida a evitar que la EPA demore su gestión y es un resultado directo del conflicto con el Congreso durante la administración Reagan.

Habida cuenta de que el depósito en tierra puede continuar, son obligatorios los revestimientos dobles y los sistemas colectores de lixiviados en los vertederos y balsas superficiales, así como instalaciones de control de calidad de las aguas subterráneas para asegurar una estanqueidad a largo plazo. Dado el creciente problema de la contaminación de aguas subterráneas por vertederos, todos los residuos líquidos peligrosos están prohibidos. Se verán más detalles de estas técnicas más adelante en este capítulo y otra vez en el Capítulo 9.

Reducción de residuos. Claramente son los crecientes costes económicos de la gestión de los residuos peligrosos los que dictan una visión nueva hacia el origen mismo del problema. ¿Es realmente necesario para nosotros generar más de una tonelada de residuos peligrosos por persona cada año para proveer los bienes y servicios que cubran nuestras expectativas? Es casi siempre más barato y sencillo procurar que la polución se produzca de forma

controlada que intentar encontrar soluciones de ingeniería para tratar con ella una vez ha sido creada. Las enmiendas de 1984 a la RCRA reconocen el importante papel de la reducción de los residuos estableciendo que:

El Congreso por la presente declara como norma nacional de los Estados Unidos que, donde quiera que sea viable, la generación de residuos peligrosos ha de ser reducida o suprimida tan expeditivamente como sea posible.

La Figura 6.23 indica un sistema de prioridades para la gestión de los residuos peligrosos. La primera prioridad es encontrar modos de *evitar* completamente el uso de sustancias peligrosas. Esto podría conseguirse cambiando los procesos de fabricación o sustituyendo productos que pueden satisfacer la misma necesidad sin generar residuos peligrosos (un ejemplo sería la sustitución de los postes de madera tratados con creosota tóxica, por postes de cemento). La siguiente prioridad es *reducir* las cantidades generadas. De nuevo es importante acometer cambios en los procesos de fabricación. La tercera estrategia es *reciclar* las sustancias peligrosas, tales como disolventes y ácidos, para maximizar su uso antes de que sean necesarios su tratamiento y desecho. Finalmente, las sustancias peligrosas deben ser *tratadas* para reducir su volumen y toxicidad. Sólo después de haber concluido todas estas etapas puede considerarse su retirada.



FIGURA 6.23. Jerarquía de prioridades en la gestión de los residuos peligrosos.

Evitar, reducir y reciclar reduce el tratamiento y los costes de eliminación. A menudo los generadores pueden conseguir beneficio económico propio con la búsqueda de estas oportunidades de reducción, ya que es un modo de reducir los costes generales de su negocio. La RCRA, de hecho, obliga a los generadores a certificar en sus certificados de residuos peligrosos que han tomado las medidas para reducir el volumen y toxicidad de los residuos que han creado.

La Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y Responsabilidad

La Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y Responsabilidad (CERCLA) fue promulgada en 1980 para resolver el problema de los vertederos de residuos peligrosos. se alude a ella más frecuentemente como la ley *superfund* por una de sus cláusulas por la que se le asignaba un fondo de 1.600 millones de dólares procedente de tasas especiales impuestas a las compañías petroleras y químicas. En 1986 la CERCLA fue refrendada y se incrementó el fondo hasta 8.500 millones de dólares, del cual la mitad corría a cargo de las compañías petroleras y químicas, y la otra mitad de tasas ambientales a empresas e impuestos

generales. Las revisiones a la CERCLA refrendada en 1986 se designan como la Ley de Enmiendas y Refrendo Superfund (SARA).

La CERCLA es una ley medioambiental inusual en la que no están reflejadas las normas habituales y la obligatoriedad de licencias. En su lugar se hace hincapié en la identificación de los vertederos de residuos peligrosos, la preparación de planes de recuperación y obligar a las supuestas partes responsables (RP) a pagar la restauración. Al amparo de la CERCLA, la EPA puede manejar problemas a corto plazo, como situaciones de emergencia desencadenadas por un vertido real o potencial de sustancias peligrosas, y a largo plazo, como vertederos de residuos peligrosos incontrolados, para los que se requieren soluciones más permanentes.

Las *acciones de emergencia* a corto plazo pueden llevarse a cabo en cualquier lugar donde hay un peligro inminente para la salud humana o el entorno, como puede ser el caso de un derrame, o un incendio, o cuando se descubren residuos que se han vertido ilegalmente («vertidos nocturnos»). Además de retirar las sustancias peligrosas y limpiar el área afectada, la EPA puede tomar acciones posteriores si es necesario, tales como abastecer de suministros alternativos de agua potable a los residentes de la zona si ésta se ha contaminado, o incluso realojarlos temporalmente.

Los problemas más complejos y extensivos que no constituyen una amenaza para la vida de forma inmediata, se manejan a través de los programas de *restauración*, que están esbozados en la Figura 6.24. Para iniciar el proceso Superfund es imprescindible la creación de una Lista Nacional de Prioridades (NPL) de lugares susceptibles de actividades de restauración financiadas por el Gobierno Federal. La NPL identifica los lugares de atención más urgente en el país basándose en factores tales como la cantidad y la toxicidad de los residuos implicados, las vías de riesgo, el número de personas potencialmente expuestas y la impor-

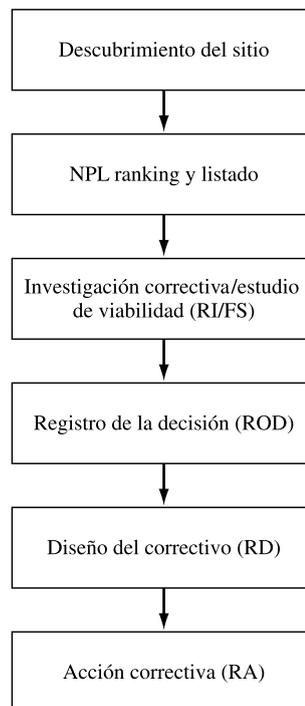


FIGURA 6.24. El proceso de restauración *Superfund*.

tancia y vulnerabilidad del agua subterránea. En otras palabras, se efectúa un *análisis de riesgos* del tipo descrito en el Capítulo 4 para asignarles una posición dentro de la NPL.

Una vez listado, la EPA inicia una *investigación correctiva/estudio de viabilidad* (RI/FS) para determinar las acciones apropiadas de restauración para el sitio concreto. La fase de investigación implica la recopilación de información necesaria para caracterizar el problema de contaminación en el emplazamiento dado, incluyendo riesgos ambientales y para la salud pública. El estudio de viabilidad que le sigue utiliza la información de esta investigación para identificar, evaluar y seleccionar alternativas de limpieza. Estas alternativas se analizan basándose en su eficacia relativa y coste. El proceso RI/FS culmina con la firma de un *registro de decisión* (ROD), en el cual se establece la acción de recuperación seleccionada. Tras haberse firmado el ROD tiene lugar el *diseño de la actuación* de la alternativa elegida. Para emplazamientos complejos, el proceso completo desde la inclusión en lista hasta el comienzo real de la actuación, tarda a menudo cinco años o más.

La *acción correctiva* final puede consistir en una serie de pasos de pequeño alcance, como la instalación de controles de escorrentía, excavaciones, levantamiento de muros de contención bajo el nivel del suelo y sellado de la zona. Como pudimos ver en el Capítulo 5, «La contaminación del agua», la mayor parte de las acciones de recuperación conllevan técnicas de bombeo y tratamiento que tienen importantes limitaciones y frecuentemente requieren décadas de bombeo. Sin embargo desde 1986 a 1999, el porcentaje de ROD de Superfund relativos a aguas subterráneas en los que se selecciona únicamente la solución de bombeo y tratamiento ha caído desde un 92% a un 30%, ya que otras estrategias se han revelado como más avanzadas y aceptadas (U.S. EPA 2002a). La recuperación de un lugar típico de la NPL es un proceso lento, complejo y caro, que ha llevado a considerar si vale realmente la pena todo ese esfuerzo.

Una de las más importantes líneas de actuación de la CERCLA es que las partes responsables de los problemas que crean los residuos peligrosos serán obligadas a pagar el coste total de la restauración. Las *partes responsables* (RP) pueden ser los propietarios u operadores históricos del terreno (legalmente o no), o incluso los transportistas que llevaron los residuos al lugar. Los tribunales han reconocido el concepto de responsabilidad *retroactiva, estricta, y solidaria* de los costes de limpieza. La *retroactividad* cubre los problemas creados antes de la aprobación de la Superfund; *responsabilidad estricta* se refiere al hecho de que no depende de si las partes (RP) fueron negligentes o diligentes en sus prácticas; y *solidaria* significa, en esencia, que si los daños no pueden ser prorrateados entre las partes, cada una de ellas está sujeta a responsabilidad por el coste total de la recuperación. En otras palabras, independientemente del momento en que se realizó su contribución, independientemente de las precauciones que tomaran, independientemente de la fracción en que contribuyó al problema entero, pueden teóricamente, ser responsables del coste completo de la limpieza. Si las RP no realizan las acciones de respuesta adecuadas, la EPA puede utilizar los fondos Superfund para recuperar el lugar. Si así sucede, la EPA tiene potestad para exigir el triple de los costes a las RP.

Las cláusulas retroactiva, estricta y solidaria de la Superfund han sido intensamente criticadas. Los bancos e instituciones de crédito temen ser responsables porque prestaron dinero a empresas que han sido identificadas como RP. Las compañías de seguros están presentando demandas cuando las RP reclaman que la responsabilidad de los costes de recuperación estaba cubierta por su póliza de responsabilidad general. Los ayuntamientos que han sido identificados como RP cuando sus vertederos han producido lixiviados, no creen que deban ser responsables de los tremendos costes de restauración. Para muchos, parece injusto resultar responsable por prácticas que eran perfectamente legales en el pasado, especial-

mente si su contribución al problema fue mínima. Y finalmente, parece particularmente injusto para algunos que los propietarios de los terrenos tengan que hacer frente a grandes costes cuando no son responsables de la contaminación en modo alguno.

La CERCLA ha sido criticada también porque obliga a que la solución de limpieza adoptada resuelva definitivamente el problema de la contaminación. Para algunos emplazamientos, podrían llevarse a cabo medidas cuyo coste es pequeño y que eliminan virtualmente los riesgos para la salud. Por ejemplo, imaginemos un lugar a cierta distancia de una zona residencial con el suelo contaminado pero sin afectar al agua subterránea. Si se cubre completamente, se rodea con vallas y señales y se lleva un control del suelo y del agua subterránea, podría resultar una gestión de los recursos más eficaz que llevar a cabo un proyecto de recuperación permanente de la zona. Esto, sin embargo, no está permitido por la CERCLA.

Suelos degradados. En un esfuerzo por atender algunos temas concernientes a responsabilidad y ecuanimidad de la CERCLA, así como para ayudar a revitalizar las comunidades afectadas por la contaminación, la EPA lanzó en 1995 su Iniciativa para el Reaprovechamiento Económico de Suelos Degradados. Los suelos degradados se definen como «instalaciones industriales y comerciales abandonadas, vacantes o infrautilizadas cuya expansión o desarrollo es difícil por su contaminación ambiental comprobada o percibida». La iniciativa se basa en el convencimiento de que el miedo general a la contaminación y las reticencias de las entidades de crédito para no incurrir en responsabilidades, están propiciando que las empresas abandonen los suelos degradados en los núcleos urbanos y dirijan su mirada hacia los suelos limpios fuera de las ciudades. Se espera que la ejecución de la Agenda de Acción de Suelos Degradados de la EPA ayude a revertir la espiral de contaminación descuidada, depreciación de la propiedad, e incremento del desempleo, que se encuentra a menudo en las áreas industriales del centro de las ciudades (U.S. EPA, 1996).

Componente clave de la iniciativa de suelos degradados es la supresión de las instalaciones objeto de esta iniciativa, del sistema de rastreo Superfund, conocido como Sistema de Información de la Respuesta Ambiental Integral, Compensación y Responsabilidad (CERCLIS). Las acciones iniciales eliminaron 27.000 emplazamientos de este tipo de un total de 40.000 examinados. Sacar estos emplazamientos del CERCLIS significa seguridad de que la EPA ya no iniciará acciones Superfund en relación a ellos. Un segundo, y muy importante, componente de la Iniciativa es la aclaración de temas de responsabilidad que frecuentemente hace que compradores y prestamistas potenciales eviten las propiedades contaminadas. Por ejemplo, la EPA no tomará acciones legales contra los propietarios cuando las sustancias peligrosas entren en la propiedad procedentes de acuíferos contaminados en otra parte, siempre que el propietario de la tierra no haya propiciado el problema, ni haya tenido implicación contractual con el contaminador.

El tema de los suelos degradados está ayudando a centrar la atención en las acciones correctoras basadas en el riesgo, en las cuales las técnicas más viables de recuperación se asocian con las mejores prácticas de gestión para conseguir eficientes costes de limpieza sin comprometer la protección de la salud pública, de la calidad del agua y del entorno.

6.8. Técnicas de tratamiento de residuos peligrosos

Incluso con un programa mucho más exigente de reducción de residuos peligrosos de lo que exige la RCRA, seguirá habiendo grandes cantidades de estos residuos que requerirán trata-

miento y eliminación. En el pasado el tratamiento era escaso y los desechos se vertían sobre todo en tierra. En SARA (Superfund) y en las Enmiendas sobre Residuos Sólidos y Peligrosos de RCRA, se hizo énfasis en el desarrollo y utilización de técnicas alternativas e innovadoras que consigan una destrucción permanente de los residuos o una reducción de su toxicidad, movilidad y volumen. Los vertidos en tierra están muy restringidos desde las enmiendas de la RCRA de 1984.

Las técnicas de tratamiento suelen clasificarse en químicas, biológicas, físicas, térmicas o de fijación/estabilización. Estas categorías están razonablemente bien definidas, aunque hay posibilidad de confusión cuando tienen características que se solapan:

- Los procesos químicos, biológicos y físicos son los métodos más comúnmente usados para tratar los residuos peligrosos del agua. El tratamiento químico transforma el residuo en sustancias menos peligrosas usando técnicas como la neutralización del pH, la oxidación o reducción y la precipitación. El tratamiento biológico emplea microorganismos para degradar los compuestos orgánicos de las aguas residuales. Los procesos de tratamiento físico pueden utilizar la separación por gravedad, sistemas de cambio de fase tales como la separación por aire o por vapor, de volátiles disueltos en los residuos acuosos, y varios tipos de filtrado, entre ellos la adsorción por carbono.
- Los *procesos de destrucción térmica*, entre los que se incluyen la incineración, que se está convirtiendo en una opción preferente para el tratamiento de los residuos peligrosos, y la pirólisis, que es la descomposición química de una sustancia obtenida calentándola en ausencia de oxígeno.
- Las técnicas de *fijación/estabilización* consisten en la desecación y solidificado de un residuo y su mezcla con un agente estabilizante, como el cemento Portland o sustancias poliméricas, o rodearlo de una matriz para formar una sustancia vítrea. La solidificación se usa mayormente con los lodos inorgánicos.

La elección de una técnica apropiada para usar en una situación concreta está obviamente más allá del alcance de este texto. No sólo hay muchos tipos diferentes de residuos peligrosos en términos de composición química, sino que su tratabilidad depende de su estado. Una técnica válida para tratar PCB en lodos, por ejemplo, puede no ser apropiada para el mismo contaminante en suelo seco. La Tabla 6.11 proporciona una lista parcial de técnicas de tratamiento adecuadas para una variedad de tipos de residuos peligrosos, junto con el estado en que se encuentra (líquido, gaseoso, sólido/en lodos). Para una lista más completa, así como para descripciones detalladas de cada técnica, ver *Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal* (Freeman, 1989).

Tratamientos físicos

El uso de procesos físicos de tratamiento como los que se describen seguidamente no está sólo limitado a los residuos peligrosos. Por ejemplo, la sedimentación ya se ha mencionado en este capítulo como un método comúnmente usado tanto en plantas potabilizadoras como de tratamiento de aguas residuales. De hecho, todos los procesos físicos excepto la atenuación natural controlada se usan de alguna manera en el agua potable o en las plantas de aguas residuales.

Sedimentación. Los sistemas de tratamiento físico más simples aprovechan la decantación y floculación naturales. Para fomentar la sedimentación de los sólidos y así poder ser recogidos como lodos en el fondo, se diseñan tanques especiales de sedimentación y clarificación. Ciertos sólidos flotarán de forma natural y podrán ser retirados con una espumadera.

TABLA 6.11. Lista parcial de técnicas de tratamiento para varios contaminantes peligrosos del agua

Proceso de tratamiento	Contaminante peligroso											Estado del contaminante			
	Corrosivos	Cianuros	Disolventes halogenados	Compuestos no halogenados	Compuestos clorados	Otros compuestos orgánicos	Residuos oleosos	PCB	Compuestos metálicos solubles	Compuestos orgánicos solubles	Reactivos	Suelos contaminados	Líquidos	Sólidos/fangos	Gases
Separación/filtración		X	X	X	X	X			X	X		X			
Adsorción por carbono									X	X	X	X			X
Separación por aire o vapor			X	X	X	X			X			X			
Captación electrolítica									X			X			
Intercambio de iones	X								X	X		X			
Membranas									X	X		X			
Precipitación química	X								X			X			
Oxidación/reducción		X							X			X			
Ozonización		X		X		X					X	X			X
Evaporación			X	X	X	X	X					X	X		
Solidificación	X	X									X	X	X		
Incineración por inyección			X	X	X	X	X					X			X
Hornos rotatorios			X	X	X	X	X	X				X	X	X	X
Incineración en lecho fluido			X	X	X	X	X	X				X	X	X	X
Pirolisis			X	X	X	X						X	X	X	
Vitrificado			X	X	X	X	X		X			X	X	X	X

Fuente: basado en Freeman, 1989.

También es posible mejorar la flotación insuflando finas burbujas en el agua. Éstas capturarán partículas al ascender y la combinación puede ser retirada en la superficie. Los lodos separados pueden ser después concentrados por evaporación, filtración o centrifugación. Un ejemplo de filtro de vacío se muestra en la Figura 6.25.

Adsorción. Los tratamientos físicos pueden usarse también para extraer pequeñas cantidades de sustancias disueltas en agua que nunca sedimentarían. Una de las técnicas más

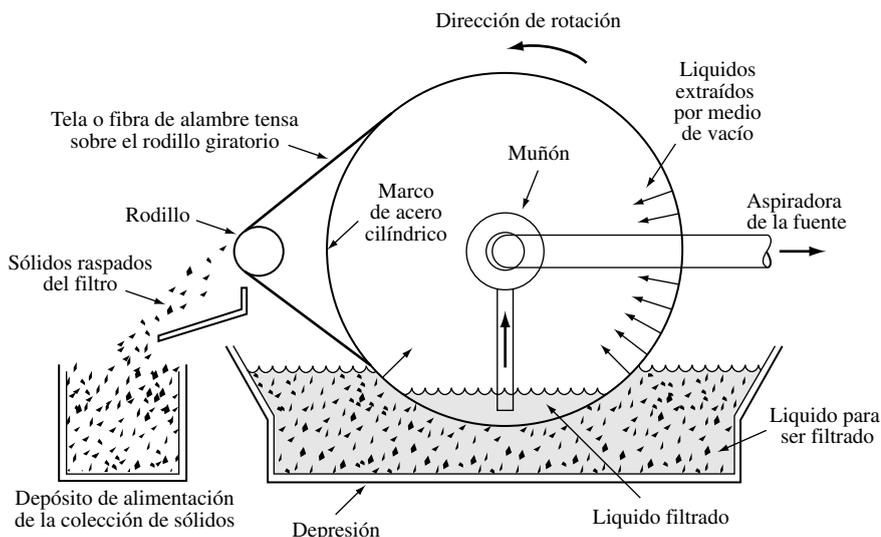


FIGURA 6.25. Esquema de un filtro de vacío típico.

(Fuentes: *Hazardous and Industrial Waste Treatment* de Haas and Vamos, 1995. Reimpreso con autorización de Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ.)

comunes utilizadas para eliminar compuestos orgánicos utiliza el proceso de *adsorción* que es la adhesión física de compuestos a la superficie de un sólido. La eficacia de un adsorbente es directamente proporcional al área superficial disponible para atraer las moléculas o partículas de contaminante. El adsorbente más comúnmente usado es una matriz porosa de granulos de carbón activado (GAC), que tiene una enorme área superficial (del orden de $1.000 \text{ m}^2/\text{g}$). Un simple puñado de GAC presenta una superficie total cercana a media hectárea.

Los sistemas de depuración por granulos de carbón activado consisten en series de grandes cubas parcialmente llenas de adsorbente. El agua contaminada entra por la parte superior de cada cuba, circula hacia abajo a través de los GAC y se evacua por el fondo. Después de un cierto tiempo el filtro de carbón se satura de contaminantes y debe ser reemplazado o regenerado. La regeneración puede ser un proceso que consuma mucha energía y caro, normalmente realizado *ex situ*. Durante ésta, los contaminantes se queman sobre la superficie de los granulos de carbón, aunque en algunos casos se usa un disolvente para eliminarlos. Los GAC que no se pueden regenerar por la composición del contaminante adsorbido, deben ser desechados adecuadamente.

Aireación. La *aireación* es otro proceso físico usado para sacar compuestos relativamente volátiles fuera de una disolución. Estos sistemas de separación usan generalmente aire, y a veces vapor de agua. En los separadores de aire más utilizados, el agua contaminada resbala por la superficie del elemento activo empaquetado dentro de una torre, en la que se insufla aire hacia arriba que arrastra las sustancias volátiles con él. Tal *torre de aireación (packed tower)* puede eliminar fácilmente más del 95% de los compuestos orgánicos volátiles (VOC) más frecuentes, como el tricloroetileno, tetracloroetileno, tricloroetano, benceno, tolueno, y otros procedentes de los disolventes. Otro tipo, la llamada separación de tiro por aspiración (*induced-draft stripping*), no usa ni soplador ni material empaquetado. En una torre industrial de tiro por aspiración hay cuidadosamente dispuestas baterías de toberas que pulverizan el agua contaminada en dirección horizontal a través de las paredes de una cámara. El aire que pasa a través de la cámara arrastra los volátiles. Este sistema es más barato de construir y de operar pero sus resultados son mucho menos efectivos que los de la torre de aireación.

Combinando sistemas de aireación con GAC pueden eliminarse muchos compuestos orgánicos, tanto volátiles como no volátiles hasta niveles indetectables. Haciendo pasar el agua contaminada primero por los aireadores, la mayor parte de los compuestos volátiles desaparecen antes de alcanzar el sistema GAC, y de esta manera se alarga el intervalo de regeneración del carbón o de su sustitución según el caso.

Los volátiles eliminados en una separación por aire son, en algunas circunstancias, liberados directamente a la atmósfera. Cuando por el tipo de sustancias, no puede hacerse así puede añadirse otro sistema de tratamiento GAC a los gases de escape, como se muestra en la Figura 6.26.

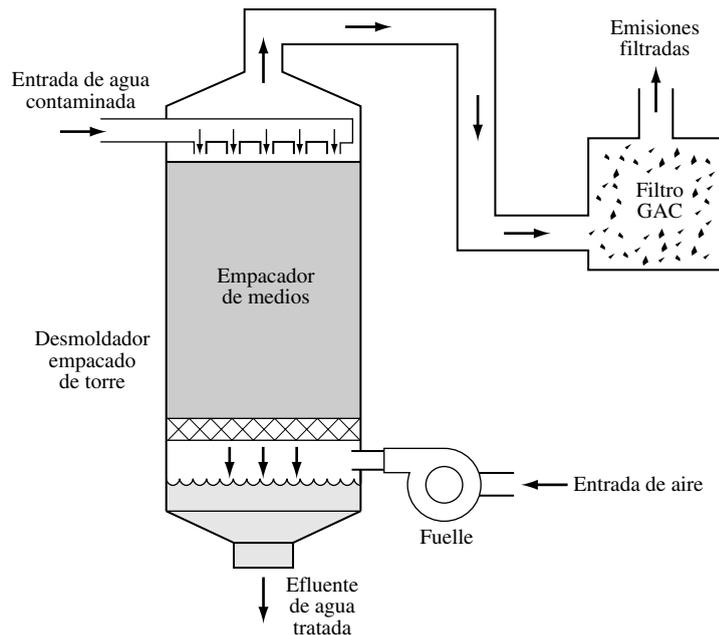


FIGURA 6.26. Una torre de separación por aire seguida por un filtro de carbón activado granular para fase gaseosa consigue una eficaz eliminación de los VOC. Para suprimir los no volátiles, el agua tratada que sale de la torre debe ser bombeada a través de adsorbentes GAC para fase líquida.

Otros procesos físicos. Otros procesos que se usan a veces para tratar residuos peligrosos son: ósmosis inversa, intercambio de iones y electrodiálisis. Los dispositivos de *ósmosis inversa* utilizan la presión para forzar que el agua contaminada pase a través de una membrana semipermeable. La membrana actúa como un filtro, permitiendo que el agua pase por sus poros pero impidiendo el tránsito de moléculas mayores, que son las que han de eliminarse. El *intercambio de iones* es un proceso en el que los iones a eliminar del agua residual se intercambian con los asociados a una resina especial de intercambio. La filtración por membrana y el intercambio de iones han sido comentados anteriormente en el contexto del tratamiento del agua potable y de las aguas residuales. En este caso, el intercambio de iones se usa sobre todo para extraer iones metálicos tóxicos de la solución. La *electrodiálisis* emplea membranas selectivas a los iones y campos eléctricos para separar aniones de cationes en solución. En el pasado, la electrodiálisis se usaba más frecuentemente para purificar aguas salobres, pero ahora está encontrando aplicación en el tratamiento de aguas residuales. Las sales metálicas del lavado de plateados también se eliminan con este procedimiento.

Aunque no es un proceso de recuperación estrictamente físico, la *atenuación natural controlada* (MNA) ha sido crecientemente aplicada en emplazamientos Superfund. La MNA

depende de los procesos naturales físicos, químicos y biológicos del subsuelo para degradar los contaminantes. Se implementa conjuntamente con un programa de supervisión cuidadosamente controlado para asegurar que los procesos naturales están recuperando con éxito el lugar y evitar que sucedan daños posteriores al entorno o a las personas. La biorrestauración por microorganismos autóctonos en el subsuelo es a menudo un componente clave del éxito de la MNA. Entre 1982 y 2000, los ROD de lugares Superfund que asignaban el tratamiento MNA como único tratamiento constituyeron el 12% del total, y los que lo combinaban con bombeo y tratamiento o biorrestauración *in situ*, un 9% adicional (U.S. EPA, 2002a). La MNA puede ser una alternativa eficiente en costes y responsable hacia el entorno para realizar limpiezas cuando se aplica con la misma atención para determinar la caracterización del lugar y para mantener una vigilancia a largo plazo, que las soluciones más activas.

Tratamientos químicos

Tratar químicamente los residuos peligrosos tiene la ventaja potencial de que puede no solamente convertirlos en compuestos menos peligrosos, sino que puede transformarlos en subproductos útiles en algunas circunstancias. Al estimular la recuperación de recursos, el coste del tratamiento puede a veces compensarse parcialmente con el valor final de los productos obtenidos.

Neutralización. Muchos residuos peligrosos pueden tratarse con procesos químicos, y la decisión de cuál elegir depende primeramente de las características de aquéllos. Por ejemplo, recordemos que una de las categorías de la RCRA de residuos peligrosos es la de los corrosivos, o sea de los que tienen un pH menor de 2 o mayor de 12,5. Tales sustancias pueden ser *neutralizadas* químicamente. Las aguas ácidas se neutralizan normalmente con cal apagada [Ca(OH)₂] en un reactor de tanques de agitación continua. La tasa de adición de cal se controla con un sistema de retroalimentación que analiza el pH y ajusta el aporte convenientemente.

Las aguas residuales alcalinas pueden neutralizarse añadiendo ácido directamente o insuflando CO₂ gaseoso, para formar ácido carbónico (H₂CO₃). La ventaja del CO₂ es que está fácilmente disponible en el escape de cualquier proceso de combustión en el lugar de tratamiento. Puede realizarse también la neutralización simultánea de residuos ácidos y cáusticos en la misma cuba, como se aprecia en la Figura 6.27.

Precipitación química. La capacidad para ajustar el pH es importante no sólo para la neutralización de residuos sino también porque facilita otros procesos químicos que eliminan sustancias indeseables de las aguas residuales. Por ejemplo, un método común de eliminar metales pesados de un residuo líquido es por *precipitación* química, que es dependiente del pH. Ajustando adecuadamente el pH, la solubilidad de los metales tóxicos puede decrecer, llevándolos a formar precipitados que pueden separarse por decantación o filtración.

Frecuentemente la precipitación implica el uso de cal Ca(OH)₂ o sosa NaOH, para formar hidróxidos metálicos. Por ejemplo, la siguiente reacción describe el uso de la sosa para formar el hidróxido de un metal divalente M²⁺:



Los hidróxidos metálicos son relativamente insolubles en soluciones básicas, y como muestra la Figura 6.28, son *anfóteros*, es decir tienen un pH al cual su solubilidad es mínima.

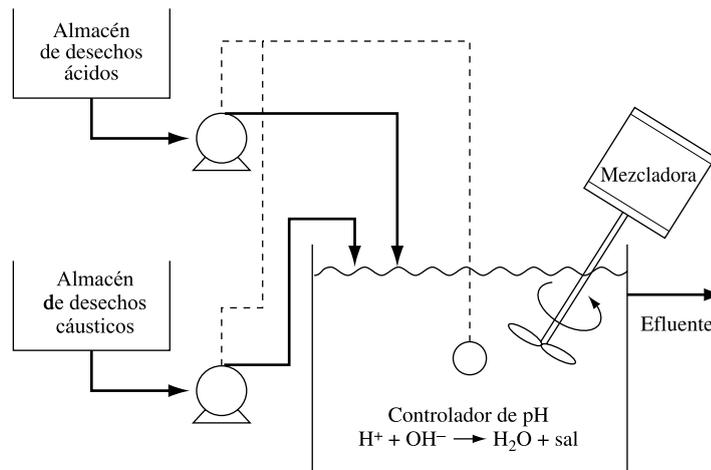
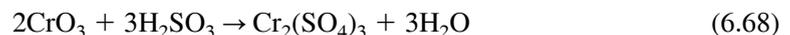


FIGURA 6.27. Neutralización simultánea de un residuo ácido y otro cáustico.
(Fuente: U.S. EPA, 1987b.)

Puesto que cada metal tiene su punto óptimo de pH, es delicado controlar la precipitación de una mezcla de metales diferentes en el mismo residuo. En este caso pueden ser necesarios varios pasos de precipitación para permitir diferentes valores del pH y controlar la precipitación de cada metal.

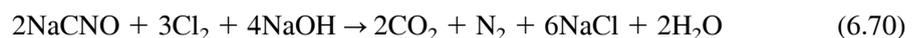
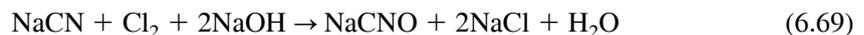
Aunque la precipitación con hidróxido, usando cal, es el proceso más común para eliminar metales, pueden obtenerse menores concentraciones de metales en el efluente precipitando con sulfuros. Como puede verse en la Figura 6.28, los sulfuros metálicos son considerablemente menos solubles que los hidróxidos. Una desventaja de este tipo de precipitación es la posible formación de sulfuro de hidrógeno, maloliente y tóxico.

Oxidación reducción. Las reacciones de *oxidación-reducción* (redox) proporcionan otra importante alternativa de tratamiento químico para residuos peligrosos. Cuando se extraen electrones de un ión, átomo o molécula, decimos que la sustancia se *oxida*; cuando se añaden electrones, se *reduce*. Ambas, oxidación y reducción, se producen en la misma reacción, de aquí la abreviatura redox. Uno de los procesos redox más importantes es la reducción del cromo hexavalente (Cr VI) a cromo trivalente (CR III) en operaciones de electrodeposición. El dióxido de azufre se usa como un agente reductor, como se ve en las siguientes reacciones:



El cromo trivalente formado en la reacción (6.68) es mucho menos tóxico y más fácil de precipitar que el hexavalente original. Notar que el cromo de la reacción (6.68) se reduce desde un estado de oxidación de +6 a +3, y el azufre se oxida de +4 a +6.

Otro importante tratamiento redox se produce en la oxidación de los residuos de cianuros, que son comunes en la industria del acabado de metales. En las siguientes reacciones el cianuro se convierte en un mucho menos tóxico cianato por medio de la cloración alcalina (pH superior a 10); otra posterior cloración oxida el cianato a simple dióxido de carbono y gas nitrógeno. Se produce una casi completa destrucción del cianuro.



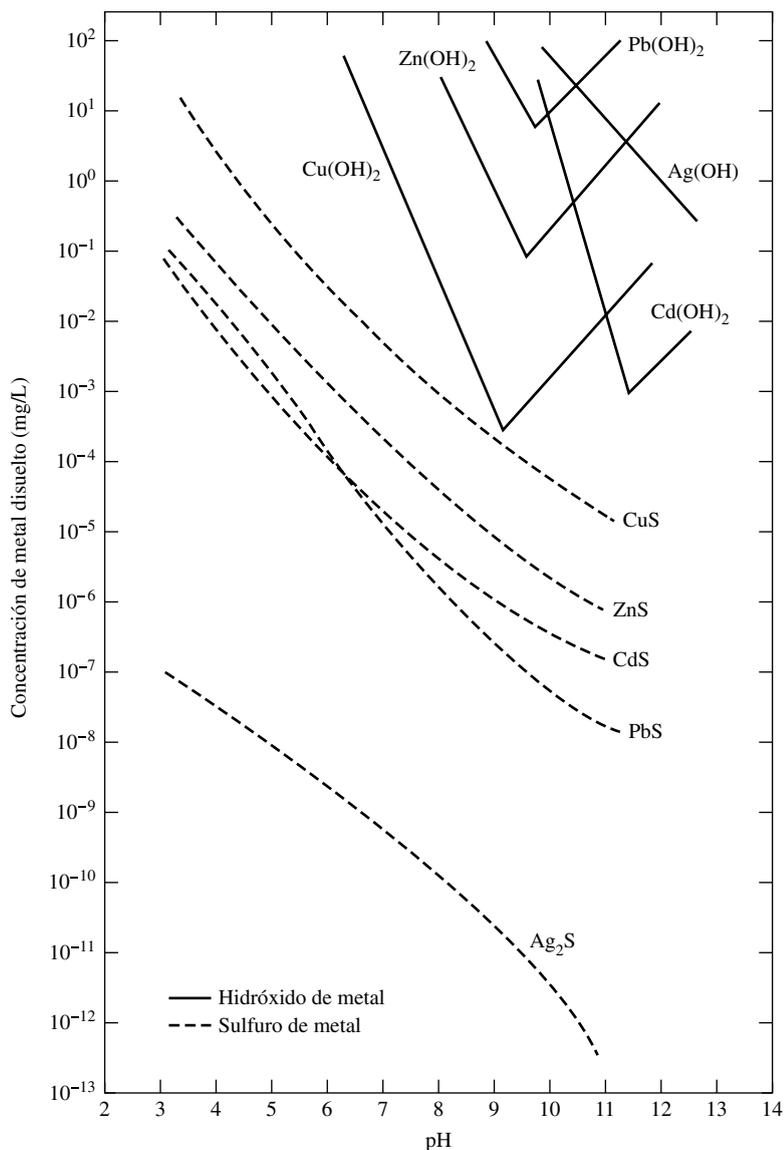


FIGURA 6.28. La precipitación de metales puede controlarse por pH. Los sulfuros metálicos son menos solubles que los hidróxidos correspondientes.
(Fuente: U.S. EPA, 1980.)

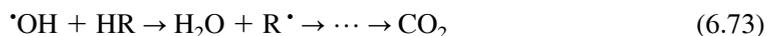
Los residuos que pueden tratarse por oxidación son el benceno, los fenoles, la mayor parte de los orgánicos, cianuros, arsénico, hierro y manganeso. Los que responden satisfactoriamente al tratamiento de reducción son el cromo (VI), mercurio, plomo, plata, orgánicos clorados como los PCB, y los hidrocarburos saturados (U.S. EPA, 1988 a).

Oxidación/radiación ultravioleta. Un método prometedor de destruir los compuestos orgánicos disueltos es la oxidación, que los convierte en agua y dióxido de carbono. Hay muchos oxidantes posibles, peróxido de hidrógeno, oxígeno, ozono, permanganato potásico. Uno de los oxidantes más potentes es el radical hidroxilo libre ($\cdot\text{OH}$), que provoca la oxida-

ción de las moléculas orgánicas que contienen hidrógeno. La formación de radicales hidroxilo puede ser reforzada exponiendo un oxidante, como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) o el ozono (O_3), a la luz ultravioleta (UV), como indica la siguiente reacción:



donde hv representa un fotón de frecuencia ν . Las lámparas de mercurio de baja presión producen fotones de la longitud de onda adecuada (254 nm) para convertir eficientemente el peróxido de hidrógeno en (6.72). La oxidación inicial de una molécula orgánica por el radical hidroxilo puede representarse como



donde R^\bullet representa un radical carbonado. En la Figura 6.29 se compara la tasa de destrucción de varios compuestos clorados oxidados exclusivamente con ozono, con la obtenida con ozono y luz UV juntos.

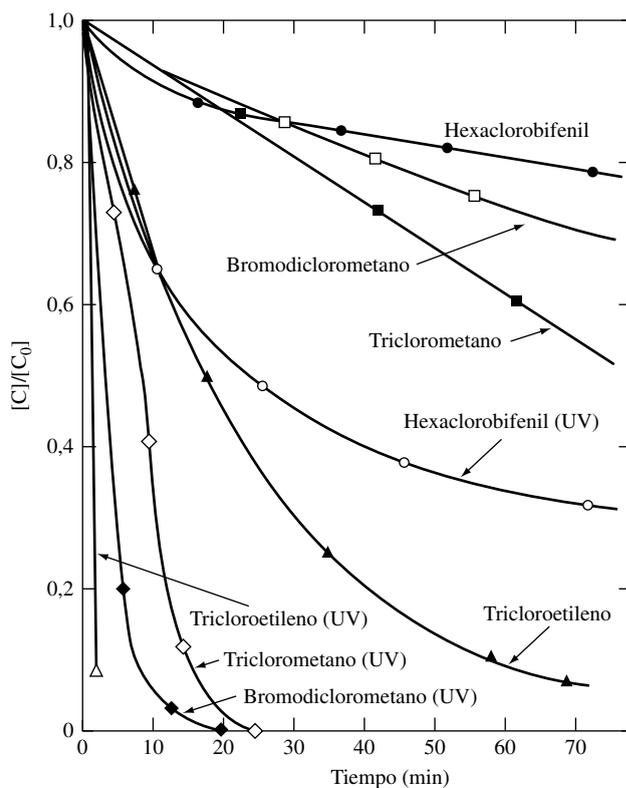


FIGURA 6.29. Comparación de las tasas de destrucción de compuestos clorados usando ozono sólo, con la obtenida usando ozono más luz ultravioleta.

(Fuente: Glaze, 1987. Reimpreso con autorización de *Environmental Science & Technology*, American Chemical Society.)

Tratamiento biológico

La práctica totalidad de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales de los Estados Unidos y de un gran número de sistemas industriales confían en los procesos de tratamiento biológico para descomponer los desechos orgánicos. Los sistemas de tratamiento biológico utilizan microorganismos, principalmente bacterias, para metabolizar la materia orgánica y convertirla en dióxido de carbono, agua y nuevas células bacterianas. Como los sistemas de tratamiento biológico utilizan organismos vivos para transformar los desechos, hay que poner especial cuidado en garantizar que los procesos se desarrollen en condiciones aptas para la vida. Los microbios necesitan una fuente de carbono y de energía, que pueden tomar de la materia orgánica que consumen, y nutrientes como nitrógeno y fósforo. Son sensibles a la temperatura y al pH. Algunos de ellos necesitan oxígeno.

Los microbios, en tanto que organismos vivos, son sensibles a las sustancias tóxicas, lo que en un principio puede parecer contraproducente para el procesado biológico de sustancias peligrosas. Sorprendentemente la mayoría de la materia orgánica peligrosa es susceptible de tratamiento biológico (*biorremediación*) siempre y cuando se logre mantener una población estable de microorganismos. Cualquier sustancia orgánica puede convertirse en alimento para algún organismo, aunque también puede ser un veneno para otros. Por otra parte, los organismos que crecen y se desarrollan a una concentración determinada de sustancia pueden morir si la concentración aumenta más allá de un nivel crítico. Por último, aunque pudiera establecerse una población microbiana que fuera capaz de procesar la sustancia tóxica, esta población podría morir si las características de la sustancia cambian demasiado rápidamente. Si las condiciones de los desechos cambian con la suficiente lentitud, sin embargo, la selección podría hacer que la colonia microbiana se adaptase a las nuevas condiciones y siguiera siendo eficaz en su cometido.

Tratamiento de residuos líquidos. Es conveniente considerar por separado el tratamiento biológico de varios tipos de aguas residuales, incluyendo lixiviados procedentes de vertederos de residuos peligrosos, de los tratamientos biológicos in situ de suelos y aguas subterráneas. Cuando los residuos líquidos peligrosos se pueden dirigir a la instalación de tratamiento, es posible controlar cuidadosamente las características del residuo que llega a cada sección biológica de la instalación, incrementando la posibilidad de un proceso de degradación satisfactorio.

El tratamiento biológico es a menudo un simple paso en un sistema de tratamiento completo. Como se indica en la Figura 6.30, un sistema de ejemplo incluiría una etapa de tratamiento químico para oxidar y precipitar algunos tóxicos, seguido de un tratamiento físico para separar los sólidos resultantes de las aguas residuales. El efluente que emerge de la etapa física puede entonces requerir el pH adecuado y el suministro de nutrientes necesario para los microorganismos que llevarán a cabo la etapa de tratamiento biológico.

La etapa de tratamiento biológico utiliza procesos ya descritos en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Después de finalizado este tratamiento, pueden tener lugar los de sedimentación y clarificación, seguidos por el de adsorción por carbón activado, para dar transparencia al efluente. Los lodos inorgánicos producidos durante el proceso químico, y los orgánicos procedentes de la etapa de biotratamiento se separan del agua y se tratan. Los lodos deben ser desecados y vertidos de acuerdo con las regulaciones de la RCRA puesto que pueden constituir residuos peligrosos.

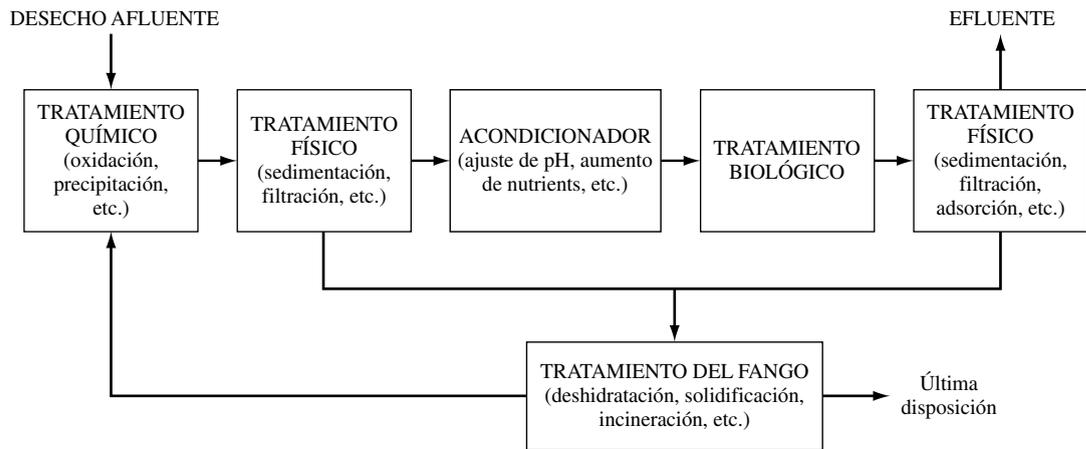


FIGURA 6.30. Diagrama general de flujo de un tratamiento de residuos peligrosos líquidos.

Incineración de residuos

La EPA defiende la incineración como la tecnología preferida para muchos tipos de residuos peligrosos. Es particularmente efectiva con residuos orgánicos, no sólo para suelos sino también para otros sólidos, gases, líquidos, lechadas (mezclas claras de sólidos y líquidos) y lodos (mezclas espesas de sólidos y líquidos). En un incinerador adecuadamente manejado pueden inactivarse completamente residuos carcinógenos, mutágenos, teratógenos, y patógenos. Las incineradoras no son, sin embargo, capaces de destruir compuestos inorgánicos, aunque pueden concentrarlos en las cenizas y hacer su transporte y desecho más eficiente. Además, los metales cuyo punto de ebullición está por debajo de 1.100 °C plantean problemas, puesto que una vez gasificados es difícil eliminarlos usando los equipos convencionales de control de la contaminación del aire.

La medida principal de las prestaciones de una incineradora se conoce con el nombre de *eficacia de eliminación y destrucción* (DRE). Una DRE del 99,99%, por ejemplo (llamada «de cuatro nueves») significa que sólo se libera al aire una molécula de cada 10.000 de las que entran a la incineradora de un compuesto orgánico. La RCRA exige una DRE mínima del 99,99% para la mayoría de los compuestos orgánicos, y una del 99,9999% (seis nueves) para dioxinas y benzofuranos. La Ley de Control de Sustancias Tóxicas regula la destrucción térmica de PCB y aunque está escrita de un modo diferente de la RCRA, establece igualmente un 99,9999% de DRE. Diremos más sobre incineración y estos compuestos tóxicos particulares en el Capítulo 9, «Gestión de residuos y recuperación de recursos».

Como es el caso en todos los procesos de combustión, los factores más críticos que determinan que la combustión sea completa son 1, la temperatura de la cámara de combustión; 2, el tiempo de combustión; 3, el grado de turbulencia o mezclado; y 4, la cantidad de oxígeno disponible para la combustión. Por la alta diversidad de los residuos que llegan a las incineradoras es especialmente difícil controlar estos factores, que son cruciales para obtener los altos niveles de eficacia exigidos por la ley. Además de los controles de combustión, son necesarios sistemas de limpieza de gases de escape similares a los que se describirán en el Capítulo 7, «Contaminación del aire». Una operación y un mantenimiento correctos de estos complejos sistemas requieren personal altamente preparado, un equipo de supervisión cualificado y diligente, y un departamento de la Administración que controle el cumplimiento de la normativa.

Si bien hay muchos tipos de incineradoras de residuos peligrosos, pueden reducirse a dos los diseños principales de la mayoría de las unidades actualmente en servicio: la *incineradora de inyección líquida* y la *incineradora de horno rotatorio*. La más común es la primera, aunque sólo puede tratar gases, líquidos y lechadas suficientemente diluidas como para ser inyectadas por una tobera atomizadora. Las diminutas gotitas de residuo que emite la tobera se mezclan con el aire y un combustible auxiliar como gas natural o fuel oil. La mezcla gaseosa resultante se quema a muy alta temperatura. La tobera de atomización usada en una incineradora de inyección líquida debe estar diseñada para adecuarse a las características especiales de los residuos esperables, lo que limita la variedad de desechos que puede tratar dicha incineradora.

La incineradora de horno rotatorio es más versátil que la anterior, y es capaz de quemar gases, líquidos, lodos y sólidos de todas clases. La Figura 6.31 muestra un diagrama de una incineradora de este tipo. La unidad principal es un cilindro rotatorio de 2 a 5 metros de diámetro y de 3 a 10 de largo, ligeramente inclinado. Los desechos y el combustible auxiliar se introducen en el extremo alto del horno y la combustión se realiza mientras el cilindro rota lentamente. La rotación ayuda a aumentar la turbulencia que mejora la eficacia de la combustión. Los gases de los residuos parcialmente quemados pasan a una segunda cámara de combustión para continuar la oxidación. Las incineradoras de horno rotatorio se encuentran comercialmente como instalaciones fijas o unidades móviles.

A pesar de sus numerosos controles las incineradoras de residuos peligrosos pueden emitir ciertas cantidades de gases tóxicos que pueden hacerlas inaceptables para la población cercana. Las emisiones pueden ser de los mismos compuestos orgánicos del residuo original, *productos de combustión incompleta* (PIC) formados en la incineradora, malos olores, monóxido de carbono, óxidos de azufre y de nitrógeno, ácido clorhídrico y partículas. Las cenizas no quemadas y los lodos recogidos en los sistemas de control de la contaminación del aire se consideran residuos peligrosos y deben ser tratados como tal. Si se transportan fuera, entonces no sólo habrá tráfico de materias peligrosas de llegada a la instalación sino que también lo habrá de salida. La sensación de impacto ambiental potencialmente adverso asociado con las incineradoras ha hecho que el emplazamiento de este tipo de instalaciones sea una tarea extremadamente difícil.

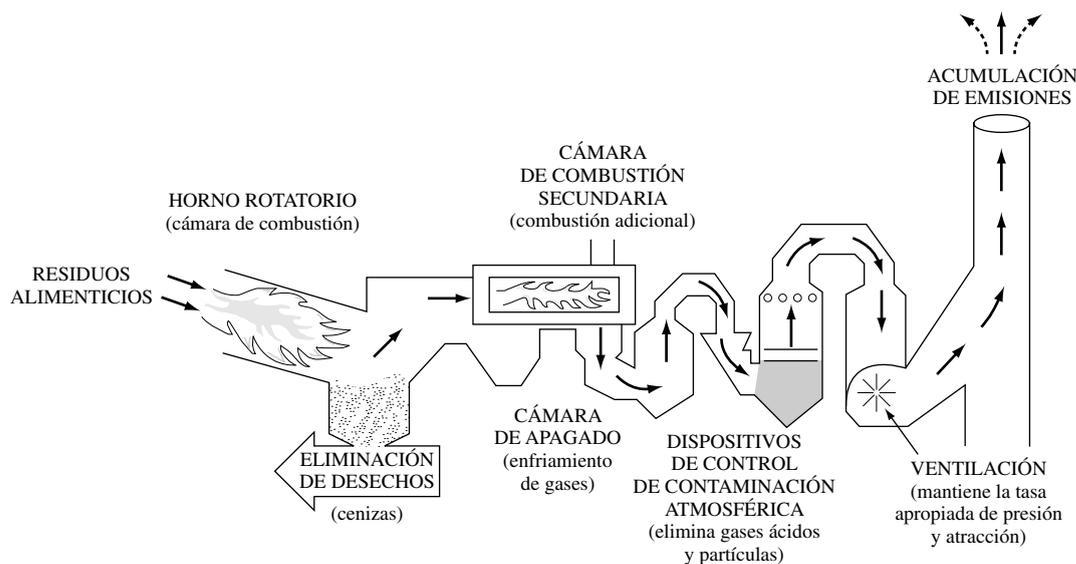


FIGURA 6.31. Una incineradora de residuos peligrosos de horno rotatorio.
(Fuente: U.S. EPA, 1988b.)

6.9. | Vertido en tierra

La EPA regula el vertido en tierra de los residuos peligrosos en su programa de Restricciones al Vertido en Tierra (LDR). Cerca de 23 millones de toneladas de desechos peligrosos se vierten en tierra en los Estados Unidos cada año (U.S. EPA, 2001). Las técnicas de vertido en tierra comprenden vertederos, estanques y balsas superficiales, pozos de inyección subterránea y pilas de desechos. Históricamente ha sido el método más común de deshacerse de los residuos peligrosos en ese país. Desafortunadamente, muchos de estos lugares han sido mal gestionados y supervisados, y los resultados han sido a veces trágicos y muy caros de rectificar. Se usaban extensivamente en el pasado por ser el método más cómodo y barato de eliminación.

Sin embargo, la recuperación de los sitios más antiguos que han filtrado lixiviados tóxicos al suelo y al agua subterránea han demostrado ser tremendamente costosos, y la ventaja económica aparente de este tipo de vertido se ve ahora como falta de visión de futuro.

Como se ha mencionado antes, las Enmiendas de 1984 a la Ley de Residuos Sólidos y Peligrosos (HSWA), de la RCRA prohíben el vertido en tierra de los residuos inseguros o no tratados (U.S. EPA, 1991). Las cláusulas de la HSWA son LDR, donde vertidos en tierra incluye:

- Vertederos.
- Piscinas y balsas superficiales.
- Pilas de residuos.
- Pozos de inyección.
- Instalaciones de tratamiento en tierra.
- Domos o formaciones salinas.
- Simas o minas bajo tierra.
- Bóvedas o búnkeres de hormigón, para almacenamiento de residuos.

La HWSA asigna a la EPA la responsabilidad de indicar, para cada residuo peligroso, si se puede verter en tierra, y en caso afirmativo, en qué condiciones. Sin la autorización expresa de la EPA, un residuo particular no puede verterse en tierra. La RCRA va a dictar nuevas restricciones y estándares para que las instalaciones de almacenamiento de residuos puedan aceptar sustancias peligrosas. Entre ellas se incluyen las siguientes:

- Prohibición de líquidos procedentes de vertederos.
- Prohibición de inyección en pozos de residuos peligrosos a una distancia de un cuarto de milla de un pozo de agua potable.
- Exigencia de condiciones estructurales y de diseño más rígidas para vertederos y estanques superficiales, que incluyen obligatoriedad de doble o triple revestimiento, sistemas de recogida de lixiviados en depósito y entre revestimientos y supervisión de las aguas subterráneas.
- Exigencia de restauración o acción correctiva si existe fuga de algún residuo de la instalación.
- Exigencia de información sobre las posibilidades de exposición de las personas a las sustancias tóxicas de la instalación.
- Exigencia de estándares de ubicación que sean protectores de la salud humana y del entorno, por ejemplo, permitiendo que sean construidas instalaciones únicamente en ubicaciones hidrogeológicas adecuadas.

Vertederos. De acuerdo con estos nuevos y más estrictos requisitos de la RCRA, los diseños y operaciones de los vertederos de residuos peligrosos se han vuelto mucho más sofisticados. Un vertedero de residuos peligrosos se diseña ahora como una serie modular de celdas de control tridimensionales. Al incorporar celdas separadas se hace posible separar los residuos de modo que sólo los compatibles se almacenan juntos. Los entrantes se colocan en una celda apropiada y se cubren al final de cada día con una capa de tierra.

Bajo los residuos peligrosos debe haber un sistema de doble revestimiento para impedir que el flujo de líquidos llamados lixiviados, pasen al suelo y al agua subterránea que pueda circular bajo el emplazamiento. El revestimiento superior debe ser un *recubrimiento de membrana flexible* (FML) usualmente hecho de sábanas de plástico o goma. Los plásticos usados suelen ser cloruro de polivinilo (PVC), polietileno de alta densidad (HDPE), y polietileno clorado (CPE). La goma de los FML es sobre todo polietileno clorosulfonado (CSPE) y monómero dieno-propileno-etileno (EPDM). Dependiendo el material escogido para el FML, el espesor es típicamente de entre 0,25 mm y 2,5 mm. El revestimiento inferior es normalmente un FML, pero puede considerarse aceptable también una capa de arcilla compactada de al menos un metro de espesor.

Los lixiviados que se acumulan en cada revestimiento se recogen en grupos de tubos perforados de drenaje y se bombean a la superficie para su tratamiento. Para reducir la cantidad de los lixiviados que se forman cuando la lluvia cae en el vertedero, se coloca una cubierta de baja permeabilidad sobre las celdas. Cuando se clausura el vertedero, se coloca una capa de FML junto con otra de arcilla compactada por encima de todo él, con una pendiente suficiente para asegurar el drenado del agua por fuera de los residuos almacenados.

El vertedero debe contar también con un sistema de supervisión. Hay que vigilar las aguas subterráneas que fluyen por debajo de la instalación con pozos de observación situados tanto gradiente arriba como gradiente abajo. Puede ser suficiente un sólo pozo gradiente arriba para conocer la calidad «natural» del agua antes de que fluya bajo el vertedero, pero debe haber al menos tres, gradiente abajo, para asegurar la detección de cualquier filtración del vertedero. Además el suelo bajo él, por encima del nivel hidrostático, debe estar vigilado usando lisímetros de succión.

En la Figura 6.32 se muestra un esquema completo en sección de un vertedero de residuos peligrosos.

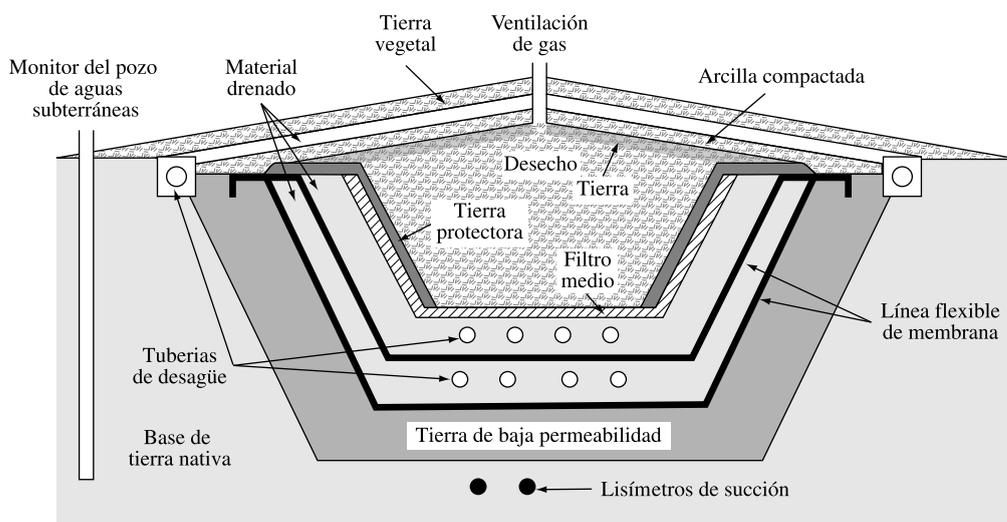


FIGURA 6.32. Esquema de un vertedero de residuos peligrosos.

Estanques superficiales. Los *estanques superficiales* son áreas excavadas o formadas con diques para almacenar residuos peligrosos líquidos. Usualmente este almacenamiento es temporal a menos que haya sido diseñado para ser finalmente clausurado, como un vertedero. Los estanques han sido populares porque han sido baratos y los residuos permanecen accesibles y permiten tratamiento durante el almacenamiento. Las técnicas de tratamiento típicas usadas en estos estanques son de neutralización, precipitación, decantación y biodegradación.

Históricamente, los estanques de superficie han sido construidos con pocos recursos y escasamente vigilados. En un estudio de 180.000 estanques, la EPA estimó que antes de 1980, sólo cerca de la cuarta parte estaban regulados y menos del 10% contaban con programas de observación (U.S. EPA, 1984). El mismo estudio encontró también que los estanques estaban inadecuadamente emplazados. Más de la mitad se encontraban sobre unos asentamientos demasiado finos o permeables, que podrían permitir fácilmente el transporte de los lixiviados a las aguas subterráneas. Más de las tres cuartas partes de ellos estaban localizados sobre grandes acuíferos que permitirían una relativamente rápida dispersión de los contaminantes en cuanto éstos alcanzasen el nivel freático. Más aún, alrededor del 98% de los estanques se encontraban a menos de una milla de fuentes de agua potable de alta calidad.

Como resultado de estas lamentables prácticas de emplazamiento, construcción y gestión, los estanques superficiales son la principal fuente de contaminación en un gran número de lugares Superfund. Las regulaciones de la EPA exigen nuevos estanque de superficie, o ampliaciones de los existentes, para tener dos o más revestimientos, sistemas de recolección de lixiviados y programas de observación similares a los requeridos para los vertederos. No obstante, debido a la herencia de prácticas pasadas la restauración costará, sin la menor duda, varias décadas y miles de millones de dólares.

Inyección subterránea. El modo más popular de deshacerse de residuos líquidos peligrosos ha sido introducirlos bajo tierra a través de profundos pozos de inyección (Figura 6.33). Cerca del 89% de los residuos peligrosos depositados en tierra y más de 2.600 millones de litros de fluidos son desechados en pozos de inyección (U.S. EPA, 2002b). Para asegurarse en lo posible de que los suministros de agua potable subterránea no se vean afectados, desde 1984, los pozos de inyección usados para desechos peligrosos han de perforarse por debajo del nivel más bajo de las formaciones que contienen agua subterránea potable. Las profundidades típicas de inyección son de más de 700 m, bajo la superficie. Puesto que la principal preocupación con la inyección subterránea es la posibilidad de contaminación del agua potable, la regulación de dichos sistemas corresponde a la Ley de Calidad del Agua Potable (SDWA), de 1974.

Desgraciadamente, un buen número de pozos de inyección para residuos peligrosos ha tenido problemas de filtraciones, por lo que no pueden ser considerados completamente seguros. Las normas que regulan la construcción, operación y observación de los pozos de inyección se hacen más y más restrictivas y, como en el caso de las demás opciones de vertido en tierra, se está intentando disuadir de la dependencia de este tipo de técnicas.

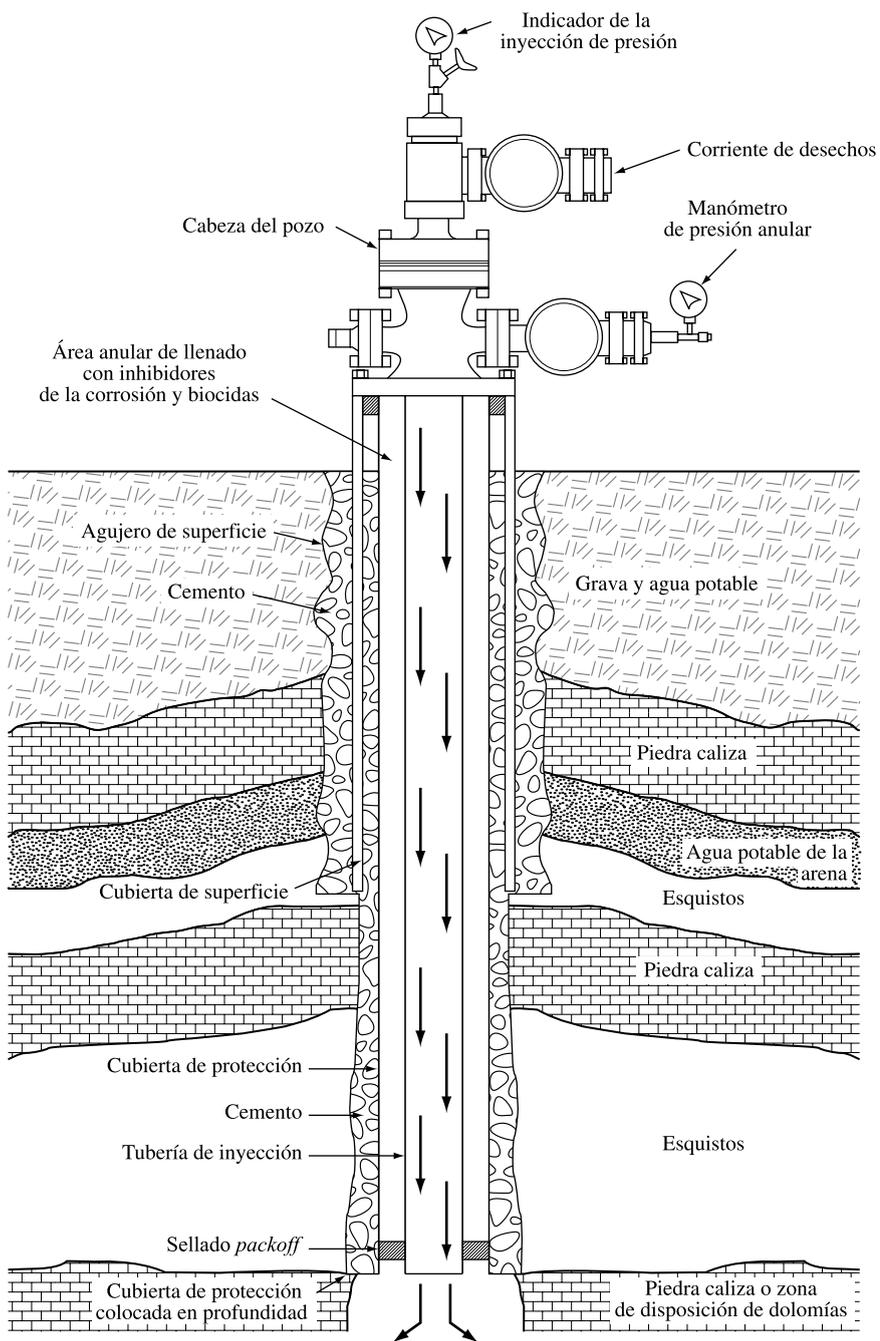


FIGURA 6.33. Corte de sección de un pozo de eliminación de desechos peligrosos. (Fuente: Wentz, 1989.)

PROBLEMAS

- 6.1.** a) ¿Cuál es la diferencia entre un estándar de agua potable primario de uno secundario?
b) ¿Cuál es la diferencia entre un Nivel Máximo de Contaminante (NMC) y un Objetivo en el Nivel Máximo de Contaminante (ONMC). Dé un ejemplo de un contaminante que tenga un ONMC pero no un NMC numérico.
- 6.2.** ¿En qué se diferencian la Ley de Calidad de las Aguas y la Ley de Calidad del Agua Potable?
- 6.3.** Una planta depuradora emplea dos clarificadores primarios circulares agrupados en paralelo, seguidos por las cámaras de separación de arenas y decantación. La planta recibe 5,0 MGD. Cada clarificador está alimentado desde el centro (el agua entra por el centro y sale por el perímetro). El radio del clarificador es de 43,0 ft, y tiene una profundidad de 10,0 ft.
- a) ¿Cuál es el tiempo de detención de cada clarificador?
b) ¿Cuál es la velocidad de carga hidráulica (velocidad crítica) en unidades de $\text{ft}^3 \cdot \text{ft}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$?
c) ¿Cuál es la velocidad de carga de sólidos en unidades de $\text{ft}^3 \cdot \text{ft}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$?
- 6.4.** a) ¿Cuál es la velocidad total de sedimentación de una partícula con un peso específico de 1,4 y un diámetro de 0,010 mm en agua a 20 °C?
b) ¿Se eliminarían completamente las partículas anteriormente descritas en un tanque de sedimentación con una anchura de 10,0 m, una profundidad de 3,0 m, una longitud de 30,0 m, y una velocidad de flujo de 7.500 m³/d?
c) ¿Cuál es el diámetro mínimo de una partícula con peso específico de 1,4 que se eliminaría en el tanque de sedimentación descrito anteriormente?
- 6.5.** Supóngase que se está intentando eliminar partículas con un diámetro de 10 μm en una potabilizadora. El agua está a 20 °C, y la densidad de la partícula es de 1,2 g/L. La planta trata 0,100 m³/s de agua. Se propone utilizar un tanque de sedimentación rectangular de 3,5 m de profundidad, con una longitud con una razón de 5:1 respecto de su anchura. ¿Cuál es la anchura mínima necesaria del tanque?
- 6.6.** En los tanques de floculación que constan de tres compartimentos se emplean ruedas con brazos que giran en torno a ejes horizontales. La electricidad suministrada a los brazos disminuye progresivamente a través del tanque, utilizando 186 W de energía en el primer compartimento, 30 W en el segundo y 7,50 W en el último. Cada rueda de brazos mezcla en un compartimento de 4,17 m de profundidad, 3,75 m de anchura y 4,17 m de longitud. La temperatura normal del agua es de 15 °C, y la velocidad de flujo medio es de 16.000 m³/d.
- a) ¿Cuál es la intensidad de mezcla en cada uno de los compartimentos?
b) Si el agua afluyente contiene una distribución de partículas de tamaño casi monodisperso de 20,0 μm con una concentración de $1,8 \times 10^5$ partículas/mL, ¿cuál será la media de partículas individuales agregadas que abandonará el primer compartimento?

- 6.7.** Los tests en frascos se utilizan para estudiar la floculación en laboratorios. Un equipo de test de frasco es un reactor batch de 4,0 litros de capacidad en el que se deposita una muestra de agua, se añade coagulante al inicio, y se remueve a velocidad constante. Las muestras se toman del agua con el paso del tiempo, y se procede a contar el número total de partículas (individuales y agregadas).
- Esboce un dibujo del montaje y escriba un balance de masas que describa la concentración total de la partícula (N) como una función del tiempo en el reactor batch.
 - Si el agitador imparte $6,5 \times 10^{-5} \text{ W}(\text{kg} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-3})$ de energía a una velocidad de agitación dada y 15°C , ¿cuál es el gradiente de velocidad media (G) del reactor?
 - Hay 1×10^7 partículas inicialmente en los 4 litros de agua que contiene el equipo de frasco. Todas las partículas son inicialmente de 50 micrómetros ($5 \times 10^{-5} \text{ m}$) de diámetro. Suponiendo que la velocidad de agitación es la mencionada en el apartado (b), ¿cuántas partículas por litro habrá transcurridos 30 minutos de agitación, si las partículas están completamente desestabilizadas?
 - ¿Cuál es la media de partículas individuales agregadas transcurridos 30 minutos de agitación?
 - ¿Cuál será la concentración de partículas después de 30 minutos basándonos en los datos del apartado (c), pero en el caso en que las partículas estuvieran parcialmente desestabilizadas y sólo una de cada cinco colisiones entre partículas terminara en unión?
- 6.8.** Un filtro de arena rápido tiene una velocidad de carga de 8 m/h, unas dimensiones superficiales de $10 \text{ m} \times 8 \text{ m}$, una tasa de filtración efectiva de 7,7 m/h, y una eficacia de producción del 96%. La duración del ciclo completo del filtro es de 52 h y el filtro se enjuaga durante 20 minutos al comienzo de cada ciclo.
- ¿Qué caudal (m^3/s) tiene el filtro durante la producción?
 - ¿Qué volumen de agua se necesita para retrolavar y enjuagar el filtro en cada ciclo?
- 6.9.** Una depuradora convencional trata $2,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de agua fluvial. Los filtros de la planta son de $8,0 \times 8,0 \text{ m}$ de área de superficie y operan con la siguiente programación: cada filtro se lava una vez cada 24 horas, y el retrolavado es de $10,0 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ durante un periodo de 8 minutos. El drenaje del filtro lleva 8 minutos adicionales. Del tiempo total de ciclo del filtro de 24 horas, 15 minutos son empleados para el enjuague del filtro tras someterlo a retrolavado. Durante la producción, el agua se aplica al filtro a una velocidad de $5,50 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.
- ¿Qué eficacia tiene el filtro?
 - ¿Cuántos filtros necesitará, como mínimo, la planta?
- 6.10.** El cloro se utiliza para la desinfección primaria en una depuradora que trata $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua de embalse. La *Giardia* (protozoo) es el patógeno más preocupante, y la constante de velocidad de inactivación de la *Giardia* mediante la desinfección con cloro libre es de $0,53 \text{ min}^{-1}$. Nótese que la constante de velocidad de inactivación es k^* en la ecuación simplificada de Chick-Watson donde:

$$r(N) = -k^*N \quad \text{y} \quad k^* = kC^n$$

La planta logra una eliminación de *Giardia* de 3-log con un pH entre 6 y 9 en una cámara de contacto de flujo uniforme utilizando una concentración de cloro libre de 2 mg/L.

- ¿Cuál es el volumen de la cámara de contacto?
- Si se utilizara una cámara CSTR, en lugar de un PFR, ¿cuál sería el volumen necesario?
- ¿Qué volumen de cámara sería necesario si estuviera construido como cinco cámaras CSTR separadas, en serie? Se pide el volumen total de las cinco cámaras.
- Suponiendo que tuviera un coeficiente de disolución de 1, ¿cuál es el coeficiente de letalidad específico de la *Giardia* bajo tales condiciones?

- 6.11.** La compañía «PureNSafe» está diseñando un sistema de desinfección portátil, alimentado con energía solar para utilización exclusiva del Ejército. El sistema es simplemente un tubo de entrada, una bomba, una cámara de mezcla y un tubo de salida. El agua es bombeada continuamente en la cámara donde se irradia con luz UV antes de salir por el tubo adecuado hasta dar en un recipiente de recogida. La constante de velocidad de desinfección con luz UV es $7,80 \text{ s}^{-1}$, y la cantidad de bacterias ha de disminuirse en un 99,9%. Dado que el Ejército necesita un objeto que pueda transportarse en una mochila, exige que la cámara del aparato no debe albergar una capacidad mayor de 2 L. ¿Cuánta agua será capaz de producir el sistema durante de 10 horas de sol?
- 6.12.** Una muestra de agua subterránea tiene 150 mg/L de Ca^{2+} y 60 mg/L de Mg^{2+} . Hallar la dureza total expresada en miliequivalente por litro (meq/L) y en mg/L de CaCO_3 . Utilizando la Tabla 6.4, ¿cómo estaría clasificada esta agua (blanda, dura)?
- 6.13.** En una solución con un pH igual a 9,0, exprese las concentraciones de H^+ y OH^- en meq/L y en mg/L de CaCO_3 .
- 6.14.** Una muestra de agua con un pH de 10,5 tiene 39,0 mg/L de CO_3^{2-} y 24,5 mg/L de HCO_3^- .
- Ignorando la aportación de $[\text{H}^+]$ y $[\text{OH}^-]$, a la alcalinidad, ¿Cuál es la alcalinidad de CaCO_3 .
 - Incluyendo la aportación del $[\text{H}^+]$ y del $[\text{OH}^-]$, hallar la alcalinidad de CaCO_3 .
- 6.15.** Un análisis químico de una muestra de agua superficial ofrece los siguientes datos:

Ión	Concentración en mg/L
Ca^{2+}	90
Mg^{2+}	30
Na^+	72
K^+	6
Cl^-	120
SO_4^{2-}	225
HCO_3^-	165
pH	7,5

- a) Determinar la alcalinidad expresada en CaCO_3 .
- b) Determinar la dureza en CaCO_3 .
- c) Estimar el total de sólidos disueltos.

6.16. La concentración de Cl^- en el análisis del agua del problema anterior se ha cuestionado. ¿Qué concentración de Cl^- (mg/L) establecería un equilibrio entre aniones y cationes?

6.17. Hay que ablandar un agua con la composición que se muestra en la tabla siguiente.

Compuesto	Concentración en mg/L
$\text{CO}_{2(\text{aq})}$	14,5
Ca^{2+}	110,0
Mg^{2+}	50,7
Na^+	75
HCO_3^-	350
SO_4^{2-}	85,5
Cl^-	16,2
pH	8,2

- a) ¿Cuál es la concentración (expresada en meq/L) de dureza carbonatada de magnesio en el agua?
- b) ¿Qué concentración (expresada en meq/L) de dureza no carbonatada de magnesio tiene el agua?
- c) ¿Qué concentración (expresada en meq/L) de cal saturada $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ debe añadirse para erradicar el dióxido de carbono?

6.18. Se analiza una muestra de agua y se halla que tiene la composición mostrada en la tabla siguiente.

Compuesto	Concentración
CO_2	6,0 mg/L
Ca^{2+}	50,0 mg/L
Mg^{2+}	20,0 mg/L
Na^+	5,0 mg/L
Alcalinidad	3,1 milimol/L
SO_4^{2-}	85 mg/L
pH	7,6

- a) ¿Qué concentración (expresada en mg/L) de cal apagada $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ y de carbonato de sosa (Na_2CO_3) debe añadirse al agua para eliminar al máximo su dureza práctica?
- b) Si el agua que muestra la tabla es la fuente de una planta de ablandamiento de agua de 15 MGD, estimar la masa de lodos (en kg/día) producidos por el proceso de ablandamiento.

6.19. Para el agua del Problema 6.15, determinar lo siguiente:

- La concentración (expresada en mg/L) de cal apagada $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ añadida al agua para alcanzar el máximo ablandamiento práctico.
- La concentración (expresada en mg/L) de carbonato de sosa (Na_2CO_3) añadida al agua para alcanzar el máximo ablandamiento práctico.

6.20. Una muestra de agua tiene la siguiente concentración de iones (y el pH es neutro):

Cationes	mg/L	Aniones	mg/L
Ca^{2+}	95,0	HCO_3^-	160,0
Mg^{2+}	26,0	SO_4^{2-}	135,0
Na^+	15,0	Cl^-	73,0

- ¿Cuál es su dureza total (TH)?
- ¿Cuál es su dureza carbonatada (CH)?
- ¿Cuál es su dureza no carbonatada (NCH)?
- ¿Cuál es su grado de alcalinidad?
- Dibuje un gráfico de la concentración de iones.

6.21. Para el agua dada en el Problema 6.20, determinar lo siguiente:

- La concentración (expresada en mg/L) de cal apagada $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ que se necesita añadir para alcanzar el máximo ablandamiento práctico.
- La concentración (expresada en mg/L) de carbonato de sosa (Na_2CO_3) que se necesita añadir para alcanzar el máximo ablandamiento práctico.

6.22. Una muestra de agua tiene la siguiente concentración de iones:

Cationes	mg/L	Aniones	mg/L
Ca^{2+}	40,0	HCO_3^-	110,0
Mg^{2+}	10,0	SO_4^{2-}	67,2
Na^+	?	Cl^-	11,0
K^+	7,0		

- Suponiendo que no existen más elementos constituyentes, utilizar un balance de anión-catión para estimar la concentración de Na^+ .
- ¿Cuál es la dureza total (TH)?
- Dibujar un gráfico de la concentración de iones.

6.23. Para el agua dada en el problema anterior, determinar lo siguiente:

- La concentración (expresada en mg/L) de cal apagada $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ que habrá que añadir al agua para obtener un ablandamiento máximo práctico.
- La concentración (expresada en mg/L) de carbonato de sosa (Na_2CO_3) que habrá que añadir al agua para obtener un ablandamiento máximo práctico.

- c) Si este es el agua de la fuente de una planta de ablandamiento de agua que trata 37 MGD, estimar la masa de lodos (en kg/día) producidos por el proceso de ablandamiento.

- 6.24. Una planta de ósmosis inversa desaliniza 5 millones de litros al día de agua con un contenido de 1.500 mg/L de sales, con un rendimiento de 3 millones de litros por día de agua con un contenido de 75 mg/L de sal (véase Figura P6.24). ¿Cuál sería la concentración de sal en la salmuera?

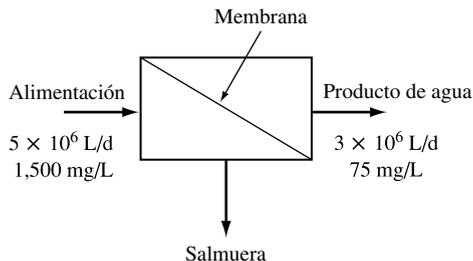


FIGURA P6.24.

- 6.25. Determinar los datos siguientes para la planta de ósmosis inversa descrita en el Problema 6.24:
- La recuperación de agua de la planta.
 - El rechazo de sales del proceso.
 - El rechazo logarítmico de sales del proceso.
- 6.26. a) ¿Cuál es la principal preocupación en el tratamiento de aguas residuales?
 b) Para cada una de las siguientes etapas de una planta de tratamiento de aguas residuales, describir brevemente cómo se van eliminando por partes los distintos constituyentes:
- Cámara de rejillas.
 - Tanque primario de sedimentación.
 - Reactor biológico.
 - Clarificador secundario.
 - Digestor.
- 6.27. Describir brevemente en qué difiere el tratamiento primario de aguas residuales del tratamiento secundario.
- 6.28. Un clarificador primario rectangular de una planta de aguas residuales se ha diseñado para sedimentar $2.000 \text{ m}^3/\text{día}$ con una tasa de desbordamiento de $32 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{día}$. El tanque tiene que tener 2,4 m de profundidad y 4,0 m de anchura. ¿Qué longitud habrá de tener y cuál será el tiempo de detención?
- 6.29. Un tanque final de decantación para una planta de tratamiento de lodos activos de 2 millones de galones diarios (2 MGD), tiene una tasa promedio de desbordamiento de 800 g/día ft^2 . El tanque necesita tener un tiempo mínimo de detención de 2 horas y,

para permitir la decantación adecuada debe tener al menos 11 pies de profundidad. Si el tanque es circular, ¿cuál será su diámetro y su profundidad?

- 6.30.** Un estanque de aireación perfectamente mezclado sin reciclado (línea de retorno) funciona como un reactor biológico para una pequeña comunidad. El estanque recibe $30 \text{ m}^3/\text{día}$ de un afluente con una DBO_5 de 350 mg/L que puede reducirse a 20 mg/L antes de la descarga. Se ha hallado que las constantes cinéticas del sistema son $K_s = 100 \text{ mg/L}$ de DBO_5 , $k_d = 0,10/\text{día}$, $\mu_m = 1,6/\text{día}$, e $Y = 0,60 \text{ mg VSS/mg de DBO}_5$.
- 6.31.** Una laguna de aireación rectangular bien mezclada que tiene 60 m de largo, 5 m de ancho y 2 m de profundidad, recibe $400 \text{ m}^3/\text{día}$ de un residuo con una DBO_5 de $336 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$ para ser tratado. Las constantes de biodegradación del sistema para el agua residual son coeficiente de rendimiento $0,8 \text{ mg VSS/mg de DBO}_5$, constante de degradación endógena $= 0,08/\text{día}$, tasa de crecimiento microbiano máximo específico $= 1,10/\text{día}$, y una velocidad media constante $= 76,0 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$.
- ¿Cuál es la eficiencia de la laguna?
 - La eficiencia de un estanque depende del oxígeno disponible para los microbios que degradan el carbono orgánico del agua residual. ¿Cuánto oxígeno (en kg) debe suministrarse diariamente a la laguna?
- 6.32.** Un tratamiento de aguas residuales usa un proceso de lodos activados en etapa secundaria, de $0,300 \text{ m}^3/\text{s}$ del efluente primario. El licor de mezcla tiene una concentración de 2.100 mg VSS/L , y la concentración RLA es de 10.000 mg VSS/L . La concentración de sustrato en el efluente primario es de $220 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$. La relación F/M para el tanque de lodos activados es de $0,52 \text{ mg DBO}_5 \cdot \text{mg VSS}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$, y el tiempo de estancia en la celda es de 9 días .
- ¿Cuál es el volumen del tanque de lodos activos?
 - ¿Cuál es la velocidad de flujo DLA?
 - ¿Cuál es la velocidad de flujo del efluente secundario tratado?
 - ¿Cuál es el tiempo de estancia para el tanque de lodos activados?
- 6.33.** El afluente a un clarificador primario de una planta de tratamiento de aguas residuales de 20 MGD , llega con 800 mg/L de sólidos. El clarificador extrae el 18% de éstos. La tasa de flujo del lodo es de $0,070 \text{ MGD}$.
- ¿Cuál es la concentración de sólidos, C_s del lodo en el clarificador primario?
 - ¿Qué masa de sólidos (en kg/año) se elimina anualmente en el clarificador primario?

REFERENCIAS

-
- Cooley, H., P. H. Gleick, and G. Wolff, 2006, *Desalination with a Grain of Salt: A California Perspective*, Pacific Institute, Oakland, CA.
- Freeman, H. M. (ed.), 1989, *Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal*, McGraw Hill, New York.

- Glaze, W. H., 1987, Drinking water treatment with ozone, *Environmental Science and Technology*, 21.
- Gleick, 1993, *Water in Crisis, A Guide to the World's Fresh Water Resources*, Oxford University Press, New York.
- Haas, C. N., and R. J. Vamos, 1995, *Hazardous and Industrial Waste Treatment*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Hammer, M. J., and M. J. Hammer, Jr., 1996, *Water and Wastewater Technology*, 3rd ed., Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- McCarty, P. L., 1971, Energetics and bacterial growth, in *Organic Compounds in Aquatic Environments*, S. D. Faust and J. V. Hunter (eds.), Marcel Dekker, New York.
- McCarty, P. L., 1975, Stoichiometry of biological reactions, *Progress in Water Technology*, 7, 157-172.
- Metcalf, and Eddy, 1991, *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 3rd ed., McGraw-Hill, Inc., New York.
- Monod, J., 1949, The growth of bacterial cultures, *Annual Review of Microbiology*, vol. III, 371-394.
- Robeck, G. G., N. A. Clarke, and K. A. Dostal, 1962, Effectiveness of water treatment processes in virus removal, *Journal American Water Works Association*, 54, 1275-1290.
- Taylor, J. S., and M. Wiesner, 1999, Membranes, in *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*, 5th ed., R. D. Letterman (ed.), American Water Works Association, McGraw-Hill, Inc, New York.
- Tchobanoglous, G., and E. D. Schroeder, 1985, *Water Quality*, Addison-Wesley, Reading, MA.
- Tchobanoglous, G., F. L. Burton, and H. D. Stensel, 2003, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed., McGraw-Hill, Inc., New York.
- U.S. EPA, 1980, *Summary Report, Control and Treatment Technology for Metal Finishing Industry*, Environmental Protection Agency, EPA 625/8-80-003, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1984, *Surface and Impoundment Assessment National Report*, Environmental Protection Agency, EPA- 570/9-84-002, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1986, *Solving the Hazardous Waste Problem: EPA's RCRA Program*, Office of Solid Waste, Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1987a, *The Hazardous Waste System*, Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1987b, *A Compendium of Technologies Used in the Treatment of Hazardous Wastes*, Center For Environmental Research Information, EPA/625/8-87/014, Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1988a, *Technology Screening Guide for Treatment of CERCLA Soils and Sludges*, Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA/502/2-88/004, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1988b, *Hazardous Waste Incineration: Questions and Answers*, Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, EPA/530-SW-88-018, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1991, *Land Disposal Restrictions, Summary of Requirements*, Environmental Protection Agency, OSWER 9934.0-1A, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1996, *Brownfields Action Agenda*, EPA/500/F-95/001, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA, 1999, *Combined Sewer Overflow Management Fact Sheet: Sewer Separation*, Office of Water, Environmental Protection Agency, EPA-832-F-99-041, Washington, DC.

U.S. EPA, 2001, *Land Disposal Restrictions: Summary of Requirements*, Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA/530-R-01-007, Washington, DC.

U.S. EPA, 2002a, *Groundwater Remedies Selected at Superfund Sites*, Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA/542-R-01-022, Washington, DC.

U.S. EPA, 2002b, *Protecting Drinking Water Through Underground Injection Control: Drinking Water Pocket Guide #2*, Environmental Protection Agency, Office of Groundwater and Drinking Water, EPA/8162-K-02-001, Washington, DC.

Veissman, W., Jr., and M. J. Hammer, 1985, *Water Supply and Pollution Control*, 4th ed., Harper & Row, New York.

Wentz, C. A., 1989, *Hazardous Waste Management*, McGraw Hill, New York.



Contaminación atmosférica

CAPÍTULO

7

... desde un particular punto de vista, una disminución del 2% en el humo del tabaco ambiental (fumador pasivo) sería equivalente a la eliminación de todas las centrales eléctricas de carbón del país.

—*Kirk Smith, 1993*

-
- 7.1. Introducción
 - 7.2. Descripción de emisiones
 - 7.3. Ley de Calidad del Aire
 - 7.4. Progresos en el control de emisiones y mejoras de la calidad del aire
 - 7.5. Contaminantes criterio
 - 7.6. Contaminantes atmosféricos tóxicos
 - 7.7. La contaminación atmosférica en las megaciudades del mundo
 - 7.8. Emisiones de los vehículos a motor
 - 7.9. Fuentes inmóviles
 - 7.10. Contaminación ambiental y meteorológica
 - 7.11. Modelo gaussiano de columna de una fuente puntual
 - 7.12. Calidad del aire en espacios cerrados
- Problemas
- Referencias
-

7.1. | Introducción

La contaminación del aire, seguramente, no es un fenómeno nuevo. Referencias cercanas a la Edad Media muestran que el humo procedente de la quema de carbón fue considerado un problema tan serio, que en 1307 el Rey Edward prohibió su uso en los hornos de cal de Londres. En tiempos más recientes, aunque de ello hace décadas, varios episodios serios enfocaron nuestra atención en la necesidad de controlar la calidad del aire que respiramos. Los peores de éstos ocurrieron en Londres, en 1952. Una semana de intensa niebla y humo tuvo como resultado más de 4.000 muertes, que fueron directamente atribuidas a la contaminación. En los Estados Unidos, el episodio más alarmante ocurrió durante un periodo de 4 días en 1948, en Donora, Pensilvania, cuando 20 muertes y al menos 6.000 enfermedades fueron atribuidas a la contaminación del aire. Al tiempo, Donora tenía una población de sólo 14.000 personas, haciendo de éste el índice de mortalidad per cápita más alto registrado para un episodio de contaminación.

Aquellos episodios de contaminación atmosférica fueron el resultado de las excepcionalmente altas concentraciones de óxido de azufre y partículas en suspensión, los componentes primarios de *niebla tóxica industrial* o la *niebla tóxica de sulfuros*. La niebla tóxica de sulfuros está causada casi completamente por la combustión de combustibles fósiles, sobre todo el carbón, en fuentes inmóviles como centrales eléctricas y fundiciones. Por el contrario el problema de contaminación atmosférica en muchas ciudades es causado por las emisiones de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y varios compuestos volátiles orgánicos, que se arremolinan alrededor de la atmósfera y que reaccionan unos con otros y con la luz del sol para formar la *niebla tóxica fotoquímica* o *smog*. Aunque las fuentes inmóviles también contribuyen a la niebla tóxica fotoquímica, el problema se asocia más estrechamente con los automóviles. El principal factor de intervención en los Estados Unidos para controlar tanto la niebla tóxica de sulfuros como la niebla tóxica fotoquímica ha sido la eliminación de concentraciones excesivas, máximos de contaminación que eran responsables de los episodios de contaminación atmosférica anteriormente mencionados. En su lugar, sin embargo, es más insidioso el problema de morbilidad¹ y aumento de la mortalidad asociadas con el aumento a largo plazo de la exposición a concentraciones más bajas de contaminación. El número de víctimas es mucho más difícil de documentar pero las estimaciones actuales calculan el exceso de muertes causadas por la contaminación del aire (en su mayoría pequeñas partículas) en varias decenas de miles por año sólo en los Estados Unidos.

La mayor parte del trabajo sobre la contaminación atmosférica en las décadas pasadas se ha centrado en un pequeño repertorio de seis sustancias, llamados contaminantes criterio, que han sido identificados como contribuidores tanto de la formación de sulfuros como de problemas de niebla tóxica fotoquímica. Las fuentes, el transporte, los efectos, y los métodos de control de estos agentes (contaminantes criterio) serán los puntos principales a tratar en este capítulo.

Más recientemente, la atención se ha ido centrando en la caracterización y el control de una lista, cada vez mayor, de contaminantes atmosféricos especialmente peligrosos, a muchos de los cuales estamos expuestos en nuestras casas y lugares de trabajo, donde pasamos aproximadamente el 90% de nuestro tiempo. Como sugiere la evaluación precedente, pequeñas mejoras en la calidad del aire interior pueden mejorar la salud pública tanto más, cuanto

¹ *Nota del traductor:* morbilidad: estudio de los efectos de una enfermedad en una población en el sentido de la proporción de personas que enferman en un sitio y tiempo.

mayor sea la reducción en las fuentes emisoras tradicionales que han sido el centro de atención de la mayor parte de los esfuerzos científicos y políticos de los últimos 50 años.

En el siguiente capítulo, hablaremos de las emisiones y el impacto del dióxido de carbono, clorofluorocarbono, y otros gases que afectan al clima global y causan el agotamiento del ozono estratosférico. De algún modo, estos gases son tan diferentes de los contaminantes atmosféricos habituales que merecen un tratamiento especial.

7.2. Descripción de emisiones

Hay muchas fuentes de gases y otras partículas en suspensión que contaminan nuestra atmósfera. A las sustancias que son emitidas directamente a la atmósfera se las llama contaminantes primarios, y contaminantes secundarios a los que se crean a partir de procesos físicos y reacciones químicas que tienen lugar en la atmósfera. Por ejemplo, los óxidos de nitrógeno e hidrocarburos emitidos cuando quemamos combustibles son agentes contaminantes primarios, pero el ozono creado cuando aquellas sustancias químicas reaccionan unas con otras en la atmósfera es un contaminante secundario.

Las fuentes emisoras de contaminantes primarios pueden ser convenientemente clasificadas por los procesos que los crean. La mayoría de los agentes contaminantes primarios entran en la atmósfera como consecuencia de la combustión, la evaporación, la molienda y la abrasión. Las emisiones de gases de combustión de automóviles y la batería de gases de las centrales eléctricas se crean durante la combustión; sustancias volátiles como la gasolina, las pinturas, y los líquidos limpiadores entran en la atmósfera por evaporación; mientras que el polvo que se genera cuando se ara la tierra y las fibras de asbesto procedentes de las escamas de los tubos de aislamiento son ejemplos de molienda y abrasión. De todas las fuentes emisoras, la combustión representa la gran mayoría de emisiones, y los gases y partículas liberadas cuando quemamos combustibles han sido objeto de la mayor parte de los esfuerzos de control, técnicos y legales, de la contaminación.

Para investigar los orígenes de los contaminantes primarios procedentes de la combustión, comenzaremos con la combustión completa de un hidrocarburo puro como es el metano (CH_4):

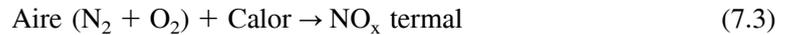


Los productos de la combustión son el dióxido de carbono simple y el agua, ninguno de los cuales era considerado un contaminante atmosférico hasta que comprendimos que la acumulación de CO_2 en la atmósfera aceleraba el efecto invernadero natural de la Tierra (como describiremos en el siguiente capítulo).

Si la temperatura de combustión no es bastante alta, o no hay bastante oxígeno disponible, o si el combustible no tiene el tiempo suficiente para quemarse completamente, entonces no se oxida del todo, y parte del carbón será liberado como monóxido de carbono (CO) en vez de como CO_2 . También, parte del combustible no quemado completamente, producirá emisiones de varios hidrocarburos parcialmente quemados que representaremos por (HC). Entonces podemos escribir la reacción siguiente para representar la combustión incompleta de nuestro combustible de hidrocarburo puro, metano:

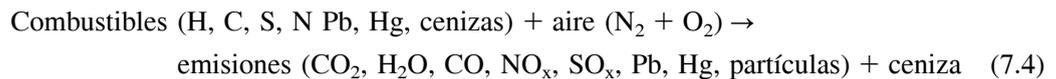


Por supuesto, la mayor parte de la combustión tiene lugar en el aire, no en un ambiente de oxígeno puro, el aire contiene aproximadamente el 78% N_2 y el 21% de O_2 . Cuando la temperatura de combustión es bastante alta, un poco del nitrógeno reacciona con el oxígeno del aire y forma varios óxidos de nitrógeno (NO_x). Ya que estos NO_x se forman cuando las temperaturas de combustión son altas, nos referimos a él como NO_x *termal*.

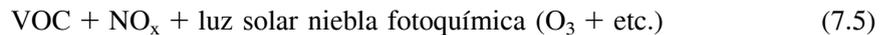


Hasta ahora, hemos asumido que el combustible que está siendo quemado era un hidrocarburo puro como el metano. En la realidad, desde luego, la mayor parte de los combustibles contienen otros elementos como el nitrógeno, el azufre, el plomo (en la gasolina), el mercurio (en el carbón), y otros materiales no quemados llamados cenizas. La combustión del combustible con estas «impurezas» libera NO_x adicionales (llamado NO_x *combustible*), óxidos de azufre (SO_x), plomo (Pb), mercurio (Hg), más partículas en suspensión y cenizas.

Combinando los efectos de la combustión incompleta, la combustión en el aire, y la combustión de los combustibles que no son hidrocarburos puros nos da la siguiente descripción cualitativa de combustión:



Ahora añadiremos una representación simple de las reacciones fotoquímicas que producen ozono (O_3) y otros componentes de la niebla tóxica fotoquímica. Los hidrocarburos y otros compuestos orgánicos que se evaporan fácilmente se llaman *compuestos orgánicos volátiles* (VOC). Los VOC reaccionan con los NO_x en presencia de luz solar para producir la niebla tóxica fotoquímica:



Para distinguir entre el ozono formado cerca del suelo, representado en (7.5) y el ozono existente en la estratosfera (próximo capítulo), se designan *ozono a nivel de tierra* y *ozono estratosférico*. Como veremos, el ozono a nivel de tierra es peligroso para nuestra salud, mientras que el ozono estratosférico la protege al protegernos de la radiación ultravioleta del sol.

Todas las reacciones anteriores, desde la (7.1) a la (7.5), están enormemente simplificadas, desde luego, pero nos presentan realmente a los jugadores principales de la contaminación atmosférica: CO , NO_x , SO_x , O_3 , VOC, Pb, Hg y partículas.

Un modo de aproximarse a las emisiones y control de agentes contaminantes del aire es el de clasificar las fuentes como fuentes *móviles*, fuentes *inmóviles o estáticas* y *fuentes mixtas*. Las fuentes móviles incluyen vehículos de carretera (coches y camiones), y otros medios de transporte, como ferrocarriles, aviones, vehículos de granja, lanchas y barcos. Las fuentes inmóviles a menudo se clasifican como la combustión *inmóvil de fuel*, que incluye plantas de energía y sistemas de energía industriales; *procesos industriales*, como tratamiento de metales, refinerías de petróleo y la fabricación de productos químicos y similares; y *fuentes mixtas*. Hablando muy aproximadamente, las fuentes móviles son responsables de la mayor parte del CO y casi la mitad de los NO_x , mientras que las fuentes inmóviles son responsables de la mayor parte de los SO_x , Hg, partículas en suspensión, y VOC, con un poco más de la mitad de los NO_x . Como veremos, la regulación del control de emisiones, así como las tecnologías empleadas son bastante diferentes para fuentes móviles e inmóviles.

7.3. | Ley de Calidad del Aire

Los esfuerzos iniciales por parte del Congreso estadounidense para dirigir el problema de la contaminación atmosférica nacional comenzaron con la Ley de Control de Contaminación Atmosférica de 1995. Aunque ésta proporcionara sólo la financiación de la investigación y no el control, fue un punto de referencia importante ya que abrió la puerta a la participación federal y aunó esfuerzos para tratar la contaminación atmosférica. Hasta aquel momento, se había considerado un problema estatal y local. A ésta le siguieron una serie de acciones legislativas por el Congreso que incluyeron en las Enmiendas de la Ley de Calidad del Aire de 1963, 1966, 1970, 1977, y 1990, todas ellas son a veces agrupadas y toman simplemente la denominación Ley de Calidad del Aire (CAA). Más recientemente, el Congreso, sin éxito, intentó modificar el CAA con el polémico *Clear Skies Act of 2003* (Ley de Cielos Limpios), que muchos analistas dicen habría debilitado el CAA. Y, en 2005, la Agencia de Protección Medioambiental (EPA) estableció un nuevo *Clean Air Mercury Rule* (Reglamento sobre emisiones de mercurio) un mercado basado en un sistema de control de emisiones *cap-and-trade* para reducir las emisiones de mercurio de las centrales eléctricas. Esta Ley fue impugnada, pero los tribunales la ratificaron en 2006.

La mayor parte de la verdadera estructura de la Ley de Calidad del Aire fue establecida en las Enmiendas de 1970. En aquellas enmiendas, se requirió a la Agencia de Protección del Medioambiente estadounidense (EPA) para establecer las *Normas Ambientales Nacionales de Calidad del Aire* (NAAQS), y los estados fueron emplazados para suscribir *Planes de Aplicación en los Estados* (*State Implementation Plans*, SIP) que mostrarían las directivas que tenían que aplicar. Además, para ser establecido, el Acto requirió *Normas de Funcionamiento de las Nuevas Fuentes* (NSPS) que limitarían las emisiones de ciertos tipos específicos de plantas industriales y de automóviles.

Calidad del aire y normas de emisión

La CAA requiere que la EPA establezca tanto normas de calidad del aire (NAAQS) como normas de emisión (NSPS), y es importante tener presente la diferencia fundamental entre las dos. Las normas de calidad del aire ambiental son las *concentraciones* aceptables de contaminación en la atmósfera, mientras que las *tasas* de emisión son índices aceptables dentro de los cuales, las fuentes pueden liberar los agentes contaminantes.

Las Normas Ambientales Nacionales de Calidad del Aire han sido establecidas por la EPA en dos niveles: *primario* y *secundario*. Las normas primarias se centran en proteger la salud pública e incluirán «un margen adecuado de seguridad», independientemente de si las normas son económica o tecnológicamente logrables. Las normas primarias deben proteger a los individuos más sensibles, como ancianos y aquellos que sufran insuficiencia respiratoria y trastornos cardiopulmonares. Las NAAQS son, por lo tanto, conceptualmente diferentes a los Niveles Máximos de Contaminante (NMC) que han sido implantados para el agua potable. Recordar que la Ley de Calidad del Agua Potable requiere que la EPA evalúe los beneficios para la salud pública con viabilidad tecnológica y económica en el establecimiento de los NMC para el agua potable.

Las normas secundarias de calidad del aire se proponen para ser aún más rigurosas que las normas primarias. Las normas secundarias se establecen para proteger el bienestar social (p. ej., estructuras, cosechas, animales, telas, etc.). Dada la dificultad en alcanzar las normas primarias, las normas secundarias no han jugado casi ningún papel en el control político de

la contaminación atmosférica, y, de hecho, por lo general, se ponían en el mismo nivel que las normas primarias.

Las Normas Ambientales Nacionales de Calidad del Aire ahora existen para seis contaminantes criterio: monóxido de carbono (CO), plomo (Pb), dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono a nivel de tierra (O₃), dióxido de azufre (SO₂), y dos categorías de partículas en suspensión (Tabla 7.1). La CAA requiere que la lista de contaminantes criterio sea repasada de vez en cuando, y su normativa ajustada según las últimas informaciones científicas. Revisiones pasadas han modificado tanto lista de criterios contaminantes como sus concentraciones aceptables. Por ejemplo, el plomo ha sido añadido a la lista, y la amplia clasificación de hidrocarburos ha sido rebajada. El antiguo estándar para la categoría general «de oxidantes» ha sido substituido por un estándar de ozono más específico. Y en 2005, el estándar de tiempo medio para el ozono se redujo a una hora (pero en un número muy limitado de regiones del país), pero el estándar de 8 horas permaneció. También, en gran medida, el estándar original de partículas no se refirió a su tamaño, pero pasado 1987, se fue modificando para incluir sólo partículas con un diámetro menor o igual a 10 micrómetros (PM₁₀). Diez años más tarde, en 1997, se añadió una categoría adicional para pequeñas partículas, partículas más pequeñas de 2,5 micras (PM_{2,5}). En 2006, el estándar PM_{2,5} a corto plazo fue reducido de 65 a 35 µg/m³, y el estándar a largo plazo fue revocado.

Las normas para determinar si una región del país lleva a cabo el cumplimiento de las NAAQS son más bien complicadas. Para el CO y los SO_x, por ejemplo, los estándares no

TABLA 7.1. Normas Ambientales Nacionales de Calidad del Aire (NAAQS) y estándares de California

Contaminantes	Tiempo promedio	NAAQS primario	Estándares California	Efectos más relevantes sobre la salud
Monóxido de carbono (CO)	8 horas 1 hora	9 ppm 35 ppm	9 ppm 20 ppm	Agravamiento de la angina de pecho; disminución de la tolerancia al ejercicio; riesgo para el feto
Plomo	3 meses	1,5 µg/m ³		Afecta a la formación de la sangre; efectos en el desarrollo de los niños
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	Media anual 1 hora	0,053 ppm —	0,25 ppm, 1 hr	Agravamiento de enfermedades respiratorias; decoloración atmosférica
Partículas (PM ₁₀)	Media anual 24 horas	— 150 µg/m ³	20 µg/m ³ 50 µg/m ³	Agravamiento del asma; tos; respiración dolorosa; bronquitis crónica;
Partículas (PM _{2,5})	Media anual 24 horas	15 µg/m ³ 35 µg/m ³	12 µg/m ³	disminución de la función pulmonar; muerte prematura en enfermos del corazón y los pulmones
Ozono (O ₃)	8 horas 1 hora	0,08 ppm	0,09 ppm	Disminución de la función pulmonar; contribuye a la irritación de los ojos
Dióxido de azufre (SO ₂)	Media anual 24 horas 1 hora	0,03 ppm 0,14 ppm —	0,04 ppm 0,25 ppm	Sibilancias, falta de aire, opresión en el pecho; muerte prematura

pueden superarse más que una vez por año. Para la mayor parte de los otros, la conformidad está basada en el funcionamiento promedio de tres años. Cabe señalar que la ley permite a los estados establecer normas más estrictas que las NAAQS, como ha hecho California.

Para los gases de la Tabla 7.1, las concentraciones pueden expresarse en partes por millón de volumen (ppm), así como en masa por unidad de volumen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ o mg/m^3). Se prefieren las unidades volumétricas (ppm) ya que son independientes de la presión y la temperatura. En las concentraciones de masa por volumen se asume una temperatura de 25°C y 1 atmósfera de presión. La conversión entre unidades se mostró en la Sección 1.2, y el ejemplo siguiente ilustra el procedimiento.

EJEMPLO 7.1. Normas de calidad del aire en masa por unidad de volumen

La Tabla 7.1 muestra que la calidad del aire en California con el estándar de una hora para el NO_2 es de 0,25 ppm. Expresar ésta como una concentración de masa a 25°C y 1 atm de presión.

Solución. En la Sección 1.2, la ley de los gases ideales se utiliza para mostrar que 1 mol de un gas ideal a 1 atm y 25°C ocupa un volumen de 24,465 L ($24,465 \times 10^{-3} \text{ m}^3$). El peso molecular del NO_2 es

$$\text{MW} = 1 \times 14 + 2 \times 16 = 46 \text{ g/mol}$$

Por tanto

$$\begin{aligned} \text{NO}_2 &= \frac{0,25 \times 10^{-6} \text{ m}^3 (\text{NO}_2)/\text{m}^3 (\text{aire}) \times 46 \text{ g/mol}}{24,465 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{mol}} = \\ &= 470 \times 10^{-6} \text{ g}/\text{m}^3 = 470 \mu\text{g}/\text{m}^3 \end{aligned}$$

Notar que partes por millón de volumen (ppm) es una dimensión menor de la fracción de volumen, independiente de la temperatura y la presión, por lo que es una medida preferida.

Además del establecimiento de las Normas Ambientales Nacionales de Calidad del aire, la CAA también requiere que la EPA establezca normas de emisión para fuentes móviles como coches y camiones. Las Enmiendas de 1970 a la CAA dieron a la industria automovilística una fecha límite de cinco años para alcanzar una reducción del 90% de las emisiones en los coches nuevos. Entonces, aún no sabían si tales reducciones eran tecnológicamente posibles, sin hablar de cómo podrían ponerlas en práctica en un periodo tan corto de tiempo. Esta legislación «que fuerza la tecnología» condujo a numerosos choques entre el Congreso y la industria del automóvil, y las normas fueron modificadas y retrasadas muchos años. Más adelante en este capítulo se describirán con cierto detalle los controles de emisión que tarde o temprano fueron puestos en práctica.

La EPA también es requerida para establecer las normas de emisión de ciertas grandes fuentes inmóviles, como centrales eléctricas de combustibles fósiles, incineradoras, las plantas de cemento Portland, plantas de ácido nítrico, refinerías de petróleo, plantas de tratamiento de aguas residuales, y fundiciones de varias clases. Los métodos para alcanzar las normas de emisión para fuentes inmóviles serán explorados más tarde en este capítulo.

Las enmiendas de la Ley de Calidad del Aire de 1977

El objetivo de las Enmiendas de 1970 era conseguir limpiar el aire hacia 1975, tal y como se define en las NAAQs, con ampliaciones admisibles en determinadas circunstancias hasta 1977. Por ciertas razones, sólo aproximadamente un tercio de las regiones aplicaba las normas de 1977 de control de la calidad del aire en la nación. Esto obligó al Congreso a volver a abordar el problema a través de la reforma de la Ley de Calidad del Aire (CAA) de 1977. Además de la ampliación de las fechas límites, las Enmiendas de 1977 tuvieron que hacer frente a dos preguntas importantes. En primer lugar, ¿qué medidas deberían tomarse en las *áreas que no lo logren* cuándo no cumplan las normas? En segundo lugar, en caso de que la calidad del aire en las regiones donde el aire es más limpio que lo que las normas dictan ¿se permitirá degradar el mismo hasta lo que dictan las normas?, y de ser así, ¿por cuánto tiempo?

Para las áreas que no lo logren, en la Ley de 1970 aparece la prohibición absoluta de cualquier incremento en las emisiones, lo cual eliminó la expansión industrial y coartó gravemente el crecimiento de la economía local. Para atajar esto, la EPA adoptó una política de *compensación de emisión*. Para recibir un permiso de construcción, una nueva fuente principal de contaminación en una área de no logro primero debería encontrar modos de reducir las emisiones de las fuentes existentes. Las reducciones, o la compensación, deben ser superiores a las emisiones previstas por la nueva fuente. El efecto neto de esta política es compensar la realización de progresos que cumplan las normas de calidad del aire a pesar de las nuevas formas de emisión que se van a añadir al aire.

La compensación puede obtenerse de varias maneras. Por ejemplo, las emisiones de las fuentes de emisión en la zona podrían reducirse mediante la instalación de mejores equipos de control de emisiones que pueden, o no, ser propiedad del solicitante del permiso. En algunos casos, el solicitante de un permiso puede simplemente comprar las fuentes de emisión existentes y cerrar sus negocios. Las emisiones de compensación pueden ser «reservadas» para su uso futuro, o pueden ser comercializadas o vendidas a otras empresas haciéndose cargo de ellas el mercado. Además de las compensaciones, las nuevas fuentes en las áreas de no logro, deben usar los controles de emisión que proporciona la *Tarifa de Emisión Mínima Lograble* (LAER) para el proceso particular. La LAER se basa en la tasa de emisión más estricta en la práctica por fuentes similares, sin tener en cuenta el coste económico de la energía o el impacto.

Las Enmiendas de 1970 no especifican sobre las regiones más limpias donde se requieren normas ambientales, y de hecho, parece que la calidad del aire ha empeorado con estas normas. Las Enmiendas de 1977 resolvieron la cuestión de si realmente permitirían esto estableciendo el concepto de *Prevención del Deterioro Significativo* (PSD) en las áreas de logro. Las áreas de logro se encuadran en tres clases y la cantidad de deterioro permitido viene determinado por la clase a la que pertenezcan. Las áreas PSD, requieren la *Mejor Tecnología de Control Disponible* (BACT) sobre las nuevas fuentes principales. BACT es menos riguroso que LAER, esto realmente permite una consideración económica, de energía, e impacto ambiental de la tecnología, pero puede ser más estricto que las limitaciones permitidas por las NAAQ. Es decir, en ninguna circunstancia está permitido deteriorar la calidad del aire más allá del punto donde el área no cumple con la calidad del aire ambiental.

Las enmiendas de la Ley de Calidad del Aire de 1990

Las enmiendas de la Ley de Calidad del Aire de 1990 reforzaron considerablemente los esfuerzos de la EPA para asegurar el aire sano en los Estados Unidos y ampliaron su alcance

para incluir el control de los agentes contaminadores que crean un problema global —el agotamiento del ozono estratosférico. Los principales cambios a la Ley incluyen los siguientes:

- La creación de un nuevo *Programa para la Lluvia Ácida* (Título IV).
- Nuevas exigencias para las áreas de no logro (Título I).
- Ajuste de las normas de emisión para automóviles y nuevas exigencias de combustible (Título II).
- Nuevos controles para la contaminación tóxica del aire (Título I).
- La retirada progresiva y programada de sustancias que agotan el ozono (Título VI).

El programa de la lluvia ácida. Uno de los defectos más importantes de la CAA antes de las enmiendas de 1990, era su ineficacia con respecto a la lluvia ácida (o, más correctamente, la deposición ácida). Como se describirá más tarde, la deposición ácida es el resultado de las emisiones de dióxido de azufre (SO_2) que se convierte al ácido sulfúrico, y óxidos de nitrógeno (NO_x) que se convierten en ácido nítrico. Las Enmiendas de 1990 se acercaron a este problema a través de un camino nuevo y creativo con un mercado basado en un sistema de control de emisiones *cap-and-trade* (límite máximo y comercio).

El sistema *cap-and-trade* está basado en un sistema de *permisos* más flexible, donde un permiso autoriza al propietario a emitir 1 tonelada de SO_2 . Las grandes centrales térmicas de carbón no están autorizadas a emitir más toneladas de SO_2 que el número de permisos que poseen. Si los permisos son insuficientes para cubrir las emisiones que producen, los propietarios están sujetos a una penalización. El objetivo es que estos permisos se compren o se vendan de la misma manera que otros productos básicos en el comercio. Las nuevas fuentes que no tienen los permisos tienen que comprarlos a las fuentes existentes o en las subastas anuales de la EPA. La idea, desde luego, es que las principales fuentes encuentren la manera menos costosa de reducir sus emisiones y entonces vender algunos de sus permisos a quien no puede reducir sus emisiones de forma barata. El objetivo es la reducción de emisiones a un menor coste que permita a las fuentes la flexibilidad que necesitan para tener opciones más efectivas. A través del número de permisos que la EPA concede cada año, se crea un máximo total de emisiones que intenta tener como resultado un descenso de las emisiones de SO_2 del 50% desde 1980 hasta 2010.

El sistema *cap-and-trade* entró en vigor en 1995; desde entonces hasta ahora tenemos más de una década de resultados para poder evaluar si se ha trabajado bien. Un estudio reciente de Chestnut and Mills (2005) concluye que el programa logra mucho más de lo esperado, y con menor coste del previsto. Entre 1993 y 2002, el programa de la EPA sobre lluvia ácida produjo una reducción de las emisiones de SO_2 de más del 30%, y mejora su camino para reducir las emisiones a la mitad de las que había en 1980 para el 2010.

El éxito del programa *cap-and-trade* para el SO_2 condujo a un esfuerzo similar para controlar las emisiones de los NO_x llamado Programa de comercialización del presupuesto (NBP). El programa se hizo operacional en 2003, y promete resultados pronto. En 2005, de los 2.570 emisores de NO_x vinculados a el NBP, todos excepto 3 fuentes estaban en el cumplimiento, y las emisiones eran el 11% más bajas que en 2004 y el 57% más bajas que en 2000 antes de la puesta en práctica del NBP (U.S. EPA, 2006a).

Mediante el menor contenido en la proporción de azufre del carbón (el cual también contiene menos mercurio) y la instalación de depuradores, no solo han sido reducidos los niveles de los SO_x y NO_x , como era la intención del Título IV, sino también las emisiones de mercurio, altamente tóxico, así como los niveles ambientales de $\text{PM}_{2.5}$ y ozono. El combinado anual de los beneficios para la salud y el bienestar en el 2010 del programa de lluvia ácida en el sur de EEUU y Canadá se estima en más de 120 mil millones de dólares (más

del 90% de las previsiones son debidas a la reducción de las $PM_{2,5}$) mientras que el coste anual del control de los SO_x y NO_x se estima en sólo 3 mil millones de dólares (Chestnut and Mills, 2005). La Tabla 7.2 resume la reducción de las emisiones proyectadas para el año 2010 atribuible al Título IV.

TABLA 7.2. La generación de energía anual de U.S. con la reducción de emisiones del Título IV

Emisiones de U.S. en la generación de energía	SO_2 (millones de toneladas)	NO_x (millones de toneladas)	Mercurio (toneladas)
2010 emisiones sin el Título IV	17,3	7,6	52
2010 emisiones con el Título IV	9,3	5	42
Diferencia al aplicar el Título IV	8,0	2,6	10

Fuente: Chestnut y Mills, 2005.

Estándares Nacionales de Emisiones para Contaminantes Atmosféricos Peligrosos (NESHAP). Las versiones más tempranas de la CAA establecieron los NESHAP, y con ello, una pequeña lista de agentes contaminantes (asbesto, benceno, berilio, las emisiones del horno de coque, el arsénico inorgánico, el mercurio, radionucleidos, y el cloruro de vinilo) fueron controlados. Las Enmiendas de 1990 amplían aquella lista para incluir 189 agentes contaminantes catalogados en la legislación. La lista puede ser cambiada por la EPA, y si hay objeciones a cualquier adición, la carga de prueba recae sobre el solicitante, quien demuestra que no es razonable esperar que la sustancia química cause cualquier efecto adverso en la salud humana o el ambiente. Las normas de emisión para sustancias químicas de la lista están basadas en la Tecnología de Máximo Control Lograble (MACT).

Sustancias que agotan el ozono. Finalmente, el Título VI de las Enmiendas de 1990 fue escrito para proteger la capa de ozono estratosférica retirando sustancias que agotan el ozono progresivamente como los clorofluorocarbonos (CFC). La retirada progresiva fue conferida para ser al menos tan estricta como manda el tratado internacional conocido como el Protocolo de Montreal. Estas sustancias químicas, y el mismo Protocolo, van a ser totalmente descritas en el siguiente capítulo.

7.4. | Progresos en el control de emisiones y mejoras de la calidad del aire

La Ley de Calidad del Aire ha ayudado definitivamente a reducir las emisiones de los contaminantes criterio claves, y los resultados en la mejora de la calidad del aire son significativos. Como indica la Figura 7.1, las emisiones de CO , NO_x , SO_x y VOC han sido disminuidas a la mitad comparándolas con los niveles de 1970, y con la eliminación en 1995 del plomo como aditivo de la gasolina, aquellas emisiones han bajado un 98%. Las PM_{10} están bajando significativamente, pero los NO_x son un contaminante más difícil de controlar, sus emisiones han bajado un 17%. Ya que el ozono es un contaminante secundario —es decir, en realidad no se emite, pero se forma rápido por reacciones fotoquímicas que ocurren en la

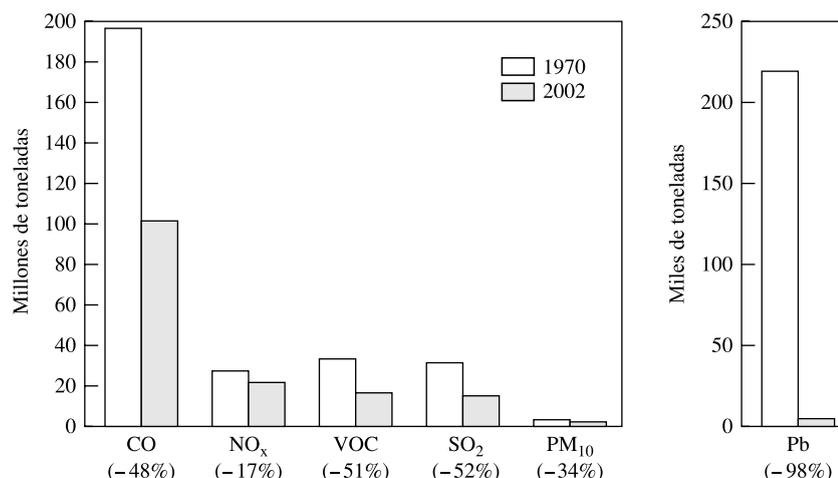


FIGURA 7.1. Comparación de las emisiones de U.S. en 2002 con las de 1970. (Fuente: U.S. EPA, *Air Trends Report*, 2003.)

atmósfera— no se muestra en esta figura de emisiones. En cambio los VOC se usan como indicadores potenciales para la formación de ozono.

La reducción de emisiones durante los 30 años pasados son aún más impresionantes cuando comparamos el crecimiento de los factores clave que normalmente serían tachados de emisiones contaminantes. Como muestra la Figura 7.2, mientras que del total de estos

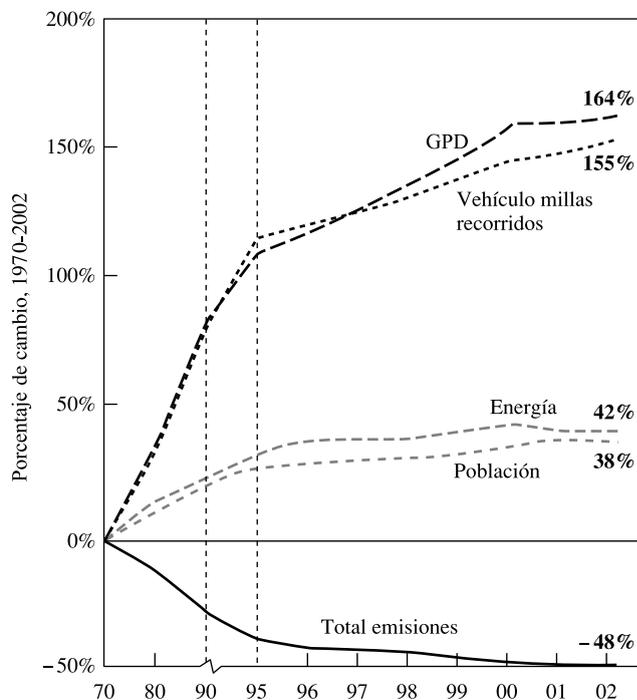


FIGURA 7.2. La reducción de las emisiones de un total de 6 de los principales contaminantes en comparación con el crecimiento del GPD, y vehículo milla recorrida, energía y población. (Fuente: U.S. EPA, *Air Trends Report*, 2003.)

seis agentes contaminantes ha pasado a ser la mitad, la población estadounidense y el consumo de energía han crecido un 40%, mientras el GPD y los vehículos por milla recorrida son más del doble.

La forma base de los NAAQS para el Índice de Calidad del Aire (AQI) de la EPA, se usa para dar al público una evaluación total de la calidad del aire de un día determinado. El AQI integra datos de calidad del aire para cinco criterios contaminantes que representa la peor calidad del aire diaria en un área urbana. Los rangos de AQI se describen siguiendo términos que van desde «bueno» a «peligroso», como muestra la Tabla 7.3, y mensajes como el siguiente pueden ser emitidos en partes meteorológicas locales. Un valor de AQI de 100 indica que por lo menos un contaminante ha alcanzado en su ambiente el estándar de la calidad del aire en ese día. Un índice de 500 indica un peligro inminente y substancial para la salud pública.

- **Bueno** (0-50): No se espera ningún impacto para la salud en este rango.
- **Moderado** (51-100): Las personas excepcionalmente sensibles deben considerar reducir el esfuerzo prolongado o pesado.
- **Poco sano para grupos sensibles** (101-150): Los niños y los adultos activos y las personas con enfermedades pulmonares, tal como el asma, deben reducir el esfuerzo prolongado o pesado fuera. La mayor parte de la población es probable que no se vea afectada.
- **Poco sano** (151-200): Todos pueden comenzar a experimentar efectos sobre la salud. Los miembros de grupos sensibles pueden experimentar efectos más graves en su salud.
- **Muy poco sano** (201-300): La calidad de aire en este rango provoca una alarma de la salud, es decir, que cualquiera puede experimentar efectos graves de la salud.
- **Peligroso** (301-500): La calidad del aire en este rango provoca alerta para la salud en condiciones de emergencia. La población entera es probable que se vea afectada.

El número de días que el AQI está por encima de 100 a menudo se utiliza para describir el progreso que está sucediendo en la calidad del aire. Dado que casi todos los días se marcan niveles altos de ozono, debemos poner especial atención a ese criterio contaminante. Una red especial, las Estaciones de Control y Supervisión Fotoquímicos (PAMS), se ha establecido en las áreas de no logro para el ozono, que proporciona datos detallados sobre el ozono y sus precursores. La Figura 7.3 muestra los sitios de PAMS, en general, que no han mostrado mucha reducción en el número de días sobre 100 con AQI en los años noventa; sin embargo, durante el mismo espacio de tiempo, California vio una reducción de aproximadamente la mitad.

Mientras los beneficios mostrados en las Figuras 7.1, 7.2 y 7.3 son impresionantes, aproximadamente mitad de la población de EE.UU. vive en condados donde por lo menos un NAAQS continúa sobrepasándose. El principal contaminante responsable de esa exposición excesiva es el ozono a nivel del suelo (Figura 7.4). Igualmente inquietante es el hecho de que el 20% de la población vive en condados donde el contaminante más mortal, las $PM_{2,5}$ no se encuentra en su estándar de calidad del aire.

TABLA 7.3. Índice de calidad del aire (AQI) categorías y rangos

Categorías	AQI	8-h O ₃ (ppm)	1-h O ₃ (ppm)	24-h PM _{2,5} (µg/m ³)	24-h PM ₁₀ (µg/m ³)	8-h CO (ppm)	24-h SO ₂ h(ppm)	1-h NO ₂ (ppm)
Bueno	0-50	0,000-0,064	—	0,0-15,4	0-54	0,0-4,4	0,000-0,034	—
Moderado	51-100	0,065-0,084	—	15,5-40,4	55-154	4,5-9,4	0,035-0,144	—
Poco sano para grupos sensibles	101-150	0,085-0,104	0,125-0,164	40,5-65,4	155-254	9,5-12,4	0,145-0,224	—
Poco sano	151-200	0,105-0,124	0,165-0,204	65,5-150,4	255-354	12,5-15,4	0,225-0,304	—
Muy poco sano	201-300	0,125-0,374	0,205-0,404	150,5-250,4	355-424	15,5-30,4	0,305-0,604	0,65-1,24
Peligroso	301-400	uso 1-h	0,405-0,504	250,5-350,4	425-504	30,5-40,4	0,605-0,804	1,25-1,64
	401-500	uso 1-h	0,505-0,604	350,5-500,4	505-604	40,5-50,4	0,805-1,004	1,65-2,04

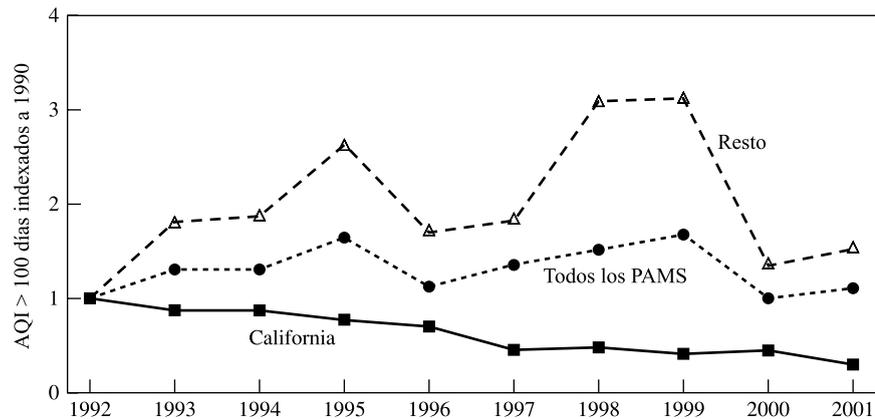


FIGURA 7.3. El número de días al año cuando AQI fue superior a 100 para las ciudades norteamericanas más contaminadas, indexaron a 1990.
(Fuente: U.S. EPA, *Air Trends Report*, 2003.)

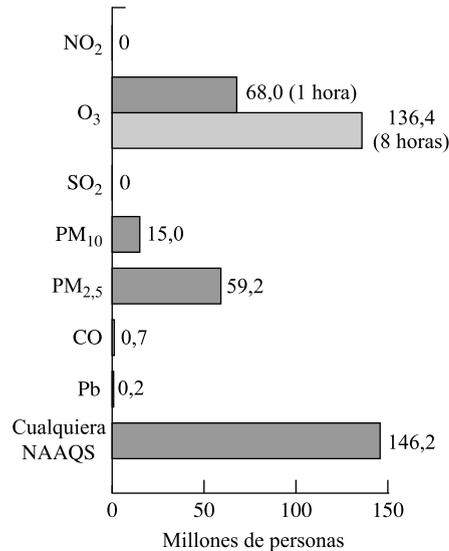


FIGURA 7.4. Número de personas que viven en condados con concentraciones de contaminación por encima de los estándares de los NAAQS sobre una población de 290 millones en 2002 en U.S.
(Fuente: U.S. EPA, *Air Trends Report*, 2003.)

7.5. | Contaminantes criterio

Dado el enfoque progresivo de la Ley de Calidad del Aire, la mayor parte del control de emisiones, de las concentraciones, y de los efectos de la contaminación atmosférica ha sido dirigido hacia los seis criterios contaminantes: ozono a nivel del suelo (O₃), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO₂), pequeñas partículas (PM₁₀ y ahora PM_{2,5}), dióxido de nitrógeno (NO₂), y plomo (Pb). La calidad del aire ambiental original para estos contaminantes se basa en una amplia documentación reunida y publicada por la EPA en un multivolumen conjunto, «*Air Quality Criteria*» (*Criterios de la Calidad del Aire*), de la que se sacó el nombre de contaminantes criterio.

Monóxido de carbono

Más de dos tercios de la masa de todas las emisiones contaminantes en los Estados Unidos son gases incoloros, inodoros, insípidos, gases venenosos, monóxido de carbono (CO). Se produce cuando se queman combustibles de carbono por debajo de las condiciones ideales. La combustión incompleta, con rendimiento de CO en vez de CO₂, es el resultado obtenido cuando cualquiera de las siguientes cuatro variables no se mantienen suficientemente altas: (1) el suministro de oxígeno, (2) la temperatura de combustión, (3) el tiempo de residencia del gas a alta temperatura, y (4) la combustión en la cámara de turbulencia. Estos parámetros están en general mucho más controlados en las fuentes inmóviles, como centrales eléctricas, que en automóviles, y las emisiones de CO son correspondientemente menores. Por ejemplo, las centrales eléctricas, que son diseñadas y gestionadas para obtener la máxima eficiencia en la combustión, producen menos del 1% de todas las emisiones de CO a pesar del hecho de que ellas consumen cerca del 30% de los combustibles fósiles.

Alrededor del 80% del total de emisiones de CO provienen del sector del transporte, y casi todo el CO de las zonas urbanas proviene de los vehículos a motor. Cada hora las concentraciones atmosféricas de CO en nuestras ciudades a menudo reflejan los patrones de tráfico rodado de la ciudad: los picos se producen en los días laborables durante la mañana y por la tarde en las horas punta, mientras que los fines de semana, se describe un patrón típico, pero existe un pequeño incremento al atardecer. La exposición de las personas al CO está muy relacionada con la proximidad al tráfico de vehículos a motor, son algunos grupos profesionales, como conductores de taxis, la policía y los empleados de parking, quienes reciben dosis superiores a la media. Las emisiones de monóxido de carbono de los vehículos a motor se redujeron en un 41% en los últimos 20 años (1983-2002) a pesar de que se ha duplicado el número de kilómetros recorridos por los vehículos. El impacto del ajuste de los controles de emisión, junto con la disminución de una parte de los vehículos más antiguos y contaminantes de las carreteras, es muy evidente.

Los niveles de CO que se dan en el aire urbano, no tienen aparentemente efectos perjudiciales sobre materiales ni plantas; esos niveles pueden, sin embargo, afectar adversamente a la salud humana. El monóxido de carbono es un asfixiante; interfiere en la habilidad de la sangre para llevar oxígeno de los pulmones a los órganos del cuerpo y tejidos. Cuando se inhala, inhibe fácilmente a la hemoglobina de la sangre para formar carboxihemoglobina (COHb). La hemoglobina, de hecho, tiene una afinidad mucho mayor para el monóxido de carbono que para el oxígeno, y cantidades aún pequeñas de CO pueden reducir gravemente la cantidad de oxígeno transmitido a través del cuerpo. Si la sangre lleva menos oxígeno, la función del cerebro se ve afectada y aumenta el ritmo del corazón que intenta compensar la falta de oxígeno. La manera usual de expresar la cantidad de carboxihemoglobina en sangre es a través del porcentaje del nivel de saturación, el tanto% de COHb. La cantidad de COHb formada en sangre se relaciona con la concentración de CO y el tiempo de exposición, como se sugiere a continuación.

$$\%COHb = \beta(1 - e^{-\gamma t})[CO] \quad (7.6)$$

donde

%COHb = Porcentaje de saturación de carboxihemoglobina.

[CO] = Concentración de monóxido de carbono en ppm.

$\gamma = 0,402/\text{hr}$.

$\beta = 0,15\%$ ppm CO.

$t =$ Tiempo de exposición en horas.

EJEMPLO 7.2. Estándares federales para el CO

Estimar el porcentaje de COHb esperado para una exposición de 35 ppm durante una hora (el estándar federal).

Solución. De 7.6:

$$\%COHb = 0,15\%/ppm[1 - \exp(0,402/hr \times 1 \text{ hr})][35 \text{ ppm}] = 1,7\%$$

Podemos notar efectos fisiológicos con pequeños porcentajes de COHb, aumentando la gravedad a medida que se incrementa la concentración. Las personas mayores, los fetos, y los individuos que sufren enfermedades cardiovasculares, especialmente aquellos que sufren angina de pecho (una condición cardíaca caracterizada por dolor de pecho) o una enfermedad vascular periférica, son muy sensibles a la COHb ya que el corazón debe trabajar más duro intentando compensar la reducción de oxígeno. Estudios con pacientes que sufren angina de pecho han mostrado un dolor más temprano que el usual al hacer ejercicio con niveles tan bajos como un 2% de COHb. En el Ejemplo 7.3, calculamos que un individuo que respira CO en el ambiente con el estándar federal para la calidad del aire de 35 ppm por hora sería probable que alcanzara el 1,7% de COHb. Esto está muy cerca del nivel en el que los efectos sobre la salud se notan, y el estándar federal ha sido criticado como consecuencia. California el estándar de CO se ha bajado (20 ppm) en un intento por asegurar menos del 2% de COHb.

La reducción del oxígeno en sangre afecta también al cerebro, a su habilidad para percibir y reaccionar. Los estudios han mostrado que un porcentaje del 2,5 de COHb produce un deterioro en la discriminación del tiempo de un intervalo (los sujetos fueron menos capaces de distinguir la duración de una señal de tono). Los estudios también muestran que con un porcentaje del 5%, el tiempo de respuesta psicomotor se puede ver afectado, y los pacientes que habían sufrido una enfermedad cardíaca aumentaron el estrés fisiológico. Entre el 5 y el 17%, la destreza manual, la habilidad de aprender, y el desempeño en tareas complejas sensoriomotoras tales como conducir se disminuye. En el 10%, el dolor de cabeza es frecuente, y con el 30% de COHb, la mayoría de las personas experimentarán mareos, dolor de cabeza, fatiga, y el juicio dañado. Las concentraciones por encima del 60% producen la pérdida del conocimiento y la muerte si la exposición continúa.

La concentración de monóxido de carbono en nuestras carreteras está entre 5 y 50 ppm frecuentemente, y las medidas hechas en carreteras congestionadas indican que los conductores están expuestos a concentraciones de CO de 100 ppm. El monóxido de carbono es también un contaminante importante en el aire interior. El humo de los cigarrillos contiene más de 400 ppm de CO, y frecuentemente los fumadores tienen los niveles de COHb entre el 5 y el 10%. El humo del tabaco en bares y restaurantes a menudo aumentan el CO interior a niveles de entre 20 y 30 ppm, muy cercano al estándar del ambiente hora (Wadden and Scheff, 1983). Afortunadamente, la COHb se elimina de la sangre cuando se vacía el aire respirado. Los sujetos sanos eliminan cerca de la mitad del CO de su sangre en tres o cuatro horas, así es que los efectos adversos son generalmente temporales.

La Figura 7.5 resume la relación entre el tiempo de exposición y el resultando en tanto por ciento de carboxihemoglobina, junto con las indicaciones de algunos de los impactos más graves que pueden darse. Advierte del efecto de la saturación para exposiciones largas.

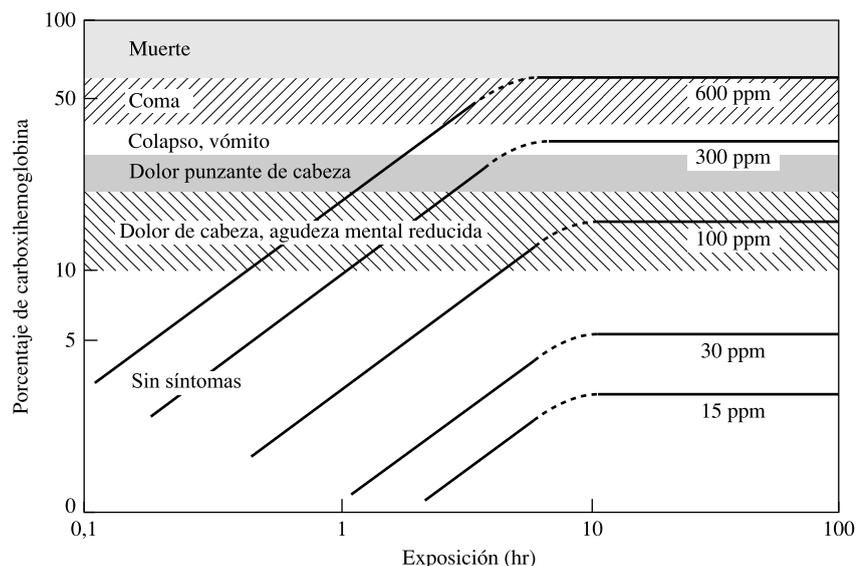


FIGURA 7.5. Efectos de la exposición al monóxido de carbono.
(Fuente: Seinfeld, 1986.)

Óxidos de nitrógeno

Aproximadamente conocemos 7 óxidos de nitrógeno que se pueden producir, NO, NO₂, NO₃, N₂O, N₂O₃, N₂O₄, and N₂O₅, los únicos dos que son contaminantes atmosféricos importantes son el óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂). Como mencionamos antes, hay dos fuentes de óxidos de nitrógeno (o NO_x), cuando quemamos hidrocarburos. El NO_x *térmico* se crea cuando el nitrógeno y el oxígeno en la combustión del aire se calientan a una temperatura suficientemente alta (acerca de 1.000 K) para oxidar el nitrógeno. El NO_x de *combustión* resulta de la oxidación de los compuestos de nitrógeno que se encuentran químicamente en las propias moléculas del combustible. Diferentes combustibles tienen distintas cantidades de nitrógeno, el gas natural no tiene casi ninguno y algún carbón tiene como mucho el 3% de su peso. Ambos, NO_x térmico y de combustión pueden contribuir significativamente a las emisiones totales de NO_x, pero el NO_x de combustión es a menudo la fuente dominante. En 2003, el transporte justificó el 57% de las emisiones, mientras que la combustión inmóvil del combustible emitió el 37%.

Cerca del 95% de las emisiones antropogénicas de NO_x están en forma de NO, que es un gas sin color que no tiene efectos adversos conocidos sobre la salud en las concentraciones que se encuentran en la atmósfera. Sin embargo, el NO se oxida fácilmente a NO₂, y el NO₂ puede irritar los pulmones, causar bronquitis y pulmonía, y una resistencia más baja a infecciones respiratorias. El NO_x puede reaccionar también con compuestos orgánicos volátiles en presencia de la luz solar formando oxidantes fotoquímicos que tienen también consecuencias adversas sobre la salud.

El dióxido de nitrógeno tiene otras consecuencias ambientales aparte de estar directamente asociadas con la salud humana. Reacciona con el radical hidroxilo (OH) en la atmósfera para formar ácido nítrico (HNO₃) que corroe superficies de metal y contribuye al problema de la lluvia ácida, puede causar también daño a las plantas terrestres, y es una causa significativa de eutrofización, especialmente en estuarios nitrógeno-limitados tales como la bahía de Chesapeake. El dióxido de nitrógeno es el responsable del color café rojizo en la niebla espesa que se cierne sobre ciudades como Los Ángeles.

Las reducciones en emisiones de NO_x han sido más duras de llevar a cabo que las reducciones de otros contaminantes criterio. De hecho, las emisiones aumentaron durante varias décadas después de que la CAA fuera aprobada, debido en parte a los primeros controles de emisiones en automóviles enfocados a reducir las emisiones de CO a costa del crecimiento del NO_x . Desde entonces, una mejor tecnología y unos estándares más rigurosos aplicados a los nuevos coches y camiones empiezan a hacer retroceder estos parámetros. Las emisiones de NO_x de estos vehículos alcanzó el máximo en 1994 y están ahora en descenso, pero en las emisiones de vehículos pesados de gasolina, de camiones diesel, y otros vehículos que no son de carretera aumentan todavía (U.S., EPA, 2003). Las emisiones crecientes del sector transporte han sido pospuestas en favor de las reducciones en emisiones de centrales eléctricas y otras fuentes inmóviles.

A pesar de las dificultades en el control de emisiones de NO_x , todas las localizaciones en los Estados Unidos están monitorizadas por los controles de los NAAQS para el NO_2 , y una gran mayoría tiene concentraciones inferiores a la mitad de los estándares.

Los compuestos orgánicos volátiles (VOC)

Son los compuestos volátiles que entran en la atmósfera cuando disolventes, combustibles, y otros compuestos orgánicos se evaporan, junto con los hidrocarburos no quemados y parcialmente quemados emitidos por los tubos de escape y los montones de humo procedentes de la combustión incompleta de los combustibles fósiles. La regulación de VOC está basada en su papel como precursores en la formación de la niebla fotoquímica. A menudo, como hidrocarburo menos reactivo, el metano, es excluido, y al resto nos referimos como *Total de Compuestos Orgánicos No Metano* (TNMOC).

Además de las fuentes antropogénicas, hay fuentes naturales de hidrocarburos reactivos tales como robles, píceas, eucaliptos, y árboles de fruta cítrica que emiten isopreno; y el arce, el nogal americano, el pino, la picea, y los abetos emiten monoterpenos. En algunas regiones del país, en su mayor parte en el este, estas fuentes biogénicas pueden ser mayores emisores que las VOC antropogénicas.

El sector del transporte es responsable de casi la mitad de las emisiones VOC antropogénicas, y a pesar de aumentar rápidamente las millas hechas por los automóviles, las emisiones han disminuido el 39% de 1993 a 2003. La reformulación de la gasolina acoplado el descenso de la volatilidad junto con el descenso en el porcentaje de vehículos más sucios y más viejos en la carretera cuenta en el cómputo de las emisiones.

Como las emisiones de los vehículos a motor son menos significativas, otras fuentes como los cortacéspedes accionados por gasolina, los motores fueraborda, los líquidos para encender barbacoas y las pinturas derivadas del petróleo comienzan a cobrar mucha más importancia y empiezan a ser reguladas también.

Las fuentes industriales son las responsables de casi toda la otra mitad de las emisiones VOC, muchas de las cuales son la causa de la evaporización de hidrocarburos. Menos del 2% de los VOC resultan de la combustión de combustibles fósiles en centrales eléctricas y hornos industriales.

En términos de efectos directos sobre nuestra salud, la exposición a una larga lista de compuestos volátiles y tóxicos dentro de nuestros edificios provoca un gran riesgo.

Niebla fotoquímica y ozono

Cuando los NO_x , los VOC, y la luz del sol se reúnen, pueden iniciar un conjunto complejo de reacciones que producen varios contaminantes secundarios conocidos como oxidantes

fotoquímicos. El ozono (O_3) es el oxidante fotoquímico más abundante, y es el primero para el cual se han escrito los estándares ambientales de calidad del aire. Aunque sea el responsable de muchas de las propiedades indeseables de la niebla fotoquímica, desde la constricción del pecho e irritación de la membrana mucosa en personas hasta la rotura de productos de caucho y daños en la vegetación, no es la causa de la irritación de los ojos, que es la queja común sobre la niebla fotoquímica. La irritación de los ojos es causada por otros compuestos de la niebla, principalmente el formaldehído (HCHO), el nitrato de peroxibenzoilo (PBzN), el nitrato de peroxiacetil, (PAM) y la acroleína (CH_2CHCOH).

De forma sencilla podemos expresar la formación de niebla fotoquímica como



La reacción (7.7) nos da una visión general sencilla. Nosotros agregaremos algunos detalles para dar sentido a las reacciones claves indicadas pero está lejos del alcance de este libro mostrar un análisis completo.

Secuencia de la reacción fotoquímica del NO — NO_2 — O_3 . Consideremos algunas reacciones importantes donde están implicados los NO_x , sin las complicaciones asociadas a la adición de hidrocarburos. Podemos comenzar con la formación de NO durante la combustión (para simplificar mostraremos la reacción del NO_x térmico):



El óxido nítrico así emitido puede oxidarse a NO_2 :



Un fotón con la cantidad correcta de energía puede descomponer el NO_2 en un proceso llamado *fotólisis*.



donde $h\nu$ representa un fotón (con la longitud de onda $\lambda < 0,39 \mu m$). El oxígeno atómico liberado (O) entonces puede combinarse con el oxígeno diatómico (O_2) formando ozono (O_3):



donde M representa una molécula (generalmente O_2 o N_2 ya que ellos son muy abundantes en el aire) cuya presencia es necesaria para absorber el exceso de energía de la reacción. Sin M , el ozono tendría demasiada energía para ser estable, y posteriormente disociarse O y O_2 .

El ozono entonces convierte NO de nuevo a NO_2 ,



Advertir la tendencia general del NO_2 para crear O_3 (7.10) y (7.11), mientras que el NO tiende a destruir O_3 (7.12).

Las Ecuaciones (7.8) a (7.12) ayudan a explicar la sucesión de etapas a través de las cuales el NO , NO_2 , y O_3 atmosférico progresan en un típico día de niebla.

Elas sugieren que las concentraciones de NO aumentarían en las primeras horas de la mañana cuando el tráfico emite su carga de NO . Entonces, durante la mañana, esperaríamos ver un descenso del NO y un aumento del NO_2 a medida que el NO se convierte en NO_2 .

Al aumentar la intensidad del sol hacia el mediodía, la tasa de fotólisis del NO_2 aumenta; así, el NO_2 comienza a decaer mientras que el O_3 sube. El ozono es tan efectivo en su reacción con el NO (7.12) que se prolongará mientras haya O_3 presente, Las concentraciones de NO no aumentarán a lo largo de la tarde siempre y cuando no haya nuevas emisiones.

El ciclo del dióxido de nitrógeno fotolítico ayuda a proporcionar una explicación para el paso de NO a NO_2 y a O_3 observable en ambas cámaras de smog del laboratorio y en ciudades tales como Los Ángeles (véase la Figura 7.6). Un análisis cuidadoso de las reacciones, sin embargo, predice que las concentraciones de O_3 son mucho más bajas que las encontradas con frecuencia en días de niebla, si solamente está implicado el ciclo de fotolítico del NO_2 , el O_3 no puede acumularse en suficiente cantidad para explicar la actual medida de los datos. Al introducir ciertos tipos de hidrocarburos al ciclo sin embargo, el balance de producción y destrucción de O_3 puede ser trastornado, permitiendo la acumulación de más O_3 , cerrando la brecha entre niveles teóricos y verdaderos.

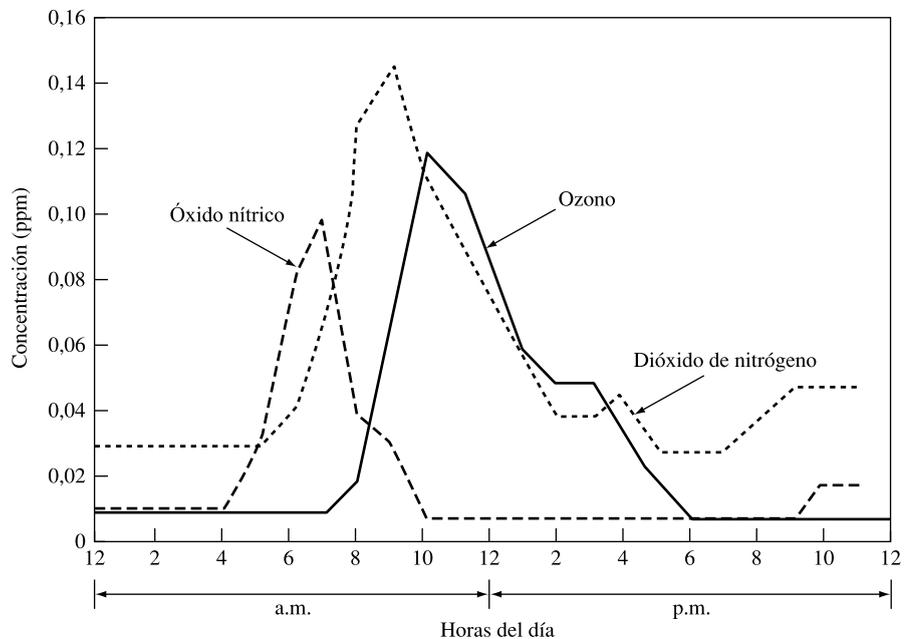


FIGURA 7.6. Variación diurna de concentraciones de NO , NO_2 , and O_3 en Los Ángeles el 19 de julio de 1965.

(Fuente: U.S. HEW, 1970.)

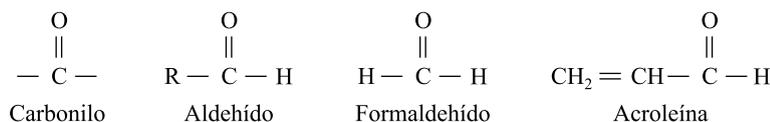
Hidrocarburos y NO_x . Ampliar el ciclo de fotolítico del dióxido de nitrógeno incluyendo hidrocarburos y otros compuestos orgánicos, ayuda a explicar el aumento del ozono por encima de lo que predeciría el ciclo del NO_x solo. También nos permite justificar algunos de los otros compuestos orgánicos encontrados en la niebla fotoquímica.

La química de la niebla fotoquímica es sumamente compleja. Una multitud de sustancias químicas orgánicas se introducen en la atmósfera cuando quemamos combustibles o se evaporan disolventes, y muchos más son producidos en la atmósfera como resultado de reacciones químicas. Para ayudar a describir algunas de estas reacciones, vamos a empezar con una explicación muy breve de parte de la nomenclatura y las anotaciones utilizadas en química orgánica como hicimos en el Capítulo 2.

Empezaremos por los átomos o moléculas con un número impar de electrones, llamados *radicales libres*. Tener un número impar de electrones significa que ese electrón no se utiliza como un electrón que vincula a otros átomos. Por ejemplo, un átomo de carbono vinculado a tres hidrógenos tiene un electrón sobrante. Podemos representar esa molécula con la anotación CH_3^\bullet , donde el punto sugiere el electrón desaparejado. Los radicales libres tienden a ser muy reactivos, y son importantes en el estudio de la contaminación atmosférica.

Como describimos en la Sección 2.5, los *alcanos* son hidrocarburos en los cuales cada carbono forma enlaces simples con otros átomos. La serie de alcanos es una secuencia familiar: metano CH_4 , etano C_2H_6 , propano C_3H_8 , ... ($\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$). Si uno de los hidrógenos de un alcano se elimina, el resultado es un radical libre llamado *alquil*. El alquil entonces forma una serie comenzando con el metilo (CH_3^\bullet), etilo ($\text{C}_2\text{H}_5^\bullet$), etc. Podríamos representar un alquil con la expresión general $\text{C}_n\text{H}_{2n+1}^\bullet$, pero es más conveniente llamarlo simplemente R^\bullet .

Otra unidad química básica que sale una y otra vez en el estudio de la niebla fotoquímica es un *carbonil*, un átomo de carbono con un doble enlace compartido con un alquil, R^\bullet , y el otro con un átomo de hidrógeno, formando un *aldehído*. Los aldehídos pueden escribirse como RCHO . El aldehído más sencillo es el *formaldehído* (HCHO), el cual se corresponde con un R^\bullet que es justamente un solo átomo de hidrógeno. Un aldehído más complejo es la acroleína, por ejemplo. Tanto el formaldehído como la acroleína son los responsables de la irritación de los ojos durante la niebla fotoquímica.



Otra clave importante para entender la química orgánica atmosférica es el radical hidroxilo OH^\bullet , que se forma cuándo el oxígeno atómico reacciona con el agua:



El radical OH es muy reactivo, y su concentración en la atmósfera es tan baja que ha sido difícil detectarlo. No obstante, juega un papel clave en muchas reacciones, incluida la oxidación del NO_2 a ácido nítrico y el CO a CO_2 .



De hecho, el radical hidroxilo es responsable de iniciar la oxidación de las VOCs y la mayor parte de los otros contaminantes atmosféricos importantes. Es por lo tanto crucial en la eliminación natural de la contaminación atmosférica. Anteriormente mencionamos que el ciclo fotolítico del NO_2 , por sí mismo, no predice las concentraciones observadas de O_3 . Como se describe en el ciclo desde (7.10) a (7.12), la disponibilidad de NO_2 , afecta a la tasa de producción de O_3 , mientras que la disponibilidad de NO afecta a la tasa de destrucción del O_3 . El equilibrio entre la producción y la destrucción de O_3 puede verse modificado si hubiera otras reacciones que aumentarían la tasa de conversión del NO a NO_2 .

Cualquier reacción que convierta el NO en NO_2 aumentará las concentraciones de O_3 , reduciendo la cantidad de NO disponible para destruir O_3 mientras aumenta la cantidad de NO_2 disponible para crear O_3 . Las siguientes tres reacciones proporcionan una explica-

ción sobre la manera en que los hidrocarburos pueden aumentar la tasa de conversión de NO a NO₂ y de ahí aumentar las concentraciones de O₃. Empezando con un hidrocarburo RH, tenemos



Estas reacciones no están completas, aunque muestren cómo los hidrocarburos pueden ayudar a convertir NO en NO₂ y así incrementar el O₃. Como hemos escrito, un hidroxilo bastante escaso OH[•] se requiere para empezar la cadena, y parece ser destruido en el proceso. A menos que haya alguna manera para recuperar ese OH[•], las reacciones no podrían continuar por mucho tiempo. El siguiente par de reacciones muestra un camino que no sólo regenera el OH[•], sino que convierte otro NO en NO₂ en el proceso. Un aldehído puede formarse también de este par de reacciones:



donde R' es el hidrocarburo del equilibria (7.19).

El efecto neto de las reacciones (7.6) a (7.20) es esa molécula de hidrocarburo que convierte dos moléculas de NO en NO₂ y produce un aldehído R'CHO. La eliminación de NO por estas reacciones disminuye la tasa en la que el O₃ se elimina de la atmósfera, mientras la adición de NO₂ aumenta la tasa en la que se produce, que permite niveles más altos de O₃ acumulado en el aire. Éstos son resumidos en la Figura 7.7.

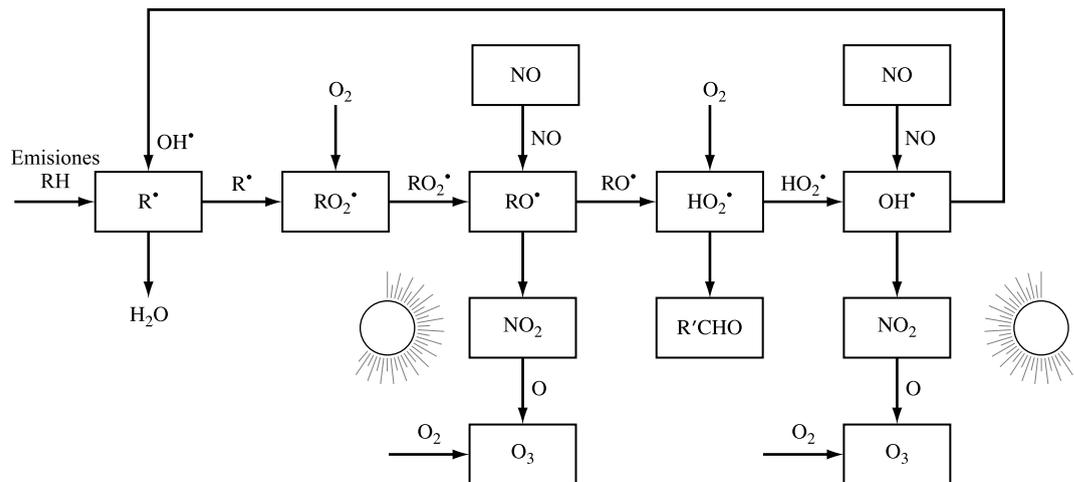
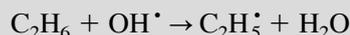


FIGURA 7.7. Muestra un modo en que los hidrocarburos pueden causar la conversión de NO a NO₂. La reducción de NO provoca un descenso de O₃, mientras que el aumento de NO₂ incrementa la producción de O₃, así es que este ciclo ayuda a aclarar los elevados niveles de O₃ atmosférico.

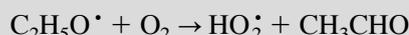
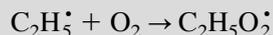
EJEMPLO 7.3. De etano a acetaldehído

Supongamos un hidrocarburo, el etano (C_2H_6), que comienza las reacciones (7.16) hasta la (7.20). Escribe la secuencia de reacciones.

Solución. El hidrocarburo RH que aparece en (7.16), es el etano, (C_2H_6), así es que el radical libre R^\bullet es $C_2H_5^\bullet$. La reacción (7.16) comenzaría entonces



Las reacciones 7.17 a 7.19 son

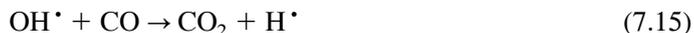


Notar que R' en la reacción 7.19 es aquel CH_3^\bullet . Finalmente (7.20) es



El CH_3CHO producido es un aldehído llamado *acetaldehído*. Que como veremos, juega un papel en la formación del peroxiacetil nitrato (PAN) irritativo de los ojos.

Hay otras maneras de convertir NO en NO_2 . El monóxido de carbono, por ejemplo, lo puede hacer también, en reacciones que son semejantes a las dadas anteriormente. Empezaremos con CO y OH^\bullet , como en (7.15)



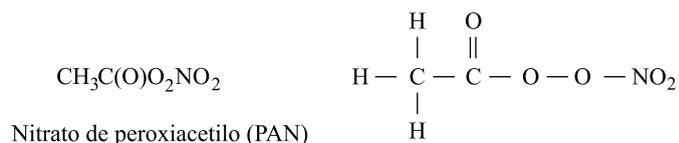
El átomo del hidrógeno entonces se combina rápidamente con el O_2 para formar el radical de hidroperoxilo, HO_2^\bullet :



Ahora, volviendo a (7.20), el NO se convierte NO_2 :



Así vemos el camino que sigue otro de nuestros criterios contaminantes, el CO, que puede contribuir al problema de la niebla fotoquímica. Aumentando la tasa en que NO es convertido en NO_2 , el CO ayuda a la acumulación de O_3 . Podemos extender también estas relaciones para mostrar la formación de otra de las sustancias irritantes del ojo, el nitrato de peroxiacetilo (PAN).



El acetaldehído, CH_3CHO , que en el Ejemplo 7.5 indicado puede ser formado por las emisiones de etano, puede reaccionar con OH^\bullet :



El radical acetilperoxilo resultante puede reaccionar con el NO_2 para crear PAN:



Debemos indicar una vez más que las reacciones precedentes son sólo una muy limitada descripción de la compleja química que tiene lugar cada día en la atmósfera sobre nuestras ciudades.

Las fuentes y efectos de los oxidantes fotoquímicos. Dado que el ozono y otros oxidantes fotoquímicos no son contaminantes primarios, no hay manera directa de especificar las emisiones. Sin embargo, la EPA mantiene una relación anual de las emisiones de los precursores de oxidantes fotoquímicos, es decir, el NO_x y VOC. Cuando todos los precursores se consideran, especialmente si es causado por una fuente próxima a las ciudades, el automóvil es la causa dominante de la niebla fotoquímica. Las condiciones en Los Ángeles por ejemplo, son ideales para la formación de la niebla fotoquímica: casi la totalidad depende de los medios de transporte que emiten altos niveles de hidrocarburos y de NO_x ; las grandes inversiones atmosféricas restringen la dispersión vertical de los contaminantes; una cadena montañosa rodea a la ciudad por tres partes, reduciendo la dispersión horizontal; y la abundancia de sol activa las reacciones fotoquímicas.

La niebla fotoquímica se sabe que causa muchos efectos molestos en la respiración, tales como tos, falta de aliento, constricción de las vías respiratorias, dolor de cabeza, ahogo en el pecho, y síntomas de irritación de ojos y nariz. Estos síntomas pueden ser especialmente graves para asmáticos y personas con otros problemas del sistema respiratorio, pero los individuos sanos que hacen ejercicio arduo en espacios de tiempo relativamente cortos experimentan estos síntomas en niveles cercanos al estándar de calidad del aire en el ambiente. Los estudios con animales sugieren que exposiciones a largo plazo al ozono pueden llegar a afectar permanentemente al tejido pulmonar, disminuir la función pulmonar y reducir la elasticidad pulmonar. Como muestra la Figura 7.4, 136 millones de personas en los Estados Unidos viven en áreas donde los niveles de ozono exceden los estándares nacionales, mucho más que cualquier otro contaminante criterio. Como mencionaremos, la CAA requiere que la EPA establezca los estándares de calidad del aire que protegen la salud pública, sin considerar el coste. Debido a la evidencia acumulada mostrada durante dos décadas el estándar de 0,12 ppm para el ozono no es adecuado para la protección de algunos individuos, especialmente niños y asmáticos. En 1997, después de considerar el debate público, la EPA reforzó el estándar de ozono a 0,08 ppm, esperando 1 millón menos de incidencias con disminución de la función pulmonar si finalmente este estándar se establecía.

El ozono ha sido mostrado como la causa del daño al follaje de los árboles y como reductor de la tasa de crecimiento de ciertas especies sensibles de árboles. El ozono que entra a las hojas de la planta por las aperturas estomáticas produce subproductos que interfieren con la fotosíntesis, y reduce los rendimientos de la recolección para muchas cosechas agrícolas importantes, tal como el maíz, el trigo, la soja, y el maní. El daño causado por el ozono de los automóviles se estima que ha causado unas pérdidas de 2 a 3 mil millones de dólares por año (Murphy *et al.*, 1999).

Partículas en suspensión

Las *partículas atmosféricas en suspensión* consisten en la dispersión, sólida o líquida, donde los agregados individuales comprenden un rango molecular de entre 0,005 micrómetros (μm) de diámetro a partículas toscas de 100 μm (aproximadamente el tamaño de un pelo

humano). Como categoría de contaminante criterio, las partículas en suspensión son muy diversas y complejas, son características importantes desde el tamaño a la composición química, así como la concentración atmosférica.

Utilizamos varios términos para clasificar partículas, dependiendo de su tamaño y la fase (líquido o sólido). El término más general es *aerosol*, que se aplica a algunas partículas diminutas, líquidas o sólidas, dispersadas en la atmósfera. Las partículas sólidas se llaman *polvos* si son causadas por operaciones de molienda o aplastamiento. Las partículas sólidas se llaman *vapores* si se forman por la condensación de vapores. Las partículas líquidas se pueden llamar *niebla*. El *humo* y el *hollín* son los términos empleados para describir las partículas emitidas principalmente del carbono que resulta de la combustión incompleta. La niebla espesa o *smog* es un término derivado de *smoke* (humo) y *fog* (niebla), refiriéndose originalmente a las partículas en suspensión pero ahora describen los contaminantes atmosféricos en general.

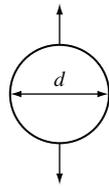
Las partículas en suspensión (PM) pueden emitirse directamente como partículas carbonosas de hollín procedentes de la combustión incompleta, o pueden formarse en la atmósfera, como, por ejemplo, cuando las emisiones gaseosas de SO_2 y NO_x se transforman en gotitas líquidas de sulfatos (ácido sulfúrico) y nitratos (ácido nítrico). En la parte oriental de los Estados Unidos, con una dependencia más grande de centrales eléctricas que queman carbón, los sulfatos (y el amonio asociado) son los componentes más importantes de PM, mientras que en California y otras áreas del oeste, predominan el carbón (el hollín) y los nitratos.

Tamaño y composición química. Los NAAQS originales para partículas no tuvieron en cuenta el tamaño, las partículas más grandes podrían dominar la masa por unidad de volumen pero ser poco importantes en términos de riesgo para la salud humana. En 1987, sin embargo, el estándar PM_{10} fue introducido, y en 1997 el estándar $\text{PM}_{2.5}$ fue agregado. Las partículas más pequeñas de $2,5 \mu\text{m}$ (i.e., $\text{PM}_{2.5}$) se denominan partículas *finas*, mientras aquellas que se encuentran entre $2,5 \mu\text{m}$ y $10 \mu\text{m}$ son la fracción *tosca* de PM_{10} . Las partículas toscas tienden a asentarse rápidamente, así es que su impacto espacial está limitado a áreas cercanas a su fuente, pero las partículas finas tienen una vida atmosférica más larga y son capaces de viajar grandes distancias, por ejemplo, un vendaval de polvo bien estudiado que se originó en el desierto de Gobi en Asia el 6 de abril de 2001, viajó hacia el este del globo, dando medidas de $\text{PM}_{2.5}$, en la costa occidental de los Estados Unidos una semana más tarde y en la costa este dos semanas después.

Aunque las partículas pueden tener formas muy irregulares, su tamaño puede ser descrito por un equivalente, el *diámetro aerodinámico*, determinándolo por comparación con esferas perfectas que tienen la misma velocidad de asentamiento. La mayoría de las partículas de interés tienen diámetros aerodinámicos en la gama de $0,1 \mu\text{m}$ a $10 \mu\text{m}$ (aproximadamente el tamaño de las bacterias). Las partículas más pequeñas que éstas experimentan un movimiento aleatorio (browniano) y, por coagulación, generalmente crecen a tamaños más grandes de $0,1 \mu\text{m}$. Las partículas más grandes de $10 \mu\text{m}$ se asientan o sedimentan rápidamente; una partícula de $10 \mu\text{m}$, por ejemplo, tiene una velocidad de sedimentación de aproximadamente 20 centímetros por minuto.

Podemos utilizar un análisis bastante sencillo para calcular la velocidad de sedimentación de una partícula esférica. Cuando tal partícula alcanza su velocidad terminal, la fuerza de gravedad se equilibra por una fuerza de rozamiento que podemos estimar. Para las partículas que son más grandes, de cerca de $1 \mu\text{m}$, con una densidad mucho mayor que el aire, podemos utilizar una versión simplificada de la ley de Stoke para aproximarnos a la fuerza de rozamiento:

Fuerza de rozamiento



Fuerza gravitacional

Fuerza gravitacional = fuerza de rozamiento

$$mg = \frac{\pi}{6}d^3 \rho g = 3\pi\eta vd$$

$$v = \frac{d^2 \rho g}{18\eta}$$

(7.24)

donde

 m = Masa de la partícula. g = Aceleración gravitacional = 9,80m/s². d = Diámetro de la partícula. ρ = Densidad de la partícula (g/m³). η = Viscosidad de aire = 0,0172 g/m·s. v = Velocidad de asentamiento (m/sec).**EJEMPLO 7.4. Velocidad de sedimentación de una partícula esférica**

Encontrar la velocidad de sedimentación de una gota esférica de agua con un diámetro de 2 μm , y estimar el tiempo de residencia de cada partícula si se distribuyen uniformemente a lo largo de 1.000 m por la atmósfera y su tasa de eliminación está determinada por la rapidez de sedimentación en el aire.

Solución. Usando (7.24) siendo la densidad del agua igual a 10⁶ g/m³ obtenemos

$$v = \frac{d^2 \rho g}{18 \eta} = \frac{(2 \times 10^{-6} \text{ m})^2 \cdot (10^6 \text{ g/m}^3) \cdot (9,8 \text{ m/s}^2)}{18 \times 0,0172 \text{ g/m} \cdot \text{s}}$$

$$v = 1,27 \times 10^{-4} \text{ m/s}$$

que es aproximadamente 0,5 m/hr.

Podemos usar un simple modelo de casillas para estimar el tiempo de residencia, τ , de N partículas uniformemente distribuidas en una casilla de atmósfera con peso h (m). Necesitamos conocer la tasa de eliminación de partículas.

$$\text{Tasa de eliminación de partículas} = \frac{N \text{ (partículas)}}{h \text{ (m)}} \cdot v \text{ (m/s)} = \frac{Nv}{h} \text{ partículas/s}$$

El tiempo de residencia τ es el ratio del número de partículas en la casilla dividido por la tasa de eliminación de partículas

$$\tau = \frac{\text{Partículas en casilla}}{\text{Tasa de eliminación de partículas}} = \frac{N}{(Nv/h)} = \frac{h}{v}$$

$$\tau = \frac{1.000 \text{ m}}{1,27 \times 10^{-4} \text{ m/s}} = 7,9 \times 10^6 \text{ s} \approx 91 \text{ días}$$

En otras palabras, esas pequeñas partículas no sedimentan muy rápidamente, siendo apropiada la estimación del tiempo de residencia en la atmósfera de meses.

El humo negro, u hollín, emitido por motores diesel y chimeneas, compuesto en su mayor parte por partículas sólidas formadas por numerosos átomos de carbono unidos a anillos de benceno. Aunque estas partículas en sí mismas pueden irritar los pulmones, más a menudo son moléculas orgánicas grandes las que se pegan a la superficie del hollín (adsorción) siendo las responsables de los efectos más graves para la salud. La que más nos concierne es una clase de hidrocarburo bencénico llamado *hidrocarburo aromático polinuclear* (o policíclico) (PAH). Los hidrocarburos aromáticos polinucleares consisten en la fusión de anillos de benceno, el más simple de todos es la naftalina, mostrada en la Figura 7.8. Los PAH se forman cuando la materia que contiene el carbón no se oxida completamente durante la combustión. Ellos son liberados como gases pero se condensan rápidamente en partículas de hollín, las fuentes comunes de PAHs incluyen el humo de tabaco, las emisiones de los automóviles, el carboncillo de los alimentos muy hechos, y en el humo procedente de la combustión de la madera y el carbón. Probablemente el más peligroso de estos PAHs es una sustancia llamada benzo[a]pireno (BaP), que consiste en la fusión de cinco anillos como muestra la Figura 7.8(c). El BaP es un cancerígeno humano de Categoría A que causa cáncer de pulmón y riñón.

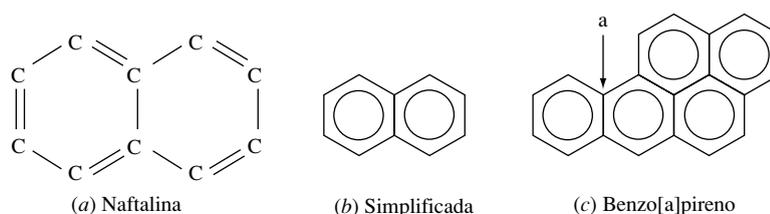


FIGURA 7.8. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos consisten en la fusión de anillos de benceno. (a) Dos anillos de benceno fundidos (naftalina) mostrado sin sus enlaces de hidrógeno, y (b) su representación simplificada; (c) benzo[a]pireno, mostrando el punto de la conexión «a».

Impacto de las partículas en el sistema respiratorio humano. La habilidad del sistema respiratorio humano para defenderse por sí mismo de las partículas en suspensión viene determinada, en gran parte, por el tamaño de las partículas. Para ayudarnos a comprender este mecanismo de defensa, consideremos la ilustración de la Figura 7.9. El sistema respiratorio superior se compone de la cavidad nasal y la tráquea, y el sistema respiratorio inferior se compone de los tubos bronquiales y los pulmones. Cada bronquio se divide una y otra vez en ramas cada vez más pequeñas, terminando en un gran número de diminutos sacos de aire llamados alveolos.

Las partículas grandes que entran en el sistema respiratorio pueden ser atrapadas por los pelos y el fondo de la nariz. Una vez que es capturada, pueden ser eliminadas por la tos o un estornudo. Las partículas pequeñas que pueden entrar en el sistema traqueobronquial son capturadas por el mucus, por cilios parecidos a pelos diminutos que trabajan en la parte de atrás de la garganta y posteriormente eliminados tragando o escupiendo. Las partículas grandes de unas $10 \mu\text{m}$ son eliminadas efectivamente en el sistema respiratorio superior por estos mecanismos de defensa. Las partículas más pequeñas, sin embargo, a menudo pueden dar muchas vueltas a través de las curvas del sistema respiratorio superior sin ser capturadas por el mucus del fondo. Estas partículas pueden estar en los pulmones, pero dependiendo de su tamaño, pueden o no ser depositadas allí. Algunas partículas son tan pequeñas que tienden a seguir la corriente de aire de los pulmones y salir de nuevo. Otras partículas del tamaño de submicrones se depositan por movimientos brownianos. Las partículas entre $0,5 \mu\text{m}$ y

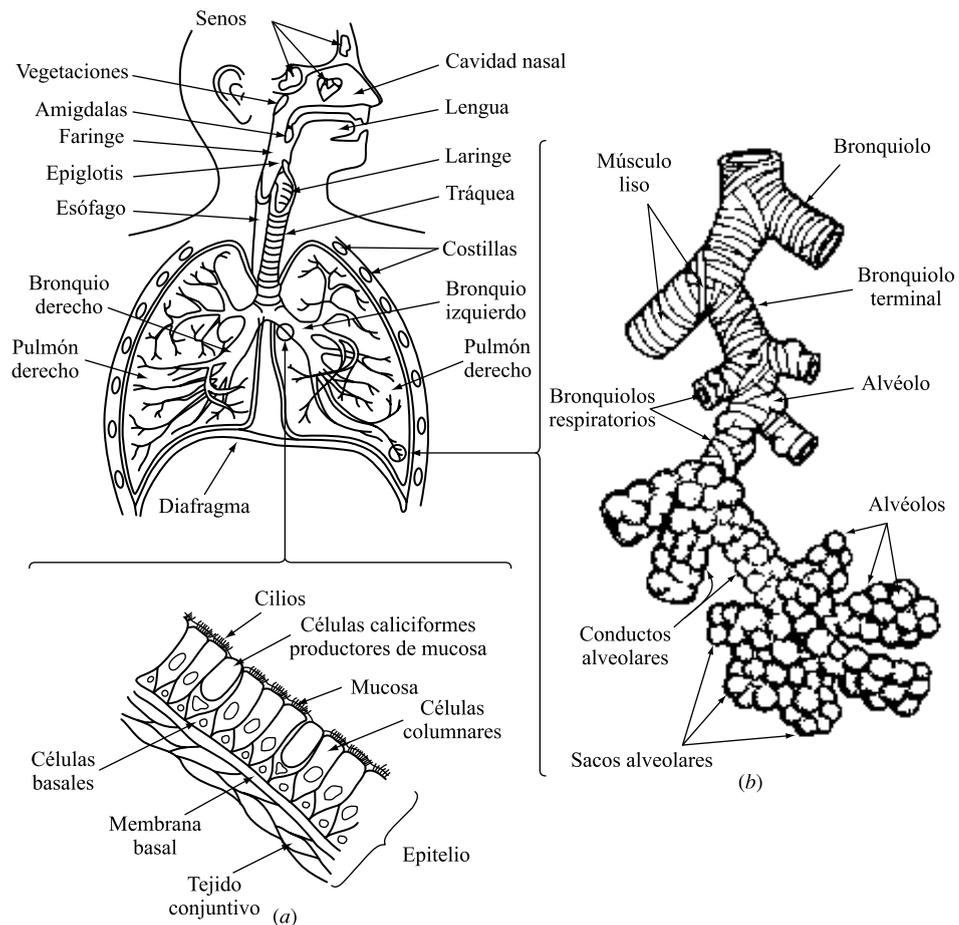


FIGURA 7.9. Sistema respiratorio humano. (a) El sistema en su totalidad y una sección transversal de los bronquios que muestra los cilios, y (b) detalles del sistema respiratorio inferior terminando en los alveolos.

(Fuente: Williamson, 1973.)

10 μm , pueden ser lo suficientemente pequeñas para alcanzar los pulmones y lo suficientemente grandes para depositarse allí por sedimentación. La sedimentación en los pulmones es muy efectiva para partículas de entre 2 μm y 4 μm .

Estas partículas agravan enfermedades respiratorias y cardiovasculares ya existentes y dañan el tejido pulmonar, y algunas son cancerígenas. En concentraciones cercanas al pre-estándar nacional ambiental del 2006, ha sido observado un aumento del número de visitas al hospital por infecciones en las vías respiratorias superiores, desórdenes cardiacos, bronquitis, asma, pulmonía, enfisema e incremento de la tasa de mortalidad. Un estudio estimó que las admisiones en los hospitales por insuficiencia cardiaca congestiva (incapacidad del corazón para bombear toda la sangre que vuelve a él) aumentó un 8% por cada aumento en 100 μm^3 en PM_{10} (Raloff, 1995). Debido a la evidencia de que decenas de millares de muertes prematuras son causadas cada año en los Estados Unidos debido a la inhalación de partículas en suspensión se instó a la EPA a que reevaluara su estándar $\text{PM}_{2.5}$ de calidad del aire en 2006. El nuevo estándar de reducción de 24 horas de 65 a 35 μm^3 espera tener como resultado la reducción anual de 2.500 a 5.700 muertes prematuras en personas con en-

fermedades cardíacas o pulmonares, 2.600 casos de bronquitis crónica y 7.300 casos de bronquitis aguda, 5.000 infartos no mortales, 1.630 admisiones en el hospital con síntomas cardiovasculares o respiratorios, 1.200 visitas a urgencias y 350.000 bajas laborales o de escuela. La EPA estima el coste monetario de estos beneficios entre 17 mil millones y 35 mil millones (U.S., EPA, 2006b).

Óxidos de azufre

Cerca del 86% de los 15 millones de toneladas por año de emisiones de óxido de azufre antropogénico son el resultado de la combustión de hidrocarburos en fuentes inmóviles, y la mayor parte es emitido por las centrales eléctricas que queman carbón. Sólo cerca del 5% proviene de vehículos de carretera. Las únicas fuentes significativas de emisiones de no combustión de azufre están asociadas con la refinería de petróleo, fundición de cobre, y la fabricación de cemento.

Como son extraídos de la tierra, todos los combustibles fósiles contienen algo de azufre. El carbón, más abundante, contiene del 1 al 6% de azufre. Cerca de la mitad es azufre orgánico que está químicamente unido al carbón. La otra mitad simplemente se une físicamente a la porción no carbonosa del carbón, y de esta mitad, la mayor parte puede ser eliminada pulverizando y lavando el carbón antes de la combustión. La cantidad de azufre en el petróleo no es mayor de un pequeño porcentaje, y si se refina, casi todo el azufre se elimina durante el proceso. La gasolina, por ejemplo, tiene mucho menos de 1 ppm de azufre. El gas natural como sale directamente de la fuente contiene una cantidad considerable de azufre en forma de ácido sulfhídrico (H_2S) sumamente tóxico que debe ser eliminado antes de que el gas pueda ser utilizado. No obstante, después de que el gas natural se limpie, quedan cantidades insignificantes de azufre, que lo hacen un combustible sumamente deseable como sustituto del carbón. Cuando estos combustibles se queman, el azufre se libera en su mayor parte como dióxido de azufre (SO_2) pero también pequeñas cantidades de trióxido de azufre (SO_3). El dióxido de azufre, una vez liberado, puede convertirse en SO_3 en una serie de reacciones, que, una vez más, implican a un radical libre tal como el OH^\bullet :



El radical HO_2^\bullet entonces puede reaccionar con el NO para volver al inicial OH^\bullet como en (7.20). El trióxido de azufre reacciona muy rápidamente con H_2O para formar ácido sulfúrico, que es la causa principal de la lluvia ácida.



Las moléculas de ácido sulfúrico llegan a ser rápidamente partículas por condensación con partículas existentes en el aire o uniéndose con el vapor del agua para formar gotitas con esta composición $\text{H}_2\text{O} - \text{H}_2\text{SO}_4$. A menudo, una fracción significativa de las partículas en suspensión de la atmósfera es sulfato (SO_4) procedente de los aerosoles. Las partículas de sulfato en el aire urbano tienen un tamaño típico efectivo de menos de $2 \mu\text{m}$, cuando la mayor parte de ellos están en la gama de $0,2$ a $0,9 \mu\text{m}$. Su tamaño es comparable a las longitudes de ondas de la luz visible, y su presencia afecta mucho a la visibilidad. Ese tamaño permite también la penetración profunda en el sistema respiratorio.

Deposición ácida. La transformación del gas SO_2 en partículas de sulfato (SO_4) es gradual, cuestión de días. Durante ese tiempo, la contaminación de azufre puede ser depositada de nuevo en la tierra o en el agua, bien en forma de SO_2 o sulfato. En cada forma, la contaminación de azufre puede ser depositada por eliminación durante la precipitación (deposición húmeda), o por procesos lentos y continuos de la eliminación que ocurre sin precipitación (deposición seca). La Figura 7.10 muestra el efecto del tiempo y la distancia en la conversión y deposición del azufre.

La Figura 7.11 muestra el pH para la deposición húmeda en los Estados Unidos y Canadá. Recordemos el Capítulo 2, esa lluvia natural tendría un valor de pH entre 5 y 5,6, y por debajo de estos valores lo llamamos «lluvia ácida». Cerca de dos tercios del carbón consumido en EE.UU., la fuente que más azufre emite, está al este del Mississippi, lo que concuerda bien con la acidez de la lluvia en la mitad oriental del país. Desgraciadamente, grandes áreas de la parte oriental de los Estados Unidos y Canadá con la peor lluvia ácida tienen lagos que son intrínsecamente muy sensibles a la acidificación.

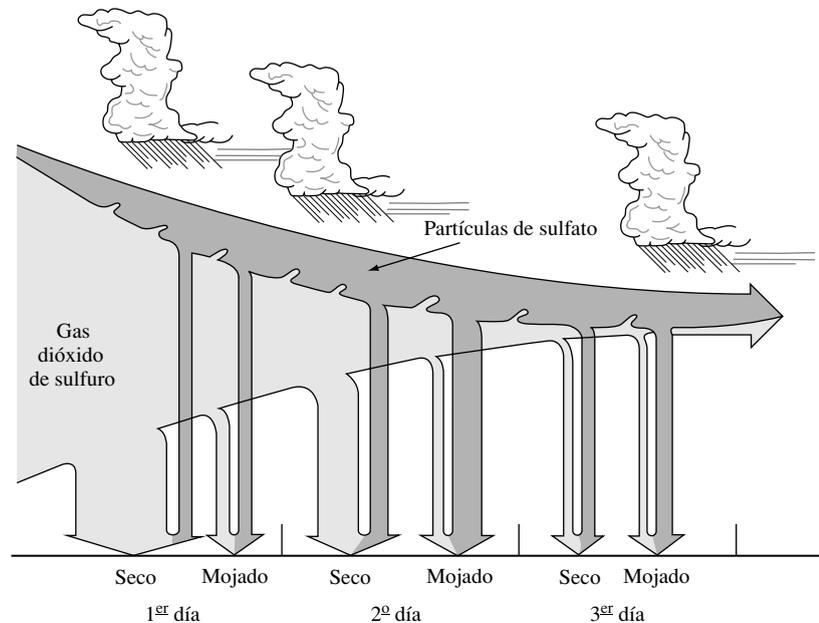


FIGURA 7.10. Los efectos del tiempo y la distancia en la conversión y deposición de la contaminación de azufre
(Fuente: OTA, 1984.)

Las reducciones proyectadas en las emisiones de azufre de las centrales eléctricas manejadas por el Programa de Lluvia Ácida (Título IV del CAA) están creadas para tener un impacto significativo en la fracción de los lagos de EE.UU. que sufren acidificación crónica. La Figura 7.12 muestra los resultados de un estudio en la fracción de los lagos que serán acidificados en 2030 con y sin el Título IV.

Efectos en la salud y bienestar. El dióxido de azufre es sumamente soluble en agua, mucho más que otros contaminantes criterio. Como resultado, cuando se inhala, es muy probable que sea absorbido en los tramos húmedos del tracto respiratorio superior, la nariz y vías respiratorias superiores, donde es menos dañino a largo plazo. Otros gases son menos



FIGURA 7.11. El pH de la deposición húmeda muestra que la mayoría de la lluvia ácida ocurre al este del Mississippi, donde están localizadas la mayor parte de las centrales eléctricas de combustible de carbón.

(Fuente: Programa Atmosférico Nacional de Deposition; 2004 datos de <http://nadp.sws.uiuc.edu>.)

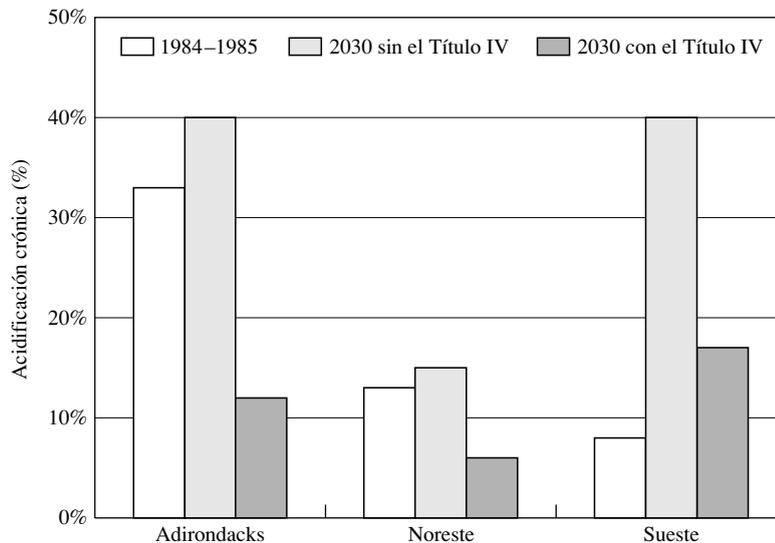


FIGURA 7.12. Fracción de lagos que sufren de la acidificación crónica en tres áreas de los Estados Unidos, comparando los porcentajes de 1984-85 con los de 2030 con y sin el Título IV.

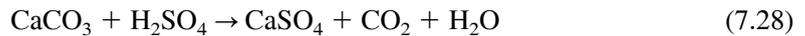
(Fuente: basado en Chestnut and Mills, 2005.)

solubles, es más probable que alcancen áreas más críticas, los alvéolos pulmonares. Cuando el azufre entra en un aerosol, sin embargo, las propiedades aerodinámicas de las partículas

en sí mismas afectan el área de deposición, y es posible que los óxidos de azufre lleguen más lejos, más profundo en los pulmones. La combinación de partículas en suspensión y óxidos de azufre entonces puede actuar sinérgicamente, la combinación de ambos efectos juntos es mucho más perjudicial que cualquiera de ellos por separado. De hecho, en cada gran episodio de contaminación atmosférica, la combinación de óxidos de azufre y partículas ha estado implicada como causa del exceso de mortalidad observada.

Los óxidos de azufre pueden dañar árboles, especialmente cuándo están bañados por niebla ácida o nubes ácidas que tienden a tener niveles muy bajos de pH. La acidificación daña también a las plantas afectando a su capacidad para extraer nutrientes de la tierra. Los nutrientes son lixiviados de las tierras más fácilmente bajo condiciones ácidas, y los niveles bajos de pH permiten que el aluminio se solubilice, el cual interviene en la absorción de nutrientes. Los contaminantes sulfurados pueden decolorar la pintura, corroer metales, y causar el debilitamiento de fibras orgánicas. Los sulfatos en el aire reducen apreciablemente la visibilidad y decoloran la atmósfera. La mayor parte del deterioro de la visibilidad en los Estados Unidos orientales está causado por sulfatos, mientras que en los Estados Unidos occidentales, es más frecuente la acción del nitrógeno y el polvo.

La exposición prolongada a sulfatos causa un daño grave a las construcciones de mármol, piedra caliza, y argamasa, ya que los carbonatos (e.g., caliza, CaCO_3) en estos materiales son reemplazados por sulfatos. La reacción entre la piedra caliza y el ácido sulfúrico muestra tal reemplazo:



El sulfato de calcio (yeso, CaSO_4) producido por esta reacción es soluble en agua y fácilmente lavable, y deja la superficie opuesta erosionada. Muchas de las estatuas y edificios históricos del mundo son degradados rápidamente debido a esta exposición. Es común ahora en monumentos tales como la Acrópolis en Grecia, cambiar la escultura original y llevarla a museos climatizados, sacando copias de yeso en su lugar.

Plomo

La mayoría de las emisiones principales en el pasado fueron de automóviles que queman gasolina que contiene un aditivo antidetonante, tetraetilplomo $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$. Las propiedades antidetonantes del tetraetilplomo fueron descubiertas primero por Thomas Midgley y sus colegas en los Laboratorios de Investigación de la General Motors en 1921; por la coincidencia, en el mismo laboratorio, Midgley desarrolló también los primeros clorofluorocarbonos (Thomas, 1995). Ambos descubrimientos fueron considerados los mayores avances de ese tiempo pero posteriormente resultó tener unas consecuencias ambientales y para la salud humana terribles.

En los Estados Unidos (y unos pocos países desarrollados más), casi todas las emisiones del plomo de la gasolina han sido eliminadas desde 1993, las emisiones per cápita de plomo en los Estados Unidos fueron sólo el 3% del promedio mundial (Thomas, 1995). La disminución en los Estados Unidos fue motivada originalmente por las Enmiendas de la CAA de 1970 que disminuyeron en un 90% el CO , NO_x , y las emisiones de hidrocarburos de los automóviles. Como describiremos más adelante en este capítulo, la industria automovilística decidió utilizar conversores catalíticos, como sistema principal de control de emisiones para esos tres contaminantes. Los conversores catalíticos resultan ser rápidamente ineficaces cuando se exponen al plomo, así es que comenzando el final de la década de los setenta, muchos coches se diseñaron para quemar sólo combustibles sin plomo. A mediados de los

noventa, después de que virtualmente todos los coches en los Estados Unidos tuvieran convertidores catalíticos, la gasolina con plomo fue eliminada progresiva y completamente. Como resultado, el total de las emisiones de plomo en EEUU disminuyó el 93% entre 1982 y 2002 quedando las grandes fuentes que son los procesos industriales (especialmente las plantas de procesamiento de metal) y el combustible con plomo utilizado en los vehículos de aviación y los vehículos agrícolas e industriales (Figura 7.13). Desgraciadamente, en la mayor parte del resto del mundo, la gasolina con plomo es todavía el combustible predominante y las emisiones de plomo son muy elevadas.

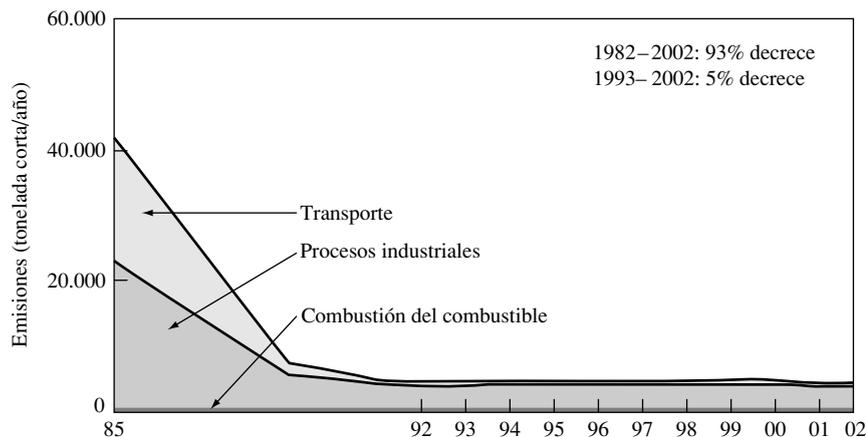


FIGURA 7.13. Tendencia de las emisiones de plomo, 1985-2003.
(Fuente: U.S. EPA, 2003).

El plomo es emitido a la atmósfera primero en forma de partículas inorgánicas. Gran parte de éste es eliminado de la atmósfera asentándose de inmediato en las proximidades de la fuente. El plomo en el aire puede afectar a la población humana por inhalación directa, en caso de personas que vivan más cerca las fuentes mayores tales como carreteras o plantas de procesamiento de metales que son las que tienen más riesgo. A pesar de la eliminación de la mayoría de las emisiones de plomo en automóviles, la tierra alrededor de las carreteras todavía está seriamente contaminada, y puede pasar al aire cuando se remueve. También puede encontrarse dentro de los hogares donde puede terminar incrustado en las alfombras listo para llegar al aire una vez más. Limpiar los pies en un felpudo es una manera fácil y efectiva de ayudar a reducir ese peligro.

La inhalación de plomo puede ocurrir en interiores así como en el exterior. Una fuente interior grande de plomo es el agrietamiento y desconchado de las pinturas con plomo comúnmente utilizadas en el pasado. Las pinturas que contenían $Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$ fueron utilizadas extensamente en la pintura blanca, y todavía se usa en las pinturas rojas con Pb_3O_4 que sirven para proteger superficies exteriores de metal. Esas sustancias ya no son utilizadas en las pinturas de interiores, pero pueden ser utilizadas para superficies exteriores. Cuando esas pinturas se descascarillan, o se lijan, las partículas de plomo se vuelven polvo que es fácilmente ingerido o inhalado. Las virutas de pintura emplomada son algo dulces y con demasiada frecuencia son ingeridas por los niños que viven en los hogares más viejos.

Aunque la mayoría de las exposiciones humanas al plomo son por inhalación, puede también ser ingerido después de que el plomo del aire se deposite en la tierra, el agua, y comidas crudas como hojas, verduras y frutas. También puede ser ingerido cuando los siste-

mas de agua son contaminados. El plomo se utilizó para hacer tuberías de agua y hasta hace poco fue utilizado en soldaduras de cobre para unir tuberías de agua, pero esos usos han sido prohibidos en los nuevos sistemas de los Estados Unidos. El plomo puede todavía lixiviar fuera de aquellos viejos sistemas de agua, especialmente si el agua es ácida o particularmente suave. Para tales sistemas, dejar correr el agua durante un minuto antes de beber es sumamente recomendable.

El envenenamiento por plomo puede causar agresividad, hostilidad, y cambios conductistas destructivos, así como incapacidad de aprender, ataques, daños cerebrales severos y permanentes, e incluso la muerte. Las medidas actuales en comunidades sugieren que un aumento en la concentración de plomo en el aire de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (el NAAQS es $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) tiene como resultado un aumento de cerca de 1 a 2 μg por decilitro ($\mu\text{g}/\text{dl}$) en niveles humanos de sangre. Niveles en sangre de 10 a 15 $\mu\text{g}/\text{dl}$ se asocian con reducción de la inteligencia y efectos perjudiciales en el crecimiento y el desarrollo de niños, el Servicio de Sanidad Pública de los U.S. marca el plomo como la amenaza más grande en sanidad y medio ambiente para nuestros niños (Thomas, 1995 U.S. PHS, 1991). Cuando el plomo fue eliminado progresivamente de la gasolina en los Estados Unidos, la concentración media de plomo en sangre disminuyó de 16 a 3 $\mu\text{g}/\text{dl}$, lo que lo hace uno de los mayores logros de todos los logros ambientales.

7.6. | Contaminantes atmosféricos tóxicos

Las Enmiendas de 1990 a la CAA requieren de la EPA acelerar los esfuerzos de control de contaminantes atmosféricos tóxicos. Como se define en la Ley, éstos son contaminantes que «se sabe que son, o pueden razonablemente ser, precursores cancerígenos, mutagénicos, teratogénicos, neurotóxicos, los cuales producen disfunción, o son agudos o crónicamente tóxicos». Hay literalmente cientos de sustancias químicas, incluyendo 189 compuestos que están en la lista de las Enmiendas de 1990. La EPA es requerida para establecer los estándares de emisión que logren «el máximo grado de reducción de emisiones» teniendo en cuenta el coste y otros factores de no calidad del aire, y el riesgo basado en los estándares de salud que aseguren no más de 1 entre un millón de riesgo para los individuos más expuestos. A la luz de los años de esfuerzo necesarios para tratar con los seis criterios contaminantes, la promulgación e implantación del estándar de calidad del aire que serán necesarios para centenares de sustancias químicas adicionales intimidan.

Aún antes de que las Enmiendas de 1990 se aprobaran, la EPA había iniciado los Estándares Nacionales de Emisiones para Contaminantes Atmosféricos Peligrosos (NESHAP) bajo la Sección 112 del Acto, pero en 1988, sólo el asbesto, el benceno, el berilio, las emisiones del horno de coque, el arsénico inorgánico, el mercurio, los radionucleidos o radioisótopos, y el cloruro de vinilo estaban regulados. Otro paso importante en la regulación del aire tóxico fue iniciado por la Ley del Plan de Emergencia y el Derecho de la Comunidad a Saber de 1986 (EPCRA) y extendido por el Acto de Prevención de la Contaminación de 1990. Comenzando el año 2000, la EPA se centra en la persistencia de bioacumuladores químicos tóxicos (PBT), los cuales nos conciernen no sólo porque son tóxicos sino también porque tienen una larga vida en la atmósfera lo que les permite acumularse en el tejido del cuerpo. Las sustancias químicas de PBT incluyen, por ejemplo, las dioxinas, el plomo, el mercurio, los compuestos aromáticos policíclicos (PAC), los bifenilos policlorados (PCB), y ciertos pesticidas.

Las instalaciones industriales que utilicen cualquiera de las ahora 650 sustancias químicas listadas deben presentar informes anuales a la EPA de sus liberaciones. Estas liberaciones forman una base de datos llamada Inventario de liberación de tóxico (TRI) eso ha estado operativo desde 1987. Se piensa que poner a disposición del público esa base de datos desalentará a los fabricantes para usar esas sustancias químicas si quieren evitar la publicidad negativa. En 1993, los informes de las emisiones aéreas totalizaron 1,7 mil millones de libras en sustancias químicas tóxicas; en 2004, que había descendido sólo un pequeño porcentaje, bajó a 1,55 mil millones de libras.

7.7. La contaminación atmosférica en las megaciudades del mundo

La población mundial está cada vez más urbanizada, causando presiones ambientales crecientes, la menor de las cuales no es el empeoramiento de la calidad del aire en muchas de las ciudades que experimentan un crecimiento rápido. En 1970, había sólo cuatro ciudades en el mundo con poblaciones superiores a 10 millones de personas (Tokio, Nueva York, Shanghai y Londres); en 1990, había 12; y en 2000, había 24 de estas ciudades. Justamente la mitad de la población del mundo ahora vive en áreas urbanas. La Organización Mundial de la Salud (OMS) y el Programa Ambiental de Naciones Unidas (UNEP) emprendió un estudio de la calidad del aire en 20 megaciudades (ciudades con más de 10 millones de personas), centrándose en los mismos seis criterios contaminantes que son regulados en los EEUU por el Clean Air Act excepto que en la mayoría de las ciudades es el total de las Partículas en Suspensión (Suspended Particulate Matter (SPM)) lo que se mide en vez del PM_{10} . En muchas circunstancias, los datos reunidos son difíciles de obtener y de calidad dudosa, pero está empezando a surgir una evaluación preliminar que muestra el aumento del número de personas expuestas a concentraciones poco sanas de contaminantes aéreos, especialmente en países en vías de desarrollo.

En la mayoría de las megaciudades, la fuente principal de la contaminación atmosférica son los vehículos a motor. En casi todas ciudades en vías de desarrollo del mundo, los combustibles con plomo se queman todavía; un alto porcentaje de vehículos son camiones y autobuses accionados con diesel sin ningún control de emisiones; muchas calles están sin pavimentar y la congestión del tráfico, que intensifica las emisiones, es agobiante. Las concentraciones resultantes de Pb, CO, NO, NO_x , O_3 , y la TSP son a menudo muchas veces más altas que las pautas de calidad del aire definidas por la OMS. Además, muchos países tienen centrales eléctricas que queman carbón y otras instalaciones industriales dentro del perímetro urbano, así es que los niveles de SO_x , NO_x , y partículas son correspondientemente altos.

México D.F. fue situada por la OMS como la ciudad del mundo más contaminada. Las concentraciones de ozono por encima de 0,10 ppm ocurren unos 300 días por año (el estándar de U.S. de 8 horas es 0,09 ppm), y durante un periodo de 5 días en noviembre, de 1997, cada lectura del día subía por encima de 0,25 ppm. Pero ahora, México D.F. ha perdido esa dudosa distinción: las 10 ciudades más contaminadas del mundo ahora están en China.

Un estudio de poblaciones y calidad del aire en 20 megaciudades mostró que altos niveles de partículas en suspensión (SPM) son el problema más predominante de calidad del aire (OMS/UNEP,1992). De estas 20 ciudades, 12 tienen graves problemas con las partículas en suspensión, donde «serios» define para la OMS las pautas de calidad del aire que son exce-

didadas por más de un factor o dos (véase la Figura 7.14). Pekín, México D.F., y Seúl tienen un SPM serio combinado con problemas graves de SO_x , que es una combinación letal que aumenta la mortalidad y la morbilidad. En varias áreas, incluyendo partes de Pekín, Calcuta, Delhi, Shanghai, y Seúl, la combustión de carbón y combustibles de biomasa para cocinar y calentarse provoca concentraciones muy altas de contaminantes interiores donde muchas personas, mujeres especialmente, pasan la mayor parte del tiempo. La calidad del aire interior se describirá más adelante en este capítulo.

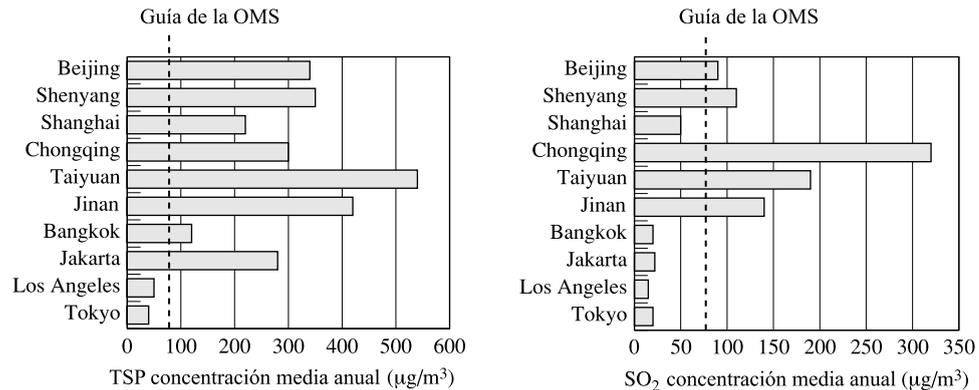


FIGURA 7.14. 1995, concentraciones medias anuales de la TSP y SO_2 en grandes ciudades escogidas.

(Fuente: el banco mundial, 1997.)

7.8. Emisiones de los vehículos a motor

El sector del transporte en los Estados Unidos cuenta con una fracción significativa de todos los contaminantes criterio excepto el óxido de azufre. La mayor parte de esas emisiones provienen de coches y camiones, que emiten esos contaminantes en medio de poblaciones urbanas llenas. En muchos países en vías de desarrollo del mundo, la tasa de crecimiento de vehículos sobrepasa con mucho la tasa de crecimiento demográfico, y esto lleva a la congestión y a una calidad del aire urbano muy poco sana. China proporciona un ejemplo especialmente significativo, con un crecimiento de vehículos proyectado de 30 millones en 2005 a más de 180 millones en 2030 (Figura 7.15). Los vehículos son la causa principal de los problemas urbanos de contaminación atmosférica en China, que se estima que causarán del orden de 400.000 ataques respiratorios y unas 50.000 muertes de niños por año (Fundación de Energía, 2005). Además, la demanda de petróleo importado en China para todos esos coches y camiones subirá rápidamente, del cual la mayor parte vendrá del inestable Oriente Medio. Como muestra la Figura 7.15, las importaciones del petróleo del Golfo Pérsico de China pronto excederán los de Estados Unidos.

Estándares de emisión

La historia legislativa de los controles de emisiones de automóviles empezó en California en 1959 con la adopción de estándares de estado de control de hidrocarburos (CH) y monóxido de carbono (CO). Fue suplementado en 1960 por estándares de control de emisiones que resultan de una mala combustión del motor. Estos estándares, sin embargo, no fueron aplica-

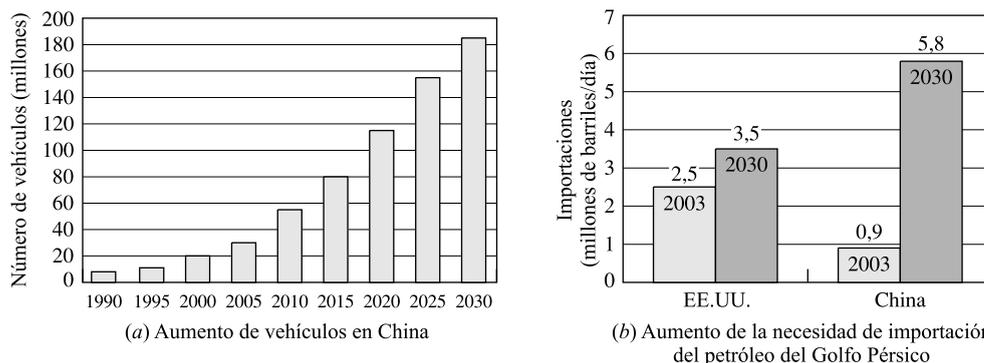


FIGURA 7.15. Proyecto de crecimiento de automóviles en China y la necesidad estimada de petróleo importado del Golfo Pérsico.

(Fuentes: Vehicles Energy Foundation, 2005; oil; EIA, International Energy Outlook, 2006.)

dos completamente hasta que fueron concebidos tecnológicamente posibles en 1966. Los estándares federales para el CO y el HC empezaron en 1968, y 1970, fue el año en el que se decretaron las primeras enmiendas mayores a la CAA, la industria automovilística había reducido las emisiones de hidrocarburos en casi tres cuartas partes y el monóxido de carbono cerca de dos tercios. En aquel momento, no se requirió ningún control para los NO_x, y se hicieron algunas mejoras de las emisiones en HC y CO a costa de aumentar las emisiones de óxidos de nitrógeno.

Las Enmiendas a la CAA de 1970 requirieron que las emisiones de los automóviles fueran reducidas al 90% comparándolo con los niveles ya logrados en 1970. Estos estándares se alcanzaron en 1975 para el CO y el HC, y en 1976 para el NO_x, con una demora permitida de un año si la industria podía demostrar adecuadamente que la tecnología no estaba disponible entonces. Las Enmiendas de 1970 fueron excepcionales en cuanto a «forzar la tecnología», esto es, regularon los niveles específicos de emisiones antes de que la tecnología estuviera disponible para conseguir los estándares. La industria del automóvil abogó, con éxito, en favor de la demora de un año, aunque en 1973 Honda, con un motor de carga estratificado, cumplió en 1975 los requisitos de emisión al conseguir 40 mpg.

Subsiguientemente, en respuesta al embargo de petróleo de 1973 y como consecuencia del impacto de los estándares de emisión en la economía del combustible, la Ley Federal de Suministro y Coordinación de la Energía de 1974 anulaban los estándares llevándolos otra vez a los de 1978-1979. Finalmente, las Enmiendas de 1977 a la CAA demoraron los estándares una vez más, poniendo la fecha de conformidad para el HC y CO en 1981. Al mismo tiempo, las Enmiendas de 1977 aliviaron el estándar para los NO_x de 0,4 g/milla a 1 g/milla, llamando la 0,4 g/milla un «objetivo de investigación» a pesar de que en California, a la que le es permitido poner sus propios estándares de emisión de automóviles tan elevados como sean los más rigurosos requisitos federales, permanecieron con el estándar original de 0,4 g/milla para los NO_x. La Tabla 7.4 muestra los Estándares Federales de Emisión de Vehículos a Motor (2006).

Como de costumbre, California va por delante en términos de requisitos de reducción de emisiones. La Tabla 7.4 muestra los requisitos del Consejo de Recursos Aéreos de California (CARB) para que los vehículos (de menos de 3.750 lbs) sean designados como Vehículos de Baja Emisión (LEV), Vehículos de Ultra Baja Emisión (ULEV), y Vehículos de Súper Ultra Baja Emisión (SULEV). Los vehículos más pesados tienen requisitos de emisiones semejantes, pero menos rigurosos. Los nuevos vehículos vendidos en California deben ser

TABLA 7.4. Estándares federales de emisión de vehículos a motor (g/milla)

Estándares federales	CO	NO _x	NMHC ^(a)
Vehículos de pasajeros antes del control (1967)	87,0	3,6	8,8
Vehículos de pasajeros	3,4	0,4	0,25
Camiones ligeros (3.751-5.750 lbs.)	4,4	0,7	0,32
Camiones ligeros (> 5.750 lbs.)	5,0	1,1	0,39
Motocicletas ^(b)	19,3	2,24 ^(c)	
CARB estándar para vehículos < 3.750 lbs.			
Vehículos de baja emisión (LEV)	3,4	0,2	0,075
Vehículos de ultra baja emisión (ULEV)	1,7	0,2	0,040
Vehículos de super ultra baja emisión (SULEV)	1,0	0,02	0,010

^(a) NMHC estándares para hidrocarburos no metanos.

^(b) Desplazamiento de 280 cc o mayores.

^(c) NO_x + HC.

por lo menos LEV. Comparado con los estándares federales para cada peso de vehículo, un vehículo SULEV tiene reducciones en las emisiones del 96% para HC, el 70% para CO, y el 95% para NO_x. California tiene también una designación, Vehículo Parcial de Emisión Cero Tecnología Avanzada (AT-PZEV) para los vehículos que tienen estándares de emisión de SULEV y tienen además cero evaporación en emisiones y una garantía de 15 años/150.000 millas. El hecho de que varios de los vehículos vendidos en California encuentren la designación de AT-PZEV hace que los estándares federales actuales parezcan bastantes modestos.

La Tabla 7.4 indica las regulaciones de las emisiones de los vehículos expresadas en términos de gramos de contaminante por milla. Ya que las emisiones varían considerablemente a medida que las condiciones cambian, ha sido necesario definir con cuidado un «estándar» de ciclos de conducción y basar las regulaciones de emisión en ese ciclo. En 1996, el Procedimiento Federal de Test (FTP) fue aumentado con un Procedimiento Federal Suplementario de Test (SFTP) diseñado para llegar a un acuerdo más preciso con las conductas agresivas en la conducción (velocidades más altas, aceleración rápida, fluctuaciones rápidas de velocidad), los impactos de las condiciones del aire, y de las emisiones después de que el motor se apague. El dos nuevos ciclos de conducción definidos en el SFTP se muestran en la Figura 7.16.

Estándares CAFE de ahorro de combustible

El embargo de petróleo de 1973 centró la atención del Congreso en las emisiones de los vehículos a motor y la eficiencia de los combustibles que los abastecen. Al tiempo, los coches en los Estados Unidos promediaron cerca de 14 millas por cada galón (mpg). Los estándares de la Media Corporativa de Ahorro de Combustible (CAFE) fueron decretados en 1975, los cuales requerían que cada flota de nuevos automóviles fabricados consiguiera una eficiencia del combustible media de por lo menos 27,5 mpg en un periodo de 10 años. Los ciclos de conducción definidos para emisiones del FTP fueron utilizados para determinar la eficiencia del combustible en ciudad y en carretera, entonces en ciudad eran del 55% y en carretera del 45% y determinaban la eficiencia general del combustible. Un estándar separado de la eficiencia del combustible se decretó para cubrir «camiones ligeros». Ese estándar empezó en 20,2 mpg y ha sido ajustado a 22,2 mpg por modelo y año (MY) en 2007 para camiones

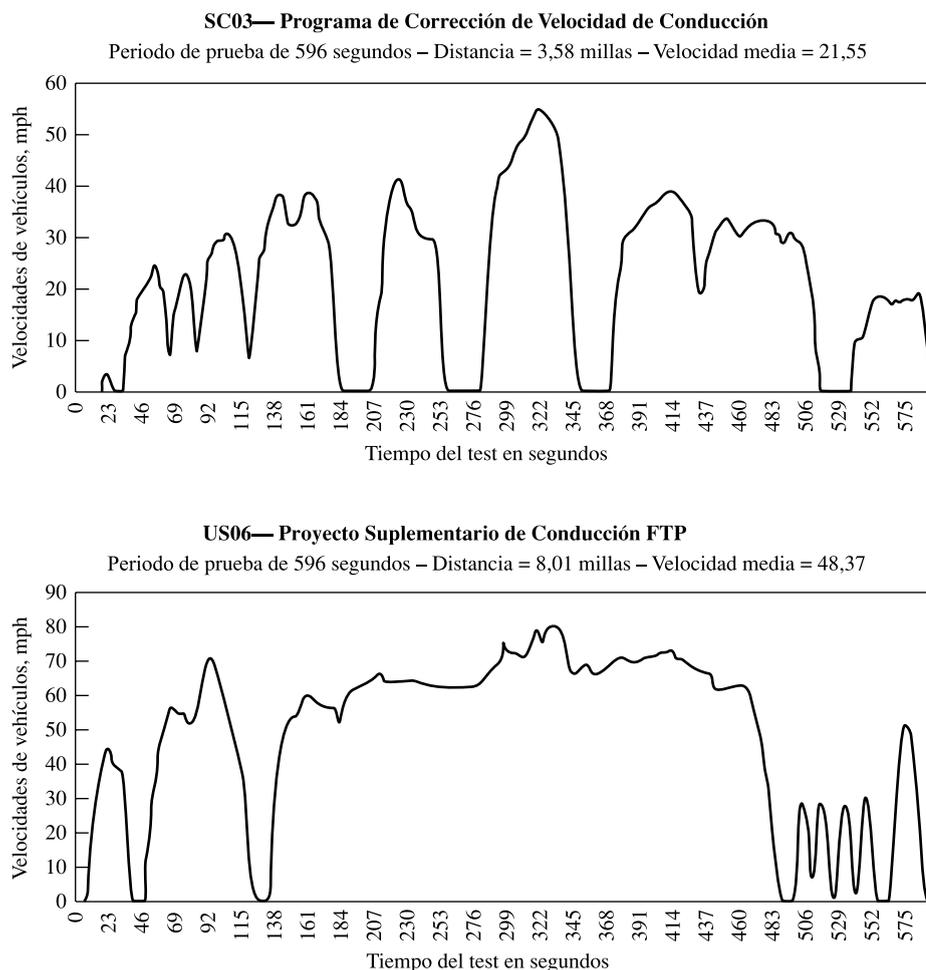


FIGURA 7.16. El nuevo Procedimiento Federal Suplementario de Test para ciclos de conducción. El SC03 representa la conducción inmediatamente después de que el vehículo arranca, inclusive el aire acondicionado, mientras que el US06 comienza con el motor caliente y representa unas pautas de conducción más agresivas que el FTP original.

ligeros. Los camiones ligeros se definen, en parte, teniendo en cuenta si hay pesos adicionales de carga además de los pasajeros convencionales, que incluye asientos traseros fácilmente separables, o la holgura adicional de la carretera (por ejemplo el espacio libre del eje por encima de 18 cm). Eso significa que la mayoría de los SUV han sido concebidos para ser camiones ligeros, sujetos al estándar mpg menos riguroso.

Otro estímulo perverso incentivado por los SUV formó parte de la Ley del Impuesto sobre la Energía 1978, que estableció un impuesto aplicado sólo a coches de pasajeros que tienen menos de 22,5 mpg. El impuesto puede ser considerable; por ejemplo, el impuesto para autos de pasajeros que consiguen menos de 12,5 mpg ronda los 7.700 dólares. La mayoría de los SUV, clasificados como camiones ligeros, están exentos de este impuesto.

La economía media de combustible CAFE para nuevos vehículos de pasajeros vendidos en los Estados Unidos subió al requerido en 1986 de 27,5 mpg, pero la popularidad creciente de los SUV y camiones furgoneta, que ahora son más de la mitad de las nuevas ventas

de vehículos, ha inclinado las escalas, y la eficiencia general que los vehículos ligeros debe bajar su mpg de 25,9 mpg en 1986-1987 a 24 mpg en 2006. El Consejo Norteamericano para una Economía Eficiente de Energía estima que elevar los estándares del CAFE el 5% anualmente hasta el 2012 y el 3% por año después podría ahorrar 67 mil millones de barriles del petróleo en los próximos 40 años. Esto es de 10 a 20 veces más que el suministro potencial de petróleo del Refugio Nacional de Fauna Ártica.

Como la mayoría de los conductores saben, la pegatina de calificación de la eficiencia del combustible del CAFE en sus coches tiende a sobreestimar el mpg verdadero. Un informe de 2006 de la EPA ha generado una estadística más práctica de la eficiencia del combustible que los valores del CAFE de aproximadamente el 15%. Éstos excluyen también los créditos para la capacidad del combustible alternativo, el cual ha permitido a los fabricantes aplicar el 27,5 mpg para vehículos capaces de correr en E85 (el 85% de etanol, 15% de gasolina) aunque haya habido muy pocas gasolineras que ofrezcan este combustible. Usando estas estimaciones más realistas para la eficiencia del combustible en «el mundo real», la media de la economía del combustible para todo los modelos del año 2006 de vehículos ligeros se estiman en 21,0 mpg, el mismo valor logrado en 1994, pero el 5% más bajo que el pico de 1987-88. La Figura 7.17 muestra esta historia del ajuste de la economía del combustible.

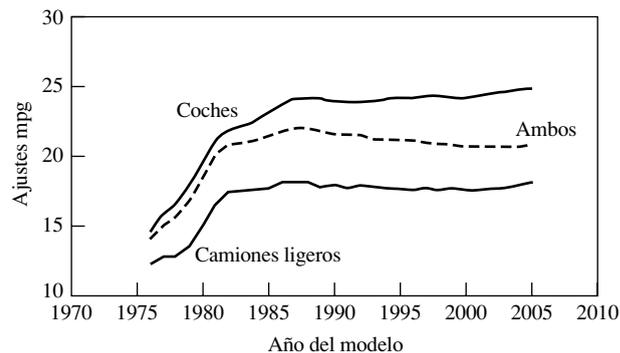


FIGURA 7.17. Ajuste de la economía del combustible por año y modelo (media del movimiento en 3 años).

(Fuente: U.S. EPA, 2006, Technology and Fuel Economy Trends: 1975 a lo largo de 2006, EPA420-S-06-003.)

La crítica al programa CAFE para camiones ligeros tuvo como resultado nuevas definiciones que se aplicarán en un modelo base opcional en los años 2008-2010 y son requisitos para los modelos de vehículos en el año 2011. Bajo los nuevos estándares reformados del CAFE, la definición se basará en la medida del tamaño del vehículo llamada «huella» que es la base de la rueda del vehículo multiplicada por su anchura de la banda de rodadura. Los estándares de economía del combustible entonces estarán basados en esa huella, con un objetivo general para camiones ligeros de 24,1 mpg.

La eficiencia del combustible es importante por varias razones, la menor de las cuales no es la cuestión de la seguridad nacional relacionada con nuestra dependencia de la importación de petróleo (aproximadamente igual a la energía demandada por nuestros vehículos de carretera.). Mientras que las emisiones de los contaminantes convencionales CO, HC, y NO_x no están directamente relacionadas con la eficiencia del combustible, las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) gas de efecto invernadero ciertamente lo están.

EJEMPLO 7.5. Eficiencia media del combustible

Supongamos que una prueba de la eficiencia del combustible indica que un automóvil particular consigue 20 mpg en ciudad y 29 mpg en carretera. ¿Cuál sería la eficiencia de combustible de CAFE?

Si los nuevos coches consiguen un promedio de 27,5 mpg, y los nuevos camiones ligeros un 22,2mpg, ¿cuál sería el promedio de la flota si el 50% de las ventas es de camiones ligeros?

Solución. CAFE asume una eficiencia del 55% en áreas urbanas y el 45% en millas de carretera. Si suponemos que se conduce 1 milla, la eficiencia del combustible sería

$$\text{MPG} = \frac{1 \text{ milla}}{\left(\frac{0,55 \text{ millas}}{20 \text{ millas/gal}} + \frac{0,45 \text{ millas}}{29 \text{ millas/gal}} \right)} = 23,2 \text{ mpg}$$

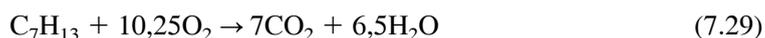
La eficiencia de la flota para coches con 28 mpg y camiones ligeros con 22,2 mpg sería

$$\text{MPG} = 0,50 \times 27,5 \text{ mpg} + 0,50 \times 22,2 \text{ mpg} = 24,8 \text{ mpg}$$

El motor convencional del ciclo Otto

El motor de combustión interna más común es el de pistón, de cuatro tiempos y encendido por chispa inventado alrededor de 1880 por el ingeniero alemán Nicholas Otto. El funcionamiento de un motor de ciclo Otto, o de cuatro tiempos, se describe en la Figura 7.18. El primer paso, o *tiempo de admisión*, consiste en el descenso del pistón que provoca la mezcla del combustible y el aire a través de la válvula de admisión. Le sigue el tiempo de *compresión*, en el cual el pistón sube y comprime la mezcla de aire/combustible en el cilindro contra las válvulas ahora cerradas de entrada y de salida de gases. Cuando el pistón se acerca al tope del tramo de compresión, una chispa enciende el fuego, propagando la mezcla. En el tiempo de *explosión*, la mezcla quemada se expande y fuerza al pistón a bajar, el cual retorna al cigüeñal y libera energía para conducir un tramo. En el cuarto paso, o tiempo de *expulsión*, la válvula de escape se abre y el pistón sube forzando la combustión de productos fuera del cilindro, a través del sistema de escape, y entra el aire. Los motores diesel operan con un ciclo semejante, pero comprimen más el combustible durante el tiempo de compresión, el cual calienta tanto los gases en el cilindro que prenden espontáneamente sin necesitar una bujía.

La mayoría de los factores importantes para determinar las emisiones de un motor de combustión interna de cuatro tiempos es la proporción de aire que abastece al combustible en la mezcla cuando entra en los cilindros durante el tiempo de admisión. Para analizar esa proporción de mezcla y el impacto de sus emisiones, comenzaremos con la estequiometría de la combustión de la gasolina. Como las gasolinas modernas están formadas por la mezcla de varios hidrocarburos, una formulación promedio puede representarse como C_7H_{13} . Podemos escribir lo siguiente para representar su combustión completa con el oxígeno:



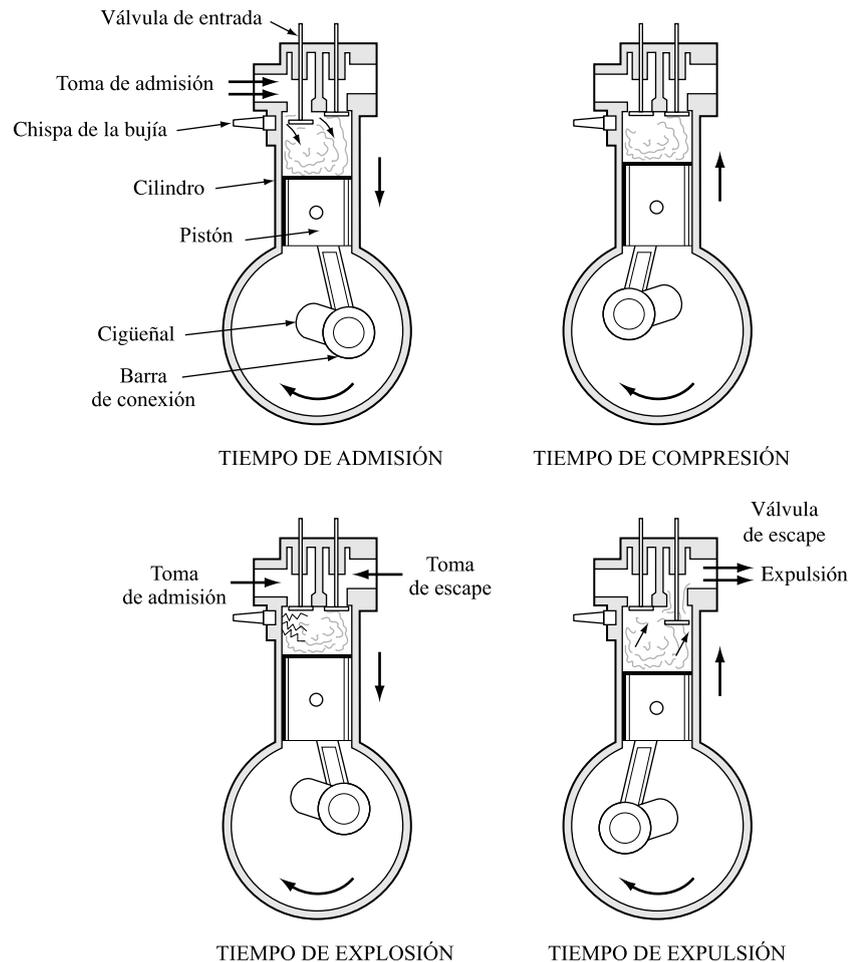
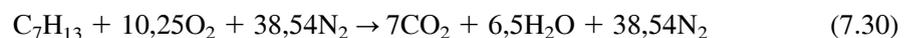


FIGURA 7.18. Esquema de un motor de cuatro tiempos, motor de combustión encendido de chispa. *Admisión:* La válvula de entrada se abre, el movimiento del pistón aspira aire fresco y carga el combustible. *Compresión:* ambas válvulas se cierran, la mezcla de aire y combustible se comprime al subir el pistón, la chispa enciende la mezcla y termina el tramo. *Explosión:* La mezcla de aire y combustible se quema, aumentando la temperatura y la presión, la expansión de la combustión de gases conduce el pistón hacia abajo. *Expulsión:* La válvula de expulsión se abre, los gases gastados son expulsados.

(Fuente: Powell y Brennan, 1988.)

Si queremos representar la combustión completa con el aire, podemos modificar esta reacción para justificar el hecho de que cerca de 3,76 moles de N_2 acompaña cada mol de O_2 en el aire. Así, $10,25 \times 3,76 = 38,54$ moles de N_2 pueden colocarse a cada lado de la igualdad, rindiendo



donde cualquier oxidación de nitrógeno a nitrógeno oxidado ha sido descuidada.

EJEMPLO 7.6. Estequiometría de la proporción aire/combustible

Determinar la proporción aire/combustible requerido para la combustión completa de la gasolina.

Solución. Por cada mol de gasolina, se requieren 10,25 moles de O_2 y 38,54 moles de N_2 . Usando (7.30), podemos determinar la masa de cada constituyente como

$$\begin{aligned} 1 \text{ mol } C_7H_{13} &= 7 \times 12 + 13 \times 1 = 97 \text{ g} \\ 10,25 \text{ moles de } O_2 &= 10,25 \times 2 \times 16 = 328 \text{ g} \\ 38,54 \text{ moles de } N_2 &= 38,54 \times 2 \times 14 = 1.079 \text{ g} \end{aligned}$$

Considerando sólo el aire necesario para el oxígeno y el nitrógeno, la proporción aire/combustible necesaria para la completa oxidación de la gasolina es

$$\frac{\text{Aire}}{\text{Combustible}} = \frac{(328 + 1.079) \text{ g}}{97 \text{ g}} = 14,5$$

Esto se conoce como la *proporción estequiométrica* de la gasolina.

Si la mezcla real de aire/combustible necesita menos aire de lo que indica la proporción estequiométrica para la combustión completa, se dice que la mezcla es *rica*. Si la proporción de aire es mayor que la necesaria, la mezcla es *pobre*. Una mezcla rica fomenta la producción de CO y no quema los HC ya que no hay suficiente oxígeno para la combustión completa. Por otro lado, una mezcla pobre ayuda a reducir CO y las emisiones de HC a menos que la mezcla llegue a ser tan pobre que produzca un fallo. La producción de NO_x se ve afectada también por la proporción de aire/combustible. Para mezclas ricas, la falta de oxígeno baja la temperatura de combustión, reduciendo las emisiones de NOx. En la otra dirección, más allá de un cierto punto, las mezclas pobres pueden tener tanto exceso de aire que bajen temperatura de la dilución de la llama y reduzcan también la producción de NO_x .

La Figura 7.19 muestra la relación entre las emisiones de CO, HC, y NO_x , y la proporción de aire/combustible. También muestra una indicación de cómo la proporción aire/combustible afecta a la energía liberada y a la economía del combustible. Como podemos ver, el rendimiento máximo se obtiene para mezclas ligeramente ricas, mientras que la máxima economía de combustible ocurre cuando la mezcla es ligeramente pobre. Antes de la conversión catalítica veremos el método convencional de control de emisiones, la mayoría de los coches tienen una mezcla ligeramente rica para tener mayor rendimiento y suavidad. Cuando las primeras limitaciones de emisiones de automóviles fueron escritas en la ley de los años 60, sólo el CO y los HC fueron controlados, así es que los fabricantes simplemente rediseñaron sus motores para funcionar con una mezcla menos rica. Este simple cambio tuvo el efecto deseado reduciendo el CO y los HC, pero al mismo tiempo las emisiones de NO_x se incrementaron. Después, cuando las Enmiendas de 1970 a la CAA reforzaron el control de emisiones en los tres tipos de contaminantes, no lograron limitar las emisiones con la simple modificación de la proporción aire/combustible, y los motores de los automóviles tomaron una tercera vía, la conversión catalítica.

La proporción aire/combustible es, por supuesto, no sólo un factor de influencia en la cantidad de contaminantes creados durante la combustión. Otros factores de influencia incluidos son la ignición del encendido, la ratio de compresión, la geometría de la cámara de

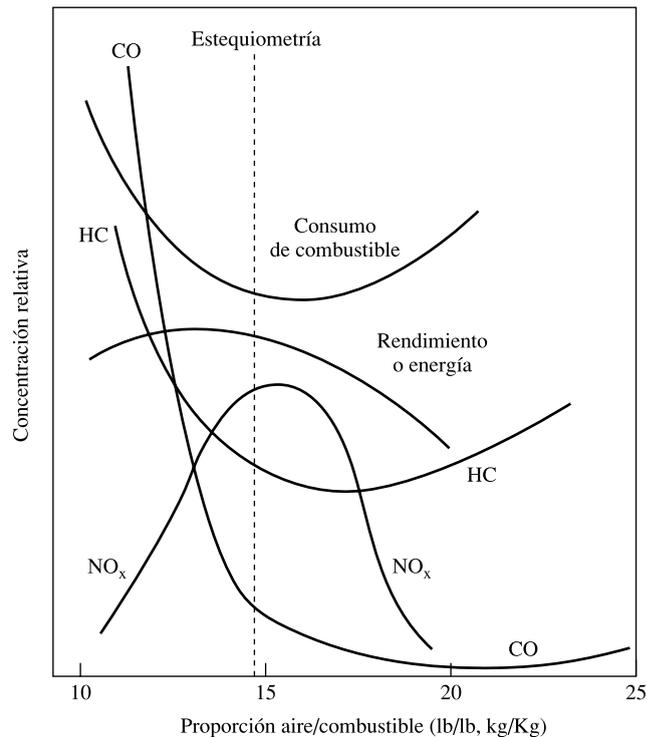


FIGURA 7.19. Efecto de la proporción aire/combustible en las emisiones, rendimiento y economía de combustible.

combustión, y muy importante, si el vehículo está en punto muerto, acelerando, en cruce o decelerando. Es más, no todos los contaminantes creados en la cámara de combustión pasan directamente al sistema de expulsión. Algunos se escapan entre el pistón y la pared del cilindro del cárter durante el tramo de rendimiento y el de compresión. Esta fuga de gases, llamada *blowby*, era descargada desde el cárter a la atmósfera, pero ahora se recicla en el sistema de entrada de aire del motor yendo a una segunda cámara donde se quema y se libera por el tubo de escape. Este método de control se llama *ventilación positiva del cárter* (PVC), y el componente principal es una válvula de ventilación del cárter que ajusta la tasa de eliminación de gases *blowby* combinando los requisitos de toma de aire que entra en el motor, cerciorándose de que la proporción deseada de aire/combustible no se trastorna por estos gases agregados.

Motores de dos tiempos

Los motores de dos tiempos, o dos ciclos, son similares a los motores convencionales de cuatro tiempos que usan una chispa para encender la mezcla de aire/combustible para obtener un rendimiento al conectar el pistón con un cigüeñal. La diferencia clave es que cada dos tiempos se produce un tiempo de explosión en vez de cada cuatro como en el caso del motor ciclo Otto. Como sugiere la Figura 7.20, los tiempos de entrada y compresión se combinan en uno, así como los tiempos de explosión y expulsión. En el tramo superior, el pistón comprime la mezcla de aire/combustible que va a ser encendida mientras desciende el próximo ciclo de combustible al cárter. El combustible se prende por una chispa de la

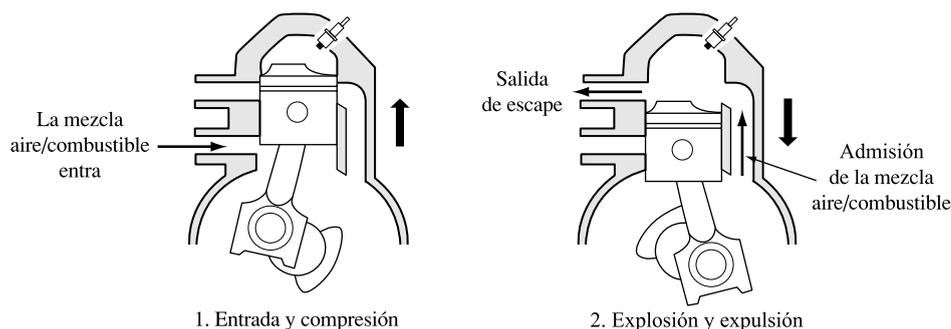


FIGURA 7.20. Un motor del dos-tiempos combina el tramo de entrada y de compresión con la subida del pistón y combina el tramo de rendimiento y el de escape cuando el pistón es conducido hacia abajo.

(Fuente: Powell y Brennan, 1992.)

bujía, bajando el pistón. Durante la bajada del pistón, la mezcla de aire/combustible en el cárter se fuerza alrededor del pistón hacia la cámara de combustión, forzando la salida de los gases por la salida de expulsión. Como duplica los tiempos de explosión, el motor de dos tiempos tiene más potencia para su tamaño que un motor convencional de cuatro tiempos. Además es más simple porque no hay movimiento de válvulas. Más pequeño y ligero, el motor es menos costoso y ha sido muy popular para el uso de motocicletas, cortacéspedes y motores fuera borda.

El problema de los motores de dos tiempos es que emiten muchos más contaminantes que los motores de cuatro tiempos. Como los gases de escape son expulsados fuera de la cámara de combustión, parte del combustible nuevo se expulsa también. Además, el motor de dos tiempos necesita aceite para mezclarse con la gasolina para lubricar las piezas móviles del cárter, lo cual lleva a tener motores grasientos y malolientes que fallan. A pesar de que esos motores constituyen sólo una pequeña fracción de los motores de combustión interna en uso, sus emisiones son desproporcionadamente grandes. Se ha estimado, por ejemplo, que un motor fuera borda de dos tiempos emite tanta contaminación en una hora de uso que un automóvil antiguo en 800 millas. En 1996, la EPA anunció nuevas reglas que eliminarán virtualmente los motores convencionales fueraborda de dos tiempos.

Motores diesel

En este momento, la única competencia real al modelo básico de ignición de chispa, al motor de combustión interna para automóviles, es el *diesel*. Los motores diesel no tienen carburador ya que el combustible se inyecta directamente en el cilindro, y no tienen un sistema convencional de ignición con bujías, con puntos, y condensador puesto que el combustible se enciende espontáneamente durante el tramo de compresión. El diesel tiene una compresión mucho más alta que la de los motores convencionales (el ciclo Otto), y ya que no dependen de la ignición de la chispa, pueden funcionar con mezclas muy pobres. Así es que, ellos son intrínsecamente más eficientes en cuanto al combustible. El incremento de la eficiencia del combustible del motor diesel fue el responsable de su momentánea oleada de popularidad poco después de las crisis del petróleo de los años setenta. Continúan, sin embargo, siendo populares en Europa.

Dado que los motores diesel funcionan con mezclas muy pobres, las emisiones de hidrocarburos y monóxido de carbono son intrínsecamente muy bajas. Sin embargo, como las

altas temperaturas que se consiguen son gracias a una compresión muy alta, las emisiones de NO_x pueden ser relativamente altas. Además, como el combustible se quema con exceso de oxígeno, los catalizadores convencionales, que requieren falta de oxígeno para reducir químicamente los NO_x resultan ineficaces, y se usan controles menos eficientes. Además, los motores diesel emiten cantidades significativas de partículas carbonosas de hollín, y las expulsiones de los motores diesel han sido consideradas como un probable cancerígeno humano conteniendo más de 40 sustancias relacionadas con el cáncer. Los riesgos para la salud de las expulsiones de los motores diesel son graves. El Consejo de Recursos Aéreos de California (CARB) estima que el 70% del riesgo de cáncer en el aire del Estado es atribuible a las partículas en suspensión expulsadas por los motores diesel, y la combinación de NO_x y PM es responsable cada año de unas 2.900 muertes prematuras, 3.600 admisiones en el hospital, 240.000 ataques de asma y otros síntomas respiratorios, y 600.000 días laborales perdidos. La necesidad de que avance la tecnología para limpiar los abrasadores motores diesel ha llegado a ser una de las mayores prioridades sanitarias.

El histórico sacrificio de la eficiencia en la economía del combustible de los motores diesel contra la excesiva emisión de NO_x y PM se presenta de nuevo. En Europa, donde la gasolina cuesta dos veces más que en Estados Unidos, los diesel se venden más que los vehículos convencionales de ignición de chispa. Los nuevos controles de emisiones anunciados en 2006 para los fabricantes sugieren que pueden estar en un punto de no retorno.

Controles de emisiones en automóviles

Las emisiones de vehículos son causadas tanto por la combustión como por la evaporación. Durante el tramo de expulsión de un motor de combustión interna, los gases de combustión son expulsados a través del colector de escape o de admisión y del tubo de escape. En este sistema de expulsión, es donde tiene lugar la mayor parte de los controles de emisión de los automóviles. Además, la evaporación del combustible del mismo depósito de gasolina, del motor mientras corre, y al poner combustible en la gasolinera, contribuye a aumentar significativamente los vapores de hidrocarburos a la atmósfera.

Los controles de emisión de los gases de combustión han evolucionado considerablemente. Una primera aproximación a los controles de CO y HC implicaría la inyección de aire en el colector de escape para alentar la oxidación continuada después de que estos gases dejaran la cámara de combustión. Se logró algún grado de control de NO_x al hacer recircular una porción de los gases de combustión en la mezcla entrante de aire/combustible. Este gas relativamente inerte que se añade a la mezcla entrante absorbe parte del calor generado durante la combustión sin afectar la proporción del aire/combustible. El calor absorbido por la recirculación del gas de combustión ayuda a reducir la temperatura de combustión y, por lo tanto, ayuda a disminuir la producción de NO_x . La inyección de aire como método de control no es muy usada, y la recirculación de los gases de combustión es menos común.

La aproximación más favorecedora para los fabricantes de automóviles para conseguir los estándares de emisión dictados por la CAA han sido las tres vías de conversión catalítica («tres vías», que maneje los tres contaminantes, CO, HC, y NO_x). Un catalizador que oxide los hidrocarburos y el monóxido de carbono, y también reduzca las emisiones de óxidos de nitrógeno a N_2 , todo en el mismo catalizador. Ese convertidor catalítico es un control de emisiones muy eficiente, y tiene la ventaja de permitir operar al motor cerca de las condiciones estequiométricas donde los motores tienen un gran rendimiento y eficiencia. De hecho, *deben* operar dentro de una banda muy estrecha de proporción aire/combustible cerca del punto de estequiometría si no su capacidad de reducir los tres contaminantes inmediata-

mente se ve severamente comprometida, como muestra la Figura 7.21(a). Mantener ese grado de control ha requerido el desarrollo de sistemas electrónicos precisos de control de reacción que controlan la composición de los gases de combustión y mandan esa información a un microprocesador que controla el sistema del carburador o inyección como muestra la Figura 7.21(b). A menudo un funcionamiento defectuoso en este sistema sofisticado del control enciende una luz «motor» en el salpicadero del coche.

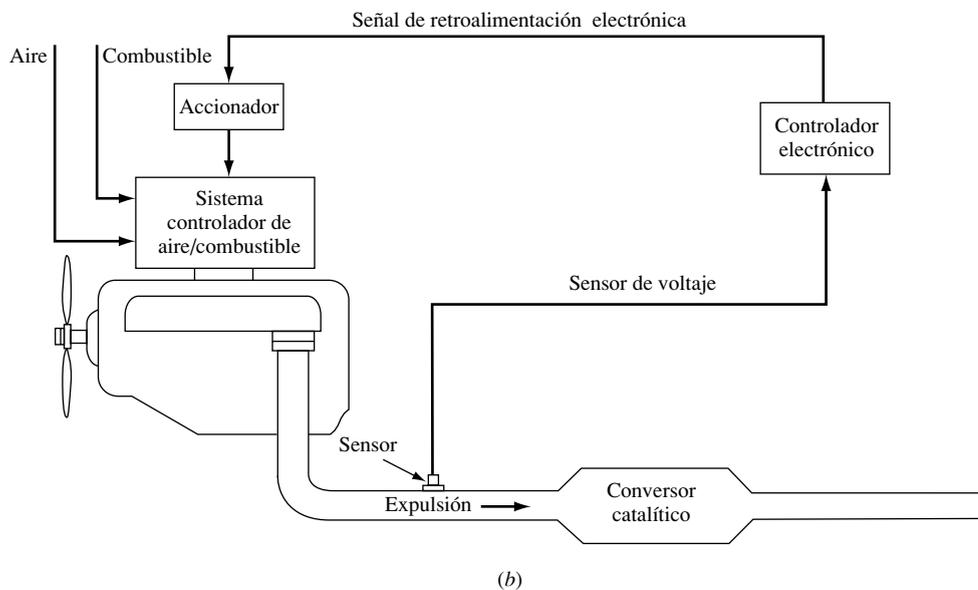
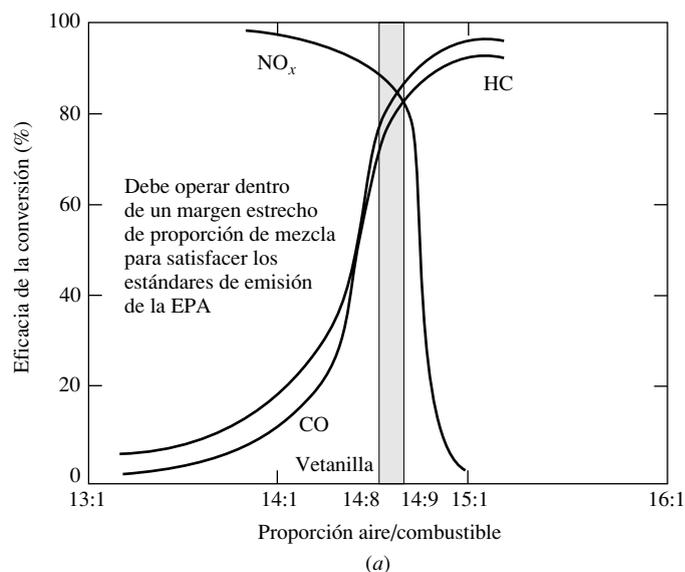


FIGURA 7.21. Para que un catalizador de tres vías funcione correctamente, la proporción aire/combustible debe ser mantenida en unos márgenes muy estrechos como muestra la Figura (a). Para mantener esa proporción, un sistema de circuito cerrado monitoriza la composición de los gases de combustión y envía una señal correctiva al sistema que mide el aire/combustible. (Fuente: Tomado de Powell and Brennan, 1998.)

Los catalizadores son destruidos rápidamente si se queman combustibles con plomo, teniendo como resultado un descontrol de la contaminación. De hecho, fue el desarrollo de los conversores catalíticos lo que llevó a la eliminación virtual del tetraetilplomo como potenciador de octanos en la gasolina. Los enormes beneficios para la salud humana que resultan de la reducción de las principales emisiones son directamente atribuibles al desarrollo de los conversores catalíticos. El plomo, así como otras sustancias, incluido el azufre, el zinc, el manganeso, la silicón, y el fósforo, literalmente «envenenan» el catalizador, produciendo ineffectividad ya que cubren la superficie del catalizador que hace contacto con los gases de combustión.

Los convertidores de tres vías son muy efectivos una vez que se calientan, pero cuando están fríos, así como cuando hay una aceleración o desaceleración repentinas, pueden liberar cantidades excesivas de contaminación que pueden contrarrestar muchos de los beneficios percibidos. Esos inconvenientes están siendo estudiados, y los vehículos de baja-emisión ahora tienen generalmente un conversor catalítico primario separado del sistema para reducir las emisiones al arrancar quemando los hidrocarburos de la mezcla extra-rica utilizada por el motor frío. Otro problema de los conversores catalíticos es su tasa de emisión de óxido nitroso (N_2O , también conocido como gas hilarante), que es relativamente inocuo en términos de salud humana, pero es un poderoso gas de efecto invernadero.

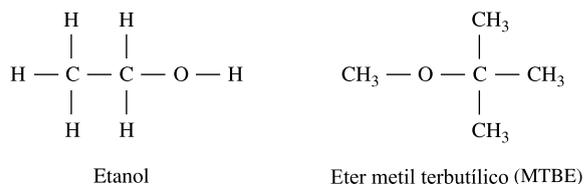
Las emisiones de partículas de hollín se relacionaron intrínsecamente con la alta tasa de NO_x producido en motores diesel esto hace el control de las emisiones del tubo de escape más difíciles que en el caso de los motores convencionales de ignición de chispa. La oxidación catalítica de dos vías se utiliza normalmente para oxidar el CO y HC a CO_2 y H_2O . Estos catalizadores ayudan también a reducir el hollín, pero como el gasóleo es quemado con tanto exceso de oxígeno (muy pobre), los catalizadores convencionales que requieren falta de oxígeno para controlar los NO_x son ineficaces. Las tecnologías del control incluyen absorbentes de NO_x , reducción catalítica selectiva (SCR), y filtros de las partículas de diesel (DPF). Los DPFs son problemáticos ya que pueden atascarse y perder su eficacia con el tiempo.

Una nueva promesa en el diseño de motores diesel es el motor llamado de ignición homogénea de compresión de carga (HCCI). Para controlar con cuidado la concentración y la temperatura del combustible y el aire, la mezcla entera comienza a quemarse simultáneamente durante la compresión. Los motores de HCCI proporcionan una combustión más completa con temperaturas más bajas, que reducen mucho la formación de NO_x , y de ese modo incrementan la probabilidad de que puedan lograrse los estándares de control de las emisiones de los tubos de escape en EE.UU.

Gasolina más limpia

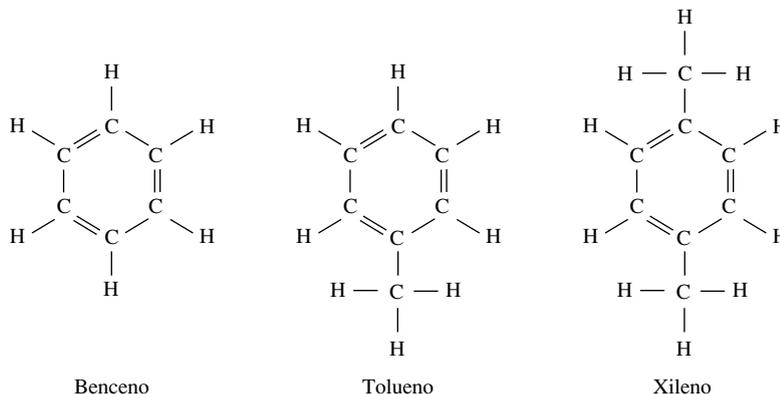
Las emisiones de hidrocarburos del motor de los vehículos no son sólo el resultado de una combustión ineficiente; también se producen por la evaporación del mismo combustible. La tasa de evaporación depende de la temperatura, así es que la evaporación depende especialmente de la temperatura que alcance el motor cuando se *apaga*, del ventilador, del sistema de refrigeración, y del circuito del aire debido al movimiento del vehículo que ya no es operativo. Para ayudar al control de esas emisiones evaporadas, los automóviles están equipados con sistemas de recuperación de vapores, pero estos no son totalmente efectivos. Un enfoque complementario es reducir la volatilidad de la gasolina. En frío, en invierno, es más difícil que los vehículos evaporen combustible, pero en verano, la volatilidad es más alta y podría haber un exceso de evaporación. Las refinerías deben entonces formular combustibles diferentes dependiendo de la localización y la estación.

La gasolina puede también reformularse para ayudar a reducir las emisiones del tubo de escape de CO y HC añadiendo oxigenantes que fomenten una combustión más completa. Las Enmiendas de 1990 a la CAA requieren desde 1992 un 2% de oxígeno (peso) en los combustibles que usamos en áreas que tienen un alto nivel del contaminante CO. Los aditivos usados más comúnmente para crear esta «oxigenación» del combustible han sido el etanol (C_2H_5OH) y el Éter metil terbutílico (MTBE).



El MTBE ha sido preferido al etanol porque tiene un alto número de octanos y no es tan volátil como el etanol. Por otro lado el MTBE es soluble en agua y no es biodegradable fácilmente. Desafortunadamente, tanto las filtraciones de los tanques de fuel, como los derrames de combustible, permiten que el MTBE contamine las aguas subterráneas y las reservas, convirtiéndose en un riesgo potencial para el agua potable. Estudios con ratas y ratones sugieren que beber MTBE puede causar irritación gastrointestinal, daños en el hígado y riñón, y efectos sobre el sistema nervioso. Hay algunas pruebas de que la inhalación de la gasolina mientras la ponemos en nuestro coche puede causar náuseas, mareos, confusión mental, y dolor de cabeza. El impacto completo de los efectos que tiene el MTBE sobre la salud todavía no están completamente valorados. Como consecuencia de esta preocupación, la EPA ha estado luchando para prohibir el MTBE y quizá quitar el requisito del 2% de oxígeno en la gasolina reformulada que motivó su uso en primer lugar. California excluye el uso del MTBE desde 2003.

Otra controversia sobre la formulación de la gasolina tiene que ver con el potenciador de octanos que ha reemplazado al tetraetilplomo. Hasta recientemente, las propiedades antidetonantes del tetraetilplomo han sido alcanzadas en los Estados Unidos al incrementar la proporción en la gasolina de ciertos derivados del benceno como el tolueno, $C_6H_5CH_3$, y el xileno, $C_6H_4(CH_3)_2$. Junto con el benceno, estos son conocidos como BTX. Los BTX estimulan la tasación de octanos de la gasolina, pero son más reactivos que los componentes normales de la gasolina, así es que ellos pueden incrementar la formación de la niebla fotoquímica.



Hay otra controversia con los octanos, el metilciclopentadienil manganeso tricarbonil, más conocido como MMT, se usó en los Estados Unidos hasta 1977 cuando los efectos para la salud se dejaron sentir. Los productos de la combustión del MMT contienen manganeso tóxico, y la EPA se opuso a su uso hasta que los riesgos para la salud fueran evaluados. Los fabricantes de MMT argumentaron que fue usado durante muchos años en Canadá sin efectos aparentes para la salud, y en 1995, un tribunal Federal de apelación dictaminó a su favor y el uso de MMT comenzó de nuevo en los Estados Unidos en 1996.

Combustibles alternativos

Algunas alternativas a la gasolina están siendo investigadas como posibles combustibles para el futuro. Éstas incluyen el etanol, el metanol, la condensación del gas natural (CNG), el propano, el hidrógeno, y la electricidad. La motivación para desarrollar vehículos capaces de andar con estos combustibles es una combinación de la reducción potencial de los contaminantes del aire y, quizá más importante, la reducción de nuestra demanda de petróleo y el impacto ambiental negativo, el agotamiento de un recurso no renovable, y los asuntos de seguridad nacional relacionados con su uso.

La Ley del Combustible Alternativo para Motores de 1988 (AMFA). Uno de los estímulos proporcionados por el Congreso en AMFA es una provisión que permite a los fabricantes ganar «créditos» siempre que sus flotas cuenten con las obligaciones CAFE y vendan vehículos que tenga la capacidad de funcionar con combustibles alternativos. Varios millones de vehículos con *combustible-flexible* (FFV), o *doble-combustible*, están hoy en la carretera a causa de esa provisión.

La eficiencia del combustible de los vehículos de doble-combustible marcado por CAFE está basada en una media ponderada de la eficiencia del combustible de los vehículos de gasolina (o diesel) y los que funcionan con combustibles alternativos. Para proporcionar la motivación de vehículos de combustible-flexible, el cálculo de mpg permite que 1 galón de combustible alternativo sea equivalente a 0,15 galones de gasolina. Asume también que el 50% de las millas conducidas se llevan a cabo por el combustible alternativo, aunque nunca use ese combustible (U.S. DOT, 2002). El Ejemplo 7.6 muestra el cálculo de un ejemplo.

EJEMPLO 7.6. Eficiencia del combustible CAFE para vehículos de combustibles-flexibles

Un vehículo de combustible-flexible obtiene 24 mpg mientras funciona con gasolina y 16 mpg cuando lo hace con etanol (la densidad de energía del etanol es dos tercios de la gasolina). Encuentra la tasación de eficiencia del combustible de CAFE.

Solución. Usando el método estándar de cálculo con el 50% de las millas hechas con gasolina y el otro 50% con etanol, como un galón de etanol cuenta como 0,15 galones de gasolina, tenemos

$$\text{CAFE mpg} = \frac{1 \text{ milla}}{\left[\frac{0,5 \text{ millas}}{24 \text{ millas/gal gas}} + \left(\frac{0,5 \text{ millas}}{16 \text{ millas/gal alcohol}} \times \frac{0,15 \text{ gal gas}}{1 \text{ gal alcohol}} \right) \right]} = 39,2 \text{ mpg}$$

Así es que los fabricantes tienen que vender coches con 24 mpg (gasolina) y cuentan con vehículos de 39,2 mpg en su flota que se venderán cada año, incluso si el comprador jamás utiliza el etanol como combustible.

Mientras los créditos de CAFE para combustible-flexible han tenido como resultado un promedio ligeramente más bajo de economía de combustible para las flotas de vehículos certificados con el estándar de 27,5 mpg, los créditos ayudan a interrumpir el problema de quién viene primero, «la gallina o el huevo»; los coches que pueden andar con combustibles alternativos, o en las gasolineras que proporcionarán esos combustibles.

Etanol. El etanol ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$), también conocido como alcohol de grano, ha sido utilizado durante mucho tiempo como oxigenante para reducir las emisiones de CO, en este caso a la mezcla de gasolina/etanol se la denomina generalmente, *gasohol*. Pero ahora se discute mucho más extensamente como combustible potencial capaz de ayudar a reducir nuestra dependencia del petróleo importado.

El etanol se puede mezclar con una amplia gama de proporciones de gasolina. Las dos mezclas más comunes en los Estados Unidos son E10 (etanol 10%, gasolina 90%, del volumen) y E85 (etanol 85%, gasolina 15%). Motivado por AMFA, varios millones de vehículos de doble-combustible capaces de funcionar con cualquier gama de mezclas desde gasolina completamente pura a E85, han formado parte de la flota de automóviles de EE.UU. durante muchos años. De hecho, Henry Ford fabricó el original modelo T y el modelo posterior A capaces de utilizar doble-combustible etanol o gasolina.

Las modificaciones fundamentales requirieron hacer un vehículo de gasolina que incluyera etanol como doble-combustible y un sensor que detectara el tipo de combustible que estaba siendo bombeado al motor, los inyectores de combustible con tasa de flujo más altos se necesitaron acomodar a la densidad de energía más baja del etanol con respecto a la gasolina, y modificaciones electrónicas y de software para asegurar el funcionamiento apropiado del sistema de inyección. Además, son necesarias ciertas reformas en los materiales en líneas de combustible, los depósitos, y los surtidores de gasolina. Estas modificaciones son tan baratas que los fabricantes, motivados en parte por los beneficios de CAFE, a menudo ofrecen sus vehículos de doble-combustible sin ningún coste adicional.

La mayoría de los dueños de estos vehículos de doble-combustible no tienen la menor idea de que son capaces de funcionar con etanol, e incluso si lo hicieran, hay tan pocas gasolineras que ofrecen E85 que la mayoría de ellos nunca han tratado de utilizarlo. Para ayudar a informar a los compradores, se ha sugerido el equipamiento de esos vehículos de doble-combustible con alguna característica que los distinga, tal como la tapa del depósito de gasolina amarilla (simbolizando el color de maíz, de donde se obtiene la mayoría del etanol de EE.UU.). Habrá ciertas diferencias para conductores que utilicen E85. Por ejemplo, la densidad de energía de E85 es el 29% menor que la de la gasolina (Tabla 7.5), lo que sugiere que el E85 necesitaría vender el 29% menos por galón para ser equivalente en el contenido de energía. Por ejemplo, si la gasolina cuesta 3 dólares por galón, el E85 necesitaría costar no más de $0,71 \times 3$ o 2,13 dólares en coste efectivo. El vehículo que conduzca con un tanque de E85 disminuiría su coste de forma proporcional.

En Brasil, las grandes cantidades de etanol se obtienen de la fermentación de la caña de azúcar, el cual suple aproximadamente el 40% del combustible de vehículos no diesel. De hecho, toda la gasolina vendida en Brasil ahora debe tener por lo menos un 20-25% de etanol. En los Estados Unidos, cerca del 90% del etanol proviene del maíz, pero también se produce utilizando una base de petróleo como materia prima. Mientras que el maíz y la caña de azúcar han sido las fuentes tradicionales de etanol, hay un entusiasmo considerable estos días para obtener etanol de la celulosa (madera) procedente del material de desecho como los céspedes perennes de crecimiento rápido, tales como *switchgrass* y *miscanthus*. El etanol de celulosa compite necesariamente por el terreno con las cosechas de alimentos y su ratio

TABLA 7.5. Densidad de la energía del combustible

	(Btu/Galón)	(MJ/L)	% de gasolina
Gasolina	115.400	32,2	100
Etanol	75.670	21,1	66
E85	81.630	22,8	71
Metanol	56.600	15,8	49
M85	65.400	18,2	57
Petro-diesel	137.680	36,4	113
Biodiesel	121.600	32,1	100

Fuente: http://bioenergy.ornl.gov/papers/misc/energy_conv.html.

de equilibrio de energía (la energía obtenida dividida por la energía necesitada en la producción) sería mucho más alto que para el maíz o la caña de azúcar.

En términos de emisiones de CO₂, ha habido controversia sobre si el etanol de maíz es mejor que la gasolina. El quemar combustibles de biomasa tiene la ventaja inherente de que el carbón liberado a la atmósfera equivale al carbón que fue quitado durante la fotosíntesis. Ese equilibrio sencillo se contrarresta, sin embargo, por los combustibles fósiles necesarios para accionar la maquinaria de la granja, fabricar las sustancias químicas y los abonos, el proceso y transporte del combustible de biomasa, etcétera. Igualmente, la perforación, el bombeo, el refinamiento, y el transporte requerido para proveer de gasolina los tanques implican también una inversión en carbón que debe ser justificada al comparar la gasolina y el etanol. Con una contabilidad cuidadosa, las emisiones de gas invernadero del etanol de maíz son semejantes a las de la gasolina, la caña de azúcar es una fuente mejor, y la promesa del etanol de celulosa es mucho mejor que la del maíz o la caña de azúcar (Farrell *et al.*, 2006). Cualquiera de los tres es menos intensivo que la gasolina del petróleo, lo cual es un beneficio para la seguridad nacional.

Hay ventajas claras del carbón con respecto al etanol, y éstas pueden hacer que se desvíe el potencial del etanol ya que empeora la contaminación atmosférica convencional. Un estudio reciente (Jacobson, 2007) concluye que los vehículos abastecidos con combustible E85 tendrían emisiones apreciablemente más altas de gases orgánicos, especialmente formaldehído (HCHO) y acetaldehído (CH₃CHO), que podrían llevar a un aumento en la mortalidad relacionada con el ozono, de las hospitalizaciones, y de visitas a urgencias, especialmente en días soleados y áreas de *smog* como Los Ángeles.

Metanol. El metanol (CH₃OH), también conocido como alcohol de madera, ha sido el combustible elegido para los coches de alta competición en carreras. Tiene un valor en octanos mucho más alto que la gasolina, lo que permite a los motores ser diseñados con proporciones más altas de compresión para aumentar la potencia. Se quema con una temperatura de llama más baja que la gasolina o el gasóleo, así que las emisiones de NO_x son reducidas. Se quema más completamente, también, por lo que las emisiones de HC y CO son reducidas también.

El metanol también presenta problemas. Sus emisiones son mucho más altas en formaldehído (HCHO), una sustancia irritante de los ojos y un posible cancerígeno. La baja volatilidad del metanol puro hace difícil arrancar los motores en frío, y es altamente tóxico. Se quema con una llama que no se ve, y puede provocar situaciones especialmente peligrosas en un accidente que implique fuego. Además, su contenido de energía es sólo cerca de la mitad del de la gasolina, así es que se requerirían depósitos mucho más grandes o el tramo

que se recorriese sería reducido considerablemente. Algunos de los problemas del metanol puro pueden superarse utilizando una mezcla de metanol y gasolina. Una mezcla con un 85% de metanol y un 15% de gasolina (M85) eliminaría el problema del arranque en frío y proporciona también una llama visible. Por otro lado es mucho peor que el metanol puro, por lo que disuade de su uso. La mezcla tiene un valor de octanos (contra 87-92 para la gasolina) y un contenido volumétrico de energía de un poco más de la mitad que la gasolina. Mientras el aumento en la eficiencia de la combustión compensa ligeramente la densidad más baja de energía, el rango que se maneja para el M85 es todavía sólo del 60% con respecto a la gasolina. Finalmente, si el metanol llegara a estar extensamente disponible, sería posible aprovecharse del mayor nivel de octanos con motores más eficientes dedicados al uso M85.

Con respecto a emisiones de gases con efecto invernadero, dióxido de carbono, el metano derivado del gas natural produce ligeramente menos CO₂ que la gasolina. Por otro lado, si el metanol se obtiene del carbón, la emisión de CO₂ total liberada durante el procesamiento del carbón y la combustión del metanol podrían ser el doble que el de la gasolina (Moyer, 1989).

Biodiesel. El biodiesel puede generarse a partir de aceites vegetales, de grasas animales, o de grasas recicladas de los restaurantes. Es un combustible biodegradable, doméstico y una energía renovable que tiene el potencial de ayudar a reducir la necesidad de combustibles basados en el petróleo y su transporte, así como ayudar a los granjeros proporcionándoles un mercado para el petróleo procedente del exceso de soja. Es un combustible renovable cuya producción requiere poco o ningún combustible fósil, sus emisiones netas de CO₂ son sólo la cuarta parte que los del gasóleo estándar (U.S. DOE, 2006). El oxígeno en el biodiesel permite que tenga lugar una combustión más completa, y el contenido más bajo de azufre reduce las emisiones de sulfato. De hecho, la EPA, en las regulaciones del 2006, encuentra al biodiesel como un gasóleo ultra-bajo de azufre. Comparado con el gasóleo convencional, el biodiesel reduce substancialmente las emisiones de hidrocarburos no quemados, monóxido de carbono, sulfatos, hidrocarburos policíclicos aromáticos, y de partículas en suspensión. Las emisiones de NO_x, sin embargo, se incrementan.

El biodiesel puede mezclarse con el gasóleo convencional en cualquier tipo de mezcla, la mezcla más común es la B2 (2% gasóleo estándar) es popular por ser mejor lubricante comparado con los nuevos gasóleos de azufre ultra bajo. Otras mezclas comunes son el B5 y el B20. Los motores gasóleo convencionales pueden andar con B20 sin hacer ninguna modificación, pero concentraciones más altas pueden requerir cierto grado de modificación del motor para evitar mantenimientos o problemas operacionales. Una flota de camiones de basura y reciclaje en San José, CA, funciona actualmente con biogasóleo B100. El biodiesel tiene un número alto de Cetano (bueno para la ignición del combustible en el momento de arrancar cuando esta frío) y una lubricidad superior, que puede ayudar a alargar la vida del motor. La densidad de la energía de B100 (118.170 Btu/Gal) es ligeramente más baja que la del gasóleo No. 2 (normalmente alrededor de 129.000 Btu/Gal), pero a concentraciones bajas en las que se utiliza normalmente, esa disminución pasaría inadvertida. Ese biogasóleo según algunos informes puede causar problemas con ciertos tipos de materiales elastómeros. El B100, e igualmente en altas concentraciones, puede no ser apropiado para climas fríos ya que vuelve viscoso el combustible. Sin embargo, los paquetes de Winterización, tales como calentadores de combustible, pueden mitigar este problema, como se demostró con éxito en los vehículos del Parque Nacional de Yellowstone.

El biodiesel se produce a través de un proceso llamado *Transesterificación* en que la glicerina no deseada del aceite vegetal o la grasa se elimina por medio de reacciones químicas en las que está implicado un alcohol, tal como el metanol o el etanol, y un catalizador. El

catalizador es generalmente hidróxido de sodio o potasio. El producto final del biodiesel consiste en una cadena larga de metil ester. Aunque se ha intentado, utilizar directamente aceite vegetal o aceite reciclado de motores gasóleo pueden causar múltiples problemas al motor y debe evitarse.

El biodiesel puede utilizarse también para calderas o sistemas de calefacción en hogares. En estas aplicaciones, las emisiones de azufre se reducen drásticamente ya que la calefacción con petróleo tiende a tener altos contenidos en azufre, y el biodiesel no tiene casi ninguno. El B20, por ejemplo, puede reducir las emisiones de azufre casi un 20%. Las emisiones de NO_x se reducen aproximadamente en la misma proporción (U.S. DOE, 2006).

Gas Natural comprimido (CNG). Es utilizado por flotas de camiones, camionetas de reparto, y autobuses, especialmente en Canadá y Nueva Zelanda. El CNG es un combustible muy limpio, y con muy pocas emisiones de hidrocarburos, monóxido de carbono, partículas y tóxicos. Las emisiones de NO_x pueden ser más altas que la de la gasolina, pero sólo porque los sistemas de control de emisiones de NO_x no están tan desarrollados como aquellos designados para la gasolina. Se requieren depósitos pesados para contener un gas altamente presurizado, y en 3.600 libras por pulgada cuadrada de presión, almacena tres veces más volumen en cantidad de energía que su equivalente en gasolina. El metano es un gas de efecto invernadero más poderoso que el dióxido de carbono, así que un escape de metano podría ser más perjudicial para el calentamiento global que de gasolina. Los vehículos con CNG son calificados como combustibles alternativos beneficiosos por CAFE. Por ejemplo, un vehículo que recorra 25 millas por 100 ft^3 (STP) de gas natural tiene según CAFE una calificación de 200 mpg (véase el Problema 7.17).

Para contrarrestar el problema de encontrar una estación de servicio con CNG, los fabricantes han introducido un aparato que se pondría en los hogares llamado Phill (Figura 7.22).

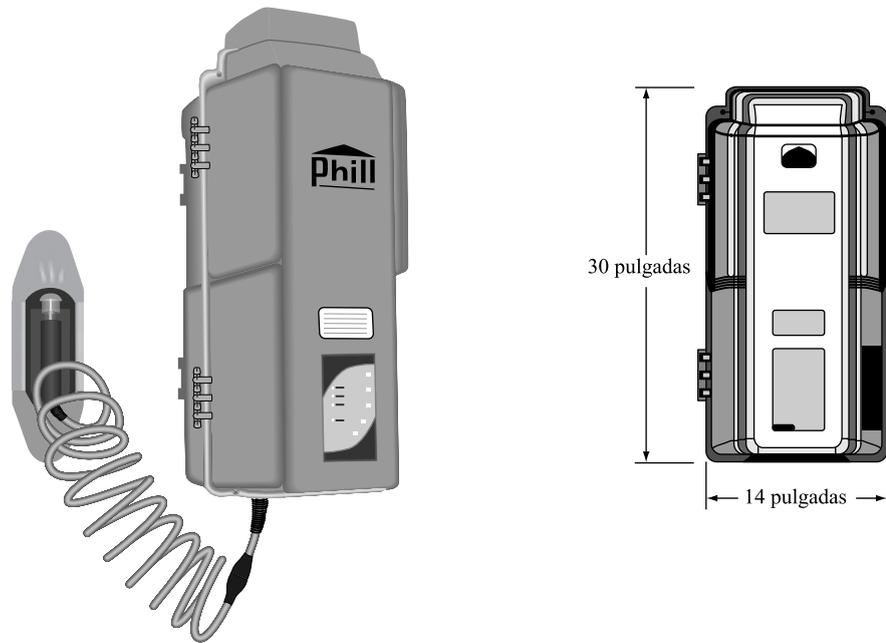


FIGURA 7.22. Phill es un aparato que se coloca en los hogares y que recarga de gas natural los vehículos que funcionan con CNG.

(Fuente: Cortesía de Fuel Maker Corporation.)

hasta 3.600 psi de gas natural, que permite abastecer durante la noche a un vehículo de CNG directamente de una línea de suministro de gas natural hasta el hogar.

La unidad que se monta en la pared tiene un pequeño compresor que puede proporcionar Gas Licuado de Petróleo (LPG). El LPG (propano) es otro combustible que ha sido usado por flotas de vehículos como autobuses escolares, camiones, excavadoras, taxis, y vehículos agrícolas. Algunos vehículos se han diseñado con doble depósito para poner gasolina o LPG, pero la facilidad de uso de dos fuentes de combustible se ve algo contrarrestada por el espacio agregado, por el peso, y por la complicación de cada sistema. Comparado con la gasolina, las emisiones de monóxido de carbono son algo menores; las emisiones de hidrocarburos son prácticamente las mismas pero menos reactivas; las emisiones de NO_x tienden a ser elevadas pero podrían ser menores con el desarrollo de sistemas de control adecuados; y el dióxido de carbono puede ser menor o mayor dependiendo de si el LPG deriva del petróleo o del gas natural.

Vehículos eléctricos

Algunas de las mayores promesas de reducción de los contaminantes atmosféricos de los vehículos a motor están basadas en aumentar, o reemplazar, los motores de combustión interna por motores eléctricos. Ahora, todos conocen los vehículos híbridos o eléctricos (HEV), los cuales se describieron en una edición previa de este libro «un coche para el futuro». Bien, el futuro ha llegado muy deprisa y los HEV y los llamados Vehículos Eléctricos Híbridos y Enchufables (PHEV) se están introduciendo, en 2006, Tesla Motors introdujo un turismo completamente eléctrico con unas fenomenales características en rendimiento, que ha reavivado el entusiasmo por los vehículos eléctricos (VE). Finalmente, algunos son optimistas sobre el rendimiento del hidrógeno o los vehículos con células de combustible como coches del futuro.

Vehículos Eléctricos Híbridos (HEV). Los HEV tienen un motor de combustión interna (ICE) y un sistema de carga eléctrica compuesto por un generador, un motor eléctrico, y una batería de almacenaje. Los dos sistemas designados se usan. En el diseño de *serie*, el ICE envía toda su potencia al generador. Entonces el generador carga las baterías o acciona el motor eléctrico que maneja las ruedas. El motor nunca envía directamente energía al coche. En el más popular designado como *en paralelo*, ambos, el ICE y el motor eléctrico, pueden suministrar potencia a las ruedas, e intercambiarse sucesivamente variando las condiciones de conducción.

La Figura 7.23 muestra una versión del sistema en paralelo de los HEV bajo varias condiciones de funcionamiento. Nótese la doble función del motor/generador. Cuando se manda energía eléctrica a un motor/generador, actúa como un motor eléctrico que envía energía al eje; cuándo el eje de energía se conecta, actúa como un generador enviando electricidad. Para conducciones muy lentas-rápidas, el coche puede correr enteramente con sus baterías. Al ir circulando, el ICE y el motor/generador (actuando como un motor eléctrico) proporcionan la energía, con quizá algún eje de energía que maneje un pequeño generador adicional para recargar las baterías. Cuándo se necesita más potencia, se usa el paquete de baterías para proporcionar energía adicional al motor eléctrico. Una ventaja adicional de la conducción eléctrica es la capacidad de regeneración del freno; esto es, cuando se está en punto muerto o cuando se frena los frenos el motor eléctrico devuelve la energía al generador que recarga las baterías con la energía que sería normalmente disipada por las pastillas de freno. Así, el dispositivo de almacenamiento de energía se carga en parte por el sistema de carga eléctrica y en parte por la frenada.

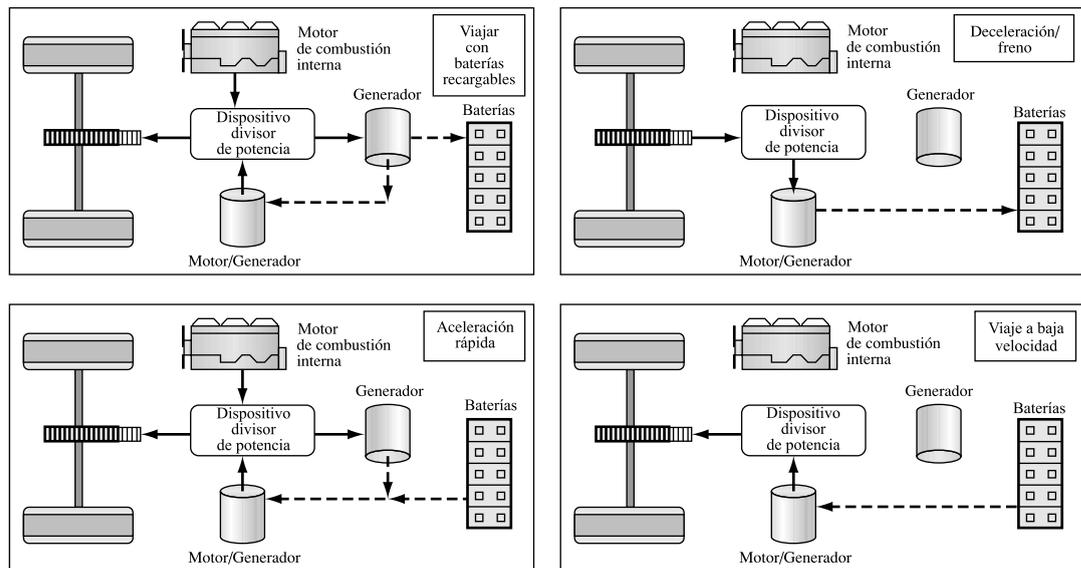


FIGURA 7.23. Muestra los flujos de energía a través de un HEV en paralelo bajo cuatro condiciones diferentes de conducción. La figura está hecha después del sistema Toyota Prius Hybrid Synergy Drive.

Los vehículos eléctricos híbridos y con enchufe (PHEV). Las baterías de tracción en un HEV convencional tienen dos propósitos. Proporcionan energía para la aceleración, y proporcionan un lugar para almacenar la energía capturada durante la ralentización o frenando. Ellos actúan principalmente como un búfer de energía, no como una fuente de energía para accionar el vehículo muy rápido, o muy lejos, sólo con electricidad. Un PHEV, por otro lado, es un HEV con capacidad extra de batería agregada para permitir la conducción del coche durante una distancia considerable con la energía de la batería únicamente. La intención sería cargar esas baterías, muy probablemente de noche y en casa, para que al día siguiente, las primeras 30 o más millas sean hechas por las baterías, y después de eso, el coche operaría como un HEV convencional que se mueve con gasolina. Con el típico modelo de conducción, probablemente la mitad o más de las millas conducidas serían hechas con electricidad en vez de con gasolina, lo cual podría fácilmente tener como resultado PHEV que pudieran viajar unas 100 millas por cada galón de gasolina (mas la entrada eléctrica).

Si los vehículos eléctricos como los PHEV se extienden, virtualmente no habría emisiones del tubo de escape, así es que la contaminación de la ciudad donde vehículos y personas conviven se trasladaría hacia el campo, que es donde suelen ubicarse las centrales eléctricas. No sólo cambiaría la ubicación de las emisiones, sino que el tipo de emisiones cambiaría también. Si las centrales eléctricas queman combustibles fósiles, entonces las emisiones de HC y CO serían reducidas, los NO_x podrían ser todavía un problema, y las emisiones de partículas y las emisiones de SO_x podrían aumentar mucho. Los problemas de la niebla fotoquímica (smog) se solucionarían fácilmente, pero la lluvia ácida y otros problemas de smog industriales podrían ser exacerbados. Por supuesto, hasta el punto en que la producción eléctrica quizás cambie los combustibles fósiles, especialmente el carbón, a fuentes de energía renovables o energía nuclear, habría una ventaja obvia de la calidad del aire aún junto a las ciudades. El beneficio adicional de manejar coches con combustibles domésticos antes que importar petróleo también es muy importante (el petróleo se utiliza para generar menos del 2% de la electricidad de EE.UU.).

Asumiendo que los PHEV se cargan de noche, cuando aproximadamente la mitad de los generadores de la nación descansan (y la energía barata), con la planificación y estímulos apropiados, una flota considerable podrían operar sin construir nuevas centrales eléctricas. De hecho, la única infraestructura adicional necesaria para un PHEV es un alargador. La Figura 7.24 muestra un escenario que indica que aproximadamente el 40% de las millas hechas por los vehículos de California podrían ser con vehículos eléctricos abastecidos por plantas que actualmente no trabajan mucho de noche.

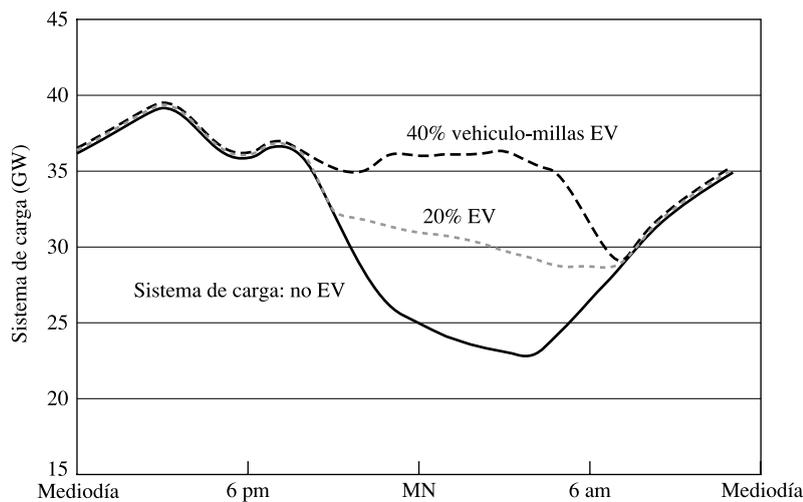


FIGURA 7.24. Muestra la típica curva de carga de un día en California y el impacto del 2% y el 40% de automóviles vehículo-millas suministradas por energía fuera del máximo de utilización.

Como muestra el ejemplo siguiente, el coste del «combustible» para la electricidad en un PHEV eficiente es aproximadamente la cuarta parte que el de la gasolina. La indecisión actual por abrazar los PHEV está basada en lo concerniente al coste adicional de baterías y su probable longevidad. Asumiendo que esto será superado, los PHEV podrían ser la manera más rápida y más fácil de aliviar nuestra dependencia del petróleo extranjero y reducir la contaminación atmosférica urbana.

EJEMPLO 7.7. Coste de electricidad para un PHEV

Supongamos que un PHEV consigue 45 mpg mientras funciona con gasolina que cuesta 3 dólares el galón. Si toma 0,25 kWh al conducir 1 milla con electricidad, compara el coste del combustible para la gasolina y la electricidad. Asumir que la electricidad se compra en un valle de uso de energía a 6 centavos (¢) kWh.

Solución. Para recorrer una milla típica, el coste de la gasolina es

$$\text{Gasolina} = \frac{3,00 \text{ \$/gal}}{45 \text{ mi/gal}} \times \frac{100 \text{ ¢}}{\$} = 6,67 \text{ ¢/millas}$$

El coste al conducir con electricidad es

$$\text{Electricidad} = 0,25 \text{ kWh/mi} \times 6 \text{ ¢/kWh} = 1,5 \text{ ¢/milla}$$

Los vehículos eléctricos (EV). La vieja imagen de vehículos eléctricos con el diseño de cochecito de golf fue quebrantada en 2006 cuando una pequeña compañía llamada Tesla Motors introdujo los turismos totalmente eléctricos con un rango de recorrido de 250 millas que acelera de 0 a 60 mph en aproximadamente 4 segundos. Comparado con un PHEV, o aún un ICE convencional, un EV es especialmente sencillo ya que el sistema de conducción eléctrica consiste casi enteramente en apenas un motor/generador, un banco de batería, la transmisión, y la potencia electrónica. El peso extra de las baterías se compensa por las reducciones de peso con un sistema simple de conducción. Con un 90% de eficiencia, en el motor/generador Tesla de 185 kW (250 hp), por ejemplo, es mucho más pequeño, mas eficiente, y ligero que un modelo convencional ICE (su peso es de aproximadamente 70 libras y es del tamaño de una gran sandía).

Los vehículos eléctricos tienen inherentemente asociado un diseño beneficioso así como emisiones reducidas, al compararlos con los convencionales ICE. La curva del par de torsión (torque) para motores eléctricos es bastante diferente para los ICE (véase Figura 7.25), y es el pie-libra del giro del eje del par de torsión el que determina la habilidad de un coche para acelerar rápidamente. Los motores eléctricos tienen su par de torsión más alto en cero rpm, y continúa alto durante la mayor parte de sus curvas de motor-velocidad. Eso significa que ellos pueden acelerar rápidamente, especialmente cuando permanecen encendidos. Los ICE, por otro lado, tienen muy poco par de torsión a bajas rpm, y para alcanzar el máximo rendimiento, sus rpm tienen que ser mantenidas dentro de un margen muy estrecho, que se traduce en frecuentes cambios de marcha para mantener el par de torsión óptimo.

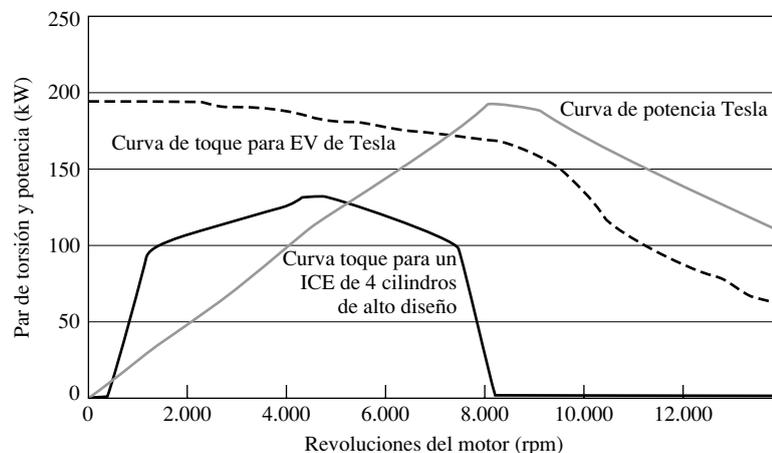


FIGURA 7.25. Curvas de par de torsión y potencia para el Tesla EV comparado con un motor de gran rendimiento de ICE. Los motores eléctricos muestran el par de torsión alto durante el periodo de aceleración del motor.

Los vehículos de célula de combustible (FCV). A ojos de algunos, el vehículo ideal del futuro sería uno que convierta al hidrógeno y al oxígeno en una célula de combustible para producir electricidad, el cual podría entonces accionar un sistema de conducción eléctrica. La única emisión del vehículo en sí sería agua pura. Varias tecnologías diferentes de células de combustible para vehículos eléctricos y aplicaciones inmóviles se han estado desarrollando durante varios años. La tecnología más apropiada para vehículos se llama membrana de intercambio de protones de célula de combustible (PEM) (a veces llamada membrana de polímero electrolítico de células de combustible).

Como muestra la Figura 7.26, una célula de PEM consiste en dos electrodos porosos de difusión de gases separados por una membrana delgada que permite a los iones positivos del hidrógeno pasar a través de ella, mientras que bloquea los electrones y neutrones del gas. El catalizador incita al gas de hidrógeno que pasa a disociarse en protones y electrones. Los protones pasan por el electrolito y los electrones fluyen por un circuito externo que genera fuerza eléctrica. Los iones y electrones del hidrógeno se recombinan en el cátodo, formando agua. Una sola célula produce cerca de 1/2 voltio, muchas células se conectan en serie para formar un paquete de células de combustible con el voltaje suficiente para cargar baterías o accionar el motor eléctrico del vehículo.

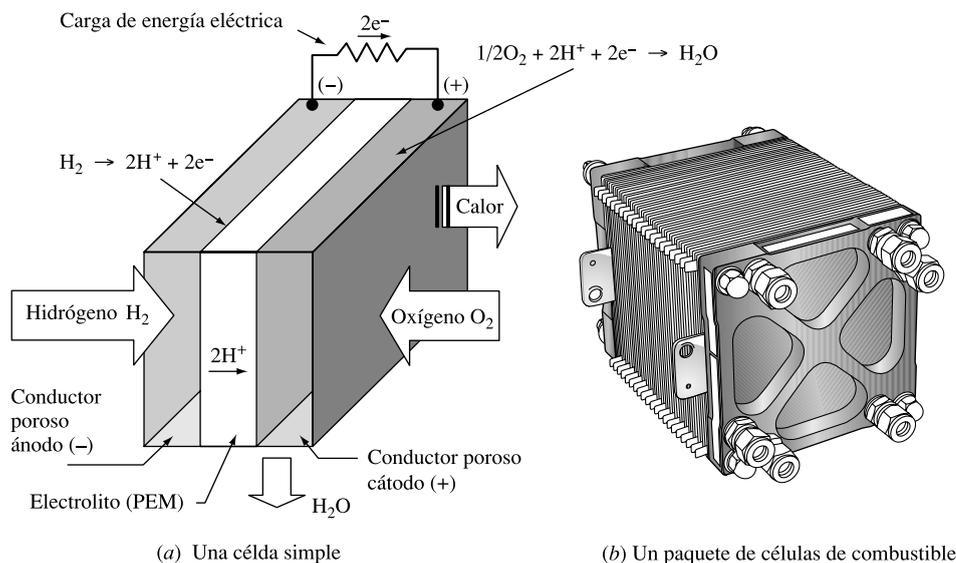


FIGURA 7.26. Configuración básica de una célula individual en una célula de combustible de un PEM. Un paquete de células de combustible consiste en múltiples células conectadas en serie.

La fuente de hidrógeno para una célula de combustible puede ser de varios combustibles de hidrocarburos, incluido el gas natural, e incluso la gasolina, o puede ser el gas de hidrógeno obtenido por la electrólisis del agua. En circunstancias normales, el gas natural podría ser desprovisto de su hidrógeno usando vapor y un catalizador en un combustible reformado. El remanente de CO_2 se libera a la atmósfera, así es que hay emisiones de gas invernadero. El segundo enfoque, la electrólisis, implica pasar una corriente eléctrica por agua para romper parte de las moléculas de H_2O , liberando los gases H_2 y O_2 . Esencialmente no se producirían emisiones de gas invernadero si la electricidad para la electrólisis proviene de fuentes solares, del viento, o la nuclear. La eficiencia general de la electricidad del hidrógeno y la electricidad generada por células de combustible es muy baja. Como muestra la Figura 7.27, esa conversión es sólo aproximadamente la tercera parte de eficiente que las baterías en un EV.

El hidrógeno puede ser presurizado y almacenado como un gas comprimido, pero aún en 8.000 psi, tendría un volumen casi cinco veces mayor que el necesario para almacenar la misma energía como gasolina. Al menos un fabricante trata de desarrollar a menos $253^\circ C$, un sistema de almacenamiento de hidrógeno líquido. Aún como líquido, la densidad de energía del hidrógeno es todavía sólo la cuarta parte que el de la gasolina. El hidrógeno

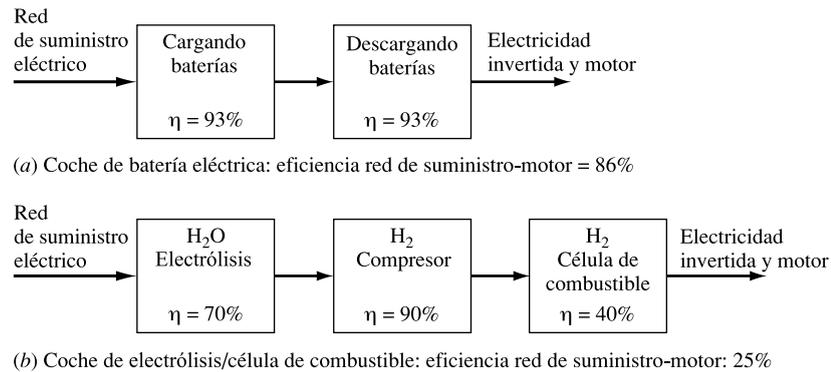


FIGURA 7.27. La eficiencia de la red eléctrica para liberar potencia eléctrica en el motor de un coche de batería eléctrica es tres veces más eficiente que la electrólisis que proporciona el hidrógeno para un vehículo de células de combustible.

(Fuente: Cortesía de Motores Tesla).

también se puede almacenar en forma de hidruros metálicos en los que el gas de hidrógeno es absorbido en la estructura cristalina de un metal como el titanio o el magnesio. Los hidruros metálicos han sido utilizados para almacenar hidrógeno para el uso experimental de células de combustible en autobuses, pero asuntos como el peso y el volumen son todavía significativos. Para almacenar la misma energía de hidruro metálico como unos 15 galones, requeriría un tanque de 150 libras de gasolina, un tanque de 45 galones pesa aproximadamente 600 libras de peso.

Los coches de células de combustible tienen numerosos conflictos que superar antes de que puedan considerarse como una tecnología viable. Aparte de los problemas técnicos de la complejidad, el peso, la gama, y de la aceleración del vehículo mismo, hay cuestiones que resolver sobre de dónde procederá el hidrógeno en primer lugar, o cómo será transportado y distribuido por las estaciones de abastecimiento de combustible. El problema de quien viene primero «la gallina o el huevo», coches accionados con células de combustible o estaciones de servicio con combustible de hidrógeno, es problemático.

Emisiones de gas invernadero *well-to-wheels*. Un *well-to-wheels* (del pozo a las ruedas) es el análisis de las emisiones de CO₂ empezando en la fuente de combustible y terminando con la potencia cedida a las ruedas. Para un coche convencional accionado por gasolina, el análisis es razonablemente claro. Empieza con una estimación de la eficiencia con la que el petróleo es extraído del suelo, es procesado en gasolina, y transportado a la gasolinera local (alrededor del 82%). Combinando la suposición de que todo el carbono que contiene la gasolina se libera en forma de CO₂, junto con la estimación de las millas por galón, obtenemos las emisiones por milla. Para PHEV, EV, y FCV, necesitamos estimar las emisiones de CO₂ por kWh de electricidad, que depende de la combinación de combustibles y eficiencia de la fuente de esa energía. Y necesitamos una estimación de millas por kWh. Para PHEV, que quemen gasolina y funcionen con electricidad, necesitamos asumir alguna proporción de millas conducidas con cada una de las fuentes de energía. En otras palabras, una comparación entre estos tipos de vehículos depende mucho de las suposiciones que hagamos.

La Figura 7.28 muestra un análisis *well-to-wheels* en el que el carbón de la electricidad es el promedio de la red de suministro de EE.UU. (incluyendo el 96% de eficiencia en la transmisión). Para el PHEV, la mitad de las millas conducidas son impulsadas por electricidad alimentada a 0,25 kWh/milla, y la otra mitad por gasolina a 45 mpg (un poco inferior a

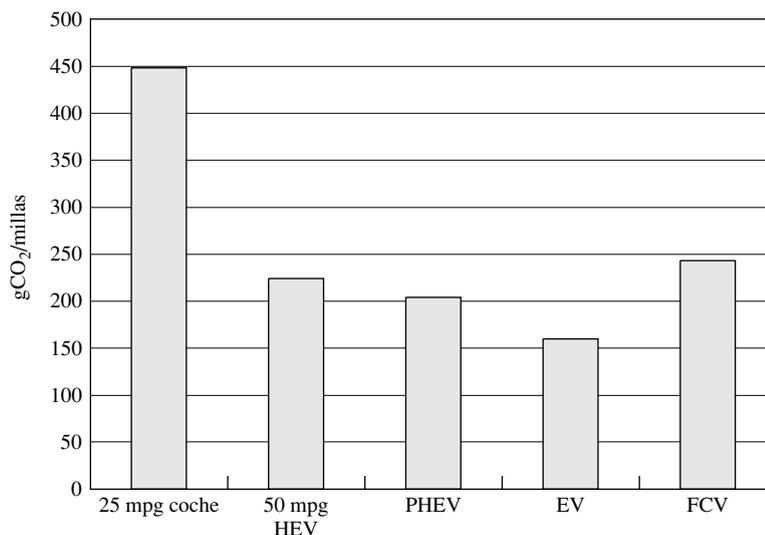


FIGURA 7.28. Análisis *well-to-wheels* para el carbono de cinco vehículos.

Suposiciones: well-to-wheels gasolina 11,2 kg CO₂/gal; la electricidad media de la red de suministro 640 g CO₂/kWh (incluyendo un 96% de eficiencia de la red de suministro); HEV: 50 millas/galón; PHEV: media de las millas con gasolina @ 45 mpg, la mitad en 0,25 kWh/m; 25 EV: 0. kWh/m; FCV: 0,36 millas/MJ, el gas natural @ 14,4 gC/MJ, y una eficiencia del 61% NG-to-H₂.

los 50 mpg del EV, para justificar el peso extra de las baterías). Otras suposiciones y datos clave se muestran en la figura. Comparando las 50 mpg del HEV, el PHEV tiene un 9% de carbono menos, y el EV es un 29% menor. Interesa notar que el vehículo de célula de combustible es responsable de la emisión de un 8% más de carbono que un coche convencional de 50 mpg y el 53% más que un vehículo de batería eléctrica.

Las emisiones de carbono asociadas con la electricidad para el PHEV y el EV en la Figura 7.28 provienen de la media de la red de suministro de EE.UU. La eficiencia general de esa energía es menos de la tercera parte, y más de la mitad de ésta se genera con el carbón de alta intensidad de las centrales eléctricas que queman carbón. Si nos imaginamos que la energía procede de un sistema más nuevo y un 60% más eficiente, plantas de energía de gas natural, plantas de ciclo combinado (NGCC), y con un sistema de suministro de red eléctrica un 96% más eficiente, las emisiones de carbono para el EV disminuirían cerca de 76 g CO₂/milla, que es la tercera parte de un HEV de 50 mpg (*véase* el Problema 7.23).

Hay otra posibilidad para reducir las emisiones de los gases de efecto invernadero y contaminantes criterio de nuestra flota de automóviles. Tanto los PHEV como los EV podrían conseguir su electricidad indirectamente del sol utilizando como red de suministro la conexión fotovoltaica (PV). Bajo un esquema llamado «medición neta» (net metering), el propietario de un sistema PV puede vender energía eléctrica a la red de suministro siempre que produzca más energía de la que necesita, y comprarla de nuevo en cualquier momento. La Figura 7.29 ilustra el concepto. Como el Ejemplo 7.8 sugiere, una serie PV aproximadamente del tamaño del techo de un garaje de un sólo coche podría generar suficiente electricidad para conducir un PHEV o un EV eficientes más de 10.000 millas por año libres de contaminación gracias a la energía solar. Los aspectos económicos son también interesantes. Como ha demostrado el Ejemplo 7.7, la electricidad utilizada para sustituir a la gasolina tiene un valor aproximado de 0,25 dólares/kWh, que es más o menos el coste actual de la electricidad de PV sin ningún tipo de subvención.

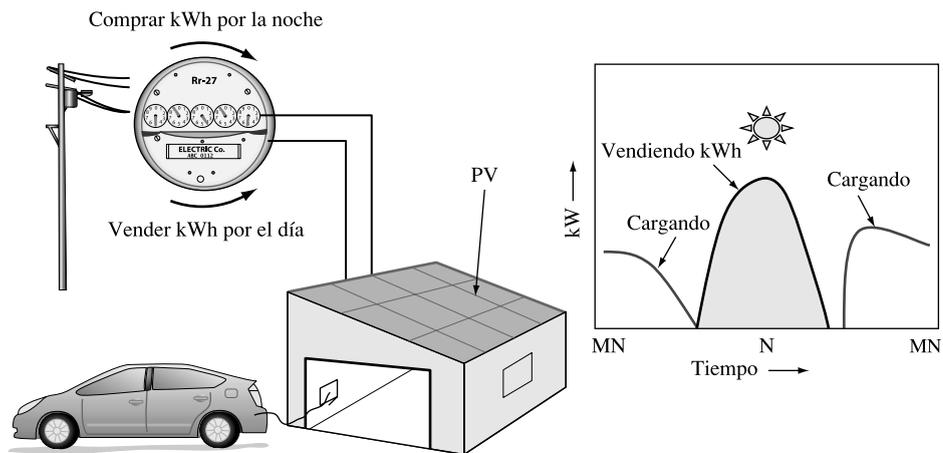


FIGURA 7.29. Un panel fotovoltaico en el tejado de un garaje para un solo coche con una ubicación razonablemente soleada podría proporcionar suficiente energía para que un PHEV o un EV viajara más de 10.000 millas por año.

EJEMPLO 7.8. Conducir con luz solar

A «pleno sol» (definido como 1 kW/m^2 de radiación solar), una serie eficiente al 15% de PV puede generar $0,15 \text{ kW/m}^2$ DC de energía en test con condiciones estándar. Después de tener en cuenta la suciedad, los efectos de la temperatura, y la conversión de CC a CA, cerca del 75% será cedido a la red de suministro. Para una ubicación con una insolación media anual (radiación solar) equivalente a 5 horas/día de pleno sol, ¿cuántos kWh por día podrían generarse? Si un EV o un PHEV requieren $0,25 \text{ kWh}$ de energía de la red de suministro para viajar 1 milla, ¿cuántas millas pueden conducir con la electricidad generada por una serie PV de 15 m^2 (161 ft^2)?

Solución. La media diaria de energía generada por la serie de PV sería

$$\text{PV energía diaria} = 15 \text{ m}^2 \times 0,150 \text{ kW/m}^2 \times 0,75 \times 5 \text{ hr/día} = 8,44 \text{ kWh/día}$$

A $0,25 \text{ kW/milla}$, el vehículo podría conducir

$$\text{Millas anuales} = \frac{8,44 \text{ kWh/día}}{0,25 \text{ kWh/milla}} \times 365 \text{ día/año} = 12.320 \text{ millas/año}$$

7.9. Fuentes inmóviles

La combustión no evacuada de combustibles fósiles es responsable del 90% del SO_x y de casi la mitad del NO_x y de PM_{10} emitidos en los Estados Unidos. La mayor parte de éste es liberado por las centrales eléctricas, y muchas emisiones de estas centrales resultan de la combustión del carbón. Ambos acercamientos, reguladores y tecnológicos, para reducir estas

emisiones son muy diferentes a los descritos anteriormente para los vehículos a motor. Aunque las mayores emisiones de las fuentes estacionarias o inmóviles se deben a la combustión de combustibles fósiles, otros procesos como la evaporación de sustancias orgánicas volátiles, la molienda, y los incendios forestales, pueden ser fuentes importantes. Nuestro interés principal, sin embargo, será la combustión.

Ya que la mayoría de los gases contaminantes se producen durante la combustión, una de las más importantes, pero a menudo pasada por alto, aproximación para reducir las emisiones, es simplemente, reducir el consumo de combustibles fósiles. Hay tres amplios planteamientos que pueden utilizarse para reducir el consumo de combustibles fósiles: (1) Aumentar la eficacia de conversión del combustible en energía, (2) aumentar la eficacia con la cual la energía es utilizada, y (3) sustituir las fuentes de energía por otras menos contaminantes. Podemos observar progresos en los tres planteamientos anteriores. La eficacia en la conversión del combustible en electricidad por las centrales eléctricas ha mejorado en un óctuplo desde aquel 5% de eficacia de las plantas originales de Edison de hace un siglo, a casi un 40% para una central eléctrica moderna alimentada con carbón, y casi un 60% para las centrales eléctricas de ciclo combinado (NGCC) alimentadas con el nuevo gas natural. Las alentadoras ganancias se han obtenido mejorando la eficacia en la utilización de la energía, y algunas estimaciones sugieren que las mejoras hechas en los motores eléctricos o en los controles, como mejores sistemas de alumbrado, o procesos de fabricación más eficaces, en adelante, pueden reducir a la mitad las demandas de electricidad per cápita. El tercer planteamiento es reducir nuestra confianza en los combustibles fósiles aumentando la producción de energía eólica, solar, hidroeléctrica, geotérmica y las fuentes nucleares.

En caso de que los combustibles fósiles sigan extendiéndose, hay tres proposiciones generales que pueden usarse para reducir emisiones:

1. Los *controles de pre-combustión* reducen la emisión potencial del combustible en sí mismo. Los ejemplos incluyen cambios de combustibles con menos contenido en azufre o nitrógeno en las centrales eléctricas. En algunos casos, los combustibles fósiles pueden ser física o químicamente tratados para eliminar algo de azufre o de nitrógeno antes de la combustión.
2. Los *controles de combustión* reducen emisiones mejorando el mismo proceso de combustión. Los ejemplos incluyen quemadores nuevos en centrales eléctricas que reducen las emisiones de NO_x , y nuevas calderas de lecho fluidizado que reducen ambos, NO_x y SO_x .
3. Los *controles post-combustión* captan las emisiones después de que se hayan formado pero antes de que se disipen en el aire. En las centrales eléctricas, éstos pueden combinarse con dispositivos de recolección de partículas y con técnicas de desulfurización del gas en la chimenea, usadas después de la combustión pero antes de que la chimenea los expulse.

Las centrales eléctricas de combustión de carbón

Las centrales eléctricas que funcionan por combustión de carbón generan más de la mitad de la electricidad de los Estados Unidos. Hacen esto por el mínimo coste de esta fuente de energía. Además, en los Estados Unidos el recurso del carbón es lo suficientemente abundante como para poder suministrar a esas centrales eléctricas durante decenios. Esos beneficios están algo descompensados frente al daño medioambiental causado por el carbón. No sólo son las plantas de carbón las responsables de emitir grandes cantidades de óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, y partículas, también emiten dos veces más CO_2 por kWh que

el generado por plantas que funcionan con gas natural. Los controles de emisiones anticipados para el carbón fueron diseñados para producir partículas más pequeñas usando equipamientos de post-combustión tales como «cámaras de filtros» (baghouses) y precipitadores electrostáticos. Más recientemente, especialmente como resultado de la seria conciencia creada por la lluvia ácida y la conversión de gases SO_x y NO_x en partículas de sulfato y de nitrato, ha cambiado algo la posición sobre las cámaras de combustión rediseñadas para reducir los NO_x , y los controles de limpieza para los SO_x .

Antes de entrar en cualquier tipo de detalle de éstas y otras técnicas de control de emisiones, es útil introducir el funcionamiento de una típica central eléctrica que quema carbón, como se muestra en la Figura 7.30. En esta planta, el carbón aplastado en un pulverizador se quema para conseguir vapor en una caldera con un sistema de generador de turbina. El vapor, en este caso, se condensa usando una torre de refrigeración para disipar el calor desperdiciado a la atmósfera, y una vez condensado es entonces bombeado de vuelta a la caldera. El gas del tiro de la chimenea de la caldera se envía a un precipitador electrostático, el cual añade carga a las partículas de la corriente del gas a fin de que puedan ser atraídas por electrodos que las retienen. Posteriormente, un limpiador húmedo rocía una lechada de caliza sobre el gas del tiro de la chimenea, precipitando el azufre y quitándole el fango de sulfato de calcio o de sulfito de calcio, el cual luego debe ser tratado y dispuesto.

Toda esa emisión controlada mostrada en la Figura 7.30 es muy cara, hoy en día cuesta cerca del 40% de la construcción de una nueva central eléctrica por combustión de carbón. No sólo tener controles de emisiones cuesta mucho en términos monetarios, también acostumbran a subir aproximadamente el 5% de la energía generado por la planta, reduciendo la eficacia global de la misma.

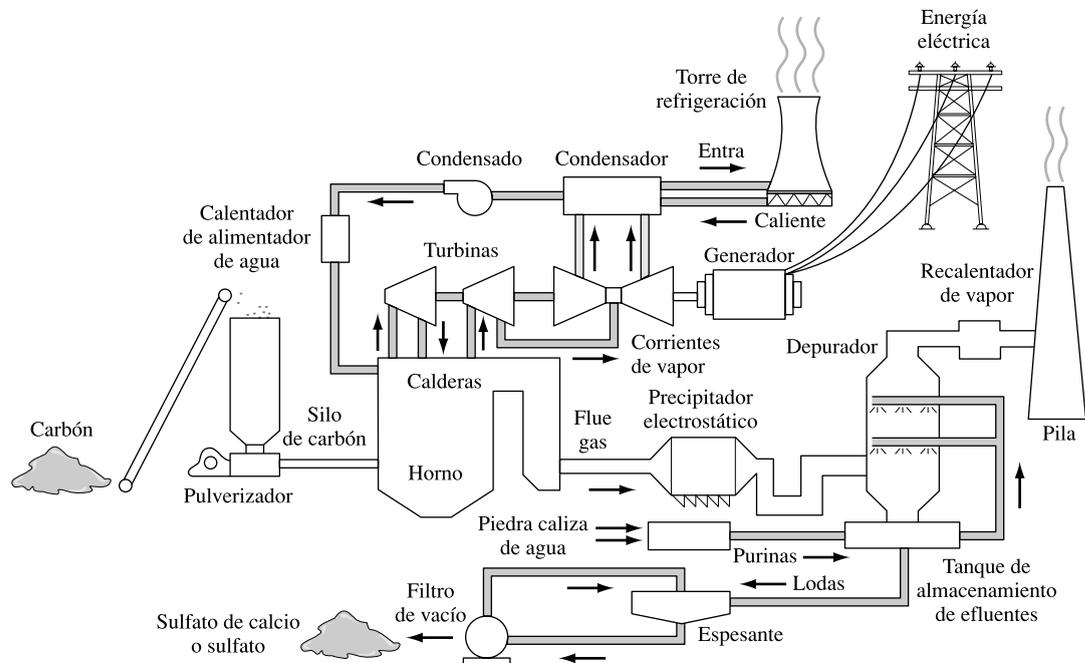


FIGURA 7.30. Típico modelo de central eléctrica que quema carbón usando un precipitador electrostático para el control de partículas y piedra caliza para depurar el SO_2 . En la torre de refrigeración se muestra el control térmico de la contaminación.

Los controles de precombustión

Uno de los dos controles técnicos de pre-combustión, que se usaron en centrales eléctricas que funcionan quemando carbón, para controlar las emisiones de azufre es la *conmutación del combustible*. Como el nombre sugiere, implica sustituir el carbón con contenido más alto de azufre por un combustible bajo en azufre, o quizá, mezclar los dos. El cambio de combustible puede hacer más pequeñas las emisiones de SO₂, aproximadamente del 30 al 90%, dependiendo del azufre contenido en el combustible usado para la combustión. A menudo, el cambiar de combustibles puede ser una medida temporal tomada sólo durante un periodo de tiempo, como cuando las condiciones atmosféricas son particularmente adversas.

El azufre contenido en el carbón algunas veces se expresa en tanto por ciento, o, muy a menudo, en términos de masa de emisiones de SO₂ por unidad de calor que da energía. El carbón de una central eléctrica típica tiene un contenido de azufre del 0,2 para el 5,5% (peso), correspondiendo a una tasa no controlada de emisiones de SO₂ de aproximadamente 0,4 para 10 lb/MBtu (0,17 para 4,3 g/MJ). Las Normas de funcionamiento para nuevas fuentes (NSPS) para plantas de carbón restringen las emisiones a no más de 1,2 lb/MBtu (0,5 g/MJ). El carbón que puede cumplir las NSPS sin controles se llama, algunas veces, carbón de «conformidad», o más informalmente, carbón de «azufre bajo».

En números redondos, menos de la mitad de la reserva de carbón de Estados Unidos está en la mitad del este de Estados Unidos (principalmente Illinois, Virginia del Oeste, Kentucky, Pensilvania, y Ohio), y la otra mitad está en los Estados Unidos occidentales (Montana, Wyoming, Colorado, y Tejas). Mientras esa distribución es casi pareja, la posición de las reservas de carbón de azufre bajo está muy dispersa. La mayor parte de nuestro carbón de azufre bajo, cerca del 85%, está ubicado en los estados occidentales (las únicas excepciones notables son pequeñas reservas en el oeste de Virginia y Kentucky). Pero las dos terceras partes de nuestro consumo de carbón y las tres cuartas partes de la producción tienen lugar al este del Mississippi. A medida que aumente la confianza en el combustible cambiado, entonces, aumentará el coste de transportar el carbón desde la mina hasta las plantas de energía. También afectaría significativamente a la economía de numerosos estados si las minas del este disminuyen su producción mientras las occidentales la aumentan. Además, el carbón occidental a menudo tiene una ceniza, humedad, y contenido en energía diferente, lo que puede requerir modificaciones para las centrales eléctricas existentes que utilizan el combustible conmutado. Tal coste, sin embargo, es relativamente menor comparado con el coste del combustible bajo en azufre.

El otro planteamiento de pre-combustión actualmente en uso para reducir las emisiones de azufre es limpiar el carbón. El azufre del carbón está vinculado bien a cualquier molécula de carbón en sí misma, en cuyo caso la pre-limpieza requeriría un tratamiento químico o biológico (ahora en investigación), o puede estar en forma de pirita inorgánica (FeS₂), la cual puede separarse fácilmente usando un tratamiento físico. La pirita tiene una densidad específica 3,6 veces más grande que la del carbón, y esta diferencia permite varios «lavados» para separarlos. La limpieza física no sólo reduce el sulfuro contenido en el carbón sino que también reduce el contenido de ceniza, aumenta la energía por unidad de peso de combustible (que reduce el coste del transporte del carbón y su pulverización), y crea mas uniformidad en el carbón que puede aumentar la eficiencia de la caldera, estos beneficios pueden compensar mucho el coste de la limpieza del carbón. Se ha estimado que esta simple limpieza del carbón puede reducir las emisiones de azufre en aproximadamente un 10%.

Combustión de lecho fluidizado

La Combustión de Lecho Fluidizado (FBC) es una de las alentadoras tecnologías del carbón más limpias. En una caldera FBC, el carbón machacado y mezclado con la caliza queda en suspensión (fluidizado) ayudado por el aire inyectado rápidamente desde el fondo del lecho o cama.

Los óxidos de azufre formados durante la combustión reaccionan con la caliza (CaCO_3) para formar sulfato de calcio sólido (CaSO_4), que cae al fondo del horno y desaparece. Las tasas de eliminación de azufre pueden ser mayores del 90%.

En una caldera FBC, el calor fluidiza las partículas, que están en contacto directo con los tubos de la caldera. Esto facilita mucho que el calor sea transferido a los tubos de la caldera por conducción, lo que es mucho más eficiente que la convección y la radiación del calor transferido que tiene lugar en una caldera convencional. El incremento en la eficacia permite el transporte del calor a las calderas para funcionar a unos 800°C , lo cual es la mitad de la temperatura de las calderas convencionales, y está bien por debajo del umbral de 1.400°C en el que se forman los NO_x . Además del control eficiente de los SO_x y los NO_x , las calderas FBC son menos sensibles a las variaciones de la calidad del carbón. El carbón con un contenido más alto de ceniza puede quemarse sin ensuciar las superficies de intercambio de calor ya que la inferior temperatura de combustión está por debajo del punto de fusión de la ceniza. De hecho, las cámaras de combustión de lecho fluidizadas pueden quemar eficazmente casi cualquier combustible sólido, incluyendo residuos municipales, el estiércol de vaca, y los desechos agrícolas como la corteza de los árboles.

La aplicación a escala de la utilidad FBC simplemente está comenzando, la primera unidad se puso en funcionamiento en 1986. Si bien todavía la tecnología está siendo modificada y mejorada, las ventajas de flexibilidad del combustible y los inherentes controles de emisiones, le han permitido a FBC cruzar el umbral comercial, y en 2005, la mayoría de los fabricantes de calderas las ofrecieron como un paquete estándar.

Gasificación integrada en ciclo combinado

Otra tecnología prometedora, denominada gasificación integrada de ciclo combinado (IGCC), ofrece la combinación del incremento de la eficacia de la combustión con una reducción de las emisiones (Figura 7.31). En la primera etapa de un IGCC, los lodos del carbón se ponen en contacto con la corriente para formar el gas combustible, o *syngas*, compuesto mayoritariamente de monóxido de carbono (CO) e hidrógeno (H_2):



El *syngas* se limpia antes, eliminando la mayor parte de las partículas, el mercurio, y el azufre, y entonces se quema en una turbina de gas de alta eficacia que da vueltas gracias a un generador. La unidad de separación de aire proporciona N_2 para enfriar la turbina de gas y O_2 para aumentar la eficacia de la combustión del *syngas*. El residuo caliente de la turbina de gas recorre un ciclo de corriente convencional, generando más electricidad. Despite menos energía en el proceso de gasificación, la combinación de la turbina de gas y la turbina de corriente compensa esas pérdidas, la eficiencia global de electricidad producida por el combustible puede acercarse al 45%. Esto es considerablemente más alto que las mejores plantas pulverizadoras de carbón las cuales normalmente producen menos del 40%.

Las plantas IGCC son más caras que las de carbón pulverizado, y tienen problemas al competir económicamente con las plantas de ciclo combinado que funcionan con gases naturales. Hasta el 2006 había sólo cuatro plantas de estas en el mundo.

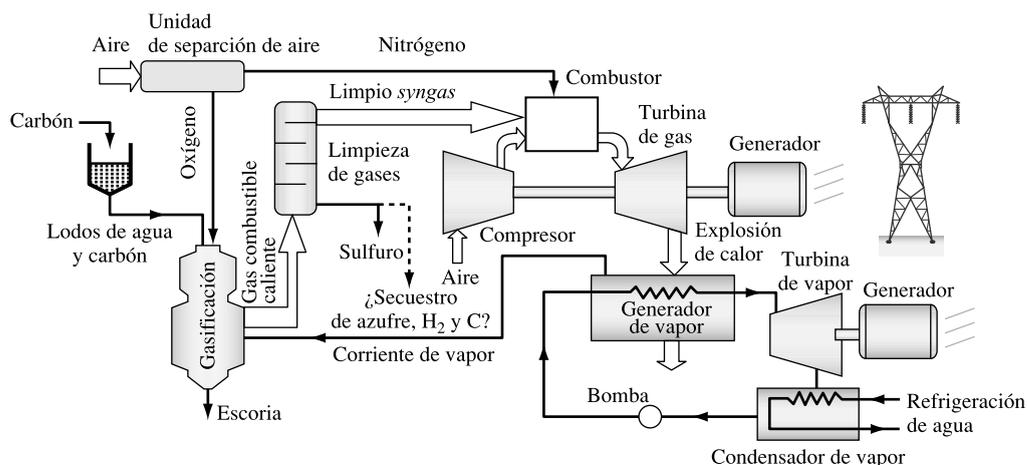


FIGURA 7.31. Gasificación integrada de ciclo combinado. La gasificación del carbón es un combustible eficiente para la turbina de gas; calor residual de la turbina de gas de ciclo de vapor. El CO_2 es eliminado durante la limpieza del gas, ofreciendo la oportunidad de extraer el carbono y a la larga ayudar a reducir los impactos del calentamiento global.

IGCC con eliminación de carbón

Lo más interesante de las IGCC es que se basan en el control potencial de las emisiones de carbono de las centrales eléctricas que funcionan quemando carbón. Primero convierten el carbón en *syngas*, es posible diseñar una plataforma que limpie el gas de tal manera que el carbono pueda extraerse antes de la combustión. Haciendo esto, es posible construir centrales eléctricas de «carbón limpio» que podrían aprovecharse de la abundancia relativa del carbón sin contribuir demasiado al calentamiento global.

La llave, por supuesto, se encuentra en la manera de almacenar todo ese carbono, esencialmente para siempre. Una de las promesas más alentadoras es el almacenamiento permanente del CO_2 en formaciones geológicas como profundos acuíferos salinos. Estas formaciones consisten en rocas altamente porosas, similares a aquellas que contienen el petróleo y el gas, pero sin los hidrocarburos producidos por nuestros combustibles fósiles. En lugar de eso se llenan de agua conteniendo altas concentraciones de sales disueltas de las rocas circundantes. Cuando estas formaciones se sellan con una roca impermeable podría ser viable el almacenamiento de CO_2 para un futuro indefinido.

Control de las emisiones de NO_x

Recordemos que los óxidos de nitrógeno se forman en parte por la oxidación del nitrógeno en el mismo combustible (NO_x combustible) y en parte por la oxidación del nitrógeno en el aire de combustión (NO_x termal). Las centrales eléctricas de carbón, son las responsables de aproximadamente una cuarta parte del total de las emisiones de NO_x en los Estados Unidos, y de ellas más de la mitad es NO_x termal. Las modificaciones en los procesos de combustión descritas a continuación están diseñadas para reducir ambas fuentes de NO_x . En una técnica llamada *bajo exceso de aire*, la cantidad de aire disponible para la combustión se controla cuidadosamente para que sea la mínima cantidad necesaria para una combustión completa. La tecnología de bajo exceso de aire puede actualizarse en algunas calderas a bajo precio, reduciendo del 15 al 50% las emisiones de NO_x .

La tecnología de segunda generación *low NO_x burner* (quemador de bajo NO_x) promete reducir significativamente la formación de óxidos de nitrógeno, y puede ser renovada a partir de los hornos ya existentes. Los quemadores de bajos NO_x emplean un dispositivo de combustión que retrasa la mezcla de combustible y aire en la caldera. En la primera etapa de combustión, el combustible empieza a arder en una cámara estanca, obligando al combustible de nitrógeno a liberarse como gas nitrógeno, N₂, en vez de NO_x. La siguiente etapa introduce más aire para que tenga lugar la combustión completa del combustible. Parece probable una reducción potencial de NO_x del 45 al 60%. Otra modificación de la combustión incorpora un dispositivo quemador para el control del NO_x combinado con la inyección de caliza que controla el SO₂. Esta tecnología, *Multidispositivo Quemador y de Inyección de Piedra Caliza* (LIMB) esta todavía en desarrollo pero promete.

Mientras las teorías mejoradas de combustión son, hoy por hoy, el método principal de control de emisiones, los nuevos controles de post-combustión pueden aumentar o reemplazar a los quemadores de bajo NO_x. Tal tecnología *Reducción Catalítica Selectiva* (SCR), esta siendo extensamente utilizada en Europa y Japón, pero sólo recientemente a sido aplicada al carbón de alto contenido en azufre de los Estados Unidos. Con los procesos de la SCR, el amoniaco (NH₃) se inyecta en la caldera como gas de combustión, y la mezcla pasa a través de un lecho catalizador en el cual el NO_x y el NH₃ reaccionan para formar nitrógeno y vapor de agua. Las reacciones primarias son

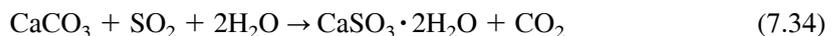


Se estima que la SCR para eliminar el 90% del NO_x tendría un coste adicional de 66 dólares/kW (dólares de 1996) del coste de una central eléctrica de carbón de 250-MW, lo cual se traduce para 30 años, en un coste extra de aproximadamente en 0,3 centavos/kWh (U.S. DOE and Southern Company, 1997).

Desulfurización de los gases de combustión (depuradores)

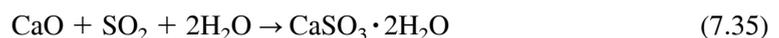
La tecnología de la desulfurización de los gases (FSD) puede clasificarse en *húmedos* o *secos* dependiendo de la fase en la cual tengan lugar las reacciones, y como *descartadores* o *regeneradores*, dependiendo de si el azufre del gas de combustión es descartado o reconvertido en una forma utilizable. La mayoría de los depuradores de los Estados Unidos utilizan procesos húmedos y descartadores.

En la mayoría de los depuradores húmedos, la caliza (CaCO₃) finalmente pulverizada se mezcla con agua y se crea un lodo que es pulverizado a los gases de combustión. El gas de combustión SO₂ se absorbe por el lodo produciendo sulfito de calcio (CaSO₃) o un sedimento de sulfato cálcico (CaSO₄). El sedimento se elimina del depurador como un fango. Aunque las reacciones químicas entre el SO₂ y la caliza implican un número de etapas, en general, el resultado de la reacción es un dihidrato inerte de sulfito de calcio.



Aproximadamente el 90% del SO₂ puede capturarse de los gases de combustión usando caliza en depuradores húmedos.

Los depuradores húmedos a veces usan cal (CaO) en lugar de caliza en el lodo y aplicamos la siguiente reacción general



Los lodos de cal pueden lograr mayor eficacia en la eliminación del SO_2 , hasta un 95%, sin embargo, la cal es más cara que la caliza, así es que no se utiliza demasiado. Los depuradores secos deben usar cal, y esto incrementa el coste siendo esta una de las razones que explica su relativa falta de uso.

Aunque los depuradores húmedos pueden capturar fracciones muy altas de SO_2 de los gases de combustión, han sido aceptados por los servicios públicos con alguna reticencia. Son caros, costando del orden de 200 millones de dólares para una central eléctrica grande. Si se instalan en viejas centrales con una vida más corta, su coste debe ser amortizado en un periodo de tiempo más corto, y los requisitos anuales de renta aumentan consecuentemente. Los depuradores también reducen la energía neta liberada al tendido eléctrico, la energía in-fundida para el funcionamiento del depurador, el ventilador, y los sistemas de recalentamiento de los gases de combustión, requieren cerca del 5% de la energía total producida por la central. Los depuradores también se corroen, desconchan y crean problemas, lo cual puede reducir la fiabilidad general de la central eléctrica.

Los depuradores también, usan grandes cantidades de agua y, de modo semejante, crean grandes cantidades de fango que tienen la consistencia de una pasta dentífrica. Una central grande, de 1.000-MW, quemando un carbón con el 3% de azufre, puede producir el suficiente fango cada año como para cubrir una milla cuadrada de tierra de un pie de profundidad (Shepard, 1988). El tratamiento del fango a menudo implica la oxidación de sulfito de calcio a sulfato de calcio, el cual precipita fácilmente condensándose y filtrándose. El sulfato cálcico (yeso) puede usarse de nuevo en la industria de la construcción.

Control de partículas

Varios mecanismos pueden usarse para eliminar partículas. El dispositivo más apropiado para una fuente dada dependerá de factores como el tamaño de la partícula, la concentración, la corrosividad, la toxicidad, la tasa de flujo volumétrico, la eficiencia requerida para la recolección, el descenso de presión permitido, y el coste.

Colector ciclón. Para partículas relativamente grandes, el dispositivo de control más comúnmente usado es la recolección centrífuga, o *ciclón*. Como muestra la Figura 7.32, el gas cargado de partículas entra tangencialmente cerca de la parte superior del ciclón. Como el gas da vueltas en el cartucho cilíndrico, la fuerza centrífuga causa que las partículas choquen contra las paredes, y entonces la gravedad hace que caigan en una tolva de la parte inferior. Los gases suben vertiginosamente y salen por el borde superior. La eficiencia de los ciclones puede ser aproximadamente del 90% para partículas mayores de $5 \mu\text{m}$, pero esta eficiencia disminuye rápidamente para partículas de pequeño tamaño, que son las que más afectan a la salud humana. Luego no son suficientemente eficaces para conseguir los estándares de emisión, aunque son relativamente baratos y su mantenimiento es gratuito, lo que les hace ideales como pre-limpiadores para dispositivos de control finales más caros, como cámaras de filtro (baghouse) o precipitadores electrostáticos.

Precipitadores electrostáticos. Para recolectar realmente las partículas pequeñas, la mayoría de las centrales eléctricas utilizan precipitadores electrostáticos. La Figura 7.33 nos muestra la configuración de un precipitador electrostático consistente en una serie de cables verticales colocados entre placas colectoras paralelas. Las placas se llevan a tierra, y los cables se cargan con un voltaje (negativo) muy alto de quizá 100.000 V. El intenso campo eléctrico creado cerca de los cables causa una corona de descarga, ionizando las moléculas del gas en la corriente de aire. Los iones negativos y los electrones liberados creados se

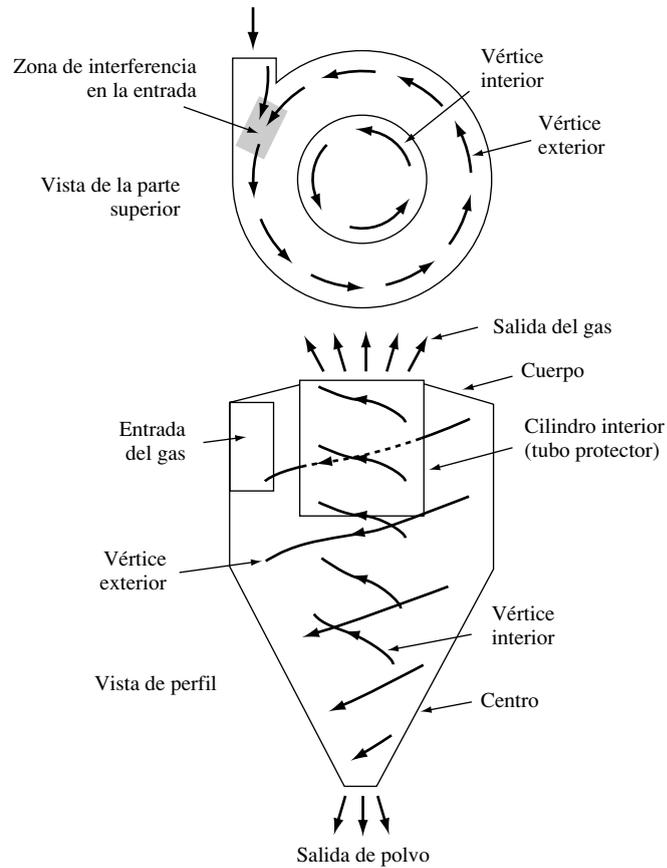


FIGURA 7.32. Ciclón convencional de flujo inverso.
(Fuente: U.S. HEW, 1969.)

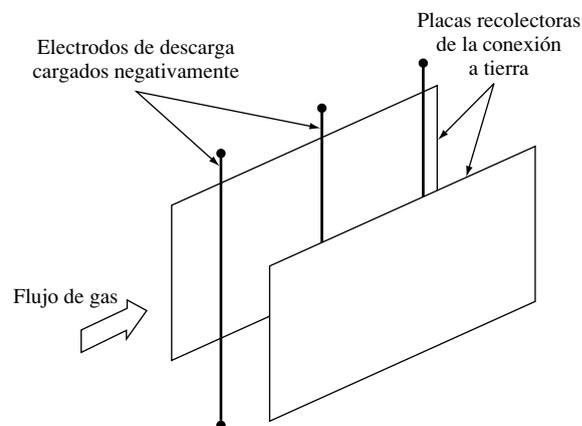


FIGURA 7.33. Representación esquemática de una sección horizontal tipo de un precipitador electrostático. Las partículas en la corriente de gas adquieren carga negativa cuando pasan a través de la corona y entonces son atraídas hacia las placas recolectoras de la toma de tierra.

mueven hacia la toma de tierra, y a lo largo del camino, son atraídos unos con otros pasando a ser partículas en suspensión. Las partículas ahora están cargadas, lo que las hace moverse bajo la influencia del campo eléctrico hacia la superficie de recolección de la toma de tierra. Son eliminados del electrodo de recolección por la fuerza de la gravedad, golpeteando, o enjuagando la placa recolectora con líquidos. Los precipitadores electrostáticos actuales, como el que se muestra en la Figura 7.34, pueden tener centenares de placas paralelas, con un área total de recolección medida en decenas de miles de metros cuadrados.

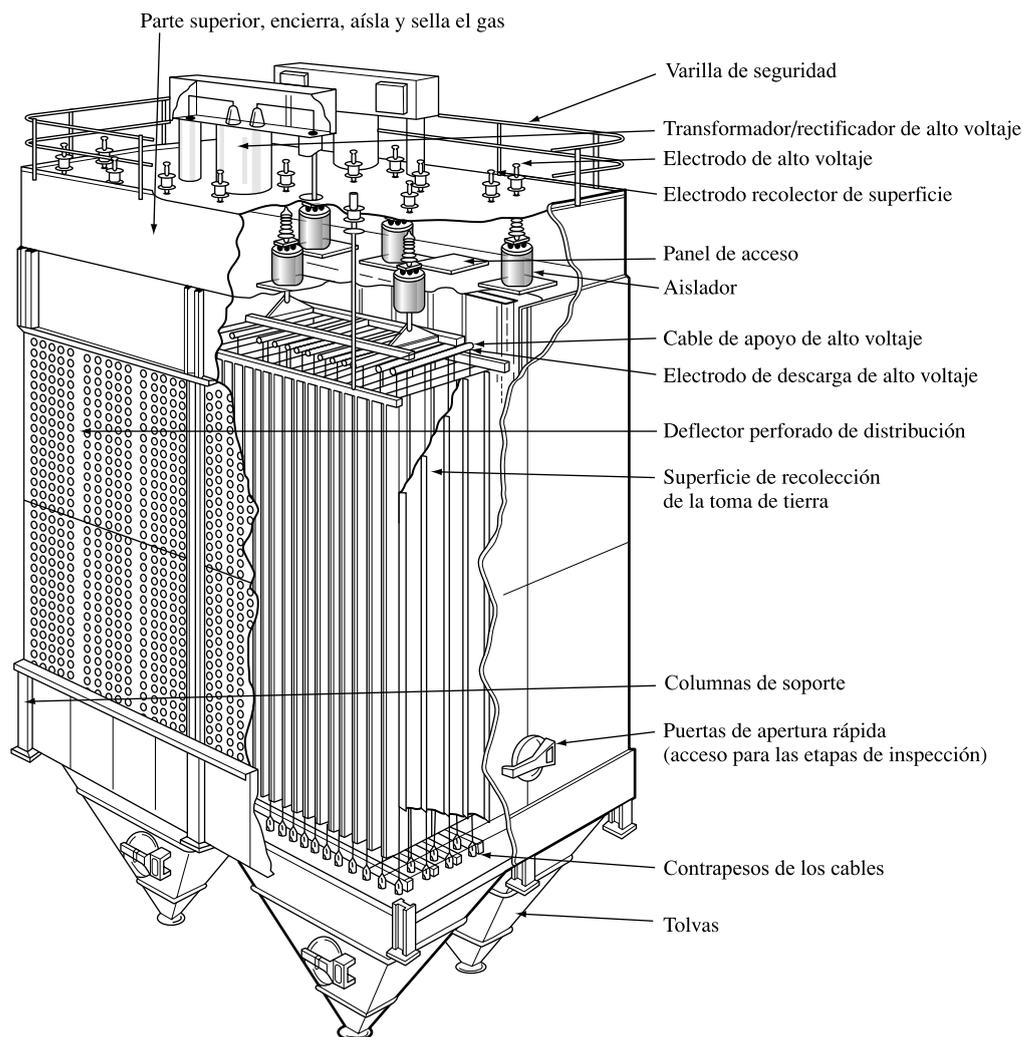


FIGURA 7.34. Corte del plano horizontal de un precipitador electrostático tipo.
(Fuente: U.S. HEW, 1969.)

El precipitador electrostático fácilmente puede eliminar más del 98% de las partículas que pasan a través de ellos, incluyendo partículas del tamaño de submicrones. Algunos consiguen eficacias aun mayores del 99,9%. Pueden tratar tasas grandes de flujo de gases de combustión con pequeñas bajadas de presión, y tienen un manejo y un coste de mantenimiento relativamente bajo. Son muy versátiles, funcionan con ambas partículas, sólidas y lí-

quidas. Los precipitadores son muy eficientes, pero son caros y ocupan una gran cantidad de espacio. El área de requerimientos no se incrementa linealmente con la eficiencia recolectora, de acuerdo con la siguiente relación, conocida como la ecuación de Deutsch-Anderson:

$$\eta = 1 - e^{-\omega A/Q} \quad (7.36)$$

donde η es la eficiencia recolectora fraccionada, A es el área total de placas recolectoras, Q es la tasa de flujo volumétrica del gas a través del precipitador, y ω es un parámetro conocido como la *velocidad efectiva de sentido*. La velocidad efectiva de sentido es la velocidad terminal con la cual las partículas se acercan a la placa recolectora del campo eléctrico. Viene determinada por estudios pilotos o por la experiencia previa con unidades similares. Cualquier grupo consistente de unidades puede servir para estas cantidades.

EJEMPLO 7.9. Área del precipitador electrostático

Un precipitador electrostático con un área de placas recolectoras de 6.000 m^2 consigue un 97% de eficiencia permitiendo un flujo de $200 \text{ m}^3/\text{s}$ de gas de combustión procedentes de una central eléctrica de 200 MW. ¿Cuánto debería de medir el área de placas para incrementar su eficiencia en un 98%? ¿Y en un 99%?

Solución. Recurriendo a (7.36) y resolviendo para el sentido de la velocidad, ω , obtenemos

$$\omega = -\frac{Q}{A} \ln(1 - \eta) = -\frac{200 \text{ m}^3/\text{s}}{6.000 \text{ m}^2} \ln(1 - 0,97) = 0,117 \text{ m/s}$$

Para aumentar al 98% su eficiencia, el área requerida sería

$$A_{98} = -\frac{Q}{\omega} \ln(1 - \eta) = -\frac{200 \text{ m}^3/\text{s}}{0,117 \text{ m/s}} \ln(1 - 0,98) = 6.690 \text{ m}^2$$

Para aumentarla al 99%, el área requerida sería

$$A_{99} = -\frac{200 \text{ m}^3/\text{s}}{0,117 \text{ m/s}} \ln(1 - 0,99) = 7.880 \text{ m}^2$$

Este es aproximadamente el área de dos campos de fútbol. Como sugiere este cálculo, el área adicional que requiere el recolector para lograr las mejoras del incremento en la eficiencia de la recolección aumentan rápidamente. Para incrementar del 97 al 98% se requirieron 690 m^2 más, mientras que para el siguiente incremento del 1% se requieren 1.190 m^2 .

Cámara de filtros. La competencia principal que tienen los precipitadores electrostáticos para la recolección eficiente de partículas pequeñas es la *filtración con tela*. Los gases convertidos en polvo se hacen pasar por bolsas de filtro de tela, que están suspendidas boca abajo en una cámara grande, llamada *cámara de filtros*, como se muestra en la Figura 7.35 una cámara de filtros puede contener miles de bolsas, las cuáles son a menudo distribuidas entre varios compartimientos. Esto permite tener compartimientos individuales que serán limpiados mientras los otros permanecerán en funcionamiento.

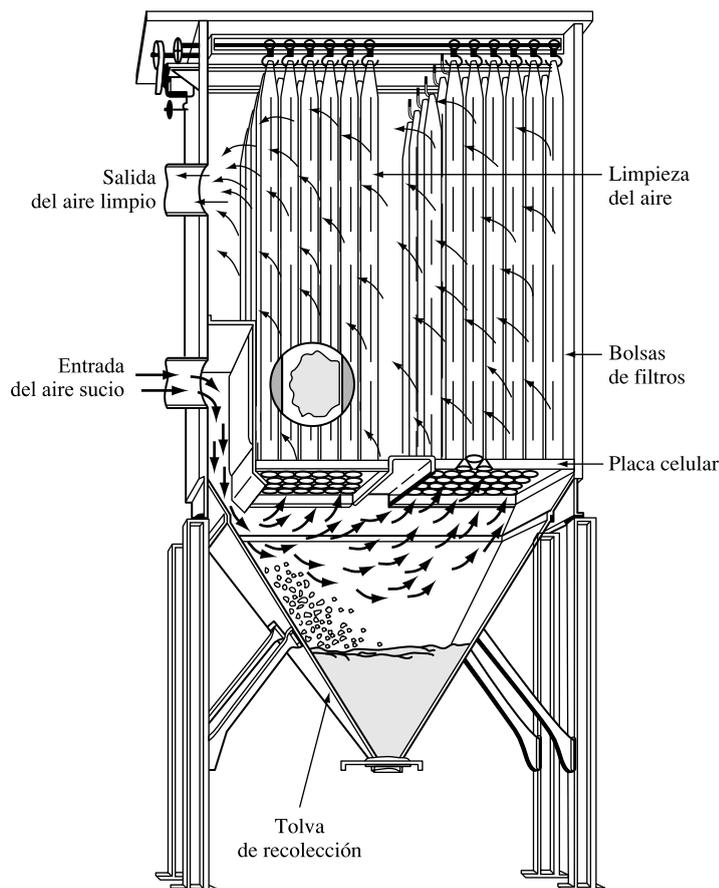


FIGURA 7.35. Típica cámara de filtros de tela.
(Fuente: Cortesía de Wheelabratos Air Pollution Control.)

Parte de la filtración la lleva a cabo la propia tela, pero una parte más significativa de la filtración se debe al polvo que se acumula en el interior de las bolsas. Tienen una eficacia de eliminación del 100% de partículas tan pequeñas como $1 \mu\text{m}$; cantidades sustanciales de partículas de un tamaño de $0,01 \mu\text{m}$ son también eliminadas. Tienen ciertas desventajas, sin embargo. Como en el caso de los precipitadores, las cámaras de filtros son grandes y caras. Pueden dañarse por los productos químicos corrosivos que conllevan los gases de combustión, y no pueden funcionar en ambientes húmedos. También tienen poco potencial para fuegos o explosiones si el polvo es combustible. La popularidad de las cámaras de filtros aumenta, sin embargo, y ahora rivalizan con los precipitadores en las ventas totales de la industria.

Sistemas combinados de calor y energía

El acercamiento tradicional para controlar las emisiones de fuentes inmóviles ha estado enfocado a las tecnologías aplicadas para las centrales eléctricas convencionales, grandes, y centralizadas. Para estas plantas, sólo aproximadamente la tercera parte de la energía que crean termina como electricidad, la cual es entonces enviada a los clientes que pueden estar ubicados a centenares de millas de distancia. Las otras dos terceras partes de la energía pro-

ducida se emite en forma de calor residual que hace que los clientes, muy a menudo, no quieran vivir muy cerca de una de estas centrales eléctricas gigantescas. Si, en lugar de eso, las centrales eléctricas fuesen más pequeñas y limpias, los clientes podrían quizá ubicarse a su lado, en cuyo caso el calor residual podría ser captado y usado para calentar, enfriar, y/o sería usado para procesos industriales. Sería necesario quemar menos combustible, lo cual se traduciría en menos emisiones.

Varias tecnologías puede usarse para esta *producción combinada de calor y electricidad* (CHP), incluyendo células de combustible, micro turbinas, motores Stirling, y nuevos motores de alta eficacia. Por varias de razones, las células de combustible son lo más interesante. Son silenciosas, no emiten casi contaminación al medio ambiente, son modulares así que pueden ser lo bastante pequeñas para cargar un ordenador portátil o lo bastante grandes como para abastecer de energía según la escala de utilidad, y tienen el potencial para ser más eficientes que la electricidad generada quemando combustibles. Dadas estas características, las células de combustible pueden situarse en lugares donde ninguna central eléctrica convencional se lo permitiría, en cuyo caso el calor residual de la célula a menudo puede destinarse a cubrir las necesidades de estos lugares. Haciendo cogeneración², la eficacia global de las células de combustible pueden llegar a alcanzar un 80 o 85%.

La Figura 7.36 muestra los tres procesos cruciales en un sistema de células de combustible completo, incluyendo un reformador que deshace el hidrógeno del gas natural, el paquete de células de combustible, y un acondicionador de electricidad para convertir la DC de electricidad de las células de combustible en AC. Para altas temperaturas las células de combustible, como las de óxido sólido (SOFC) y quizá células de carbonato líquido (MCFC), la reforma puede hacerse internamente sin un procesador separado de combustible. Los polímeros sólidos de las células PEM tienen una eficiencia eléctrica del 35 al 40%, mientras los sistemas SOFC y los MCFC pueden exceder el 50% de eficiencia eléctrica.

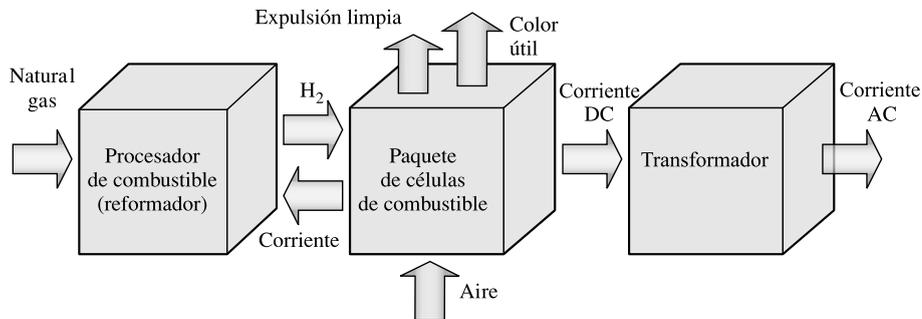


FIGURA 7.36. Sistema de células de combustible que incluyen un reformador para liberar H₂ del gas natural, el paquete de células de combustible, y un convertidor de corriente de DC a AC.

Para tener una idea de las mejoras en eficacia que ofrecen los sistemas CHP, la Figura 7.37 muestra un ejemplo donde una unidad con eficacia eléctrica del 35% y un rendimiento térmico del 50% se compara con una caldera separada que suma calor útil a la electricidad que se envía a la red de suministro. El sistema separado requeriría 180 unidades de energía de combustible para ceder la misma cantidad de calor y electricidad que un sistema CHP cedería con simplemente 100 unidades. Esto supone un ahorro de combustible del 44%.

² Nota del traductor: La cogeneración o producción combinada de calor y electricidad, (CHP) es el uso de un motor térmico o de una central eléctrica para generar simultáneamente electricidad y calor útil.

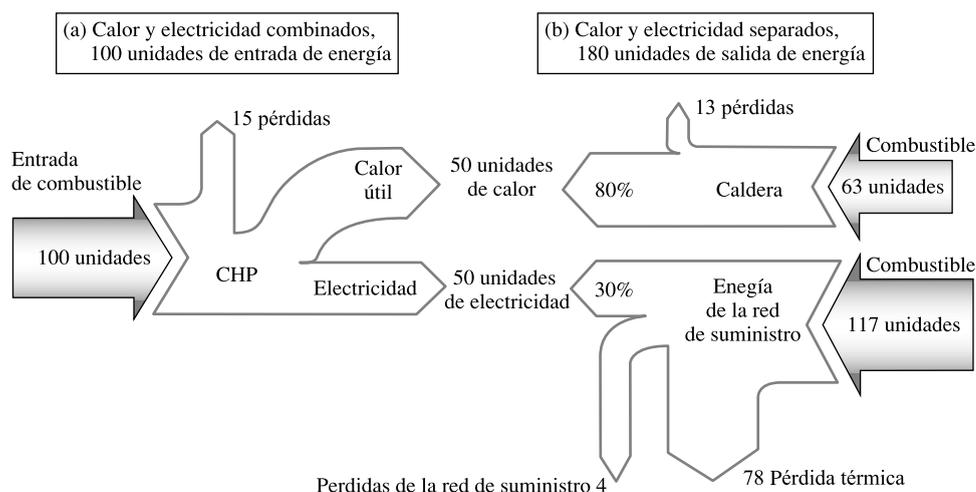


FIGURA 7.37. En este ejemplo, el mismo sistema CHP provee de calor y electricidad con 100 unidades de combustible en lugar de con las 180 unidades que serían necesarias en un sistema separado.

7.10. Contaminación ambiental y meteorológica

Obviamente, la calidad del aire en un lugar dado puede diferir tremendamente de un día para otro si bien las emisiones pueden permanecer relativamente constantes. Los factores determinantes tienen que ver con el clima: ¿Cómo son de fuertes los vientos?, ¿qué dirección tienen al soplar?, ¿cuál es el perfil de temperatura?, ¿cuánta luz del sol está disponible?, y ¿cuánto tiempo hace que los últimos vientos fuertes o precipitaciones pudieron aclarar la atmósfera? La calidad del aire depende de la dinámica de la atmósfera, el estudio de la cual se llama meteorología.

La tasa de lapso adiabático

La facilidad con la que los contaminantes pueden dispersarse verticalmente en la atmósfera viene determinada en gran medida por el cambio de temperatura del aire con la altitud. Para algunos perfiles de temperatura, el aire es *estable*, es decir, el aire a una altitud dada recibe la acción de ciertas fuerzas físicas que le marca el límite para quedar en esa elevación. El aire estable actúa contra la dispersión y la disolución de contaminantes. Para otros perfiles de temperatura, el aire es *inestable*. En este caso, tiene lugar una rápida mezcla vertical que alienta a la dispersión de contaminantes e incrementa la calidad del aire. Obviamente, la estabilidad vertical de la atmósfera es un factor importante que determina la habilidad de la atmósfera para disolver las emisiones; por lo tanto, es crucial para la calidad del aire.

Investiguemos la relación entre la temperatura y la estabilidad atmosférica. Es habitual imaginar una «parcela» de aire con un número de moléculas determinado rodeadas por una barrera imaginaria alrededor de ellas. Si esta parcela de aire asciende en la atmósfera, experimentará menos presión, se dilatará y enfriará. Por otra parte, si se mueve hacia abajo, tendrá más presión que comprimirá el aire, y su temperatura aumentará. Este calentamiento o

enfriamiento de un gas cuando se comprime o expande debería ser un concepto familiar. Inflationando una rueda de una bicicleta, por ejemplo, se calienta la válvula en la llanta; vaciar el contenido de un atomizador a presión deja al contenido expandirse y se enfría, enfriando exactamente igual nuestro dedo.

Como punto de partida, necesitaremos una relación para la tasa de cambio de temperatura de una parcela de aire cuando asciende o baja dentro de la atmósfera. Como se mueve, podemos imaginar como cambia su temperatura, su presión, y su volumen, y podríamos imaginar si su entorno añade o sustrae energía de la parcela. Si hacemos pequeños cambios en estas cantidades, y le aplicamos la ley de los gases ideales y la primera ley de la termodinámica, es relativamente exacto determinar la siguiente expresión (véase Problema 7.28):

$$dQ = C_p dT - V dP \quad (7.37)$$

donde

dQ = El calor añadido a la parcela por unidad de masa (J/kg).

C_p = El calor específico del aire a presión constante; Es decir, la cantidad de calor necesaria para aumentar la temperatura de 1 kg de aire 1 °C mientras la presión se mantiene constante (= 1.005 J/kg-K).

dT = Incremento del cambio de temperatura (K).

V = El volumen por unidad de masa (m³/kg).

dP = Incremento del cambio de presión en la parcela (Pa).

Hagamos una suposición muy precisa, cuando la parcela se mueve no hay transferencia de calor a través de su frontera; es decir, este proceso es adiabático. Esto quiere decir que $dQ = 0$, así es que podemos reacomodar (7.37) como

$$\frac{dT}{dP} = \frac{V}{C_p} \quad (7.38)$$

La Ecuación (7.38) nos da una indicación de cómo cambiaría la temperatura atmosférica con la presión, pero lo que realmente nos interesa es cómo cambia con la altitud. Para hacer esto, necesitamos saber cómo se relacionan la presión y la altitud.

Consideremos una columna estática de aire de corte transversal A , como se muestra en la Figura 7.38. Una sección horizontal del aire en esta columna de espesor dz y densidad ρ tendría una masa $\rho A dz$. Si la presión en la parte superior de la sección, debido al peso del aire por encima de ella, es $P(z + dz)$, entonces la presión en la base de la sección, $P(z)$, será $P(z + dz)$ más el peso añadido por unidad de área de la misma sección:

$$P(z) = P(z + dz) + \frac{g\rho A dz}{A} \quad (7.39)$$

donde g es la constante de gravitación. Podemos escribir el incremento de presión, dP , para un cambio en el incremento de la elevación, dz , como:

$$dP = P(z + dz) - P(z) = -g\rho dz \quad (7.40)$$

Expresando la tasa de cambio de la temperatura con respecto a la altitud como un producto y sustituyendo en (7.38) y (7.40) da

$$\frac{dT}{dz} = \frac{dT}{dP} \cdot \frac{dP}{dz} = \left(\frac{V}{C_p} \right) (-g\rho) \quad (7.41)$$

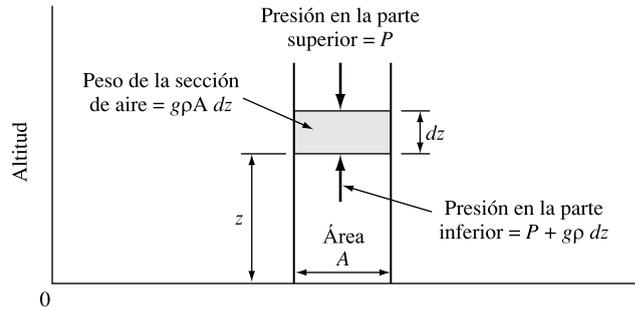


FIGURA 7.38. Una columna de un aire en equilibrio estático se usa para determinar la relación entre la presión atmosférica y la altitud.

Sin embargo, ya que V es el volumen por unidad de masa, y ρ es la masa por unidad de volumen, el producto $V\rho = 1$, y simplificando (7.41) obtenemos

$$\frac{dT}{dz} = \frac{-g}{C_p} \quad (7.42)$$

El signo negativo señala que la temperatura decrece cuando aumenta la altitud. Sustituyendo la constante $g = 9,806 \text{ m/s}^2$, y la constante volumétrica del calor específico del aire seco en la temperatura de la parcela, $C_p = 1.005 \text{ J/kg-K}$, en (7.42) obtenemos

$$\frac{dT}{dz} = \frac{-9,806 \text{ m/s}^2}{1.005 \text{ J/kg-K}} \times \frac{1 \text{ J}}{\text{kg-m}^2/\text{s}^2} = -0,00976 \text{ K/m} \quad (7.43)$$

Este resultado es de suma importancia. Cuando variamos su signo para hacer las cosas sencillas, $-dT/dz$ recibe un nombre especial, *tasa de lapso adiabático seco*, Γ_d

$$\Gamma_d = -\frac{dT}{dz} = 9,76 \text{ }^\circ\text{C/km} = 5,4 \text{ }^\circ\text{F/1.000 ft} \quad (7.44)$$

La Ecuación 7.44 nos dice que el movimiento de una masa de aire seco arriba o abajo causará un cambio de temperatura de $9,76 \text{ }^\circ\text{C/km}$, casi $10 \text{ }^\circ\text{C/km}$. Esta temperatura tipo será utilizada como referencia para comparar los gradientes de la temperatura ambiental real del aire. Como veremos, si la temperatura real del aire decrece más rápido con el incremento de altitud que la tasa de lapso adiabático, el aire será inestable y se mezclará rápidamente y tendrá lugar la disolución de contaminantes. Inversamente, si la temperatura real del aire cae más lentamente que la tasa de lapso adiabático, el aire será estable y los contaminantes se concentrarán en el aire.

La Ecuación (7.44) fue obtenida asumiendo que nuestra masa de aire podría ser tratada como un gas ideal que podía moverse de un lado para otro en la atmósfera sin ninguna transferencia de calor entre ella y su entorno. Ambas suposiciones son muy buenas. También asumimos que el aire era seco, pero esto puede no ser una suposición tan buena. Si el aire contiene algo de vapor de agua, C_p cambia ligeramente del valor asumido pero no lo suficiente como para garantizar una corrección. Por otra parte, si está presente bastante vapor de agua sobreviene la condensación cuando la masa se eleva y se enfría, el calor latente se liberará. La adición de calor produce la saturación del aire de masa, no se enfriará tan rápidamente como una seca. A diferencia de la tasa adiabática seca, la *tasa de lapso*

adiabático saturado (Γ_s) no es una constante ya que la cantidad de humedad que el aire puede mantener antes de que comience la condensación está en función de la temperatura. Un valor medio razonable de la tasa adiabática húmeda en la troposfera es $6^\circ\text{C}/\text{km}$. La Figura 7.39 muestra la tasa adiabática seca y la saturada.

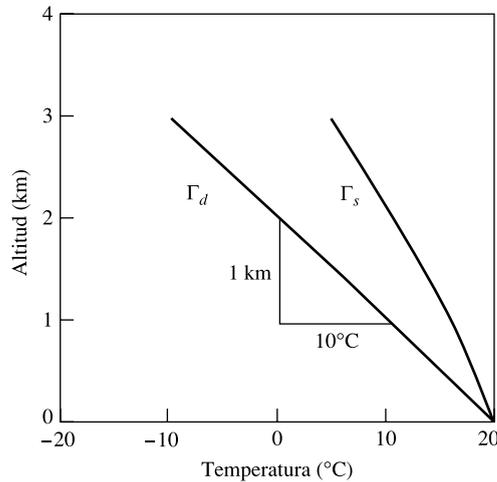


FIGURA 7.39. La tasa adiabática seca Γ_d es una constante con un valor de $10^\circ\text{C}/\text{km}$, pero la tasa adiabática saturada Γ_s difiere con la temperatura. En la troposfera, Γ_s es aproximadamente $6^\circ\text{C}/\text{km}$.

EJEMPLO 7.10. ¿El aire condiciona a los aviones a gran altitud?

Un avión vuela a una altitud de 9 km (30.000 ft) la temperatura del aire que ventila la cabina es de -40°C . Si comprimimos ese aire a la presión existente al nivel del mar, ¿necesitaríamos calentar o enfriar ese aire para que entrara en la cabina a 20°C ?

Solución. Como el aire se comprime, se calienta. Como se calienta, es aún más fácil para el aire contener cualquier tipo de humedad que pueda haber retenido, así es que no hay que preocuparse por la condensación, y podemos utilizar la tasa del lapso adiabático seco. A 10°C por km, la compresión elevará la temperatura del aire en $10 \times 9 = 90^\circ\text{C}$, luego $-40^\circ\text{C} + 90^\circ\text{C} = 50^\circ\text{C}$ (122°F). ¡Necesitaríamos enfriar el aire!

La estabilidad atmosférica

Nuestro interés en las tasas de lapso se basa en la necesidad de comprender la estabilidad atmosférica, ya que es un factor crucial en la capacidad de la atmósfera para disolver la contaminación del medio ambiente. Hay varios factores, como la velocidad del viento, la luz del sol, y las características geográficas, que causan la actual *tasa de lapso ambiental* (Γ) en la atmósfera real para diferir $1^\circ\text{C}/100\text{ m}$ calculamos la tasa de lapso adiabática seca. Las diferencias entre la tasa de lapso ambiental y la tasa de lapso adiabático determina la estabilidad de la atmósfera.

Consideremos una masa de aire a una altitud dada. Tiene la misma temperatura y presión que el aire que la rodea. Nuestra prueba para la estabilidad atmosférica se basará en el

siguiente experimento mental. Si imaginamos que elevamos ligeramente la masa de aire, experimentará menos presión atmosférica, así es que se expandirá. Como habrá realizado un trabajo en su ambiente (expandiéndose), la energía interna en la masa se reducirá, así es que su temperatura descenderá. Asumiremos que la masa se eleva lo suficientemente rápido para poder ignorar cualquier transferencia de calor entre el aire circundante y la masa, el enfriamiento seguirá la tasa de lapso adiabática. Después de elevar la masa, observamos su temperatura, y la comparamos con la temperatura del aire circundante. Si la masa, a esa altitud superior, está más fría que su entorno, será más densa que el aire circundante y querrá descender de nuevo. Es decir, lo que sea que haya causado que la masa comience a moverse hacia arriba será lo que se opondrá inmediatamente a las condiciones que hacen que la masa vuelva a bajar otra vez. Entonces decimos que la atmósfera es estable.

Sin embargo, si al elevar la masa causamos que su temperatura sea mayor que el aire que la rodea, será menos densa que el aire circundante y experimentará fuerzas de empuje que la alentarán a mantenerse en movimiento hacia arriba. El movimiento original hacia arriba se verá reforzado, y la masa continuará ascendiendo. Esta atmósfera se dice que es *inestable*.

Consideremos la Figura 7.40(a), la cual muestra un perfil ambiental de temperaturas para el aire que se enfría más rápidamente con la altitud que la tasa de lapso adiabática seca. En este caso, se dice que la de temperatura ambiental del aire es *superadiabática*. Imagine una masa de aire a 20°C a 1 km de altura que está a la misma temperatura que el aire que la rodea. Si esa masa la elevamos a 2 km, se enfriará adiabáticamente a 10°C . La masa de aire a 10°C a 2 km está ahora más caliente que el aire circundante (0°C en la figura), así es que es menos densa, flota más, y quiere mantenerse elevada («el aire caliente sube»). En otras palabras, empujar la masa de aire hacia arriba en una atmósfera superadiabática crea fuerzas que quieren mantener el movimiento ascendente. Inversamente, una masa de aire a 1 km que es empujada hacia abajo estará más fría que el aire que la rodea, y entonces se mantendrá abajo. No tiene importancia si la masa de aire es la que se aproximó hacia arriba o hacia abajo; en cualquier caso, se mantiene el movimiento sin detenerse, y la atmósfera se dice que es inestable.

En la Figura 7.40(b), el perfil de temperatura ambiental se crea para el caso subadiabático en el cual la temperatura ambiental se enfría menos rápidamente que la tasa de lapso adiabático. Si de nuevo imaginamos una masa de aire a 1 km y 20°C que es, por una u otra razón, elevada, se encontrará más fría que el aire circundante. En su nueva elevación, experimenta la misma presión que el aire de su alrededor, pero como está más fría, será más densa y se hundirá de nuevo. Inversamente, una masa empezando a 1 km y 20°C que comienza a moverse hacia abajo se volverá más caliente, y menos densa que su entorno, así es que las fuerzas de flotabilidad lo empujarán hacia arriba otra vez. En otras palabras, cualquier cosa que empiece a mover una masa de aire hacia arriba o hacia abajo causará que la masa experimente fuerzas que querrán que ésta vuelva a su altitud original. El perfil atmosférico subadiabático es por consiguiente estable.

Si la tasa de lapso ambiental es igual a la tasa de lapso adiabático, el movimiento de la masa hacia arriba o hacia abajo provocará un cambio de temperatura en la misma medida en que cambia el aire que la rodea. En cualquier nueva posición, esta experiencia no fuerza que continúe su movimiento o que le haga querer regresar a su elevación original. A la masa le gustaba donde estaba, y le gusta también su nueva posición. Cuando una atmósfera hace esto se la llama neutralmente estable.

La Figura 7.40 muestra una atmósfera seca, es decir, cuando una masa asciende, el aire permanece insaturado, no hay condensación de humedad, y se enfría a $10^{\circ}\text{C}/\text{km}$. Si la

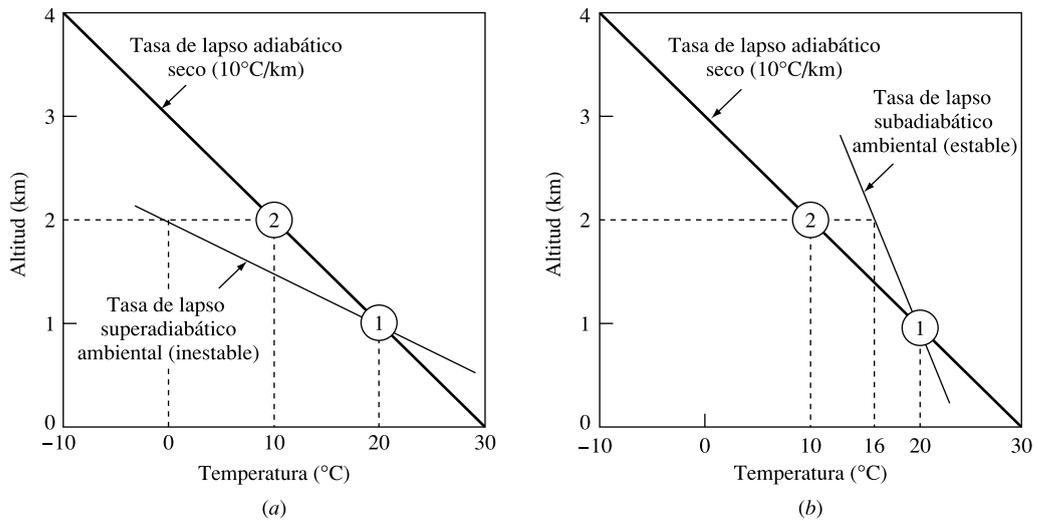


FIGURA 7.40. Demostrando la estabilidad atmosférica en una atmósfera seca. Cuando una masa de aire de 20 °C a 1 km (posición 1) avanza a 2 km (posición 2), su temperatura desciende a 10 °C (siguiendo la tasa de lapso adiabático seco). En (a) la masa de aire creado a 2 km está más caliente que el aire del ambiente circundante, así es que la masa se eleva (inestable). En (b) la masa a 2 km está más fría que el ambiente, así es que se hunde de nuevo (estable).

condensación ocurre, la tasa de lapso adiabático desciende alrededor de 6 °C/km y esto determina la condición de estabilidad neutra. La Figura 7.41 muestra un resumen de cómo las tasas de lapso determinan la estabilidad atmosférica. Si la tasa de lapso ambiental muestra una tasa de enfriamiento más rápida que la tasa de lapso adiabático seco, la atmósfera es *absolutamente inestable*. El aire siempre querrá conseguir una altitud nueva, así es que la dispersión vertical de la contaminación del medio ambiente aumentará. Para temperaturas

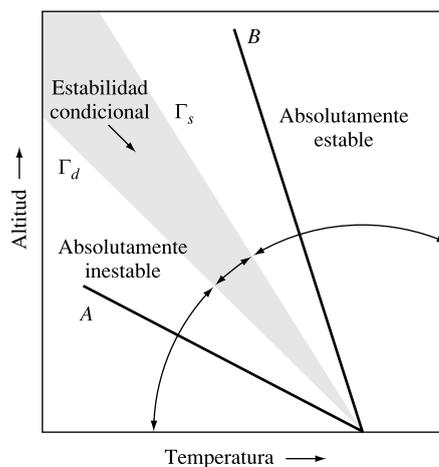


FIGURA 7.41. Las atmósferas en las que el perfil de temperatura ambiental se enfría más rápidamente que el lapso adiabático seco (Γ_d), como el de la curva A, son absolutamente inestables. Si las temperaturas ambientales descienden más lentamente que la tasa de lapso adiabático saturada, como B, la atmósfera es absolutamente estable. Entre las dos curvas se crea una región de estabilidad condicional.

ambientales que se enfrían más lentamente que la tasa de lapso adiabática saturada o húmeda, la atmósfera es *absolutamente estable*. Este aire quiere quedarse donde está. Para las tasas de lapso ambiental que quedan entre las tasas de lapso adiabáticas secas y húmedas, la atmósfera puede ser estable o inestable; no podemos decirlo sin conocer el perfil real de la temperatura ambiental y el perfil adiabático real. A esa región la definimos como *estabilidad condicional*.

Un caso extremo de tasa de lapso subadiabática es aquel en el que las temperaturas ambientales se incrementan con la altitud. Dicho *cambio o inversión de temperaturas* crea una masa de aire muy estable y la contaminación ambiental tiende a permanecer atrapada allí. En el Capítulo 8, «Cambio climático», será notable que el calentamiento causado por la absorción de energía solar entrante por el oxígeno y el ozono en las capas superiores de la atmósfera crea una inversión estratosférica de temperatura. Esa inversión causa que la estratosfera sea sumamente estable, a menudo atrapando contaminantes durante muchos años.

Las inversiones de temperatura

Las inversiones de temperatura representan un caso extremo de estabilidad atmosférica, creando una tapa virtual en el movimiento ascendente de la contaminación ambiental. Hay varios tipos de inversiones, pero las más importantes desde un punto de vista de la calidad del aire son dos, las *inversiones por radiación* y las *inversiones por hundimiento*. Las inversiones por radiación están causadas por el enfriamiento nocturno de la superficie de la Tierra, especialmente en las claras noches de invierno. Las segundas, las inversiones por hundimiento, son el resultado del calentamiento por compresión de masas de aire que descienden en zonas de altas presiones. Hay otras inversiones, menos importantes, como las *inversiones frontales*. Las inversiones frontales se crean cuando una masa de aire fría pasa bajo una masa de aire caliente, pero éstas duran poco y tienden a estar acompañadas de precipitaciones que limpian el aire. Hay también inversiones asociadas a las características geográficas del paisaje. El aire caliente que pasa por encima de una extensión de agua fría, por ejemplo, crea una inversión. Hay también inversiones en valles cuando el aire frío corre debajo de los cañones por la noche bajo el aire más caliente que podría existir en las cimas.

Las inversiones por radiación. La superficie de la tierra se enfría por la noche irradiando energía al espacio. En una noche nublada, la radiación de la Tierra tiende a ser absorbida por el vapor de agua, que a su vez irradia una cierta cantidad de esa energía de regreso a la tierra. En una noche clara, sin embargo, la superficie irradia más fácilmente energía hacia el espacio, y el enfriamiento ocurre bastante más rápidamente. Como la tierra se enfría, la temperatura del aire en contacto con la tierra también desciende. Este es el caso más corriente en las noches claras de invierno, la temperatura de este aire justo encima de la tierra se vuelve más frío que el aire por encima de ella, creando una inversión.

Las inversiones por radiación comienzan a formarse durante el crepúsculo. A medida que la tarde progresa, la inversión se va extendiendo cada vez más hasta alcanzar cierta elevación, llegando quizá a varios centenares de metros antes de que el sol de la mañana caliente la tierra otra vez, rompiendo la inversión. La Figura 7.42 muestra el desarrollo de una inversión por radiación hasta el final de la noche, seguida por la erosión de la inversión que tiene lugar al día siguiente.

Las inversiones por radiación ocurren cerca de la tierra, en su mayor parte durante el invierno, y sólo durante unas cuantas horas. A menudo comienzan cuando empieza el tráfico al inicio de la tarde, lo que conlleva la absorción automática de las expulsiones de los tubos de escape a ras de tierra y causa elevadas concentraciones de contaminación para los viaje-

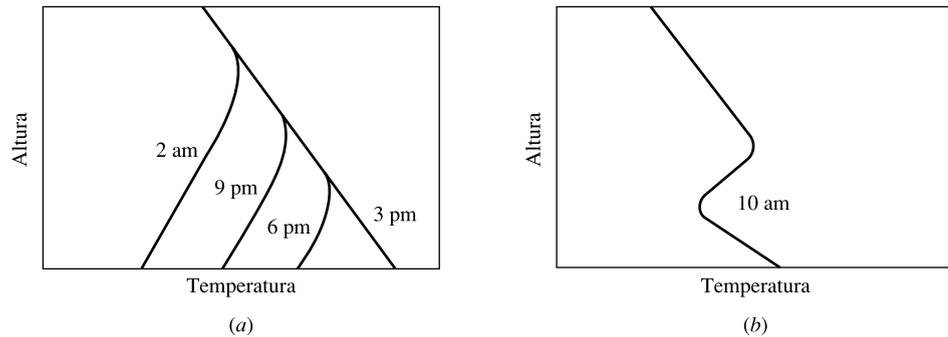


FIGURA 7.42. Desarrollo de una inversión por radiación (a), y la subsiguiente erosión de la inversión (b). Los tiempos son solo representativos. La desintegración de la inversión por la mañana conduce a un proceso denominado fumigación durante el cual la contaminación a ras de tierra puede aumentar rápidamente.

ros. Sin la luz del sol, las reacciones fotoquímicas no tienen lugar, así es que el problema más grande es habitualmente la acumulación de monóxido de carbono (CO). Por la mañana, como el sol calienta la tierra y la inversión comienza a producirse, los contaminantes que han estado atrapados en la masa de aire estable son repentinamente traídos de vuelta a la Tierra en un proceso conocido como *fumigación*. La fumigación puede causar altas concentraciones de contaminación, de breve duración, a ras de tierra.

Las inversiones por radiación son importantes en otros contextos, además de la contaminación del aire. Los cultivadores de frutas en lugares como California desde hace mucho tiempo saben que sus cultivos corren mucho peligro por el daño que causa la escarcha en las noches de invierno cuando los cielos son claros y se produce una inversión por radiación. Ya que el aire a pocos metros de altura está más caliente que el aire a nivel del cultivo, una forma para ayudar a proteger estos sensibles cultivos en tales noches es, simplemente, mezclar el aire con ventiladores accionados por grandes motores.

Las inversiones por hundimiento. Mientras las inversiones por radiación se dan en su mayor parte a nivel del suelo, durante periodos breves, en fenómenos invernales, la otra causa importante de inversiones, el hundimiento, se crea realmente con características opuestas. Las inversiones por hundimiento pueden tener lugar en sitios elevados, pueden durar meses, y pueden ser más comunes en verano que en invierno.

Las inversiones por hundimiento están asociadas con sistemas climáticos de altas presiones, conocidos como *anticiclones*. El aire del medio de una zona de altas presiones desciende, mientras que el de los bordes, se eleva. El aire cerca de la tierra se mueve hacia afuera desde el centro, mientras el aire de la parte superior se mueve hacia el centro desde los bordes. El resultado es un macizo sistema de circulación vertical. Como el aire del centro del sistema desciende, experimenta mayor presión y se comprime y calienta. Si su temperatura de elevación z_1 es T_1 , entonces cuando desciende a z_2 , se calentará adiabáticamente a $T_2 = T_1 + \Gamma d(z_1 - z_2)$, como se muestra en la Figura 7.43. Como a menudo es el caso, este calentamiento compresivo calienta el aire descendente a una temperatura superior de la que debería tener, dicha temperatura viene dictada primordialmente por las condiciones del terreno.

Ya que el aire hundido se calienta cuando desciende, puede soportar mayor cantidad de vapor de agua sin tener que condensarse. A menos que haya nuevas fuentes de humedad, su humedad relativa desciende, y allí es poco probable que se formen nubes. El resultado es

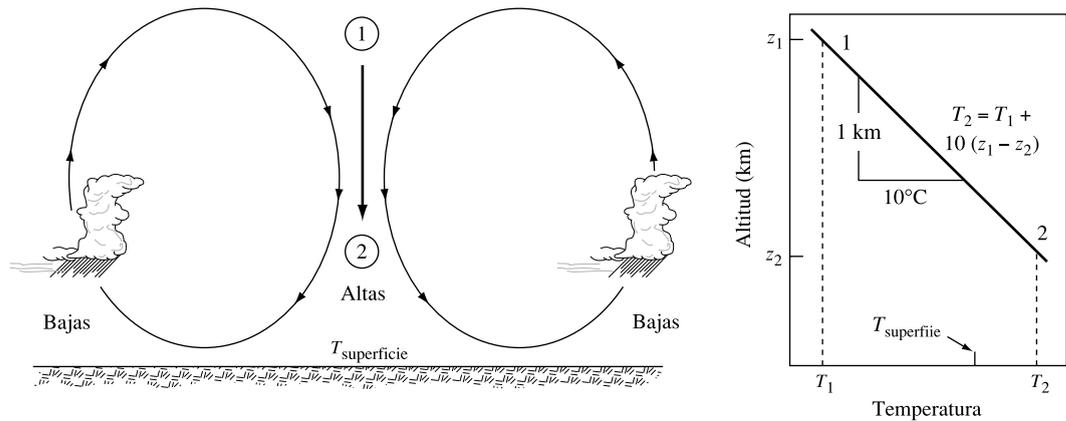


FIGURA 7.43. Al descender el aire se calienta a $10^\circ\text{C}/\text{km}$ por compresión. Es común que este hundimiento cálido cree condiciones más tibias en altura que cerca de la superficie, lo que causa una inversión de temperaturas. Los cielos claros son típicos en regiones de altas presiones mientras que los cielos nublados y las precipitaciones son comunes en áreas de bajas presiones.

que las zonas de altas presiones crean un clima claro y seco, con muchos rayos de sol durante el día y cielos despejados durante la noche. Los cielos claros durante el día permiten que el sol caliente la superficie de la Tierra, lo cual a menudo crea condiciones superadiabáticas bajo la inversión. El resultado del hundimiento y calentamiento es una inversión localizada aproximadamente desde varios centenares a varios miles de metros por encima de la superficie, esto persiste a lo largo del sistema de altas presiones. Durante la noche, la superficie puede enfriarse rápidamente por radiación, lo cual puede dar como resultado una inversión por radiación localizada bajo la inversión por hundimiento, como se muestra en la Figura 7.44.

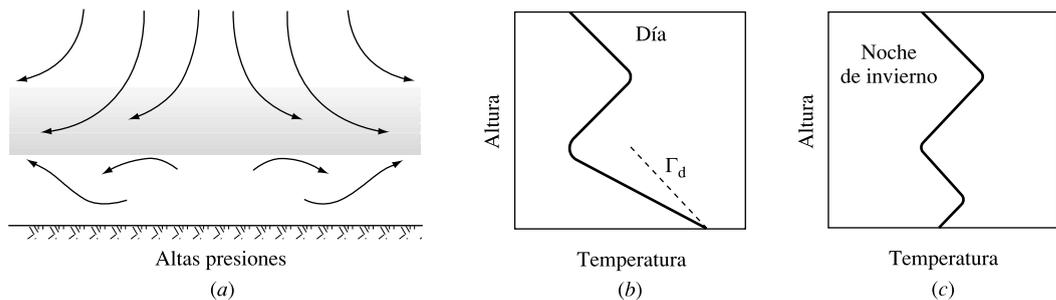


FIGURA 7.44. El descenso del aire causa la inversión por hundimiento (a). Durante el día el aire bajo la inversión puede ser inestable debido al calentamiento de la superficie terrestre por los rayos de sol (b). La inversión por radiación puede formarse bajo la inversión por hundimiento cuando las noches son claras, especialmente en invierno (c).

Algunos anticiclones y sus consiguientes inversiones por hundimiento se mueven a la deriva a través de los continentes (de oeste a este en altitudes medias del norte) así puede parecer que van y vienen de algún lugar con cierta frecuencia. Por otra parte, otros anticiclones son semi-permanentes en la naturaleza y pueden causar inversiones por hundimiento que duren durante meses. Estos altos semi-permanentes son el resultado de los patrones generales de circulación atmosférica mostrados en la Figura 7.45.

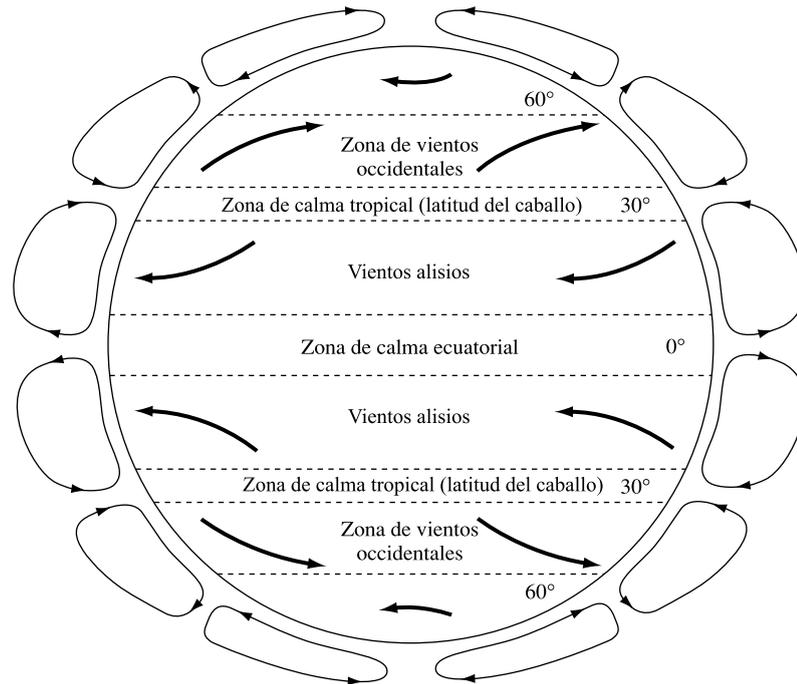


FIGURA 7.45. Comportamiento ideal del patrón de circulación del aire en el equinoccio. Las zonas de altas presiones son comunes alrededor de los 30° de latitud produciendo cielos claros e inversiones por hundimiento.

En el equinoccio, el ecuador está directamente bajo el sol, y allí el aire se calentará, comenzará a flotar y se levantará. Cuando ese aire se acerque a la parte superior de la troposfera (apenas 10 o 12 km), comenzará a girar, parte de la cabecera al norte y parte al sur. Un meteorólogo del siglo dieciocho, George Hadley, postuló que el aire continuaría hacia los polos antes de descender. En realidad, descienden a una latitud de aproximadamente 30° y luego regresan al ecuador, formando las llamadas *células de Hadley*. De modo similar, sin embargo no está muy bien definido, hay otras células conectadas como en una cadena, entre la latitud 30° y la 60° , y entre 60° y los polos. El aire descendente a los 30° de latitud crea una persistente zona de altas presiones con su correspondiente falta de nubes o lluvia, factor que contribuye a la creación de los grandes desiertos del mundo. Los desiertos del sur de California, los del suroeste de Estados Unidos, el Sahara, el desierto chileno, el Kalahari en el sur de África, y los grandes desiertos de Australia, están todos localizados a aproximadamente 30° de latitud por esta razón. Por el contrario, el aire que se levanta junto al ecuador y cerca de los 60° de latitud tiende a estar húmedo después de pasar por encima de los océanos. Cuando se enfría, la humedad se condensa, dando lugar a las nubes y a la lluvia. Por esta razón, algunas de las regiones más húmedas de mundo están en esas bandas de latitud.

El aire que avanza por la superficie de la Tierra cerca de las células de Hadley se ve afectado por las fuerzas de Coriolis, obligándole a girar hacia el oeste si se mueve hacia el ecuador o hacia el este si se mueve hacia los polos. Los vientos resultantes entre 30° y 60° son conocidos como los vientos del oeste, y entre los 30° y el ecuador son los *vientos alisios*. Acercándose al ecuador, hay poco viento ya que el aire en su mayor parte se eleva. Esa banda se llama *zona de calma ecuatorial*. De modo semejante, la superficie del aire está relativamente en calma alrededor de los 30° de latitud, formando una banda llamada latitud

del caballo. (Aparentemente los primeros marineros exploradores se encontraron atrapados en un mar en calma y sin viento que hinchaba las velas, por lo que se vieron obligados a arrojar los caballos por la borda a fin de conservar el agua y la comida, a la vez que aligeraban la carga para poder llegar al Nuevo Mundo).

Todas estas importantes bandas de latitud, zonas de calma, latitud del caballo, zonas de altas y bajas presiones, se mueven arriba y abajo del globo con el cambio de estaciones. La Figura 7.45 muestra los patrones globales de circulación en un equinoccio, cuando el sol se sitúa directamente sobre el ecuador. En verano en el Hemisferio Norte, el sol se mueve hacia el norte, como lo hacen las persistentes zonas de altas y bajas presiones que se asocian con estas bandas. Hay, por ejemplo, una zona de altas presiones a las afueras de la costa de California que se mueve sobre Los Ángeles (latitud 34°) y San Francisco (latitud 38°) en primavera, y permanece allí hasta la caída de las hojas. Esa es la razón principal del clima soleado de California, y también de su *smog*. Los cielos claros aseguran bastante luz del sol para impulsar reacciones fotoquímicas, la falta de lluvia elimina el mecanismo atmosférico de purificación, y las inversiones por hundimiento prolongadas concentran los contaminantes. En el caso de Los Ángeles, hay también un anillo de montañas alrededor de la ciudad que tiende a protegerla de los vientos que expulsarían el *smog*. En invierno en el Hemisferio Norte, el sol está directamente sobre algún lugar en el Hemisferio Sur, y las bandas se desplazan hacia el sur.

Los patrones globales de circulación de la Figura 7.45 están, claro está, idealizados. Las interacciones entre el mar y la tierra, los efectos de las tormentas y otros disturbios pasajeros, u otras características geográficas como las cadenas de altas montañas marcan este modelo, útil únicamente a gran escala. Pero incluso un modelo global simplificado, ayuda a explicar varias características significativas del clima del mundo y algunos aspectos de los problemas de contaminación atmosférica de algunas regiones.

La estabilidad atmosférica y la profundidad de la mezcla

La estabilidad atmosférica es importante porque determina la habilidad de los contaminantes para dispersarse verticalmente en la atmósfera. Ya sabemos que los estratos de la atmósfera tienen características de estabilidad que dependen de su tasa de lapso local en comparación con la tasa de lapso adiabático. Ese cuadro está incompleto, sin embargo, y debemos introducir otro concepto experimental antes de que podamos estar seguros de las consecuencias de las tasas de lapso local.

Consideremos el perfil de temperaturas de la Figura 7.46(a) y, por el momento, asumamos que el aire está seco, así que no tenemos que preocuparnos por la diferencia entre las tasas de lapso secas y saturadas. Si consideramos sólo las tasas de lapso, el tramo de aire desde tierra hasta 0,5 km es superadiabático, y debería ser etiquetado como «inestable»; El estrato desde 0,5 a 1,5 km es superadiabático y sería «estable»; y el estrato por encima de 1,5 km tiene una tasa de lapso igual para la tasa de lapso adiabática seca de $10^\circ\text{C}/\text{km}$ y la llamamos «neutral». Llamaremos a esto clasificación de estabilidad «local».

Ahora consideremos las tres masas de aire, etiquetadas como 1, 2 y 3, de la Figura 7.46(b). Si por alguna razón una de estas masas empieza a ascender o descender, su temperatura cambiará a $10^\circ\text{C}/\text{km}$. Después de imaginar que la masa se ha movido, comparemos su temperatura con la temperatura del aire circundante en la nueva altitud. Si la masa está más caliente, flotará y se elevará; si está más fría que el aire circundante, será más densa y se hundirá. Con esto en mente, consideremos la masa 1. Si por alguna razón la masa 1 comienza a moverse ligeramente hacia arriba, se enfriará a la tasa de lapso adiabático

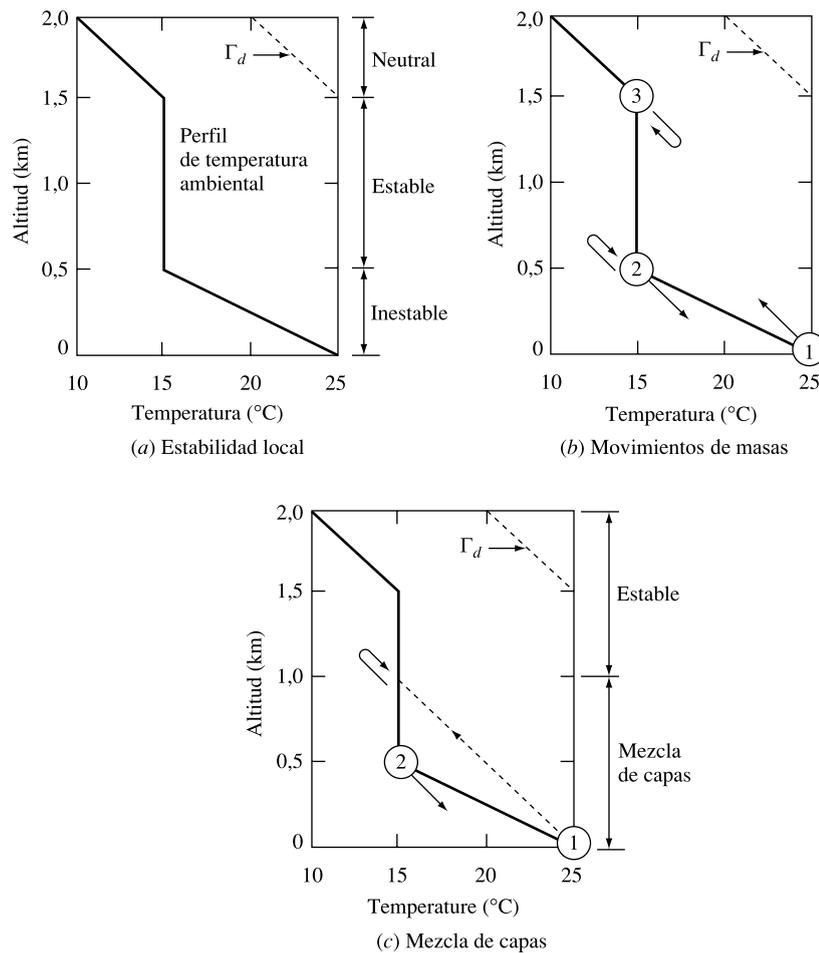


FIGURA 7.46. Ilustra la diferencia entre la estabilidad local y la estabilidad basada en la mezcla de capas. (a) Estabilidad Local determinada por las tasas de lapso; (b) las masas 1 y 2 se moverán; (c) la masa 1 se elevará a la altura de 1 km creando turbulencias y mezclándose a 1 km del nivel del suelo.

seca de $10^{\circ}\text{C}/\text{km}$, haciéndola más caliente que el aire circundante, así la masa continuará elevándose. Si la masa 2 comienza a elevarse, sin embargo, se encontrará más fría que el aire circundante, así es que se hundirá de regreso a donde empezó. Si se hunde por debajo de su nivel inicial, estará más fría que el aire que la rodea y continuará hundiéndose. Si la masa 3 comienza a bajar, estará más caliente que el aire circundante y se elevará de regreso a donde estaba.

Entonces, ¿hasta que altura subirá la masa 1? Continuará elevándose mientras esté más caliente que el aire que la rodea. Como se muestra en la Figura 7.46(c), se elevará a la altura de 1 km y luego se detendrá. Si subiese más arriba de 1 km, se encontraría más fría que el aire circundante y se hundiría de regreso a 1 km. En otras palabras, el aire a 1 km del suelo realmente experimentará una mezcla turbulenta a pesar de la tasa de lapso «estable» por encima de 0,5 km.

El proceso ilustrado en la Figura 7.46 ayuda a dar sentido a la habilidad de la atmósfera para promover la disolución de contaminantes del aire. Una región de mezcla turbulenta se

identifica proyectando el ascenso de temperaturas desde la tierra hacia arriba en la tasa de lapso adiabática seca, hasta que cruza el perfil ambiental real de temperaturas. La altitud del tope de esta mezcla de capas se llama *profundidad de la mezcla* (o, algunas veces, *altura de la mezcla*).

El producto de la profundidad de la mezcla y la velocidad media del viento dentro de la profundidad de la mezcla se usa algunas veces como indicador de la capacidad de dispersión de la atmósfera. Este producto es conocido como el *coeficiente de ventilación* (m^2/s). Los valores del coeficiente de ventilación menores de aproximadamente $6.000 \text{ m}^2/\text{s}$ se consideran indicadores potenciales de alta contaminación en el aire (Portelli and Lewis, 1987).

Columnas de humo en chimeneas y tasas de lapso adiabático

El perfil de la temperatura atmosférica afecta a la dispersión de contaminantes de una chimenea, como se muestra en la Figura 7.47. Si una chimenea emitiera contaminantes a una atmósfera neutralmente estable, podríamos esperar que la columna de humo fuera relativamente simétrica, como se muestra en la Figura 7.47(a). El término usado para describir esta columna es *cono*. En la Figura 7.47(b), la atmósfera está muy inestable, y el aire experimenta un movimiento vertical rápido, tanto hacia arriba como hacia abajo, produciendo una columna ondulante. En la Figura 7.47(c), una columna de ventilación resulta cuando existe una atmósfera muy restrictiva de la dispersión en sentido vertical, aunque si hay propagación horizontal. En la Figura 7.47(d), cuando una chimenea está bajo un estrato de inversión, las emisiones se mueven hacia abajo bastante más fácilmente que hacia arriba. La *fumigación* resultante, si es a favor del viento, puede llegar a elevar mucho las concentraciones del nivel del suelo.

Cuando la chimenea está por encima de un estrato de inversión, como en la Figura 7.47(e), se cohibe la subida de la mezcla, pero el movimiento descendente se restringe mucho por la inversión del aire estable. Esta elevación ayuda a mantener la contaminación alta por encima del nivel del suelo, reduciendo la exposición de las personas que viven a favor del viento. De hecho, una propuesta común para el control de la contaminación atmosférica en el pasado ha sido construir chimeneas más altas para que emitiesen los contaminantes por encima de las inversiones. Una consecuencia desafortunada de esta propuesta, sin embargo, ha sido que los contaminantes emitidos por las altas chimeneas pueden viajar a lo largo de grandes distancias y causar efectos inesperados, como lluvia ácida, a centenas de millas de la fuente.

7.11. | Modelo gaussiano de columna de una fuente puntual

La Ley de Calidad del Aire especifica nuevos estándares para fuentes de emisiones, y especifica estándares de calidad del aire ambiental. El vínculo de conexión entre las dos es la atmósfera. ¿Cómo se comportan los contaminantes una vez que se han emitido y como podemos predecir sus concentraciones en la atmósfera? ¿Cómo pueden mostrarse las limitaciones impuestas por una política de Prevención de Deterioro Significativo para que sean satisfechas por las nuevas fuentes en un área en la que el aire reúne las condiciones estándar de calidad? ¿Cómo podemos predecir la mejora que debe alcanzarse en la calidad del aire cuando se proponen nuevas fuentes en un área que no reúne estas condiciones? Para responder a preguntas como éstas se han desarrollado modelos informáticos que utilizan datos tales

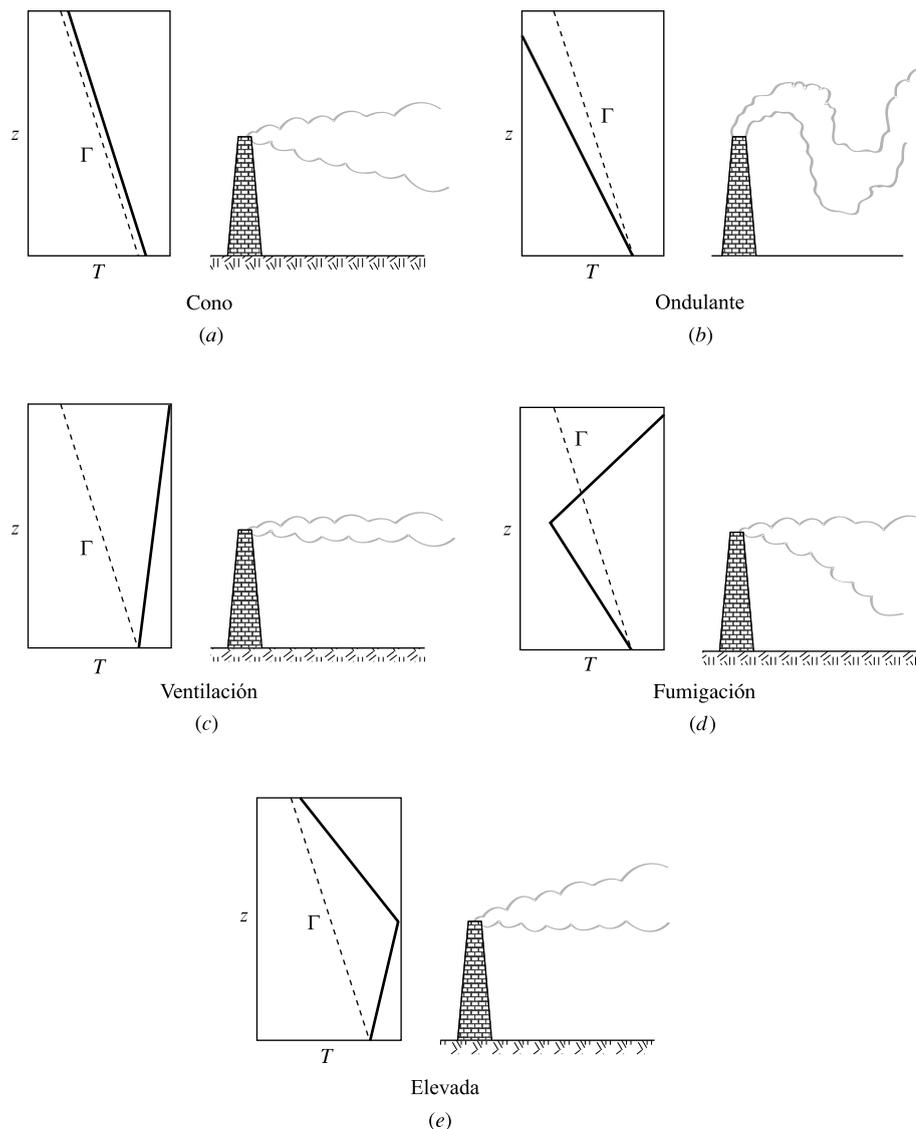


FIGURA 7.47. Efecto de la tasa de lapso atmosférico y la altura de la chimenea en el comportamiento de la columna. La línea obtenida es la tasa de lapso adiabático seco por referencia.

como la predicción de emisiones, altura de chimeneas, datos eólicos, perfiles de temperaturas atmosféricas, temperatura ambiental, insolación y características del terreno local que se expondrán en esta sección.

En el corazón de casi cualquier programa informático que trate de relacionar las emisiones con la calidad del aire figura la suposición de que la concentración media de contaminante de una fuente en la dirección del viento, puede modelarse utilizando una curva de distribución normal, o gaussiana. (Para una breve exposición de la campana de Gauss, véase la Sección 3.3). El modelo básico de dispersión de Gauss se aplica a una *fente puntual* (o punto de origen) como por ejemplo una chimenea, pero puede modificarse a fin de ser aplicable a una *fente lineal* (como por ejemplo las emisiones de los motores de los vehículos

que recorren una carretera), *fuentes dispersas* (que pueden modelarse como un gran número de fuentes puntuales).

Para comenzar, consideremos tan sólo una fuente puntual tal como la que muestra la Figura 7.48. El sistema de coordenadas se ha establecido para mostrar una sección transversal de la columna, donde l representa la dirección vertical y x la distancia en la dirección del viento desde la fuente. Si tuviéramos que observar la columna en un momento concreto, podría tener una forma irregular, como muestra el contorno ondulado de la columna. Pocos minutos después ésta podría tener una forma totalmente diferente. Si instaláramos una cámara y dejásemos el obturador abierto durante un rato, podríamos imaginar que la fotografía obtenida sería la imagen de la media del humo que circula por delante de la lente, que es exactamente lo que pretende mostrar la figura.

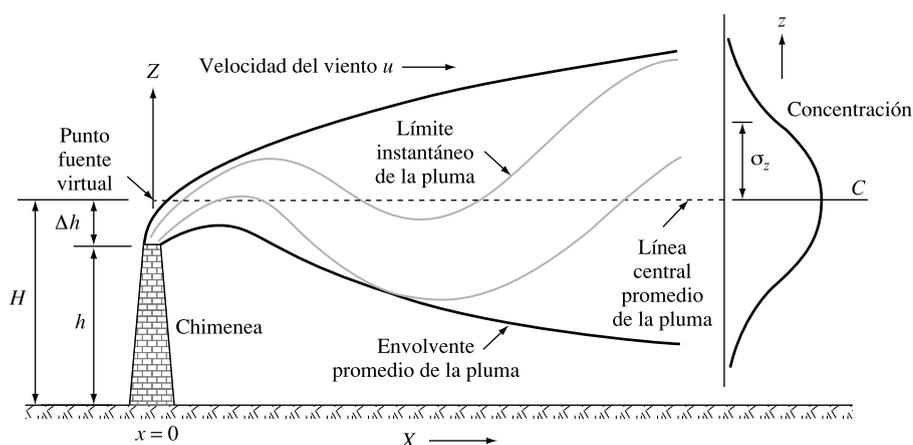


FIGURA 7.48. Límites instantáneos de la columna y tiempo medio envoltorio de la columna.

Puesto que las emisiones de humo poseen velocidad inicial creciente y flotabilidad, es posible que sea necesaria cierta distancia en la dirección del viento antes de que la columna se muestre simétrica en torno a una línea central fija. Esta línea central se establecerá un poco por encima de la altura de la columna.

La concentración más elevada de contaminación se hallaría en torno a este eje de simetría, con concentraciones decrecientes a medida que nos alejamos de éste. El modelo de columna de Gauss supone que la concentración de contaminantes obedece a una distribución normal en torno a este eje, tanto en el plano vertical, que muestra la figura, como en la dirección horizontal, que no se muestra. También trata las emisiones como si procedieran de una fuente puntual virtual junto con el eje de la columna, hasta una *altura efectiva* H .

La ecuación de dispersión de la fuente puntual gaussiana relaciona las concentraciones de contaminantes medias y de estado estacionario con la fuerza de la fuente, la velocidad del viento, la altura efectiva, y las condiciones atmosféricas. Su forma puede concluirse a partir de consideraciones básicas como la difusión gaseosa en el espacio tridimensional. En cualquier caso, la conclusión se encuentra más allá del alcance de este libro (*véase*, por ejemplo, Seinfeld y Pandis, 1998). Es importante tener en cuenta las siguientes suposiciones que se incorporan al análisis:

- La tasa de emisiones de la fuente es constante.
- La velocidad del viento es constante en el tiempo y con la elevación.

- El contaminante es conservativo, es decir, no se descompone por la degradación, reacciones químicas o deposición. Cuando desciende a la tierra no se absorbe y se refleja todo.
- El terreno es relativamente llano, en campo abierto.

El sistema coordinado tridimensional establecido en la Figura 7.49 tiene la chimenea en su origen, donde x representa la distancia en la dirección del viento, y representa la distancia fuera del eje del viento, y z representa la elevación. Puesto que nuestra preocupación va a tratar sólo con los receptores (personas y ecosistemas) al nivel terrestre, la forma de la ecuación de la columna de Gauss dada aquí es menos general de lo que puede ser, y se aplica sólo para $z = 0$:

$$C(x, y) = \frac{Q}{\pi u_H \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z^2}\right) \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \quad (7.45)$$

donde

$C(x, y)$ = Concentración a nivel del suelo el punto (x, y) , $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

x = Distancia, en m.

y = Distancia horizontal en m. desde el eje central de la columna.

Q = Tasa de emisión de contaminantes, $\mu\text{g}/\text{s}$.

H = Altura efectiva, en m ($H = h + \Delta h$, donde h = altura real, y Δh = elevación de la columna).

u_H = Velocidad media del viento en la altura efectiva de la chimenea, en m/s.

σ_y = Coeficiente de dispersión horizontal (desviación estándar), en m.

σ_z = Coeficiente de dispersión vertical (desviación estándar), en m.

Antes de entrar en detalles acerca de (7.45), hay diversas características que podemos considerar despreciables. La concentración de contaminantes a nivel del suelo es directa-

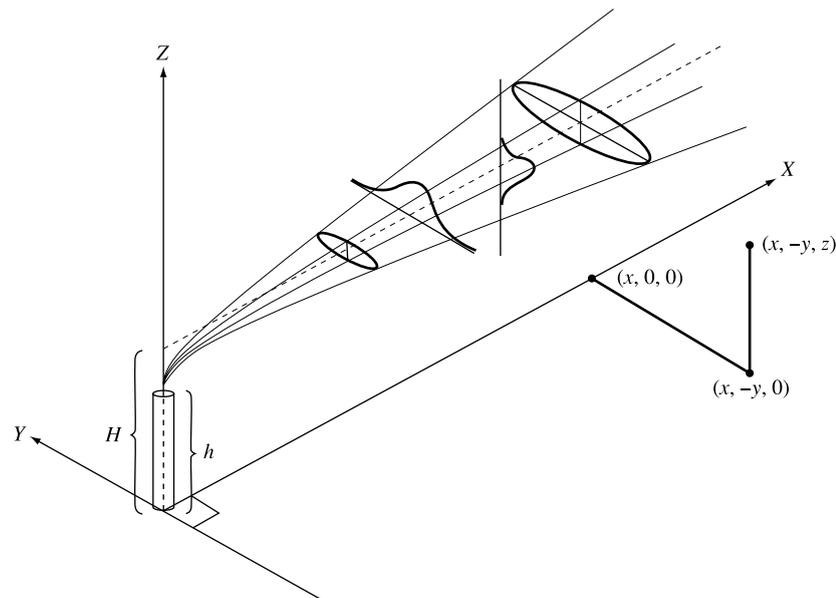


FIGURA 7.49. Sistema de coordenadas de dispersión de la columna. Muestra su distribución en las direcciones vertical y horizontal. (Fuente: Turner, 1970.)

mente proporcional a la potencia de la fuente Q , de modo que es fácil determinar cuánta reducción de fuente es necesaria para alcanzar la disminución deseada en la concentración en la dirección del viento. Las unidades de Q se han dado en microgramos de modo que las concentraciones se establecerán en los habituales microgramos por metro cúbico. La contaminación a nivel del suelo decrece cuando se utilizan chimeneas más altas, aunque la relación no es lineal. Nótese también que no hay una relación explícita entre la tasa de emisión, Q , y la distancia, x . La distancia se introducirá en la ecuación cuando σ_y y σ_z se evalúen.

La Ecuación (7.45) indica que la concentración en la dirección del viento aparenta ser inversamente proporcional a la velocidad del viento, lo cual es lo que podría concluirse intuitivamente. En realidad, la relación inversa está ligeramente modificada por la dependencia de la elevación de la columna Δh de la velocidad del viento. Velocidades más altas reducen la altura efectiva de la chimenea H , lo que evita que la contaminación a nivel del suelo caiga tanto como lo que una simple relación inversa implicaría.

Finalmente, y como punto más importante, aunque la ecuación de la columna de Gauss se basa tanto en datos y mediciones teóricos como reales, no por ello deja de ser, cuando menos, un modelo tosco. Las predicciones basadas en el modelo deberían suponerse precisas hasta un $\pm 50\%$. A pesar de esta incertidumbre es todavía muy útil, dado que goza de una aceptación universal, es fácil de usar y permite una comparación entre los cálculos efectuados mediante modelos diferentes en diversas circunstancias.

Cambios en la velocidad del viento con la elevación

La velocidad del viento empleada en (7.42), u_H , es la velocidad del viento a la altura efectiva de la chimenea. Habitualmente la velocidad del viento se mide con un anemómetro que se ubica a una altura de 10 metros sobre el suelo, de manera que necesitamos algún modo de relacionar la velocidad del viento a la altura del anemómetro con la velocidad del viento a la altura efectiva de la chimenea. La siguiente ley exponencial se utiliza con frecuencia para elevaciones inferiores a pocos cientos de metros sobre el suelo:

$$\left(\frac{u_H}{u_a}\right) = \left(\frac{H}{z_a}\right)^p \quad (7.46)$$

donde

u_H = Velocidad del viento en la elevación H .

u_a = Velocidad del viento a la altura del anemómetro.

H = Altura efectiva de la columna.

z_a = Altura del anemómetro sobre el suelo.

p = Parámetro adimensional dependiente de la rugosidad del terreno y la estabilidad atmosférica.

La Tabla 7.6 ofrece valores para p recomendados por la EPA cuando existen superficies rugosas en las proximidades del anemómetro (Peterson, 1978). Para terrenos llanos, como campos, o terrenos cercanos a masas de agua, los valores de p dados en la Tabla 7.6 deberían multiplicarse por 0,6. Los indicadores de *clase de estabilidad* en la tabla se especifican mejor en la Tabla 7.7, cuando calculemos las características de las columnas o columnas de humo.

TABLA 7.6. Exponente de perfil de viento p , para terreno rugoso^(a)

Clase de estabilidad	Descripción	Exponente p
A	Altamente inestable	0,15
B	Moderadamente inestable	0,15
C	Ligeramente inestable	0,20
D	Neutro	0,25
E	Levemente estable	0,40
F	Estable	0,60

^(a) Para terreno plano, multiplíquese p por 0,6; véase la Tabla 7.7 para una mayor descripción de las clases de estabilidad utilizadas aquí.

Fuente: Peterson, 1978.

TABLA 7.5. Clasificaciones de Estabilidad Atmosférica

Velocidad del viento superficial (m/s)	Insolación diurna			Nubosidad nocturna ^(e)	
	Fuerte ^(b)	Moderada ^(c)	Leve ^(d)	Nublado ($\geq 4/8$)	Despejado ($\leq 3/8$)
<2	A	A-B ^(f)	B	E	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

^(a) La velocidad del viento superficial está tomada a 10 m sobre el suelo.

^(b) Corresponde a un día de verano claro con el sol a más de 60° de elevación sobre la línea del horizonte.

^(c) Corresponde a un día de verano con algunas nubes o un día claro con el sol entre 35-60° de elevación sobre la línea del horizonte.

^(d) Corresponde a un crepúsculo, o a un día de verano nublado, o a un día de verano claro con el sol entre 15-30° sobre la línea del horizonte.

^(e) La nubosidad se define como la fracción del cielo cubierta por nubes.

^(f) Para las condiciones A-B, B-C, C-B, los valores son la media de los obtenidos por cada uno.

Nota: A, altamente inestable; B, moderadamente inestable; C, ligeramente inestable; D, neutro; E, ligeramente estable; F, estable. Al margen de la velocidad del viento, la clase D se supondrá para condiciones de nubosidad, diurnas o nocturnas.

Fuente: Turner, 1970.

EJEMPLO 7.11. Velocidad del viento en la chimenea

Imaginemos que un anemómetro a una altura de 10 m sobre el suelo mide una velocidad del viento de 2,5 m/s. Calcular la velocidad del viento a una elevación de 300 m, en un terreno rugoso si la atmósfera se halla en condiciones ligeramente inestables.

Solución. De la Tabla 7.6, hallamos que el exponente de perfil del viento para una atmósfera ligeramente inestable (clase de estabilidad C) es de 0,20. Si reagrupamos (7.46) obtenemos:

$$u_H = u_a \left(\frac{H}{z_a} \right)^p = 2,5 \cdot \left(\frac{300}{10} \right)^{0,2} = 4,9 \text{ m/s}$$

El coeficiente de dispersión de Gauss

Los dos coeficientes de dispersión en (7.45), σ_y y σ_z necesitan una explicación. Son apenas las desviaciones estándar de las distribuciones gaussianas vertical y horizontal, respectivamente (alrededor de un 68% de la zona por debajo de la que la campana de Gauss se halla en $\pm 1 \sigma$ del valor medio). Valores menores del coeficiente de dispersión significan que la campana de Gauss es más estrecha, con un pico más alto y valores más elevados representan lo contrario. Cuanta más distancia recorrida mayores son los coeficientes. Esto provoca que la campana de Gauss se vaya ensanchando más y más. Estos coeficientes no están sólo en función de la distancia, sino que también dependen, de modo complejo, de la estabilidad atmosférica.

El procedimiento más común para calcular los coeficientes de dispersión lo introdujo Pasquill (1961), fue modificado por Gifford (1961), y adoptado por el Servicio de Salud Pública de U.S. (Turner, 1970); se presenta aquí en la Figura 7.50. Los parámetros desde A hasta F en la Figura 7.50 representan clasificaciones de estabilidad basadas en descripciones cualitativas de condiciones ambientales dominantes.

La Tabla 7.7 describe estos parámetros. Por ejemplo, un día estival claro, con el sol más alto de 60° sobre la línea del horizonte, con velocidades de viento inferiores a 2 m/s (a una elevación de 10 m), crea una atmósfera *altamente inestable* con una clase de estabilidad de A. El extremo opuesto es la clase F, la cual se etiqueta de *estable* y corresponde a una noche clara (menos de 3/8 del cielo nublado), con vientos de menos de 3 m/s.

La representación gráfica de los coeficientes de dispersión en la Figura 7.50 es conveniente cuando se efectúan cálculos con un ordenador. Un resultado ajustado a estos gráficos puede obtenerse utilizando las siguientes ecuaciones (Martin, 1976):

$$\sigma_y = ax^{0,894} \tag{7.47}$$

y

$$\sigma_z = cx^d + f \tag{7.48}$$

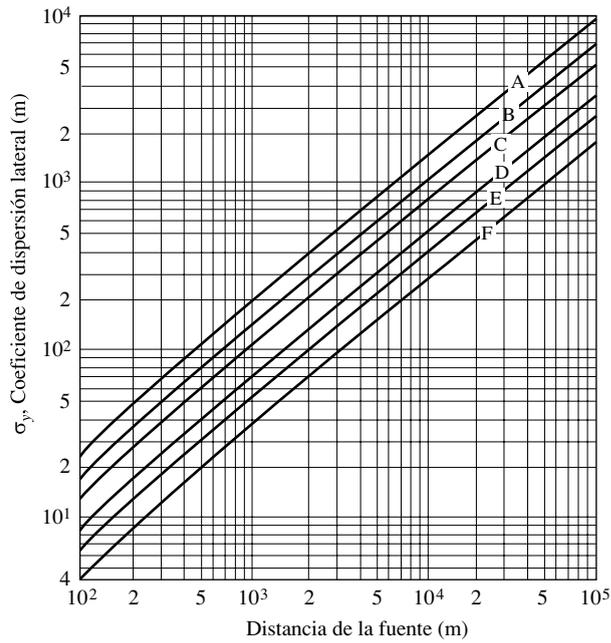
donde las constantes a , c , d , y f se reflejan en la Tabla 7.8 para cada clase de estabilidad. La distancia x debe expresarse en kilómetros para obtener σ_y y σ_z en metros. Por conveniencia, unos pocos valores de los coeficientes de dispersión calculados utilizando (7.47) y (7.48) se listan en la Tabla 7.9.

TABLA 7.8. Valores de las constantes a , c , d , y f para su uso en (7.47) y (7.48)

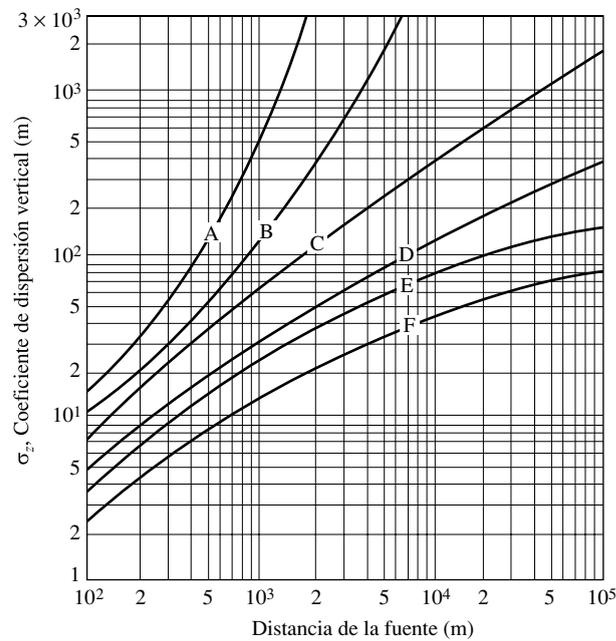
Estabilidad	$x \leq 1 \text{ km}$				$x \geq 1 \text{ km}$		
	a	c	d	f	c	d	f
A	213	440,8	1,941	9,27	459,7	2,094	-9,6
B	156	106,6	1,149	3,3	108,2	1,098	2,0
C	104	61,0	0,911	0	61,0	0,911	0
D	68	33,2	0,725	-1,7	44,5	0,516	-13,0
E	50,5	22,8	0,678	-1,3	55,4	0,305	-34,0
F	34	14,35	0,740	-0,35	62,6	0,180	-48,6

Nota: Los valores calculados de se expresarán en metros cuando x se exprese en kilómetros.

Fuente: Martin, 1976.



(a)



(b)

FIGURA 7.50. Coeficientes de dispersión de Gauss como una función de la distancia (a) coeficiente horizontal, σ_y , (b) coeficiente vertical, σ_z .
(Fuente: Turner, 1970.)

TABLA 7.9. Coeficientes de dispersión (m) para determinadas distancias (km), calculados con (7.47) y (7.48)

Distancia x (km)	Clase de estabilidad y σ_y						Clase de estabilidad y σ_z					
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F
0,2	51	37	25	16	12	8	29	20	14	9	6	4
0,4	94	69	46	30	22	15	84	40	26	15	11	7
0,6	135	99	66	43	32	22	173	63	38	21	15	9
0,8	174	128	85	56	41	28	295	86	50	27	18	12
1	213	156	104	68	50	34	450	110	61	31	22	14
2	396	290	193	126	94	63	1.953	234	115	51	34	22
4	736	539	359	235	174	117		498	216	78	51	32
8	1.367	1.001	667	436	324	218		1.063	406	117	70	42
16	2.540	1.860	1.240	811	602	405		2.274	763	173	95	55
20	3.101	2.271	1.514	990	735	495		2.904	934	196	104	59

Concentración a nivel del suelo en la dirección del viento

La concentración a nivel del suelo de la contaminación desde la chimenea en la dirección del viento resulta de interés puesto que la polución será la más alta a lo largo de este eje. Con $y = 0$, (7.45) se simplifica en

$$C(x, 0) = \frac{Q}{\pi u_H \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_x^2}\right) \tag{7.49}$$

El siguiente ejemplo ilustra el uso de la ecuación de columna de Gauss.

EJEMPLO 7.12. Columna de una central térmica

Una central térmica de 1.000 MW (10^6 kW) alimentada con carbón que tiene un rendimiento del 40%, emite SO_2 a la tasa legalmente permitida de 0,6 lb de SO_2 por millón de Btu de energía de entrada en la central. La columna tiene una altura efectiva de 300 m. Un anemómetro situado a 10 m mide una velocidad de viento de 2,5 m/s, en un día estival nublado. Predecir la concentración de SO_2 a nivel del suelo 4 km en la dirección del viento.

Solución. Conocemos la electricidad saliente de la central, 10^6 KW, pero los estándares de emisión están escritos en términos de energía entrante. Utilizando la conversión de $3.412 \text{ Btu} = 1 \text{ kW/h}$, la energía entrante es

$$\text{Energía entrante} = \frac{\text{Energía saliente}}{\text{Rendimiento}} = \frac{1,0 \times 10^6 \text{ kW}}{0,40} \times \frac{4.412 \text{ Btu}}{\text{kWh}} = 8.530 \times 10^6 \text{ Btu/h}$$

De modo que la tasa de emisión de SO_2 sería

$$Q = \frac{8.530 \times 10^6 \text{ Btu}}{\text{h}} \times \frac{0,6 \text{ lb SO}_2}{10^6 \text{ Btu}} \times \frac{\text{kg}}{2,2 \text{ lb}} \times \frac{10^9 \mu\text{g}}{\text{kg}} \times \frac{\text{h}}{3.600 \text{ s}} = 6,47 \times 10^8 \mu\text{g de SO}_2/\text{s}$$

Para las condiciones de velocidad del viento del anemómetro y las condiciones solares dadas, la Tabla 7.7 indica que la clase de estabilidad apropiada es C. Notar que la Tabla 7.7 utiliza la velocidad del viento como medida a la altura anemométrica estándar de 10 m. La velocidad del viento en la ecuación de columna de Gauss, en cualquier caso, exige que calculemos el viento a la altura efectiva de la chimenea. Lo hicimos en el Ejemplo 7.11 y hallamos que era 4,9 m/s a 300 m.

A 4 km en la dirección del viento, la Tabla 7.9 indica que los coeficientes de dispersión son $\sigma_y = 359$ m y $\sigma_z = 216$ m. Junto con (7.49) obtenemos

$$C(4,0) = \frac{6,47 \times 10^8 \text{ } \mu\text{g/s}}{\pi \times 4,9 \text{ m/s} \times 359 \text{ m} \times 216 \text{ m}} \exp\left[\frac{-(300)^2}{2 \times (216)^2}\right] = 206 \text{ } \mu\text{g/m}^3$$

Utilizando 24.465×10^{-3} /mol (a una atm, y 25 °C) junto con el peso molecular del SO₂ ($32 + 2 \times 16 = 64$ g/mol), podemos convertir las unidades en las más utilizadas ppm:

$$C = \frac{206 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3 \times 24,465 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{mol}}{64 \text{ g/mol}} = 0,109 \times 10^{-6} = 0,109 \text{ ppm}$$

De modo que la central térmica del Ejemplo 7.12 añadiría 0,11 ppm a cualquier nivel de SO₂ que se hallara ya allí a causa de otras fuentes. Para tener perspectiva, comparémoslo con las emisiones de los estándares de calidad del aire. La Tabla 7.1 indica que la concentración media anual de SO₂ debe ser inferior a 0,03 ppm, lo que significa que esta central térmica por sí sola causaría una contaminación que excedería enormemente los estándares si estas condiciones atmosféricas prevaleciesen durante todo el año.

El estándar de emisión de SO₂ durante las 24 horas del día es de 0,14 ppm, así que bajo las condiciones expuestas, esta central no violaría dicho estándar, pero no permitiría ninguna otra fuente en las proximidades.

El Ejemplo 7.12 abre las puertas a muchas preguntas interesantes, ¿Cuánto varía la concentración a medida que cambia la distancia en la dirección del viento? ¿Cuál sería el efecto de los cambios de la velocidad del viento o la clase de estabilidad? ¿Cómo utilizaríamos los datos estadísticos sobre la velocidad y dirección del viento y las condiciones atmosféricas para asegurar que se cumplirán los requisitos y exigencias estándar? Si no se cumplen, ¿Qué alternativas hay? Algunos ejemplos vienen a la mente. Podríamos elevar la altura de la chimenea (añadiendo con esto problemas de deposición ácida); podríamos incrementar la eficacia con la que el filtro limpia las emanaciones, o podríamos recomendar la utilización de carbón con menor contenido en azufre. Quizá algunos esfuerzos por conservar o recuperar energía podrían reducir el tamaño de la central eléctrica lo necesario para cumplir los requisitos que nos atañen. Obviamente, para efectuar los análisis adecuados al respecto de una nueva fuente, tal como la central eléctrica del Ejemplo 7.12, se requiere un estudio de extrema complejidad. Aunque no llevaremos a cabo tales cálculos aquí, sí presentamos el punto de partida crucial para tal estudio, denominado el Modelo de Columna de Gauss.

Concentración del pico en la dirección del viento

Representar (7.49) a mano resulta tedioso, especialmente si queremos realizar un análisis de sensibilidad a fin de ver cómo cambian los resultados con el cambio en la altura de la chimenea y las condiciones atmosféricas. Resulta mucho más fácil efectuar esto con un ordena-

dor, y es especialmente sencillo si se utiliza un programa de hojas de cálculo con capacidad de desarrollo de gráficas. Utilizando el Ejemplo 7.12 como base, el efecto de los cambios en la altura efectiva de la chimenea sobre la concentración a lo largo de la dirección del viento se ha representado en la Figura 7.51(a). El efecto del cambio en la clase de estabilidad, manteniendo la altura de la chimenea constante a 300 m se muestra en la Figura 7.51(b).

La concentración en la dirección del viento es sensible a los cambios en la altura efectiva de la chimenea, como puede apreciarse en la Figura 7.51(a). Elevando la altura efectiva de la chimenea de 250 a 300 m se reduce la concentración del pico a menos de la mitad. La capacidad de reducir la contaminación a nivel del suelo de modo significativo mediante el aumento de la altura de la chimenea ha conducido a la construcción de chimeneas extremadamente altas. De hecho, la chimenea más alta del mundo se creó para una industria de fundición en Subdury, Ontario, y es tan alta como el Empire State Building de Nueva York (380 m). La altura efectiva de la chimenea sería incluso mayor.

El impacto del cambio de clase de estabilidad que muestra la Figura 7.51(b) quizá no sea esperado. La mayor concentración en el pico en la dirección del viento acontece cuando la atmósfera es altamente inestable, en lugar de estable. Las turbulencias propias de una atmósfera inestable atraen hacia la tierra las irregularidades en la columna muy rápidamente, lo que resulta en valores de pico muy elevados cerca de la chimenea. No obstante, más adelante en la dirección del viento, las concentraciones se desvanecen con gran rapidez. El hecho de tener una elevada concentración en el pico cerca de la chimenea puede resultar una situación satisfactoria siempre que los ecosistemas o la población de cualquier índole que pudieran resultar dañados por la contaminación se hallen a no menos de algunos kilómetros de distancia.

La atmósfera estable que muestra la Figura 7.51(b), por otra parte, causa una concentración en el pico relativamente baja. El diagrama de una columna en condición de ventilación (fanning plume) de la Figura 7.47(c) puede ayudar a la comprensión de una conclusión de este tipo.

La columna se despliega horizontalmente, pero gran parte de ella no alcanza el suelo hasta que la columna se halla a alguna distancia de la chimenea, en la dirección del viento. Como se muestra en la Figura 7.51(b), la atmósfera estable es peor que las atmósferas inestables más allá de los 14 km. Nótese en cualquier caso que las concentraciones mostradas en la Figura 7.51 no toman en cuenta el hecho de que la altura efectiva de la chimenea depende de la clase de estabilidad. Si se incluye este factor, los altos picos que se muestran en atmósferas inestables se reducen de una forma moderada.

Una pregunta obvia es ¿cómo puede predecirse la concentración pico a lo largo de la dirección del viento partiendo de (7.49)? Desafortunadamente, no resulta posible deducir una solución matemática. Un modo de predecir el pico consiste en simplificar representaciones de curvas del tipo mostrado en la Figura 7.51 empleando para ello un ordenador. Con la disponibilidad de los programas para PC de hojas de cálculo, este método no es demasiado laborioso. Turner (1970) ha obtenido gráficas que utilizan la clase de estabilidad y la altura efectiva de la chimenea como parámetros para determinar la distancia en la dirección del viento donde se produce la máxima concentración ($x_{\text{máx}}$). El mismo proceso produce una concentración normalizada $(Cu_H/Q)_{\text{máx}}$, a partir de donde se puede hallar la concentración máxima empleando la fórmula siguiente:

$$C_{\text{máx}} = \frac{Q}{u_H} \left(\frac{Cu_H}{Q} \right)_{\text{máx}} \quad (7.50)$$

Las curvas se presentan en la Figura 7.52, y el Ejemplo 7.13 ilustra su uso.

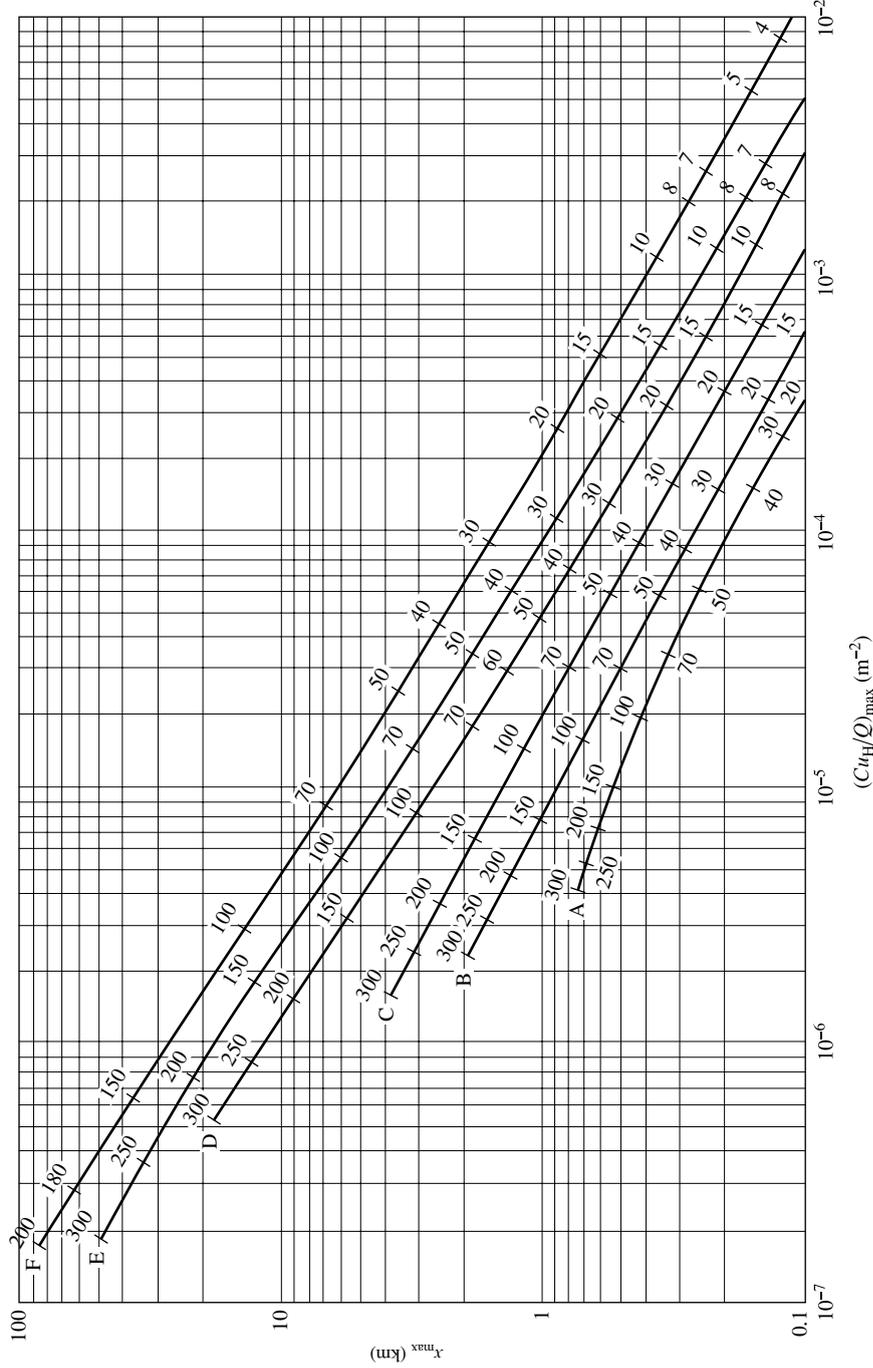


FIGURA 7.52. Para determinar el pico de concentración en la dirección del viento, introducir el gráfico con la clase de estabilidad apropiada y la altura efectiva de la chimenea (números en la gráfica, en metros). Seguir la línea hacia la derecha para hallar la distancia hasta el pico y, una vez encontrada, en la base figura la lectura del parámetro a partir del cual puede hallarse la concentración de pico buscada. (Fuente: Turner, 1970.)

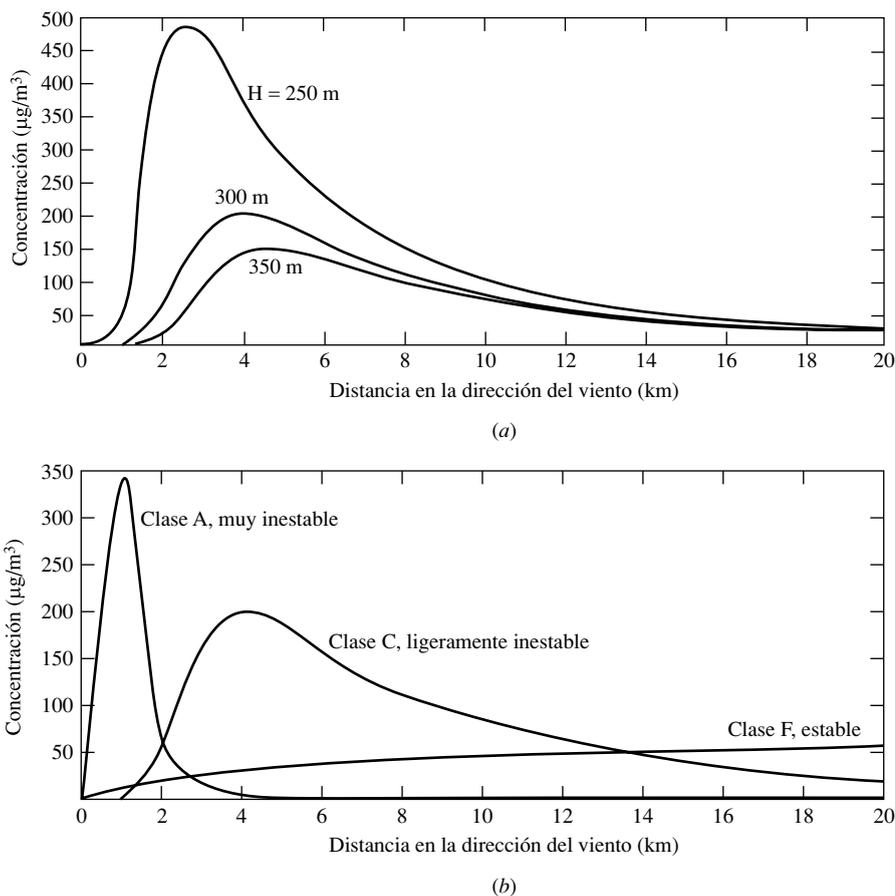


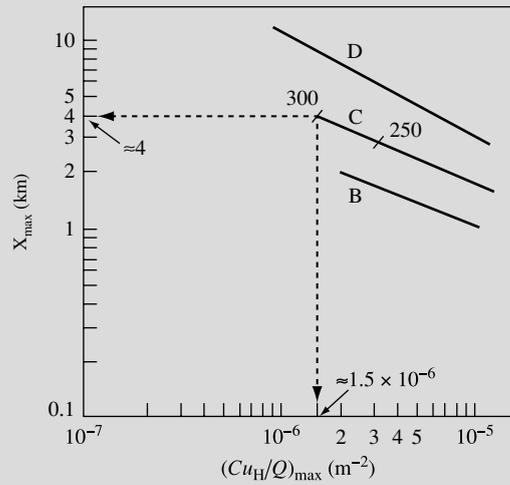
FIGURA 7.51. El efecto de las variaciones de los parámetros clave sobre la columna de SO₂ de la central del Ejemplo 7.12. (a) El efecto de los cambios en la altura efectiva de la chimenea para una clase de estabilidad constante, y (b) la variación de clase de estabilidad para una altura efectiva de chimenea constante.

EJEMPLO 7.13. Concentración del pico en la dirección del viento

Trabajando con la central eléctrica del Ejemplo 7.12, de 1.000 MW, alimentada con carbón, utilizar la Figura 7.52 para determinar la distancia en la dirección del viento donde se alcanzará la máxima concentración de SO₂. Hallar dicha concentración.

Solución. La clase de estabilidad es C, y la altura efectiva de la chimenea es de 300 m. Partiendo de la Figura 7.52, la distancia en la dirección del viento, $x_{\text{máx}}$, es de aproximadamente 4 km (lo que coincide con la Figura 7.51). Nótese que las escalas en la Figura 7.52 son logarítmicas, de modo que conviene ser cuidadoso durante la lectura de los valores.

La lectura general desde el punto en la figura corresponde a la clase de estabilidad C y la altura efectiva de la chimenea es de $H = 300$ m, $(Cu_H/Q)_{\text{máx}}$ aparenta ser de unos $1,5 \times 10^{-6} \text{ m}^{-2}$.



La velocidad del viento a la altura efectiva de la chimenea se halló en el Ejemplo 7.11 y resultó de $u_H = 4,9$ m/s, y Q era de $6,47 \times 10^8$ $\mu\text{g/s}$, de modo que

$$C_{\text{máx}} = \frac{Q}{u_H} \left(\frac{C u_H}{Q} \right)_{\text{máx}} = \frac{6,47 \times 10^8 \mu\text{g/s}}{4,9 \text{ m/s}} \times \frac{1,5 \times 10^{-6}}{\text{m}^2} = 198 \mu\text{g/m}^3$$

lo cual es bastante cercano a los $206 \mu\text{g/m}^3$ calculados a 4 km en el Ejemplo 7.12. Es bastante difícil leer la Figura 7.52, de modo que no ha de esperarse una gran exactitud.

Elevación de la columna

Hasta aquí hemos tratado únicamente con la altura efectiva de la chimenea H en nuestros cálculos. La diferencia entre la altura de la chimenea real h y la altura efectiva H se denomina la *elevación de la columna* Δh . La elevación de la columna la provoca una combinación de factores, los más importantes de los cuales son la flotación y el momento de los gases de combustión, y la estabilidad de la atmósfera en sí. La flotación aparece cuando los gases de combustión están más calientes que el aire ambiente o cuando el peso molecular de éstos es menor que el del aire (o una combinación de ambos factores). El momento lo causa la masa y la velocidad de los gases a medida que éstos salen de la chimenea.

Se han propuesto diversas técnicas para tratar la elevación de la columna, pero tienden a producir resultados muy distintos. La EPA recomienda un modelo basado en el trabajo de Briggs (1972), y por ello será el que utilizaremos aquí. La elevación de la columna depende del momento y de la flotación. La flotación asumida para este análisis se debe a que la temperatura de los gases que emanan de la chimenea es mayor que la del ambiente circundante, pero se podrían incluir diferencias en el peso molecular de los gases de combustión con respecto al del aire.

La siguiente ecuación de elevación de columna puede utilizarse para condiciones *estables* (categorías de estabilidad E y F):

$$\Delta h = 2,6 \left(\frac{F}{u_h S} \right)^{1/3} \quad (7.51)$$

La cantidad F se denomina *parámetro de flujo por flotación* (m^4/s^3)

$$F = gr^2v_s \left(1 - \frac{T_a}{T_s} \right) \quad (7.52)$$

donde

- Δh = Elevación de la columna, en m.
- g = Aceleración de la gravedad, $9,8 \text{ m/s}^2$.
- r = Radio interior de la chimenea.
- u_h = Velocidad del viento a la altura de la chimenea, m/s.
- v_s = Velocidad de salida de gases de la chimenea, m/s.
- T_s = Temperatura de los gases en la chimenea, K.
- T_a = Temperatura ambiente, K.

La cantidad S es un *parámetro de estabilidad* con unidades de s^{-2} dadas por

$$S = \frac{g}{T_a} \left(\frac{\Delta T_a}{\Delta z} + 0,01 \text{ }^\circ\text{C/m} \right) \quad (7.53)$$

La cantidad $\Delta T_a/\Delta z$ representa la tasa real de cambio de la temperatura ambiente con la altitud en $^\circ\text{C/m}$ (nótese que un valor positivo significa que la temperatura aumenta con la altitud).

En condiciones *neutras* o *inestables* de la atmósfera (categorías de estabilidad A-D), puede utilizarse la siguiente ecuación para calcular la elevación de la columna:

$$\Delta h = \frac{1,6 F^{1/3} x_f^{2/3}}{u_h} \quad (7.54)$$

donde

x_f = Distancia en la dirección del viento hasta el final de la elevación de la columna, en m.

Puesto que (7.54) se utiliza cuando las condiciones son neutras o inestables, puede resultar difícil determinar si la distancia en la dirección del viento a la que el eje central de la columna deja de elevarse. Las expresiones siguientes se utilizan de modo ocasional:

$$\begin{aligned} x_f &= 120 F^{0,4} & \text{si} & \quad F \geq 55 \text{ m}^4/\text{s}^3 \\ x_f &= 50 F^{5/8} & \text{si} & \quad F < 55 \text{ m}^4/\text{s}^3 \end{aligned}$$

EJEMPLO 7.14. Elevación de la columna

Una gran central eléctrica tiene una chimenea de 250 m con un radio interior de 2 m. La velocidad de salida de gases por la chimenea es de 15 m/s, a una temperatura de $140 \text{ }^\circ\text{C}$ (413 K). La temperatura ambiente es de $25 \text{ }^\circ\text{C}$ (298 K), y el viento a la altura de la chimenea se calcula de 5 m/s. Calcular la altura efectiva de la chimenea si (a) la atmósfera es estable con un incremento en la temperatura correspondiente a una tasa de $2 \text{ }^\circ\text{C/km}$, y (b) la atmósfera es ligeramente inestable, de clase C.

Solución. Primero, hallaremos el parámetro de flotación F a partir de (7.52)

$$F = gr^2v_s \left(1 - \frac{T_a}{T_s}\right) = 9,8 \text{ m/s}^2 \times (2 \text{ m})^2 \times 15 \text{ m/s} \times \left(1 - \frac{298}{413}\right) = 164 \text{ m}^4/\text{s}^3$$

(a) Con una atmósfera estable, necesitamos utilizar (7.51) y (7.53),

$$S = \frac{g}{T_a} \left(\frac{\Delta T_a}{\Delta z} + 0,01 \text{ }^\circ\text{C/m}\right) = \frac{9,8 \text{ m/s}^2}{298 \text{ K}} (0,002 + 0,01) \text{ K/m} = 0,0004/\text{s}^2$$

$$\Delta h = 2,6 \left(\frac{F}{u_h S}\right)^{1/3} = 2,6 \left(\frac{164 \text{ m}^4/\text{s}^3}{5 \text{ m/s} \times 0,0004/\text{s}^2}\right)^{1/3} = 113 \text{ m}$$

De modo que la altura efectiva de la chimenea es $H = h + \Delta h = 250 + 113 = 363 \text{ m}$.

(b) Con una atmósfera inestable, clase C, necesitamos utilizar (7.54). Puesto que $F < 55 \text{ m}^4/\text{s}^3$, la distancia en la dirección del viento hasta el punto donde la columna deja de elevarse, tendríamos que utilizar:

$$x_f = 120 F^{0,4} = 120 \times (164)^{0,4} = 923 \text{ m}$$

$$\Delta h = \frac{1,6 F^{1/3} x_f^{2/3}}{u_h} = \frac{1,6(164)^{1/3}(923)^{2/3}}{5} = 166 \text{ m}$$

y la altura efectiva de la chimenea es $H = 250 + 166 = 413 \text{ m}$.

Concentración en la dirección del viento en condiciones de inversión térmica

La ecuación de la columna de Gauss, tal como la hemos presentado hasta aquí, se aplica a una atmósfera en la que el perfil de temperaturas es una simple línea recta. Si, como ocurre a menudo, existe una inversión sobre la altura efectiva de la chimenea, la ecuación de Gauss básica debe modificarse para tener en cuenta el hecho de que la dispersión vertical de contaminantes queda limitada por la inversión.

Si suponemos que los contaminantes se reflejan en la capa de inversión, tal como suponíamos que se reflejaban en la tierra en la ecuación básica de Gauss, es necesario un cálculo de la concentración en cualquier punto en la dirección del viento exigiría un análisis de estas reflexiones múltiples. Tal complejidad puede evitarse si estamos dispuestos a limitar nuestras predicciones sobre la concentración de columna a distancias lo suficientemente lejanas en la dirección del viento como para que la suma de estas reflexiones múltiples converjan en una solución. (¿?) Más allá de esa distancia, el aire se considera completamente mezclado bajo la inversión, con concentraciones uniformes desde el nivel del suelo hasta la parte inferior de la capa de inversión.

Turner (1970) aconseja la siguiente ecuación de Gauss modificada para calcular las concentraciones a nivel del suelo en la dirección del viento bajo inversión. Está derivada basándose en la suposición de que la distancia en la dirección del viento desde la fuente es, al

menos, dos veces la distancia hasta donde la columna interactúa por primera vez con la capa de inversión:

$$C(x, 0) = \frac{Q}{(2\pi)^{1/2} u_H \sigma_y L} \quad \text{para } x \geq 2X_L \quad (7.55)$$

donde

L = Elevación de la parte inferior de la capa de inversión (m).

X_L = Distancia en la dirección del viento donde la columna interactúa primero con la capa de inversión.

Notar que (7.55) es aplicable sólo para distancias de $x \geq 2X_L$ (véase la Figura 7.53). Esa distancia, X_L , se cumple en el punto donde el coeficiente de dispersión vertical, σ_z , es igual a

$$\sigma_z = 0,47(L - H) \quad \text{para } x = X_L \quad (7.56)$$

Tras averiguar σ_z partiendo de (7.56), la distancia X_L puede calcularse utilizando la Figura 7.50b, o utilizando (7.48) y la Tabla 7.7.

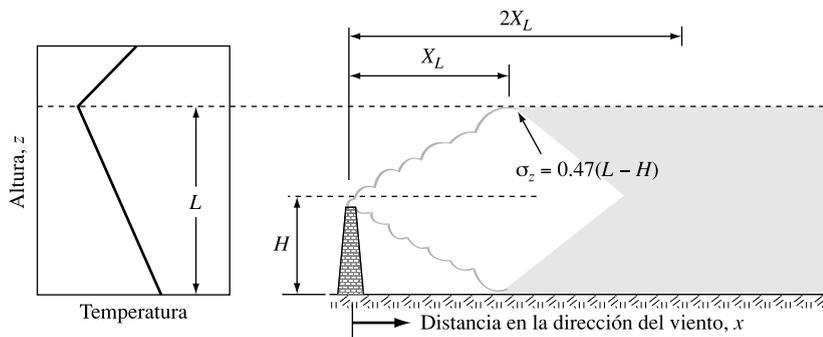


FIGURA 7.53. Dispersión de la columna en condiciones de inversión térmica. La Ecuación (7.55) se aplica para distancias mayores que $2X_L$ en la dirección del viento, donde X_L se cumple en el punto donde $\sigma_z = 0,47(L - H)$.

Para distancias de $x \leq X_L$, la ecuación de columna de Gauss estándar (7.42) puede utilizarse para calcular las concentraciones en la dirección del viento. Para $X_L \geq 2X_L$, se aplica (7.55). Para distancias entre X_L y $2X_L$, las concentraciones pueden calcularse mediante la interpolación entre los valores calculados para $x = X_L$ y $x = 2X_L$.

EJEMPLO 7.15. Concentración bajo una inversión térmica en altura

Consideremos una chimenea con una altura efectiva de 100 m, que emite SO_2 a una velocidad de $2 \times 10^8 \mu\text{g/s}$. La velocidad del viento a 10 m es de 5,5 m/s, y a 100 m es de 10 m/s. Es un día estival claro con el sol cercano al cénit y tenemos en cuenta una capa de inversión que comienza a 300 m. Calcular la concentración de SO_2 a nivel del suelo a una distancia en dirección del viento el doble de la existente hasta el punto donde comienza a tener lugar la reflexión a consecuencia de la capa de inversión.

Solución. La Ecuación (7.56) da σ_z a una distancia X_L ,

$$\sigma_z = 0,47(L - H) = 0,47(300 - 100) = 94 \text{ m}$$

Para averiguar X_L , podemos utilizar la Figura 7.50b, pero primero necesitamos conocer la clase de estabilidad por debajo de la inversión. De la Tabla 7.7, un día claro de verano con una velocidad del viento de 5,5 m/s corresponde a una estabilidad de clase C. Necesitamos hallar X_L para determinar σ_y en (7.55). Introduciendo la Figura 7.50b en el eje vertical para $\sigma_z = 94$ m, consultando la indicación acerca de la clase C y consultando el dato en la base del eje horizontal, nos conduce a un resultado aproximado de $X_L = 1.600$ m.

Para hallar la concentración para $x = 2X_L = 2 \times 1.600$ m = 3.200 m, necesitamos calcular σ_y en ese punto. Utilizando la Figura 7.47a para $x = 3.200$ m y clase C, podemos calcular σ_y a unos 300 m (podríamos haber utilizado la Ecuación 7.47 con la Tabla 7.8). Utilizando (7.55), la concentración en la dirección del tiempo a nivel del suelo es

$$C(x, 0) = \frac{Q}{(2\pi)^{1/2} u_H \sigma_y L} = \frac{2 \times 10^8 \text{ } \mu\text{g/s}}{(2\pi)^{1/2} \times 10 \text{ m/s} \times 300 \text{ m} \times 300 \text{ m}} = 90 \text{ } \mu\text{g/m}^3$$

Modelo de dispersión para una fuente lineal

En algunas circunstancias resulta apropiado construir un modelo que refleje diversas fuentes distribuidas a lo largo de una línea, como si formaran una fuente lineal infinita con emisiones continuas. Ejemplos de fuentes lineales que pueden modelarse de esta manera pueden hallarse en los vehículos a motor que recorren tramos rectos de carreteras o autopistas, la quema de residuos agrícolas paralela al borde de un campo o la línea de fuentes industriales situadas a lo largo de la ribera de un río. Para simplificar, consideraremos tan sólo el caso de una fuente de longitud infinita a nivel del suelo, con vientos que soplen perpendicularmente a la línea, como se muestra en la Figura 7.54.

Bajo estas circunstancias especiales, la concentración de contaminación a nivel del suelo a una distancia perpendicular x de la línea fuente puede describirse de la siguiente manera:

$$C(x) = \frac{2q}{\sqrt{2\pi} \sigma_z u} \quad (7.57)$$

donde

q = Tasa de emisión por unidad de distancia a lo largo de la línea (g/m-s).

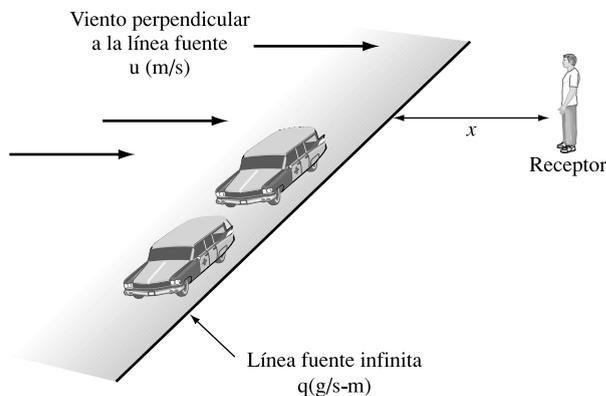


FIGURA 7.54. Ejemplo de la geometría de una fuente lineal, tal como un tramo recto de autopista, y el receptor situado a una distancia x de la línea.

EJEMPLO 7.16. CO cerca de una autopista

Los estándares de emisión federales del CO desprendido de los vehículos nuevos es de 3,4 gpm. Imagínese que por un punto dado de una autopista pasan 10 vehículos por segundo, con una emisión de 3,4 g/milla de CO por cada uno. Si el viento es perpendicular a la autopista y sopla a 5 mph (2,2 m/s) en un día nublado, calcular la concentración de CO a nivel del suelo a 100 m de la autopista.

Solución. Necesitamos calcular la tasa de emisión de CO por metro de autopista,

$$q = 10 \text{ vehículos/s} \times 3,4 \text{ g/vehículo} \cdot \text{milla} \times 1 \text{ milla}/1.609 \text{ m} = 0,021 \text{ g/s}\cdot\text{m}$$

y necesitamos el coeficiente de dispersión vertical σ_z . Puesto que es un día nublado, las notas al pie de la Tabla 7.7 indican que deberíamos utilizar la clase de estabilidad D. Comprobando la Tabla 7.9 en busca de σ_z no obtenemos ayuda puesto que no ofrece valores para distancias tan cortas. De modo que, con (7.48) y los valores de c , d y f tomados de la Tabla 7.8, podemos calcular σ_z :

$$\sigma_z = cx^d + f = 33,2(0,1)^{0,725} - 1,7 = 4,6 \text{ m}$$

Sustituyendo estos valores en (7.57) obtenemos

$$C(0,1 \text{ km}) = \frac{2q}{\sqrt{2\pi} \sigma_z u} = \frac{2 \times 0,021 \text{ g/m}\cdot\text{s} \times 10^3 \text{ mg/g}}{(2\pi)^{1/2} \times 4,6 \text{ m} \times 2,2 \text{ m/s}} = 1,7 \text{ mg/m}^3$$

El estándar de calidad del aire del CO de ocho horas es de 10 mg/m^3 , así es que este cálculo está bastante por debajo.

Modelos de fuentes de área

Para fuentes diseminadas pueden tomarse diversas aproximaciones para calcular las concentraciones de contaminantes. Si existe un número moderado de fuentes puntuales resulta razonable emplear la ecuación de columna de Gauss para cada fuente puntual a fin de predecir su contribución individual. Hecho esto, no queda sino sumar las contribuciones individuales para hallar la concentración total. Otro modelo radica en el uso de múltiples ecuaciones gaussianas de fuentes lineales. Mediante la división de la superficie en una serie de franjas paralelas, y tomando cada franja como una fuente lineal, podemos calcular la concentración total.

Existe una aproximación mucho más sencilla y más intuitiva que puede tomarse para estimar las concentraciones de contaminantes sobre una zona (como una ciudad) que consiste en utilizar el modelo de caja tratado en la Sección 1.3. Consideremos el volumen de aire sobre una zona urbana representado por un paralelepípedo rectangular, tal como se muestra en la Figura 7.55, con unas dimensiones de base L y W y una altura H . Esta caja está orientada de modo que el viento, con una velocidad u , incide sobre uno de sus lados. La altura de la caja queda determinada por las condiciones atmosféricas, y podríamos considerarla como simplemente la altura de mezclado. Las emisiones por unidad de área se representarán por q_s ($\text{g/m}^2\cdot\text{s}$).

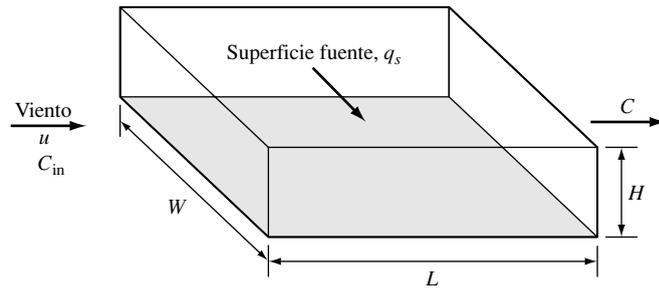


FIGURA 7.55. Modelo de caja que representa el volumen de aire sobre una ciudad. Las emisiones por unidad de superficie están representadas por q_s , los contaminantes se consideran repartidos uniformemente con una concentración C , y en dirección contraria al viento, la concentración está representada como C_{in} .

Consideremos que el aire que sopla dentro del paralelepípedo desde el lado de donde viene el viento tiene una concentración de contaminantes de C_{in} , y, para simplificar, supongamos que no se pierde contaminación por los lados paralelos al viento ni por la parte superior. Supongamos también que los contaminantes se mezclan rápido y uniformemente dentro de los límites de nuestro modelo, creando una concentración media uniforme C . Finalmente, trataremos los contaminantes desde el punto de vista de que son conservativos, es decir, que no reaccionan, no se descomponen ni se desprenden de la corriente de aire. Todas estas restricciones pueden modificarse en distintas versiones de este modelo, dependiendo del grado de complejidad y sofisticación.

Trabajando con la masa de los contaminantes, la cantidad de polución dentro de la caja es el volumen de ésta multiplicado por la concentración, $LWHC$. El flujo del aire que entra y sale de la caja es el área de cada cara por la velocidad del viento, WHu , de modo que la velocidad a la que la contaminación entra en el prisma es $WHuC_{in}$. La velocidad a la que sale de la caja es $WHuC$. Si suponemos que el contaminante es conservativo, podemos escribir el siguiente balance de masas:

$$\left(\frac{\text{Tasa de cambio de la}}{\text{contaminación en el prisma}} \right) = \left(\frac{\text{Velocidad a la que la}}{\text{polución entra en el prisma}} \right) - \left(\frac{\text{Velocidad a que la}}{\text{polución sale del prisma}} \right)$$

o

$$LWH \frac{dC}{dt} = q_s LW + WHuC_{in} - WHuC \quad (7.58)$$

donde

C = Concentración de contaminante en el volumen de aire, mg/m^3 .

C_{in} = Concentración del aire entrante, mg/m^3 .

q_s = Tasa de emisión por unidad de área, $\text{mg}/\text{s}\cdot\text{m}^2$.

H = Altura de mezclado, m.

L = Longitud del volumen de aire, m.

W = Anchura del volumen de aire, m.

u = Velocidad media del viento en las caras de la caja, m/s.

La solución en estado estacionario para (7.58) puede obtenerse estableciendo $dC/dt = 0$, de manera que

$$C(\infty) = \frac{q_s L}{uH} + C_{in} \quad (7.59)$$

lo que parece ser razonable. Si el aire que entra en el prisma está limpio, la concentración en estado estacionario es proporcional a la tasa de emisión, e inversamente proporcional al coeficiente de ventilación (el producto de la altura de mezclado y la velocidad del viento). Si no está limpio nos limitaremos a añadir el efecto de la concentración entrante. Podemos resolver (7.58) también para obtener el incremento con dependencia del tiempo sobre la ciudad. Si $C(0)$ representa la concentración en el volumen de aire sobre la ciudad (la caja) en un tiempo $t = 0$, la solución resulta ser

$$C(t) = \left(\frac{q_s L}{uH} + C_{in} \right) (1 - e^{-ut/L}) + C(0)e^{-ut/L} \quad (7.60)$$

Si suponemos que el viento entrante no acarrea contaminación y si la concentración inicial del prisma es cero, entonces (7.60) se simplifica en

$$C(t) = \frac{q_s L}{uH} (1 - e^{-uH/L}) \quad (7.61)$$

Cuando $t = L/u$, la función exponencial se convierte en e^{-1} y la concentración alcanza aproximadamente un 63% de su valor final. Ese valor de t tiene varios nombres. Generalmente se le denomina *constante de tiempo*, *tiempo de ventilación* o *tiempo de residencia*.

EJEMPLO 7.17. Tráfico en hora punta vespertina

Imaginemos que en una ciudad cuadrada, de 15 km de lado, hay 200.000 coches en la carretera. Cada uno recorre 30 km entre las 4 PM y las 6 PM, y cada uno emite 3 g/km de CO. Es una tarde invernal despejada con una inversión térmica que limita la mezcla a 20 m. El viento sopla limpio a una velocidad constante de 1 m/s a lo largo de uno de los lados de la ciudad. Utilícese un modelo de caja para calcular la concentración de CO a las 6 PM suponiendo que no había CO en el aire a las 4 PM, y que la única fuente de CO son los coches. Supóngase que el CO es conservativo y que la mezcla en el aire es completa e instantánea.

Solución. Las emisiones por m^2 , q_s , serían

$$q_s = \frac{200.000 \text{ coches} \times 30 \text{ km/coche} \times 3 \text{ g/km}}{(15 \times 10^3 \text{ m})^2 \times 3.600 \text{ s/hr} \times 2 \text{ hr}} = 1,1 \times 10^{-5} \text{ g/s-m}^2$$

Utilizando (7.61), la concentración después de 2 horas (7.200 s) sería

$$\begin{aligned} C(t) &= \frac{q_s L}{uH} (1 - e^{-uH/L}) \\ C(2 \text{ hr}) &= \frac{1,1 \times 10^{-5} \text{ g/s-m}^2 \times 15 \times 10^3 \text{ m}}{1,0 \text{ m/s} \times 20 \text{ m}} \left[1 - \exp\left(\frac{-1,0 \text{ m/s} \times 7.200 \text{ s}}{15.000}\right) \right] = \\ &= 3,2 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3 = 3,2 \text{ mg/m}^3 \end{aligned}$$

lo cual está considerablemente por debajo tanto de los 40 mg/m^3 en 1 hora para el CO según los Estándares de Calidad del Aire Ambiente Nacional (NAAQS) como para el estándar a ocho horas de 10 mg/m^3 . Cualquier CO que estuviera en el aire a las cuatro de la tarde incrementaría, por supuesto, este cálculo. La constante de tiempo, $L/u = 15.000 \text{ m}/(1\text{m/s}) = 15.000 \text{ s} = 4,2 \text{ horas}$, indica que en esas dos horas, la concentración está bastante por debajo de lo que estaría si continuaran dichas condiciones.

7.12. | Calidad del aire en espacios cerrados

Este capítulo comenzó con la bastante sorprendente afirmación de que, en términos de exposición humana a partículas respirables, una reducción del 2% en las emisiones de *humo ambiental de tabaco* sería equivalente a eliminar todas las centrales térmicas de carbón de los Estados Unidos (Smith, 1993b). La clave, por supuesto, está en el tema del Capítulo 5 en el que se afirma que los efectos para la salud son el resultado de la exposición no de las emisiones. Nos encontramos expuestos a los productos químicos y a las partículas del aire que respiramos, y éste se encuentra sobre todo en el interior de los edificios en los que pasamos casi todo nuestro tiempo.

Algunos de los contaminantes de los espacios cerrados son los mismos que ya nos son familiares por nuestro estudio de la calidad del aire ambiental. Por ejemplo, la combustión que tiene lugar en los hogares y otros edificios para cocinar, calentar agua y climatizar puede producir elevados niveles de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, hidrocarburos y otras partículas respirables. El humo del cigarrillo emite monóxido de carbono, benceno, acroleína y otros aldehídos y partículas, así como otras casi 4.000 sustancias. Algunas máquinas fotocopiadoras emiten ozono. Los materiales de construcción tales como aglomerado, contrachapado, espuma de urea-formaldehído, varios adhesivos y otros, emiten formaldehído. Las raspaduras y descascarillados de pinturas que contienen plomo se convierten en polvo tóxico en suspensión. Hay una larga lista de compuestos orgánicos volátiles que provienen de los productos de limpieza domésticos, pinturas y otras sustancias que usamos en nuestras casas.

Algunos contaminantes son exclusivos de espacios cerrados, tales como el amianto usado como ignífugo y aislante, el gas radón que se filtra desde el suelo y se acumula en las casas, y los contaminantes biológicos, como las bacterias, mohos, ácaros, polen y virus. Una bacteria de interiores, la *Legionella*, causa la enfermedad del legionario y la fiebre de Pontiac. Muchos contaminantes, como el humo del cigarrillo o el gas radón, si se emiten en espacios abiertos se diluyen en el aire adecuadamente para que las personas no estén expuestas a niveles de contaminación peligrosos. En interiores, sin embargo, estas sustancias se concentran y conducen frecuentemente a niveles dañinos de exposición.

La contaminación del aire en hogares está ampliamente bajo nuestro control pero en oficinas y otros centros de trabajo dependemos de la elección de materiales del constructor, y del adecuado diseño y mantenimiento de la filtración del aire y los sistemas de ventilación del edificio. No es del todo infrecuente en la actualidad que los ocupantes de edificios nuevos o remodelados experimenten un conjunto confuso de síntomas que caracteriza al recientemente denominado *síndrome del edificio enfermo*. Estornudos o toses, ojos llorosos, dolores de cabeza, picor de ojos, nariz y garganta, piel seca o irritada, mareos y náuseas, fatiga, dificultad para concentrarse y malestar general sin una causa identificable. Los estudios su-

gieren que cerca del 25% de los trabajadores de oficina en los Estados Unidos perciben anomalías en la calidad del aire de su ambiente de trabajo, y un 20% cree que su rendimiento se ve perjudicado por reacciones a la contaminación de dicho aire (Kreiss, 1990). La importancia de este campo de estudio se ha reconocido finalmente, y está en marcha un importante esfuerzo investigador (Ott, Steinemann y Wallace, 2006).

La Tabla 7.10 resume algunas de las fuentes y pautas de exposición de algunos contaminantes que se encuentran habitualmente en ambientes cerrados.

TABLA 7.10. Fuentes y pautas de exposición de contaminantes del aire en espacios cerrados

Contaminante y fuentes	Pautas, concentración promedio
<i>Amiantos y otros aerosoles fibrosos</i>	
Amiantos pulverizables; ignífugos, aislamiento térmico y acústico, decoración.	0,2 fibras/mL para fibras más largas de 5 μm
Amiantos duros: suelo de vinilo y productos para el cemento	
<i>Monóxido de carbono</i>	
Queroseno y gas de calentadores, estufas de gas, estufas de leña, chimeneas, humo de tabaco	10 mg/m^3 en 8 hr, 40 mg/m^3 en 1 hr
<i>Formaldehído</i>	
Aglomerados, paneles, laminados, alfombras, falsos techos, aislamiento de espuma de urea-formaldehído, otros materiales de construcción	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>Partículas inhalables</i>	
Humo de tabaco, polvo de aspiradora, estufas de leña, chimeneas	55-110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anuales, 150-350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 hr
<i>Dióxido de nitrógeno</i>	
Queroseno y gas de calentadores, estufas de gas	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anuales
<i>Ozono</i>	
Fotocopiadoras, limpiadores electrostáticos del aire	235 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$ una vez al año
<i>Radón y sus derivados</i>	
Difusión desde el suelo, aguas subterráneas, materiales de construcción	0,01 niveles de trabajo anuales
<i>Dióxido de azufre</i>	
Calentadores de queroseno	80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anuales, 365 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 hr
<i>Compuestos orgánicos volátiles</i>	
Humos de cocina, del tabaco, ambientadores, sprays de limpieza, pinturas, barnices, disolventes, alfombras, muebles, ropa	No hay datos

Fuente: Nagda, Rector y Koontz, 1987.

El humo ambiental del tabaco (ETS)

Un contaminante de interiores sobresale por encima de todos los demás: es el humo del tabaco. Se estima que cerca del 26% de la población adulta de los Estados Unidos son fumadores que consumen más de 500.000 millones de cigarrillos al año. El humo del tabaco contiene más de 4.000 compuestos químicos, más de 40 de los cuales son conocidos causantes de cáncer en humanos o animales, y muchos más, fuertes irritantes respiratorios. Se cree que el fumar es responsable de entre el 80 y el 90% de las muertes por cáncer de pulmón en los Estados Unidos. La tasa de mortalidad combinada de cáncer de pulmón, enfisemas y enfer-

medades cardiovasculares atribuibles al hábito de fumar es superior a medio millón al año. Desafortunadamente no sólo los fumadores sufren los efectos del tabaco.

En primer lugar definamos algunos términos. Los fumadores inhalan lo que se entiende por humo *principal*. El humo *secundario*, emitido por el ascua del cigarrillo junto con el exhalado por el fumador se conoce como *humo ambiental de tabaco* o *humo de segunda mano*. Respirar aire con humo ambiental de tabaco se denomina *fumar pasivamente o involuntariamente*.

A principios de 1993, la EPA emitió un informe (*Efectos sobre la salud respiratoria de fumar pasivamente: cáncer de pulmón y otras enfermedades*) que concluía con que el humo ambiental del tabaco causa cáncer de pulmón en adultos no fumadores y tiene importantes efectos en el aparato respiratorio de los niños. El humo ambiental del tabaco está en el Grupo A de la lista de carcinógenos humanos. La EPA concluye que el humo de segunda mano causa unas 3.000 muertes por cáncer de pulmón anualmente en los Estados Unidos, así como entre unos 150.000 y 300.000 casos de neumonía o bronquitis cada año en niños de menos de 18 meses de edad, y empeora la situación de más de un millón de niños asmáticos. Los fumadores tienen casi 10 veces más del carcinógeno benceno en su sangre que los no fumadores, y una embarazada fumadora le transfiere este benceno a su feto en desarrollo. Esto se corresponde con el hecho de que los hijos de fumadoras mueren de leucemia en un número varias veces superior al de las no fumadoras. Un estudio más reciente concluye que la incidencia del síndrome de muerte súbita aumenta según lo hace la exposición al humo del tabaco.

El amianto

Otro problema de calidad del aire de algún modo especial puede ser provocado por los materiales con contenido en amianto. El amianto solía ser un material de construcción común para la protección estructural contra incendios, aislamiento de sistemas de calefacción, falsos techos y suelos, y aislantes bajo teja. Se ha usado también en productos de consumo como guantes aislantes para chimeneas y barbacoas, muletones para tablas de plancha y soportes de resistencias en secadores de pelo.

Cuando los materiales que contienen amianto envejecen o resultan dañados de algún modo durante su uso, las fibras microscópicas que los componen pueden dispersarse en el aire del ambiente. La inhalación de estas fibras puede conducir a un cierto número de enfermedades respiratorias, como fibrosis pulmonar, cáncer de pulmón y mesotelioma. El amianto es conocido desde hace tiempo como carcinógeno; de hecho es una de las primeras sustancias catalogada como contaminante peligroso del aire en la sección 112 de la CAA. Fue identificado por la EPA como contaminante peligroso en 1971, y en 1973 se inició el Estándar Nacional de Emisiones de Amianto para Contaminantes Peligrosos del Aire (Asbestos National Emissions Standards for Hazardous Air Pollutants NESHAP). Una especialmente mortífera combinación es la exposición al amianto junto con fumar tabaco, que eleva el riesgo de cáncer de pulmón en un factor de cinco.

Hay dos tipos principales de materiales con contenido en amianto: desmenuzable y no desmenuzable. Materiales desmenuzables son aquéllos que pueden desmoronarse, pulverizarse o reducirse a polvo con las manos. Obviamente éstos son los más peligrosos puesto que las fibras de amianto se liberan fácilmente al ambiente. Los materiales no desmenuzables, como las losetas de solar de vinilo con amianto y los productos de tela asfáltica no requieren un manejo especialmente cuidadoso durante la demolición o renovación de edificios. Las sustancias desmenuzables, sin embargo, están sujetas al NESHAP en estos casos.

Puesto que perturbar el amianto que está en buenas condiciones puede crear más riesgo que sellarlo simplemente en el lugar en que se encuentra, se decide a menudo no intentar remover materiales de un edificio con contenido en amianto a menos que se sepa que existe un problema o haya que acometer un trabajo mayor de construcción.

El radón

Uno de los problemas más populares de contaminación del aire en espacios cerrados es el relativo a la acumulación de gas radón en algunos hogares. El gas radón y sus productos de desintegración son conocidos carcinógenos y pueden ser la segunda causa de cáncer de pulmón, después del hábito de fumar.

Recuérdese de la Sección 2.6 que el radón es un gas radiactivo que es parte de la cadena natural de desintegración que comienza en el uranio y termina en el plomo. Una descripción simplificada de la secuencia, junto con las vidas medias y la emisión de partículas alfa, beta y gamma, se muestra en la Figura 7.56. El gas radón formado en los poros entre los granos minerales del suelo puede abrirse paso hacia la superficie, por la que penetra a través del piso. El radón propiamente, es inerte, pero sus productos de desintegración de vida corta, polonio, plomo y bismuto, son químicamente activos y se fijan fácilmente a partículas que se inhalan y alojan en los pulmones. De hecho, el polonio emisor de radiación alfa, formado a partir de la desintegración del radón, es el que causa mayor daño pulmonar.

El radón puede proceder también de algunos materiales de construcción obtenidos de la tierra, como los ladrillos, el hormigón y las tejas. Puede ser capturado en las aguas subterrá-

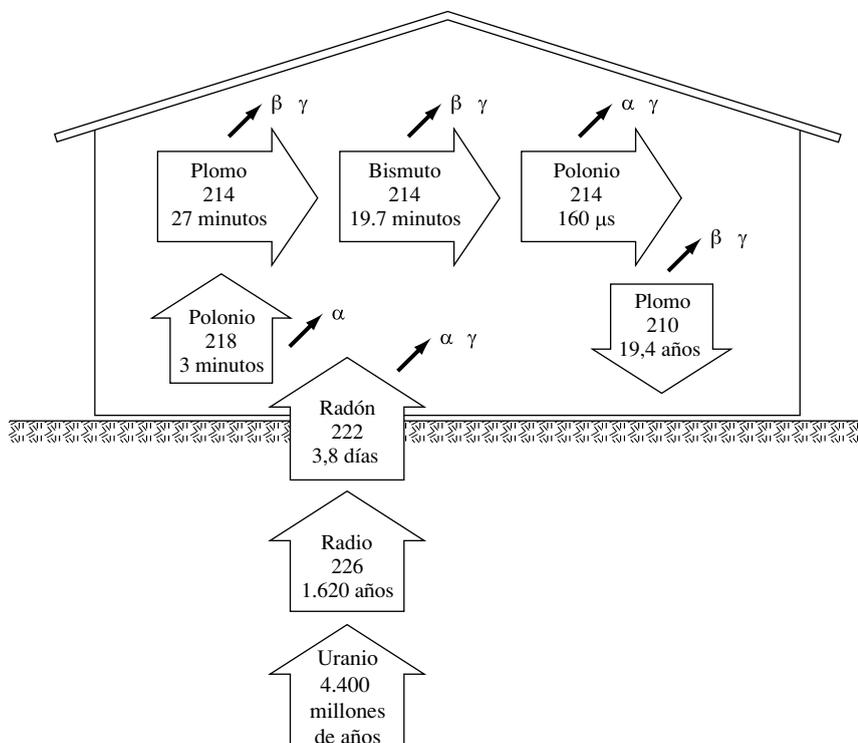


FIGURA 7.56. Serie de desintegración del uranio simplificada, con vidas medias y emisiones. El gas radón que se filtra por el suelo puede desintegrarse en el interior de los edificios.

neas y liberado cuando éstas son aireadas, por ejemplo durante la ducha (el riesgo de radón en el agua es por inhalación del gas liberado, no por beber el agua misma). Se ha detectado también en algunas fuentes de gas natural, así pueden liberarse pequeñas cantidades durante el cocinado de los alimentos. Con mucho, sin embargo, la fuente más importante de radón es el suelo bajo los edificios.

Las unidades de medida usadas para describir el radón son de alguna manera inusuales y se resumen en la Tabla 7.11. La velocidad de desintegración de 1 gramo de radio ($3,7 \times 10^{10}$ desintegraciones por segundo) es el origen del *curie*. Una unidad más intuitiva es el *becquerel*, que corresponde a 1 desintegración radiactiva por segundo. El *nivel de trabajo-mes* (WLM) se basa en la exposición media de un minero que trabaja 173 horas por mes. Las concentraciones de radón en espacios cerrados se han expresado siempre en *pico-curies por litro* de aire (pCi/L). Se estima que una vivienda promedio en los Estados Unidos tiene un nivel de 1,25 pCi/L, y alrededor de 6 millones de hogares (6% del total) tienen niveles por encima de 4 pCi/L, que es el nivel de preocupación de la EPA. Modificar estos 6 millones de hogares instalando medidas de control de radón costaría del orden de 50.000 millones de dólares.

TABLA 7.11. Unidades de medida del radón

Curie	1 Ci = 37.000 millones de desintegraciones radiactivas por segundo (1 g de radio)
Picocurie	1 pCi = 2,2 desintegraciones radiactivas por minuto
Becquerel	1 Bq = 1 desintegración radiactiva por segundo
Picocurie por litro	1 pCi/L = 37 Bq/m ³
Criterio EPA	4 pCi/L = 150 Bq/m ³ (0,0000028 partes por billón de radón)
Nivel de trabajo ^(a)	1 WL = 200 pCi/L = 7.400 Bq/m ³ de radón
Nivel de trabajo-mes	1 WLM = 1 nivel de trabajo de exposición por 173 horas

^(a) 1 WL se define como 100 pCi/L de radón en equilibrio con su progenie.

Las primeras estimaciones del riesgo de cáncer de pulmón asociado con la inhalación de radón y su progenie se basaban en gran parte en estudios epidemiológicos de mineros de uranio que habían estado expuestos a altos niveles de radón y para los cuales la incidencia de este cáncer era mucho más alta que para la población general. Trasladar datos de los mineros, sin embargo, para analizar el riesgo en viviendas introduce grandes incertidumbres. Los trabajadores de las minas, por ejemplo, tendrán presumiblemente unas tasas de respiración más elevadas que la gente sentada en su casa, por lo que debería esperarse que estén mucho más expuestos tanto al radón como a partículas.

Varios estudios recientes han encontrado pruebas de altas tasas de cáncer de pulmón a unos niveles relativamente bajos de radón en viviendas. Un informe sueco de 1994 mostraba tasas progresivamente más altas de cáncer en ratas según se elevaba la exposición al radón. A niveles de 3,8 a 10,8 picocuries por litro (pCi/L), los riesgos se incrementaban en un 30% con respecto a los que vivían en casas con menos de 1,4 pCi/L. Por encima de 10,8 pCi/L, la incidencia era del 80% mayor. El sexto informe de la Academia Nacional de las Ciencias sobre los «Efectos biológicos de la radiación ionizante» de 1999 concluía que el radón causa entre 15.000 y 22.000 muertes por cáncer de pulmón anuales en los Estados Unidos, la mayoría de los cuales se daban en fumadores (NRC, 1999). Dos estudios confirmando esta correlación en Estados Unidos y en Europa en 2005 llevaron al Ministerio de Sanidad a emitir un informe sobre las repercusiones en la salud de la concentración de radón en espacios cerrados.

Muchos de los peligros asociados con el radón son causados por los productos de desintegración que se adhieren a pequeñas partículas y son inhaladas al interior de los pulmones. La combinación del humo del cigarrillo y el radón es, como resultado, especialmente mortífera. De acuerdo con los datos resumidos en la Tabla 7.12, sólo un 3% de la tasa de mortalidad debida al radón se produce entre no fumadores. Si estos datos son ciertos, bastante más del 90% del riesgo de padecer cáncer de pulmón asociado con el radón podría ser controlado simplemente con dejar de fumar, sin otro cambio en las concentraciones de radón (Nazaroff y Teichman, 1990).

TABLA 7.12. Estimación de las muertes anuales por cáncer de pulmón en los Estados Unidos atribuibles a la exposición al radón, datos de 1986

Historial fumador	Población (millones)	Muertes por cáncer de pulmón	
		Todas las causas	Atribuibles al radón
No fumador (nunca)	145	5.000	500
Ex-fumador	43	57.000	6.400
Fumador normal ^(a)	38	37.600	4.500
Gran fumador	14	30.800	4.200
Total	241	130.400	15.700

^(a) Menos de 25 cigarrillos por día.

Fuente: Nazaroff y Teichman, 1990.

Las viviendas construidas sobre suelos de alta permeabilidad y ricos en radón son más propensas a tener altos niveles de este gas. La tasa de emanación desde el suelo varía desde 0,1 pCi/m² s hasta más de 100 pCi/m² s, con un valor típico de 1 pCi/m² s. Esta enorme diversidad en las tasas de emisión es la principal causa de las variaciones en las concentraciones de radón en espacios cerrados medidas en los Estados Unidos. Cuando la tasa de emanación es baja, como es el caso de la mayoría del territorio, las casas pueden ser construidas herméticamente, orientadas al aprovechamiento de la energía, sin preocupación de los niveles de radón. En las zonas donde las emisiones de este gas son altas, las técnicas de hermetismo pueden elevar los niveles de radón en el interior. Los fumadores, por supuesto, serían los más afectados.

La EPA, el Instituto de Cartografía, y el Laboratorio Nacional Lawrence Berkeley de los Estados Unidos han intentado evaluar el potencial de radón, lo que ha llevado al desarrollo de mapas de radón tales como el mostrado en la Figura 7.57. Tales mapas ayudan a identificar las regiones en las que hacer pruebas de radón a las viviendas, así como sugerir recomendaciones para realizar medidas de control preventivas a las de nueva construcción. El umbral usual para llevar a cabo alguna acción es 4 pCi/L. Puesto que se encuentran a menudo variaciones significativas de los niveles dentro del mismo barrio, y entre barrios dentro de la misma ciudad, las medidas a tomar para solucionar el problema han de diseñarse después de observar cuidadosamente los resultados obtenidos en cada vivienda individual.

Las técnicas disponibles para reducir la concentración de radón dependen del tipo de construcción empleada. Muchas casas en los Estados Unidos están construidas sobre sótanos, con y sin calefacción. Otras, especialmente en el oeste, lo están con cámara bajo el piso o sobre una losa de hormigón. La ocupación de los sótanos presenta el mayor riesgo puesto que las paredes y el suelo están en gran medida expuestas a las emanaciones, mientras que la ventilación habitual es mala. Con cada tipo de construcción, las actuaciones de mitigación

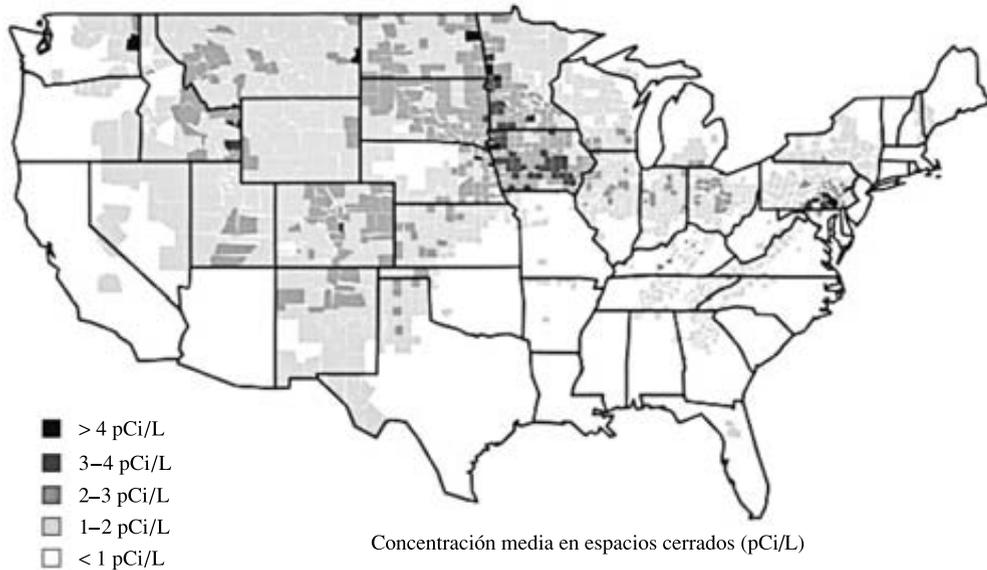


FIGURA 7.57. Concentraciones de radón medias a largo plazo en zonas habitadas de diferentes partes de los Estados Unidos.

(Fuente: <http://www.stat.columbia.edu/radon/>.)

comienzan con el sellado de cada grieta y abertura entre el piso y el suelo bajo él. Para casas con sótanos o cámaras bajo el piso, puede ser muy efectiva la ventilación de esas áreas, natural o forzada. Si el sótano tiene calefacción puede requerir una circulación con intercambiador de calor para no derrochar una cantidad de energía excesiva. Una de las técnicas más ampliamente usadas para la reducción del radón se basa en la succión bajo la plataforma de cimentación, como se muestra en la Figura 7.58. Se instalan unas chimeneas atravesando el piso y, por medio de extractores, se impulsa el gas radón absorbido del suelo a la atmósfera sobre el tejado de la casa.

Estimación de la exposición

Los compuestos tóxicos afectan a la salud humana cuando la gente se expone a ellos. Tal vez lo evidente de este hecho hace que su importancia sea a menudo pasada por alto. Para exponerse a los contaminantes, éstos deben estar en el aire que respiramos, el agua que bebemos o el alimento que ingerimos, de modo que tiene sentido el método de estimar la exposición evaluando estas rutas. Tal método, denominado *metodología de estimación de exposición total* (TEAM), fue promovido por la Oficina de Investigación y Desarrollo de la EPA en 1979, y se ha recogido ahora una considerable cantidad de datos sobre exposición real (Ott, Steinemann y Wallace, 2006).

Desde la perspectiva de la contaminación del aire, el punto de partida para una estimación total ambiental es determinar la cantidad de tiempo que se permanece en edificios, en vehículos y al aire libre. Estudios de campo a gran escala basados en diarios cuidadosamente rellenos indican que los estadounidenses están bajo techo un 89% de su tiempo, en vehículos un 6% y al aire libre 74 minutos por día, es decir el 5% del tiempo (Figura 7.59). Tal vez, sorprendentemente, los californianos, de quienes podría pensarse que estuvieran más tiempo al aire libre que la media nacional, son sólo ligeramente diferentes, con un 6%

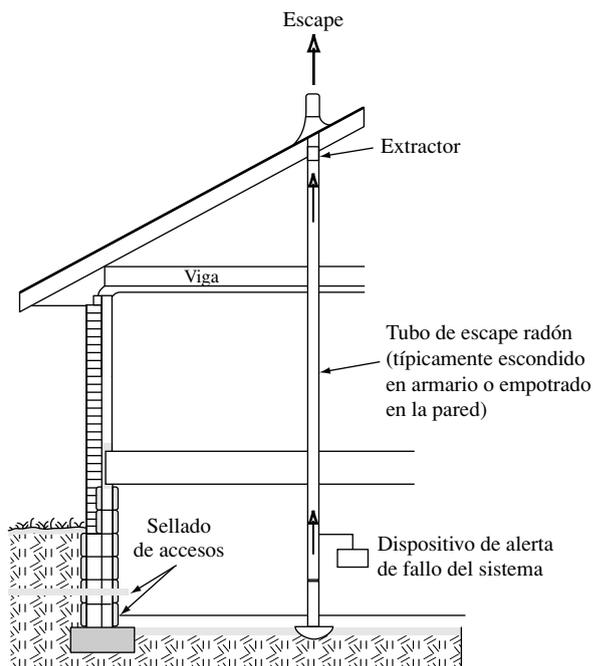


FIGURA 7.58. Un sistema de reducción de radón por succión bajo la plataforma de cimentación. (Fuente: U.S. EPA, 1993.)

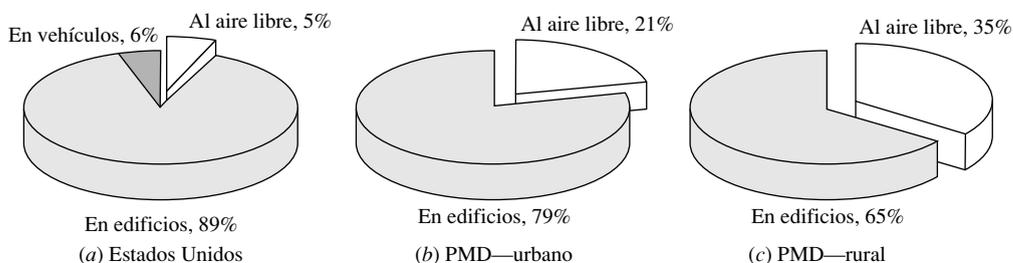


FIGURA 7.59. (a) En los Estados Unidos el 89% del tiempo se pasa dentro de edificios (Robinson, Thomas y Behan, 1991). Porcentaje de tiempo que se pasa bajo techo y al aire libre en países menos desarrollados (PMD): (b) urbano y (c) rural. (Fuente: Smith, 1993a.)

en vez de un 5 (Jenkins, 1992). También se muestran en la Figura 7.59 estimaciones del tiempo pasado en espacios cerrados en países menos desarrollados (PMD). A mayor desarrollo una mayor fracción de la población vive en áreas urbanas y pasa más tiempo bajo techo.

La importancia de la cantidad de tiempo que se pasa en espacios cerrados se enfatiza en estudios de exposición humana a un cierto número de contaminantes especialmente importantes. Estos estudios TEAM se basan en medidas de exposición real hechas con monitores de calidad del aire personales que acompañan a los participantes durante sus actividades diarias normales. Las medidas de exposición se complementan con análisis de gases en sangre para verificar la absorción real de contaminantes. Uno de tales estudios (Smith, 1993b) estima que las emisiones de partículas de las centrales térmicas de carbón en los Estados Uni-

dos son de aproximadamente 1,6 kg/persona, mientras que las emisiones de humo ambiental de tabaco son de unos 0,050 kg/persona. Esto es, las emisiones de las centrales de carbón son unas 30 veces más altas que las de tabaco. Pero aquéllas se liberan en un gran depósito, la atmósfera, mientras que éstas lo hacen en el interior de edificios, en los que la dilución es menor y donde la gente permanece la mayoría de su tiempo. En términos de partículas inhaladas se ha estimado que la exposición al humo del tabaco es 60 veces mayor que la relativa a las centrales térmicas aunque sus emisiones sólo constituyan el 3% del total. Estos datos, resumidos en la Figura 7.60, sugieren que la mayor reducción posible en las emisiones de las centrales de carbón siempre tendría mucho menor efecto en la salud pública que la llevada a cabo con pequeñas reducciones en la concentración de humo ambiental de tabaco.

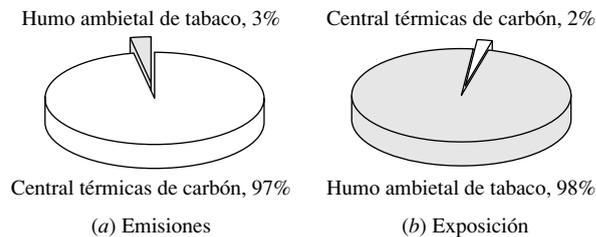


FIGURA 7.60. Emisión de partículas y exposición al humo ambiental de tabaco y a las centrales térmicas de carbón de los Estados Unidos. Del total, (a) el humo de tabaco es el 3% de las emisiones pero (b) el 98% de la exposición.

(Fuente: basado en Smith, 1993b.)

Se pueden alcanzar conclusiones similares para el benceno, carcinógeno humano de Clase A. La combustión de gasolina corre con el 82% de las emisiones de benceno en los Estados Unidos, mientras que las fuentes industriales emiten la mayor parte del resto, 14%. El humo de cigarrillo es responsable de sólo el 0,1% de todas las emisiones de benceno, pero en promedio, el 40% de toda la exposición a esta sustancia es inhalada directamente por los fumadores, y el 5% se absorbe por exposición al humo ambiental de tabaco. En comparación, todas las fuentes industriales combinadas son responsables de una exposición menor (3%) que la que sufre el fumador pasivo (5%). La Figura 7.61 muestra estos datos (Wallace, 1995).

Los cigarrillos emiten no sólo benceno sino también una multitud de otros compuestos entre los que se cuentan el estireno, tolueno, xilenos, etilbenceno, formaldehído y 1,3-butadieno. Las prendas recién sacadas de la tintorería después de un lavado en seco emiten tetracloroetileno durante días después de colgarlas en el armario. El antipolilla y muchos ambientadores emiten p-diclorobenceno, que causa cáncer en ratas y ratones. La ducha caliente, las ropas y los lavavajillas son fuentes importantes de cloroformo, otro carcinógeno. Cocinar añade hidrocarburos aromáticos policíclicos al aire de la casa. Los insecticidas almacenados en garajes y hogares son fuentes importantes de muchos otros carcinógenos que se encuentran en el interior de las viviendas. Los insecticidas de exteriores y las partículas de plomo que se sedimentan en el suelo son arrastrados a las casas con la suciedad de los zapatos. En total, los estudios TEAM sobre exposición humana a 33 compuestos orgánicos volátiles (VOC) y pesticidas en los Estados Unidos muestran que la exposición en ambientes cerrados resulta ser responsable del 85% del riesgo total de cáncer provocado por estos compuestos (Figura 7.62).

De modo que, si queremos reducir los riesgos de la contaminación del aire el lugar por donde debemos empezar es nuestra casa. Cosas simples como usar un felpudo, o quitarse los

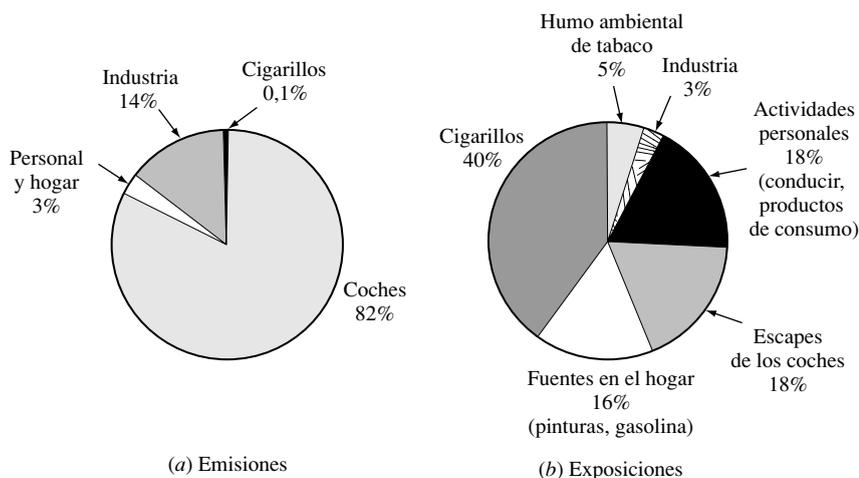


FIGURA 7.61. (a) Las emisiones de benceno son debidas fundamentalmente a los escapes de los automóviles y a las industrias, mientras que todos los cigarrillos fumados en los Estados Unidos aportan sólo el 0,1%. (b) La exposición al benceno es abrumadoramente debida a los cigarrillos, sobre todo por fumar activamente. El humo ambiental de tabaco contribuye a una exposición mayor que todas las fuentes industriales combinadas.
(Fuente: Wallace, 1995.)

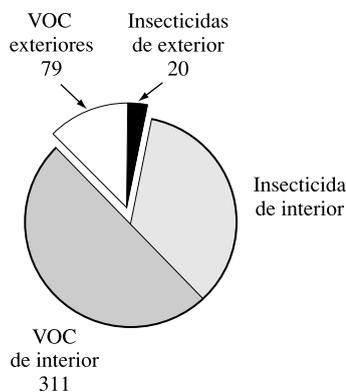


FIGURA 7.62. Los estudios TEAM sobre 33 carcinógenos que se encuentran comúnmente en los hogares, muestran un riesgo de cáncer asociado de 0,0006. Este valor es similar al relativo al radón y al del fumador pasivo. Los números se refieren al riesgo de cáncer a lo largo de la vida por millón de habitantes.
(Fuente: Wallace, 1995.)

zapatos a la entrada, pueden reducir la cantidad de contaminación que llega del exterior a nuestra casa en los zapatos. Limpiar en seco menos frecuentemente, o, por lo menos, airear las prendas durante un día o dos antes de colgarlas en el armario ayudaría bastante. Las campanas extractoras pueden reducir la exposición a las partículas y a los hidrocarburos aromáticos policíclicos., y los extractores de baño disminuir la concentración de cloroformo procedente del agua clorada de la ducha. Asegurarse de que el monóxido de carbono y otros productos de combustión formados en las calderas de calefacción y agua caliente son adecuadamente evacuados, y, por supuesto, no calentar una casa con una estufa de carbón o de

queroseno que no tienen un escape al exterior. Asegurarse de que los envases de pintura, líquidos limpiadores y otras fuentes de VOC están correctamente tapados antes de guardarlos y utilícelos sólo en lugares bien ventilados. Y, si usted fuma, hágalo en el exterior siempre que sea posible. Medidas sencillas como éstas, que no tienen coste, pueden reducir muy significativamente la exposición de las personas a los contaminantes tóxicos del aire.

En los países menos desarrollados del mundo, la exposición a los contaminantes del aire en interiores es mucho más intensa. Con los métodos tradicionales de cocinar, a menudo se utilizan combustibles «sucios» como carbón, leña, estiércol de animales y queroseno, que se queman en las casas o en cabañas de cocinar sin chimenea ni ventilación adecuada. Las mujeres y los niños están frecuentemente expuestos a concentraciones de partículas y otros productos de combustión, extremadamente altas durante largos periodos de tiempo. Como resultado aparecen elevados índices de infecciones respiratorias agudas (IRA) en niños que algunos estudios correlacionan con la exposición al humo. Las infecciones respiratorias, como la neumonía son la principal causa de mortalidad infantil en el mundo y matan a unos 4,3 millones de niños al año, esto es, un 30% más que las causadas por el asesino número dos, la diarrea. Varios estudios muestran una incidencia de IRA de dos a seis veces superior entre los niños que viven en casas donde se cocina con fuego abierto de biomasa, comparada con la de aquéllos que cuentan con cocinas de combustible moderno, como el gas butano. En China se han observado tasas igualmente elevadas de cáncer de pulmón en viviendas urbanas que queman carbón para cocinar o calentarse, comparadas con aquéllas que usan gas (Smith, 1993a). La magnitud del problema de calidad del aire interior que existe en los países en desarrollo es verdaderamente alarmante.

Filtración, ventilación y calidad del aire

Del mismo modo que sucedía con el aire exterior, la cantidad disponible de aire para diluir los contaminantes es un importante indicador de su probable concentración. El aire del interior puede ser intercambiado con el del exterior por una combinación de tres mecanismos: filtración, ventilación natural y ventilación forzada. *Filtración* es el término usado para describir el intercambio natural de aire que se produce entre un edificio y su entorno cuando puertas y ventanas se encuentran cerradas, es decir, son las fugas que existen a través de las grietas y agujeros existentes en el perímetro del edificio. *Ventilación natural* es el intercambio de aire que se produce cuando puertas o ventanas están intencionadamente abiertas para favorecer la circulación, mientras que la *ventilación forzada* sucede cuando se utilizan medios mecánicos como ventiladores o extractores, para inducir el intercambio de aire.

Se pierden grandes cantidades de energía cuando el aire climatizado (calentado o enfriado) se difunde al exterior por fugas y es reemplazado por aire exterior que debe ser de nuevo calentado o enfriado para mantener la temperatura interior deseada. No es infrecuente, por ejemplo, que se pierda un tercio de la energía necesaria para calentar y enfriar una vivienda por fugas indeseables de aire, es decir, por filtración. Alrededor del 10% del total de la energía consumida en Estados Unidos se escapa por filtración, por lo que la energía desperdiciada se traduce en un valor de decenas de miles de millones de dólares cada año. Puesto que controlar las filtraciones es bastante fácil y barato, es lógico que perseguir la estanqueidad en los edificios se haya convertido en un método popular de ahorro de energía. Desgraciadamente en el proceso podemos exacerbar los problemas de calidad del aire interior, a menos que simultáneamente reduzcamos las fuentes de contaminación.

El aire entra y sale de los edificios a través de numerosas grietas y aberturas en el perímetro de la construcción. Las inevitables rendijas en torno a puertas y ventanas son las que

primero intentamos sellar con silicona o burlete, pero hay muchas menos obvias aunque potencialmente más importantes, como las abiertas para que pasen a través de los muros, techos y suelos tuberías, conductos y cableado eléctrico; chimeneas sin tiro; agujeros para luces de techo empotradas, trampillas y cualquier otro paso practicable para comunicar los espacios calefactados con la buhardilla; grietas donde las paredes arrancan de los cimientos; rejillas de ventilación en baños y cocinas; y, tal vez lo más importante, conductos de sistemas de calefacción por aire forzado con fugas. La Figura 7.63 muestra algunos de estos puntos de filtración.

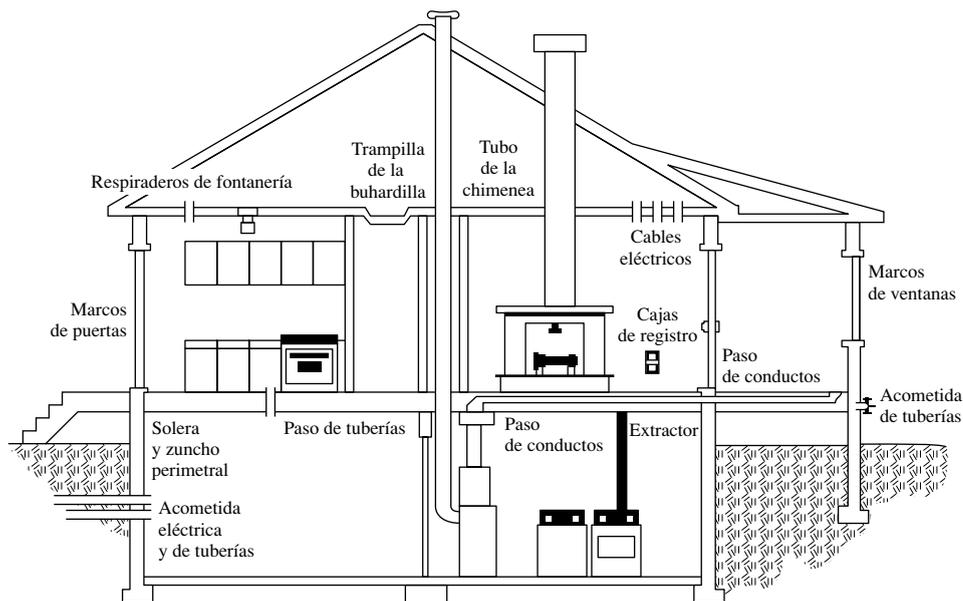


FIGURA 7.63. Puntos de filtración en viviendas.

(Fuente: Asociación Nacional de Constructores de Viviendas.

http://www.nahbrc.org/greenguidelines/userguide_energy_prescriptive.html.)

La filtración se favorece con las diferencias de presión entre el interior y el exterior del edificio. Estas diferencias de presión pueden ser causadas por el viento o por diferencias de temperatura. El viento que sopla contra una edificación crea una presión más alta sobre una cara que sobre otra, lo que induce filtraciones a través de las rendijas y otras aberturas de las paredes. Las filtraciones inducidas por temperatura (lo que se suele llamar *efecto chimenea*) tienen menos que ver con los agujeros de las paredes que con las aberturas en suelos y techos. En invierno, el aire cálido de un edificio tiende a subir y a salir por las aberturas del techo, con lo que arrastra aire frío a través de las del suelo. Así, la tasa de filtración depende no sólo de la velocidad del viento y la diferencia de temperaturas entre el interior y el exterior, sino también por la situación de las fugas de la edificación. Las fugas en el piso y el techo favorecen filtraciones por efecto chimenea, mientras que las situadas en las superficies verticales fomentan filtraciones debidas al viento.

Además, mientras que normalmente se asume que al aumentar la tasa de filtración se mejorará la calidad del aire, puede no ser así en una situación importante: para el radón, que se emite desde el suelo bajo el edificio. Para el radón, la filtración inducida por el viento ayuda a reducir la concentración en el interior ya que permite entrar aire fresco, libre de este

gas, en el edificio. El efecto chimenea, sin embargo, al arrastrar el aire desde el suelo, puede en realidad ayudar a entrar más radón al revés de la limpieza que normalmente causa la filtración. La Figura 7.64 ilustra estas importantes diferencias.

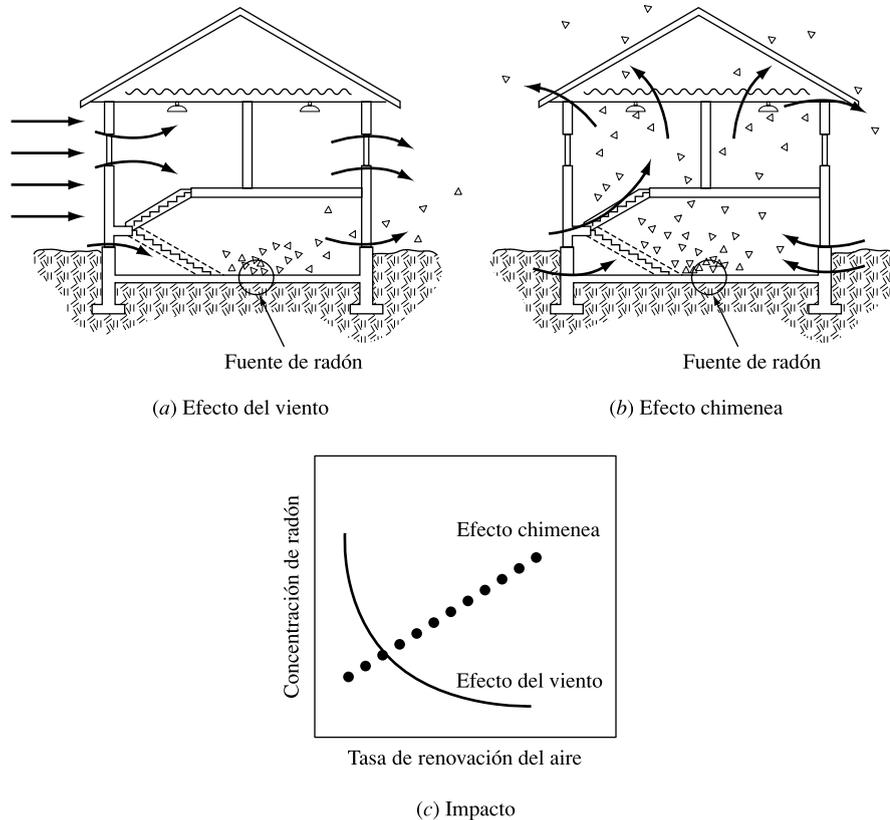


FIGURA 7.64. La infiltración con efecto viento ayuda a reducir el radón, mientras que la infiltración con efecto chimenea podría hacer que se incrementara. (Fuente: Reece, 1988.)

Las tasas de filtración pueden expresarse en unidades como m^3/hr o pies cúbicos por minuto (cfm), pero más a menudo las unidades se dan en cambios de aire por hora (ach). La tasa de cambio de aire en ach es simplemente el número de veces por hora que un volumen de aire igual al volumen de la casa se cambia por aire del exterior. Las tasas de filtración promedio en los hogares estadounidenses están entre 0,5 y 1 ach, con las casas de nueva construcción en los valores más bajos y las más antiguas en los más altos. Algunas viviendas mal construidas tienen tasas de hasta 3-4 ach. Hoy, las nuevas, cuidadosamente edificadas, pueden conseguir unas tasas de filtración de hasta 0,1 ach utilizando hoja de plástico continuo «barrera de gases» en los muros, junto con la aplicación de espuma y silicona para sellar grietas y agujeros. Con estas tasas de filtración tan bajas, la concentración de humedad y contaminantes puede ser suficientemente importante como para requerir ventilación extra, y lo delicado es conseguir esta ventilación sin perder el calor que contiene el aire viciado a expulsar.

Un modo de obtener ventilación extra con la mínima pérdida de calor es con un mecanismo llamado de *ventilación con recuperación de calor* (HRV), en el cual el aire viciado

saliente, a mayor temperatura, transfiere gran parte de su calor al aire fresco que se introduce en la vivienda. Otro método más simple y más barato es proveer de sistemas de ventilación mecánica que puedan ser usados intermitentemente y en la vecindad inmediata de cualquier fuente de contaminante. Los extractores en los baños y las campanas en las cocinas, por ejemplo, pueden reducir enormemente la contaminación interior y con un uso racional, las pérdidas de calor pueden ser pequeñas.

Un modelo de calidad del aire interior

Resulta bastante inmediato aplicar los conceptos desarrollados hasta aquí al problema de la calidad del aire en interiores. El modelo simple que usaremos trata el edificio como una caja simple y bien mezclada, con fuentes y sumideros de los contaminantes en cuestión. Si es necesario, este modelo sencillo puede ampliarse para incluir varias cajas, cada una caracterizada por concentraciones constantes de contaminantes. Un modelo de dos cajas, por ejemplo, se usa a veces para estimaciones de radón, en las cuales una caja constituye el modelo del aire del espacio habitable y la otra el del espacio bajo la vivienda.

Consideremos el modelo simple de una caja de una edificación como la mostrada en la Figura 7.65. Hay fuentes de contaminación en el edificio que pueden caracterizarse por sus tasas de emisión. Además, el aire exterior que penetra en el edificio puede aportar nuevas fuentes de contaminación, que se añaden a las que pudieran generarse dentro. Estas sustancias pueden eliminarse por ventilación o por filtración, o pueden ser no conservativas y degradarse con el tiempo. También, si hay sistemas mecánicos de limpieza del aire, algunos compuestos pueden ser extraídos, pasados por el sistema de limpieza, y retornados como aire limpio. Para poder mantener este modelo tan sencillo, ignoraremos tales sistemas de limpieza.

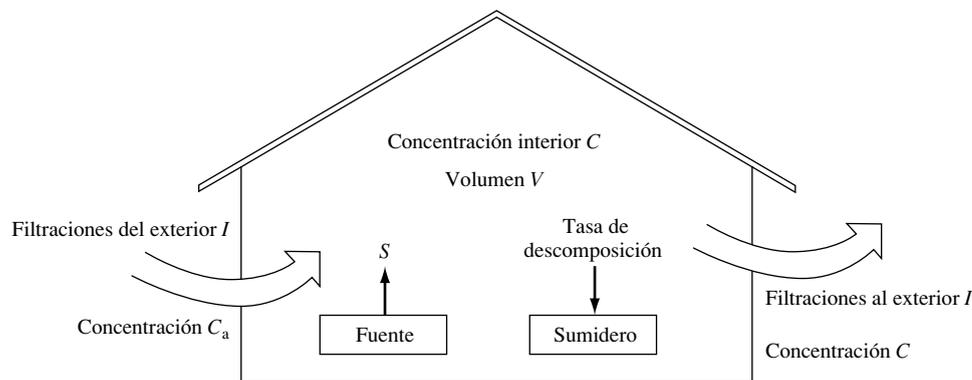


FIGURA 7.65. Modelo de caja para la contaminación del aire interior.

Un balance de masas para la contaminación del edificio, suponiendo que el aire está bien mezclado, es

$$\left(\frac{\text{tasa de incremento}}{\text{en la caja}} \right) = \left(\frac{\text{tasa de contaminación}}{\text{que entra en la caja}} \right) - \left(\frac{\text{tasa de contaminación}}{\text{que sale de la caja}} \right) - \left(\frac{\text{tasa de descomposición}}{\text{en la caja}} \right)$$

$$V \frac{dC}{dt} = (S + C_a n V) - C n V - K C V \quad (7.62)$$

donde

- V = Volumen de espacio climatizado en la edificación ($\text{m}^3/\text{cambio de aire}$).
- n = Número de cambios de aire por hora.
- S = Tasa de emisión de la fuente (mg/hr).
- C = Concentración en el interior (mg/m^3).
- C_a = Concentración ambiente (mg/m^3).
- K = Velocidad de degradación del contaminante o reactividad ($1/\text{hr}$).

Una manera fácil de encontrar la solución para el estado estacionario es hacer $dC/dt = 0$ para obtener

$$C(\infty) = \frac{(S/V) + C_a n}{n + K} \quad (7.63)$$

Una solución general es

$$C(t) = \left[\frac{(S/V) + C_a n}{n + K} \right] [1 - e^{-(n+K)t}] + C(0)e^{-(n+K)t} \quad (7.64)$$

donde

$C(0)$ = Concentración inicial en el edificio.

Algunos de los contaminantes que podríamos querer incluir en el modelo, como el CO y el NO, pueden tratarse como si fueran conservativos, esto es, no se descomponen con el tiempo o tienen unas reactividades muy bajas, así $K = 0$. La Ecuación (7.64) se simplifica considerablemente para las condiciones básicas en las que la concentración ambiente exterior es nula ($C_a = 0$); la concentración inicial de contaminantes [$C(0) = 0$] y los contaminantes son conservativos ($K = 0$). Bajo estas circunstancias

$$C(t) = \frac{S}{nV} (1 - e^{-nt}) \quad (7.65)$$

En la Tabla 7.13 se dan ejemplos de tasas de emisión para varias fuentes, y en la 7.14 se indican estimaciones de velocidades de descomposición para contaminantes comunes de interior.

Las estufas portátiles de queroseno, como la analizada en el Ejemplo 7.18 se hicieron bastante populares al poco de la crisis de energía de los años 70, y continúan usándose en las viviendas, especialmente en países en vías de desarrollo, a pesar de las etiquetas de advertencia. Hay dos tipos de ellas: las radiantes, que calientan los objetos de forma directa, en el modo en que se transfiere el calor por radiación, y las convectivas, que calientan el aire, que, a su vez, pasa el calor a los objetos de la habitación. Los calefactores radiantes trabajan a temperaturas más bajas, hecho que reduce las emisiones de NO_x , pero su generación de CO es superior a las del tipo convectivo, de mayor temperatura. Ambos tipos de calefactores de queroseno tienen tasas de emisión suficientemente altas para necesitar cuidados especiales cuando se utilizan en espacios cerrados como una casa o una caravana.

El Ejemplo 7.19 muestra cómo podemos estimar la concentración de radón en una vivienda usando este modelo simple de contaminación del aire interior.

TABLA 7.13. Algunas tasas de emisión de contaminantes medidas para diversas fuentes

Fuente	Tasa de emisión de contaminante (mg/hr)			
	CO	NO _x ^(a)	SO ₂	HCHO
Cocina				
Horno	1.900	52	0,9	23
Quemador	1.840	83	1,5	16
Estufa de queroseno ^(b)				
Convectiva	71	122	—	1,1
Radiante	590	15	—	4
Un cigarrillo (humo ambiental) ^(c) (mg)	86	0,05	—	1,44

^(a) NO_x expresado como N.

^(b) Estufa nueva portátil, emisiones de calentamiento no incluidas, SO₂ no medido.

^(c) Fuente: Consejo de Investigación Nacional (NRC), 1981.

Fuente: Traynor *et al.*, 1981, 1982.

TABLA 7.14. Constante de descomposición o reactividad, > K

Contaminante	K (1/hr)
CO	0,0
NO	0,0
NO _x (como N)	0,15
HCHO	0,4
SO ₂	0,23
Partículas (<0,5 μm)	0,48
Radón	7,6 × 10 ⁻³

Fuente: Traynor *et al.*, 1981.

EJEMPLO 7.18. Una estufa portátil de queroseno

Una estufa portátil de queroseno se somete a observación en laboratorio en condiciones controladas. Después de dos horas de funcionamiento en una cámara de 46 m³ de volumen, con una tasa de filtración de 0,25 ach, la concentración de monóxido de carbono (CO) alcanza las 20 ppm. El CO inicial en la cámara es 0 y el nivel ambiente fuera de ella es despreciable a lo largo de la prueba. Tratando el CO como un contaminante conservativo, hallar la tasa a la que la estufa emite CO. Predecir la concentración estacionaria si la estufa tuviera que usarse en una vivienda pequeña para calentar 120 m³ de aire con una tasa de filtración de 0,4.

Solución. Comenzamos por convertir la concentración volumétrica de 20 ppm a mg/m³, utilizando (1.9), en condiciones de 1 atm de presión y 25 °C.

$$C(\text{mg}/\text{m}^3) = \frac{\text{ppm} \times \text{peso mol}}{24,465} = \frac{20 \times (12 + 16)}{24,465} = 22,9 \text{ mg}/\text{m}^3$$

Reordenando (7.65) para encontrar la tasa de emisión de la estufa S , tenemos

$$S = \frac{nVc(t)}{(1 - e^{-nt})} = \frac{0,25 \text{ ac/hr} \times 46 \text{ m}^3/\text{ac} \times 22,9 \text{ mg/m}^3}{[1 - e^{-0,25/\text{hr} \times 2 \text{ hr}}]} = 669 \text{ mg/hr}$$

En la casa pequeña, usando (7.63), la concentración sería

$$C(\infty) = \frac{S}{nV} = \frac{669 \text{ mg/hr}}{0,4 \text{ ac/hr} \times 120 \text{ m}^3/\text{ac}} = 13,9 \text{ mg/m}^3 \text{ (12,1 ppm)}$$

Lo que excede la concentración ambiente estándar de 9 ppm para el CO.

EJEMPLO 7.19. Concentración de radón en una vivienda

Supongamos que el suelo bajo una casa de una planta emite $1 \text{ pCi/m}^2\text{s}$ de gas radón. En el peor de los casos supondremos que todo este gas se filtra a través del piso y penetra en la casa. Ésta tiene 250 m^2 de superficie, una altura de techos promedio de $2,6 \text{ m}$, y una tasa de cambio de aire de $0,9 \text{ ach}$. Estimar la concentración estacionaria de radón en el aire, suponiendo que la concentración ambiente es despreciable.

Solución. Podemos hallar la concentración estacionaria usando (7.62) con $C_a = 0$. La tasa de descomposición del radón se da en la Tabla 7.14, y es $K = 7,6 \cdot 10^{-3}/\text{hr}$, que podríamos haber calculado usando (3.8) junto con el periodo de semidesintegración del radón, que es de 3,8 días.

$$C(\infty) = \frac{S/V}{n + K} = \frac{\left(\frac{1 \text{ pCi/m}^2 \text{ s} \times 3.600 \text{ s/hr} \times 250 \text{ m}^2}{250 \text{ m}^2 \times 2,6 \text{ m}} \right)}{0,9/\text{hr} + 7,6 \times 10^{-3}/\text{hr}} = 1,5 \times 10^3 \text{ pCi/m}^3 = 1,5 \text{ pCi/L}$$

Lo que es un valor típico para las casas en los Estados Unidos.

PROBLEMAS

- 7.1. Convertir los siguientes estándares de calidad de aire interior (ocho horas) establecidos por la Agencia de Seguridad y Salud en la Administración de los U.S (OSHA) de ppm a mg/m^3 (a 25°C y una atmósfera), o viceversa.
 - a) Dióxido de Carbono (CO_2), 5.000 ppm.
 - b) Formaldehído (HCHO), $3,6 \text{ mg/m}^3$.
 - c) Óxido nítrico (NO), 25 ppm.
- 7.2. Consideremos una nueva central eléctrica de 600 MW con un 38% de eficacia que quema 9.000 Btu/b de carbón con un contenido en azufre del 1%. Si usamos un depurador eficiente al 70%, ¿cuál sería la tasa de emisión de azufre (lb/hr)?

- 7.3.** En la central eléctrica del Problema 7.2, si todo el azufre oxidado pasa a SO_2 , ¿cuántas libras por hora de SO_2 se liberarían si la planta se equipa con un depurador eficiente en un 90%? ¿Cuántas libras de SO_2 por kilovatio-hora de electricidad generada serían liberadas?
- 7.4.** Una central eléctrica que funciona por combustión de un nuevo carbón ha sido construida usando un sistema de control de emisiones de azufre que es eficiente en un 70%. Si todo el azufre oxidado pasa a SO_2 , y si las emisiones de SO_2 son limitadas a 0,6 lb SO_2 por millón Btu de calor en la central eléctrica, ¿cuál es el máximo porcentaje de contenido de azufre que puede tener el combustible?
- a) Si quema 15.000 Btu/lb de carbón.
b) Si quema 9.000 Btu/lb de carbón.
- 7.5.** El carbón de conformidad no tiene más de 1,2 lb de SO_2 por 10^6 Btu de calor emitido, sin control. ¿Cuál es el máximo porcentaje de azufre que podrían contener 12.000 Btu/lb de carbón de conformidad si todo el azufre oxidado pasa a SO_2 durante la combustión?
- 7.6.** ¿Qué descriptor AQI (Bueno, moderado, etc.) debería proporcionar la calidad del aire en los siguientes días?

Contaminante	Día 1	Día 2	Día 3
O_3 , 1-hr (ppm)	0,15	0,22	0,12
CO, 8-hr (ppm)	12	15	8
$\text{PM}_{2,5}$, 24-hr ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	130	150	10
PM_{10} , 24-hr ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	180	300	100
SO_2 , 24-hr (ppm)	0,12	0,20	0,05
NO_2 , 1-hr (ppm)	0,4	0,7	0,1

- 7.7.** El estándar OSHA para tratar la exposición durante 8 horas de CO es 50 ppm. ¿Qué porcentaje de COHb resultaría de esta exposición?
- 7.8.** Una competición interior de «tractor pull»³ dio en una concentración 436 ppm de CO. ¿Qué porcentaje de COHb tendría que soportar un espectador que está expuesto durante una hora a este nivel? ¿Cuánto tiempo se necesitaría para alcanzar el 10% de COHb?, ¿cuál es el nivel en el que la mayoría de la gente experimentaría mareo y dolor de cabeza?
- 7.9.** ¿Qué hidrocarburo, RH, reaccionando con el radical OH^\bullet en (7.16), produciría formaldehído, HCHO, dentro de (7.19)?
- 7.10.** Supongamos que el Propano, $\text{CH}_2 = \text{CH}-\text{CH}_3$, es el hidrocarburo (RH) que reacciona con el radical hidroxilo OH^\bullet en (7.16). Escribe el conjunto de reacciones químicas que terminarían formando un aldehído. ¿Cuál es el aldehído final?

³ Nota del traductor: «tractor pull», es una competición de tractores que arrastran un trineo con un determinado peso.

- 7.11.** Encontrar la velocidad de sedimentación de una partícula de $2 \mu\text{m}$ de diámetro con densidad 1.500 kg/m^3 . Si esta partícula hubiera sido arrojada a una altura de 8.000 m durante una explosión volcánica, estimar el tiempo que hace falta para alcanzar la tierra (a nivel del mar). Podemos asumir que la viscosidad del aire no cambia lo suficiente como para preocuparse. Si el promedio de vientos es 10 m/s , ¿hasta cuanto de lejos soplaría en su descenso?
- 7.12.** Encontrar el tiempo de permanencia en la atmósfera de una partícula de $10 \mu\text{m}$ con la unidad de densidad (ejemplo, la densidad del agua, 10^6 g/m^3) a 1.000 m de altura.
- 7.13.** La Ecuación (7.24) vale para números Reynolds mucho menores que 1:

$$\text{Re} = \frac{\rho_{\text{aire}} d v}{\eta}$$

Donde ρ_{aire} es la densidad del aire ($1,29 \times 10^3 \text{ g/m}^3$), d es el diámetro de la partícula, v es su velocidad, y η es la viscosidad. Encontrar la velocidad de sedimentación y los números Reynolds para partículas que tienen la densidad de gotitas de agua, con diámetros de

- $1 \mu\text{m}$.
 - $10 \mu\text{m}$.
 - $20 \mu\text{m}$.
- 7.14.** Para el siguiente oxigenación potencial de la gasolina, encontrar el porcentaje por peso de oxígeno. Luego encuentra la fracción (por peso) de oxigenación necesaria para proveer del 2% de oxígeno el preparado resultante de gasolina (que no tiene oxígeno) y oxigenar.
- Etanol, $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$.
 - Éter metil terbutílico (MTBE), $\text{CH}_3\text{OC}(\text{CH}_3)_3$.
 - Etil ter-butil éter (ETBE), $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OC}(\text{CH}_3)_3$.
 - Éter metílico terciario - amilo (TAME), $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{C}(\text{CH}_3)_2\text{OCH}_3$.
- 7.15.** La densidad específica del etanol oxigenado ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$) es $0,791$, mientras que para la gasolina pura es $0,739$. Un preparado de gasolina (sin oxígeno propio) y etanol necesita incorporar el 2% de oxígeno por peso para que resulte el combustible. ¿Qué fracción volumétrica del preparado resultante necesita ser etanol?
- 7.16.** Calcula la eficacia del combustible CAFE para los coches de combustibles flexibles siguientes
- 18 mpg en gasolina y 12 mpg en etanol.
 - 22 mpg en gasolina y 15 mpg en etanol.
 - 27 mpg en gasolina y 18 mpg en etanol.
- 7.17.** El crédito del CAFE que está previsto para vehículos de energía de gas natural es similar a los combustibles de alcohol (Ejemplo 7.6). Las reglas AMFA dicen que 100 ft^3 de gas natural equivalen a $0,823$ galones de gasolina, y cada galón equivalente cuenta como $0,15$ galones de gasolina. Todas las millas conducidas —se asume—

están accionadas por gas natural. Demostrar que un vehículo que logra hacer 25 millas con 100 ft^3 de gas natural tendría una tasación de CAFE de 203 mpg.

- 7.18.** Usando la energía contenida en el combustible como criterio, ¿cuál sería el precio de fábrica que el E85 tiene que tener si la gasolina cuesta 3,50 dólares/galón?
- 7.19.** En energía-contenida básica, ¿cuáles serían más baratos?
- E85 a 2 \$/galón o gasolina a 3 \$/galón.
 - E85 a 2,50 \$/galón o gasolina a 3,30 \$/galón.
 - E85 a 2,75 \$/galón o gasolina a 4 \$/galón.
- 7.20.** Un automóvil con un tanque de combustible de 15 galones obtiene 25 mpg cuando está accionado con gasolina pura. Usando el valor de la densidad de energía de la Tabla 7.6, estimar la eficiencia del combustible (mpg) y el rango (millas) para ese coche cuando corre con
- Gasóleo (E10).
 - E85.
 - Medio tanque de gasolina y medio tanque de E85.
- 7.21.** Supongamos que un vehículo eléctrico híbrido 50-mpg (HEV) es reconstruido con partes nuevas de baterías adicionales, haciéndole un vehículo híbrido con enchufe (PHEV). Las baterías le dan al PHEV un rango de 30 millas en electricidad, con una potencia eficaz de ruedas de 0,25 el kWh /milla. Después de esas 30 millas, el peso adicional de las baterías hace que el coche sólo obtenga 45 mpg al funcionar con gasolina. El PHEV recorre 50 millas cada día, ida y vuelta, para ir al trabajo, 5 días a la semana. Los fines de semana, se conduce durante 25 millas al día para recados.
- A 3,50 \$ por galón de gasolina y 0,08 \$/kWh de electricidad, ¿cuál es el coste del combustible expresado en céntimos/milla? Compárelo con el HEV original.
 - Si el coche no hubiera sido convertido, ¿cuál sería el coste anual del combustible y cuánto ahorraría al año transformándolo en un PHEV?
 - Si la conversión costase 3.000 dólares, ¿cuál es el plazo de recuperación de esta inversión? ¿Cuántas millas tienen que hacer las baterías para que esta inversión valga la pena?
- 7.22.** Usa las notas al pie de la Figura 7.28 para verificar la altura del *well to wheels* CO_2 /millas barra para los siguientes vehículos:
- Un vehículo convencional 25-mpg.
 - Un vehículo híbrido-eléctrico (HEV) 50-mpg.
 - Un vehículo híbrido con enchufe (PHEV).
 - Un vehículo eléctrico alimentado por batería (EV).
 - Un vehículo de la célula de combustible (FCV).
- 7.23.** Supongamos que el EV y el PHEV 0,25 kWh/milla de la Figura 7.28 obtienen el 60% de su electricidad del gas natural de una central eléctrica de ciclo combinado (NGCC) que envía energía a la red de suministro con un 96% de eficiencia. El gas natural emite $14,41 \text{ kWh} = 3,6 \text{ MJ}$.

- a) Encontrar los $\text{gCO}_2/\text{milla}$ para este EV.
- b) Encontrar los $\text{gCO}_2/\text{milla}$ para este PHEV.
- 7.24.** Los Ángeles tiene una radiación solar equivalente a 5,5 horas por día de pleno sol calentando el techo de un garaje orientado al sur. ¿Cuánto tendría que medir para conseguir una conexión a la red de PV (módulos solares) con un 17% de eficiencia y obtener los 0,25 kWh/milla de energía que necesita un EV o PHEV para hacer una media de 30 millas por día? Asumamos un 75% de factor de conversión desde la tasa de energía PV a la AC liberada a la red eléctrica.
- 7.25.** Consideremos un 50% de eficiencia del combustible en la célula de óxido sólido (SOFC) usada en un sistema combinado de calor y energía (CHP). Los SOFC convierten el 50% de la energía del combustible del gas natural en electricidad y el 20% en calor útil. Comparar su eficiencia energética global con un sistema separado que provee del mismo calor y electricidad con un 30% de eficiencia en la red de suministro eléctrico y una caldera un 80% eficiente.
- 7.26.** Comparar las emisiones de un sistema de gas natural que combina calor y electricidad (CHP) con los siguientes sistemas separados de generación de calor y electricidad. Para las emisiones de carbono, asumir que el gas natural emite 14,4 gC/MJ, y para la red de suministro 175 gC/MJ. El julio equivalente a un kWh de electricidad es 3,6 MJ.
- a) Un CHP con una eficacia eléctrica del 36% y un 40% de eficacia térmica contra una caldera de gas eficiente en un 85% para calor y red eléctrica.
- b) Un CHP con un 50% de eficacia eléctrica y un 20% de eficacia térmica contra un 33% de eficacia, 280 g/kWh, de una central eléctrica que funciona con carbón y un 80% de eficacia para una caldera que quema gas para obtener calor.
- 7.27.** En 1989, $0,39 \times 10^{12}$ g de partículas fueron liberados cuando se quemaron 685 millones de toneladas (2.000 lb) de carbón en centrales eléctricas produciendo 1.400.000 millones de kWh de electricidad. Suponer que el contenido medio de calor del carbón es 10.000 Btu/lb. ¿Cuál ha sido la eficacia media (calor a electricidad) de estas plantas de carbón? ¿Cuántas partículas en suspensión habrían sido liberadas si todas las plantas siguiesen la New Source Performance Standards que limita las emisiones de partículas a 0,03 lb por 10^6 Btu de calor?
- 7.28.** En este capítulo, la siguiente expresión fue utilizada en la derivación de la tasa de lapso adiabática seca: $dQ = C_p dT - V dP$ (Ecuación 7.37). Derivar esta expresión comenzando con la declaración de la primera ley de la termodinámica: $dQ = dU + dW$, donde $dU = C_v dT$ es el cambio en la energía interna cuando una cantidad de calor, dQ , es añadida al gas, elevando su temperatura a dT y causando su expansión que realiza un trabajo $dW = P dV$. C_v es el calor específico a volumen constante. Luego use la ley de los gases ideales, $PV = nRT$, donde n son los moles (una constante) y R es la constante del gas, junto con la definición de la derivada de un producto, $d(PV) = P dV + V dP$, para encontrar otra expresión para dQ . Finalmente, usando la definición $C_p = (dQ/dT)$ a presión constante, salta a la vista que $C_p = C_v + nR$.

7.29. Suponer la siguiente altitud atmosférica y los datos de temperatura con los que se la relaciona.

Altitud	Temperatura (°C)
0	20
100	18
200	16
300	15
400	16
500	17
600	18

- a) ¿Cuál sería la profundidad de la mezcla?
 - b) ¿Cómo haríamos de alta la columna de humo a 21 °C de una chimenea de 100 m si se levanta sobre la tasa de lapso adiabático seca? ¿Esperaríamos que fuera una columna bucle, cónica, en ventilación, o de fumigación?
- 7.30. Para el perfil de temperaturas dado en el Problema 7.29, si la temperatura de la superficie durante el día es de 22 °C, y un anemómetro de la estación meteorológica a una altura de 10 m muestra un promedio de vientos de 4 m/s, ¿cuál sería el coeficiente de ventilación? Asumir estabilidad de clase C, y usa el viento en la altura media para la profundidad de la mezcla.
- 7.31. Una chimenea alta y una chimenea pequeña cercana tienen columnas como se muestra en la Figura P7.31. ¿Cuál es el perfil de la temperatura atmosférica que tendría más probabilidad de causar ese par de columnas? Las líneas punteadas representan la tasa de lapso adiabático seca.

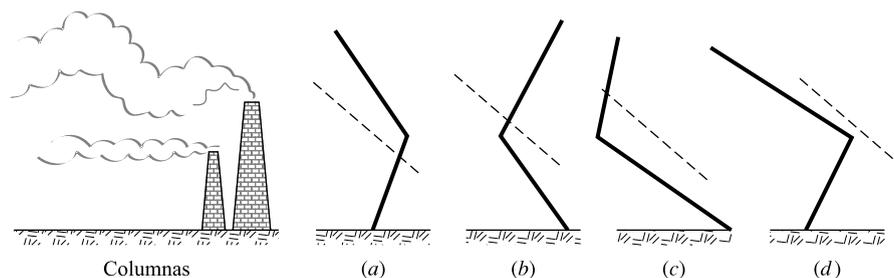


FIGURA P7.31.

- 7.32. El modelo gaussiano de columna de una fuente puntual para una central eléctrica usa 50 m como altura efectiva (véase Figura 7.32) de la chimenea. La noche está nublada. (Nota: Esto no es lo mismo que «nublado» en este modelo; Comprobar las notas al pie de la Tabla 7.8). Debemos averiguar la contaminación a nivel del suelo en dos posiciones, A y B, que están a 1,2 y 1,4 km en la dirección del viento que mueve el humo de la chimenea.
- a) ¿A qué distancia tendrá lugar la máxima concentración de contaminación? ¿Qué posición (A o B) tendría la contaminación más elevada?

- b) Supongamos cielos claros, y que la velocidad del viento está por debajo de los 5 m/s. ¿Se moverá la posición en la dirección del viento en la cual ocurre la máxima concentración? ¿Si es así, se moverá más cerca de la chimenea o se alejará de la chimenea? (H sigue siendo 50 m).
- c) Bajo las nuevas condiciones del apartado (b), ¿qué casa experimentaría la mayor contaminación?

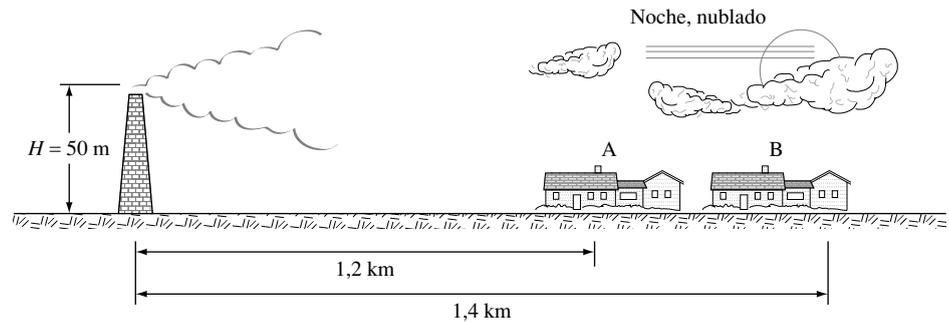


FIGURA P7.32.

- 7.33. Supongamos que una hoguera emite CO a razón de 20 g/s en una noche clara cuando el viento sopla a 2 m/s. Si la altura efectiva de la chimenea es de 6 m, (a) ¿qué concentración de CO esperaríamos a nivel del suelo estando a 400 m a favor del viento? (b) Estimar la máxima concentración a nivel del suelo.
- 7.34. Una central eléctrica que funciona con la combustión de carbón con una altura efectiva de chimenea de 100 m emite 1,2 g/s de SO_2 por megavatio de energía liberado. Si se asume que los vientos soplan a 4 m/s de altura de la chimenea, y a apenas 3 m/s a 10 m, ¿hasta cuantos MW podría emitir la planta sin exceder los $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 a nivel del suelo? (Primero decida cuál estabilidad conduce a la clasificación para las peores condiciones.)
- 7.35. Una central eléctrica con efectividad del 35% que funciona por combustión de carbón con una altura efectiva de 100 m emite SO_2 a razón de $0,6 \text{ lb}/10^6 \text{ btu}$ en la planta. Si se asume que los vientos soplan a 4 m/s de altura de la chimenea, y a apenas 3 m/s a 10 m, ¿hasta cuantos MW podría emitir la planta sin exceder los $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 a nivel del suelo?
- 7.36. Una chimenea emitiendo 80 g/s de NO tiene una altura efectiva de chimenea de 100 m. La velocidad del viento es de 4 m/s a 10 m, y es un día claro de verano con sol. Estimar la concentración de NO a nivel del suelo
- Directamente en la dirección en la que sopla el viento a una distancia de 2 km.
 - En el punto de la dirección a favor del viento donde el NO es máximo.
 - En un punto localizado a 2 km en la dirección en la que sopla el viento y a 0,1 km fuera del eje de la dirección del viento.
- 7.37. Para la estabilidad de clase C, la proporción σ_y/σ_z es esencialmente una constante, independiente de la distancia x . Asumiendo que es una constante, hacer la derivada de (7.49) y

- a) Mostrar la distancia en la dirección del viento de una chimenea en la cual la máxima concentración tiene lugar en el punto donde concuerda $\sigma_z = H/\sqrt{2} = 0,707 H$
- b) Demostrar que la máxima concentración es

$$C_{\text{máx}} = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z u e} = \frac{0,117Q}{\sigma_y \sigma_z u}$$

- c) Demostrar que $C_{\text{máx}}$ es inversamente proporcional a H^2 .

- 7.38.** La chimenea más alta del mundo está en un horno de fundición de cobre en Sudbury, Ontario. Mide 380 m de altura y tiene un diámetro interior en la parte superior de 1,52 m. Si los gases de la chimenea salen a 130 °C y a 20 m/s mientras que la temperatura ambiental es de 10 °C y los vientos en lo alto de la chimenea son de 8 m/s, estimar la altura efectiva de la chimenea usando el modelo Briggs. Asumir una atmósfera ligeramente inestable de clase C.
- 7.39.** Repetir el Problema 7.38 para una atmósfera estable e isotérmica (la temperatura no cambia con la altitud).
- 7.40.** Una central eléctrica tiene una chimenea de 100 m con un radio interior de 1 m. Los gases expulsados dejan la chimenea con una velocidad de la salida de 10 m/s y una temperatura de 120 °C. La temperatura ambiente es de 6 °C, se estima que los vientos a la altura efectiva de la chimenea son de 5 m/s, la velocidad del viento en superficie es 3 m/s, y es un día nublado de verano. Estimar la altura efectiva de esta chimenea.
- 7.41.** Una central eléctrica del 200 MW tiene una chimenea de 100 m con un radio de 2,5 m, el gas fluye al exterior con una velocidad de 13,5 m/s, y a una temperatura de 145 °C. La temperatura ambiente es de 15 °C, la velocidad del viento en la chimenea es de 5 m/s, y la atmósfera es estable, clase E, con una tasa de lapso de 5 °C/km. Si emite 300 g/s de SO₂, estimar la concentración a ras de tierra a una distancia de 16 km en la dirección en la que sopla el viento.
- 7.42.** Una fuente emite 20 g/s de algún contaminante por una chimenea con 50 m efectivos de altura y vientos que rondan los 5 m/s. En una simple gráfica, esboza la concentración en la dirección del viento para una clasificación estable A, C y F, usando la Figura 7.52 identificar la concentración máxima y la distancia.
- 7.43.** Una fuente emite 20 g/s de algún contaminante y vientos que rondan los 5 m/s, en un día de clase C. Usa la Figura 7.52 para encontrar las concentraciones máximas para una altura efectiva de la chimenea de 50, 100, y 200 m. Notar si la concentración es apenas proporcional para $(1/H^2)$, como el Problema 7.37 sugiere.
- 7.44.** Se propone la ubicación de una planta de papel a 1 km contra el viento de un pueblo. Emitirá 40 g/s de sulfuro de hidrógeno, el cual tiene un umbral de olor de cerca de 0,1 mg/m³. Los vientos en la chimenea pueden variar de 4 a 10 m/s soplando hacia el pueblo. ¿Qué altura máxima debería tener la chimenea para asegurar concentraciones inferiores a 0,1 veces el umbral del olor en las afueras del pueblo en un día de clase B? Al ser conservativa, la chimenea será diseñada sin asumir la crecida de la columna. Si el pueblo se extiende más allá de la distancia de 1 km, ¿experimenta-

rán algunos edificios concentraciones más altas que una residencia en la frontera bajo estas condiciones?

- 7.45.** Una chimenea con una altura efectiva de 45 m emite SO_2 a razón de 150 g/s. Los vientos son estimados en 5 m/s a la altura de la chimenea, la clase de estabilidad es C, y hay una inversión a 100 m. Estimar la concentración a nivel del suelo en el punto donde las reflexiones de la inversión comienzan a ocurrir y en un punto situado a dos veces esta distancia en la dirección del viento.
- 7.46.** Un punto de origen con una altura efectiva de chimenea de 50 m emite 80 g/s de SO_2 , en un día claro de verano con vientos de superficie de 4 m/s. Los vientos a 50 m son de 5 m/s. Un estrato de inversión empieza a una elevación de 250 m
- Estimar la concentración de SO_2 a nivel del suelo a una distancia de 4 km a favor del viento de la chimenea.
 - Si no hubiera habido estrato de inversión, estimar la concentración a 4 km en la dirección del viento.
- 7.47.** Una larga línea de quemar desperdicios agrícolas emite 0,3 g/m-s de partículas en suspensión en una clara caída de la tarde con vientos que soplan a 3 m/s en perpendicular a la línea. Estimar la concentración de partículas a nivel del suelo en la dirección del viento de la línea.
- 7.48.** Una autopista que pasa a unos 200 m de una casa tiene 10.000 vehículos por la hora pasando. Cada coche emite un promedio de 1,5 g/mi de NO_x , y los vientos soplan a 2 m/s a través de la autopista hacia la casa. Estimar la concentración del NO_x en la casa en un día de verano cerca del mediodía (asumiendo que el NO_x es químicamente estable).
- 7.49.** Considera un modelo de caja para la contaminación del aire de una fuente de área situada sobre una península de tierra (véase Figura P7.49). La longitud de la caja es de 15 km, su anchura es de 80 km, y una inversión de la radiación restringe la mezcla a 15 m. El viento lleva aire limpio a lo largo de la dimensión de la caja a 0,5 m/s. Entre las 4 y las 6 de la tarde hay 250.000 vehículos en la carretera, cada uno circula a 40 km y cada uno emite 4 g/km de CO.

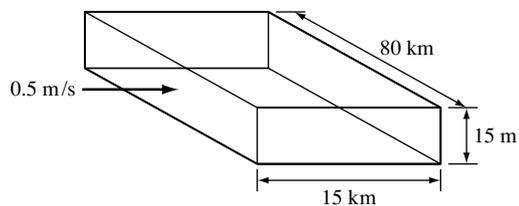


FIGURA P7.49.

- Encontrar la tasa media de emisiones de CO durante un periodo de dos horas (CO g/s por m^2 de terreno).
- Estimar la concentración de CO a las 6 PM si no había CO en el aire a las 4 PM. Supongamos que el CO es conservativo y que hay una mezcla completa e instantánea en la caja.

- c) Si la velocidad del viento es igual a 0, usar la fórmula (7.58) para obtener la relación entre el CO y el tiempo y usarlo para encontrar el CO sobre la península a las 6 PM.
- 7.50.** Considera un modelo de caja para el aire derramado sobre una ciudad de 1×10^5 m de lado, con una profundidad de mezcla de 1.200 m. Los vientos libres de SO₂ soplan a 4 m/s contra un lado de la caja. El SO₂ es emitido de la caja a razón de 20 kg/s. Si se considera que el SO₂ es conservativo, estimar la concentración estable en el aire emitido.
- 7.51.** Con la misma emisión de aire y las mismas condiciones ambientales dadas en el Problema 7.50, suponer que las emisiones ocurren sólo en los días laborables. Si las emisiones se detienen a las 5 PM en viernes, estimar la concentración de SO₂ a medianoche. Si comienzan de nuevo el lunes a las 8 AM, qué concentración tendría a las 5 PM.
- 7.52.** Si las condiciones estables han sido alcanzadas por la ciudad en el Problema 7.50 y que luego el viento desciende a 2 m/s, estimar la concentración de SO₂ dos horas más tarde.
- 7.53.** Si el viento que sopla sobre el aire que desciende del Problema 7.50 tiene $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO₂ en él, y la concentración del SO₂ en el aire emitido a las 8 AM del lunes es $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Estimar la concentración al mediodía, asumiendo que esa emisión es todavía de 20 kg/s.
- 7.54.** Con el mismo aire emitido y las condiciones ambientales dadas en el problema 7.50, si el SO₂ no se conserva y de hecho tiene una reactividad de 0,23/h, estimar su concentración estable sobre la ciudad.
- 7.55.** Se va a usar un gas trazador para determinar la tasa de cambio de aire en una sala. Inyectando un gas estable en la sala y observando el descenso de la concentración con el tiempo, podremos estimar I (ach). La ecuación que determina el proceso es

$$C = C_0 e^{-It}$$

Tomando logaritmos en ambos lados tenemos: $\ln C = (\ln C_0) - It$.

Así, haciendo una gráfica de $\ln C$ con respecto al tiempo, tendremos una línea recta de pendiente negativa igual a la tasa de filtración I (véase Figura P7.55).

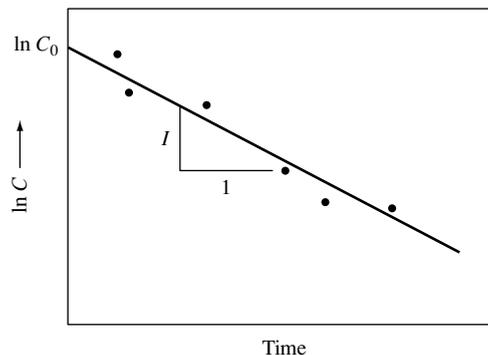


FIGURA P7.55.

Supongamos que se obtienen los siguientes datos

Tiempo (hr)	Concentración (ppm)
0	10,0
0,5	8,0
1,0	6,0
1,5	5,0
2,0	3,3

Hacer una gráfica de $\ln C$ respecto del tiempo, hallar la pendiente y con ello la tasa de filtración I (ach).

- 7.56.** Una vivienda de una planta con tasa de filtración de 0,5 ach tiene 200 m² de superficie y un volumen total de 500 m³. Si el suelo emite 0,6 pCi/m²-s de radón y todo él entra en la casa, estimar la concentración estacionaria de radón en el interior.
- 7.57.** Si la casa del Problema 7.56 se hubiera construido de dos pisos con 100 m² en cada planta y el mismo volumen total, ¿cuál hubiera sido la concentración de radón estimada?
- 7.58.** Si una persona vive 30 años en la casa del Problema 7.56, estimar el riesgo de cáncer por la exposición al radón resultante. Usar los datos de potencia del radón de los Problemas 4.10 y 4.12 y los factores de exposición estándar para las condiciones residenciales dadas en la Tabla 4.10.
- 7.59.** Consideremos una vivienda «hermética» de 300 m³ que tiene una tasa de filtración de 0,2 ach. La única fuente de CO en la casa es la cocina de gas, y la concentración del ambiente exterior es siempre cero. Supongamos que no hay CO en la casa a las 6 de la tarde, pero a esa hora el horno y dos quemadores se encienden durante una hora. Asumir que el aire de la casa está bien mezclado y estimar la concentración de CO en la casa a las 7 de la tarde y a las 10 de la noche.
- 7.60.** Una estufa convectiva de queroseno se enciende en una habitación de 27 m³ de aire bien mezclado con una tasa de filtración de 0,39 ach. Después de una hora de funcionamiento la concentración de NO alcanza las 4,7 ppm. Tratando el NO como un contaminante conservativo
- Estimar la tasa de emisión de NO de la estufa (mg/hr).
 - Estimar la concentración de NO que se esperaría en la habitación una hora después de apagada la estufa.
 - Si se tuviera que usar en la casa descrita en el Problema 7.59, ¿cuál sería la concentración estacionaria de NO causada por la estufa?
- 7.61.** Hallar la velocidad de sedimentación de partículas de 2,5 micras que tienen una densidad de $1,5 \times 10^6$ g/m³. Usar el modelo de caja bien mezclada para estimar el tiempo de permanencia en una sala que tiene un techo de 2,50 m de altura.

- 7.62. Considerar una central térmica de carbón de 100 MW, con un rendimiento del 33,3%, que trabaja a su potencia máxima durante un 70% del tiempo y está parada el 30% restante (es decir, su factor de capacidad es de 0,70).

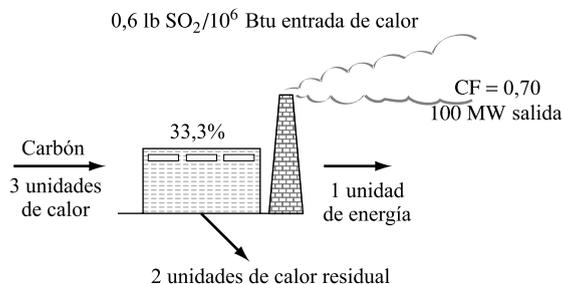


FIGURA P7.62.

- ¿Cuánta electricidad (kWh/año) producirá la central?
- ¿Cuántas Btu anuales de energía serán necesarias para generar esa electricidad? (Nota: a un 33,3% de rendimiento, se necesitan 3 kWh de energía a razón de 3,412 Btu/kWh para producir 1 kWh de electricidad, como se muestra en la Figura P7.62.)
- Supongamos que esta central ha estado emitiendo 0,6 lb de SO₂ por millón de Btu de energía de entrada, y supongamos que tiene suficientes créditos de SO₂ para continuar haciéndolo. Si la compañía eléctrica decide cerrar esta central y sustituirla por una de gas natural que no emite SO₂, ¿cuántas toneladas de este gas se evitaría emitir a la atmósfera cada año? Si los créditos de SO₂ se pagan a 400 dólares, ¿cuánto dinero podría recibir la compañía vendiendo los equivalentes a las emisiones de un año?

REFERENCIAS

American Lung Association, American Medical Association, U.S. Consumer Product Safety Commission, U.S. Environmental Protection Agency, 1994, *Indoor Air Pollution: An Introduction for Health Professionals*, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Briggs, G. A., 1972, Dispersion of chimney plumes in neutral and stable surroundings, *Atmospheric Environment*, 6(1).

California Air Resources Board (CARB), 2004, *Initial Statement of reasons for proposed rulemaking, public hearing to consider adoption of regulation to control greenhouse gas emissions from motor vehicles*, August.

California Energy Commission, 1989, *News and Comment, CEC Quarterly Newsletter*, No. 23, Fall.

Chestnut, L. G., and D. M. Mills, 2005, A fresh look at the benefits and costs of the U.S. Acid Rain Program, *Journal of Environmental Management*, 77(3):252-266.

DeCicco, J., and M. Ross, 1993, *An Updated Assessment of the Near-Term Potential for Improving Automotive Fuel Economy*, American Council for an Energy-Efficient Economy, Washington, DC.

- Diamond, R. C., and D. T. Grimsrud, 1984, *Manual on Indoor Air Quality*, prepared by Lawrence Berkeley Laboratory for the Electric Power Research Institute, Berkeley, CA.
- Energy Foundation, *China's Energy Challenge, 2004 Annual Report*, 2005.
- Energy Information Administration (EIA), 2006, *International Energy Outlook*, 2006, Washington, DC.
- Farrell, A. E., R. J. Plevin, B. T. Turner, A. D. Jones, M. O'Hare, and D. M. Kammen, 2006, Ethanol can contribute to energy and environmental goals, *Science*, 311(27):506-508.
- Gifford, F. A., 1961, Uses of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion, *Nuclear Safety*, 2(4).
- Interagency Taskforce on Acid Precipitation, 1983, *Annual Report 1983 to the President and Congress*, Washington, DC.
- Jacobson, M. Z., 2007, *Effects of Ethanol (E85) Versus Gasoline Vehicles on Cancer and Mortality in the United States* (in publication).
- Jenkins, P. L., T. J. Phillips, E. Mulberg, and S. P. Hui, 1992, Activity patterns of Californians: Use of and proximity to indoor pollution sources, *Atmospheric Environment*, 26A(2): 2141-2148.
- Kreiss, K., 1990, The sick building syndrome: Where is the epidemiologic basis?, *American Journal of Public Health*, 80:1172-1173.
- Lovins, A., and H. Lovins, 1995, Reinventing the wheels, *The Atlantic Monthly*, January.
- Martin, D. O., 1976, The change of concentration standard deviation with distance, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 26(2).
- McCosh, D., 1994, Emerging technologies for the supercar, *Popular Science*, June, 95-101.
- Moyer, C. B., 1989, *Global Warming Benefits of Alternative Motor Fuels*, Acurex Corporation, Mountain View, CA.
- Murphy, J. J., M. A. Delucchi, D. R. McCubbin, and H. J. Kim, 1999, The cost of crop damage caused by ozone air pollution from motor vehicles, *Journal of Environmental Management*, 55:273-289.
- Nagda, N. L., H. E. Rector, and M. D. Koontz, 1987, *Guidelines for Monitoring Indoor Air Quality*, Hemisphere, Washington, DC.
- National Research Council, 1981, *Indoor Pollutants*, National Academy Press, Washington, DC.
- National Research Council, 1999, *Health Effects of Exposure to Radon (BEIR VI)*, National Academy Press, Washington, DC.
- Nazaroff, W. W., and K. Teichman, 1990, Indoor radon, exploring U.S. federal policy for controlling human exposures, *Environmental Science and Technology*, 24:774-782.
- NEDO. 1994, *NEDO Creates New Energy*, New Energy and Industrial Technology Development Organization, Tokyo.
- OTA, 1984, *Acid Rain and Transported Air Pollutants, Implications for Public Policy*, Office of Technology Assessment, Washington, DC.
- Ott, W. R., A. C. Steinemann, and L. A. Wallace, 2006, *Exposure Analysis*, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Pasquill, F., 1961, The estimation of the dispersion of windborne material, *Meteorological Magazine*, 90: 1063.
- Perkins, H. C., 1974, *Air Pollution*, McGraw-Hill, New York.
- Pershagen, G., G. Akerblom, O. Axelson, B. Clavensjo, L. Damber, G. Desai, A. Enflo, F. Lagarde, H. Mellander, and M. Svartengren, 1994, Residential radon exposure and lung cancer in Sweden, *New England Journal of Medicine*, 330(3):159-164.

- Peterson, W. B., 1978, *User's Guide for PAL-A Gaussian Plume Algorithm for Point, Area, and Line Resources*, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Portelli, R. V., and P. J. Lewis, 1987, Meteorology, in *Atmospheric Pollution*, E. E. Pickett (ed.), Hemisphere, Washington, DC.
- Powell, J. D., and R. P. Brennan, 1988, *The Automobile, Technology and Society*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Powell, J. D., and R. P. Brennan, 1992, *Automotive Technology*, Stanford University, Stanford, CA.
- Raloff, J., 1995, Heart-y risks from breathing fine dust, *Science News*, 148, July 1.
- Reece, N. S., 1988, Indoor air quality, *Homebuilding & Remodeling Resource*, November/December.
- Robinson, J. P., J. Thomas, and J. V. Behar, 1991, Time spent in activities, locations, and microenvironments: A California-national comparison. Report under Contract No. 69-01-7324, Delivery Order 12, Exposure Assessment Research Division, National Exposure Research Center, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, NV.
- Seinfeld, J. H., and S. N. Pandis, 1998, *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- Shepard, M., 1988, Coal technologies for a new age, *EPRI Journal*, Electric Power Research Institute, Jan./Feb.
- Smith, K. R., 1993a, Fuel combustion, air pollution exposure, and health: The situation in the developing countries, *Annual Review of Energy and Environment*, 18:529-566, Annual Reviews Inc., Palo Alto, CA.
- Smith, K. R., 1993b, Taking the true measure of air pollution, *EPA Journal*, U.S. Environmental Protection Agency, October- December, 6-8.
- SMUD, 1993, *Fuel Cell Power Plants*, Sacramento Municipal Utility District, Sacramento, CA.
- The World Bank, 1997, *Clear Water, Blue Skies: China's Environment in the New Century*, Washington, DC.
- Thomas, V. M., 1995, The elimination of lead in gasoline, *Annual Review of Energy and the Environment*, Annual Reviews, Inc., Palo Alto.
- Traynor, G. W., D. W. Anthon, and C. D. Hollowell, 1981, *Technique for Determining Pollutant Emissions from a Gas-Fired Range*, Lawrence Berkeley Laboratory, LBL-9522, December.
- Traynor, G. W., J. R. Allen, M. G. Apte, J. F. Dillworth, J. R. Girman, C. D. Hollowell, and J. F. Koonce, Jr., 1982, *Indoor Air Pollution from Portable Kerosene-Fired Space Heaters, Wood-Burning Stoves, and Wood-Burning Furnaces*, Lawrence Berkeley Laboratory, LBL-14027, March.
- Turner, D. B., 1970, *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. Department of Energy (U.S. DOE), 2006, *Biodiesel Handling and Use Guidelines*, 3rd ed., DOE/GO-102006-2358, September.
- U.S. Department of Transportation, 2002, *Effects of the Alternative Motor Fuels Act CAFE Incentives Policy: Report to Congress*, March, Washington, DC.
- U.S. DOE and Southern Company, 1997, *Control of Nitrogen Oxide Emissions: Selective Catalytic Reduction (SCR)*, Clean Coal Technology Topical Report Number 9, July.
- U.S. EPA, 1993, *Radon, The Threat with a Simple Solution*, EPA 402-K-93-008, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA, 1994a, *Acid Rain Program: Conservation and Renewable Energy Reserve Update*, EPA 430-R-94-010, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA, 1994b, *National Air Quality and Emissions Trends Report*, 1993, EPA-454/R-94-026, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA, 1995a, *Air Quality Trends*, EPA-454/F-95-003, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA, 1995b, *1993 Air Toxic Release Inventory, Public Data Release*, EPA 745-R-95-019, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA, 2003, *Air Trends Report*, Washington, DC.

U.S. EPA, 2006a, *NO_x Budget Trading Program 2005 Program Compliance and Environmental Results*, September, retrieved from <http://www.epa.gov/airmarkets>.

U.S. EPA, 2006b, *September 2006 Revisions to the National Ambient Air Quality Standards for Particle Pollution*, Washington, DC.

U.S. EPA, 2006c, *Light-Duty Automotive Technology and Fuel Economy Trends: 1975 through 2006*, EPA 420-S-06-003, Washington, DC.

U.S. HEW, 1969, *Control Techniques for Particulate Air Pollutants*, National Air Pollution Control Administration, Washington, DC.

U.S. HEW, 1970, *Air Quality Criteria for Carbon Monoxide*, AP-62, National Air Pollution Control Administration, Washington, DC.

U.S. PHS, 1991, *Preventing Lead Poisoning in Young Children*, U.S. Department of Health and Human Services, Washington, DC.

Wadden, R. A., and P. A. Scheff, 1983, *Indoor Air Pollution, Characterization, Prediction, and Control*, Wiley-Interscience, New York.

Wallace, L., 1993, The TEAM studies, *EPA Journal*, U.S. Environmental Protection Agency, October-December, 23-24.

Wallace, L., 1995, Human exposure to environmental pollutants: A decade of experience, *Clinical and Experimental Allergy*, 25:4-9.

Wark, K., and C. F. Warner, 1981, *Air Pollution, Its Origin and Control*, Harper & Row, New York.

Williamson, S. J., 1973, *Fundamentals of Air Pollution*, Addison-Wesley, Reading, MA.

WHO, UNEP, 1992, *Urban Air Pollution in Megacities of the World*, World Health Organization and the United Nations Environment Programme, Blackwell Publishers, Oxford, UK.

Yeager, K. E., 1991, Powering the second electrical century, in *Energy and the Environment in the 21st Century*, J. W. Tester (ed.), MIT Press, Boston.

Yokum, J. E., D. R. Murray, and R. Mikkelsen, 1991, Valdez Air Health Study-Personal, Indoor, Outdoor, and Tracer Monitoring, Paper No. 91-172.12, 84th Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Vancouver, BC.



Cambio climático

CAPÍTULO

8

«El incremento [de las temperaturas] observado podría deberse en gran medida a la variabilidad natural; esta variabilidad, y otros factores humanos podrían haber contrarrestado un calentamiento global aún mayor a causa del efecto invernadero provocado por el hombre.»

—*IPCC, 1990*

«El balance de evidencias denota una influencia humana discernible en el clima global.»

—*IPCC, 1995*

«Hay nuevas y más abrumadoras evidencias de que gran parte del calentamiento observado a lo largo de los últimos 50 años es atribuible a las actividades humanas.»

—*IPCC, 2001*

«La mayor parte del incremento en las temperaturas medias globales observado desde mediados del siglo veinte se debe, con gran probabilidad, a las concentraciones de gases de efecto invernadero antropogénicas.»

—*IPCC, 2007*

«Preocupaos. Preocupaos mucho.»

—*Revista «Time», 3 de Abril, 2006*

8.1. Introducción	8.8. El papel de la radiación en el cambio climático
8.2. La atmósfera de la Tierra	8.9. Calentamiento global
8.3. Temperatura global	8.10. Informes de evaluación del IPCC
8.4. El efecto invernadero	8.11. Estabilización de emisiones de gases de efecto invernadero
8.5. Balance energético global	8.12. Los océanos y el cambio climático
8.6. El dióxido de carbono: principal gas de efecto invernadero	8.13. Cambios en el ozono estratosférico
8.7. Otros gases de efecto invernadero y aerosoles	Problemas
	Referencias

8.1. | Introducción

Las cuatro citas anteriores tomadas de los informes del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change) demuestran una progresiva evolución en el grado de certeza expresada por la ciencia climática sobre el papel desempeñado por las actividades humanas en el rápido aumento de la temperatura media global durante el medio siglo pasado. La portada de la revista *Time* en abril de 2006, con el provocativo título «Preocupaos. Preocupaos mucho» captó bien la creciente conciencia entre el público general de que tratar con el calentamiento global es, probablemente, el desafío ambiental de mayor importancia del siglo veintiuno.

La atmósfera esta constituida casi en su totalidad de nitrógeno y oxígeno, no obstante, otros gases y partículas existentes en minúsculas concentraciones determinan en gran medida la habitabilidad de nuestro planeta. En este capítulo nos centraremos en varios de estos otros gases, incluyendo el dióxido de carbono (CO_2), el óxido nitroso (N_2O), el metano (CH_4), y el ozono (O_3), así como una categoría de gases sintetizados por el hombre, denominados *halocarbonos* que incluyen los clorofluorocarbonos (CFC), los hidroclofluorocarbonos (HCFC), los hidrofluorocarbonos (HFC), el tetracloruro de carbono (CCl_4), el metilcloroformo (CH_3CCl_3), y los halones. Los dos problemas del aumento del efecto invernadero, que conlleva al cambio climático y al agotamiento del ozono estratosférico, lo que incrementa nuestra exposición a la radiación ultravioleta, con amenaza para la vida, están vinculados a cambios en los restos de estos gases y son el asunto a tratar en este capítulo.

Los problemas del calentamiento global y del agotamiento del ozono estratosférico están vinculados, al ser ambos dependientes de los pequeños cambios de composición de nuestra atmósfera, y son, por su naturaleza, problemas cuya solución requiere de la cooperación internacional. El IPCC fue establecido en 1988 por la Organización Mundial de Meteorología (OMM) y por el Programa Medioambiental de las Naciones Unidas (UNEP) para (1) evaluar la información científica disponible sobre el cambio climático, (2) evaluar los impactos socioeconómicos y ambientales del cambio climático, y (3) formular una estrategia de respuesta apropiada (IPCC, 1995). El IPCC proporcionó la documentación técnica que encabezó el Marco de Convención de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC), que fue firmado por 150 países, incluidos los Estados Unidos, en la Conferencia sobre Medio Ambiente y Desarrollo de las Naciones Unidas, de Río de Janeiro en 1992. El UNFCCC es un tratado climático que asentó los trabajos preliminares para que las naciones estabilizaran las concentraciones de gases de efecto invernadero a un nivel que previniera interferencias peligrosas con el sistema climático. Se llevó a cabo el 21 de Marzo de 1994, después de que 50 países ratificaran el tratado. El subsiguiente Protocolo de Kyoto tiene sus orígenes en el UNFCCC.

Otro esfuerzo por parte de la OMM y la UNEP para organizar a la comunidad científica sobre el asunto del agotamiento del ozono estratosférico llevó a la firma del Protocolo de Montreal sobre sustancias que agotan la capa de ozono en 1987. El Protocolo de Montreal, y sus consiguientes enmiendas desarrolladas en Londres (1990), Copenhague (1992), y Viena (1995), han sido de extraordinaria importancia tanto en términos de éxito en la reducción de emisiones de sustancias que agotan el ozono y la clara demostración de que las naciones pueden aunarse para dirigir problemas medioambientales mundiales.

Gran parte de este capítulo está basado en informes de evaluación científicos sobre el cambio climático y el agotamiento del ozono que han sido escritos como parte de los esfuerzos de la OMM y el UNEP.

8.2. | La atmósfera de la Tierra

Cuando la Tierra se formó, unos 4.600 millones de años atrás, probablemente su atmósfera estaba constituida de helio y compuestos del hidrógeno, como el hidrógeno molecular, el metano y el amoníaco. Esta atmósfera primitiva se cree que escapó al espacio exterior, tras lo cual comenzó a formarse lentamente nuestra atmósfera actual. Mediante la actividad volcánica y, con el paso del tiempo, se liberaron gases como el dióxido de carbono, el vapor de agua y varios compuestos de nitrógeno y azufre. El oxígeno molecular (O_2) comenzó a formarse como resultado tanto de la fotodisociación del vapor de agua y por la fotosíntesis de las plantas que estaban evolucionando en el agua, donde la vida se hallaba protegida de la intensa radiación ultravioleta, biológicamente dañina, de los rayos solares. A medida que aumentaban gradualmente los niveles de oxígeno, se formaba más y más ozono (O_3) en la atmósfera. Se cree que la absorción de radiación ultravioleta por parte del ozono ofreció la protección necesaria para que la vida comenzase a emerger en la Tierra.

La Tabla 8.1 muestra la composición de la atmósfera de la Tierra del modo en el que existe hoy día, expresada en fracciones volumétricas (véase la Sección 1.2 como recordatorio de la diferencia entre concentraciones gaseosas expresadas por volumen y por masa). Los valores que se ofrecen son para aire «limpio» y seco, y no incluyen las relativamente pequeñas, pero extremadamente importantes cantidades de vapor de agua y partículas en suspensión. Mientras la mayoría de los valores en la tabla son fijos, no es éste el caso de los principales gases de efecto invernadero, el dióxido de carbono CO_2 , el metano CH_4 , y el óxido nitroso N_2O , los cuales están elevándose.

TABLA 8.1. Composición del aire limpio seco (fracción por volumen en la troposfera, 2006)

Sustancia	Fórmula	Porcentaje por volumen	Partes por millón
Nitrógeno	N_2	78,08	780.800
Oxígeno	O_2	20,95	209.500
Argón	Ar	0,93	9.300
Dióxido de carbono	CO_2	0,038	380
Neón	Ne	0,0018	18
Helio	He	0,0005	5,2
Metano	CH_4	0,00017	1,7
Kriptón	Kr	0,00011	1,1
Óxido nitroso	N_2O	0,00003	0,3
Hidrógeno	H_2	0,00005	0,5
Ozono	O_3	0,000004	0,04

Conviene pensar en la atmósfera como si ésta se hallara dividida en varias capas horizontales, cada una caracterizada por el progresivo cambio en el perfil de sus temperaturas. Comenzando por la superficie de la Tierra, estas capas se denominan *troposfera*, *estratosfera*, *mesosfera* y *termosfera*. La troposfera y la mesosfera se caracterizan por el descenso en las temperaturas con la altitud, mientras que la estratosfera y la termosfera muestran un incremento de las temperaturas. Las zonas de transición que separan estas capas se denominan *tropopausa*, *estratopausa* y *mesopausa*. Obviamente, las condiciones en la atmósfera actual

de la Tierra varían con el tiempo y la localización, pero un perfil de temperatura útil e idealizado, conocido como *atmósfera estándar*, ofrece un punto de partida conveniente para estudios atmosféricos (Figura 8.1).

Más del 80% de la masa de la atmósfera, y prácticamente todo el vapor de agua, nubes y precipitaciones ocurren en la troposfera. A latitudes medias, la troposfera alcanza hasta los 10 ó 12 km de altura (aproximadamente la altitud de un vuelo comercial típico). En los polos puede ser de tan sólo 5 ó 6 km, mientras que en el ecuador es aproximadamente de 18 km. En la troposfera, las temperaturas disminuyen en 5-7°C por km, lo cual es esencialmente la tasa del intervalo adiabático húmedo que corresponde a la variación de la temperatura a medida que el aire saturado de agua se eleva (véase la Sección 7.10). La troposfera es normalmente muy turbulenta; es decir, las fuentes corrientes de aire producen una mezcla rápida y completa. Esta mezcla es buena para la calidad del aire, puesto que dispersa rápidamente los contaminantes.

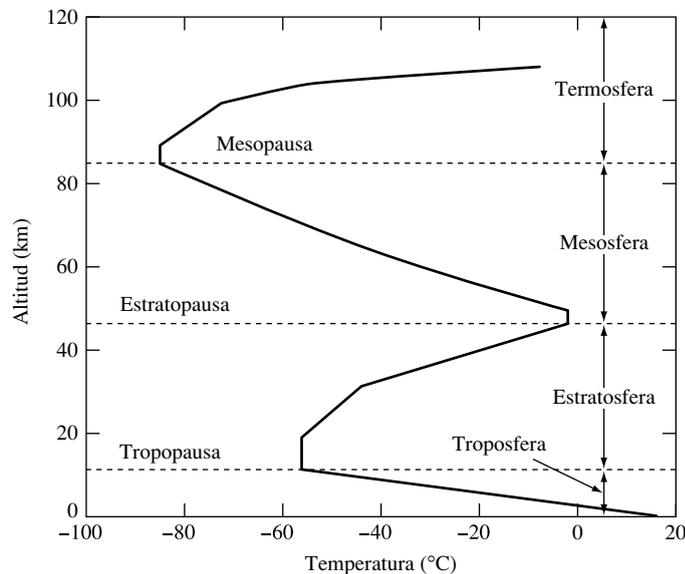


FIGURA 8.1. La atmósfera estándar, mostrando las cuatro capas principales.

Sobre la troposfera hay una capa estable de aire muy seco, denominada estratosfera. Los contaminantes que van a dar a la estratosfera pueden permanecer allí durante muchos años antes de ser devueltos a la troposfera, donde pueden diluirse con mayor facilidad ser eliminados en última instancia por sedimentación o precipitación. En la estratosfera, el ozono (O_3) y el oxígeno (O_2) absorben energía ultravioleta de corta longitud de onda, provocando un calentamiento del aire. La inversión de la temperatura resultante de este proceso es lo que causa tal estabilidad en la estratosfera. La troposfera y la estratosfera juntas forman aproximadamente un 99,9% de la masa total de la atmósfera, y se extienden unos 50 km sobre la superficie de la Tierra, una distancia equivalente a menos del 1% del radio terrestre.

Por detrás de la estratosfera está la mesosfera, otra capa donde el aire se mezcla bastante fácilmente y sobre ésta se encuentra la termosfera. El calor de la termosfera se debe a la absorción de energía solar por parte del oxígeno atómico. En la termosfera hay una banda de partículas cargadas, llamada la *ionosfera*. (En épocas anteriores a los satélites, la ionosfera desempeñaba una importante función en las comunicaciones internacionales por su capacidad de reflejar ondas de radio de vuelta a la Tierra).

8.3. | Temperatura global

La definición común de clima es el tiempo atmosférico medio, o dominante, de un lugar concreto determinado por la temperatura y otras condiciones meteorológicas durante un periodo de años. La temperatura media, entonces, no es sino una medida del clima; otras muchas, incluyendo precipitaciones, vientos, glaciaciones y frecuencia de eventos extremos, como tifones y huracanes, son también parámetros importantes. Las variaciones a largo plazo en la temperatura media, en cualquier caso, son los atributos más importantes del cambio climático.

Los climatólogos han utilizado una serie de pistas para determinar un esbozo de las temperaturas globales en el pasado, incluyendo evidencias recogidas de documentos históricos, anillos de árboles, cambios en el volumen de las masas de hielo y nivel de los océanos, análisis de polen fósil y observaciones geológicas relacionadas con los movimientos glaciales. Uno de los métodos más fructíferos implica el análisis de las concentraciones de diversos isótopos estables del hidrógeno y el oxígeno hallados en núcleos helados y sedimentos del suelo marino.

Isótopos y temperatura

Conviene recordar que los átomos de un elemento en particular tienen el mismo número de protones, pero pueden diferir en el número de neutrones. La suma de los protones y los neutrones, llamado número másico, identifica qué isótopo de qué elemento se está tratando. Algunos isótopos son radioactivos, como el radón-222 (^{222}Rn), y su velocidad de desintegración puede utilizarse para datar diversos acontecimientos geológicos. Otros isótopos son estables, lo que significa que pueden utilizarse para rastrear el movimiento de sustancias en el medio ambiente a través del tiempo geológico.

Considérese el agua, H_2O . El hidrógeno, con un protón, tiene dos isótopos estables, ^1H y ^2H (también llamado deuterio, D). El oxígeno, con ocho protones, tiene tres isótopos estables, ^{16}O , ^{17}O y ^{18}O . Así, podemos imaginar muchas combinaciones diferentes de átomos para construir moléculas de agua, incluyendo las dos moléculas más importantes de agua «pesada» $^1\text{H}^2\text{H}^{16}\text{O}$ y $^1\text{H}^1\text{H}^{18}\text{O}$.

Cuando el agua se evapora de los océanos, contiene una mezcla de isótopos de hidrógeno y oxígeno. El agua pesada, al contener ^{18}O o deuterio (^2H) se evapora con menor facilidad y se condensa más rápidamente que el agua ligera, lo que significa que esos isótopos pesados se quedan atrás a medida que el vapor de agua procedente de los océanos se desplaza hacia los polos. Eso indica que la nieve que cae sobre el Ártico y el Antártico tendrá una concentración menor de deuterio (D o ^2H) y ^{18}O que el agua del mar. Esta separación de isótopos ligeros de otros más pesados es dependiente de la temperatura. A medida que las temperaturas disminuyen, cada vez menos ^{18}O y deuterio consigue alcanzar los polos. La proporción de $^2\text{H}/^1\text{H}$ y $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ en las precipitaciones que forman los glaciares y capas de hielo, a consecuencia, decrece cuanto más baja es la temperatura y aumenta con el calor, otorgándonos así una medida histórica de las temperaturas globales de valor inestimable.

La relativa abundancia de ^2H y ^{18}O en el agua oceánica es tan importante que las concentraciones estandarizadas se han establecido bajo el nombre de proporciones *Media Estándar del Agua Oceánica, de Viena* (VSMOW). Las proporciones VSMOW de $^2\text{H}/^1\text{H}$ y $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ es de 0,00015575 (1 deuterio por cada 6.422 átomos de hidrógeno convencional) y la proporción estandarizada de $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ es de 0,0020052 (1 parte de ^{18}O de cada 499 partes

de ^{16}O). Los cambios en proporciones de isótopos se comparan con las estándar utilizando una notación de tanto por mil $\delta X(\text{‰})$. Por ejemplo, la concentración $\delta^{18}\text{O}(\text{‰})$ se expresa como

$$\delta^{18}\text{O}(\text{‰}) = \left[\frac{{}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O} \text{ muestra}}{({}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O}) \text{ estándar}} - 1 \right] \times 10^3 \quad (8.1)$$

Los valores negativos de $\delta^{18}\text{O}$ o δD representan las proporciones de isótopos por debajo de la estándar, mientras que las positivas corresponderán a proporciones más elevadas. Por ejemplo, $\delta^{18}\text{O}(\text{‰}) = -10$ significa que la concentración de ^{18}O es más baja que la estándar en un diez por mil, o el 1%. Los cambios en δD y $\delta^{18}\text{O}$ en las precipitaciones aparentan guardar una relación lineal con la temperatura. Para el $\delta^{18}\text{O}$, el cambio es de 0,7 por $^{\circ}\text{C}$, aproximadamente, mientras que para el deuterio es de un 6‰ por $^{\circ}\text{C}$ (McGuffie y Henderson-Sellers, 2005)

EJEMPLO 8.1. Deuterio en un testigo de hielo

Imaginar una medida de deuterio tomada cerca de la superficie de un testigo de hielo muestra una proporción de isótopos de ${}^2\text{H}/{}^1\text{H} = 8,753$.

- Hallar la correspondiente $\delta\text{D}(\text{‰})$ utilizando la VSMOW estándar del deuterio.
- Imagínese que una muestra de hielo de una profundidad mayor y más antigua del testigo de hielo muestra $\delta\text{D}(\text{‰}) = -445$. Utilizando la estimación de 5,6 $\delta\text{D}(\text{‰})$ por $^{\circ}\text{C}$, ¿cuánto más bajas eran las temperaturas en el momento en que se formó esa capa de hielo?

Solución.

- Utilizando la VSMOW estándar de 0,00015575 del deuterio en (8.1) resulta

$$\delta\text{D}(\text{‰}) = \left[\frac{({}^2\text{H}/{}^1\text{H}) \text{ muestra}}{({}^2\text{H}/{}^1\text{H}) \text{ estándar}} - 1 \right] \times 10^3$$

$$\delta\text{D}(\text{‰}) = \left[\frac{8,753 \times 10^{-5}}{0,00015575} - 1 \right] \times 10^3 = -438$$

- δD cae entonces en un 7‰ de -438 a -445 , lo que se traduce en una temperatura de $7/5,6 \times 1^{\circ}\text{C} = 1,25^{\circ}\text{C}$ más baja que la actual.

A medida que el volumen de los hielos del planeta aumenta, elimina selectivamente el ^{16}O del ciclo hidrológico y concentra el ^{18}O restante en el volumen decreciente de los océanos. Por eso, los organismos marinos que construyen sus conchas con carbonato de calcio en aguas oceánicas tendrán una mayor concentración de ^{18}O y ^{16}O en sus conchas cuando hace frío y habrá más cantidad de agua en los glaciares y hielos. Datando sedimentos marinos extraídos de los profundos testigos marinos, y observando la proporción de los dos isótopos de oxígeno en sus carbonatos, es posible recrear un registro histórico del hielo almacenado en la Tierra. La Figura 8.2 muestra una reconstrucción del clima basada en $\delta^{18}\text{O}$ en los carbonatos de la fauna bentónica, a lo largo de los últimos 5 millones de años. El calibrado de

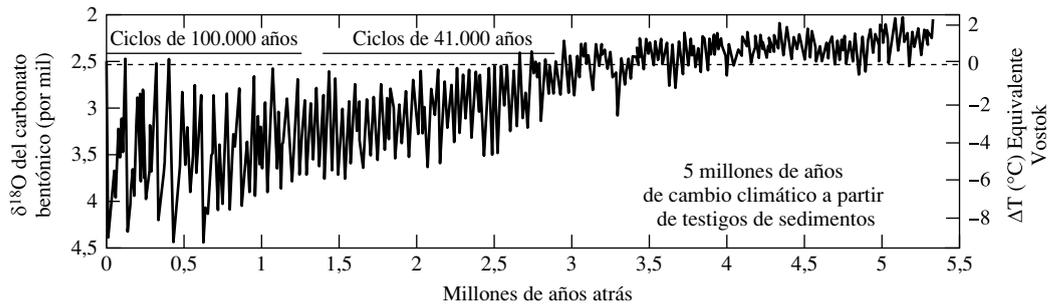


FIGURA 8.2. Evolución climática durante cinco millones de años, recogida de los sedimentos de las profundidades marinas procedentes de testigos.
(Fuente: Lisiecki y Raymo, 2005.)

la escala de temperatura está basado en una comparación con datos de testigos de hielo. Nótese que el isótopo grabado en los sedimentos oceánicos se mueve en la dirección opuesta al registrado en el hielo glacial, es decir, que así como las temperaturas cálidas disminuyen el ^{18}O en los océanos y en los sedimentos oceánicos, estas mismas temperaturas incrementan la presencia del ^{18}O en la capa de hielo glacial que se forma durante ese año.

Los testigos de hielo de la Antártida y Groenlandia

El análisis de los testigos de hielo llevado a cabo en Groenlandia y la Antártida ha aportado una valiosa información acerca del clima y la composición de la atmósfera de la Tierra a través de cientos de miles de años de historia. Los análisis de la composición de las burbujas de aire atrapadas en el hielo a medida que éste se iba formando, ofrecen un registro de las concentraciones correspondientes a diversos gases atmosféricos, así como de cenizas y polvo arrastrados por el viento.

En la estación Vostok de la Antártida se han realizado numerosas perforaciones para obtener testigos de hielo, la más profunda de las cuales alcanzó los 3.623 m. Los testigos de la Vostok ofrecen un registro del clima desde unos 420.000 años hacia atrás en el tiempo, y comprenden una memoria de los cuatro ciclos glaciales, o glaciaciones, pasados. El récord que ostenta un testigo de hielo, en términos de memoria histórica registrada, que no de profundidad, es el *Proyecto Europeo de Testigos de Hielo en la Antártida (European Project of Ice Coring in Antarctica) EPICA*, de 3.270 m de longitud perforado en el hielo, en una cima llamada Domo C, ubicada a varios cientos de millas de Vostok. El testigo EPICA retrocede en el tiempo más de 720.000 años, y guarda registro de 8 glaciaciones.

La Figura 8.3 muestra una fuerte correlación entre el dióxido de carbono atmosférico y las concentraciones de metano, en las muestras tomadas de las burbujas de aire de los testigos antárticos, comparadas con las representaciones de temperatura en unidades de δD . Durante los periodos glaciales, los gases de efecto invernadero CO_2 y CH_4 son bajos; durante los periodos interglaciales, más cálidos, son elevados. Quizá el rasgo más asombroso de la figura es el notable incremento de la concentración de dióxido de carbono respecto de lo que ha sido (390 ppm en 2007) a lo largo de los últimos 650.000 años. Lo que los datos no dejan claro es si son los cambios en la concentración de gases de efecto invernadero lo que provoca los cambios en la temperatura o, por el contrario, sucede al revés. Las transiciones entre periodos glaciales e interglaciales pueden ser desencadenadas por otros fenómenos

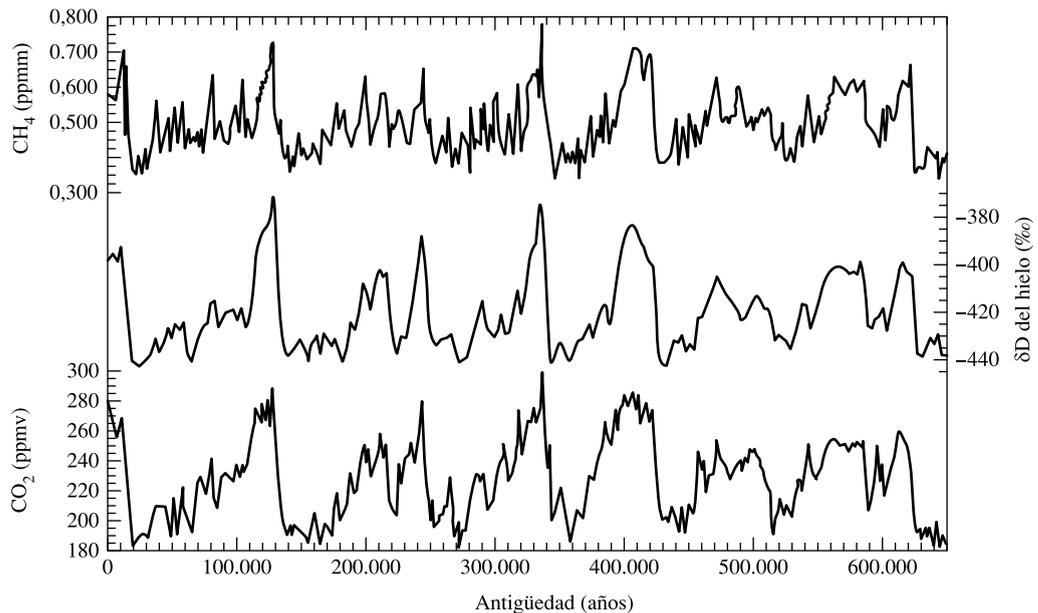


FIGURA 8.3. Las concentraciones de metano y dióxido de carbono antárticos se correlacionan bien en la representación del clima en unidades de δD . Las concentraciones actuales (390 ppm en 2007) son notablemente más elevadas de lo que han sido durante los últimos 650.000 años. (Fuente: Siegenthaler et al., 2005, y Spahni et al., 2005.)

como las variaciones naturales de la órbita terrestre acompañadas de retroalimentación positiva entre calentamiento e incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero.

En el hemisferio opuesto, se han obtenido varias muestras de la capa de hielo de 3 km de espesor de Groenlandia. Los datos de Groenlandia arrojan datos que muestran ciclos de un enfriamiento gradual, seguido de un rápido calentamiento, durante el último periodo glacial. Estos ciclos, que tienen un periodo de entre 500 y 2.000 años, se denominan acontecimientos *Dansgaard-Oeschger* debido a los científicos que describieron el proceso. Aparentan estar vinculados a otro fenómeno, llamado acontecimiento *Heinrich*, en el cual se cree que grandes cantidades de icebergs se desplazaban periódicamente a través del Atlántico norte; la fusión de éstos depositó capas de sedimentos inusuales en el suelo marino que se han utilizado para identificar y datar aquellos acontecimientos. Unas de las observaciones más sorprendentes de los núcleos helados groenlandeses es la velocidad a la que pueden ocurrir grandes saltos de temperatura de forma local. Durante la última glaciación, hace entre 10.000 y 110.000 años, la temperatura de Groenlandia alcanzó una variación de 5 a 7°C en tan sólo una o dos décadas. Las temperaturas globales, por otra parte, no parecen haber cambiado de forma tan rápida en el pasado. A través de los últimos 10.000 años (el periodo interglacial presente), parece improbable que la temperatura media global haya cambiado alguna vez más de 1°C por siglo (IPCC, 1995, 3.6.3).

Temperatura global más reciente

Mientras que los núcleos helados y los sedimentos marinos ofrecen métodos indirectos de estimación de las temperaturas durante muchos cientos de miles de años de historia terrestre, desde mediados del siglo diecinueve los registros de la temperatura están basados en

medidas reales. La mayoría de los datos son de lecturas de termómetros tomadas en estaciones meteorológicas en todo el globo, así como registros de estaciones marinas complementadas más recientemente con datos de satélites. Se han realizado ajustes para minimizar el impacto del calentamiento causado por el crecimiento de ciudades alrededor de estaciones meteorológicas. Las superficies oscuras en zonas urbanas que absorben calor del sol, junto con calor residual desprendido del consumo de energía provocan temperaturas elevadas a las que suele referirse como el «efecto de la isla de calor urbano». Para contrarrestar la tendencia que provoca por el calentamiento urbano, se utilizan las imágenes nocturnas de los satélites para identificar estaciones fuera de las áreas urbanas más iluminadas. Se deposita mayor confianza en los datos tomados de esas áreas no iluminadas y de otras zonas rurales por todo el planeta. Tras esos ajustes, se estima que la influencia urbana que permanece en el registro global es menor de $0,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Hansen *et al.*, 2001).

La Figura 8.4 muestra la estimación del GISS (Instituto Goddard de Ciencias del Espacio) sobre la temperatura anual global media expresada como una desviación, o anomalía, sobre una referencia termométrica fijada. En este gráfico, la referencia es la media de la temperatura global de 1951-1980, estimada en $14\text{ }^{\circ}\text{C}$. Los once años transcurridos entre 1995 y 2006 se encuentran entre los 12 años más calurosos en el registro de temperatura superficial global (IPCC, 2007). La temperatura media actual es probablemente la más alta que ha habido desde el inicio del periodo interglacial corriente, el cual comenzó unos 12.000 años atrás.

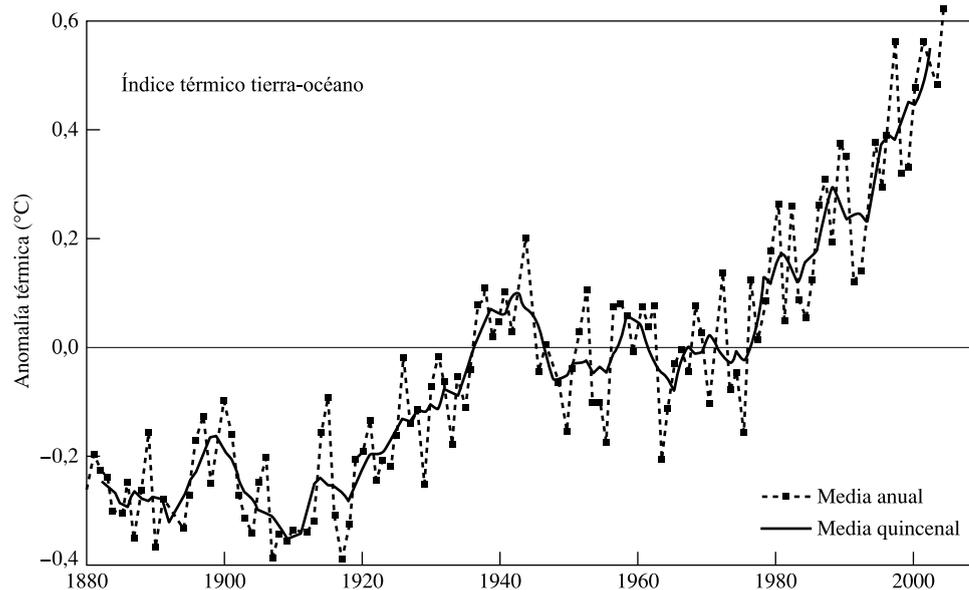


FIGURA 8.4. Anomalía térmica global promediada por año frente a la media de $14\text{ }^{\circ}\text{C}$ estimada entre 1951-1980. La Tierra ha sufrido un calentamiento de unos $0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ desde 1990.

(Fuente: NASA Goddard Institute for Space Studies Web site, 2006.)

Mientras que la temperatura total ha ascendido abruptamente, el periodo entre 1940 y 1980 muestra un declive de las temperaturas. Este enfriamiento se atribuye a determinadas sustancias, en especial los sulfatos, provocados por un rápido crecimiento de la combustión de combustibles fósiles durante un periodo de tiempo en que el uso de los controles de emisiones no se hallaba aún difundido. Se cree que estos aerosoles que reflejan la luz solar de vuelta al espacio han enmascarado el continuo calentamiento global causado por emisiones

de gases de efecto invernadero. Cuando las emisiones de las centrales eléctricas comenzaron a controlarse, el calentamiento global resurgió, y el incremento de las temperaturas tras la década de 1980 se ha establecido en una media de $0,28\text{ }^{\circ}\text{C}$ por década. La ola de frío más reciente entre 1992 y 1994 se atribuye al incremento en la reflexión de la luz solar fuera de la atmósfera provocada por la erupción del volcán Pinatubo, en las Filipinas, en junio de 1991.

Se han realizado intentos de combinar la temperatura anómala medida con otras aproximaciones termométricas obtenidas de documentos históricos, como los anillos de árboles, corales, núcleos helados y sedimentos de lagos para reconstruir el patrón del cambio climático durante el milenio pasado. Estos intentos se focalizan en la temperatura media del Hemisferio Norte, puesto que no hay muchos datos disponibles del resto del planeta. Un estudio tal se muestra en la Figura 8.5. En él se reflejan varios periodos entre los que se observa un «periodo cálido medieval» que transcurre aproximadamente entre 900-1300, durante el cual algunas regiones del globo experimentaron un calor no habitual, y la «pequeña edad de hielo» desde el año 1500 hasta en 1900 aproximadamente, cuando sucedió lo contrario.

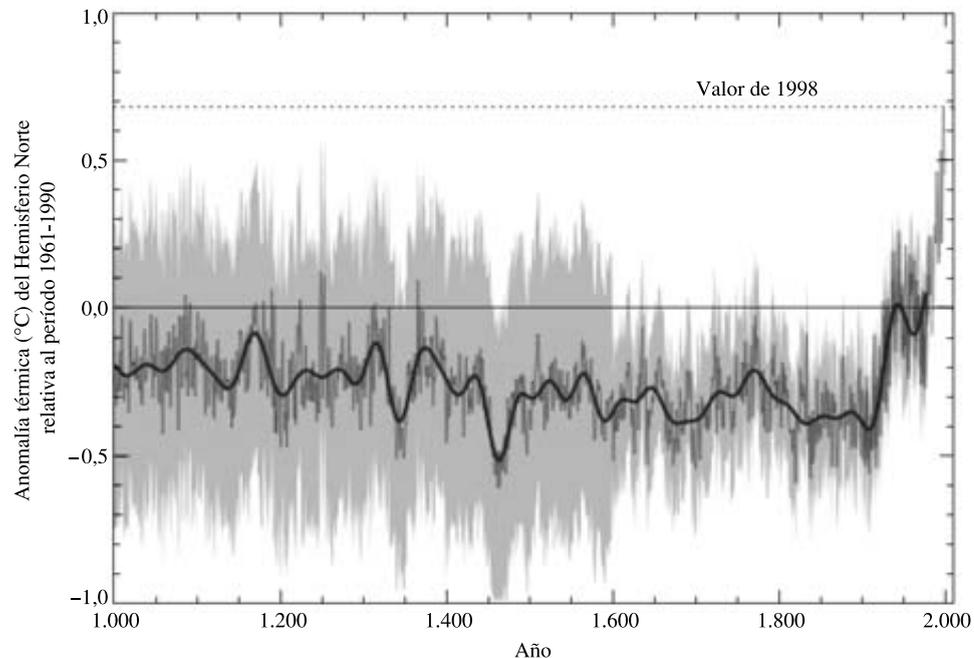


FIGURA 8.5. La anomalía en las temperaturas del Hemisferio Norte, al que se alude en ocasiones bajo el sobrenombre de «palo de jockey».

(Fuente: IPCC, 2001.)

El total sobre el perfil de 1.000 años que muestra la Figura 8.5 ha recibido el sobrenombre de «palo de jockey», que ha representado algo de controversia, con argumentos que defienden que las temperaturas actuales y la velocidad de cambio en ellas podría tener precedentes durante el último milenio y, en consecuencia, el calentamiento que observamos podría ser un fenómeno natural. Los datos en los que se han basado para dibujar el gráfico carecen de la suficiente certeza, lo que mantiene la controversia viva, no obstante el Consejo de Investigación Nacional (National Research Council) examinó el asunto en 2006 y concluyó que existe un alto nivel de certidumbre en el hecho de que la temperatura media de la superficie global durante las décadas pasadas es más elevada de lo que ha sido en cualquier

momento de los cuatro siglos pasados, pero más allá los datos son imprecisos. Tanto si el calentamiento tiene precedentes como si no, el rápido incremento actual de emisiones de gases de efecto invernadero de carácter antropogénico, las bien comprendidas física y química atmosféricas, y las medidas directas del impacto de gases de efecto invernadero, todas ellas nos indican que el clima está cambiando, y que la especie humana tiene mucho que ver con ese cambio.

Variaciones orbitales y manchas solares

La historia y el futuro de la órbita terrestre alrededor del sol pueden calcularse con precisión. La conexión entre variaciones orbitales y clima fue propuesto por primera vez en la década de 1930 por un astrónomo, Milutin Milankovitch, y los ciclos orbitales se aluden ahora como oscilaciones de Milankovitch. Los cambios en la órbita afectan a la cantidad de luz solar que cae sobre la Tierra así como la distribución de luz solar tanto geográfica como estacional. Estas variaciones están consideradas como muy influyentes en la regularidad de épocas glaciales y periodos interglaciales.

Existen tres ciclos primarios orbitales. El perfil de la órbita de la Tierra oscila desde elíptico hasta casi circular, con un periodo de 100.000 años (*excentricidad*). La inclinación del ángulo de la Tierra con respecto a su órbita fluctúa entre los 21,5° y los 24,5° con un periodo de 41.000 años (*oblicuidad*). Finalmente hay un periodo de 23.000 años asociado con la precesión, o tambaleo, de la rotación del eje terrestre (*precesión*). Esta precesión determina en qué punto de la órbita terrestre tiene lugar el verano hemisférico. La Figura 8.6 ilustra estas variaciones.

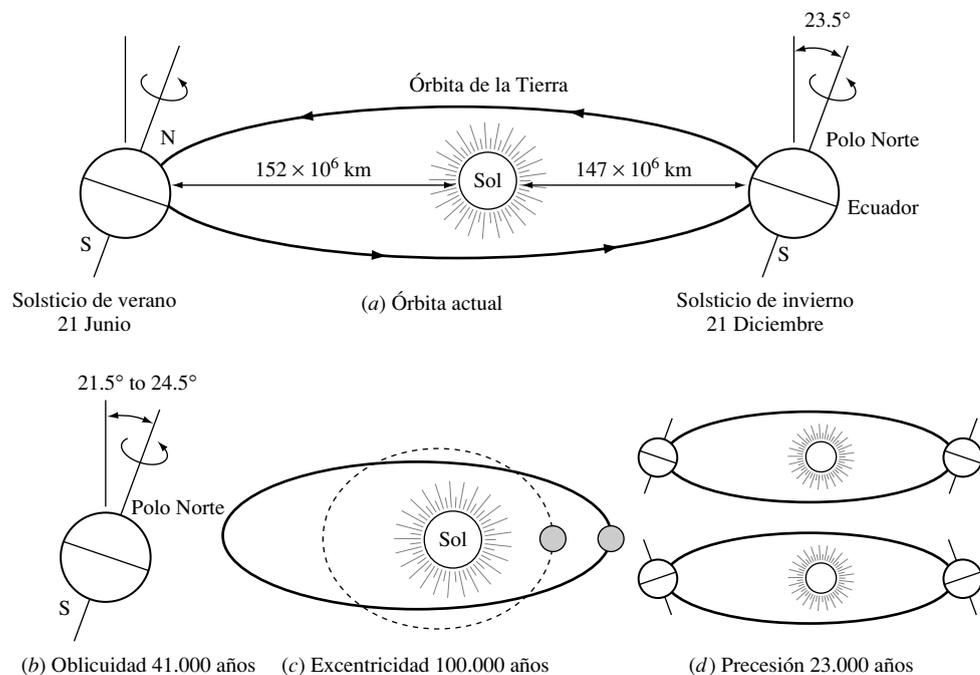


FIGURA 8.6. Las variaciones orbitales afectan a la regularidad de épocas glaciales: (a) órbita actual; (b) variación del eje de rotación, con un periodo de 41.000 años; (c) variación de la excentricidad, con un periodo de 100.000 años; (d) precesión, con un periodo de 23.000 años.

Un análisis cuidadoso del registro histórico de las temperaturas globales muestra un ciclo primario entre episodios glaciales de unos 100.000 años, combinado con oscilaciones secundarias con periodos de 23.000 años y 41.000 años que encajan con la teoría de Milankovitch razonablemente bien. Aunque estas variaciones orbitales sólo cambian la luz solar anual en un 0,1% aproximadamente, se cree que los impactos sobre las estaciones y los patrones resultantes de distribución de calor oceánico y atmosférico alrededor del globo son suficientemente significativos para conducir a cambios climáticos mayores.

Otro factor que afecta a la cantidad de radiación solar que alcanza la superficie de la atmósfera terrestre son las variaciones en la intensidad de la radiación emitida del propio Sol. Por ejemplo, el Sol rota sobre su eje de modo que completa una vuelta cada 27 días. Sobre la superficie solar existen zonas más brillantes y más oscuras que causan variaciones de hasta un 0,2% en la cantidad total de radiación solar que alcanza la Tierra en ese periodo de 27 días. Estas variaciones ocurren tan rápidamente que no se consideran particularmente importantes para provocar cambios importantes en el clima.

De mayor importancia es el ciclo de 11 años de manchas solares que fueron descritas por primera vez por un astrónomo aficionado, Heinrich Schwabe, en 1843 (Figura 8.7).

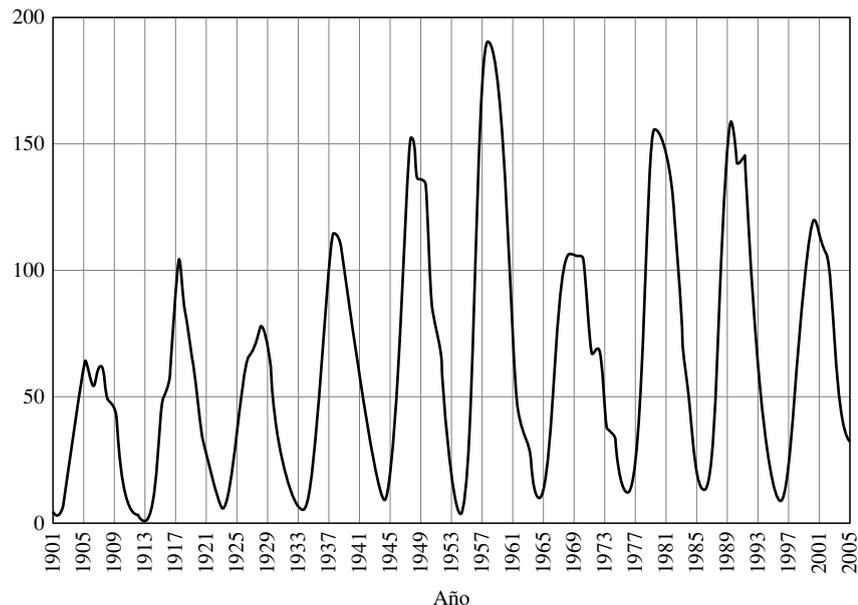


FIGURA 8.7. Número promedio anual de manchas solares, mostrando el ciclo Schwabe de 11 años.

Durante periodos de máxima actividad magnética en el sol, la superficie se cubre de un gran número de regiones más frías y oscuras, denominadas *manchas solares*, que bloquean, en esencia, la radiación solar, acompañada por otras regiones denominadas *fáculas*, que son más brillantes que la superficie que las rodea. El efecto neto de las manchas que oscurecen el sol, y el de las fáculas que lo avivan, es un incremento en la intensidad solar durante periodos de mayor número de manchas solares. La variación en la radiación solar que alcanza la Tierra como resultado de éstos ciclos es aproximadamente de un 0,1%, el cual, se cree, es suficiente para cambiar la temperatura de la Tierra en 0,2°C aproximadamente. La actividad de las manchas solares ofrece una explicación para el continuo sube y baja de la temperatura de la Tierra, lo que complica aún más el dilucidar si realmente el calentamiento global es o no un fenómeno natural.

Un modelo simple de temperatura global

Las medidas de las temperaturas globales históricas muestran que nuestro planeta ha mantenido su temperatura media dentro de un margen limitado, pero dentro de esos límites aparenta estar en constante cambio. Si esperamos predecir impactos futuros de cambios antropogénicos en nuestro medio, necesitamos desarrollar modelos matemáticos que expliquen el pasado. Desarrollar estos modelos de cambio climático y predecir el impacto de cambios en parámetros ambientales clave es un asunto tan importante como difícil. Tales modelos abarcan desde cálculos muy simples hasta complejos *Modelos de Circulación Global* (MGC) tridimensionales (también llamados Modelos de Clima Global) que tratan de predecir el clima sobre una base anual estacional y regional. El más sofisticado de estos modelos puede llevar semanas de proceso en un superordenador, que aún podrían considerarse primitivos adaptándonos al caso. En comparación, el trato que recibirá aquí puede considerarse la más breve de las introducciones. Para una introducción más extensa véase McGuffie and Henderson-Sellers, 2005.

El punto de partida más simple para el modelado de clima comienza con modelos que se enfocan en factores con influencia en el parámetro individual *temperatura*. Obviamente, otros factores como patrones de precipitación, vientos y tormentas, corrientes oceánicas, humedad de suelos, hielos marinos, capas glaciares, etc. son de gran importancia, pero de mayor dificultad de aproximación con simples modelos. Incluso comenzando con la temperatura como único parámetro de interés, podríamos tratar de determinar el modo en que la temperatura varía en las cuatro dimensiones (latitud, longitud, altitud, tiempo), lo cual es del dominio de MGCs muy complejos. Al otro extremo de la escala de complejidad está un simple modelo «cero-dimensional» en el se obtiene que una temperatura media global individual que no es función de ubicación ni tiempo. El siguiente es uno de tales modelos.

El modelo de balance energético cero-dimensional básico iguala energía solar absorbida por la Tierra con la energía que la Tierra refleja de vuelta al espacio. La radiación del Sol llega a la atmósfera terrestre con una intensidad media anual denominada *constante solar*, S , actualmente igual a unos 1.370 W/m^2 . Un método simple de calcular la velocidad a la cual la energía alcanza la Tierra es darse cuenta de que todo el flujo que atraviesa un «aro» hipotético de radio igual al Terrestre ubicado entre el Sol y la Tierra, recibe la misma energía que la superficie del planeta. De la Figura 8.8, podemos escribir

$$\text{Velocidad a la que la energía solar alcanza la Tierra} = S\pi R^2 \text{ (vatios)} \quad (8.2)$$

donde

S = Constante solar, fijada en 1.370 W/m^2 .

R = Radio de la Tierra (m).

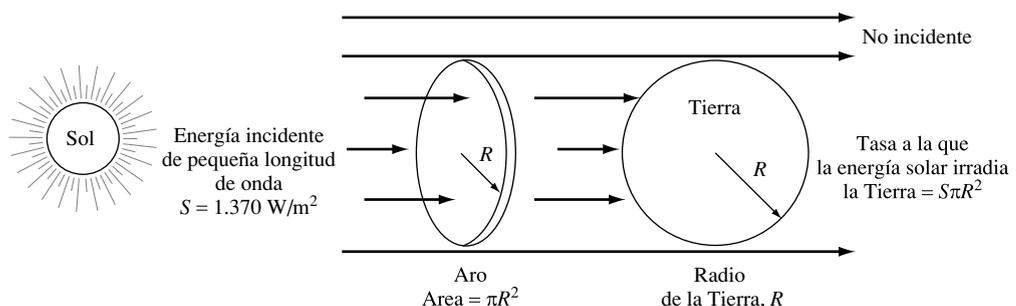


FIGURA 8.8. La energía solar que atraviesa un «aro» de radio igual al terrestre cae sobre la Tierra. La radiación que se escapa al aro, también escapa a la Tierra.

Parte de la energía solar entrante que incide sobre la Tierra se refleja de nuevo al espacio, como muestra la Figura 8.9. Esa energía reflejada no es absorbida por la Tierra o por la atmósfera, y no contribuye a su calentamiento. La fracción de radiación solar entrante que es reflejada se denomina *albedo*, y para la Tierra, el valor global anual medio se estima en un 31%. Lo que no se refleja se absorbe, lo que permite determinar las siguientes expresiones.

$$\text{Energía reflejada por la Tierra} = S\pi R^2\alpha \quad (8.3)$$

$$\text{Energía absorbida por la Tierra} = S\pi R^2(1 - \alpha) \quad (8.4)$$

donde α = El albedo de la Tierra, estándar de 0,31.

Al otro lado de la ecuación de balance de energía está la velocidad a la que la Tierra devuelve energía al espacio. Puesto que no puede haber una transferencia de calor de la Tierra al espacio por conducción o convección, el único modo que tiene la Tierra para librarse de energía es la radiación.

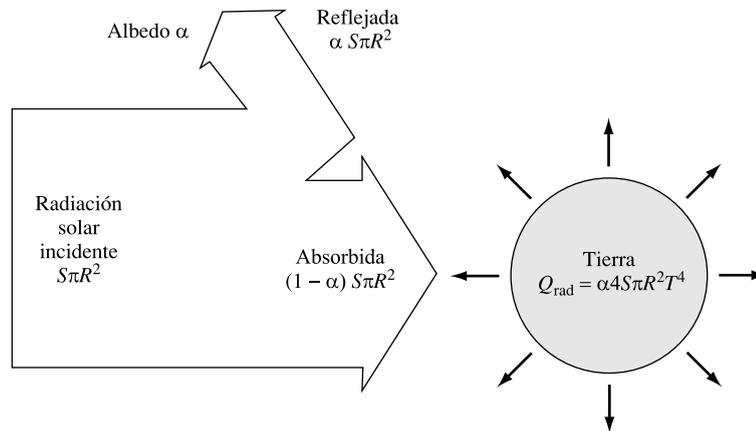


FIGURA 8.9. Modelo simple de la temperatura global.

Recuérdese de la Sección 1.4 que todo objeto irradia energía a una velocidad que resulta proporcional a su área de superficie multiplicada por su temperatura absoluta elevada a la cuarta potencia (Ec. 1.35). Para este modelo, supondremos que la Tierra es un cuerpo negro; es decir, que irradia el máximo posible para un objeto de su área y temperatura (emisividad = 1). Supondremos también que es isotérmico, es decir, que la temperatura es la misma en todos los lugares del planeta. Puesto que el área de un objeto esférico es $4\pi R^2$, podemos escribir

$$\text{Energía irradiada por la tierra de vuelta al espacio} = \sigma 4\pi R^2 T_e^4 \quad (8.5)$$

donde

$$\sigma = \text{Constante de Stefan-Boltzmann} = 5,67 \times 10^{-8} \text{ W/m}^2\text{-K}^4.$$

y

$$T_e = \text{Temperatura del cuerpo negro terrestre «efectiva»}.$$

si continuamos suponiendo unas condiciones de estado estacionario, es decir, que la temperatura de la Tierra no cambia con el tiempo, podemos establecer una ecuación que refleja la

velocidad a la que se absorbe la energía del sol (8.4), y la cantidad de energía que irradia la Tierra de vuelta al espacio (8.5):

$$S\pi R^2(1 - \alpha) = \sigma 4\pi R^2 T_e^4 \quad (8.6)$$

Resolviendo T_e ,

$$T_e = \left[\frac{S(1 - \alpha)}{4\sigma} \right]^{1/4} \quad (8.7)$$

Sustituyendo esta fórmula con los valores apropiados obtendremos

$$T_e = \left[\frac{1.370 \text{ W/m}^2(1 - 0,31)}{4 \times 5,67 \times 10^{-8} \text{ W/m}^2\text{K}^4} \right]^{1/4} = 254 \text{ K} = -19^\circ\text{C} \quad (8.8)$$

Nótese la conversión de kelvin en celsius ($^\circ\text{C} = \text{K} - 273$). El valor real de la temperatura media de la superficie de la Tierra es actualmente de unos 288 K (15°C). Mientras el error obtenido es de tan sólo un 12%, lo que podría parecer moderado, en términos de vida sobre la Tierra los 254 K (-19°C) estimado de T_e está muy equivocado. Se necesitaría hallar una explicación a la pregunta de por qué la Tierra no es (afortunadamente) tan fría. El factor clave que hace que nuestro modelo difiera tanto de la realidad es que no toma en cuenta las interacciones entre la atmósfera y la radiación que se emite de la superficie de la Tierra. Es decir, no incluye el efecto invernadero.

8.4. El efecto invernadero

La superficie de la Tierra está a 34°C por encima de lo calculado en (8.8). Para entender la razón de esta diferencia de temperatura, sirve de ayuda comenzar recordando la explicación en el Capítulo 1 que trata la relación entre el espectro electromagnético irradiado por un objeto y su temperatura. La ley de desplazamiento de Wien (Ec 1.43), que repetimos aquí, ofrece la longitud de onda a la que se alcanza el máximo espectro de un cuerpo negro como una función de la temperatura absoluta:

$$\lambda_{\text{max}}(\mu\text{m}) = \frac{2.898}{T(\text{K})} \quad (8.9)$$

El Sol puede representarse como un cuerpo negro con una temperatura de 5.800 K, de modo que su espectro alcanza su punto más alto a $0,5 \mu\text{m}$. La Tierra, a 288 K, tiene su punto más alto a $10,1 \mu\text{m}$. La Figura 8.10 muestra estos dos espectros. Recuérdese del Capítulo 1 que la zona bajo estas curvas, entre dos longitudes de onda cualquiera, es la energía total radiada en ese rango de frecuencias. Por ejemplo, la zona bajo la curva de radiación solar entrante fuera de la atmósfera es el flujo solar radiado; es decir, es la constante solar, 1.370 W/m^2 . Nótese que casi toda la energía solar entrante a medida que alcanza la zona externa de la atmósfera terrestre tiene longitudes de onda inferiores a $3 \mu\text{m}$, mientras que la energía saliente, radiada por la Tierra tiene prácticamente toda su energía en longitudes de onda superiores a $3 \mu\text{m}$. Conviene hablar de la energía solar como de radiación de onda corta, mientras que la energía radiada de la superficie de la Tierra es radiación de onda larga, o radiación térmica. La porción infrarroja (IR) de espectro comienza a unos $0,7 \mu\text{m}$ y se extiende hasta los $100 \mu\text{m}$, así que parte de la radiación solar entrante y toda la radiación térmica saliente es IR.

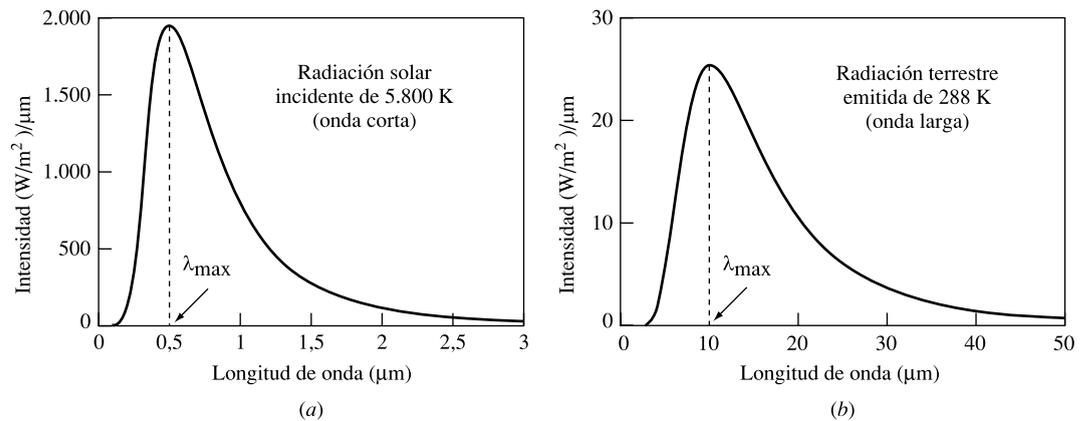


FIGURA 8.10. Radiación de un cuerpo negro a 5.800 K y 288 K. (a) Radiación solar entrante en la zona externa de la atmósfera terrestre. (b) Radiación de la superficie de la Tierra a 288 K.

A medida que la energía irradiada intenta atravesar la atmósfera, se ve afectada por diversos gases y aerosoles en el aire. Estas sustancias atmosféricas pueden permitir a la energía radiada atravesarla sin afectarla, pueden dispersar la energía mediante reflexión, o pueden detenerla mediante la absorción. El fenómeno clave de interés aquí es la capacidad de los gases de absorber energía radiada. A medida que los átomos en moléculas gaseosas vibran juntándose y separándose entre ellos (energía vibracional) o giran en torno a los demás (energía rotacional), absorben e irradian energía en longitudes de onda específicas. Cuando la frecuencia de estas oscilaciones moleculares es cercana a la frecuencia de la energía radiada que pasa, la molécula puede absorber esa energía. Esta absorción ocurre sobre un rango más bien limitado de frecuencias, no solo a la frecuencia oscilatoria de la molécula, y da como resultado un espectro de absorción, que es una gráfica de la porción de energía radiada entrante que se absorbe como una función de longitud de onda.

La Figura 8.11(a) muestra el espectro de absorción de los gases de efecto invernadero que se tratarán en este capítulo, junto con sus efectos en radiación infrarroja saliente emitida por la superficie de la Tierra. La mayoría de la energía de larga longitud de onda radiada por la Tierra se absorbe por una combinación de gases radiativamente activos, de los cuales, los más importantes son el vapor de agua, el dióxido de carbono, el metano, el óxido nítrico y el ozono. El vapor de agua, que es el gas de efecto invernadero más importante con diferencia, absorbe radiación térmica con longitudes de onda inferiores a 8 μm y superiores a 18 μm. El dióxido de carbono muestra una franja de fuerte absorción centrada a 15 μm, así como franjas centradas a 2,7 μm y 4,3 μm. Entre 7 μm y 13 μm existe un cielo relativamente limpio de radiación térmica saliente, al que se alude como la *ventana atmosférica radiativa*. La radiación en esas longitudes de onda atraviesa la atmósfera con facilidad, a excepción de una pequeña, pero importante, banda de absorción entre 9,5 y 10,6 μm asociada al ozono.

Los gases radiativamente activos que absorben longitudes de onda superiores a 4 μm se denominan gases de efecto invernadero. Esta absorción calienta la atmósfera, la cual irradia energía de vuelta a la Tierra, así como hacia fuera al espacio, como muestra la Figura 8.11(b). Estos gases de efecto invernadero actúan como una manta térmica alrededor del globo, elevando la temperatura de la superficie de la Tierra por encima de la temperatura equivalente calculada con anterioridad. La importancia del vapor de agua como gas de efecto invernadero es evidente durante las noches de cielo despejado, cuando la Tierra se enfría mucho más rápidamente de lo que lo hace en noches nubladas. Consideramos de importancia el mencio-

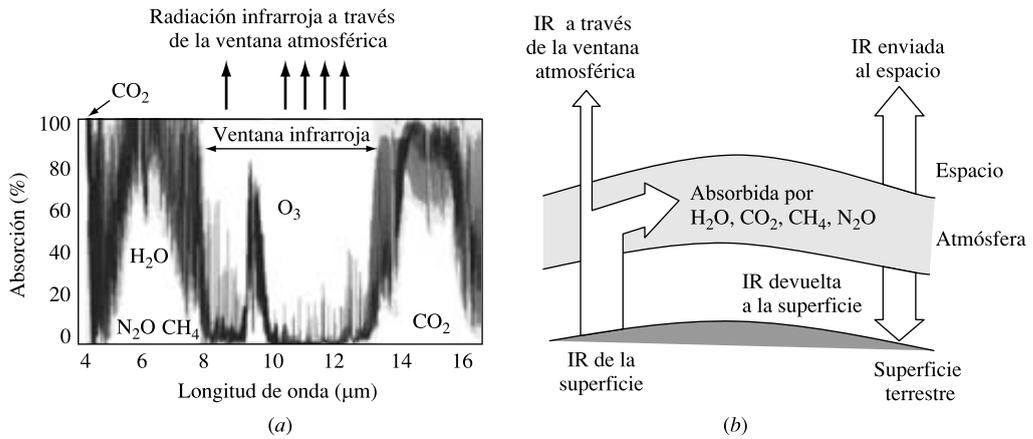


FIGURA 8.11. Parte de la IR irradiada desde la superficie terrestre atraviesa una ventana IR relativamente clara entre unos 7 y 13 μm (a). La mayoría, en cualquier caso, es absorbida por los gases de efecto invernadero en la atmósfera (b).

TABLA 8.2. Aplicación del modelo simple (8.7) para calcular temperaturas efectivas, comparadas con temperaturas superficiales reales

Planeta	Distancia al Sol (10^6 km)	Presión atmosférica (atm)	Constante Solar S (W/m^2)	Albedo α (%)	Temperatura efectiva T_e (K)	Temperatura superficial T_s (K)	Calentamiento invernadero ($^{\circ}\text{C}$)
Venus	108	90	2.620	76	229	750	521
Tierra	150	1	1.370	31	254	288	34
Marte	228	0,006	589	25	210	218	8

Nota: Marte, con escasa atmósfera, casi no muestra efecto invernadero, mientras que éste se halla muy pronunciado en Venus.
Fuente: Hoffert, 1992.

nar además que el término *efecto invernadero* se basa en el concepto de un invernadero convencional, el cual posee cristales que actúan de forma muy similar a los gases previamente aludidos. El cristal, el cual permite la entrada de energía solar de onda corta en el invernadero con facilidad, absorbe casi toda la radiación de onda larga que emite el interior del invernadero. Esta intercepción de la radiación es, en parte, responsable de las elevadas temperaturas dentro de los invernaderos, aunque gran parte del efecto es simplemente consecuencia de la ausencia de refrigeración convectiva en el interior, provocada por el cerramiento. La elevada temperatura de un coche después de haber estado aparcado al sol es otro ejemplo del efecto invernadero.

Si la Tierra no estuviera dotada de por sí de un efecto invernadero, su temperatura sería de 254 K, como se calculó en (8.8). Es decir, que el planeta tendría una temperatura media de -19°C , o unos -2°F . De hecho, un modo de cuantificar la magnitud del efecto invernadero es comparar la temperatura efectiva, T_e , dada en (8.7), con la temperatura superficial real, T_s ,

$$\text{Magnitud del efecto invernadero} = T_s - T_e \tag{8.10}$$

Así, puesto que la temperatura real de la Tierra es de 288 K, y su temperatura efectiva es de 254 K, podemos afirmar que el efecto invernadero añade 34 °C de temperatura a la superficie de la Tierra.

En la Tabla 8.2, este concepto se aplica a Venus y Marte. Incluso a pesar de que la atmósfera de Marte se halla compuesta casi enteramente de dióxido de carbono, ésta es tan inconsistente que el efecto invernadero es casi nulo. La presión atmosférica en Venus, por otro lado, es cerca de 100 veces la de la Tierra, y su atmósfera está constituida en un 97% de CO₂. El efecto invernadero en Venus es, a consecuencia de esto, muy acusado. Es interesante saber que sin el efecto invernadero, el albedo de Venus haría de este planeta uno más frío que la Tierra, a pesar de su mayor proximidad al Sol.

8.5. Balance energético global

Como se refleja en la Figura 8.11, un modelo sencillo de efecto invernadero actúa sobre la superficie de la Tierra, la atmósfera, y el espacio exterior tratándolos como tres zonas diferentes. La Figura 8.12 amplía el gráfico e incluye energía solar incidente, así como IR reflejado y añade cierto detalle cuantitativo que sirve de ayuda para el rastreo de los flujos energéticos.

Parte de este detalle es relativamente fácil de deducir, comenzando por normalizar los flujos energéticos entre estas tres zonas, expresándolas en términos de porcentaje por unidad

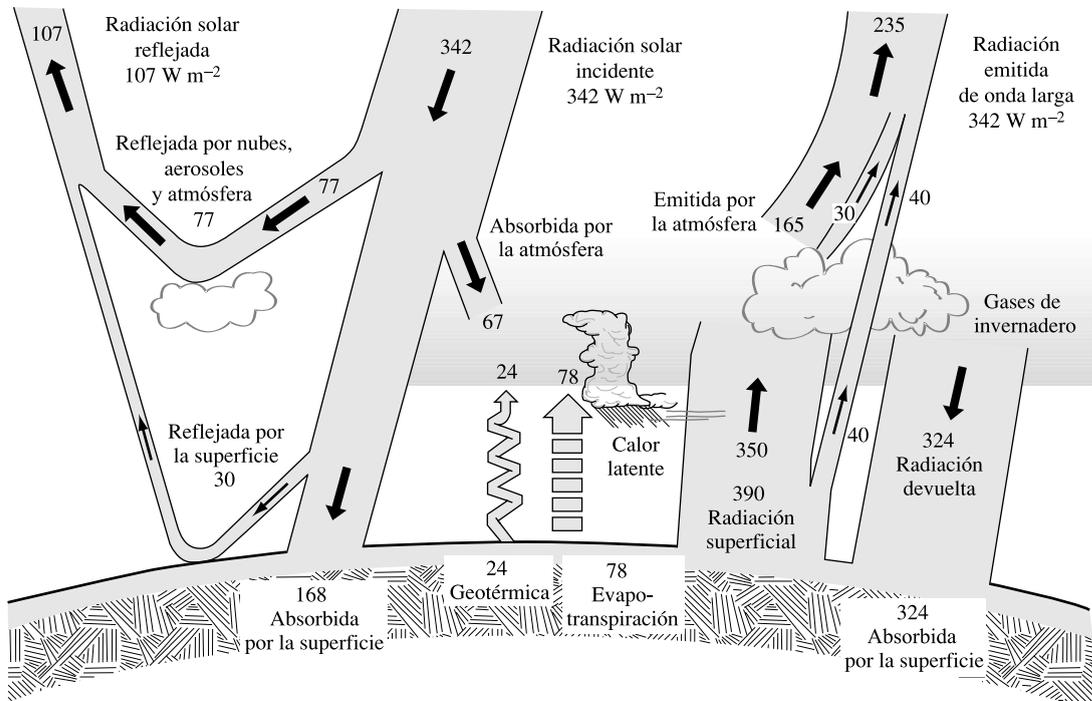


FIGURA 8.12. Flujos energéticos medios en el espacio, la atmósfera, y la superficie de la Tierra en un modelo de equilibrio global. Las unidades están expresadas en vatios por metro cuadrado de superficie. Los valores dados corresponden al modelo de Kiehl y Trenberth (1996) como aparecen en IPCC (1996).

de superficie terrestre. Por ejemplo, (8.2) indica que la cantidad total de energía solar que incide sobre la Tierra es $S\pi R^2$. La cantidad de radiación solar total que incide sobre la superficie de la Tierra en conjunto es igual a

$$\frac{\text{Energía solar entrante}}{\text{Área de superficie de la Tierra}} = \frac{S\pi R^2}{4\pi R^2} = \frac{S}{4} = \frac{1.370 \text{ W/m}^2}{4} = 342 \text{ W/m}^2 \quad (8.11)$$

Puesto que el albedo está establecido en 31%, la cantidad de radiación reflejada de vuelta al espacio, por metro cuadrado de superficie terrestre es

$$\frac{\text{Energía solar reflejada}}{\text{Área de superficie de la Tierra}} = \frac{S\pi R^2\alpha}{4\pi R^2} = \frac{S}{4}\alpha = 342 \text{ W/m}^2 \times 0,31 = 107 \text{ W/m}^2 \quad (8.12)$$

De estos 107 W/m^2 , se calcula que 77 W/m^2 se reflejan en atmósfera, mientras que 30 W/m^2 de los restantes se reflejan en la superficie terrestre. La radiación solar que no se refleja la absorbe la Tierra y la atmósfera. Denominando esta energía absorbida Q_{abs} (de nuevo con unidades de vatios por metro cuadrado de superficie) se obtiene

$$\begin{aligned} \frac{\text{Radiación solar absorbida}}{\text{Área de superficie terrestre}} &= Q_{\text{abs}} = \frac{S\pi R^2(1 - \alpha)}{4\pi R^2} = \frac{S}{4}(1 - \alpha) \\ &= 342 \text{ W/m}^2 \times (1 - 0,31) = 235 \text{ W/m}^2 \end{aligned} \quad (8.13)$$

De esos 235 W/m^2 , la atmósfera absorbe 67 W/m^2 , y los 168 W/m^2 restantes los absorbe la superficie de la Tierra.

Si suponemos que las temperaturas globales permanecen constantes con el tiempo, entonces la velocidad a la que la Tierra y su atmósfera obtienen energía procedente del espacio debe ser igual a la velocidad a la que la energía vuelve a éste. Los 107 W/m^2 de energía reflejada ya están igualados, es decir, 107 W/m^2 inciden en la Tierra/atmósfera, y 107 W/m^2 se reflejan de vuelta al espacio, de modo que podemos ignorar esta parte concreta por ahora. La Tierra y la atmósfera absorben los 235 W/m^2 restantes, de modo que la misma cantidad debe reflejarse, irradiándose de vuelta al espacio. Si la superficie de la Tierra estuviese a 254 K , irradiaría 235 W/m^2 , lo cual sería suficiente para igualar la energía incidente. Sabemos, en cualquier caso, que los gases de efecto invernadero absorberían la mayor parte de esos 235 W/m^2 reflejados, así que no se alcanzaría el equilibrio necesario. De esta manera, para hacer que atravesase la atmósfera la energía suficiente con la finalidad de igualarse con la entrante, la temperatura de la Tierra ha de ser superior a 254 K .

Si consideramos la Tierra como un cuerpo negro con capacidad de radiar, podemos emplear (8.4) para calcular la velocidad a la que la energía se irradia desde la superficie de la Tierra hacia la atmósfera. Con la superficie terrestre a una temperatura real de 288 K , la Tierra irradiaría la siguiente cantidad por unidad de área de superficie.

$$\begin{aligned} \frac{\text{Energía radiada por la superficie}}{\text{Área superficial terrestre}} &= \frac{\sigma 4\pi R^2 T_s^4}{4\pi R^2} = \sigma T_s^4 \\ &= 5,67 \times 10^{-8} \text{ W/m}^2\text{K}^4 \times (288 \text{ K})^4 = 390 \text{ W/m}^2 \end{aligned} \quad (8.14)$$

De esos 390 W/m^2 , tan sólo 40 W/m^2 atraviesan directamente la atmósfera, la mayoría a través de la ventana radiativa comprendida entre 7 y $13 \mu\text{m}$. Los 350 W/m^2 restantes los

absorben los gases de efecto invernadero de la atmósfera. De modo que la atmósfera irradia 324 W/m^2 de vuelta a la superficie.

Existe también una transferencia calorífica desde la superficie hacia la atmósfera, mediante un sistema de convección térmica, evaporación y condensación del agua. La convección transfiere 24 W/m^2 a la atmósfera, mientras que la condensación de vapor de agua añade 78 W/m^2 de calor latente (véase la Sección 1.4).

Todos estos canales energéticos se muestran en la Figura 8.12. Tratándose de un modelo equilibrado y auto ajustado, la tasa de ganancia de energía debe igualar a la de pérdida en cada una de las tres zonas: espacio exterior, atmósfera y superficie terrestre. Considérense las siguientes verificaciones:

Tasa de ganancia energética = Tasa de pérdida energética

Superficie de la Tierra:	$168 + 324 + 30 = 78 + 24 + 30 + 390$	(verificación)
Atmósfera:	$67 + 78 + 24 + 350 = 165 + 30 + 324$	(verificación)
Espacio:	$107 + 165 + 30 + 40 = 342$	(verificación)

De modo que el modelo está equilibrado.

8.6. El dióxido de carbono: principal gas de efecto invernadero

Hasta aquí, el efecto invernadero se ha descrito como un fenómeno natural responsable de que la Tierra tenga una temperatura superficial media de 34°C (288 K frente a 254 K) por encima de la que tendría si careciese de gases radiativamente activos en la atmósfera. Como es bien sabido actualmente, fuentes antropogénicas de un determinado número de gases y aerosoles están aumentando el efecto invernadero natural, conduciéndonos hacia un clima global futuro incierto. Los gases principales de efecto invernadero son el dióxido de carbono, el metano, el óxido nitroso, y una categoría de gases con base de carbono denominada *halocarbonos*, los cuales son moléculas que contienen átomos de carbono con flúor, cloro y/o bromo. Además, las emisiones de partículas de carbón (hollín) también contribuyen al calentamiento atmosférico. Comenzaremos nuestra exploración de estos gases y partículas con el más destacado, el dióxido de carbono. El dióxido de carbono está reconocido como uno de los gases de efecto invernadero de mayor importancia desde hace más de un siglo. Los primeros cálculos de la temperatura global como una función del contenido de CO_2 atmosférico se atribuyen al químico sueco Svante August Arrhenius, y sus resultados no difieren en gran medida de los obtenidos en la actualidad.

Concentración atmosférica de CO_2

Las primeras medidas continuas, precisas y directas del dióxido de carbono atmosférico datan del año 1957 en el Polo Sur, y en 1958 en Mauna Loa, Hawaii. En aquel entonces, la concentración de Mauna Loa era de 315 ppm , y crecía a una velocidad inferior a 1 ppm anual. En 1979, la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA) comenzó a reunir datos de toda una red de trabajo localizada en múltiples lugares

con la intención de determinar un valor medio global. Esta media global en 1990 era de 354 ppm, y crecía a una velocidad de 1,6 ppm anuales. En 2006, se alcanzaron las 380 ppm, y la velocidad de crecimiento se había incrementado hasta alcanzar las 2 ppm/año.

La Figura 8.13 muestra los datos de la NOAA del CO₂ global mensual de el pasado reciente. Las oscilaciones están provocadas por variaciones estacionales debido a las proporciones de fotosíntesis y respiración. Durante la fotosíntesis, el carbono se transfiere del aire a la planta (como indica el carbohidrato glucosa en la reacción siguiente). Durante la primavera y el verano, cuando el desarrollo de las plantas alcanza su máximo, los niveles de CO₂ atmosférico caen, demostrando una tendencia a alcanzar su punto más bajo en el Hemisferio Norte en octubre, aproximadamente:

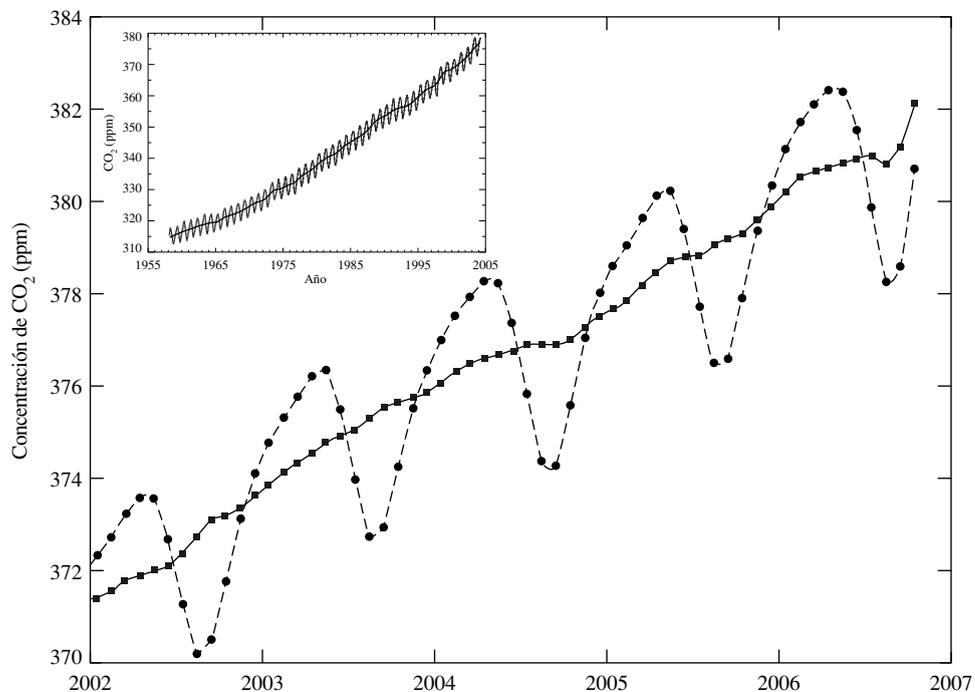
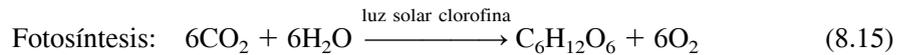


FIGURA 8.13. Concentraciones globales recientes de CO₂. Las oscilaciones están reflejadas en valores mensuales; la línea suavizada representa la evolución media en grupos de 10 meses. (Fuente: NOAA Web site <http://www.cmdl.noaa.gov/ccgg/trends/index.php#mlo,2006>.)

Invirtiendo la reacción anterior se obtiene la ecuación que describe la respiración, que es el proceso mediante el cual los organismos obtienen energía. Durante la respiración, moléculas orgánicas complejas se rompen, devolviendo carbono a la atmósfera. Cuando la velocidad de respiración excede la velocidad de fotosíntesis, como suele ocurrir en las estaciones de invierno y otoño, se desarrolla un reemplazo neto de carbono en la atmósfera, lo que a nivel global da como resultado unas concentraciones máximas en mayo, aproximadamente.



El carbono, de esta manera, se mueve continuamente de la atmósfera a la cadena alimenticia durante la fotosíntesis y regresa a la atmósfera durante la respiración.

Las concentraciones de dióxido de carbono atmosférico deducidas de los testigos de hielo de la Antártida, junto con otras evidencias a lo largo de los últimos 1.000 años, combinadas con medidas directas más recientes se muestran en la Figura 8.14. Durante la mayor parte de este periodo de tiempo, la concentración de dióxido de carbono estaba en torno a unas 280 ppm, y este es el valor empleado habitualmente como punto de referencia para establecer comparaciones con las lecturas actuales y proyectos futuros. Las concentraciones de dióxido de carbono se hallan hoy día más de una tercera parte por encima de lo que eran antes de la revolución industrial.

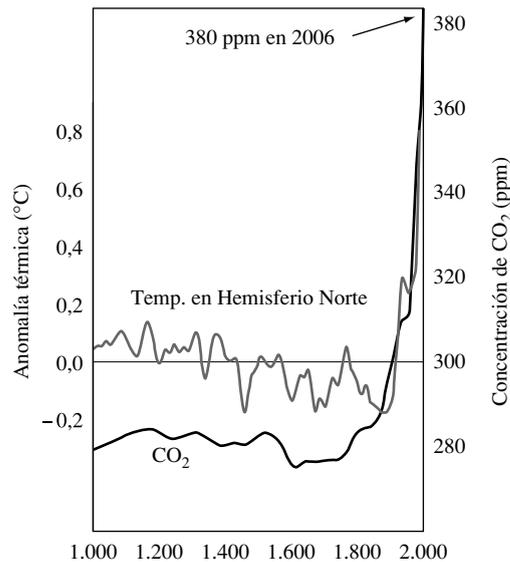


FIGURA 8.14. Concentración de dióxido de carbono y temperatura en el Hemisferio Norte durante los últimos 1.000 años.

El ciclo del carbono

La atmósfera contiene unos 800 GtC, donde GtC representa 1 gigatonelada de carbono (10^9 toneladas métricas o 10^{15} g). Puesto que casi todo ese carbono se almacena en forma de CO_2 (menos del 1% se presenta en forma de otras sustancias con contenido en carbono, como el metano y el monóxido de carbono), en la mayoría de los casos es razonable suponer que el carbono atmosférico está enteramente compuesto de CO_2 . La cantidad de carbono encerrado en la vegetación terrestre (610 GtC) pertenece al mismo orden de magnitud que la de la atmósfera, no obstante estas cantidades resultan diminutas en contraste con las 39.000 GtC que se almacenan en los océanos.

Procesos naturales transportan continuamente enormes cantidades de carbono de un lado a otro, dentro de la atmósfera, la biosfera y los océanos. El flujo de carbono, dentro y fuera de la atmósfera, durante la fotosíntesis y la respiración está dentro del orden de las 60 GtC/año. Los océanos absorben unas 90 GtC/año y almacenan casi todo bajo la forma de iones bicarbonato (HCO_3^-), pero algunos se convierten en parte de la cadena alimentaria marina. Una cantidad similar vuelve a la atmósfera. Una fracción muy pequeña de materia orgánica en descomposición termina en sedimentos cada año. La lenta acumulación a lo largo de la historia de ese carbono orgánico es la fuente que nos suministra los combusti-

bles fósiles-petróleo, gas natural y carbón. Durante la combustión de éstos, vuelve a la atmósfera carbono antiguo.

En comparación con los flujos naturales de carbono, las cantidades adicionales añadidas a la atmósfera mediante la combustión, la producción de cemento y los cambios en la utilización de la tierra son modestos, pero son suficientes para provocar una respuesta significativa en el sistema climático. La Figura 8.15 resume el impacto de las perturbaciones causadas por el hombre a los flujos de carbono dentro y fuera de la atmósfera durante la década de 1990. La combustión de combustibles fósiles junto con la producción de cemento liberan 6,3 GtC/año a la atmósfera, mientras que los cambios en la utilización de la tierra, tales como la quema de biomasa y la deforestación, añaden otros 2,2 GtC/año. En cualquier caso, esas 8,5 GtC/año no permanecen en en la atmósfera en su totalidad. Un mayor consumo de carbono derivado de los bienintencionados esfuerzos de reforestación, así como un mayor ritmo de crecimiento en las plantas, provocado por unos niveles de CO₂ elevados, junto con un incremento en las deposiciones de nitrógeno en los suelos procedentes de la combustión de combustibles fósiles, sustrae unas 2,9 GtC/año. Por último, los niveles de CO₂ atmosférico elevados incrementan la absorción de carbono de los océanos, causando una disminución adicional de 2,4 GtC/año.

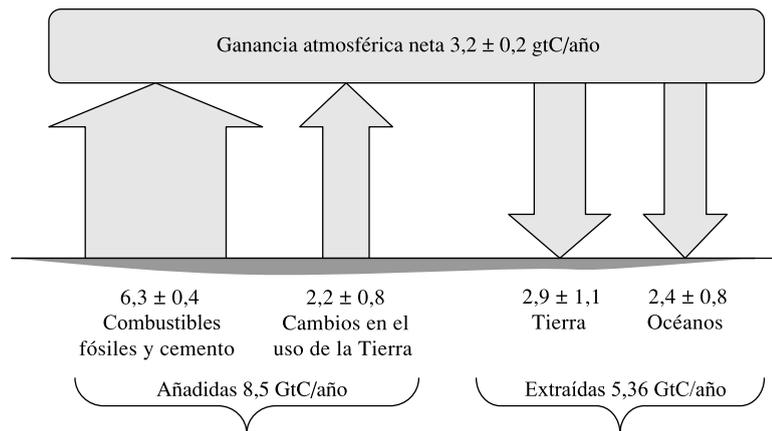


FIGURA 8.15. Perturbaciones provocadas por el hombre al ciclo global de carbono durante la década de 1990.

(Fuente: Basado en datos de Houghton, 2003.)

Como puede apreciarse en la Figura 8.15, la combustión de combustibles fósiles y los cambios en la utilización de la tierra durante la década de 1990 añadieron unos 8,5 GtC/año a la atmósfera. De esa cantidad, 5,3 GtC/año volvieron a los océanos y otros depósitos terrestres, dejando unos 3,2 GtC/año en la atmósfera. La cantidad de carbono que permanece en la atmósfera partido por la cantidad de emisiones antropogénicas de carbono es conocida como el *coeficiente de pureza del aire atmosférico* (o la *fracción remanente en el aire*) AF (*airborne fraction*). Con estos datos, reflejaremos este coeficiente del siguiente modo:

$$AF = \frac{3,2 \text{ GtC/año queda en la atmósfera}}{8,5 \text{ GtC/año adición antropogénica}} = 0,38 = 0,38\% \quad (8.17)$$

Así, hablando simplifícadamente, podemos decir que algo menos de la mitad del carbono que emitimos permanece en la atmósfera. Pero la AF no es necesariamente una cantidad

fija. Por ejemplo, si se someten a deforestación grandes superficies de terreno, la capacidad de la biosfera para absorber el carbono se vería reducida, y la fracción atmosférica se incrementaría. De modo similar, la fertilización con CO_2 de la biomasa terrestre puede estimular el crecimiento de la vegetación, la cual incrementa la velocidad de eliminación de carbono atmosférico, de forma que el AF disminuye. El AF depende también de la velocidad a la que el carbono se añade a la atmósfera. En emplazamientos con pequeña o nula emisión, o incluso con emisiones descendentes, las plantas y los océanos disponen de más tiempo para absorber el carbono, permitiendo disminuir la fracción de éste en la atmósfera. Por otra parte, en caso de tasas de emisión en rápido incremento, los depósitos de carbono no dan abasto y la fracción atmosférica puede continuar elevada.

El siguiente ejemplo desarrolla otra relación de utilidad, esta vez entre la concentración de CO_2 y las toneladas de carbono en la atmósfera. Esta proporción, junto con un cálculo del coeficiente de pureza del aire, ofrece la clave para la predicción de las concentraciones de CO_2 en el futuro en diversos emplazamientos con emisiones.

EJEMPLO 8.2. Contenido de carbono de la atmósfera

Hallar la relación entre la concentración de dióxido de carbono y la cantidad de carbono total en la atmósfera. La masa total de la atmósfera está calculada en $5,12 \times 10^{21}$ g.

Solución. Será necesario conocer algún dato sobre la densidad del aire. Esto, por supuesto, varía con la altitud, pero hallándolo bajo determinadas condiciones en particular será suficiente para nuestro propósito. Partiendo de la Tabla 8.1 conocemos la concentración de cada gas en el aire. Recuérdese de la Sección 1.2 que un mol de cualquier gas ocupa $22,414 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ a una presión y temperatura estándar (0°C y 1 atm), lo cual representa $44,61 \text{ mol/m}^3$. La siguiente tabla organiza el cálculo:

Gas	$\frac{\text{m}^3 \text{ gas}}{\text{m}^3 \text{ aire}}$	\times	g/mol	\times	$\frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \text{ gas}}$	=	$\frac{\text{g}}{\text{m}^3 \text{ aire}}$
N_2	0,7808		28		44,61		975,3
O_2	0,2095		32		44,61		229,1
Ar	0,0093		40		44,61		16,6
CO_2	0,00038		44		44,61		0,75
						Total	1.291,8 g/m^3

Si toda la atmósfera se hallara a temperatura y presión estándar, tendría una densidad de $1.291,8 \text{ g/m}^3$, y su masa permanecería siendo de $5,12 \times 10^{21}$ g. Juntando estos datos obtenemos

$$1 \text{ ppm} = \frac{1 \text{ m}^3 \text{ CO}_2}{10^6 \text{ m}^3 \text{ aire}} \cdot 44,61 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \text{ CO}_2} \cdot 12 \frac{\text{g C}}{\text{mol}} \cdot \frac{5,12 \times 10^{21} \text{ g aire}}{1.291,8 \frac{\text{g aire}}{\text{m}^3 \text{ aire}}} \cdot 10^{-15} \frac{\text{GtC}}{\text{g C}} = 2,12 \text{ GgC}$$

Nótese que este cálculo obtiene una ventaja sobre el hecho de que las concentraciones volumétricas (ppm) son independientes de la temperatura y la presión.

Del Ejemplo 8.2, obtenemos la siguiente relación, de renombrada utilidad

$$1 \text{ ppm CO}_2 = 2,12 \text{ GtC} \quad (8.18)$$

Por ejemplo, sabiendo que la concentración de CO₂ en 2006 era de 380 ppm, la cantidad total de carbono en la atmósfera puede calcularse en

$$380 \text{ ppm } 2,12 \text{ GtC/ppm} = 806 \text{ GtC}$$

EJEMPLO 8.3. Calcular la tasa de cambio de CO₂

Póngase por caso que la combustión de combustibles fósiles emiten 7,4 GtC/año y la producción de cemento añade otras 0,5 GtC. Suponiendo un coeficiente de pureza del aire (AF) de 0,38 y suponiendo que no existan cambios en las emisiones asociadas a la utilización de la tierra, ¿Qué tasa de cambio en la concentración de CO₂ cabría esperar?

Solución. Tomando en cuenta las 2,2 GtC/año en emisiones derivadas de la utilización de la tierra, de la Figura 8.17, obtenemos una tasa de emisión de $2,2 + 7,4 + 0,5 = 10,1$ GtC/año. Empleando el coeficiente de pureza del aire establecido anteriormente en 0,38 junto con las 2,12 GtC/ppm (proporción), obtenemos

$$\Delta\text{CO}_2 = \frac{10,1 \text{ GtC/año} \times 0,38}{2,12 \text{ GtC/ppm CO}_2} = 1,8 \text{ ppm CO}_2/\text{año}$$

Emisiones de carbono derivadas de combustibles fósiles

El uso de energía y sus emisiones de carbono resultantes varían considerablemente de un país a otro. Los Estados Unidos, con menos del 5% de la población mundial, emiten el 22% del CO₂ global relacionado con el consumo de energía. China se sitúa como segundo máximo emisor y, como indica la Figura 8.16, está aproximándose muy rápidamente a los niveles de EE.UU.

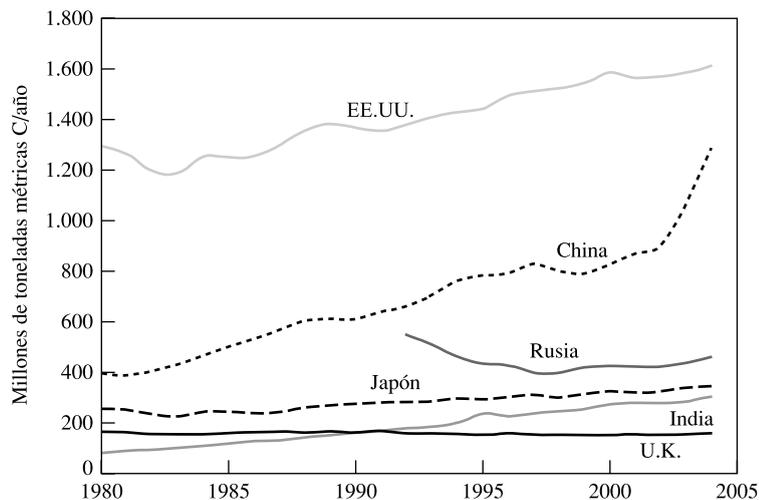


FIGURA 8.16. Emisiones de carbono de combustibles fósiles.
(Fuente: Datos del EIA, 2006.)

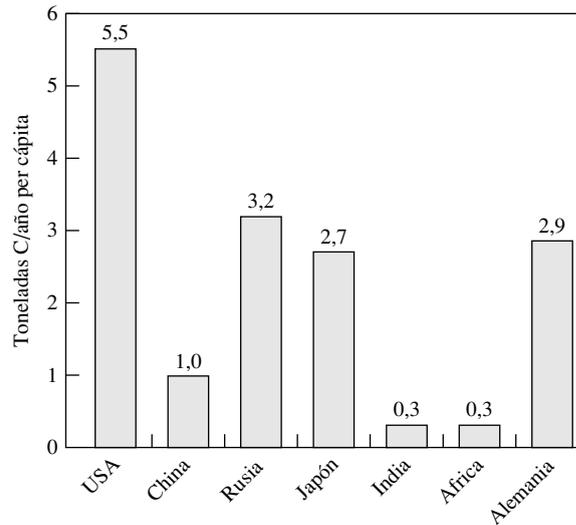


FIGURA 8.17. Emisiones de carbono per cápita.
(Fuente: Datos del EIA, 2006.)

De hecho, se prevé que las emisiones de China superarán las estadounidenses para el año 2010. Mientras el crecimiento de emisiones de China es ciertamente inquietante, otras dos medidas arrojan algo de luz a la raíz del problema del carbono global. Desde un análisis per cápita, los Estados Unidos emiten mucho más carbono que cualquier otro país -aproximadamente el doble que la mayoría de los países desarrollados y más de cinco veces las de China (Figura 8.17). Dentro de este mismo aspecto cabe mencionar que son las emisiones acumuladas procedentes de los países desarrollados las principales responsables del incremento de la concentración de CO₂ en la atmósfera (Figura 8.18).

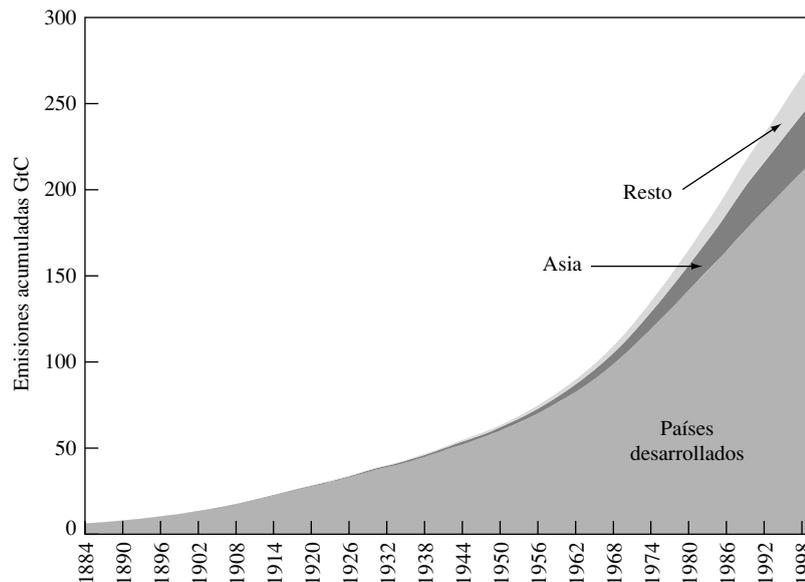


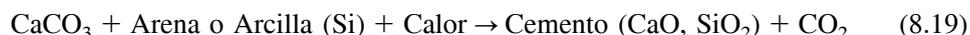
FIGURA 8.18. Emisiones de carbono acumuladas por región.
(Fuente: E. Wanless con datos de G. Marland, Oak Ridge National Labs.)

Emisiones de carbono derivadas de procesos industriales

Diversos procesos de fabricación tienen como resultado emisiones de carbono en lugares que no se incluyen entre los que se recogen muestras de modo habitual, referentes al uso de combustibles fósiles. La principal fuente de estas emisiones industriales es el carbonato de calcio (CaCO_3) para producir monóxido de calcio (CaO). Estas dos sustancias son materiales básicos en la producción del cemento, el hierro y el acero, y el cristal. Otras emisiones industriales derivan de la producción y uso del carbonato de sodio (Na_2CO_3), la fabricación del dióxido de carbono y la producción de aluminio.

La mayor fuente de emisiones de CO_2 industrial proviene, en cualquier caso, de la producción de cemento. El hormigón, que es probablemente el material de construcción de mayor importancia a nivel mundial, se fabrica con una mezcla compuesta de cemento Portland, áridos finos (arena), gruesos (grava y gravilla), y agua. El cemento Portland, que es el agente adhesivo del hormigón, debe su nombre a su similitud con un cierto tipo de roca en particular, hallada en la Isla de Portland, en Dorset, Inglaterra, a principios del siglo diecinueve. Su volumen típico constituye entre el 12 y el 15% del peso de la mezcla final del hormigón.

La materia prima principal necesaria para la fabricación del cemento Portland es el carbonato de calcio (CaCO_3), junto con una fuente de silicio como la arcilla o la arena. El procesamiento de estos materiales se realiza en hornos de altas temperaturas, cuya fuente de energía procede de la quema de combustibles fósiles, cuya combustión desprende emisiones de CO_2 . Además, la calcinación del CaCO_3 para formar monóxido de calcio CaO que tiene lugar en esos hornos emite su propio CO_2 , como puede apreciarse en la reacción siguiente:



La intensidad media de las emisiones de carbono es de unas 0,222 toneladas de carbono por tonelada de cemento, de las cuales, aproximadamente la mitad es el resultado de las calcinaciones, y la otra mitad se libera durante la combustión (Warren *et al.*, 2001). Además, las centrales eléctricas que abastecen a los procesos industriales emiten su propio carbono, pero éste no se incluye habitualmente en la categoría de emisiones derivadas de procesos industriales. La fabricación global de cemento contribuye con cerca del 5% de las emisiones totales de carbono antropogénico. La categoría de las emisiones industriales implica aproximadamente 0,8 GtC/año en total.

Las cenizas volantes que se producen en las centrales térmicas de carbón, pueden utilizarse como sustituto de parte del cemento en la fabricación de hormigón. Este *hormigón con adición de cenizas volantes* no sólo reduce las emisiones de carbono en una tonelada aproximadamente de CO_2 por tonelada de cemento sustituido, sino que también da como resultado un hormigón más resistente y de mayor duración que el convencional, ofreciendo además la posibilidad de reciclaje de un producto residuo que, de otro modo, habría de desecharse. La mezcla para la fabricación de hormigón con mayor contenido en cenizas volantes que cemento está aumentando su popularidad en la industria de construcción ecológica emergente.

Intensidad de carbono de los combustibles fósiles

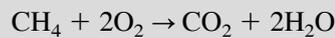
La cantidad de carbono liberado por unidad de energía desprendida se denomina la *intensidad de carbono*. Algunos combustibles tienen una alta intensidad de carbono, tales como el carbón, y algunos sistemas de conversión no liberan carbono directamente, en absoluto, como las turbinas eólicas o la energía nuclear. Un dato que llama la atención es que los combustibles de biomasa pueden utilizarse de modo que la cantidad neta de carbono emitida es pequeña o nula cuando las plantas nuevas han crecido para sustituir a las que habían servido

como combustible. No obstante, es improbable que exista algún sistema energético sin emisiones de carbono, puesto que es difícil evitar tales emisiones durante la extracción, procesamiento de materiales y construcción de cualquier planta energética.

EJEMPLO 8.4. Intensidad de carbono del metano

Hallar la intensidad de carbono del metano basada en su calor de combustión bruto (HHV) de 890 kJ/mol (lo que implica la energía de condensación del vapor de agua que se forma; se sugiere repasar los Ejemplos 2.4 y 2.5 del Capítulo 2, donde se describen los calores de combustión bruto (HHV) y neto (LHV)). Hallar también la intensidad de carbono basada en el calor de combustión neto (LHV) de 802 kJ/mol.

Solución. Primero escribiremos una reacción química igualada de la oxidación del metano:



Así, quemando 1 mol de CH_4 se liberan 890 kJ de energía, mientras se produce 1 mol de CO_2 . Puesto que 1 mol de CO_2 tiene 12 g de carbono, la intensidad de carbono del CH_4 basada en su HHV es

$$\text{Intensidad de carbono en HHV} = \frac{12 \text{ gC}}{890 \text{ kJ}} = 0,0135 \text{ gC/kJ} = 13,5 \text{ gC/MJ}$$

De forma similar, la intensidad de carbono basada en su LHV sería

$$\text{Intensidad de carbono en LHV} = \frac{12 \text{ gC}}{802 \text{ kJ}} = 0,015 \text{ gC/kJ} = 15,0 \text{ gC/MJ}$$

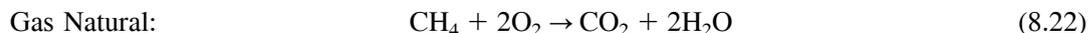
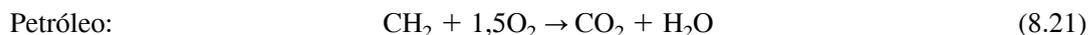
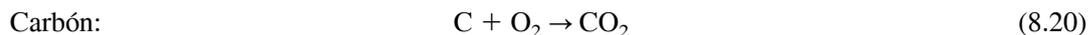
El ejemplo de la intensidad de carbono basada en su LHV presupone que el calor latente del vapor de agua producido no está disponible como energía utilizable.

TABLA 8.3. Intensidades de carbono en HHV y LHV y emisiones de combustibles fósiles típicos

Combustible	Intensidad de Carbono en LHV (gC/MJ)	Intensidad de Carbono en HHV (gC/MJ)	Emisiones de Carbono Globales en 2004 (GtC/año)
Gas Natural	15,3	13,8	1,58 (21,2%)
Petróleo	20,0	19,7	2,96 (39,8%)
Carbón	25,8	24,2	2,89 (38,9%)

Fuente: Intensidades de carbono de NAS, 1992; datos de emisiones del EIA, 2006.

Podemos obtener una rápida estimación de la intensidad de carbono de otros combustibles utilizando el hecho de que la energía liberada durante la quema de combustibles con base de carbono es aproximadamente proporcional a la cantidad de oxígeno que consumen (Baird, 1995). Por ejemplo, considerando que el carbón fuera puramente carbono y que el petróleo fuera aproximadamente CH_2 , podríamos escribir las siguientes reacciones de oxidación:



La misma cantidad de carbono se libera en cada una de estas reacciones, pero dado que la energía es proporcional al consumo de oxígeno, por unidad de carbono cabría esperar sobre 1,5 veces la energía obtenida del petróleo y el doble de la obtenida del gas natural en comparación con el carbón. Dicho de otro modo, el carbón tiene una mayor intensidad de carbono que el petróleo, y el petróleo emite más carbono que el gas natural.

Las intensidades de carbono reales en LHV y HHV de combustibles fósiles típicos, combinadas con estimaciones de emisiones de carbono totales se muestran en la Tabla 8.3. Nótese la ligera diferencia entre la intensidad de carbono del gas natural y la del metano, hallada en el Ejemplo 8.4. El gas natural está compuesto en su mayoría por metano, pero también incluye otros hidrocarburos, los cuales alteran el cálculo ligeramente. Puesto que las proporciones del metano y del resto de hidrocarburos varían de una fuente a otra, las intensidades de carbono dadas en la Tabla 8.3 son «típicas», y es probable hallar otras con leves diferencias de valores. Lo mismo ocurre con variedades de carbón. Otro comentario digno de reseña es que los gráficos de consumo de energía en los Estados Unidos a menudo se basan en el calor de combustión bruto de un combustible, mientras que la mayoría del resto del mundo, así como el IPCC, utiliza valores LHV. Los valores LHV son más adecuados para centrales energéticas puesto que nunca utilizan el calor latente de las emisiones de vapor de agua, pero los valores HHV son más apropiados para hornos de condensación de alta eficacia y calentadores, las cuales sí emplean ese calor. Para ser coherente con el IPCC, en este capítulo, todos los datos acerca de energía e intensidad de carbono se basarán en los valores LHV.

Los datos sobre intensidades de carbono dados en la Tabla 8.3 indican que una reducción considerable de las emisiones de carbono es factible intercambiando el carbón por gas natural. Desafortunadamente, la mayoría de los recursos de combustibles fósiles en el mundo están en forma de carbón. Es interesante saber que casi el 90% de los recursos recuperables de carbón se hallan en tan solo tres zonas: los Estados Unidos, la antigua URSS, y China.

La Tabla 8.4 presenta datos sobre los recursos de combustibles fósiles mundiales. Estos recursos se muestran como un recurso base, el cual consiste en reservas ya identificadas a la que se suma una estimación de un 50% de nivel de probabilidad de yacimientos no descubiertos. Los recursos se describen también como procedentes de recursos convencionales del tipo del que se explota actualmente, así como de recursos no convencionales que podrían

TABLA 8.4. Contenido energético de recursos globales de combustibles fósiles y posibilidades, en exajulios (EJ)

Combustible	Recursos convencionales	Recursos no convencionales	Base de recursos Total	Posibilidades adicionales
Gas Natural	9.200	26.900	36.100	> 832.000
Petróleo	8.500	16.100	24.600	> 25.000
Carbón	25.200	100.300	125.500	> 130.000
Totales	42.900	143.300	186.200	> 987.000

Fuente: Nakicenovic, 1996.

utilizarse en el futuro. Los recursos no convencionales de petróleo abarcan el esquisto bituminoso, alquitrán de arena y el crudo pesado; los recursos no convencionales de gas natural incluyen el gas de los esquistos devónicos, formaciones de arenas compactadas, acuíferos geopresurizados y vetas de carbón. Una columna adicional de la Tabla 8.4 se halla bajo el encabezamiento de «posibilidades adicionales», el cual hace referencia a los recursos adicionales cuya certeza de utilización no puede asegurarse por carecer de una importancia económica significativa y/o por resultar desconocida en un futuro próximo. Las más importantes de éstas se hallan bajo los océanos en forma de enormes cantidades de metano (estimadas en más de 800.000 EJ) encerrado en hidratos de metano ($\text{CH}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$).

El Ejemplo 8.5 aproxima lo que podría llegar a ocurrir a la concentración de CO_2 atmosférico si quemáramos toda la base de recursos de carbón del planeta.

EJEMPLO 8.5. Quema de la totalidad del carbón mundial

Estimar el incremento de C_2 atmosférico si los 125.500 EJ de carbón se quemaran, suponiendo un coeficiente de pureza del aire (AF) del 38%.

Solución. Es posible calcular el contenido en carbono utilizando el valor LHV de la Tabla 8.3:

$$125.500 \text{ EJ} \times 25,8 \text{ gC/MJ} \times 10^{12} \text{ MJ/EJ} \times 10^{-15} \text{ GtC/gC} = 3.238 \text{ GtC}$$

Lo que, a grandes rasgos, resulta cuatro veces la cantidad de carbono que existe actualmente en la atmósfera. Transformando esto en CO_2 , y tomando en cuenta el AF de 0,38, obtenemos

$$\Delta\text{CO}_2 = \frac{3.238 \text{ GtC} \times 0,38}{2,12 \text{ GtC/ppm CO}_2} = 580 \text{ ppm CO}_2$$

Lo que equivaldría a 2,5 veces la cantidad de CO_2 atmosférico del que tenemos hoy. De hecho, sería probablemente mayor de lo que se incrementaría el AF si los océanos cesaran en su función de depósitos de carbono.

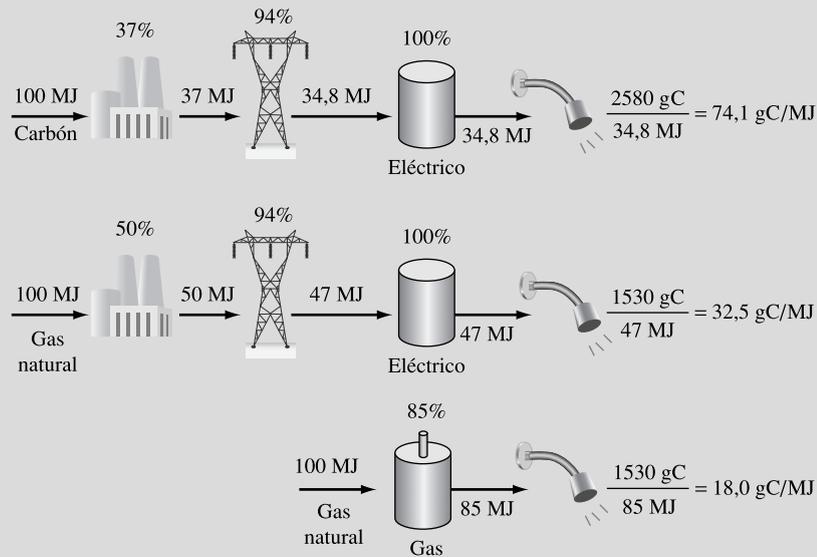
Es interesante darse cuenta de que un cálculo similar al que se muestra en el Ejemplo 8.5 sugiere que la base total de recursos de gas y petróleo tienen el potencial de añadir únicamente alrededor de un tercio del CO_2 a la atmósfera de lo que añadiría la quema de todos los recursos de carbón. En cualquier caso habremos de tener en cuenta los factores de emisión de carbono, relativamente desconocidos, adecuados a los recursos no convencionales de gas y petróleo, con el fin de valorar correctamente la certeza de este cálculo. Se complica también por el hecho de que el principal componente del gas natural, el metano, es un gas de efecto invernadero mucho más potente que el CO_2 , lo que significa que las fugas de metano pueden agravar su potencial en el calentamiento global.

Los factores de intensidad de carbono dados en la Tabla 8.3 indican que el cambio del carbón por gas natural o petróleo reduciría las emisiones de carbono en un 41% aproximadamente, produciendo la misma cantidad energética. El Ejemplo 8.6 muestra cómo las ventajas en eficacia así como las ventajas relativas al carbono asociadas con el uso del gas natural pueden incrementarse sustancialmente.

EJEMPLO 8.6. Eficacia e intensidad de carbono combinadas

Comparar las emisiones de carbono desprendidas para calentar agua de uso doméstico utilizando los tres sistemas de energía siguientes: 1) muy bueno, central energética alimentada con carbón, con un 37% de eficacia, que produce electricidad para un calentador de agua eléctrico con un 100% de eficacia; 2) uno nuevo, central eléctrica de ciclo combinado, alimentada con gas natural, con un 50% de eficacia, para el mismo calentador de agua; y 3) un calentador de agua alimentado con gas, con un 85% de eficacia. Suponer en todos los casos un 6% de pérdidas en el tendido eléctrico.

Solución. Basemos nuestra comparación en 100 MJ de energía aportada a cada sistema. Utilizando los valores LHV dados en la Tabla 8.3, la quema de 100 MJ de carbón libera 2.580 g de carbono, mientras que 100 MJ de gas natural liberan 1.530 gC. Como se propone aquí, la central de carbón produce $100 \times 0,37 \times 0,94 = 34,8$ MJ para calentar el agua; la central eléctrica alimentada mediante la combustión de gas de mayor eficacia produce $100 \times 0,50 \times 0,94 = 47$ MJ para calentar el agua; y utilizando gas en el calentador de agua se producen 85 MJ de calor.



Las intensidades de carbono de cada sistema se muestran en la figura. Intercambiando el carbón por gas en la central eléctrica se reducen las emisiones de carbono del calentador de agua eléctrico en un 56% (mucho más que la mejora del 41% esperada en base a la intensidad de carbono del gas natural comparada con el carbón).

Cálculo de emisiones: la identidad de Kaya

La predicción de concentraciones de dióxido de carbono en el futuro depende de numerosas suposiciones acerca del crecimiento de la población, factores económicos, tecnología energética y del ciclo del carbono en sí. La aproximación habitual implica el desarrollo de un rango de escenarios de emisiones que dependen de estos factores y utilizarlos para establecer modelos matemáticos sobre cómo reaccionarán la atmósfera y el sistema climático a ellos. El nivel que trata esta breve sección no nos permite familiarizarnos con la compleji-

dad de estos modelos; no obstante podemos desarrollar una serie de cálculos simples como orientación del significado de estos factores de importancia.

Un modo de construir modelos simples de problemas ambientales es comenzar por la noción de que los impactos suelen estar causados por la población, poder adquisitivo y tecnología, a lo que a veces se alude como a la *identidad IPAT* (Ehrlich y Holdren, 1971).

$$\text{Impacto ambiental} = (\text{Población}) \times (\text{Opulencia}) \times (\text{Tecnología}) \quad (8.23)$$

La siguiente aplicación del IPAT a las emisiones de carbono derivadas de fuentes de energía es denominada *identidad de Kaya* (Kaya, 1990).

$$C = \text{Población} \times \frac{\text{PIB}}{\text{Persona}} \times \frac{\text{Energía primaria}}{\text{PIB}} \times \frac{\text{Carbono}}{\text{Energía primaria}} \quad (8.24)$$

donde

$$C = \text{Tasa de emisión de carbono (GtC/año)}.$$

$$\frac{\text{PIB}}{\text{Persona}} = \frac{\text{PIB}}{P} = \text{renta per cápita (\$/persona-año)}$$

$$\frac{\text{Energía primaria}}{\text{PIB}} = \frac{EP}{\text{PIB}} = \text{intensidad de energía primaria, (EJ/\$)}$$

$$\frac{\text{Carbono}}{\text{Energía primaria}} = \frac{C}{EP} = \text{intensidad de carbono, (GtC/EJ)}$$

La Ecuación (8.24) incorpora las cantidades clave referentes a las emisiones de carbono relacionadas con la producción de energía. Abarca escenarios económicos y de población, así como dos factores que giran en torno a la energía: intensidad energética e intensidad de carbono. La intensidad de carbono ya se ha comentado. La *intensidad energética* es la cantidad de energía necesaria para crear una unidad de actividad económica como la medida por la renta per cápita (PIB). Suele considerarse un sustituto de la eficacia energética de un país. Por ejemplo, Japón, que sólo necesita la mitad de la energía para producir una unidad de PIB, está considerado casi el doble de eficaz energéticamente que los EE.UU. Mientras que hay algo de verdad en tal aseveración, ésta, a veces, enmascara diferencias en el nivel y forma de vida y clima de cada país. Por ejemplo, en Estados Unidos las casas son más grandes, y los inviernos son más duros, de modo que, para mantenerlas calientes se necesita mayor cantidad de energía. Esto puede tener más que ver con esos otros factores que con el hecho de los hogares estén o no mejor aislados en un país o en otro. Además Japón es un país pequeño, con una gran densidad de población, con distancias relativamente cortas, de modo que la energía destinada al transporte será probablemente menor, incluso con un nivel equivalente de eficacia de transporte.

Por ejemplo, La identidad de Kaya para el año 2010 puede reflejarse así:

$$\begin{aligned} C &= 6,9 \times 10^9 \text{ personas} \times 4.605 \text{ \$/persona-año} \times 14,9 \text{ EJ}/10^{12} \text{ \$} \times 0,016 \text{ GtC/EJ} = \\ &= 7,6 \text{ GtC/año} \end{aligned}$$

La Ecuación (8.24) expresa las tasas de emisión de carbono como el producto de cuatro términos: población, PIB, intensidad de carbono, e intensidad energética. Recuérdese de la Sección 3.2 que si cada uno de los factores en un producto puede expresarse como una cantidad creciente (o decreciente) de forma exponencial, la tasa total de crecimiento es simplemente la suma de las tasas de crecimiento de cada factor. Esto es, suponiendo que cada uno

de los factores de (8.23) crece exponencialmente, la tasa de crecimiento total de la emisiones de carbono R se obtiene mediante

$$R = r_P + r_{\text{PIB}/P} + r_{\text{EP}/\text{PIB}} + r_{\text{C}/\text{EP}} \tag{8.25}$$

Añadiendo las tasas de crecimiento individual, como se ha hecho en (8.25), se halla la tasa de crecimiento total, la cual puede emplearse en la siguiente ecuación de emisión:

$$C = C_0 e^{rt} \tag{8.26}$$

donde

C = Tasa de emisión de carbono transcurrido un tiempo t en años (GrC/año).

C_0 = Tasa de emisión inicial (GtC/año).

R = Tasa de crecimiento exponencial total (año⁻¹).

La Tabla 8.5 muestra los valores de población, crecimiento económico, intensidad de carbono e intensidad energética que se han utilizado en uno de los escenarios de emisión relacionada con la energía más citados del IPCC (IS92). A nivel mundial, tanto la intensidad energética como la intensidad de carbono están mejorando con el tiempo, lo que ayuda a contrarrestar el crecimiento económico y de población.

TABLA 8.5. Tasa de crecimiento anual medio (%/año) de 1990 a 2020 reflejado en el escenario de emisiones de carbono relacionadas con energía IS92 del IPCC

Región	Población	PIB	EP	Carbono
		Persona	Persona	EP
China y Asia central	1,03	3,91	-1,73	-0,32
Europa oriental y ex URSS	0,43	1,49	-0,66	-0,24
África	2,63	1,25	0,26	-0,21
Estados Unidos	0,57	2,33	-1,81	-0,26
Mundial	1,40	1,53	-0,97	-0,24

Las emisiones acumuladas de una cantidad en crecimiento exponencial a una tasa r , a través de un periodo de tiempo T se obtienen mediante

$$C_{\text{tot}} = \int_0^T C_0 e^{rt} dt = \frac{C_0}{r} (e^{rT} - 1) \tag{8.27}$$

Combinando (8.27) con un cálculo de la fracción atmosférica, junto con el factor de conversión de 2,12 GtC/ppm CO₂, nos permite establecer cálculos sencillos sobre las concentraciones de CO₂ atmosférico en el futuro, como demuestra el Ejemplo 8.7.

EJEMPLO 8.7. Cálculo de Kaya de emisiones de carbono en el futuro

Las emisiones procedentes de la quema de combustibles fósiles en el año 2010 se calculan en unas 7,6 GtC/año. En el mismo año, la concentración de CO₂ atmosférico se estima en unas 390 ppm. Supóngase que la fracción atmosférica permanece constante a 0,38.

- a) Suponiendo que las tasas de crecimiento energético reflejadas en la Tabla 8.5 no cambien, calcular la tasa de emisión de carbono relacionada con la energía en el año 2050.

- b) Calcular el carbono relacionado con la energía acumulado, añadido a la atmósfera entre 2010 y 2050.
- c) Añadir al escenario unas emisiones de carbono derivados de procesos industriales (especialmente la producción de cemento) de 0,7 GtC/año en 2010 que crecen al 1,3% anualmente. Añadir también una constante de 0,9 GtC/año derivada de los cambios en la utilización de la tierra. Calcular la concentración de CO₂ en 2050.

Solución.

- a) La tasa de crecimiento total en las emisiones de carbono relacionadas con la producción de energía es tan sólo la suma de las tasas de crecimiento individuales:

$$r = 1,40\% + 1,53\% - 0,97\% - 0,24\% = 1,72\% = 0,0172/\text{año}$$

Con 40 años de crecimiento a una tasa de 1,72% anual, la tasa de emisión en 2050 sería

$$C_{2050} = C_{2010}e^{rT} = 7,6 e^{0,0172 \times 40} = 15,1 \text{ GtC/año}$$

- b) Durante esos 40 años, las emisiones de energía acumuladas serían

$$C_{\text{tot}} = \frac{C_0}{r} (e^{rT} - 1) = \frac{7,6}{0,0172} (e^{0,0172 \times 40} - 1) = 437 \text{ GtC}$$

- c) Las emisiones de carbono acumuladas, derivadas de procesos industriales y de la utilización de la tierra serán

$$C_{\text{tot industrial}} = \frac{C_0}{r} (e^{rT} - 1) = \frac{0,7}{0,013} (e^{0,013 \times 40} - 1) = 37 \text{ GtC}$$

$$C_{\text{tot utilización de Tierra}} = 0,9 \text{ GtC/año} \times 40 \text{ años} = 36 \text{ GtC}$$

Usando las 2,12 GtC/ppm CO₂ y la fracción atmosférica de 0,38 obtenemos el cálculo del CO₂ en 2050

$$\text{CO}_2 = 390 + \frac{(437 + 37 + 36) \text{ GtC} \times 0,38}{2,12 \text{ GtC/ppm CO}_2} = 481 \text{ ppm}$$

Uno de los puntos débiles de la identidad de Kaya tal como está expresada en (8.24) es su utilización de la energía primaria por PIB como medida de eficacia energética. La energía primaria, que es, en esencia, la energía contenida en los combustibles crudos tal cual se toman de la tierra, puede reducirse mediante mejoras en la eficacia por parte de la oferta abastecedora (por ejemplo, centrales eléctricas de mayor eficacia) así como en la parte demandante (fabricando/utilizando bombillas de mayor eficacia). Un modo de dirigir las dos mejoras consiste en introducir otro factor, denominado *energía final (EF)* que es la energía adquirida por los consumidores (como la gasolina, el gas natural, la electricidad.). Otra extensión se basa en perspectivas sobre la toma y el almacenamiento del carbono en el futuro. Suponiendo que *CT* es el carbono total del petróleo y *C* es el carbono emitido a la atmósfera, la identidad de Kaya puede ampliarse como se muestra a continuación:

$$C = P \times \frac{\text{PIB}}{P} \times \frac{\text{EF}}{\text{PIB}} \times \frac{\text{EP}}{\text{EF}} \times \frac{\text{CT}}{\text{EP}} \times \frac{C}{\text{CT}} \quad (8.28)$$

Esta disgregación, que resulta de gran utilidad, separa las emisiones de carbono totales en grupos más concretos para su análisis. Uno de tales análisis se refleja en la Figura 8.19, y muestra una comparación entre un escenario de carbono referencial con uno diseñado para estabilizar el CO₂ final.

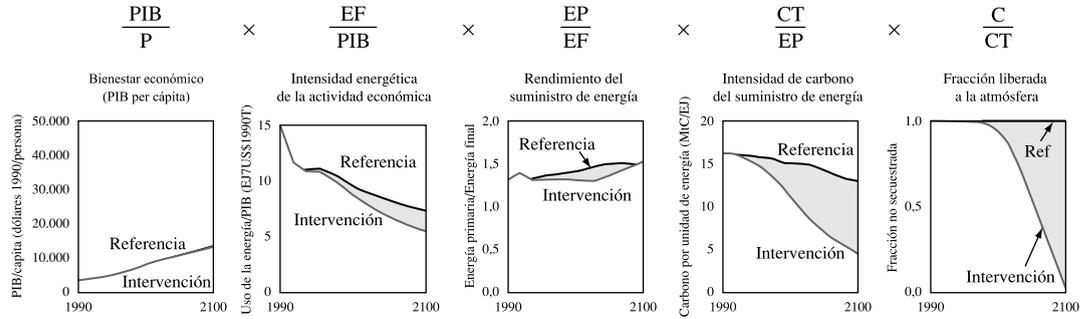


FIGURA 8.19. Un análisis de Kaya más extenso. Muestra un escenario de referencia y uno de intervención diseñado para estabilizar el CO₂ atmosférico. (Fuente: Hummel, 2007 basado en el escenario del IPCC A2-4,5 W/m²)

Un parámetro de sensibilidad climática

A medida que vertimos más y más CO₂ a la atmósfera, el impacto marginal de cada tonelada añadida decrece, mientras que la banda de absorción se aproxima a su saturación. Esto indica que existe una relación no lineal entre el CO₂ y el calentamiento global resultante que éste causa. La Ecuación (8.29) refleja una representación de este fenómeno que se utiliza de manera habitual.

$$\Delta T_e = \frac{\Delta T_{2X}}{\ln 2} \ln \left[\frac{(\text{CO}_2)}{(\text{CO}_2)_0} \right] \tag{8.29}$$

donde

ΔT_e = El incremento de la temperatura superficial global promedio, hasta el equilibrio.

ΔT_{2X} = Incremento de la temperatura hasta el equilibrio después de duplicar el CO₂ atmosférico.

$(\text{CO}_2)_0$ = Concentración inicial de CO₂.

(CO_2) = Concentración de CO₂ en otro momento.

El incremento de la temperatura superficial que resulta de duplicar el CO₂ atmosférico se denomina *sensibilidad climática*, ΔT_{2X} . Nótese lo que ocurre en (8.29) cuando el CO₂ es el doble de la cantidad inicial. El cambio en la temperatura de la superficie es como debería, es decir,

$$\Delta T_e = \frac{\Delta T_{2X}}{\ln 2} \ln \left[\frac{2(\text{CO}_2)_0}{(\text{CO}_2)_0} \right] = \frac{\Delta T_{2X}}{\ln 2} \ln 2 = \Delta T_{2X}$$

Si la concentración de CO₂ se cuadruplica,

$$\Delta T_e = \frac{\Delta T_{2X}}{\ln 2} \ln \left[\frac{4(\text{CO}_2)_0}{(\text{CO}_2)_0} \right] = \frac{\Delta T_{2X}}{\ln 2} \ln (2^2) = 2\Delta T_{2X}$$

En otras palabras, la función logarítmica indica que por cada duplicación de CO_2 , la temperatura superficial aumenta lo mismo. Es decir, que si ΔT_{2X} es de 3°C , el primer aumento que duplique la temperatura la elevará otros 3°C . Si se experimenta otra duplicación y se convierte en el cuádruplo del valor inicial, la temperatura sufrirá un aumento de otros 3°C , y así en adelante, como ilustra la Figura 8.20. La sensibilidad climática ΔT_{2X} es un punto de referencia conveniente que se utiliza a menudo para comparar diversos modelos de circulación general. El valor estándar está calculado entre $1,5^\circ\text{C}$ y $4,5^\circ\text{C}$, con su mejor cálculo, como el recogido en 2006, alrededor de 3°C .

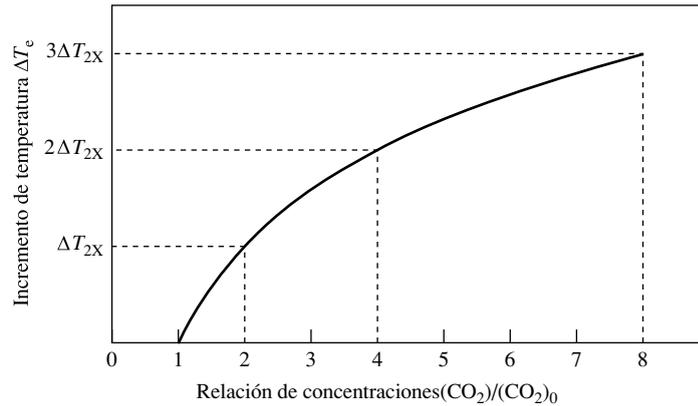


FIGURA 8.20. Por cada duplicación del CO_2 , el equilibrio en la temperatura global se incrementa en ΔT_{2X} .

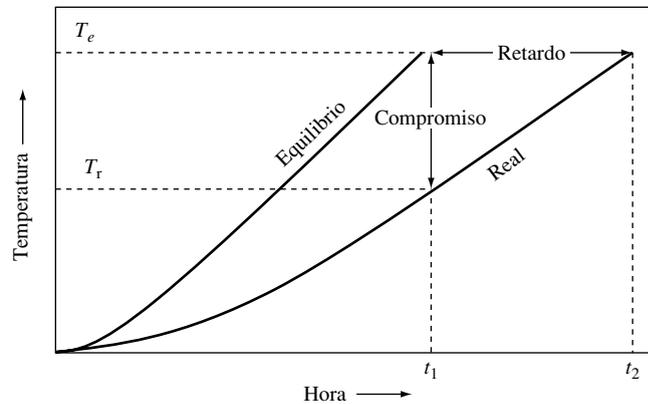


FIGURA 8.21. En un tiempo t_1 , la temperatura superficial real de la Tierra es T_r , pero incluso si no hay incrementos mayores de gases con efecto invernadero, ésta continuará elevándose hasta la temperatura de equilibrio T_e con un lapso de tiempo de $t_2 - t_1$.

Temperatura de equilibrio y temperatura real

Las temperaturas superficiales que hemos tratado hasta aquí con T_e y ΔT_e se conocen como temperaturas de *equilibrio*; es decir, son temperaturas que se alcanzarían finalmente en una configuración atmosférica dada. En realidad, la temperatura de la Tierra no se ajustará instantáneamente a los cambios de las concentraciones de gases con efecto invernadero, como es de suponer. Es necesario un periodo de tiempo considerable para calentar la capa superior de los océanos y la superficie terrestre, lo que significa que la temperatura superficial real

de la Tierra oscilará ligeramente en torno a la temperatura de equilibrio. Como muestra la Figura 8.21, en cualquier tiempo dado, la diferencia entre temperatura en equilibrio y temperatura real se alude como *compromiso* de temperatura, mientras que el tiempo que lleva el alcanzar el equilibrio se alude como *retardo*. Los modelos de circulación general de los océanos y de la atmósfera indican que la temperatura real es de aproximadamente 60 a 85% de la temperatura en equilibrio.

8.7. Otros gases de efecto invernadero y aerosoles

Mientras casi toda la atención sobre los gases se ha dirigido hacia las emisiones de CO_2 , otros gases, así como aerosoles, contribuyen al problema del calentamiento global. Tras presentar cada uno de ellos, veremos el modo en que interactúan entre sí y con la atmósfera y afectan no sólo al clima, sino a la destrucción del ozono estratosférico.

El metano (CH_4)

El metano es otro gas de efecto invernadero producido de forma natural, cuya concentración se está incrementando como resultado de las actividades humanas. Como muestra la Figura 8.22, las concentraciones de metano en la atmósfera eran aproximadamente de 0,750 partes por millón (ppm) durante muchos cientos de años antes de que comenzaran a ascender rápidamente durante el siglo diecinueve. Tras un periodo de ascenso muy acelerado, la concentración en la atmósfera a principios del siglo veintiuno parece hallarse en torno a las 1,750 ppm. Que esto sea un nivel de estado estacionario o una pausa temporal, es algo que está por verse.

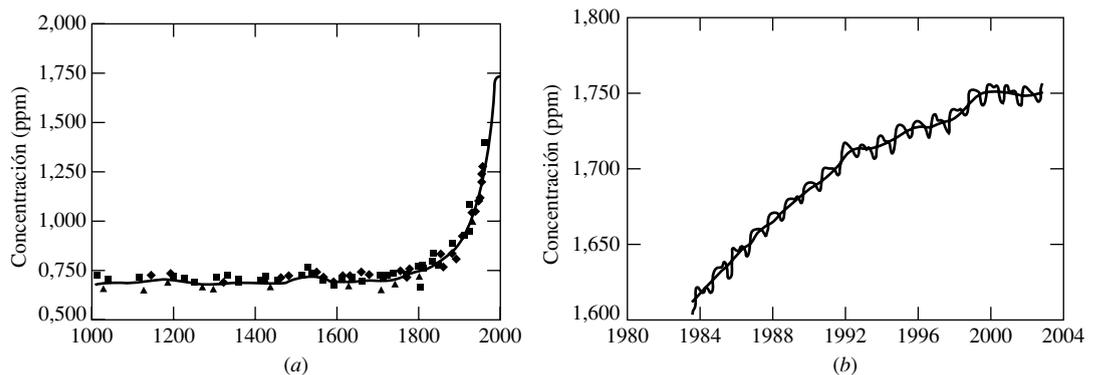


FIGURA 8.22. Concentraciones de metano extraídas de testigos de hielo de la Antártica (a) junto con medidas directas más recientes (b).

(Fuente: IPCC, 2007.)

El metano se produce por la fermentación bacteriana bajo condiciones anaerobias, tales como ciénagas, marismas, arrozales, vertederos, así como en el tracto digestivo de los rumiantes. Se han estimado las emisiones totales en el orden de 600 teragramos anuales, de los cuales alrededor del 60% se hallan en relación a las actividades humanas, como la agricultura, el uso de combustibles fósiles y la eliminación de residuos. Estimaciones recientes

acerca de emisiones de metano procedentes de la biomasa de vida corta y de restos vegetales bajo condiciones aerobias indican que la contribución del metano al calentamiento global que se observado pueden haberse subestimado de manera significativa y puede ser necesaria una revaloración (Kepler *et al.*, 2006).

Casi la mitad de las emisiones de metano antrópicas son el resultado de la producción de alimentos de consumo humano, especialmente la producción de arroz y la ganadería, lo que incluye el vacuno, el ovino y los búfalos, que arrojan sobre 115 Tg de metano al año. El saneamiento y la quema de biomasa, en parte para preparar tierras destinadas a pastos o cultivos, también contribuye. Casi un tercio de las emisiones antropogénicas están asociadas al uso de los combustibles fósiles (Figura 8.23).

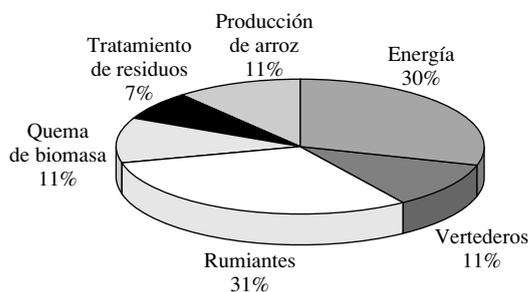
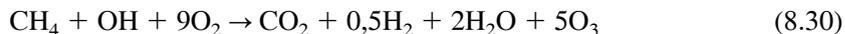


FIGURA 8.23. Fuentes antrópicas de emisiones de metano, que hacen un total de unos 370 Tg/año. (Fuente: Basado en Houweling *et al.*, 1999.)

El metano tiene una banda de absorción con centro en 7,7 μm , lo que lo sitúa en el borde de la ventana atmosférica y lo convierte en un gas de efecto invernadero de gran potencia. Su tiempo de permanencia en la atmósfera es relativamente corto, en el orden de 9 a 15 años, lo que, junto con su alta potencia, es claro indicador de que reducir las emisiones de metano sería un medio efectivo de reducir el calentamiento global en un plazo de tiempo relativamente corto.

El metano se separa de la atmósfera fundamentalmente mediante reacciones con el radical hidroxilo (OH), como refleja la reacción siguiente:



El metano es, por supuesto, un gas de efecto invernadero, luego tiene efectos directos en el balance de radiación de la Tierra. No obstante, existen diversos efectos indirectos que provocan impactos adicionales, lo que la reacción (8.30) ayuda a explicar. Primero, cuando el metano reacciona con el hidroxilo (OH), la concentración de OH decrece. Con menos OH disponible, la velocidad de eliminación de CH_4 disminuye, prolongando el tiempo de vida atmosférico del metano restante. Con un periodo de vida mayor del metano en la atmósfera, continúa absorbiendo infrarrojos durante más tiempo, incrementando su potencial como calentador global. El segundo efecto indirecto que implica (8.30) es que el metano que reacciona con el hidroxilo produce vapor de agua. Cuando esta reacción ocurre en la troposfera, el incremento del vapor de agua es insignificante, pero en la estratosfera esto es de importancia. Finalmente, (8.30) indica que la destrucción del metano produce un incremento del ozono, que es en sí un gas de efecto invernadero. La suma de todos estos efectos indirectos aumenta en gran manera el impacto climático del metano.

Existe una preocupación con respecto a la posibilidad de que el calentamiento global pudiera liberar grandes cantidades de metano actualmente congelado en *permafrost* en las regiones nórdicas del mundo, y podría permitir la descomposición anaerobia de materia orgánica también congelada en ese mismo *permafrost*, produciéndose así más metano. Éste es un ejemplo importante de un bucle de retroalimentación positiva. El calentamiento debido al incremento de las emisiones del gas invernadero metano, puede reforzar el calentamiento inicial.

El óxido nitroso (N₂O)

El óxido nitroso («gas de la risa») es otro gas de efecto invernadero que se produce de forma natural, cuya concentración se ha incrementado a consecuencia de las actividades humanas (Figura 8.24).

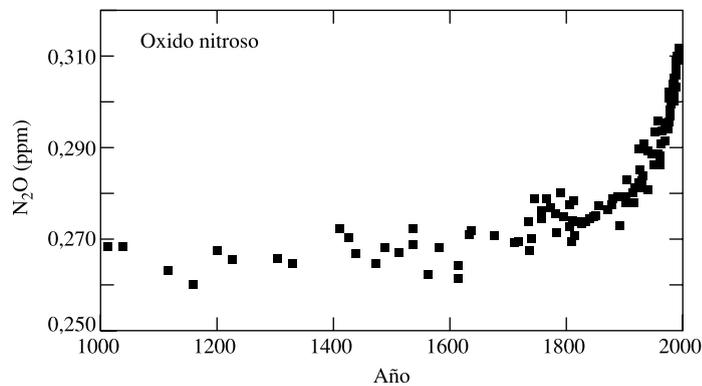
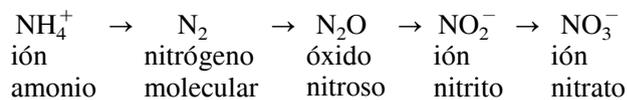


FIGURA 8.24. Incremento de la concentración de óxido nitroso y forzamiento radiativo correspondiente. (Fuente: IPCC, 2001.)

La concentración atmosférica actual es de unas 0,320 ppm, lo que representa un incremento del 16% sobre la concentración preindustrial de 0,275 ppm.

La mayoría del óxido nitroso se libera en la atmósfera durante la etapa nitrificante del ciclo del nitrógeno



Se estima que las fuentes naturales de N₂O liberan 9 Tg anuales a la atmósfera, la mayoría de los cuales proceden de los océanos y los suelos de bosques húmedos. Las fuentes antropogénicas, las cuales añaden otros 6 Tg/año son mayormente el resultado del saneamiento de los bosques y de los fertilizantes nitrogenados. Otras fuentes incluyen conversores catalíticos trifásicos en los coches, la quema de combustibles con contenido en nitrógeno, y una variedad de procesos industriales como la fabricación del nylon.

Aparentemente no existen almacenamientos significativos de N₂O en la troposfera, y sólo se degrada lentamente en la estratosfera mediante la fotólisis. Como resultado, tiene un periodo de vida largo en la atmósfera, calculado en unos 120 años, lo que significa que las perturbaciones en el ciclo natural tendrán repercusiones durante un largo periodo de tiempo.

El óxido nitroso tiene una raya de absorción de 7,8 μm que está asociada con un alargamiento de los enlaces y otra a 8,6 μm asociada con una variación del ángulo que forman éstos. La raya de 7,8 μm está en el borde de la ventana atmosférica y la de 8,6 μm bien dentro de ella por lo que el N_2O es un gas de invernadero muy potente.

Los halocarbonos

Los halocarbonos son moléculas con base de carbono que contienen cloro, flúor o bromo. Los enlaces que unen el carbono y el flúor en los halocarbonos oscilan, y en consecuencia absorben, a una longitud de onda en torno a los 9 μm , y tanto las rayas debidas al alargamiento como las debidas al plegamiento están en frecuencias situadas dentro de la ventana atmosférica, de modo que estas moléculas pertenecen a gases con potente efecto invernadero. Son de importancia ambiental no sólo porque contribuyen al calentamiento global, sino porque los átomos de cloro y bromo que penetran en la estratosfera tienen la habilidad de destruir catalíticamente el ozono, como describiremos más adelante en este capítulo.

Las subcategorías de los halocarbonos abarcan los *clorofluorocarbonos* (CFC), los cuales sólo tienen carbono, flúor y cloro, y carecen de hidrógeno; los *hidrofluorocarbonos* (HFC), los cuales no contienen cloro; y los *halones*, que son moléculas con base de carbono que contienen bromo, junto con flúor y, en ocasiones, cloro. Estos gases halocarbonos son diferentes de todos los demás gases radiativamente activos por el hecho de que no se producen de forma natural, y su presencia en la atmósfera es enteramente debida a las actividades humanas. Otros halocarbonos importantes son el tetracloruro de carbono (CCl_4), el tricloroetano (CH_3CCl_3), y el bromuro de metilo (CH_3Br). Con tantas categorías puede ser de utilidad mostrar algunos ejemplos, a cuyo fin se adjunta la Tabla 8.6.

Los *clorofluorocarbonos* (CFC) no son tóxicos, ni inflamables, ni reactivos, y no son solubles en agua, lo que indujo a pensar cuando se inventaron que eran sustancias completamente inocuas. Pero debido a que son inertes y no se disuelven fácilmente en el agua, no se destruyen mediante reacciones químicas ni se eliminan de la troposfera con la lluvia. Esto significa que tienen periodos de vida atmosférica largos, como indica la Tabla 8.6. El único mecanismo conocido para su eliminación es la fotólisis de la radiación solar de corta longitud de onda, lo que ocurre después de que las moléculas han entrado en la estratosfera. Durante este proceso se libera el cloro, que es la sustancia en sí que destruye el ozono estratosférico. De modo similar, los halones, los cuales contienen bromo, no tienen sumideros troposféricos, y su único mecanismo de eliminación es también la descomposición fotoquímica en la estratosfera, lo que libera el bromo, de carácter extremadamente agresivo para el ozono.

Los *hidroclorofluorocarbonos* (HCFC) están introduciéndose como sustitutos de los CFCs. Añadiendo hidrógeno a las moléculas, se consigue que éstas dejen de ser químicamente inertes, lo que significa que pueden destruirse mediante reacciones químicas en la troposfera antes de que penetren en la troposfera. Nótese la diferencia en el periodo de vida atmosférica de los HCFC en la Tabla 8.6. Los HCFC son apenas sustitutos temporales de los CFC, no obstante, y puesto que también poseen cierto potencial para destruir la capa de ozono, siguen siendo gases de potente efecto invernadero.

Los *hidrofluorocarbonos* (HFC) no tienen nada de cloro, de modo que son mejores incluso que los HCFC en términos de protección del ozono estratosférico. El hidrofluorocarbono CH_2FCF_3 (HFC-134a) se está convirtiendo rápidamente en la opción indicada para instalaciones de aire acondicionado en automóviles y equipos de refrigeración. Incluso este producto no deja de tener una vida atmosférica considerable (14,6) años, y como gas invernadero, es 1.400 veces más potente que el CO_2 .

TABLA 8.6. Ejemplos de halocarbonos

Fórmula	Designación	Tiempo de vida atmosférica (años)
Clorofluorocarbonos		
CFCl_3	CFC-11	50
CF_2Cl_2	CFC-12	102
$\text{CF}_2\text{ClCFCl}_2$	CFC-113	85
Hidroclorofluorocarbonos (HCFC)		
CHF_2Cl	HCFC-22	12,1
CH_3CFCl_2	HCFC-141b	9,4
$\text{CF}_3\text{CF}_2\text{CHCl}_2$	HCFC-225ca	2,1
Hidrofluorocarbonos (HFC)		
$\text{CHF}_3\text{CH}_2\text{F}$	HFC-134a	14,6
CH_3CF_3	HFC-143a	48,3
Perfluorocarbonos (PFC)		
CF_4	Tetrafluorometano	50.000
C_2F_6	Perfluoroetano	10.000
Halones		
CF_3Br	H-1301	65
CF_2ClBr	H-1211	20
Otros		
CH_3CCl_3	Tricloroetano	4,9
CH_3Br	Bromuro de metilo	0,7
CCl_4	Tetracloruro de carbono	26

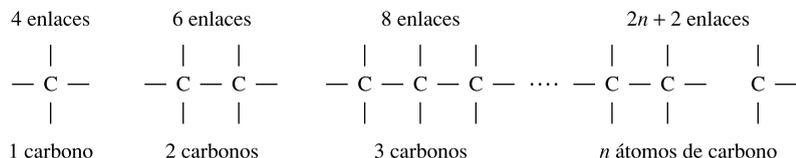
Fuente: IPCC, 1996.

Los *perfluorocarbonos* (PFC) son hidrocarburos que contienen sólo átomos de carbono y flúor. Se caracterizan por una estabilidad extrema, no son inflamables, son de baja toxicidad, no representan peligro para la capa de ozono, y tienen un alto potencial de calentamiento global. Por ejemplo, el tetrafluorometano (CF_4) tiene una vida atmosférica de 50.000 años, y su potencial como calentador global es de 6.500 veces el del dióxido de carbono.

Los *halones* contienen bromo, un elemento destructor del ozono. Son moléculas muy estables que solo liberan el bromo cuando penetran en la estratosfera y la fotólisis las degrada. El principal uso de los halones es la fabricación de extintores de incendios. No son tóxicos y no dejan residuo tras emplearse contra el fuego, de modo que su uso es ideal en espacios cerrados donde hay material crítico, como ordenadores.

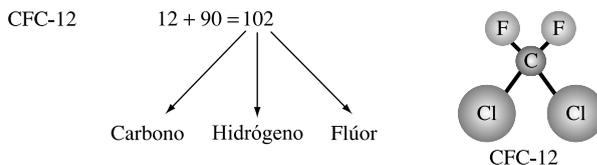
Sistema de numeración de los halocarbonos. En la Tabla 8.6, la mayoría de los halocarbonos se identifican con una simple designación numérica, así como con una fórmula química. Los CFC, HCFC, y HFC se aluden utilizando un sistema numérico desarrollado años atrás por DuPont. Por ejemplo, triclorofluorometano, CFCl_3 , es CFC-11, y el hidroclorofluorocarbono CHF_2Cl es HCFC-22. Para determinar la fórmula química de un número fluorocarbono, se comienza añadiendo «90» al número e interpretar el resultado de tres dígitos de la siguiente manera: el dígito de la izquierda es el número de átomos de carbono, el dígito central es el número de átomos de hidrógeno, y el dígito de la derecha es el número de átomos de flúor.

Para determinar el número de átomos de cloro, se comienza por visualizar moléculas en las que cada átomo de carbono forma cuatro enlaces individuales con otros átomos (si los otros átomos son todo hidrógenos, estaremos tratando la serie de alcanos: metano, etano, propano, y en adelante):



Un simple átomo de carbono tiene cuatro enlaces que conectar, dos átomos de carbono tienen seis, etc. Todos los enlaces se unirán con hidrógeno, flúor o cloro. De manera que para hallar el número de cloros, simplemente habrá que restar el número de átomos de hidrógeno y flúor del total de los enlaces disponibles. Cada enlace vacante que no haya sido tomado por flúor o por hidrógeno estará ocupado por cloro.

Por ejemplo, para averiguar cuál es el CFC-12, sumaremos 90 a 12, obteniendo así 102. Observamos, pues, que hay 1 carbono, ningún hidrógeno y 2 átomos de flúor. Con 1 carbono existen 4 enlaces disponibles, 2 de los cuales están ocupados por flúor, lo que nos da un resultado de 2 átomos de cloro.



Así, CFC-12 es CF_2Cl_2 .

Los halones también tienen un sistema numérico, pero éste no es tan complicado. Se da a los halones una designación de cuatro dígitos, siendo, de izquierda a derecha, el primero el número de carbonos, el segundo representa el flúor, el tercero el cloro y el cuarto el bromo.

Por ejemplo, H-1211 es CF_2ClBr .

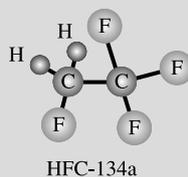
EJEMPLO 8.8. Numeración de halocarbonos

- a) ¿Cuál es la composición química del CFC-115?
- b) ¿Cuál es el número de CFC del CH_2FCF_3 ?
- c) ¿Qué es el H-2402?

Solución.

- a) CFC-115: Añadiendo 90 a 115 obtenemos 205. Así, una molécula contiene 2 carbonos, ningún hidrógeno, y 5 átomos de flúor. Dos carbonos tienen 6 puntos de enlace, 5 de los cuales están ocupados por flúor. El enlace restante está conectado a un cloro. La fórmula química, por tanto, será $\text{C}_2\text{F}_5\text{Cl}$ (más correctamente escrito como CClF_2CF_3).
- b) CH_2FCF_3 tiene 2 carbonos, 2 hidrógenos, y 4 átomos de flúor. Si restamos 90 a 224 obtenemos 134. No hay cloro ni hidrógeno, así que este halocarbono es un

hidrofluorocarbono, HFC-134. Nótese que no es posible distinguir si se trata de CHF_2CHF_2 o de CH_2FCF_3 . Para distinguir un isómero de otro, la designación se acompaña de una letra. Por ejemplo, CHF_2CHF_2 es HFC-134 (1,1,2,2-tetrafluoroetano), y CH_2FCF_3 es HFC-134^a (1,1,1,2-tetrafluoroetano).



c) H-2402 es $\text{C}_2\text{F}_4\text{Br}_2$ ($\text{CBrF}_2\text{CBrF}_2$).

Refrigerantes. Los clorofluorocarbonos pueden tener muchas propiedades poco habituales, lo que los ha llevado a una amplia variedad de usos. Por ejemplo, se licúan con facilidad bajo presión, y cuando se liberan de esta presión, se evaporan produciendo temperaturas muy bajas. De hecho, se desarrollaron originariamente para satisfacer la necesidad de un refrigerante eficaz, no inflamable y no tóxico para frigoríficos domésticos. Antes de que se introdujeran, a principios de la década de 1930, los frigoríficos más comunes eran de amoníaco, dióxido de carbono, isobutano, cloruro de metilo, cloruro de metileno y dióxido de azufre. Todos los cuales tenían desventajas significativas. Eran tanto tóxicos o nocivos, como altamente inflamables, o necesitaban de complejos equipos de presión. Desde estas perspectivas, los CFC son muy superiores a cualquier otro de los gases que reemplazan. Como nota adjunta, los fluorocarbonos utilizados en equipos de refrigeración se aluden a menudo con un número «Refrigerante». Por ejemplo, CFC-12 se denomina con frecuencia «Refrigerante-12» o, simplemente, R-12. La marca registrada de DuPont, Freón, también se ha utilizado, por lo que se alude a estos fluorocarbonos de manera ocasional bajo el nombre de F-12. La designación «R» se aplica además a otros hidrocarburos como el metano (R-50) y el etano (R-170).

Hasta épocas recientes, la mayoría de los frigoríficos, congeladores y sistemas de aire acondicionado de los automóviles empleaban CFC-12 como refrigerante, mientras que los sistemas de aire acondicionado de grandes edificios optaban por el CFC-11. Los refrigerantes CFC no se agotan, por lo que, mientras permanezcan cerrados, la tasa de emisión total puede ser pequeña. El aire acondicionado de los automóviles tiende a producir escapes, por lo que necesitan recargas periódicas del sistema. No mucho tiempo atrás, cuando el aire acondicionado de un coche se averiaba, el refrigerante viejo se liberaba en la atmósfera en lugar de reciclarse, lo que aumentaba la tasa de fugas. Como resultado, el aire acondicionado de los automóviles contribuía en el orden de un 20% de las emisiones totales de CFC en los Estados Unidos. El Protocolo de Montreal y cambios subsiguientes en la Ley de Calidad del Aire han modificado este cuadro de forma significativa. La producción e importación de CFC llegó a su fin en 1996, y el aire acondicionado de los coches modernos utiliza HFC-134a y HFC-152a, los cuales no contienen cloro. Tan sólo infraestructuras poseedoras de licencia que utilizan sistemas de reciclaje de CFC puede atender el servicio de aires acondicionados de automóviles de mayor antigüedad.

Propelentes de aerosoles. Cuando se estableció por primera vez la hipótesis de que los CFC podrían representar un peligro para la capa de ozono (Molina y Rowland, 1974),

más de la mitad de las emisiones mundiales se debían a los propelentes de aerosoles desprendidos de productos como los desodorantes, laca para el pelo y botes de pintura. En esa época, sólo los Estados Unidos utilizaban más de 200.000 toneladas anuales de CFC-11 y CFC-12 en aerosoles. La EPA actuó con rapidez ante tal amenaza, al amparo de la Ley de Control de Sustancias Tóxicas, y prohibió el uso de CFC en aplicaciones no esenciales de propelentes de aerosoles, en 1979. Noruega, Suecia y Canadá adoptaron restricciones similares, pero el resto del mundo retrasó estas medidas hasta los últimos años. El Protocolo de Montreal ha conllevado a prohibiciones totales en la mayoría de los países desarrollados. Los sustitutos para los CFC en aerosoles abarcan el isobutano, el propano y el dióxido de carbono. En algunas aplicaciones, simples bombas o sistemas de aplicación con bola han reemplazado a los propelentes.

Plásticos espumosos. El segundo uso más común de los CFC en general, y el uso más común del CFC-11 en particular, ha sido la fabricación de diversos plásticos espumosos y rígidos hallados en casi cualquier lugar, desde los envases de comida rápida, hasta cojines o aislantes para edificios. Cuando los CFC líquidos se vaporizan dentro de plásticos, crean pequeñas burbujas que hacen del plástico una sustancia espumosa.

Planchas de espuma de uretano de celdilla cerrada se utilizan principalmente para el aislamiento térmico de edificios y equipos de refrigeración. En tales aplicaciones, los CFC o los HCFC, que son malos conductores térmicos, atrapados en las celdas de la espuma, reducen la capacidad de transferencia de calor del producto. Los CFC se han utilizado también en la fabricación de espumas rígidas sin contenido en uretano como el poliestireno extruido, muy utilizado para fabricar envases de huevos, y la espuma de poliestireno expandido, utilizada para la fabricación de vasos desechables. Puesto que los CFC y HCFC quedan atrapados en celdillas cerradas, se liberan lentamente en la atmósfera a medida que estos materiales envejecen o se destruyen. Se calcula que la cantidad total de CFC y HCFC atrapados en espumas rígidas equivale a unas 19 Gt de CO₂. La producción nueva de HCFC se prohibirá en torno a 2020.

Los sustitutos de estas espumas son algo posible. Las espumas de poliisocianurato hechas a partir de agentes propelentes de hidrocarburos como el pentano no tienen efectos sobre el calentamiento global o el agotamiento de la capa de ozono, y son excelentes aislantes. El aislamiento con fibra de vidrio, a pesar de no ser tan efectivo térmicamente por unidad de grosor, tampoco contiene CFC. Pueden utilizarse también diversos cartones y otros productos derivados del papel para reemplazar muchas de las aplicaciones en la industria alimentaria.

Las espumas flexibles o gomaespumas, que se utilizan en mobiliario, asientos de automóviles y empaquetamiento, tienen celdillas que están abiertas a la atmósfera. Esto provoca que el CFC se libere casi de inmediato. Estas espumas se fabrican utilizando dióxido de carbono como principal agente propelente, pero se suele potenciar el efecto del CO₂ con cloruro de metileno.

El ozono (O₃)

El ozono tiene una fuerte banda de absorción a 9 μm, justo en medio de la ventana atmosférica (referencia a la Figura 8.11), de modo que es un gas con efecto invernadero de importancia. No obstante, ha demostrado ser difícil de entender. No se trata de un gas «bien mezclado» en la atmósfera en el sentido en que todos los gases invernaderos descritos anteriormente lo están. No sólo varía su concentración de un lugar a otro y de una época a otra

alrededor del globo, sino que su efecto sobre el clima depende también de su distribución vertical.

Como se planteó en el Capítulo 7, el ozono en la troposfera se forma mediante reacciones fotoquímicas que implican gases precursores cuya vida es relativamente corta, como NO_x , hidrocarburos distintos del metano, y CO . Es el principal gas de la niebla fotoquímica (*smog* fotoquímico), y puesto que las nieblas de contaminación se asocian a las zonas de mayor industrialización en el mundo, no sorprende el hecho de que las concentraciones de ozono troposférico sean más elevadas en el Hemisferio Norte que en el Hemisferio Sur. Estas concentraciones también varían con las estaciones, desarrollándose una mayor formación de ozono durante los meses más soleados de verano. Se ha identificado el ozono transportado desde los países industrializados del Hemisferio Norte hacia el Ártico como el principal contribuyente del rápido calentamiento actual de dicha región.

En la estratosfera, las concentraciones de ozono están disminuyendo como resultado de los ataques producidos por el cloro y el bromo liberado por los halones y los CFC de exposición ultravioleta. Estas pérdidas de ozono estratosférico varían además en función de la localización geográfica y de la estación, como demuestra la aparición anual del agujero de la capa de ozono sobre la Antártida en los meses de septiembre y octubre. Esta pérdida de ozono ayuda a abrir la ventana atmosférica, lo que contrarresta parte del calentamiento global provocado por las emisiones de halocarbonos. A medida que se vaya reduciendo la presencia de CFC y halones en la atmósfera, es de esperar que el ozono se recupere, lo que se calcula que se evidenciará a principios del siglo veintiuno, y disminuya esta reacción de ayuda.

Aerosoles

Las partículas en suspensión cuyo diámetro efectivo es inferior a $10\ \mu\text{m}$ se denominan aerosoles. Algunas partículas entran en la atmósfera como sólidos (por ejemplo el polvo), y otras se forman en la atmósfera cuando gases como el dióxido de azufre se condensan en partículas líquidas como los sulfatos. La quema de combustibles fósiles y biomasa son las principales fuentes antropogénicas de aerosoles. Las fuentes naturales de aerosoles abarcan el polvo arrastrado por el viento, la evaporación de espuma marina y las erupciones volcánicas. Mientras que las tasas de emisión natural procedentes de éstas y otras fuentes exceden enormemente las emisiones antropogénicas, la mayoría de estas partículas son tan grandes que se eliminan con rapidez de la troposfera. Las partículas más pequeñas, en especial aquellas que alcanzan la estratosfera, son mucho más importantes por su impacto tanto en el clima como en la salud humana.

Los aerosoles tienen características que los hacen considerablemente diferentes de los gases de invernadero bien disueltos y de vida larga CO_2 , CH_4 , N_2O , y los halocarbonos. Tienen tiempos de vida atmosférica que se miden en días o semanas en la troposfera, y unos pocos años en la estratosfera, mientras que los gases de invernadero tienen una vida atmosférica que se mide habitualmente en décadas, y algunos en milenios. Los aerosoles en la troposfera actualmente son, en su mayoría, partículas que entraron en la atmósfera en los últimos días. Esto significa que las concentraciones de aerosoles pueden variar considerablemente de semana en semana y de un lugar a otro. Este corto periodo de vida implica también que el impacto radiativo de los aerosoles es probablemente un fenómeno regional, centrado alrededor de las áreas industrializadas del mundo, mientras que los impactos de los gases invernaderos están mucho más uniformemente distribuidos alrededor del globo. De hecho, en algunas partes de gran industrialización, el enfriamiento causado por aerosoles puede ser mayor que el calentamiento debido

a los gases de invernadero. Esto no significa que en tales zonas se experimentaría necesariamente un enfriamiento, pues las temperaturas regionales dependen de muchos otros factores.

Los aerosoles también difieren de la mayoría de los gases de efecto invernadero en que causan tanto calentamiento como enfriamiento de la atmósfera. Como indica la Figura 8.25, afectan al balance energético de la Tierra en tres modos diferentes: (1) son capaces de reflejar la radiación solar entrante de vuelta al espacio, lo que incrementa el albedo terrestre; (2) pueden producir núcleos de condensación de nubes, lo que incrementa la reflectividad de las nubes y la vida media de éstas, lo que también incrementa el albedo; y (3) las partículas carbonáceas, tales como el hollín desprendido de la quema de los combustibles fósiles, pueden incrementar la absorción atmosférica de energía solar entrante. Los sulfatos y el humo blanco incrementan el albedo elevando la reflexión de la atmósfera y de las nubes, lo que ayuda a enfriar el planeta, y la absorción solar provocada por el negro de humo es el causante del calentamiento. El término *negro de carbón* se utiliza para describir ese humo negro, que consta de diversos productos carbonáceos de combustión incompleta, como el hollín.

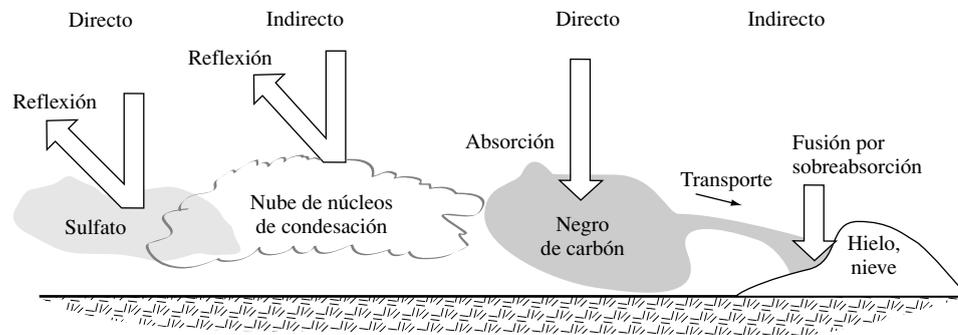


FIGURA 8.25. Los aerosoles enfrían al incrementar la reflexión solar de los sulfatos (efecto directo) y las nubes blancas (indirecto). El negro de carbón calienta el planeta al absorber luz solar (directo) y reducir el albedo dado que fomenta el ennegrecimiento y fusión del hielo (indirecto).

El efecto directo de la absorción de la energía solar entrante por parte del negro de carbón, que es el calentamiento del aire, se amplifica por su efecto indirecto a medida que el hollín se transporta y deposita sobre zonas cubiertas de nieve. Al ennegrecer la nieve, el albedo se reduce provocando un mayor calentamiento. Al derretirse esta nieve, otras superficies cubiertas por hollín quedan al descubierto, reduciendo aún más el albedo. Estos efectos indirectos sobre el albedo se calculan en más del doble del impacto del negro de carbón sobre el calentamiento, lo que los convierte en un importante contribuyente al calentamiento global actual. Su importancia, junto con su extremadamente corta vida atmosférica, indica que la reducción del negro de carbón puede ser el modo más rápido de ralentizar la tasa actual del calentamiento de la Tierra.

8.8. El papel de la radiación en el cambio climático

En el modelo de equilibrio global mostrado anteriormente en la Figura 8.12, los 235 W/m^2 de energía solar entrante absorbidos por la Tierra y su atmósfera están en equilibrio exacto por otros 235 W/m^2 de radiación de larga longitud de onda saliente. Si, por alguna razón, se

añade una cantidad de energía a esta energía entrante, el balance se verá temporalmente alterado. Con el tiempo, el sistema climático se ajustará a este cambio mediante el incremento o la disminución de la temperatura superficial de la Tierra hasta que se alcance de nuevo un equilibrio.

Podemos representar este proceso de forma matemática como sigue. En la Figura 8.26, la energía entrante absorbida, y la energía radiada saliente, se muestran como existen en la zona más externa de la troposfera —es decir, en la tropopausa. Inicialmente, el sistema equilibrado tiene una energía absorbida igual a la energía radiada:

$$Q_{\text{abs}} = Q_{\text{rad}} \tag{8.31}$$

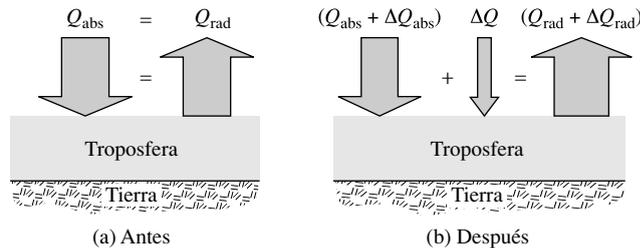


FIGURA 8.26. El forzamiento radiativo, ΔQ , perturba el balance entre energía solar entrante absorbida, Q_{abs} , y energía radiada saliente, Q_{rad} . (a) El sistema equilibrado antes de la perturbación; (b) el sistema equilibrado después de que se añada forzamiento radiativo.

Cuando el sistema se perturba añadiendo *forzamiento radiativo*, ΔQ (W/m^2), a la energía entrante absorbida, un equilibrio nuevo se establecerá de manera que

$$(Q_{\text{abs}} + \Delta Q_{\text{abs}}) + \Delta Q = (Q_{\text{rad}} + \Delta Q_{\text{rad}}) \tag{8.32}$$

donde delta hace referencia a los cambios de la cantidad en cuestión. Restando (8.31) a (8.32) obtenemos

$$\Delta Q = \Delta Q_{\text{rad}} - \Delta Q_{\text{abs}} \tag{8.33}$$

Como veremos, el valor del concepto de forzamiento radiativo es que ofrece validez para comparar el impacto de cambios en gases invernaderos y aerosoles a nivel individual, cambios en el albedo, y cambios en la radiación solar. Determinar el forzamiento radiativo con éstos ha sido una de las áreas de búsqueda más importantes para los científicos atmosféricos.

Otro parámetro de sensibilidad climática

La pregunta clave, por supuesto, es cuánto cambia el equilibrio de la temperatura superficial ΔT_e en un cambio de forzamiento radiativo dado, ΔQ . La cantidad que vincula a las dos se denomina *parámetro de sensibilidad climática media* (λ) con unidades de temperatura en $^{\circ}\text{C}$ elevándose por W/m^2 de fuerza radiativa. A menudo se emplea una expresión lineal para esta relación:

$$\Delta T_e = \lambda \Delta Q \tag{8.34}$$

Se ha establecido el hecho de que una cantidad doble de CO_2 es equivalente a un forzamiento radiativo ΔQ de unos $4,2 \text{ W}/\text{m}^2$. Ya teníamos otro parámetro de sensibilidad climática

ΔT_{2X} , que es el cambio de la temperatura superficial en equilibrio para una cantidad doble de CO_2 . Consecuentemente, la relación entre estas dos sensibilidades climáticas es

$$\lambda \approx \frac{\Delta T_{2X}}{4,2} \left(\frac{^\circ\text{C}}{\text{W/m}^2} \right) \quad (8.35)$$

Siguiendo el procedimiento bosquejado por el NRC (National Research Council, 2003) como un primer esbozo para el cálculo de λ , podemos considerar la Tierra como un cuerpo negro sin efecto invernadero y sin complicados factores de retroalimentación, tal como efectuamos en la Figura 8.9. La tasa a la que la Tierra irradia energía (en una base de unidad de área) está descrita por la ecuación de Stefan-Boltzmann,

$$Q = \sigma T_e^4 \quad (8.36)$$

de donde,

$$\frac{dQ}{dT} = \frac{d}{dT} (\sigma T_e^4) = 4\sigma T_e^3 \quad (8.37)$$

Utilizando (8.8), ya hemos derivado el equilibrio de la temperatura superficial T_e en esta simplificación de la Tierra, y la hemos hallado ser de 254 K. Sustituyendo ese valor, junto con la constante de Stefan-Boltzmann, en (8.34) obtenemos

$$\lambda_B = \frac{1}{dQ/dT} = \frac{1}{4 \times 5,67 \times 10^{-8} \text{ W/m}^2\text{K}^4 \times (254 \text{ K})^3} = 0,27 \text{ }^\circ\text{C}/(\text{W/m}^2) \quad (8.38)$$

donde la «B» en λ_B indica que esto se derivó suponiendo un cuerpo negro terrestre. Si esta sensibilidad se utiliza en (8.34) con un forzamiento ΔT_{2X} de $4,2 \text{ W/m}^2$, esperaríamos una cantidad doble de CO_2 para provocar un incremento en el equilibrio de la temperatura superficial de $4,2 \times 0,27 = 1,1 \text{ }^\circ\text{C}$, lo cual está muy por debajo de las predicciones de la mayoría de los modelos de circulación general.

No es sorprendente el hecho de que (8.38) no sea un buen cálculo, dado que no toma en cuenta ningún número de los complicados factores de retroalimentación.

Retroalimentación hielo-albedo. El hielo y la nieve son altamente reflectantes. Si el calentamiento global disminuye su área de superficie, reflejarán menos radiación solar (disminuye el albedo) y absorberán más, lo que conlleva a un mayor calentamiento. Esto es un ejemplo de un efecto de *retroalimentación positiva* en el que una perturbación en una dirección u otra retroalimenta sobre sí misma, incrementando la perturbación original.

Retroalimentación agua-vapor. El vapor de agua es el gas invernadero de mayor importancia. El calentamiento global aumenta la evaporación, lo que eleva la absorción de energía de larga longitud de onda irradiada desde la superficie. Esto significa que la atmósfera se calienta e irradia más energía de vuelta a la superficie, lo que incrementa la temperatura superficial. Es otro bucle de retroalimentación positiva.

Retroalimentación de las nubes. Puesto que las nubes pueden ser altamente reflectantes, el calentamiento de la superficie podría conllevar a la formación de más nubes, lo que incrementaría el albedo, el cual podría disminuir la temperatura de la superficie. Esto es un ejemplo de un *efecto de retroalimentación negativo*, en el que la retroalimentación reduce la perturbación original. Por otra parte, las nubes contienen vapor de agua, el cual es un

gas invernadero, de modo que aumentando el número de nubes se realzaría el efecto invernadero, lo que llevaría a un mayor calentamiento de la superficie, una retroalimentación positiva. La representación de ambos fenómenos mediante modelos ha demostrado ser uno de los problemas más desafiantes en ciencia climática, pero el consenso aparenta ser que el efecto neto de las nubes produce una retroalimentación positiva.

Retroalimentación por el gradiente vertical de temperatura. El vapor de agua y las nubes en la parte superior de la troposfera están más fríos que en la superficie de la Tierra, lo que significa que irradian menos energía hacia el espacio que la superficie. La diferencia entre las dos es, en esencia, el efecto invernadero. Si el gradiente de enfriamiento cambia, que es la tasa de disminución de temperatura con la altitud, la diferencia en la temperatura desde la superficie hasta la parte externa de la troposfera también cambia, lo que puede conllevar a mayor o menor efecto invernadero. Cuando el calentamiento superficial causa un incremento en el gradiente de temperatura, el efecto invernadero se verá aumentado, lo que es una retroalimentación positiva.

La Figura 8.27 muestra una manera de formar un modelo de bucles de retroalimentación utilizando un dispositivo sumador y un bucle de retroalimentación con un factor de ganancia g . La entrada es la sensibilidad de un cuerpo negro λ_B . La salida λ es el factor de sensibilidad climática, incluidos los impactos de retroalimentación. El factor de retroalimentación g es positivo en los procesos que tienen una retroalimentación positiva, y negativo en aquellos con retroalimentación negativa. Del diagrama, podemos escribir lo siguiente:

$$\lambda = \lambda_B + g \lambda \tag{8.39}$$

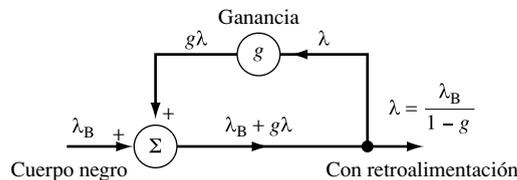


FIGURA 8.27. Un modelo simple utilizado para modificar el factor de sensibilidad climática λ_B a un factor de sensibilidad climática λ que incluye fenómenos de retroalimentación.

Resolviendo λ obtenemos

$$\lambda = \frac{\lambda_B}{1 - g} \tag{8.40}$$

La ganancia g utilizada en el modelo de retroalimentación puede expresarse como la suma de los factores de retroalimentación individuales

$$g = g_{\text{vapor de agua}} + g_{\text{nube}} + g_{\text{superficie de hielo}} + g_{\text{gradiente de enfriamiento}} + g_{\text{otros}} \tag{8.41}$$

EJEMPLO 8.9. Sensibilidad climática con retroalimentación

Supóngase que el forzamiento radiativo combinado de gases invernaderos, aerosoles, e intensidad solar es de $4,2 \text{ W/m}^2$, que es la fuerza que se cree resultante de una cantidad doble de CO_2 . Utilizando la sensibilidad de un cuerpo negro hallada en (8.38),

$\lambda_B = 0,27 \text{ } ^\circ\text{C}/(\text{W}/\text{m}^2)$, hallar el incremento en el equilibrio de la temperatura global cuando se den los siguientes factores de retroalimentación:

- Retroalimentación vapor de agua, $g = 0,5$.
- Retroalimentación vapor de agua, $g = 0,5$, más retroalimentación hielo-albedo, $g = 0,25$.
- Retroalimentación vapor de agua, $g = 0,5$, más retroalimentación de nubes, $g = -0,25$
- ¿Qué factor de retroalimentación produciría un equilibrio $\Delta T_{2X} = 3,0 \text{ K}$?

Solución. Incluyendo las retroalimentaciones especificadas en (8.40) obtenemos

- El factor de sensibilidad nuevo es

$$\lambda = \frac{\lambda_B}{1 - g} = \frac{0,27}{1 - 0,5} = 0,54 \text{ } ^\circ\text{C}/(\text{W}/\text{m}^2)$$

De (8.34), $\Delta T_e = \lambda \Delta Q = 0,54 \text{ } ^\circ\text{C}/(\text{W}/\text{m}^2) \times 4,2 \text{ W}/\text{m}^2 = 2,3 \text{ } ^\circ\text{C}$.

- Incluyendo un $g = 0,25$ adicional obtenemos

$$\Delta T_e = \frac{\lambda_B}{1 - g} \Delta Q = \frac{0,27}{1 - 0,5 - 0,25} \times 4,2 = 4,5 \text{ } ^\circ\text{C}$$

- Con la retroalimentación negativa de $-0,25$ debida a las nubes

$$\Delta T_e = \frac{\lambda_B}{1 - g} \Delta Q = \frac{0,27}{1 - 0,5 + 0,25} \times 4,2 = 1,5 \text{ } ^\circ\text{C}$$

- De (8.35), en $\Delta T_{2X} = 3,0 \text{ } ^\circ\text{C}$,

$$\lambda = \frac{\Delta T_{2X}}{4,2} = \frac{3,0}{4,2} = 0,714 \text{ } ^\circ\text{C}/(\text{W}/\text{m}^2)$$

Reagrupando (8.40) obtenemos un factor de retroalimentación de

$$g = 1 - \frac{\lambda_B}{\lambda} = 1 - \frac{0,27}{0,714} = 0,62$$

Los resultados mostrados en el Ejemplo 8.9 abarcan el rango típico de factores de sensibilidad climática $\Delta T_{2X} = 3 \text{ } ^\circ\text{C}$. La Figura 8.28 señala lo sensible que se convierte λ a medida que el factor de retroalimentación se incrementa. Una vez una retroalimentación positiva fuerte se halla presente en el sistema, los impactos de otros procesos de retroalimentación se amplifican.

El análisis precedente depende de diversas simplificaciones en bruto. Es un modelo de respuesta lineal, el cual es válido solamente para pequeñas perturbaciones en torno al equilibrio del sistema climático. Presupone los diversos procesos de retroalimentación (nube, hielo, gradiente de enfriamiento...) son independientes y acumulables, cuando de hecho interactúan entre sí. Y es un análisis de equilibrio que ignora el almacenamiento térmico y las respuestas desarrolladas a corto y largo plazo, cuando el sistema climático actual no está en equili-

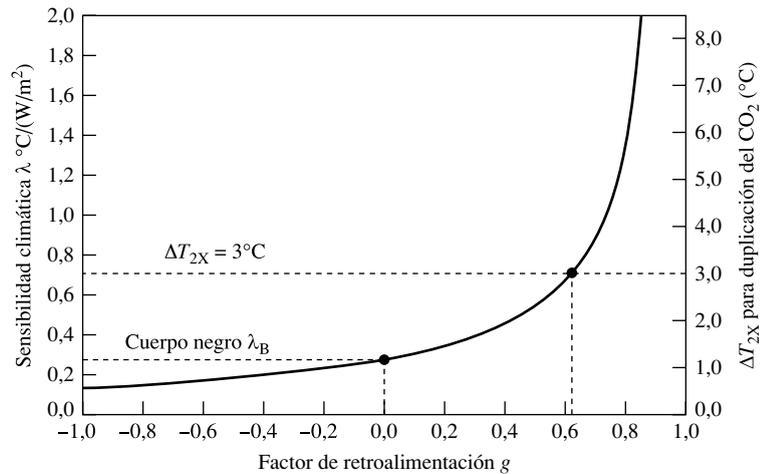


FIGURA 8.28. La sensibilidad climática λ se hace muy sensible al factor de retroalimentación a medida que g se aproxima a 1. Se muestra también un ejemplo con un cambio en el equilibrio de la temperatura de 3°C para una cantidad doble de CO_2 (ΔT_{2X}).

brio y no lo estará en un tiempo considerable. Finalmente, el valor de la expresión (8.40) se dispara para un valor de $g = 1$, punto en el que el más leve forzamiento radiativo produciría un incremento infinito de la temperatura. Aquí está introducido como aproximación a la importancia relativa de los procesos de retroalimentación.

El forzamiento radiativo desde los tiempos preindustriales

El concepto de forzamiento radiativo del cambio climático puede aplicarse a la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera, cambios en aerosoles procedentes de fuentes naturales y antropogénicas, agotamiento de la capa de ozono en la estratosfera, acumulación de ozono producido fotoquímicamente en la troposfera, y la variabilidad natural en la intensidad solar que alcanza la atmósfera externa de la Tierra. Los forzamientos pueden ser tanto positivos como negativos. Los positivos contribuyen al calentamiento global, mientras que los negativos tienden a enfriar la Tierra.

Los gases y la materia particular añadida a la atmósfera pueden ejercer efectos de forzamiento radiativo tanto *directos* como *indirectos*. El forzamiento directo está causado por sustancias en la atmósfera que se emiten desde alguna fuente. Los forzamientos indirectos son aquellos que suceden cuando esas sustancias provocan otros cambios atmosféricos que afectan a las propiedades radiativas de la atmósfera. Por ejemplo, los aerosoles tienen un efecto directo en el forzamiento cuando absorben o reflejan luz solar. Los aerosoles pueden causar también un efecto indirecto cuando inducen cambios en el albedo de las nubes. Los halocarbonos ofrecen otro ejemplo de efectos directos e indirectos. El efecto directo de los halocarbonos es un incremento en el forzamiento radiativo a medida que estos gases absorben radiación de onda larga de la Tierra. También causan un efecto indirecto destruyendo el ozono en la estratosfera. Recuérdese de la Figura 8.11 que el ozono absorbe en el centro de la ventana atmosférica, de manera que la destrucción del ozono abre esta ventana y permite que la tierra se enfríe más rápidamente. El efecto directo de los halocarbonos, en consecuencia, contribuye al calentamiento global, mientras que el efecto indirecto de la destrucción del ozono funciona en la dirección opuesta, ayudando a enfriar el planeta.

La Figura 8.29 muestra cálculos sobre forzamiento radiativo global medio asociado con el CO_2 , los otros gases invernaderos (CH_4 , CFC, N_2O), aerosoles, cambios en la utilización de la tierra, y el incremento calculado en la intensidad solar que ha acontecido en este periodo. Los efectos de los aerosoles se dividen en el forzamiento positivo causado por el negro de carbón y el negativo provocado por el impacto indirecto de los aerosoles reflectantes y los cambios inducidos en las nubes.

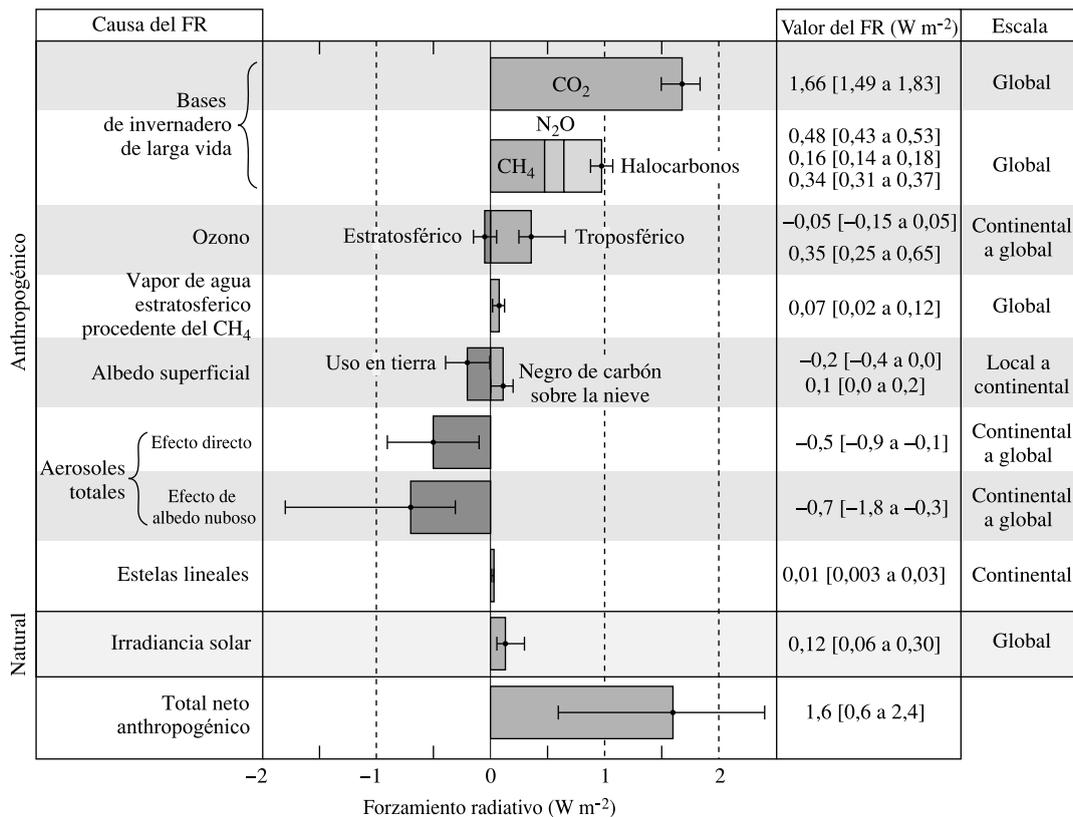


FIGURA 8.29. Forzamiento radiativo global medio durante la Era Industrial, 1750-2005, en W/m^2 .

El dióxido de carbono es el mejor comprendido y está considerado como el más importante. Los cálculos sobre los efectos de los aerosoles son significativos y muestran las mayores incertidumbres. Las barras de error se basan en las probabilidades de una desviación estándar.

(Fuente: IPCC, 2007.)

Se manifiestan diversas características. El dióxido de carbono aporta el mayor forzamiento, pero los otros son significativos; la contaminación convencional del aire, responsable del negro de carbón y el ozono, es también considerable; las mayores incertidumbres están asociadas con los efectos de los aerosoles, tanto directos como los referentes a las nubes.

Al margen de la significativa contribución del negro de carbón con el calentamiento, el efecto neto de los aerosoles aparenta ser negativo, lo que significa un enfriamiento global, pero las incertidumbres mostradas hacen de ésta una aseveración dudosa.

El cuarto Informe de Evaluación del IPCC de 2007 (AR4) afirma de modo fidedigno que el efecto neto medio global de las actividades humanas desde 1750 ha sido de calentamiento con un forzamiento radiativo de $+1,6 \text{ W/m}^2$ (de $+0,6$ a $+2,4$). El forzamiento

combinado debido a los gases invernaderos en sí es de $+2,3 \text{ W/m}^2$, y la tasa de incremento durante la era industrial es, con gran probabilidad, algo sin precedentes en más de 10.000 años.

EJEMPLO 8.10. Forzamientos combinados

Utilizando el cálculo del IPCC del forzamiento radiativo neto de $1,6 \text{ W/m}^2$ mostrado en la Figura 8.29, junto con un incremento en el equilibrio de la temperatura provocado por esas fuerzas de $0,8 \text{ }^\circ\text{C}$, hallar:

- El factor de sensibilidad climática λ , $^\circ\text{C}/(\text{W/m}^2)$.
- El factor de ganancia de retroalimentación g .
- La sensibilidad climática de la temperatura ΔT_{2X} ($^\circ\text{C}$).

Solución.

- De (8.34), obtenemos la sensibilidad climática:

$$\lambda = \frac{\Delta T_e}{\Delta Q} = \frac{0,8}{1,6} = 0,5 \text{ }^\circ\text{C}/(\text{W/m}^2)$$

- De (8.40), el factor de ganancia de retroalimentación es

$$g = 1 - \frac{\lambda_B}{\lambda} = 1 - \frac{0,27}{0,5} = 0,54$$

- De (8.35), calculamos la sensibilidad de la temperatura de una cantidad doble de CO_2 :

$$\Delta T_{2X} = 4,2\lambda = 4,2 \times 0,54 = 2,27 \text{ }^\circ\text{C}$$

La simple suma de forzamientos indicada en el ejemplo anterior supone que 1 W/m^2 de una sustancia (por ejemplo el CO_2) tiene el mismo impacto que 1 W/m^2 de otra (por ejemplo la intensidad solar). Un nuevo factor de *forzamiento radiante eficaz*, E , se basa en el peso de cada sensibilidad climática en términos de su impacto sobre el calentamiento global respecto al CO_2 .

$$E = \frac{\lambda}{\lambda_{\text{CO}_2}} \quad (8.42)$$

Por ejemplo, los gases invernaderos bien diluidos tienen una eficacia de 0,72 (National Research Council, 2005). Si, por ejemplo, la fuerza de los gases de efecto invernadero es de $3,0 \text{ W/m}^2$ mientras que los aerosoles tienen un forzamiento neto de $-1,8 \text{ W/m}^2$, el impacto combinado de los dos, con y sin considerar su eficacia sería

$$(\text{CO}_2 + \text{aerosol})\text{-forzamiento sin eficacia} = 3,0 + (-1,8) = 1,2 \text{ W/m}^2$$

$$(\text{CO}_2 + \text{aerosol})\text{-forzamiento con eficacia} = 3,0 \times 1,0 + (-1,8) \times 0,72 = 1,7 \text{ W/m}^2$$

Claramente, el concepto de factor eficacia podría tener un impacto significativo en modelos basados en forzamiento radiativo.

8.9. | Calentamiento global

El *potencial de calentamiento global* (GWP) es un factor de ponderación que permite comparar el impacto acumulativo de un gas de efecto invernadero sobre el calentamiento global y el de la misma masa de CO₂, en un determinado periodo de tiempo. Hay tres factores primarios que afectan al GWP. El primero es el forzamiento radiativo asociado con la adición a la atmósfera de una unidad de masa de cada gas de invernadero. El segundo se basa en estimaciones de la velocidad a la que la unidad de masa se descompone con el tiempo. El tercero se relaciona con el forzamiento radiativo que la adición a la atmósfera de esa unidad de masa tendrá en algún periodo de tiempo en el futuro.

Algunos ejemplos de cómo se usa el índice GWP son los siguientes:

1. Combinando el GWP con estimaciones del coste de los recortes de las emisiones de cada gas de invernadero, puede diseñarse un método de mínimo coste, país por país, para prevenir el cambio climático.
2. El GWP puede facilitar el comercio de reducción de emisiones entre países. Por ejemplo, un país podría concluir que el método más barato de compensar las emisiones de CO₂ es reducir las de CH₄ en otro. Comprar y vender compensaciones internacionales de emisiones de carbono puede conducir a la transferencia de dinero y tecnología desde los países desarrollados a los que se encuentran en vías de desarrollo (Swisher y Masters, 1991).
3. Se hacen posibles listas de países por su contribución individual al cambio climático. Se pueden establecer objetivos cuantificables para reducciones futuras.
4. Combinado con otros índices podría formar parte de los informes de asesoramiento global medioambiental sobre el impacto de ciertos productos y en auditorías de procesos industriales.

Cálculo del GWP

Imaginemos que se emiten simultáneamente a la atmósfera 1 kg de un gas del efecto invernadero en cuestión y 1 kg de CO₂. Como la concentración de cada gas decrece con el tiempo el forzamiento radiativo asociado con el gas lo hará de la misma manera. Matemáticamente, el GWP de un gas de efecto invernadero viene dado por

$$\text{GWP}_g = \frac{\int_0^T F_g \cdot R_g(t) dt}{\int_0^T F_{\text{CO}_2}(t) dt} \quad (8.45)$$

donde

F_g = Eficiencia del forzamiento radiativo del gas en cuestión (W/m²)/kg.

F_{CO_2} = Eficiencia del forzamiento radiativo del CO₂, (W/m²)/kg.

$R_g(t)$ = Fracción de la masa de gas que permanece en la atmósfera en el tiempo t .

R_{CO_2} = Fracción de la masa de CO₂ que permanece en la atmósfera en el tiempo t .

T = Período de tiempo para efectos acumulativos (años).

Para algunos gases de invernadero se puede representar R_g por una sencilla función exponencial negativa, y para otros, la eficiencia radiativa es una constante. El caso del gas de comparación, el CO_2 , no es ninguno de ellos. Como sugiere la Figura 8.30, la disminución de CO_2 es rápida durante las primeras décadas, cuando la biosfera absorbe el carbono, y mucho más lenta los siguientes siglos, etapa que corresponde a la absorción del gas por los océanos. Para complicar más las cosas la disminución depende también de la concentración de fondo de CO_2 en la atmósfera. Se muestran dos curvas para R_{CO_2} , una correspondiente a una atmósfera en la que la concentración sea constante y otra para el caso más realista de que la concentración vaya aumentando hasta alcanzar los 650 ppm para el año 2200.

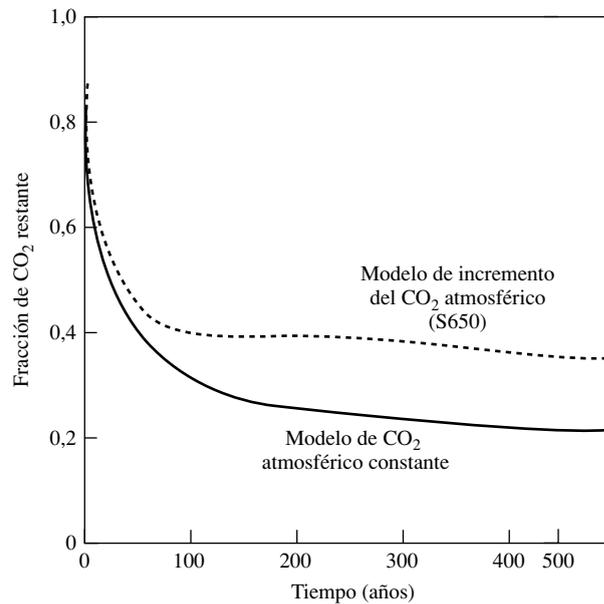


FIGURA 8.30. Curvas de respuesta para una inyección de 1 kg de CO_2 en la atmósfera, es decir en (8.43). La línea continua corresponde a una atmósfera en la que la concentración de CO_2 es constante; en trazo discontinuo se representa el caso en el que la atmósfera se estabilice en 650 ppm de CO_2 en el año 2200.

La elección del horizonte temporal del GWP que pueden usar los políticos depende del tema al cual se dirijan. Por ejemplo, parecen apropiados horizontes a corto plazo cuando fuera necesaria una estrategia de reducción efectiva de gases de efecto invernadero para enfrentar cambios climáticos bruscos que pudieran desencadenarse cuando el calentamiento alcanzara un umbral determinado. Por otro lado, se podrían utilizar horizontes a largo plazo para evaluar estrategias de prevención de impactos lentos pero irreversibles tales como el aumento del nivel de los océanos.

Equivalentes en dióxido de carbono de los gases de efecto invernadero.

La Tabla 8.7 muestra el GWP de un conjunto de productos químicos ampliamente utilizados. Como puede verse, todos ellos tienen un GWP relativo al CO_2 puesto que absorben en la ventana atmosférica. Nótese que los tres horizontes temporales estándar son 20, 100

TABLA 8.7. Potenciales de calentamiento global (GWPs) relativos al dióxido de carbono (kilogramos de CO₂ por kilogramo de gas)

Compuesto	Fórmula química	Vida media	Potencial de calentamiento global (horizonte temporal en años)		
			20 años	100 años	500 años
Dióxido de carbono	CO ₂	50-200	1	1	1
Metano	CH ₄	12	62	23	7
Óxido nitroso	N ₂ O	114	275	296	156
CFC-11	CFCl ₃	45	6.300	4.600	1.600
CFC-12	CF ₂ Cl ₂	100	10.200	10.600	5.200
CFC-113	CF ₂ ClCFCl ₂	85	6.100	6.000	2.700
CFC-115	CF ₃ CClF ₂	1.700	4.900	7.200	9.900
HCFC-22	CHF ₂ Cl	12	4.800	1.700	540
HCFC-141b	CH ₃ CFCl ₂	9,3	2.100	700	220
HCFC-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	19	5.200	2.400	740
HFC-23	CHF ₃	270	9.400	11.700	10.000
HFC-134a	CH ₂ FCF ₃	14	3.300	1.300	400
HFC-152a	CH ₃ CHF ₂	1,4	410	120	37
Tetrafluorometano	CF ₄	50.000	3.900	5.700	8.900
Hexafluoroetano	C ₂ F ₆	10.000	8.000	11.900	18.000
Hexafluoruro de azufre	SF ₆	3.200	15.100	22.200	32.400
Tetracloruro de carbono	CCl ₄	35	2.700	1.800	580
Bromuro de metilo	CH ₃ Br	1	16	5	1
Halon-1301	CF ₃ Br	65	7.900	6.900	2.700

Fuente: IPCC, 3.^{er} informe, 2001.

y 500 años. Al incluir un horizonte temporal, el GWP contabiliza el impacto que produce un gas de vida media larga en la atmósfera, comparado con el de otro que desaparece rápidamente tras haber sido emitido. Por ejemplo, el CFC-115 y su sustituto el HCFC-22, tienen prácticamente el mismo GWP a 20 años, pero la mayor vida media atmosférica del CFC-115 (1.700 frente a 12 años) significa que su GWP a 100 años es más de cinco veces superior (7.200 frente a 1.700), y su GWP a 500 años es casi 20 veces más alto.

Nótese que el extremadamente alto GWP de ciertos gases de esta tabla. Aquí aparecen algunos de los HFC desarrollados como alternativas a las sustancias destructoras del ozono estratosférico, como el trifluorometano (HFC-23). El HFC-23 tiene una vida media de 270 años y un GWP a 100 años de 11.700. Reducir las emisiones de HFC-23 en los países desarrollados se ha convertido en uno de los más importantes objetivos (y menos caros) a conseguir para cumplir las especificaciones del Protocolo de Kyoto. Los perfluorocarbonos CF₄ (tetrafluorometano) y C₂F₆ (hexafluoroetano), usados en fabricación de semiconductores y producción primaria de aluminio, tienen vidas medias en la atmósfera extremadamente largas y GWP cientos de veces superiores al CO₂. Un gas, el hexafluoruro de azufre (SF₆) tie-

ne un GWP de 22.200, que le otorga la distinción de ser el gas de efecto invernadero más potente que haya evaluado el IPCC. El SF₆ tiene excelentes propiedades aislantes y ha sido ampliamente usado en equipos de generación y distribución de energía eléctrica.

El propósito de los GWP es hacer patente la importancia relativa de las diferentes emisiones, lo que significa que el GWP de cada gas debe ser multiplicado por la tasa de emisión de dicho gas. Los GWP a 100 años se usan a menudo para describir las emisiones de cualquier gas en unidades *equivalentes de dióxido de carbono* (CDE, o CO₂-eq), como puede verse en el Ejemplo 8.11.

EJEMPLO 8.11. Equivalente en dióxido de carbono de los gases de invernadero

Las emisiones antropogénicas de CO₂, CH₄ y N₂O se estiman en 27.000 millones de toneladas de CO₂/año 370 Mt CH₄/a y 6 Mt N₂O/a. Comparar el impacto de estos tres gases en un horizonte temporal de 100 años y hallar la emisión total equivalente de CO₂.

Solución. La comparación se basará en las tasas de emisión y en los GWP, las primeras se dan en el problema y los segundos se encuentran en la Tabla 8.7. El dióxido de carbono tiene un GWP de 1 (por definición) en todos los horizontes temporales, de modo que su producto no cambia.

$$\text{CO}_2: \text{GWP}_{100} \times \text{emisiones} = 1 \times 27.000 \text{ Mt/a} = 27.000 \text{ Mt CO}_2$$

$$\text{CH}_4: \text{GWP}_{100} \times \text{emisiones} = 23 \times 370 \text{ Mt/a} = 8.510 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$$

$$\text{N}_2\text{O}: \text{GWP}_{100} \times \text{emisiones} = 296 \times 6 \text{ Mt/a} = 1.776 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$$

La equivalencia de las emisiones combinadas en dióxido de carbono es

$$27.000 + 8.510 + 1.776 = 37.286 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$$

Si multiplicamos esta cantidad por la razón C/CO₂, que es de 12/44 y cambiamos las unidades, podemos obtener una equivalencia expresada en gigatoneladas de carbono:

$$\text{Emisiones totales CO}_2, \text{CH}_4, \text{N}_2\text{O} = 37,3 \text{ Gt CO}_2\text{-eq} \times 12/44 = 10,1 \text{ Gt C-eq}$$

De estas 10,1 GtC total, 7,4 Gt C proceden del dióxido de carbono y 2,8 Gt de otros gases.

El Ejemplo 8.11 sugiere que casi las tres cuartas partes del impacto de las actuales emisiones para el próximo siglo estarán causadas por el CO₂. Si rehacemos los cálculos usando los valores de GWP para 20 años, destaca la importancia de controlar a corto plazo las emisiones de metano. En los próximos 20 años, las emisiones de metano de hoy tendrán tanto impacto en el clima (así como el 85%) como las de dióxido de carbono.

Aplicando el modelo de equivalencia visto arriba se ponen de relieve los efectos de la combinación de gases de invernadero. La Figura 8.31 muestra los GWP ponderados de las emisiones de gases de Estados Unidos, y la Figura 8.32 un «diagrama spaghetti» de sus fuentes y el uso final responsable de estas emisiones.

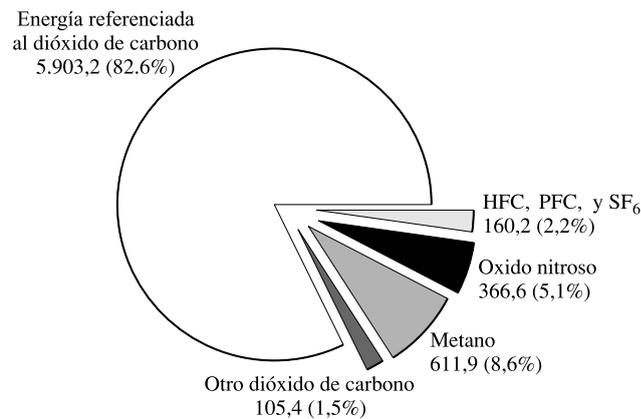
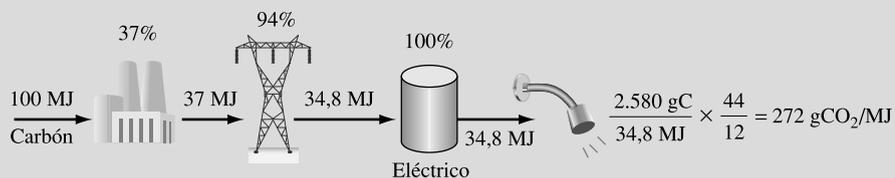


FIGURA 8.31. GWP a 100 años de las emisiones de gases de efecto invernadero en los Estados Unidos (Mt CO₂-eq) y porcentajes del total. (Fuente: EIA, 2006.)

EJEMPLO 8.12. Emisiones por calentamiento de agua, incluyendo fugas.

En el Ejemplo 8.6, comparábamos las emisiones de CO₂ de una central térmica de carbón suministrando energía para un calentador eléctrico de agua, con las de un calentador de gas natural.



Este análisis, sin embargo, no incluye el impacto sobre el calentamiento global del aproximadamente 1,5% de fugas de metano a la atmósfera durante la extracción, transporte y almacenamiento del gas natural antes de su entrega al usuario doméstico. Si se incluyen estas fugas, ¿cuál es la tasa de emisiones de carbono equivalente para un calentador de agua de un rendimiento del 85%? Usar el GWP a 20 años para el gas natural.

Solución. Partimos de 100 MJ de gas natural, se pierden 1,5 MJ por fugas y se entregan 98,5 MJ al calentador de gas.

De la Tabla 8.3, la intensidad de carbono del LHV del gas natural es de 15,3 g C/MJ. De la Tabla 8.7 el GWP a 20 años del metano es de 62 g CO₂/g CH₄. Así el equivalente de CO₂ de 1,5 MJ de metano es

$$1,5 \text{ MJ} \times 15,3 \text{ g C/MJ} \times \frac{16 \text{ g CH}_4}{12 \text{ g C}} \times \frac{62 \text{ g CO}_2}{\text{g CH}_4} = 1,897 \text{ g CO}_2\text{-eq}$$

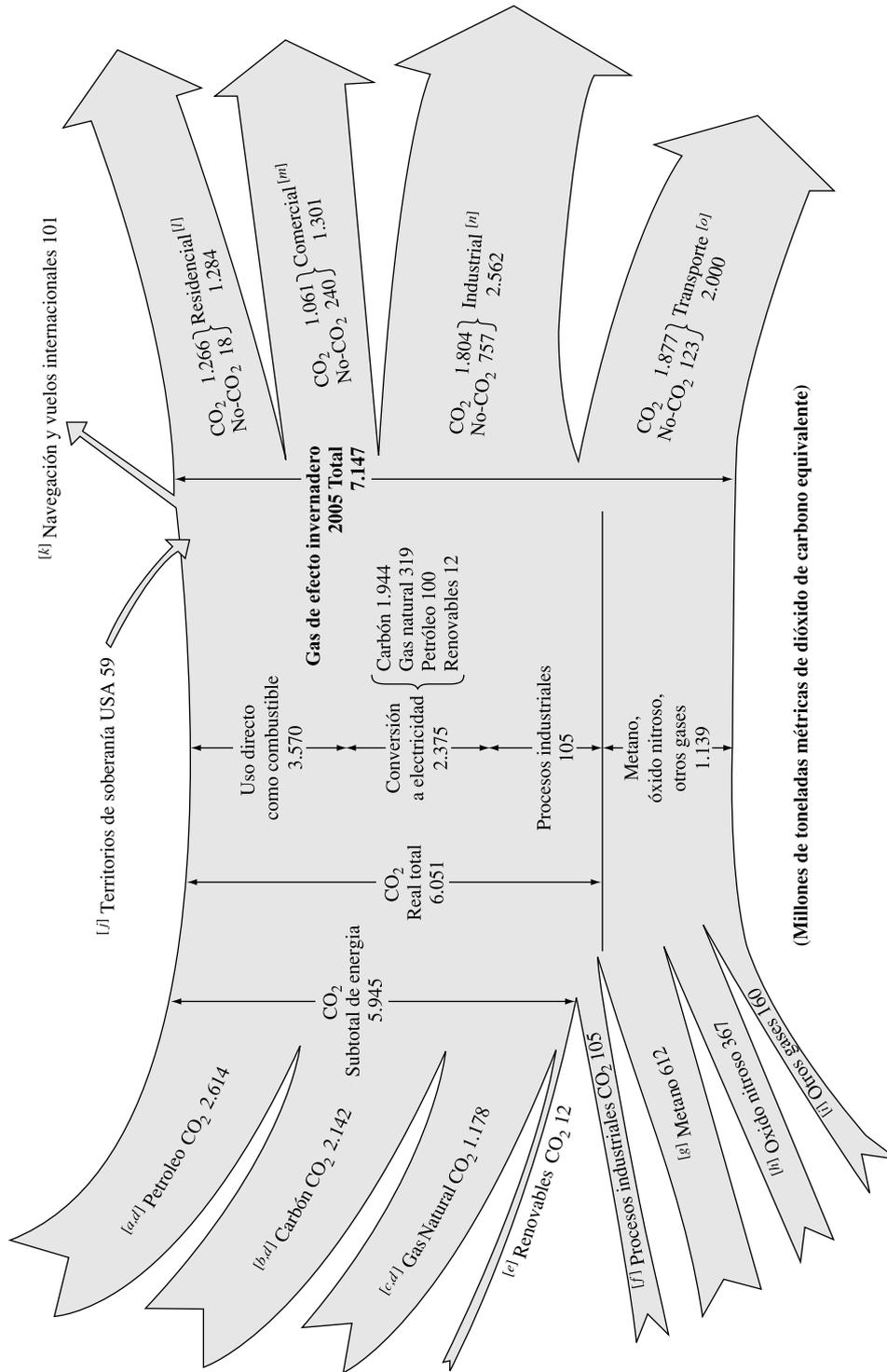
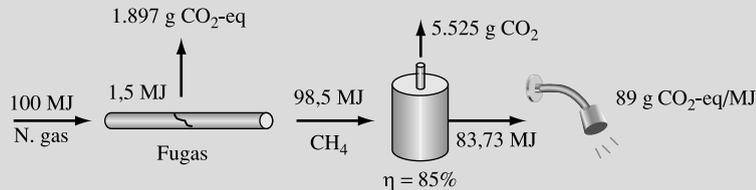


FIGURA 8.32. Emisiones de gases de efecto invernadero de la economía de los Estados Unidos, 2005. (Fuente: EIA, 2006.)

Las emisiones reales de CO₂ del calentador de agua que tiene un rendimiento del 85% son

$$\text{Emisiones de CO}_2 = 15,3 \text{ g C/MJ} \times 98,5 \text{ MJ} \times \frac{44 \text{ g CO}_2}{12 \text{ g C}} = 5,525 \text{ g CO}_2$$



Las emisiones totales del calentador de gas por MJ de agua realmente calentada son

$$\frac{1.897 \text{ g CO}_2\text{-eq} + 5.525 \text{ g CO}_2}{83,73 \text{ MJ}} = 89 \text{ g CO}_2\text{-eq/MJ}$$

que es todavía un 68% de ahorro comparados con los 272 g CO₂ del calentador eléctrico (sin incluir las pérdidas, el ahorro en el Ejemplo 8.6 era del 75%).

8.10. | Los informes de evaluación del IPCC

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) es una organización fundada en 1988 por el Programa Medioambiental de Naciones Unidas (UNEP) y la Organización Meteorológica Mundial (WMO). Su papel es evaluar la información científica, técnica y socioeconómica relativa a los riesgos, impacto potencial y opciones de adaptación para mitigar el cambio climático inducido por la actividad humana. El IPCC en sí mismo no puede investigar pero delega en miles de expertos en el clima y las normativas del mundo entero para que contribuyan con sus conocimientos a la confección y revisión de los informes del IPCC. Su principal resultado ha sido una serie de Informes de Evaluación basados en literatura científica y técnica publicada y revisada. El Primer Informe de Evaluación del IPCC, terminado en 1990, suministró las bases científicas y de actuación para abordar el cambio climático, adoptadas en la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC) que entró en vigor en 1994. El Segundo Informe de Evaluación (SAR), *Cambio Climático 1995*, jugó un papel decisivo en las negociaciones que condujeron a la adopción del Acuerdo de Kyoto por parte de la UNFCCC en 1997.

El Tercer Informe de Evaluación (TAR), *Cambio Climático 2001*, y el Cuarto Informe (AR4), publicado en 2007, continúan siendo los documentos de conclusiones más autorizados en el tema de la investigación climática. El IPCC también confecciona informes especiales y publicaciones técnicas que rellenan algunos huecos dejados por los grandes informes globales.

El IPCC está organizado en tres áreas: Ciencia (Grupo de Trabajo I), Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad (Grupo de Trabajo II), y Mitigación (Grupo de Trabajo III). El grupo de mitigación desarrolla escenarios que describen posibles combinaciones de población, crecimiento económico y medios tecnológicos que conducen a futuras emisiones de gases de efecto invernadero. Estos escenarios de emisión se transfieren entonces al equipo de modela-

do del clima que los traduce a temperaturas globales y regionales y a impactos en el clima. Éstos, a su vez, pueden informar a quienes tienen poder de decisión sobre la posibilidad de mitigar estos impactos (modificando las fuerzas directrices de las emisiones) y/o adaptarse a ellos (por ejemplo construyendo diques). La Figura 8.33 resume estas interacciones y ayuda a estructurar los problemas climáticos tanto en términos de desarrollo sostenible y como de medio ambiente.

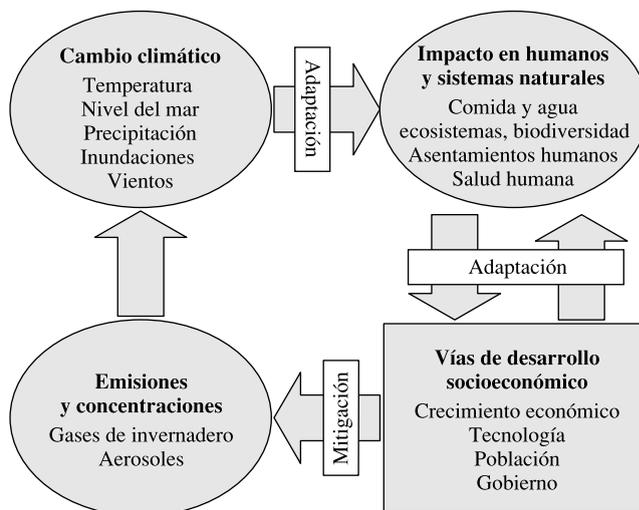


FIGURA 8.33. Interacción entre desarrollo sostenible, adaptación y mitigación. (Fuente: IPCC, TAR, 2006.)

El Informe Especial sobre Escenarios de Emisiones (SRES)

El Informe Especial sobre Escenarios de Emisiones del IPCC (SRES), publicado en 2000 se basa en un conjunto de cuatro tramas tejidas por fuerzas directrices demográficas, tecnológicas y económicas, en cuatro escenarios distintos, que pueden traducirse en emisiones futuras. Estos escenarios contemplan imágenes alternativas sobre cómo podría evolucionar el futuro. No son predicciones ni conllevan probabilidades de certidumbre. El IPCC no muestra preferencias de un escenario sobre otro ni pretende interferir con las recomendaciones políticas. Los escenarios se construyen de forma esencialmente narrativa.

El SRES describe cuatro narraciones, designadas como A1, A2, B1 y B2. Las narraciones A se centran más en el crecimiento económico, mientras que las B dan más énfasis al tema medioambiental. Las líneas A1 y B1 se basan en un futuro homogéneo, globalizado, y las A2 y B2 imaginan un mundo más fracturado con diferentes prioridades según las zonas y distintas tasas de crecimiento. La línea A1 se designa como dependiente de combustibles fósiles (A1-F), con énfasis en la tecnología y combustibles alternativos (A1-T), o una combinación equilibrada de ambas (A1-B). Estas caracterizaciones se resumen en la Figura 8.34.

Dentro de cada una de las cuatro narraciones se han desarrollado múltiples escenarios. La Tabla 8.8 relaciona la población, el PIB mundial y la energía primaria que resulta de un escenario simple ilustrativo de cada una de las seis categorías (A1F, A1B, A1T, A2, B1, B2), pero en realidad podrían describirse muchos más. Una clave del énfasis puesto en la tecnología en cada escenario es la importante diferencia de que las fuentes de energía estén basadas en el carbono a que no lo estén, también mostrada en la tabla. Las emisiones de dióxido de carbono que resultan de estos escenarios se muestran en la Figura 8.35.

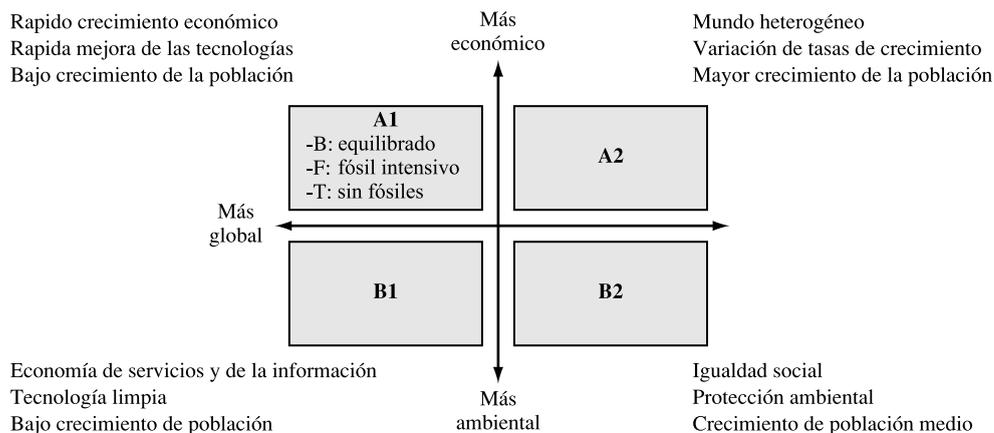


FIGURA 8.34. Las cuatro familias de narraciones en los escenarios del SRES.

TABLA 8.8. Principales fuerzas directrices en los escenarios ilustrativos de las seis narraciones SRES (cada una con múltiples escenarios no mostrados)

	A1F1	A1B	A1T	A2	B1	B2
Población (en miles de millones)						
1990	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3
2020	7,6	7,5	7,6	8,2	7,6	7,6
2050	8,7	8,7	8,7	11,3	8,7	9,3
2100	7,1	7,1	7,0	15,1	7,9	10,4
PIB mundial (en billones de dólares de 1990)						
1990	21	21	21	21	21	21
2020	53	56	57	41	53	51
2050	164	181	187	82	136	110
2100	525	529	550	243	328	235
Energía primaria (en trillones de julios anuales)						
1990	351	351	351	351	351	351
2020	669	711	649	595	606	566
2050	1.431	1.347	1.213	971	813	869
2100	2.073	2.226	2.021	1.717	514	1.357
Porcentaje de carbón en energía primaria (%)						
1990	24	24	24	24	24	24
2020	29	23	23	22	22	17
2050	33	14	10	30	21	10
2100	29	4	1	53	8	22
Porcentaje de energía no basada en carbono, en energía primaria (%)						
1990	18	18	18	18	18	18
2020	15	16	21	8	21	18
2050	19	36	43	18	30	30
2100	31	65	85	28	52	49

Fuente: IPCC, SRES, 2000.

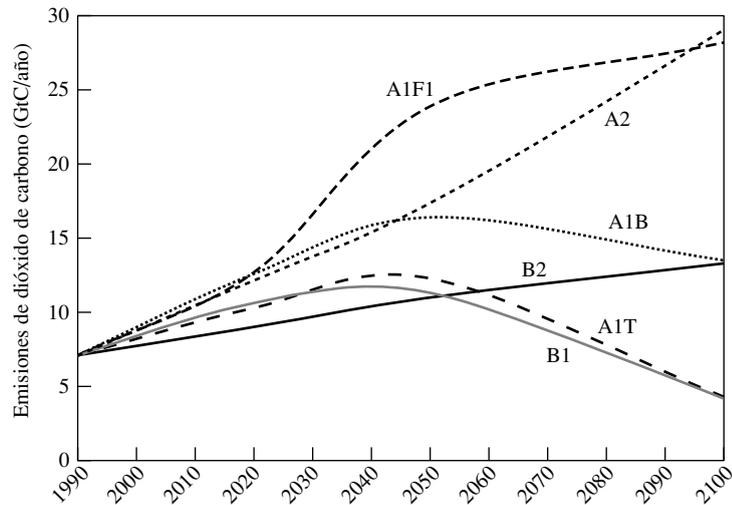


FIGURA 8.35. Escenarios ilustrativos SRES correspondientes a los datos de la Tabla 8.8, para emisiones de dióxido de carbono procedentes de combustibles fósiles y de uso del suelo.

Los escenarios SRES dan estimaciones de las emisiones de gases de efecto invernadero para los próximos 100 años más o menos. De este modo estas tasas de emisión pueden ser usadas como datos para modelos climáticos que puedan estimar las concentraciones atmosféricas futuras de CO₂, CH₄, N₂O, y otros gases de invernadero, de los cuales pueda estimarse su equivalencia en CO₂. La Figura 8.36 muestra un conjunto de simulaciones hechas en el Instituto de Meteorología Max Planck (MPI-M) en Hamburgo para tres de los escenarios SRES, A1B, A2 y B1, que cubren el rango mostrado en la Figura 8.35. Bajo el más optimista, el B1, el CO₂ se estabiliza a cerca del doble de la concentración atmosférica preindustrial.

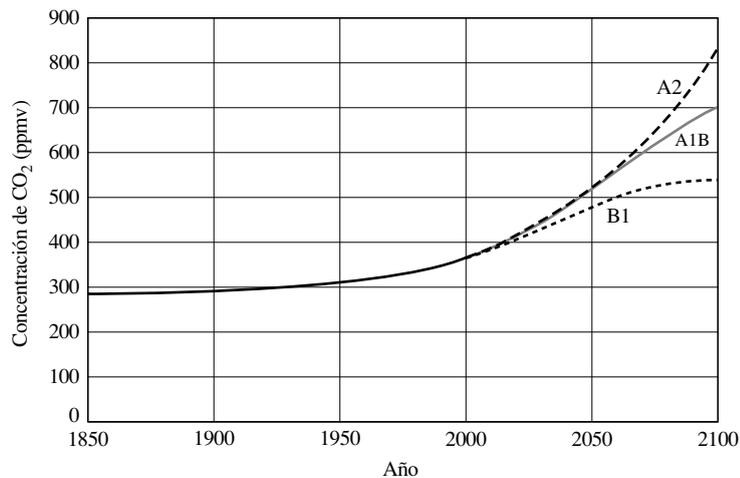


FIGURA 8.36. Simulación de las concentraciones de CO₂ para los tres escenarios del SRES realizados para el Cuarto Informe de Evaluación (AR4). (Fuente: Max Planck Institute Meteorology, 2006.)

Modelos de circulación general

Los escenarios para futuras emisiones de gases de invernadero se usan como datos para modelos de ordenador que intentan predecir los impactos probables de sus efectos sobre el clima terrestre. En este momento, incluso los mayores superordenadores son incapaces de manejar la enorme complejidad matemática que surge cuando se consideran todos los datos que los científicos conocen sobre el funcionamiento de la atmósfera. Por ello se ha creado una jerarquía de modelos de los que los más sofisticados son los *modelos de circulación general* (GCM). Hay GCM atmosféricos y GCM oceánicos, que pueden fundirse para formar un modelo de circulación general conjunto atmosférico-oceánico (AOGCM). Puesto que los GCM han evolucionado en complejidad, coinciden cada vez mejor con el registro histórico, lo que les confiere fiabilidad en sus predicciones para el futuro. Un modelo climático global completo reuniría un AOGCM con un modelo terrestre, un modelo de hielo marino y otros para aerosoles, ciclo del carbono, dinámica de la vegetación y química atmosférica.

Un modelo 3D de circulación general atmosférica (4D si consideramos el tiempo) se basa en una cuadrícula cartesiana por la que la atmósfera se divide en celdas, como se muestra en la Figura 8.37. Para el modelo de unión atmósfera-oceano utilizado por el Instituto de Meteorología Max Planck en Alemania (ECHAM5/MPI-OM), las celdas tienen una resolución horizontal de aproximadamente 200 km con 31 niveles verticales. Su GCM oceánico tiene una resolución horizontal variable según zona, de entre 10 y 150 km aproximadamente. Cada celda está caracterizada por un numeroso conjunto de variables tales como la temperatura, humedad, presión, nubosidad, etc. Estas celdas se comunican (matemáticamente) con las adyacentes y se actualizan cada intervalo temporal especificado. Una malla que agrupa modelos atmosférico, oceánico y terrestre, se muestra en la Figura 8.38.

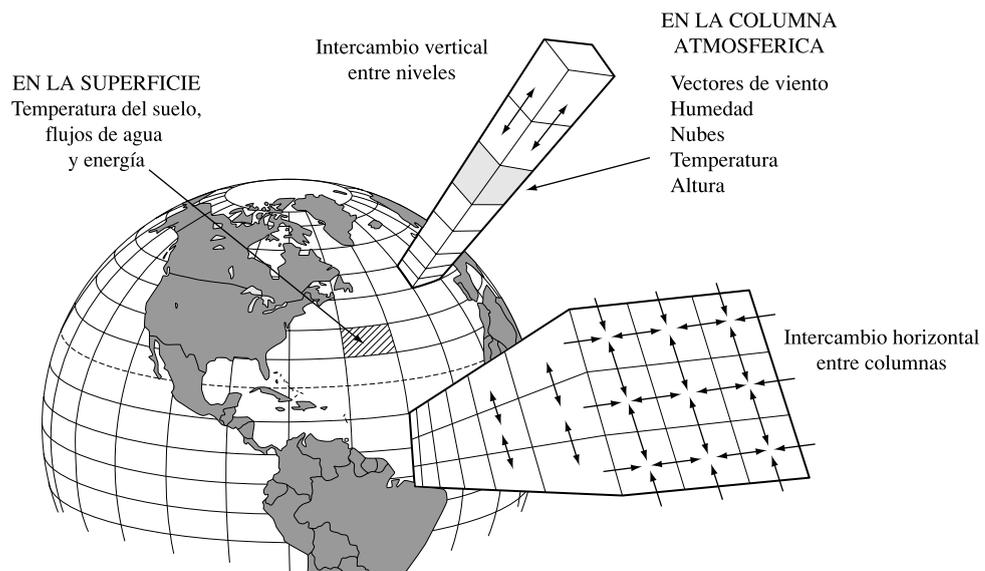


FIGURA 8.37. Cuadrícula cartesiana (rectangular) de un GCM, en la cual se manejan los intercambios verticales y horizontales entre columnas y capas adyacentes.

(Fuente: basado en Henderson-Sellers y McGuffie, 1987.)

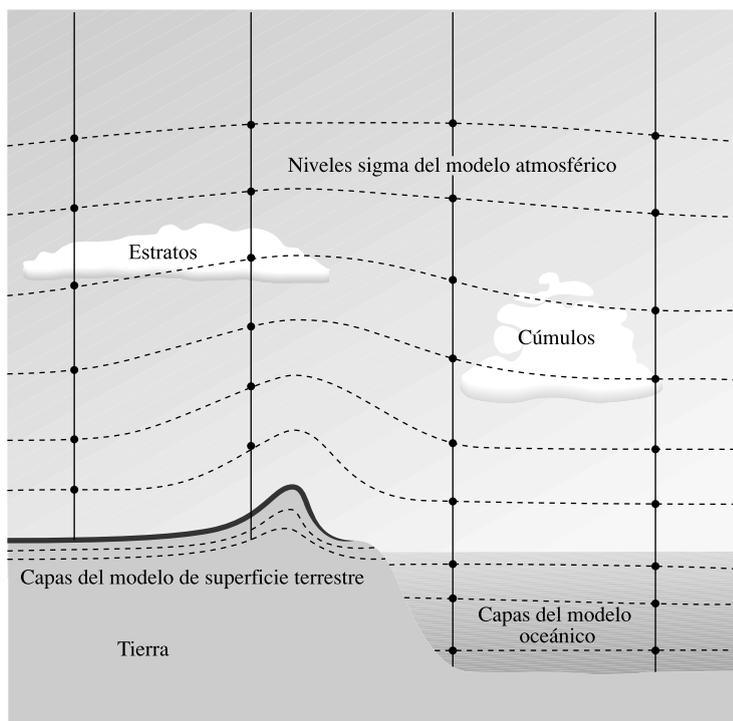


FIGURA 8.38. Malla del GCM combinado atmosférico, oceánico y terrestre.
(Fuente: Oficina de Meteorología, Australia.)

Simulaciones de temperatura global promedio

Después de haber desarrollado simulaciones para determinar las concentraciones acumulativas de dióxido de carbono y otros gases de invernadero, los GCM intentan predecir futuras respuestas climáticas globales. Una incertidumbre fundamental introducida en esta fase de modelado es la estimación adecuada del factor de sensibilidad climática ΔT_{2X} (el cambio en la temperatura global promedio resultante de duplicar la concentración equivalente de CO_2 , respecto de la existente en la era preindustrial).

El IPCC ha usado a menudo tres valores posibles de sensibilidad climática, $1,5^\circ\text{C}$, $2,5^\circ\text{C}$ y $4,5^\circ\text{C}$, pero cálculos más recientes se basan en la función de densidad de probabilidad (fdp) y su correspondiente distribución de probabilidad acumulativa para cuantificar la incertidumbre en este parámetro clave. La Figura 8.39 muestra dos estimaciones de tal probabilidad. Una (etiquetada WR por las iniciales de sus autores) se basa en un ajuste a una distribución lognormal con una probabilidad del 90% para un ΔT_{2X} de $1,5^\circ\text{C}$ a $4,5^\circ\text{C}$. La fdp de WR tiene una probabilidad mediana para ΔT_{2X} de $2,6^\circ\text{C}$, con una posibilidad del 10% de ser mayor de 4°C . La otra (etiquetada AS) tiene un valor mediano de $3,2^\circ\text{C}$, un 90% de probabilidad de que ΔT_{2X} sea mayor de $2,2^\circ\text{C}$ y un 10% de que supere los $5,0^\circ\text{C}$. La diferencia en el extremo superior de la sensibilidad climática de estas dos fdp tiene un enorme impacto en la verosimilitud de que seamos capaces de evitar los peligrosos cambios climáticos del futuro.

La Figura 8.40 muestra simulaciones de la temperatura superficial global promedio para los seis escenarios SRES. De acuerdo con estas simulaciones de 2007, es esperable un

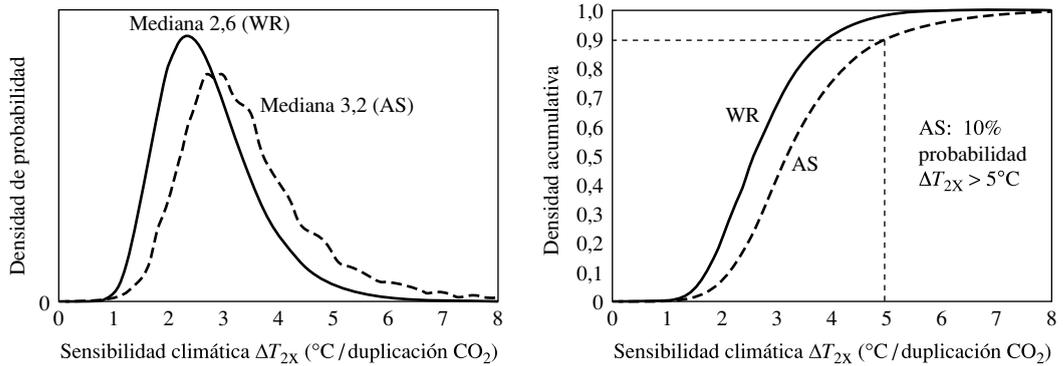


FIGURA 8.39. La función densidad de probabilidad y función probabilidad acumulativa para dos estimaciones del factor de sensibilidad climática ΔT_{2X} . Las líneas de trazos de la fdp AS indican un 10% de probabilidad de que el factor de sensibilidad sea mayor de 5 °C. (Fuente: WR = Wigley y Raper, 2001; AS = Andronova y Schlesinger, 2001.)

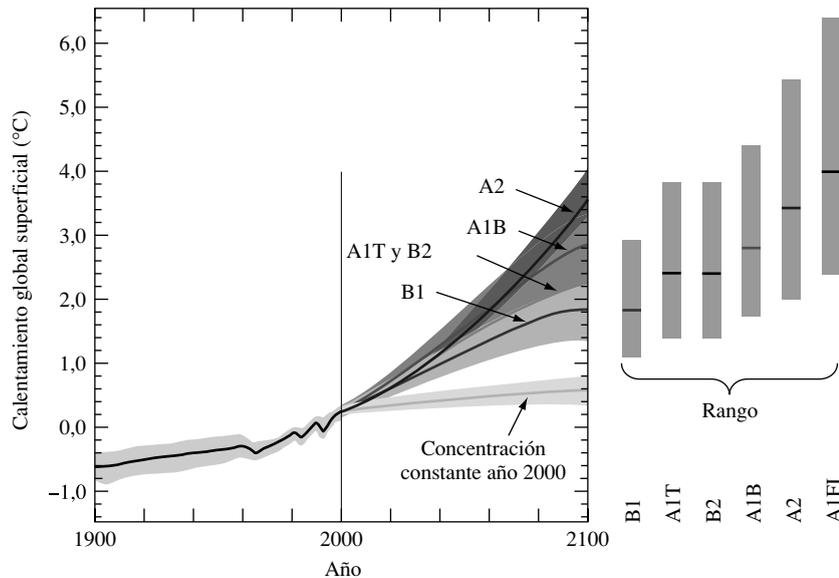


FIGURA 8.40. Estimaciones del IPCC del calentamiento superficial global medio en el futuro relativo a 1980 hasta 1999 para los seis escenarios SRES. Las barras de la derecha muestran mejores estimaciones y rangos probables para cada escenario. (Fuente: MTI-M, 2006.)

calentamiento medio global de entre 2,4 y 4,4 °C en relación a las temperaturas de mitad del siglo diecinueve. Cualquier punto dentro de ese rango provocará que el planeta sea más cálido de lo que ha sido durante centenares de miles de años.

Interferencia antropogénica peligrosa con el clima

La Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático llama la atención sobre «la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que evite la *peligrosa interferencia antropogénica* (DAI) con el clima»

(UNFCCC, 1992). Hay que hacer notar la diferencia entre estabilizar la tasa a la que se emite el carbono y estabilizar su concentración en la atmósfera. De hecho, con una tasa de emisión constante igual al valor actual, el nivel equivalente de dióxido de carbono duplicaría probablemente el de la era preindustrial, de unas 280 ppm, hacia 2100. Más aún, incluso estabilizando la concentración de gases de invernadero en la atmósfera, llevaría décadas que el clima se ajustara a su nueva temperatura de equilibrio.

Un modo de comenzar a pensar sobre el peligro del cambio climático es subrayar los tipos de impactos posiblemente causados por el calentamiento global. El IPCC ha hecho esto, y su lista de impactos posibles a relativamente corto plazo incluye oleadas de calor más frecuentes como la experimentada en Europa en 2003, responsable de 35.000 muertes; tormentas más frecuentes e intensas, como la Katrina en 2005, que ocasionó inundaciones extremas y grandes daños materiales; veranos más secos y aumento del riesgo de sequías persistentes con el correspondiente descenso de la productividad agropecuaria, especialmente en áreas templadas como la Mediterránea, las de América Central y las de África del Sur; menos nieve y reducción de la superficie ocupada por glaciares, con un grave perjuicio para las zonas que dependen de la fusión de éstos para su suministro de agua, como China, India y Perú; aumento del nivel de los océanos y mayor riesgo de inundaciones costeras que desplazarían a millones de personas hacia el interior en países como China, Bangladesh y Egipto; e incremento de la acidez oceánica al ser absorbido el dióxido de carbono y convertido en ácido carbónico, lo que impactaría a gran escala sobre los ecosistemas marinos y su biodiversidad.

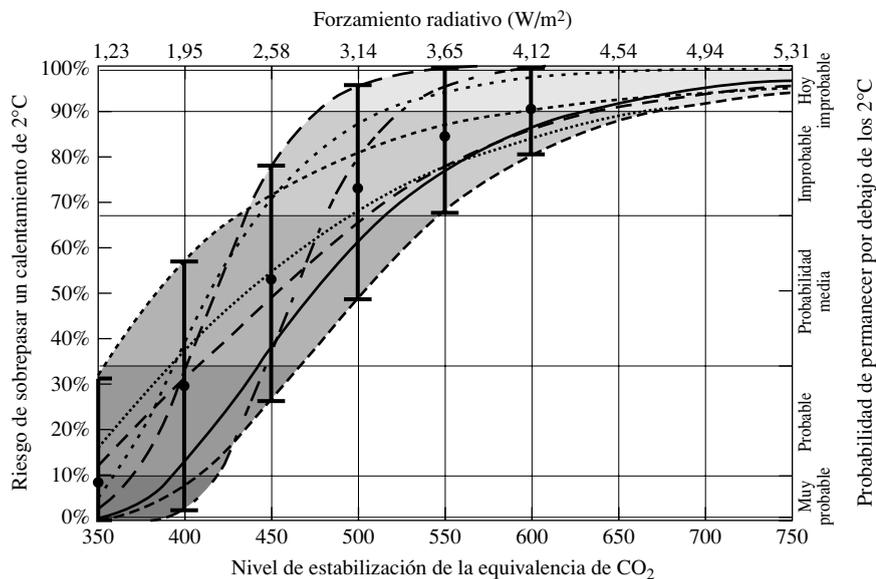


FIGURA 8.41. Riesgo estimado de exceder en 2 °C la elevación de la temperatura global media dependiendo de la concentración estabilizada de CO₂-eq. Por ejemplo, si el CO₂-eq se estabiliza a 550 ppm (el doble del nivel preindustrial), el riesgo de sobrepasar los 2 °C resulta ser de un 70%. El diferente rayado y punteado de las líneas corresponde a distintos estudios. (Fuente: Meinhausen y Elzen, 2004.)

A largo plazo, el calentamiento futuro podría causar respuestas climáticas rápidas y no lineales, como la fusión de los casquetes polares en Groenlandia y el oeste de la Antártida, lo que podría conducir a una subida del nivel de los mares de varios metros por encima de

la ya esperada, debido a la expansión térmica del agua. Algunos cambios climáticos podrían ser no lineales, con respuestas que causaran un salto de un estado climático estable a otro, como podría suceder si la circulación termohalina del Atlántico Norte se colapsara (más adelante se tratará este tema).

Surge entonces la cuestión de con cuánta probabilidad son estos impactos función de la elevación de la temperatura global. Hemos visto ya la introducción de las funciones de densidad de probabilidad en el contexto del factor de sensibilidad del clima. Algunos han intentado ligar la probabilidad de evitar la interferencia antropogénica peligrosa con el clima. Uno de tales estudios mostrado en la Figura 8.41 combina varias evaluaciones sobre la posibilidad de que una elevación de la temperatura de más de 2°C sea capaz de todo, desde una decoloración generalizada del coral hasta la fusión del hielo de Groenlandia y tal vez también el casquete oeste de la Antártida. Como se muestra, varios estudios sugieren que la concentración estabilizada de CO₂-eq ha de permanecer en torno a las 450-500 ppm para que haya probabilidades de no exceder esa subida de 2°C.

8.11. Estabilización de emisiones de gases de efecto invernadero

La señal de alerta que se desprende de los estudios de probabilidad de la interferencia antropogénica con el clima aumenta nuestra concienciación sobre la necesidad de adoptar estrategias de mitigación para controlar las emisiones de gases de invernadero. Puesto que estos gases se acumulan en la atmósfera, para estabilizar su concentración debemos hacer más que simplemente mantener las tasas de emisión constantes. Necesitamos reducirlas hasta el punto en que estas tasas de emisión iguallen las tasas a las que son eliminados. La Figura 8.42 muestra cómo deberían descender para que la concentración de CO₂ se estabilice a varios niveles. Se observa que para evitar la interferencia antropogénica peligrosa se requeriría empezar a disminuir las emisiones dentro de los próximos 30 o 40 años.

La Figura 8.43 sugiere métodos de aproximación que pueden contribuir a reducir las emisiones de dióxido de carbono de combustibles fósiles. Consiste en un escenario de refe-

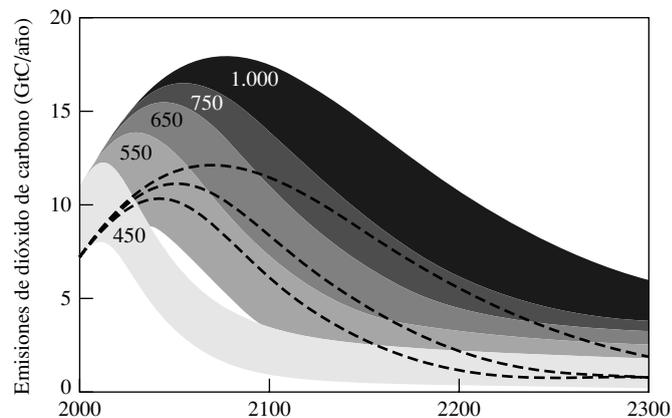


FIGURA 8.42. Rutas para estabilizar el clima. Los valores numéricos se refieren al nivel final de CO₂ (ppm) conseguido.

(Fuente: IPCC, 2001.)

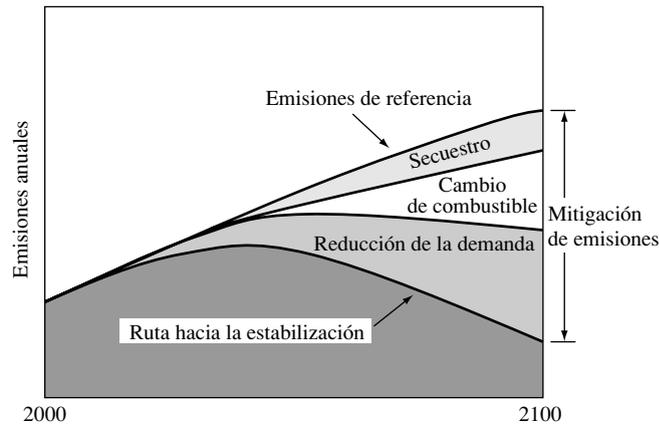


FIGURA 8.43. Un ejemplo de una estrategia de mitigación para reducir las emisiones de dióxido de carbono de combustibles fósiles desde un escenario de referencia por una ruta de estabilización.

rencia de emisiones, como punto de partida, una tasa de emisión que conduciría al objetivo de la estabilización climática, y un conjunto de técnicas de mitigación que podrían usarse para conseguir dicho objetivo. Los métodos de mitigación del dióxido de carbono son *reducción de la demanda* por el aumento de la eficiencia con la que usamos la energía y/o cambios estructurales en la economía (por ejemplo, un cambio de la economía de fabricación hacia otra más orientada a los servicios); *cambio de combustible*, que supone la transición de un combustible fósil a otro (por ejemplo, de carbón a gas natural) además de incrementar la generación a partir de fuentes no fósiles (por ejemplo, nuclear, eólica, solar, biomasa, geotérmica e hidráulica); y *secuestro*, que se refiere a la captura y almacenamiento (CCS) en las centrales eléctricas además de aumentar el secuestro en biomasa.

Un modo intuitivo y persuasivo de enmarcar el problema de controlar las emisiones futuras de carbono fue introducido por Pacala y Socolow (2004). El concepto es simple. Su escenario de referencia es esencialmente una proyección a 50 años del crecimiento de las tasas de emisión de carbono de 7 GtC/año en 2005 a 14 GtC/año en 2055, que lo hace bastante similar al escenario B2 SRES. El objetivo de mitigación es al menos mantener constante el nivel de emisiones a 7 GtC/año en un periodo de 50 años. Para ello se requeriría la eliminación de 175 GtC de emisiones en los próximos 50 años, que es el área del triángulo de estabilización de emisiones mostrado en la Figura 8.44.

Como se muestra en la Figura 8.45, se ha segmentado este triángulo de emisiones en siete *cuñas de estabilización*, cada una de las cuales tiene la misión de eliminar 1 GtC/año en 2055. La Iniciativa de Mitigación del Carbono de Princeton está en proceso de identificar un número significativo de estrategias ya disponibles que podrían reducir las emisiones al equivalente de una cuña si se despliega a gran escala. Su lista es la siguiente:

1. Duplicar el rendimiento en combustible de cada automóvil para 2050.
2. Conducir la mitad de kilómetros.
3. Utilizar las prácticas más eficientes en todos los edificios residenciales y comerciales.
4. Duplicar el rendimiento de las centrales térmicas.
5. Usar gas natural en lugar de carbón en 1.400 centrales térmicas.
6. Capturar y almacenar las emisiones de carbono en 800 centrales térmicas de carbón.
7. Triplicar la actual capacidad de generación nuclear.
8. Incrementar en un factor de 50 la capacidad actual de generación eólica.

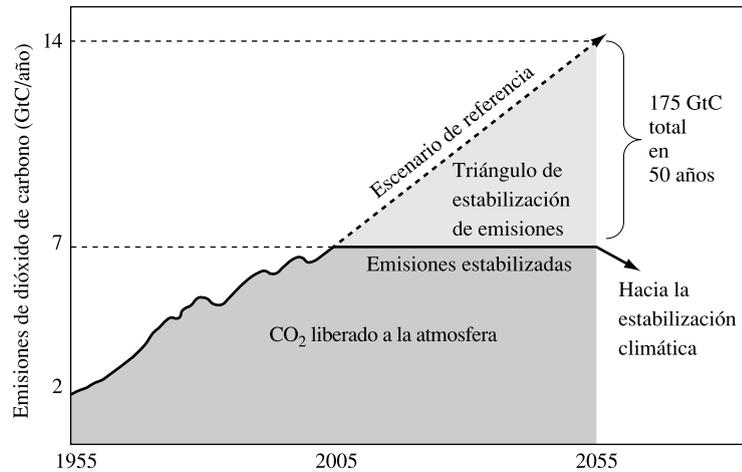


FIGURA 8.44. Un escenario de estabilización de emisiones a 50 años.
(Fuente: Pacala y Socolow, 2004.)

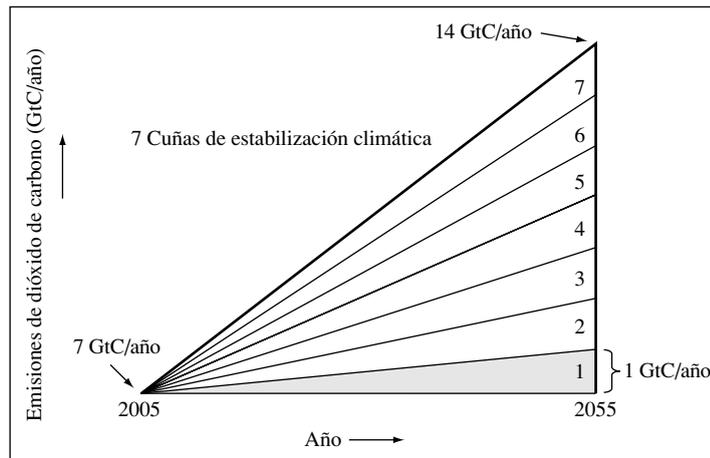


FIGURA 8.45. Cada cuña de estabilización elimina 1 GtC/año en 2055.
(Fuente: Pacala y Socolow.)

9. Usar 4 millones de aerogeneradores para producir hidrógeno.
10. Multiplicar por 700 la actual capacidad de generación solar.
11. Incrementar la producción de etanol en un factor de 50 usando como fuente la celulosa.
12. Detener la deforestación tropical y duplicar la tasa de reforestación.
13. Incrementar la labranza conservadora en todos los suelos agrícolas.
14. Capturar y almacenar el carbono de 180 plantas de combustible sintético basadas en carbón.
15. Incrementar la producción de hidrógeno a partir de fuentes de combustibles fósiles en un factor de 10.

Todas estas opciones están ya disponible a escala comercial. El despliegue completo de siete de ellas ofrece la seductora posibilidad de, cuando menos, estabilizar las emisiones en

el próximo medio siglo. Adviértase, por supuesto, que estabilizar las emisiones no estabiliza las concentraciones de los gases de efecto invernadero en la atmósfera, y para evitar la interferencia antropogénica peligrosa en nuestro clima, debemos hacer mucho más que esto.

8.12. | Los océanos y el cambio climático

Los océanos cubren el 70% de la superficie del planeta y contienen más del 97% del agua de la Tierra. Tienen una gran capacidad de almacenar calor, por eso se calientan lentamente, y puesto que sus corrientes lo distribuyen por todo el globo las temperaturas de la superficie terrestre se ven muy afectadas tanto a nivel local como regional. Almacenan 50 veces más carbono que la atmósfera e intercambian dióxido de carbono con ésta a través de su superficie a una tasa al lado de la cual la contribución humana resulta insignificante. En otras palabras, los océanos afectan y son afectados significativamente por el cambio climático. El pronunciamiento del efecto invernadero puede influir en los océanos de muchas maneras, pero las tres más importantes tienen que ver con la acidificación, el aumento de los niveles y los cambios en la distribución de sus corrientes. Además los procesos biológicos que resultan de la eliminación del carbono de la atmósfera pueden verse afectados por el cambio climático y, a su vez, estos cambios afectar al clima.

Acidificación de los océanos

Los océanos desempeñan un gran papel en el sistema climático absorbiendo una gran parte del dióxido de carbono que continuamente emitimos a la atmósfera. Esta absorción tiene un precio, sin embargo, puesto que está causando cambios químicos sutiles en los océanos que pueden tener enormes implicaciones para los ecosistemas marinos.

Recordemos, del Capítulo 3, que el carbono inorgánico disuelto existe en tres formas: CO_2 gaseoso disuelto, bicarbonato (HCO_3^-) e iones carbonato (CO_3^{2-}). Cuando el CO_2 se disuelve en el agua del mar parte de él se convierte en ácido carbónico (H_2CO_3), que a su vez se ioniza en hidrógeno y bicarbonato:



Los iones bicarbonato (HCO_3^-), a su vez, se ionizan en cierto grado a iones hidrógeno y carbonato:



El pH natural de los océanos está entre 8,0 y 8,3, lo que significa una cierta alcalinidad. Las reacciones precedentes liberan iones hidrógeno que acidifican el agua según aumenta la absorción de CO_2 . Diversos estudios muestran que los océanos han experimentado una caída del pH de cerca de una décima desde la época preindustrial, y parece que va a continuar cayendo en otras tres décimas para el año 2100 (Caldeira y Wickett, 2003). Si esto sucede los océanos serán más ácidos de lo que lo han sido en centenares de millones de años.

Las reacciones precedentes se producen en ambos sentidos y el equilibrio resultante de CO_2 disuelto, bicarbonato e iones carbonato, son función del pH (Figura 8.46). Como se muestra en la Figura 8.46, una consecuencia del descenso de pH es que el carbonato disminuye también. Y el carbonato se necesita para elaborar el carbonato cálcico (CaCO_3) de las conchas y otras partes duras de los organismos marinos. Algunos de los más importantes

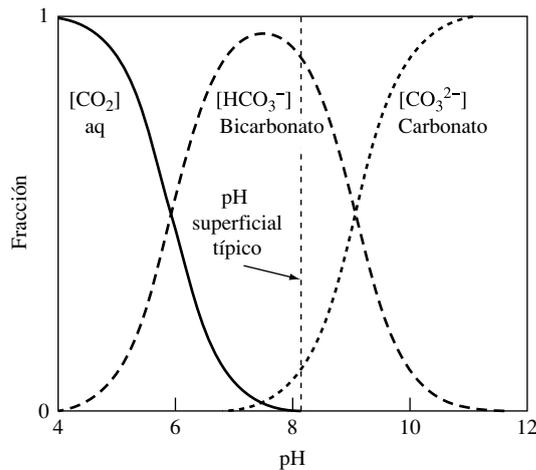


FIGURA 8.46. Las proporciones relativas de CO_2 disuelto, bicarbonato (HCO_3^-) e iones carbonato (CO_3^{2-}) dependen del pH. Cuando el pH cae, queda menos carbonato disponible para que crezcan los organismos calcificadores y puedan mantener sus conchas de carbonato cálcico.

que están siendo afectados por una falta de carbonato son ciertos tipos de plancton y pequeños caracoles que son la principal fuente de alimento para ciertos peces y mamíferos marinos, como algunas especies de ballenas. Los arrecifes de coral se verían afectados también ya que están formados de las secreciones de carbonato cálcico de animales parecidos a las anémonas y algas coralinas, que colonizan y construyen literalmente el arrecife.

Otra consecuencia negativa de la caída de iones carbonato en el agua marina es la creciente propensión de las conchas a disolverse literalmente. El equilibrio entre la tasa a la cual se disocia el carbonato de calcio y la tasa a la cual se forma depende de la concentración de iones carbonato:



Con menos carbonato la reacción se desplaza a la derecha, con lo que se incrementa la tendencia del carbonato cálcico a disolverse. La constante de disociación de la reacción (8.46) depende de la presión y de la temperatura, y en aguas frías y profundas, es suficiente para disolver las conchas de carbonato de calcio. Hay una profundidad, llamada el *horizonte de saturación*, bajo el cual las conchas se disuelven y por encima del cual permanecen. Con más CO_2 atmosférico el desplazamiento en pH y carbonato ha provocado que el horizonte de saturación se haya desplazado hacia la superficie en algunas zonas entre 50 y 200 metros con respecto a donde se encontraba en el siglo XIX. El estrechamiento de la capa superior de los océanos donde es posible la formación de conchas, de consecuencias imprevisibles, es una preocupación creciente de los científicos que se ocupan del clima y de la biología marina, que intentan predecir el impacto del calentamiento global.

Subida del nivel de los océanos

El agua se dilata cuando se calienta, decrece su densidad y aumenta su volumen, lo que provoca la subida del nivel del mar. Además la fusión de los glaciares y los casquetes de hielo contribuye al aumento del volumen de los océanos. La expansión térmica es la principal causa del actual incremento de 3 mm por año del nivel del mar, pero la fusión de los glaciares tiene la capacidad de acelerar este incremento de forma sustancial en el futuro.

Casi toda el agua dulce del planeta está almacenada en los casquetes polares y los glaciares, y casi todos ellos se encuentran en sólo dos grandes áreas: la Antártida y la capa de hielo de Groenlandia. La Tabla 8.9 muestra el volumen de hielo contenido en esas capas y el almacenado en los glaciares y los casquetes polares, junto con la elevación de nivel del mar que su fusión total acarrearía. Como se muestra en ella, la capa de hielo de la Antártida almacena suficiente agua para elevar el nivel de los océanos en 73 metros.

TABLA 8.9. Algunas características del hielo mundial

	Área (10 ⁶ km ²)	Volumen (10 ⁶ km ³)	Elevación del nivel del mar (m)
Capa de hielo de la Antártida	12,1	29	73
Capa de hielo de Groenlandia	1,71	2,95	7,4
Glaciares y casquetes polares	0,64	0,1 ± 0,02	0,3 ± 0,05

Fuente: IPCC, 1995.

Se cree que la capa de hielo antártica va a crecer ligeramente en el futuro debido al incremento de precipitaciones unidas a las temperaturas extremadamente frías, por lo que no contribuirá al aumento del nivel del mar. Sin embargo una parte del hielo antártico descansa sobre el fondo oceánico y preocupa el hecho de que si esta Capa de Hielo del Antártico Oeste (WAIC) se desprendiera y se deslizara hacia el océano, podría causar un rápido incremento del nivel del mar de tal vez 5 o 6 metros. De hecho un fragmento de la Plataforma de Hielo Larsen de 200 m de espesor y 3.200 km² de superficie, ya se desprendió en 2002, por lo que aumentó la preocupación de que el calentamiento oceánico y la aceleración de los flujos de hielo pudieran desestabilizar las capas heladas y provocar una descarga descontrolada en los océanos. Algunos estudios indican que el umbral crítico para el desprendimiento de la WAIC estaría en el intervalo de 2 a 5 °C de elevación de temperatura global, pero hay demasiadas incertidumbres para confiar en la precisión de esta estimación.

Algunas partes de la capa de hielo de Groenlandia situadas tierra adentro han experimentado un ligero incremento en volumen, pero a lo largo de las costas se está produciendo una significativa fusión. El agua de fusión que se filtra a través de las grietas del hielo que se retrae parece actuar como un lubricante que acelera el movimiento glacial hacia el océano. Existe una gran preocupación de que se alcance un punto de no retorno a partir del cual la superficie de la capa de hielo se volvería demasiado cálida para permitir el crecimiento glacial invernal necesario para compensar la fusión estival. En este punto, estimado entre 2 y 3 °C por encima de los niveles preindustriales, la capa de hielo de Groenlandia comenzaría a fundirse irreversiblemente.

Se han venido usando modelos de circulación general conjunta atmosférico-oceánica para estimar futuros cambios del nivel del mar para un gran número de escenarios SRES. Para los A1B y B2, mostrados en la Figura 8.47, se prevé una elevación del nivel del mar de aproximadamente 25 cm para 2100. Contemplando todos los demás escenarios SRES podemos observar variaciones mucho mayores, la mayoría de las cuales rondan entre 0,2 y 0,7 metros para 2100. La enorme capacidad térmica de los océanos implica que su nivel continuará subiendo mucho después de que las concentraciones de dióxido de carbono se establezcan en la atmósfera, mientras se van ajustando lentamente al mayor forzamiento radiativo.

Los crecientes niveles marinos asociados con la previsible mayor incidencia de huracanes y tormentas que se suponen altamente destructivas, pueden dar lugar al abandono de

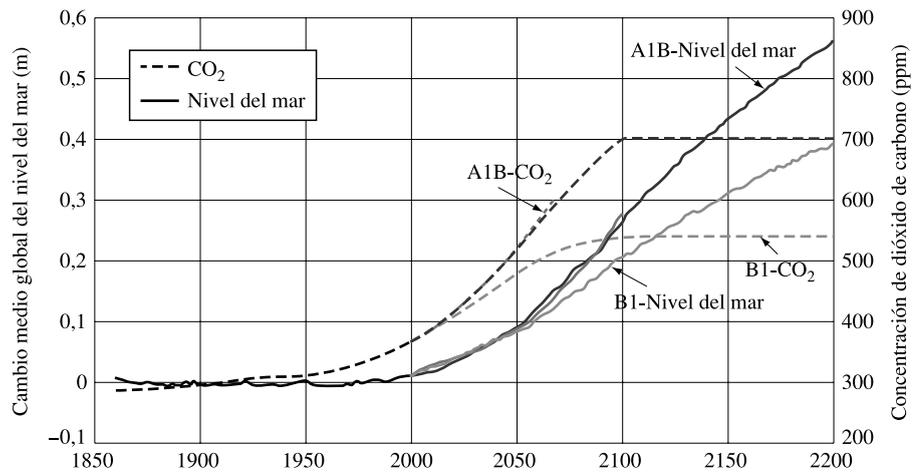


FIGURA 8.47. Elevación del nivel del mar y concentraciones de CO₂ para los escenarios SRES A1B y B2.

(Fuente: Instituto de Meteorología Max Planck, 2006.)

zonas costeras densamente pobladas. Con aproximadamente el 20% de la población mundial viviendo a 30 km de la línea de costa, decenas de millones de personas pueden convertirse en refugiados del cambio climático. Los perjuicios derivados de las oleadas de tormentas pueden devastar las áreas costeras que no estén adecuadamente protegidas, lo que añade una nueva carga a los países que carecen de recursos para adaptarse a los crecientes niveles del agua. El huracán Katrina (Figura 8.48), que golpeó la costa del Golfo de México en 2005,



FIGURA 8.48. Las inundaciones en Nueva Orleans causadas por el paso del huracán Katrina en 2005, causaron daños estimados en 81.000 millones de dólares y 1.800 muertos.

sirve de triste ejemplo de lo costosos que pueden ser estos sucesos, tanto en vidas humanas (más de 1.800 muertos) como en daños materiales (más de 80.000 millones de dólares). Otros peligros potenciales de la elevación de los niveles marinos son la erosión de las playas, el agravamiento de las inundaciones costeras, el anegamiento de los humedales próximos a la costa y el incremento de la salinidad de estuarios y acuíferos.

Circulación termohalina y bomba biológica de carbono

El dióxido de carbono atmosférico se absorbe por los océanos y forma iones carbonato y bicarbonato inorgánico disueltos. El fitoplancton captura una pequeña fracción de este carbono durante la fotosíntesis y pasa a la cadena alimentaria en la capa superior de los océanos (la zona eufótica). La fotosíntesis, la respiración y la descomposición llevada a cabo en las capas superficiales eliminan y reemplazan entre 40 y 50 GtC por año. Hay una eliminación neta, sin embargo, de unas 10 GtC/año (casi el doble de las emisiones de carbono procedentes de los combustibles fósiles) desde las aguas superficiales a las intermedias y profundas, en forma de carbono orgánico disuelto, partículas y CaCO_3 de las partes duras de animales y algas marinas. Este proceso se conoce con el nombre de *bomba biológica de carbono*.

Relacionado con la bomba biológica hay otro proceso denominado el sistema de *circulación termohalina*, o a veces el *transportador atlántico*, que lleva las aguas superficiales ricas en carbono a lo profundo del océano. Como se muestra en la Figura 8.49, hay un enorme flujo de agua oceánica en torno al globo equivalente a todos los ríos mundiales juntos, que transporta calor y nutrientes de un lugar a otro. La relativamente tibia agua de las capas superiores fluye al Atlántico Norte, donde los vientos acentúan la evaporación y arrastrando la capa superficial dejan subir la más cálida subsuperficial. Esta agua emergente aporta una enorme cantidad de calor lo que hace que el oeste de Europa goce de unos relativamente

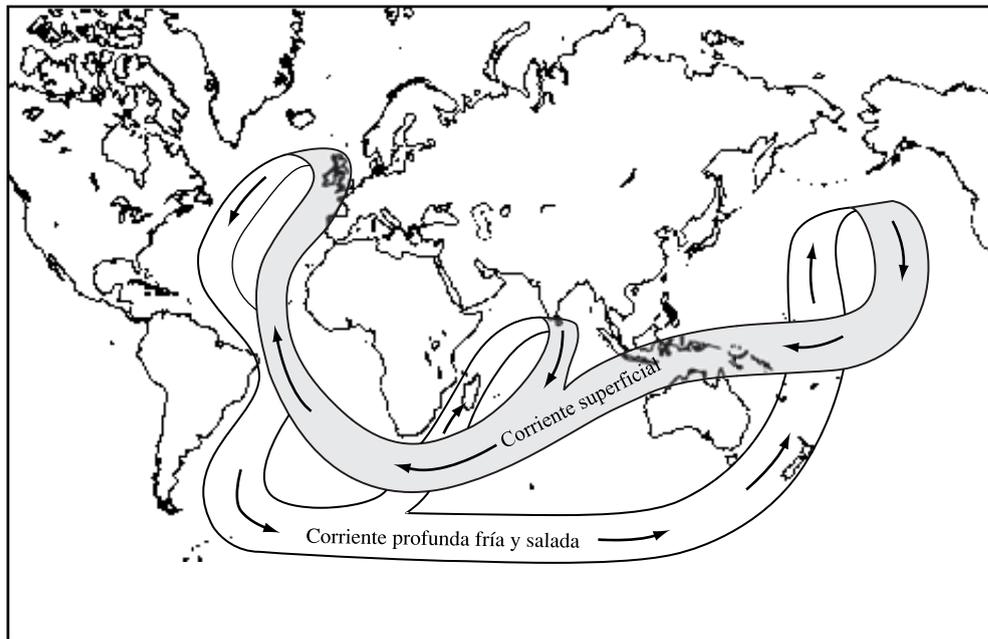


FIGURA 8.49. La circulación termohalina se produce cuando el agua fría y salada se hunde en las profundidades del Atlántico Norte y emerge cerca de la India y el Pacífico.

suaves inviernos. Según el agua superficial se va evaporando se vuelve más salada y fría, y llega a ser tan densa que se hunde hacia el fondo del océano. Esta agua profunda del Atlántico Norte se desplaza entonces hacia la punta sur de África. Un brazo emerge junto a las costas de la India pero la mayor parte lo hace en el océano Pacífico, donde retoma su camino hacia el Atlántico Norte de nuevo.

Lo que hace a la circulación termohalina especialmente importante en los estudios del cambio climático es el hecho de que parece tener varios estados estables. Puede ser rápida, extremadamente lenta o a su velocidad actual que está en un punto intermedio. La transición entre estos estados estables puede ocurrir en un periodo de pocos años. Se piensa que el paso de un estado estable a otro pudo suceder durante un trágico cambio climático ocurrido en el norte de Europa justo después de la última glaciación. Hace unos 11.000 años mientras los glaciares se retiraban y las temperaturas se desplazaban a los niveles interglaciales, el norte de Europa y el Noreste de América se precipitaron de nuevo a unas condiciones glaciales. La temperatura en Groenlandia cayó 6°C en menos de 100 años, y permaneció así durante 1.000 años hasta que saltó de nuevo a valores más cálidos en un periodo de 20 años (Broecker y Denton, 1990). La explicación de este suceso, conocido como la *Driada Juvenil* (llamada así por la flor ártica que crecía en Europa en este periodo), se basa en la detención súbita y la posterior reanudación 1.000 años más tarde, del transportador atlántico. Aparentemente, el agua fundida procedente de la capa de hielo glacial Norteamericana diluyó la superficie salada en grado suficiente para detener el hundimiento hacia la zona abisal, lo que detuvo la corriente entera. Europa perdió la influencia cálida de la corriente y las condiciones glaciales retornaron súbitamente.

La mayor parte de los modelos conjuntos océano-atmósfera muestran un futuro debilitamiento del transportador atlántico, lo cual por sí mismo ya conduciría a un enfriamiento de Europa y de la costa este de los Estados Unidos. Este enfriamiento compensaría en parte, aunque no totalmente, el calentamiento previsto por la intensificación del efecto invernadero. La posibilidad de un completo colapso de la circulación termohalina que podría resultar si los patrones de precipitación y escorrentía cambian suficientemente es otra de las «sorpresas» potenciales que preocupan a algunos climatólogos.

8.13. | Cambios en el ozono estratosférico

Los cambios experimentados por la protectora capa de ozono estratosférica están estrechamente ligados al problema de efecto invernadero que acabamos de mencionar. Muchos de los gases referidos están implicados también, como los CFC, halones, metano y óxido nítrico, así como aerosoles y el propio ozono. Algunos de los gases que intensifican el efecto invernadero, como el metano, contribuyen a evitar la destrucción del ozono estratosférico, de modo que los dos problemas deben considerarse conjuntamente.

El ozono tiene la inusual característica de ser beneficioso cuando se encuentra en la estratosfera, puesto que nos protege de la radiación ultravioleta, mientras que el formado cerca del suelo en las reacciones de niebla fotoquímica es, como vimos en el Capítulo 7, perjudicial para los humanos y otros seres vivos. Alrededor del 90% del ozono atmosférico está localizado en la estratosfera a una altura de entre 10 y 50 km, a la cual se conoce comúnmente como la *capa de ozono*. El restante 10% está situado en la troposfera, cerca del suelo, sobre ciudades y áreas industrializadas. La Figura 8.50 muestra esta distribución del ozono en la atmósfera junto con comentarios de sus propiedades beneficiosas y perjudiciales.

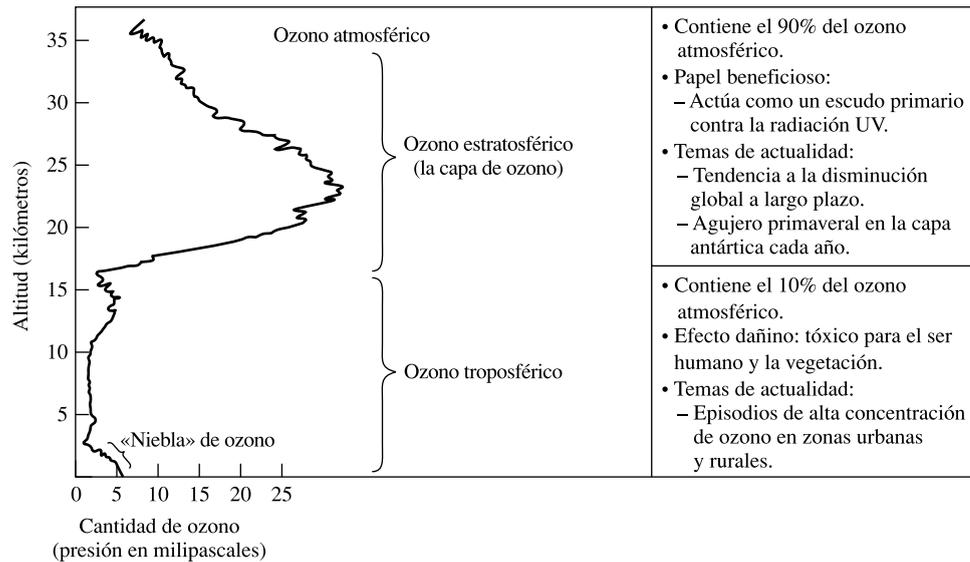


FIGURA 8.50. Cantidades de ozono en la troposfera y estratosfera, con comentarios del papel beneficioso o perjudicial que desempeñan en cada una. (Fuente: UNEP, 1994.)

Si todo el ozono atmosférico existente sobre nosotros en un punto dado de la tierra se trasladase al suelo y quedara sometido a la presión de 1 atmósfera, formaría una capa de sólo unos pocos milímetros de espesor. De hecho, uno de los medios más comunes de expresar la cantidad total de ozono en una zona concreta es en *unidades Dobson* (UD), donde 1 UD es equivalente a una capa de ozono de 0,01 mm de espesor a 1 atm de presión y a 0°C. En latitudes medias la cubierta de ozono tiene típicamente unas 350 UD (3,5 mm a 1 atm); cerca del ecuador, está próxima a 250 UD. Durante la aparición anual del agujero de ozono sobre la Antártida, la columna de ozono cae a menos de 100 UD.

La zona ultravioleta del espectro solar

El ozono (O₃) se crea continuamente en la estratosfera en reacciones fotoquímicas estimuladas por la radiación ultravioleta de onda corta (UV), mientras que al mismo tiempo se destruye en otras reacciones fotoquímicas que lo reconvierten en moléculas diatómicas de oxígeno (O₂). Las tasas de formación y descomposición en un momento y lugar dados determinan la concentración de ozono existente.

La energía requerida para llevar a cabo estas reacciones proviene de la luz solar que penetra en la atmósfera. Como recordaremos, es conveniente considerar esta radiación electromagnética en algunos contextos como un fenómeno ondulatorio y en otros como paquetes de energía denominados fotones. El contenido de energía de un fotón es proporcional a su frecuencia e inversamente proporcional a su longitud de onda:

$$E = hv = \frac{hc}{\lambda} \tag{8.47}$$

donde

E = La energía de un fotón (J).

h = La constante de Plack ($6,626218 \times 10^{-34}$ J s).

c = La velocidad de la luz ($2,997925 \times 10^8$ m/s).

ν = La frecuencia (s^{-1}).

λ = La longitud de onda (m).

Así, los fotones de menor longitud de onda tienen mayor contenido en energía.

El espectro solar completo se introdujo en la Figura 8.10, donde fue usado para deducir la temperatura efectiva de la Tierra. En el contexto de la destrucción de la capa de ozono, sin embargo, sólo tiene interés la parte UV del espectro. Los fotones asociados con estas pequeñas longitudes de onda pueden tener suficiente energía para romper moléculas y desencadenar *reacciones fotoquímicas*. Las moléculas que se disocian por la luz UV se dice que han experimentado una *fotólisis*.

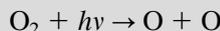
La energía requerida para llevar a cabo las reacciones fotoquímicas se expresa a menudo como una cantidad de energía por mol de gas en condiciones estándar. Si suponemos que la energía requerida en la estratosfera no es muy diferente, podemos deducir fácilmente la máxima longitud de onda que puede tener un fotón para provocar la fotólisis. Un sólo fotón (con suficiente energía) puede producir la fotólisis de una molécula. Y, puesto que hay un número de Avogadro ($6,02 \times 10^{23}$) de moléculas en un mol de gas, podemos convertir la energía necesaria por mol en la energía que debe llevar un fotón, como sigue:

$$E(\text{J/fotón}) = \frac{E(\text{J/mol})}{1 \text{ fotón/molécula} \times 6,02 \times 10^{23} \text{ moléculas/mol}} \quad (8.48)$$

Ahora podemos usar (8.47) para obtener la longitud de onda.

EJEMPLO 8.1.3 La energía de un fotón en la fotólisis

¿Cuál es la máxima longitud de onda que puede tener un fotón para fotodisociar una molécula diatómica de oxígeno si se requieren 495 kJ/mol?



Solución. La energía que debe tener un fotón viene dada por (8.48):

$$E = \frac{495 \text{ kJ/mol} \times 10^3 \text{ J/kJ}}{1 \text{ fotón/molécula} \times 6,02 \times 10^{23} \text{ moléculas/mol}} = 8,22 \times 10^{-19} \text{ J/fotón}$$

Reordenando (8.46) y sustituyendo la energía que debe tener el fotón, nos da

$$\begin{aligned} \lambda_{\text{max}} &= \frac{hc}{E} = \frac{6,626 \times 10^{-34} \text{ (Js)} \cdot 2,998 \times 10^8 \text{ (m/s)}}{8,22 \times 10^{-19} \text{ J}} = 241,6 \times 10^{-9} \text{ m} \\ &= 241,6 \text{ nm} \end{aligned}$$

Así los fotones de longitudes de onda mayores que 241,6 nm no tendrán suficiente energía para romper la molécula de oxígeno.

La banda de longitudes de onda más importante en el contexto de la destrucción del ozono estratosférico está en la zona ultravioleta (UV) del espectro, entre 100 y 400 nm. Se llama ultravioleta porque la luz de longitud de onda por debajo de 400 nm es visible para el ojo humano y de color violeta. Por razones análogas, las longitudes de onda por encima de 700 nm se denominan infrarrojas, ya que 700 nm es el borde de la parte roja del espectro visible. La porción más importante del espectro UV se divide en tres regiones, designadas como UV-A, UV-B y UV-C, que tienen las longitudes de onda descritas en la Figura 8.51.

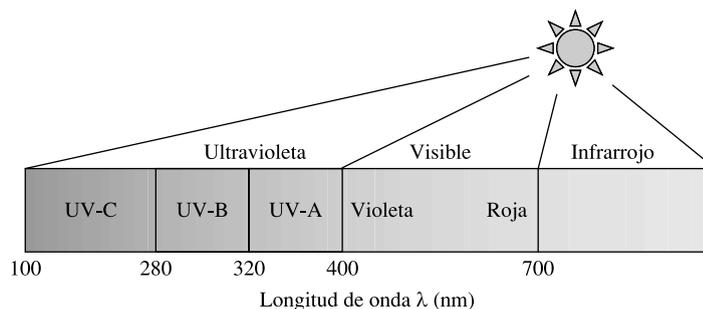


FIGURA 8.51. Las zonas ultravioleta (UV), visible e infrarroja (IR) del espectro solar, donde se detallan las regiones UV-A, UV-B y UV-C de importancia biológica.

Casi el 99% de la radiación solar UV que penetra por la atmósfera es UV-A (320 a 400 nm). Se la denomina a veces «luz negra» puesto que es invisible al ojo humano, aunque algunos animales pueden percibirla. Los rayos UV-A penetran profundamente en la piel humana y causan el bronceado (pero sólo un ligero enrojecimiento), daños en el ADN, fotoenvejecimiento (aspereza de la piel, arrugas) y posiblemente cáncer cutáneo. Una exposición moderada a estos rayos beneficia la salud porque induce la formación de vitamina D. La radiación UV-B (280-320 nm) plantea el mayor peligro para la salud humana. Causa enrojecimiento de la piel (eritema) y reducción en la síntesis de vitamina D a corto plazo; a largo plazo es la causa de cáncer de piel, cataratas y depresión del sistema inmunológico. El filtro de las cremas de protección solar (índice SPF) hacen referencia a la capacidad de protegernos de la radiación UV-B. Algunas cremas solares incluyen ahora ingredientes que también bloquean los UV-A. Los fotones de la parte UV-C del espectro (100 a 280 nm) destruyen rápidamente el ADN, lo que los hace extremadamente peligrosos, pero también permite usar los creados artificialmente como un desinfectante muy eficaz para el tratamiento de aguas potables y otras aplicaciones germicidas. Afortunadamente, el escudo atmosférico nos protege de forma eficaz contra estos fotones de alta energía.

La capa de ozono como escudo protector

La formación de ozono en la estratosfera puede describirse por el siguiente par de reacciones. En la primera, el oxígeno atómico (O) se forma por la descomposición fotolítica del oxígeno diatómico (O₂).



donde $h\nu$ representa un fotón. Como se muestra en el Ejemplo 8.13, para que tenga lugar esta disociación el fotón debe tener una longitud de onda no mayor de 242 nanómetros. Los fotones con menor energía (mayor longitud de onda) no pueden desencadenar la reacción;

todo lo que pueden conseguir es calentar la molécula que los absorbe. Los fotones de mayor energía que la mínima requerida usan parte de ésta en originar la fotólisis y la sobrante se disipa en forma de calor. El oxígeno diatómico (O_2) tiene su máxima absorción a unos 140 nm y es un absorbente muy eficaz de la radiación UV-C, entre 130 y 180 nm.

El oxígeno atómico formado en (8.49) reacciona rápidamente con el oxígeno diatómico para formar ozono,



donde M representa una tercera sustancia (normalmente una molécula de N_2 cercana) necesaria para transportar el calor generado en la reacción.

En oposición al proceso precedente de formación del ozono, existe otro de destrucción por fotodisociación:



La absorción del ozono se extiende desde unos 200 a 320 nm y alcanza su pico a 255 nm. La reacción mostrada en (8.51) es muy eficaz para eliminar la radiación UV-C y en alguna medida la UV-B, antes de que llegue a la superficie de la Tierra.

La combinación de las reacciones (8.49) a (8.51) forma una cadena en la que los átomos de oxígeno están constantemente siendo lanzados de acá para allá, de una forma molecular a otra. El efecto principal es la absorción de la mayor parte de las radiaciones de pequeña longitud de onda, potencialmente peligrosas, las UV, que intentan atravesar la estratosfera.

Además esta absorción también calienta la estratosfera y causa la inversión térmica mostrada anteriormente en la Figura 8.1. Esta inversión, que caracteriza a la estratosfera, produce condiciones atmosféricas estables que conducen a que los contaminantes tengan allí largos tiempos de permanencia.

La eficacia de estas reacciones para eliminar la radiación UV de menor longitud de onda se comprueba en la Figura 8.52, en la que se muestran el flujo solar en la estratosfera y el que realmente alcanza la superficie de la Tierra. La radiación que incide en la superficie se

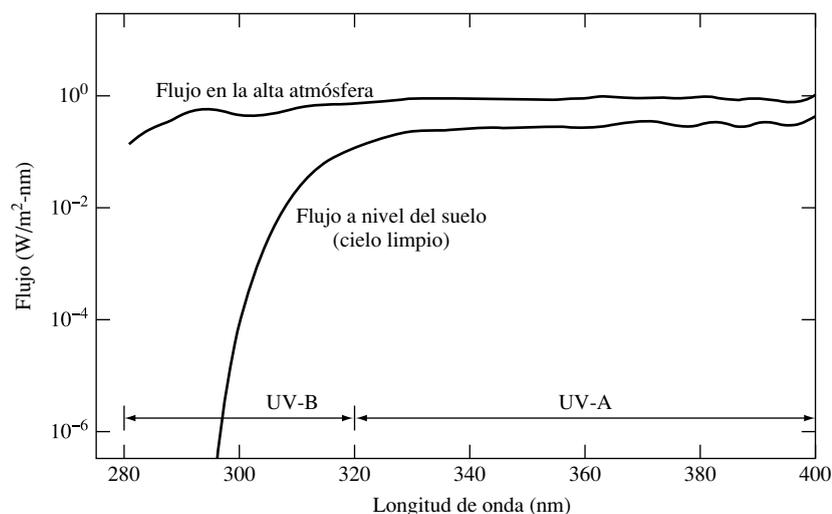


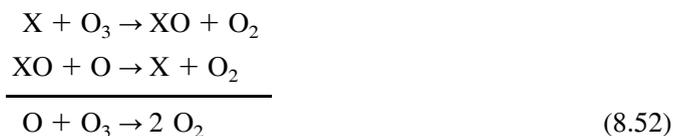
FIGURA 8.52. Flujo de radiación UV solar en la estratosfera y a nivel del suelo, en día claro y con el Sol a 60° del cenit.

(Fuente: Frederick, 1986.)

ha calculado para un día claro con el Sol en un ángulo de 60° respecto del cénit (vertical del punto considerado), situación aproximada de un lugar de latitud media por la tarde. Como puede verse, la radiación que alcanza el suelo para longitudes de onda menores de 320 nm cae rápidamente. De hecho, una capa de ozono intacta nos protege de casi toda la radiación UV de longitud de onda menor que 290 nm.

Destrucción catalítica del ozono estratosférico

Como es ya de dominio público, la formación y descomposición natural del ozono en la estratosfera están siendo afectadas por los gases que liberamos a la atmósfera. En particular, la destrucción del ozono está siendo potenciada por las reacciones catalíticas que representamos seguidamente:



donde X es un radical libre como Cl, Br, H, OH o NO (recordemos que los radicales libres son átomos o moléculas altamente reactivos que tienen un número impar de electrones, lo que significa que un electrón no está emparejado con otro átomo). Nótese en (8.52) que el radical X que entra a formar parte de la reacción es liberado en la segunda, quedando disponible para participar en otro ciclo catalítico. El resultado neto del par de reacciones precedente es la destrucción de una molécula de ozono. El catalizador original que desencadenó las reacciones, además, puede continuar destruyendo miles de moléculas de ozono más, antes de que abandone finalmente la estratosfera.

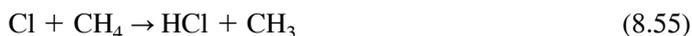
Los clorofluorocarbonos (CFC) son la fuente principal del cloro que destruye el ozono. Recordemos que los CFC tienen largos tiempos de permanencia en la atmósfera puesto que son inertes y no solubles en agua, por lo que no se eliminan de la troposfera ni por reacción química ni por la lluvia. Finalmente, los CFC derivan hacia la estratosfera, donde se exponen a la radiación UV, que rompe las moléculas y libera el cloro. Los CFC requieren fotones del rango UV-C, de longitudes de onda menores de 220 nm, para la fotólisis. Por ejemplo el CFC-12, que tiene una vida atmosférica de 100 años (Tabla 8.7), sufre la fotólisis según la reacción:



Finalmente el segundo átomo de cloro se separa también. El cloro liberado actúa entonces como catalizador según se ha descrito en (8.52):



El átomo de cloro recorre el bucle decenas de miles de veces, pero al final reacciona con el metano para convertirse en HCl soluble que puede difundirse hacia la troposfera, desde donde será arrastrado al suelo por la lluvia.



El cloro que ha pasado a HCl, como en (8.55) es *inactivo*; esto es, ya no participará más en la destrucción catalítica del ozono representada en (8.54). Nótese que el metano, que es un potente gas de efecto invernadero, ayuda a eliminar de la estratosfera la forma activa del cloro que destruye el ozono. En el contexto del cambio climático, el metano es parte del problema; en el contexto de la destrucción de la capa de ozono, es parte de la solución.

Otra forma en la que se elimina el cloro de la cadena catalítica es por formación de nitrato de cloro, ClONO₂.



En un instante dado, casi el 99% del cloro estratosférico está ligado a estas moléculas inactivas, HCl y ClONO₂. Desafortunadamente estas moléculas inactivas están sujetas a reacciones químicas y fotólisis que pueden liberar el cloro a su forma activa, Cl y ClO, especialmente cuando hay partículas cercanas disponibles que proveen plataformas sobre las cuales pueden tener lugar estas reacciones. Los aerosoles de azufre, especialmente procedentes de erupciones volcánicas, y las nubes de ácido nítrico sobre la Antártida, aportan estas condiciones. Cuando hay implicados gases y partículas se habla de reacciones *heterogéneas*, por oposición a las *homogéneas* que sólo implican gases.

El bromo en la estratosfera es otro potente gas destructor de ozono, como se ve en las siguientes reacciones:



Como en el caso del cloro, el bromo destruye el ozono actuando como catalizador hasta que finalmente se combina con el metano para formar ácido bromhídrico (HBr). El ácido bromhídrico desactiva el bromo, pero no durante mucho tiempo. La fotólisis descompone el HBr devolviéndolo a su bucle catalítico con el ozono. En este aspecto, el bromo es mucho más potente que el cloro puesto que éste existe mayormente en formas inactivas, HCl y ClONO₂.

La fuente principal de bromo en la estratosfera es el bromuro de metilo (CH₃Br), la mitad de la cual proviene de los océanos y la otra mitad de fuentes antropogénicas. El bromuro de metilo se usa extensivamente en la agricultura para esterilizar el suelo y fumigar algunos cultivos antes de ser cosechados. Otras fuentes antropogénicas son la quema de biomasa y los escapes de los automóviles, cuando se usaba el plomo como aditivo en las gasolinas. El bromo se ha usado también como retardador de la llama en extintores.

El agujero de ozono de la Antártida

El cloro incorporado al ácido clorhídrico (HCl) o al nitrato de cloro (ClONO₂) es inactivo, de modo que no contribuye a la destrucción del ozono. En el invierno antártico, sin embargo, existe una situación única conocida como el *vórtice polar*, que atrapa el aire sobre el polo y crea condiciones que finalmente permiten activar el cloro. El vórtice polar consiste en un remolino de aire extremadamente frío que se forma sobre el Polo Sur durante el periodo de total oscuridad del invierno antártico. El vórtice aísla de una forma eficaz esta masa de aire del resto de la atmósfera hasta que llega la primavera en septiembre. La temperatura del vórtice a nivel de la estratosfera puede bajar de -90°C , lo que es suficiente frío como para formar nubes polares estratosféricas (PSC) incluso aunque el aire sea muy seco. Los cristales de hielo hacen que estas nubes polares jueguen un papel clave en el fenómeno antártico al proveer de superficies de reacción que permiten a los elementos químicos permanecer juntos suficiente tiempo para reaccionar entre sí.

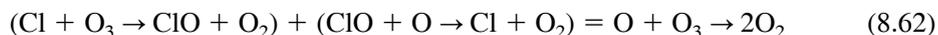
Tienen lugar varias reacciones en la superficie de las partículas de las nubes polares estratosféricas que dan como resultado la formación de gas cloro (Cl_2). Por ejemplo:



Una vez que el Sol aparece en la primavera antártica, en septiembre, el cloro gaseoso (Cl_2) formado durante la oscuridad invernal, se descompone fotoquímicamente en cloro atómico:



lo que, al reiniciar el proceso de destrucción catalítica descrito en (8.54), destruye entonces el ozono:



La destrucción del ozono cuando aparece el Sol en la primavera antártica se desarrolla como se ha descrito hasta que el ácido nítrico (HNO_3) formado en (8.58) y (8.60) se fotoliza y forma nitrato de cloro (ClONO_2) inactivo, lo que detiene el proceso de destrucción. Cuando el vórtice se rompe en primavera, el ozono de áreas cercanas irrumpe y rellena el agujero sobre la Antártida. Y al contrario, el transporte del aire desprovisto de ozono desde las regiones polares, se cree que contribuye a disminuir el contenido de ozono estratosférico en latitudes medias. El ciclo completo del agujero de ozono dura típicamente desde mediados de agosto hasta finales de noviembre, y alcanza su máxima profundidad y extensión cerca del primero de octubre.

La preocupación por la posible destrucción del ozono estratosférico fue anunciada por primera vez por dos científicos, F. Sherwood Rowland y Mario J. Molina, en 1974. Sin embargo el mundo no comenzó a reconocer la seriedad del problema hasta 1985, con el alarmante descubrimiento de un «agujero» en la capa de ozono sobre la Antártida. En 1995, Rowland, Molina y Paul Crutzen fueron galardonados con el Premio Nobel de Química por su trabajo pionero que explicaba los procesos químicos que conducen a la destrucción del ozono estratosférico.

La Figura 8.53 muestra la profundidad que el agujero de ozono ha presentado en las pasadas dos décadas. Los valores mostrados (en unidades Dobson) corresponden a los valores mínimos medidos en un punto dentro del agujero cada año. Cuando las medidas comenzaron allá en los primeros años 80, estos mínimos eran un poco inferiores a 200 DU. Alcanzaron su mínimo nivel en 1995 (88 DU) y ahora parecen estarse elevando de nuevo según empiezan a surtir efecto los esfuerzos de control de las emisiones de sustancias destructoras del ozono. El área de agujero muestra un patrón similar al de su profundidad (Figura 8.54). El agujero crece en superficie hasta cerca de 25 millones de km^2 a últimos de septiembre, lo que es una extensión aproximadamente igual a toda Norteamérica.

Las bajísimas temperaturas estratosféricas de la Antártida, por las que se forman las nubes polares estratosféricas, no tienen réplica en el Ártico. La combinación de tierra y océano de éste da como resultado unas temperaturas más suaves y mucho menor vórtice polar, factores que no estimulan la formación de nubes. El resultado es que el adelgazamiento de la capa de ozono aquí es mucho menos preocupante si bien es todavía significativo. Hay posibilidades, sin embargo, de que un creciente efecto invernadero pudiera llevar al enfriamiento

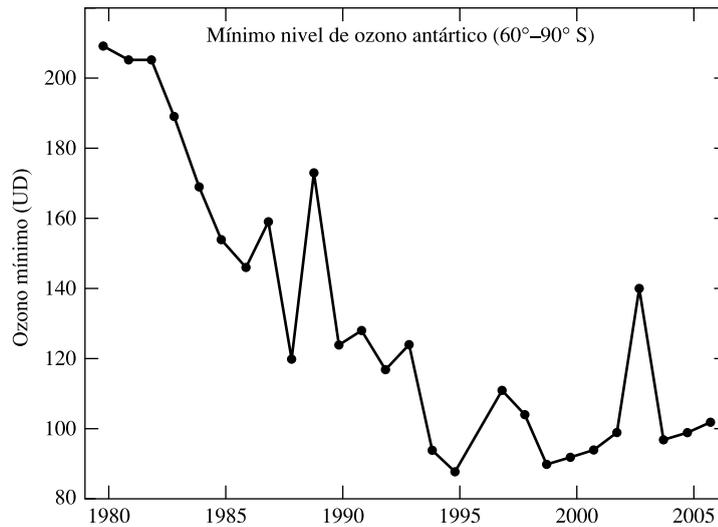


FIGURA 8.53. Mínimos del ozono antártico (60° - 90° S), que sugiere que comienza a recuperarse, sobre el año 2000.

(Fuente: página web de la NASA.)

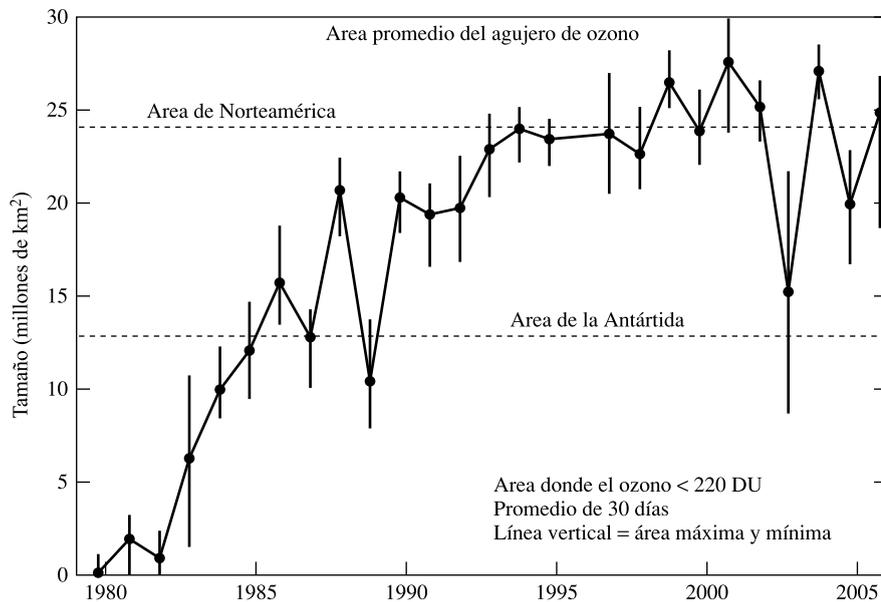


FIGURA 8.54. El área promedio del agujero de ozono, definida como la región en donde el nivel de ozono está por debajo de 220 UD, tiene aproximadamente el tamaño de Norteamérica.

(Fuente: NASA.)

estratosférico, lo que haría más probable la aparición de un agujero de ozono ártico. Si se desarrollara un agujero de este tipo en el hemisferio norte mucha más gente se vería expuesta a una radiación UV elevada.

Potencial de destrucción del ozono (ODP)

El concepto de potencial de destrucción del ozono (ODP) para sustancias destructoras del ozono (ODS) es análogo al de potencial de calentamiento global (GWP) para los gases de efecto invernadero ya descrito. En el caso del ODP, el gas de referencia es el CFC-11 (CFCl_3). El ODP de un gas se define por el cambio en ozono total por unidad de masa de gas emitido, en relación con el cambio en ozono total que se produce cuando se emite la unidad de masa de CFC-11. Nótese que la definición de ODP es independiente del tiempo requerido para que esa destrucción tenga lugar, por lo que, en este sentido es diferente del GWP que sí depende del tiempo.

El ODP se ha convertido en un punto fundamental del método regulador de control de emisiones de sustancias destructoras del ozono. El Protocolo de Montreal sobre las sustancias destructoras de la capa de ozono y sus posteriores enmiendas, que regula la producción y utilización de halocarbonos, y en Estados Unidos, las enmiendas a la Ley de Calidad del Aire de 1990, que vigila los usos domésticos, dictan la eliminación progresiva de estas sustancias basándose en su potencial de destrucción del ozono.

La Tabla 8.10 lista los ODP correspondientes de un conjunto de CFC, halones y posibles sustitutos. Por definición, el CFC-11 tiene un ODP de 1, lo que es el más alto de todos los CFC. Los halones 1211 y 1301 tienen mucho mayor ODP que el CFC-11 debido a la mayor reactividad del bromo y la reducida eficacia de las trampas de desactivación comparadas con el cloro. Nótese que los sustitutos HCFC tienen bajos ODP, mucho menores que 1, lo que es un reflejo de su corta vida media en la atmósfera.

TABLA 8.10. Potenciales de destrucción del ozono (ODP) y potenciales de calentamiento global (GWP) relativos al CFC-11

Sustancia	Fórmula química	Potencial de destrucción del ozono relativo al CFC-11	Potencial de calentamiento global relativo al CFC-11
CFC-11	CFCl_3	1,0	1,0
CFC-12	CF_2Cl_2	1,0	2,3
CFC-113	$\text{C}_2\text{F}_3\text{Cl}_3$	1,0	1,3
HCFC-22	CF_2HCl	0,05	0,4
HCFC-123	$\text{C}_2\text{F}_3\text{HCl}_2$	0,02	0,02
HCFC-124	$\text{C}_2\text{F}_4\text{HCl}$	0,02	0,12
HCFC-141b	$\text{C}_2\text{FH}_3\text{Cl}_2$	0,12	0,16
HFC-134a	$\text{C}_2\text{H}_2\text{F}_4$	0,0005	0,28
Halón-1211	CF_2ClBr	6	0,28
Halón-1301	CF_3Br	12	1,5
1.1.1-Tricloroetano	CH_3CCl_3	0,1	0,03
Bromuro de metilo	CH_3Br	0,4	0,001

Fuente: Organización Meteorológica Mundial (WMO), *Estimación científica de la destrucción del ozono*, 2002.

Para comparar, en la Tabla 8.10 se incluyen los GWP relativos al CRC-11 en lugar de a la molécula de referencia usual (CO_2). Como puede verse la sustitución de los CFC por HCFC y HFC no sólo es ventajosa desde el punto de vista del ozono sino que también causan mucho menor calentamiento global. Los halones, por otra parte, tienden a ser peores que los CFC en ambos aspectos.

Efectos de la mayor exposición a la radiación UV

La respuesta biológica a la radiación ultravioleta se representa frecuentemente por un *espectro de acción*. El espectro de acción es un modo cuantitativo de expresar la capacidad de la radiación de causar daño biológico en función de su longitud de onda. Por ejemplo, en la Figura 8.55(a) se muestran los espectros de acción para daños en las plantas, en el ADN y eritema (enrojecimiento de la piel). Todos estos espectros indican daños crecientes según disminuye la longitud de onda y muestran perjuicios significativos en la zona UV-B (280 a 320 nm). Hay diferencias, no obstante. Las plantas, por ejemplo, no parecen afectarse por radiaciones de longitud de onda superior a 320 nm, pero el eritema aparece bien dentro de la zona UV-A (320 a 400 nm) del espectro solar. Las cremas solares que bloquean los rayos UV-B, pero no los UV-A pueden dar una falsa sensación de seguridad al permitir a las personas permanecer más tiempo expuestas al sol sin quemarse, por lo que no advierten que también se producen ciertas lesiones que puede llevar al cáncer cutáneo.

Combinando los espectros de acción, como los mostrados en la Figura 8.55(a), con la irradiación solar a nivel del suelo, obtenemos una eficacia biológica ponderada de la radiación. La Figura 8.55(b) muestra un espectro de acción representativo superpuesto a dos curvas de irradiación solar, una la irradiancia que alcanzaría la superficie con una capa de ozono intacta (línea de trazos) y la otra con una capa de ozono más delgada (línea continua). Cuando se destruye la capa de ozono la irradiancia en la banda UV-B más corta, donde los organismos son más sensibles, crece rápidamente, a la vez que el potencial daño biológico. La irradiancia ponderada biológicamente muestra las longitudes de onda críticas en términos del daño entre 250 y 310 nm (UV-B). Las longitudes de onda menores se bloquean eficazmente por la capa de ozono restante, mientras que las mayores causan escaso daño a los organismos.

La mayor parte de la preocupación por el incremento del nivel de radiación UV se centra en la creciente probabilidad de desarrollar cáncer de piel. Numerosos estudios han

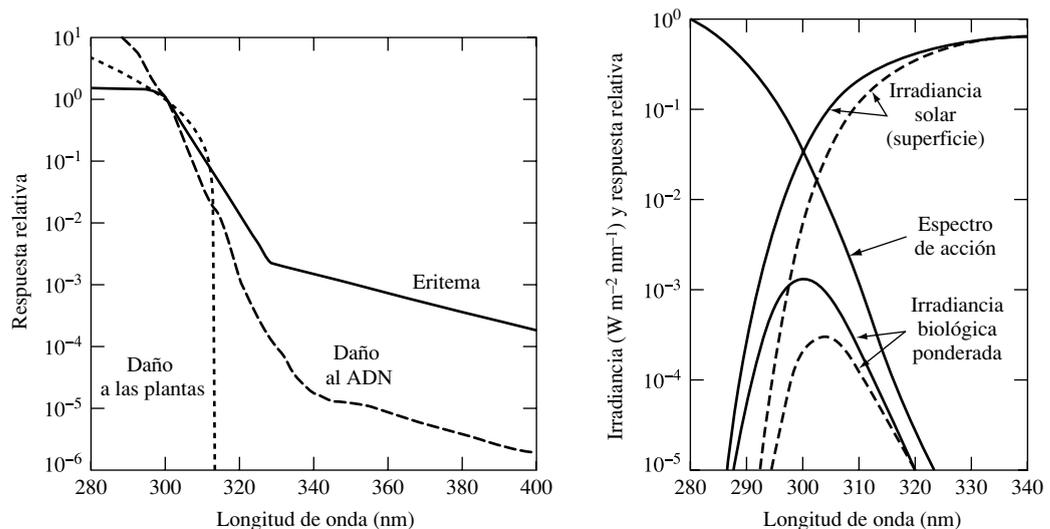


FIGURA 8.55. (a) Espectros de acción para el daño a las plantas, al ADN y a la piel humana; (b) irradiancia biológica ponderada obtenida por combinación de los espectros de acción con la irradiancia solar. Las líneas de trazos representan la irradiancia en condiciones normales del ozono, las continuas corresponden a una situación de reducción del ozono. (Fuente: Simon, 1993; Madronich, 1993.)

demostrado que este cáncer se induce fácilmente en animales de laboratorio expuestos a todo el espectro UV, y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (1992) establece inequívocamente que «hay suficiente evidencia de los efectos carcinógenos en humanos de la radiación solar. La radiación solar causa melanoma cutáneo maligno y cáncer de piel no melanocítico.» De hecho, la exposición a la radiación solar es probablemente la causa principal de todas las formas de cáncer de piel y una importante, si no la principal, causa del cáncer de labio (Armstrong, 1993).

El cáncer de piel es el melanoma más mortal o el cáncer no melanocítico más común (carcinoma de células basales o de células escamosas). Estudios epidemiológicos relacionan directamente el cáncer de piel con la exposición a los rayos UV-B. En latitudes más bajas la radiación UV-B a nivel del suelo es mayor y la tasa de cáncer de piel crece proporcionalmente. Usando estos datos se ha estimado que un incremento del 1% en la radiación UV-B causa un 0,5% de aumento de la incidencia de melanomas y un 2,5% de aumento de la de cáncer no melanocítico (Armstrong, 1993). Ambos tipos de cáncer de piel son más prevalentes en las personas de piel clara que en los individuos con más pigmento protector, la melanina.

El cáncer no-melanoma es más probable en áreas de la piel que reciben habitualmente la mayor exposición al sol, tales como la cabeza o el cuello. Es raramente mortal pero a menudo causa desfiguración. El melanoma, por otra parte, es tan común en partes menos expuestas del cuerpo, como el tronco y las piernas, como en la cabeza y el cuello. Los melanomas parecen presentarse más frecuentemente en individuos que han sufrido importantes y repetidas quemaduras por el sol en la niñez. Esta observación ha conducido a la hipótesis de que el melanoma está menos relacionado con la acumulación de radiación, como parece ser con el caso del no melanoma, que con un cierto patrón de exposición.

La incidencia del melanoma entre individuos de piel clara en los Estados Unidos está aumentando a un 2 ó 3% anual, lo que es una progresión más rápida que cualquier otra forma de cáncer. En 1935 el riesgo de desarrollar melanoma a lo largo de la vida en los Estados Unidos era de 1 por cada 1.500 personas, mientras que en 2002 el riesgo era de 1 por cada 68. Se diagnosticaron aproximadamente 54.000 melanomas cada año y 7.600 personas murieron a causa de ello. Mientras que algunos están tentados de relacionar este incremento con el adelgazamiento de la capa de ozono, es mucho más verosímil que sea un resultado del cambio de hábitos de vida que por causa de unos niveles de radiación UV más elevados. Ahora hay más gente que pasa más tiempo al aire libre tomando el sol que en el pasado. Además el adelgazamiento del ozono estratosférico es un fenómeno relativamente reciente, y la evidencia nos indica que el cáncer de piel tiene un largo periodo de latencia. Podrían pasar muy bien 20 años desde que se produjera un cambio en la irradiancia solar hasta que se detectara un aumento de la incidencia de cáncer de piel causado por ello.

Para alertar al público de los peligros de la exposición a la radiación UV, se han creado varias versiones de un sólo índice. Un índice UV es un número adimensional de 0 a 12 que representa la irradiancia esperada a mediodía del día siguiente. El índice UV es ya una rutina en las web y en la predicción del tiempo de los diarios. Para hacerlo más comprensible y atractivo para el público se añaden palabras descriptivas que van desde «bajo» a «extremo», y también se indica una estimación del tiempo requerido para que una persona de piel clara empiece a quemarse. En la Tabla 8.11 se muestran los índices de la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Otros problemas de salud asociados con la exposición a los rayos UV son los daños oculares (cataratas y degeneración retiniana) y depresión del sistema inmunitario. Los efectos de la creciente radiación UV-B no los sentirían exclusivamente los seres humanos, por

TABLA 8.11. Niveles OMS de exposición al sol y peligro de quemaduras

Índice UV	Descriptor de categoría	Tiempo recomendado
1-2	Bajo	Más de 1 hora
3-5	Moderado	45 minutos
6-7	Alto	30 minutos
8-10	Muy alto	15 minutos
+ de 11	Extremo	Menos de 10 minutos

supuesto. Hay una evidencia de que los rayos UV-B reducen la fotosíntesis y otros procesos en plantas acuáticas y terrestres. Se sabe que la radiación UV-B penetra a profundidades ecológicamente significativas en los océanos, y a la vez que perjudica la fotosíntesis amenaza los organismos marinos durante sus etapas críticas del desarrollo. Por ejemplo, los huevos de anfibio cuentan con una escasa protección contra la radiación UV-B, y la población de ranas y sapos está declinando en todo el mundo, especialmente a ciertas altitudes donde la exposición solar es mayor, lo que puede ser debido al adelgazamiento de la capa de ozono.

Respuesta política al problema de la destrucción del ozono

La respuesta política a la alarma del agotamiento del ozono activada por la comunidad científica ha sido inusualmente puntual y efectiva. Cuando se crearon los CFC en los años 30 fueron aclamados como compuestos maravillosos. Reemplazaban a los tóxicos, explosivos e inestables refrigerantes, e hicieron posible que ahora veamos la refrigeración y el aire acondicionado como elementos normales en nuestras vidas.

Un científico británico, James E. Lovelock (más famoso después por «Gaia»), comenzó experimentando con los CFC en los 70 y concluyó en 1973 que todos los CFC producidos hasta la fecha permanecían en la atmósfera. El primer indicio de la posibilidad de problemas vino con la publicación del artículo de Molina y Rowland en 1974, que alertaba del peligro que representaban los CFC para la capa de ozono estratosférica. La EPA respondió en un asombrosamente corto periodo de tiempo y prohibió el uso de atomizadores con propelente de CFC en 1979. Unos pocos países, como Canadá y algunos escandinavos, siguieron el ejemplo de Estados Unidos, pero la mayoría continuaron con la fabricación y utilización de CFC sin preocuparles las consecuencias. En 1985, cuando se descubrió el agujero de ozono en la Antártida, el resto del mundo despertó al peligro que acechaba. A esas alturas, el propelente usado en aerosoles era ya la mayor fuente de emisiones de CFC.

En 1987 una reunión internacional en Montreal concluyó con la firma del *Protocolo de Montreal sobre las sustancias que destruyen la capa de ozono*. Este Protocolo, llamaba a una reducción del 50% en el uso de CFC para 1999. Se entendió en seguida, sin embargo, que este llamamiento era inadecuado, y en 1990, 93 países concurrieron en Londres y crearon un nuevo calendario para la eliminación progresiva y completa de los CFC, la mayor parte de los halones y el tetracloruro de carbono para el año 2000. Se tuvo en cuenta la difícil situación de los países en vías de desarrollo y se amplió su periodo de uso de CFC hasta 2010. Se creó un fondo de ayuda para la transferencia tecnológica necesaria con el fin de capacitar a los países menos desarrollados para aprovechar las sustancias químicas propuestas como sustitutos.

Al año siguiente, 1991, el volcán Pinatubo entró en erupción, y el agujero de ozono creció hasta alcanzar unas proporciones récord, lo que condujo a la Enmienda de Londres del Protocolo, en 1992. La eliminación completa de los CFC se anticipó a 1996.

Mientras tanto, en los Estados Unidos, el Título VI de la Enmienda a la Ley de Calidad del Aire de 1990 se situó en la línea de la de Londres. Las cláusulas principales se resumen en lo siguiente:

- Se crean dos categorías de sustancias destructoras del ozono (ODS): compuestos de clase I, los de alto potencial destructivo, entre los que se encuentran los CFC, halones y tetracloruro de carbono, y sustancias de clase II, con menor ODP y entre los que se cuentan los HCFC. Se fijó hasta el año 2000 el plazo para detener la producción de los compuestos de clase I, mientras que la fabricación y uso de los de clase II verán su fin en 2030. Se permiten excepciones para usos médicos, aviación, salvamento y seguridad nacional y exportaciones a países en desarrollo.
- Los dispositivos de aire acondicionado de los vehículos reciben especial atención puesto que han llegado a ser la mayor fuente de CFC. Se exige un equipo de reciclado de CFC para la reparación de los equipos de aire acondicionado y sólo se autorizan las reparaciones efectuadas por personal con cualificación certificada. Los CFC deben ser extraídos de los acondicionadores de los vehículos antes de ser aplastados o desechados.
- Se prohíben los productos no esenciales que usan sustancias destructoras del ozono como bocinas portátiles, o sprays serpentina y algunos usados en equipos de fotografía comercial.
- Se colocan etiquetas de aviso en los productos que contienen ODS, como refrigeradores y espumas de aislamiento.
- Deben adherirse a las modificaciones del Protocolo de Montreal que acelera el abandono de las ODS.

Dos años más tarde, en 1992, las Enmiendas de Copenhague al Protocolo de Montreal hizo un llamamiento a los países participantes para adelantar la prohibición de muchas ODS a 1996. La EPA respondió en 1993 con un calendario acelerado para su abandono. La producción e importación de halones cesó en 1994 y los CFC, el tricloroetano y el tetracloruro de carbono lo hicieron en 1996. La mayor parte de los HCFC se eliminaron en 2003, aunque algunos continuarán autorizados hasta 2030.

¿Habrá sido efectivo este ajetreo de actividad reguladora? La destrucción del ozono estratosférico es uno de los problemas que no pueden revertirse en poco tiempo. La mayor parte de los CFC producidos a lo largo de la historia permanecen suspendidos en la atmósfera y seguirán ahí durante décadas. Las restricciones de producción dictadas por el Protocolo de Montreal y Enmiendas subsiguientes ya han detenido la histórica escalada constante de la concentración de CFC atmosférico. La Figura 8.56 resume las buenas noticias. La producción de CFC se ha detenido, y aunque los HCFC continuarán produciéndose hasta 2030, las concentraciones en la estratosfera de los principales destructores de ozono, el cloro y el bromo, han comenzado a declinar, y la concentración global estratosférica de ozono empieza a recuperarse. No sólo se han salvado incontables vidas, sino que el Protocolo de Montreal ha constituido un modelo para la cooperación internacional de un grave problema global de medio ambiente.

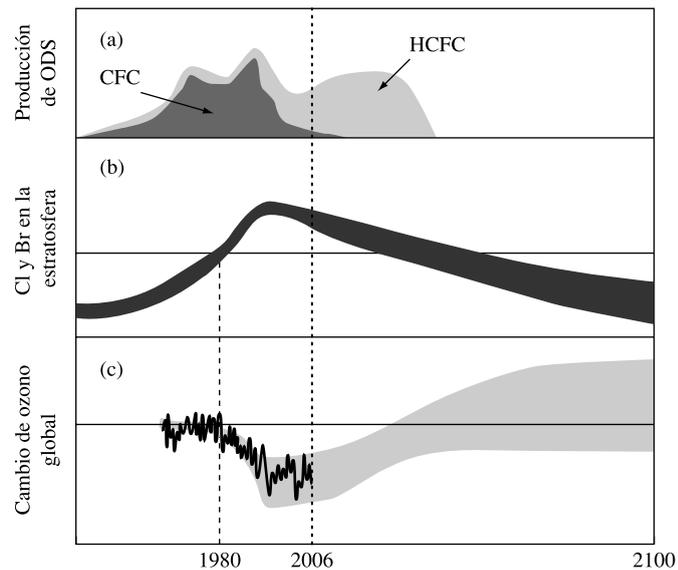


FIGURA 8.56. Historia de un éxito medioambiental global. (a) La producción de CFC ha cesado y los HCFC se van a eliminar progresivamente; (b) el cloro y el bromo estratosféricos han comenzado a disminuir; (c) el ozono global muestra signos de recuperación. (Fuente: OMS, Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, UNEP, *Informe científico de evaluación de la destrucción del ozono*, 2006.)

PROBLEMAS

- 8.1.** Supongamos que el análisis de una muestra de sedimento oceánico da un resultado de $(^{18}\text{O}/^{16}\text{O}) = 0,0020150$. Utilizando la VSMOW del agua del mar, ¿Cuál es el valor de $\delta^{18}\text{O}$? ¿Es esto un signo de mayor o menor glaciación en el momento en que se depositó el sedimento?
- 8.2.** Los siguientes datos son de un testigo de hielo de Vostok. Representar en un gráfico los datos y, de la curva, calcula el cambio de la temperatura en δD por $^{\circ}\text{C}$.

Profundidad (m)	Años antes del presente	Delta D (‰)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
280	12.087	-448,5	-3,09
327	14.904	-458,1	-4,68
346	16.201	-468,5	-6,34
355	16.889	-480,7	-8,33
365	17.706	-478,0	-7,84

- 8.3.** Supóngase que una medida realizada en un testigo de hielo correspondiente al último periodo glacial muestra un porcentaje de isótopo ($^2\text{H}/^1\text{H}$) = 8.100×10^{-5} .
- a) Hallar el $\delta D(\%)$ utilizando el estándar VSMOW de 0,00015575 del deuterio.

- b) Si una muestra interglacial tuviera $\delta D(\text{‰}) = -435\text{‰}$, ¿cuánto más cálido sería el periodo interglacial, suponiendo que un cambio del 6‰ en $\delta D(\text{‰})$ corresponde a un cambio de temperatura de 1 °C?

- 8.4. Una relación entre la temperatura superficial media anual de Groenlandia y el valor de $\delta^{18}\text{O}$ del cúmulo de nieve sobre la capa de hielo de Groenlandia es la siguiente:

$$T(\text{°C}) = 1,5\delta^{18}\text{O}(\text{‰}) + 20,4$$

Una muestra de testigo de hielo que data de la última glaciación tiene un valor de $\delta^{18}\text{O}$ igual a -35 . ¿Cuál habría sido la temperatura superficial en aquel momento?

- 8.5. Usa los siguientes datos de un testigo de hielo para derivar una relación entre $T(\text{°C})$ y δD similar a la mostrada en el Problema 8.4, del ^{18}O .

Profundidad (m)	Años antes del presente	Delta D (‰)	Temperatura (°C)
0	0	-438,0	0
12	234	-449,1	-1,84
20	420	-435,9	0,35
47	1.247	-446,9	-1,48
68	2.049	-440,3	-0,38
143	5.397	-435,0	0,5

- 8.6. Imaginemos la Tierra como una superficie plana (Figura P8.6) de las proporciones de una moneda, con uno de sus lados dirigido permanentemente hacia el sol. Imaginemos también que esta Tierra tiene la misma temperatura en todos los lugares, incluyendo la cara opuesta a la que recibe la luz solar. Despreciemos la radiación perdida por el borde de la Tierra, y supongamos que no existe albedo ni efecto invernadero. Tratándola como un cuerpo negro perfecto, calcular la temperatura de ésta.

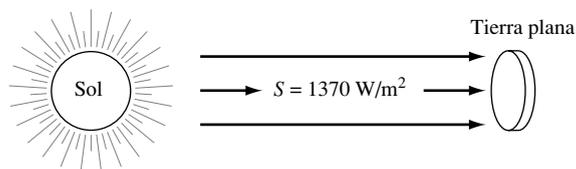


FIGURA P8.6.

- 8.7. El flujo solar S que recae sobre un planeta será inversamente proporcional al cuadrado de la distancia existente entre dicho planeta y el Sol. Esto es, $S = k/d^2$, donde k es una constante y d es la distancia. Utilizando los datos de la Tabla 8.2 para hallar k ,
- Calcular la constante solar del planeta Mercurio.
 - Si Mercurio está a 58×10^6 km del Sol y tiene un albedo de 0,06, hallar su temperatura efectiva.
 - ¿A que longitud de onda alcanzaría su pico el espectro de radiación de Mercurio?

- 8.8. El flujo solar S que llega al borde exterior de la atmósfera varía entre $+3,3\%$ a medida que la Tierra recorre su órbita (alcanzando su máximo valor a principios de enero). ¿En cuántos grados variará la temperatura efectiva de la Tierra como resultado?
- 8.9. En el artículo «Los efectos climáticos de la guerra nuclear» (*Scientific American*, agosto de 1984), los autores calculan un balance de energía global correspondiente a los primeros meses subsiguientes a un intercambio nuclear de 5.000 megatonnes. El humo y el polvo resultantes en la atmósfera absorben el 75% de la luz solar entrante (257 W/m^2), mientras que el albedo se reduce al 20%. El calor convectivo y evaporativo de la atmósfera procedente de la superficie de la Tierra es despreciable, así como la energía reflejada desde la superficie de la Tierra. La superficie de la Tierra irradia 240 W/m^2 , todo lo cual lo absorbe la atmósfera. Suponiendo que la Tierra puede modelarse como un cuerpo negro emisor como se muestra en la Figura P8.9, hallense las siguientes cantidades (en equilibrio):
- La temperatura de la superficie de la tierra (denominado «invierno nuclear»).
 - X , la tasa de radiación que se emite desde la atmósfera al espacio.
 - Y , la tasa de absorción de radiación solar de corta longitud de onda en la superficie de la Tierra.
 - Z , la tasa de energía que irradia la atmósfera a la superficie terrestre.

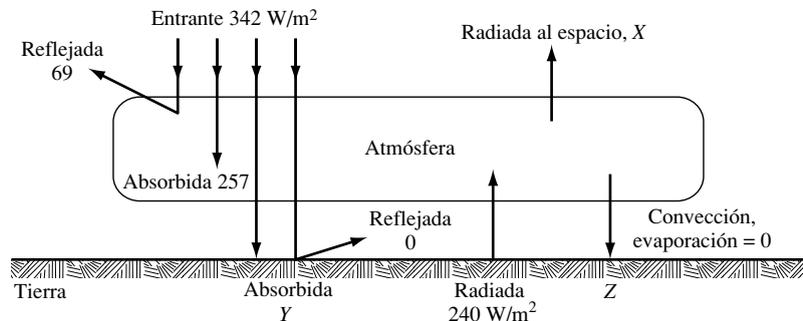


FIGURA P8.9.

- 8.10. Considérese el modelo atmosférico de dos capas que muestra la Figura P8.10. Una ventaja de este modelo es que nos permite modelar la radiación de manera que cada capa irradia la misma cantidad desde la parte superior que desde la inferior. Hallar las cantidades incógnitas W , X , Y y Z para conseguir un balance de este modelo. ¿Qué valores de T_1 y T_2 radiarían W y Z ?
- 8.11. En la Figura 8.12, la tasa media a la que se utiliza la energía para evaporar el agua es de 78 W/m^2 . Utilizando un calor latente de vaporización del agua de 2.465 kJ/kg , junto con el área de superficie de la Tierra, que es de unos $5,1 \times 10^{14} \text{ m}^2$, calcular la precipitación total anual del planeta en $\text{m}^3/\text{año}$ (que es igual al agua evaporada total).
- 8.12. Supongamos que el aumento del efecto invernadero eleva la temperatura de la superficie de la tierra a 291 K , lo que derrite suficiente nieve y hielo como para reducir el albedo a un punto en el que sólo se reflejan 100 W/m^2 (véase la Figura P8.12).

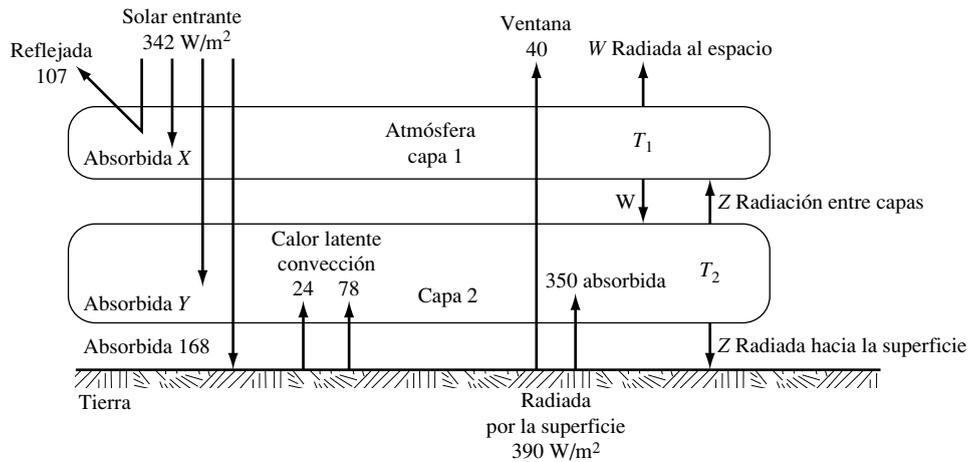


FIGURA P8.10.

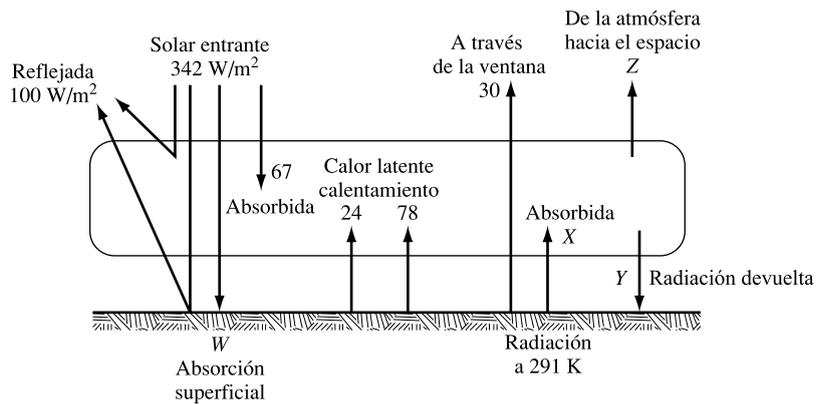


FIGURA P8.12.

La ventana atmosférica se cierra un poco, de manera que sólo 30 W/m^2 pasan directamente desde la Tierra al espacio. Suponiendo que la transferencia de calor latente y sensible a la atmósfera no cambia, y que la energía solar entrante que absorbe la atmósfera tampoco cambia, hallar la radiación solar absorbida en la superficie W , la radiación superficial X absorbida por la atmósfera, la radiación reflejada en la atmósfera de vuelta a la superficie Y , y la radiación saliente de la atmósfera Z de manera que el balance energético se mantenga en cada una de las tres zonas (espacio, atmósfera y superficie).

- 8.13. ¿Cuál sería la concentración atmosférica de CO_2 de aquí a 50 años si las emisiones de carbono se elevasen de forma lineal de 10 a 16 GtC/año durante ese periodo de tiempo? Supóngase una concentración inicial de CO_2 de 380 ppm, y utilícese un AF del 40%.
- 8.14. Suponiendo que el CO_2 atmosférico crece a 2 ppm/año, que las emisiones derivadas de los combustibles fósiles y la producción de cemento son 9 GtC/año , y que el AF es del 38%. Si las demás emisiones de carbono están asociadas exclusivamente con los cambios en la utilización de la tierra, calcular la tasa neta de emisión de carbono.

- 8.15.** Los Estados Unidos obtienen sobre el 40% de su energía del petróleo, el 23% del carbón, y el 23% del gas natural, y el 14% restante de fuentes libres de carbono.
- Calcula la intensidad de carbono total, utilizando para ello los valores de intensidad de carbono LHV de cada combustible.
 - Supongamos que todo este carbón se sustituye con sistemas de energía nuclear y renovable, libres de carbono; ¿Cuál sería la intensidad de carbono obtenida?
 - Supongamos que la transición llevara 100 años. Como modelo de cambio exponencial, ¿A qué tasa de crecimiento de intensidad de carbono corresponde esto?
- 8.16.** Utilizando cálculos sobre el total de las fuentes base de carbón, petróleo y gas natural dadas en la Tabla 8.3, y con un AF hipotético del 50%, calcular el incremento total del CO₂ atmosférico que causaría la quema de todo el
- Gas natural.
 - Petróleo.
 - Carbón con un 50% del CO₂ atrapado y almacenado.
 - Si se queman los tres combustibles anteriores en su totalidad, ¿Cuál sería el incremento del equilibrio de la temperatura global con un factor de sensibilidad climática de $\Delta T_{2X} = 2,8^\circ\text{C}$ y una concentración de 380 ppm?
- 8.17.** Imaginemos que en 100 años el mundo está completamente despojado de depósitos naturales de petróleo y gas, y la demanda energética es el doble de la tasa actual de 330 EJ/año. En ese tiempo, imagina que el 28% de la energía mundial procede del carbón, el 60% es gas sintético y petróleo derivado del carbón con una intensidad de carbono LHV de 44 gC/MJ, y el porcentaje restante se extrae de fuentes sin emisiones de carbono. Utilizando valores de intensidad de carbono LHV,
- ¿Cuál sería la tasa de emisión de carbono en Gt/año?
 - Si las emisiones de carbono crecen exponencialmente partiendo de la tasa actual de 6,0 GtC/año a la tasa hallada en (a), ¿qué tasa de crecimiento r habrá prevalecido durante esos 100 años?
 - Si el AF es del 50%, ¿cuánto del carbono emitido en los próximos 100 años permanecería en la atmósfera?
 - ¿Qué concentración de CO₂ habría en 100 años si no hubiera contribución neta derivada del consumo de biomasa (teniendo en cuenta que actualmente hay 750 GtC en la atmósfera)?
 - Si el incremento del equilibrio de temperatura para una cantidad de CO₂ doble es de 3 °C, ¿cuál sería el incremento del equilibrio de temperatura en 100 años si la concentración inicial es de 356 ppm?
- 8.18.** Supongamos que en 100 años el consumo de energía es aún de 330 EJ/año, pero el carbón abastece sólo el 20% de la demanda total, el gas natural abastece el 30% y el petróleo el 10%. El 40% restante de la demanda se cubre con fuentes sin emisiones de carbono como la energía nuclear y solar. Utilizando este escenario de conservación, repite los ejercicios del Problema 8.17.
- 8.19.** Una razón por la que, en ocasiones, se emplean valores HHV en lugar de LHV es la inusual eficacia que puede surgir cuando un convertidor de energía aprovecha el calor

latente que normalmente se pierde en los humos emanados. Supongamos que un horno de condensación alimentado con metano tiene una eficacia HHV del 95%. ¿Cuál sería su eficacia LHV?

8.20. Hallar la intensidad de carbono basada en los valores HHV dados de cada uno de los siguientes combustibles:

- a) Etano, C_2H_6 , HHV = 1.542 KJ/mol.
- b) Propano, C_3H_8 , HHV = 2.220kJ/mol.
- c) *n*-Butano, C_4H_{10} , HHV = 2.878 kJ/mol.

8.21. Considera los cuatro modos siguientes de calentar una casa. El primero utiliza un horno nuevo, de alta eficacia, de pulsos de combustión de gas; el segundo utiliza un horno de gas convencional; el tercero emplea una bomba de calor eléctrica que produce 3 unidades de energía en la casa por cada unidad de energía eléctrica que consume (las otras 2 unidades las toma del aire ambiente); y el cuarto utiliza un calentador eléctrico convencional. Utilizando valores HHV de intensidad de carbono (puesto que las eficacias se basan en definiciones estadounidenses) y trabajando con centrales eléctricas alimentadas con carbón, calcula las emisiones de carbono por unidad de calor producido (gC/MJ).

Opción	Descripción	Eficacia del horno (%)	Eficacia de la central eléctrica (%)
1	Pulsos de gas	95	—
2	Gas convencional	70	—
3	Bomba de calor	300	35
4	Eléctrico	100	35

8.22. Completar el Ejemplo 8.8 con un calentador de agua que quema propano (C_3H_8) con un 85% de eficacia.

- a) El propano libera 2.200 kJ de energía por g-mol; halla su intensidad de carbono (gC/MJ).
- b) Halla la proporción de carbono liberado por la energía que calienta el agua (gC/MJ).
- c) ¿Qué porcentaje de emisiones de carbono se ahorra utilizando propano en comparación con un calentador eléctrico de una central eléctrica alimentada mediante la combustión de gas natural, siguiendo el patrón de cálculo de (8.8)?

8.23. En la tabla siguiente se muestran tasas de crecimiento de tres escenarios por separado:

	Población (%/año)	PIB/persona	Energía/PIB (%/año)	C/Energía	AF	Sensibilidad $\Delta T_{2X}(^{\circ}C)$
(A)	1,0	0,3	- 2,0	- 0,7	0,4	3
(B)	1,5	1,5	- 0,2	0,4	0,5	2
(C)	1,4	1,0	- 1,0	- 0,2	0,5	3

Para cada escenario,

- a) Predecir el incremento del equilibrio de la temperatura global provocado por el CO_2 en 70 años, si la concentración inicial de CO_2 es de 356 ppm, la tasa de emisión inicial es de 6,0 GrC/año, y el contenido de carbono atmosférico inicial es de 750 GtC.
- b) Si esas tasas de crecimiento continuaran, ¿En qué año serían las concentraciones de CO_2 igual al doble de las 356 ppm iniciales?

8.24. El análisis de Kaya ampliado (8.28) aplicado al escenario SRES A2 medio de 1990 a 2100 tiene las siguientes tasas de crecimiento de sustancias energéticas:

Tasa de crecimiento de población $dP/dt = 0,8\%$

Tasa de crecimiento del PIB per cápita $d(\text{PIB}/P)/dt = -1,3\%$

Energía Final por tasa de crecimiento del PIB = $d(\text{EF}/\text{PIB})/dt = -0,7\%$

Tasa de crecimiento de Energía Primaria a Energía Final $d(\text{EP}/\text{EF})/dt = 0,1\%$

Tasa de crecimiento de Carbono por unidad de Energía Primaria $d(\text{TC}/\text{PE})/dt = -0,2\%$

Tasa de crecimiento de secuestro del carbono $d(\text{C}/\text{TC})/dt = 0,0\%$

Con unas emisiones de carbono derivadas de la producción energética en 1990 iguales a 6,0 GtC/año y creciendo a las tasas arriba indicadas, y usos de la tierra y emisiones industriales a una constante de 2,5 GtC/año:

- a) ¿Cuál sería la tasa de emisión de carbono en 2100?
- b) ¿Cuánto carbono total se habría emitido?
- c) Con un AF de 0,5, ¿cuál sería el incremento en la concentración de CO_2 debido a estas emisiones de carbono derivadas de la producción energética?
 - d) Con 360 ppm de CO_2 en 1990, ¿Cuál sería la concentración en 2100?
 - e) Con $\Delta T_{2X} = 2,8^\circ\text{C}$, calcular el incremento del equilibrio de la temperatura global en 2100 en relación con el de 1990.

8.25. Indicar si los siguientes halocarbonos son CFC, HCFC, HFC, o halones, y escribe su designación numérica:

- a) C_3HF_7 .
- b) $\text{C}_2\text{FH}_3\text{Cl}_2$.
- c) $\text{C}_2\text{F}_4\text{Cl}_2$.
- d) CF_3Br .

8.26. Escribe las fórmulas químicas de los siguientes productos

- a) HCFC-225.
- b) HFC-32.
- c) H-1301.
- d) CFC-114.

8.27. ¿Qué sensibilidad climática de retroalimentación λ y factor g corresponderían con los siguientes valores de ΔT_{2X} ? Para cada uno, calcula el cambio en ΔT_{2X} que se produciría si el factor de retroalimentación g se incrementara en 0,1.

- a) $\Delta T_{2X} = 2,5^\circ\text{C}$.
- b) $\Delta T_{2X} = 3,5^\circ\text{C}$.

- 8.28.** La Figura 8.39 muestra dos funciones de densidad probables del factor de sensibilidad climática ΔT_{2X} identificadas como WR y AS.
- Calcula la probabilidad de AS de que ΔT_{2X} sea inferior a $2,5^\circ\text{C}$.
 - Calcula la probabilidad de WR de que ΔT_{2X} sea mayor que 3°C .
 - Calcula la probabilidad de AS de que ΔT_{2X} se halle entre 3°C y 4°C .
 - Calcula la probabilidad de WR de que ΔT_{2X} esté entre 3°C y 4°C .

- 8.29.** El forzamiento radiativo como una función de concentración del N_2O se modela, a veces, de la siguiente manera, donde C y C_0 son concentraciones iniciales y finales en ppb:

$$\Delta F = k_2(\sqrt{C} - \sqrt{C_0})$$

Suponiendo que ha sido así en esa región desde tiempos preindustriales cuando la concentración era de 0,275 ppm, halla un k_2 apropiado si la concentración actual es de 0,311 ppm y el forzamiento resulta ser de $0,14 \text{ W/m}^2$. Calcular el forzamiento radiativo añadido en 2100 si alcanza una concentración de 0,417 ppm.

- 8.30.** La expresión siguiente es una estimación del forzamiento radiativo causado por el principal gas de efecto invernadero:

$$\begin{aligned} \Delta F = & 6.300 \ln \frac{[(\text{CO}_2)]}{[(\text{CO}_2)_0]} + 31(\sqrt{\text{CH}_4} - \sqrt{(\text{CH}_4)_0}) + 133(\sqrt{(\text{N}_2\text{O})} - \sqrt{(\text{N}_2\text{O})_0}) \\ & + 220[(\text{CFC} - 11) - (\text{CFC} - 11)_0] + 280[(\text{CFC} - 12) - (\text{CFC} - 12)_0] \end{aligned}$$

donde las concentraciones están expresadas en ppb y ΔF está en W/m^2 . Usando los datos siguientes de concentraciones atmosféricas:

Año	CO_2 (ppm)	CH_4 (ppm)	N_2O (ppm)	CFC-11 (ppb)	CFC-12 (ppb)
1850	278	0,700	0,275	0	0
1992	356	1,714	0,311	268	503
2100	710	3,616	0,417	40	207

- ¿Cuál sería el forzamiento radiativo combinado causado por estos gases desde 1850 hasta 1992?
 - ¿Cuál sería el forzamiento desde 1992 a 2100?
 - ¿Cual sería el forzamiento desde 1850 a 2100?
- 8.31.** ¿Cuál sería el cambio en la temperatura de equilibrio desde 1850 hasta 2100 para la combinación de gases de efecto invernadero descrita en el Problema 8.30, si el parámetro de sensibilidad climática, λ , vale $0,57^\circ\text{C}$ por W/m^2 ?
- 8.32.** Si se inyecta 1 kg de un gas de invernadero (excepto CO_2) en la atmósfera, se producirá una descomposición según una función exponencial de modo que la ecuación de su GWP (8.43) se puede simplificar a la siguiente:

$$\text{GWP}_g = \frac{\int_0^T F_g \cdot R_g(t) dt}{\int_0^T F_{\text{CO}_2} \cdot R_{\text{CO}_2}(t) dt} = \left(\frac{F_g}{F_{\text{CO}_2}} \right) \cdot \frac{\int_0^T e^{-t/\tau} dt}{\int_0^T R_{\text{CO}_2}(t) dt}$$

donde τ es su tiempo de permanencia (Tabla 8.7). Para el CO_2 , las integrales para 20 años, 100 años y 500 años se estiman en los siguientes valores:

$$\int_0^{20} R_{\text{CO}_2}(t) \approx 13,2 \text{ años}; \quad \int_0^{100} R_{\text{CO}_2}(t) \approx 43,1 \text{ años}; \quad \int_0^{500} R_{\text{CO}_2}(t) \approx 138 \text{ años}$$

Para el HFC-134^a, $(F_g/F_{\text{CO}_2}) = 4.129$ y $\tau = 14$ años. Calcular su GWP para los horizontes temporales siguientes y comparar los resultados con los de la Tabla 8.7.

- a) 20 años.
 - b) 100 años.
 - c) 500 años.
- 8.33.** Usando el procedimiento descrito en el Problema 8.32, calcular el potencial de calentamiento global para un gas de invernadero que tiene un tiempo de permanencia en la atmósfera de $\tau = 42$ años y un forzamiento relativo por unidad de masa que es 1.630 veces la del CO_2 . Hacerlo para un periodo de:
- a) 20 años.
 - b) 100 años.
 - c) 500 años.
- 8.34.** El escenario IS92a sugiere las siguientes emisiones antropogénicas para 2025: 44.700×10^9 kg de CO_2 ; 320×10^9 kg de CH_4 ; 22×10^9 kg de N_2O . Ponderando estos resultados con los potenciales de calentamiento global, ¿qué fracción del impacto total de las emisiones en ese año sería causada por cada uno de los gases en los siguientes periodos de tiempo?
- a) 20 años.
 - b) 100 años.
 - c) 500 años.
- 8.35.** En 2006, los Estados Unidos emitieron 6.000 millones de toneladas métricas (Mt) de CO_2 , 26,6 Mt de CH_4 y 1,2 Mt de N_2O . Usando los potenciales de calentamiento global a 100 años, ¿cuál es la tasa de emisión total equivalente en CO_2 de los tres gases, en GtC-eq/año?
- 8.36.** El forzamiento radiativo directo de los gases de invernadero a mediados de los años 90 se estimó en unos $2,45 \text{ W/m}^2$. Si la temperatura medida fue un 75% de la de equilibrio, ¿qué forzamiento negativo por parte de aerosoles y otros agentes es necesario para ajustarse a los $0,6^\circ\text{C}$ de incremento realmente observado? Supóngase que el factor de sensibilidad del clima es $\lambda = 0,57$.
- 8.37.** Repetir el Ejemplo 8.12 pero esta vez usando un GWP a 100 años en vez de a 20 años, para el escape de metano.

- 8.38.** Basándose en que la tasa de emisión de carbono procedente de combustibles fósiles en 1990 fue de 6 GtC/año y que el total de carbono de la misma procedencia emitido en la historia equivale al consumo de 200.000 EJ de carbón (LHV), dibujar una gráfica de las emisiones de carbono con respecto al tiempo para cada uno de las siguientes tasas, usando la función de emisión Gaussiana descrita en el Capítulo 3 (Ecuaciones 3.17 a 3.20).
- Tasa máxima de emisión de 22 GtC/año.
 - Tasa máxima de emisión de 34 GtC/año.
 - Tasa máxima de emisión de 58 GtC/año.
- 8.39.** Muchos economistas abogan por establecer un impuesto sobre el carbono como un medio para disuadir de la emisión de CO₂. Supongamos que se fija tal impuesto en 20 dólares por tonelada métrica de carbono en forma de CO₂. Consideremos una central térmica de carbón pequeña de 50 MW con un rendimiento del 35%. Usando la intensidad de carbono del carbón, 24 gC/MJ,
- ¿Cuál sería el impuesto anual para esta central suponiendo un factor de capacidad del 100%?
 - Imaginemos un bosque de secuestro de carbono (que lo absorbe de la atmósfera y lo almacena en forma de biomasa) del orden de 5.000 kg de carbono anual por acre durante los 40 años en que los árboles están creciendo (posteriormente el bosque está maduro y no hay acumulación apreciable de carbono). ¿Qué superficie de bosque debería plantarse para compensar las emisiones de la central durante los siguientes 40 años (aproximadamente la vida esperable de la central)?
 - ¿Cuánto podrían pagar los propietarios de la central por el proyecto forestal hasta igualar el coste de los 20 dólares por tonelada del impuesto sobre el carbono?
- 8.40.** Supongamos que un vertedero desprende 10 toneladas de metano a la atmósfera cada año.
- Usando el GWP del metano a 20 años, ¿a qué sería equivalente el calentamiento (forzamiento radiativo) en unidades de toneladas/año de emisiones de CO₂?
 - Supongamos un sistema de extracción de vapor del suelo instalado en el vertedero para succionar el metano antes de que escape a la atmósfera. Si dicho metano se utiliza para combustible, se convertirá en CO₂. ¿A cuánto ascenderán las emisiones de CO₂ anuales ahora?
 - ¿Cuánto CO₂ equivalente se ahorra quemando el metano? ¿Cuántas toneladas por año de C (en forma de CO₂) se ahorrarían?
 - Si se aprobara un impuesto de 20 dólares/tonelada de C, ¿cuánto dinero se ahorraría al año por quemar el metano en lugar de dejar que escape del vertedero?
 - Un impuesto de 20 dólares/tonelada de C es lo mismo que uno de 5,45 por tonelada de CO₂ (la masa del carbono es 12/44 veces la masa del CO₂). Operando con el número de toneladas de CO₂ equivalentes calculado en (a), ¿cuánto se ahorraría al año si el metano se quema en vez de liberarlo a la atmósfera?
- 8.41.** La fórmula empírica de la gasolina es aproximadamente C₇H₁₅, y 1 galón de este combustible pesa unas 6,15 libras. Supongamos que todo el carbono se emite en forma de CO₂ al quemarse.

- a) Supongamos que un coche viejo que sólo recorre 12 millas por galón (mpg), circula 40.000 millas más antes de acabar en el desguace. ¿Cuánto carbono emitirá durante este tiempo?
- b) Si el coche pesa 4.000 libras y recorre 10.000 millas por año, ¿cuál es la relación entre el peso del carbono emitido por año y el peso del vehículo?
- c) Supongamos que hay un impuesto sobre el carbono de 15 dólares por tonelada de carbono (4,08 por tonelada de CO₂), ¿a cuánto ascendería un impuesto equivalente sobre el galón de gasolina?
- d) ¿Cuánto se reducirían las emisiones en esas 40.000 millas si se cambia el coche por uno nuevo que recorre 40 mpg?
- e) Si una compañía eléctrica intentara reducir su impuesto sobre el carbono ofreciendo incentivos para retirar los vehículos viejos de la circulación, ¿cuánto debería estar dispuesta a pagar para incentivar a sus propietarios a cambiarlos por otro que haga 40 mpg?
- 8.42.** Consideremos las emisiones potenciales de carbono de un coche de gasolina comparadas con las necesarias para alimentar uno eléctrico.
- a) Supongamos que un coche convencional hace 40 millas por galón (mpg). ¿Cuánto carbono emitiría (gC/milla) suponiendo que la gasolina contiene 5,22 onzas de carbono por galón?
- b) Una moderna central eléctrica de gas natural de ciclo combinado necesita unos 8 MJ de calor para generar 1 kWh de electricidad. Si el gas natural al quemarse emite unos 13,8 gC/MJ, ¿cuánto carbono se emitiría (gC/milla) para alimentar un vehículo eléctrico que hace 5 millas/kWh?
- c) Supongamos que es una central térmica tradicional de carbón, con un rendimiento de un 30%, la que alimenta el vehículo eléctrico. Con una intensidad de carbono de 24 gC/MJ para el carbón, ¿cuáles serían las emisiones (gC/milla) para el mismo coche?
- 8.43.** La energía requerida para que un fotón provoque la siguiente reacción es de 306 kJ/mol. ¿Cuál es la máxima longitud de onda que debe tener asociada el fotón?



- 8.44.** La fotodisociación del oxígeno requiere 495 kJ/mol. ¿Qué máxima longitud de onda debe tener el fotón para que se produzca esta reacción?



REFERENCIAS

Armstrong, B. K., 1993, Implications of increased solar UVB for cancer incidence, *The Role of the Stratosphere in Global Change*, M. Chanin (ed.), Springer-Verlag, Berlin.

Arrhenius, S., 1896, On the influence of carbonic acid in the air upon the temperature of the ground, *Philosophical Magazine and Journal of Science*, S. 5, 41(251), 237-276.

Andronova, N. G., and M. E. Schlesinger, 2001, Objective estimation of the probability density function for climate sensitivity, *J. of Geophysical Research D: Atmospheres*, 106(D19), 22605-22611.

- Baird, C., 1995, *Environmental Chemistry*, W. H. Freeman, New York.
- Broecker, W. S., and G. H. Denton, 1990, What drives glacial cycles?, *Scientific American*, January, 49-56.
- Caldeira, K., and M. E. Wickett, 2003, Anthropogenic carbon and ocean pH, *Nature*, 435, 365, September 25.
- Dansgaard, W., and H. Oeschger, 1989, Past environmental long-term records from the Arctic, *The Environmental Record in Glaciers and Ice Sheets*, H. Oeschger and C. C. Langway (eds.), John Wiley & Sons, New York.
- Edmonds, J., and J. Reilly, 1983, Global energy production and use to the year 2050, *Energy*, 8, 419.
- Ehrlich, P., and J. Holdren, 1971, Impact of population growth, *Science*, 171, 1212-1217.
- Energy Information Administration (EIA), 2006, *Emissions of Greenhouse Gases in the United States 2005*, U.S. Department of Energy, Washington, DC.
- Frederick, J. E., 1986, The ultraviolet radiation environment of the biosphere, *Effects of Changes in Stratospheric Ozone and Global Climate*, Vol. 1, USEPA and UNEP, Washington, DC.
- Henderson-Sellers, A., and K. McGuffie, 1987, *A Climate Modelling Primer*, John Wiley & Sons, New York.
- Hansen, J. E., R. Ruedy, M. Sato, M. Imhoff, W. Lawrence, D. Easterling, T. Peterson, and T. Karl, 2001, A closer look at United States and global surface temperature change, *J. Geophys. Res.*, 106, 23947-23963.
- Hansen, J., 2004, The role of soot in global climate change, *Black Carbon Emissions and Climate Change: A Technical Workshop*, Oct 13-15, National Renewable Energy Laboratory, San Diego, CA.
- Houghton, R. A., 2003, Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000, *Tellus*, 55B, 378-390.
- Hummel, H., 2006, *Interpreting Energy and Emission Scenarios: Methods for Understanding and Communicating Policy Insights*, Ph.D. Thesis, Stanford University, Stanford, CA.
- Houweling, S., T. Kaminski, F. Dentener, and J. Lelieveld, 2006, Inverse modeling of methane sources and sinks using the adjoint of a global transport model, *Nature*, 439, 187-191, January, 12.
- Imbrie, J., J. D. Hays, D. G. Martinson, A. McIntyre, A. C. Mix, J. J. Morley, N. G. Pisias, W. I. Pell, and N. J. Shackleton, 1984, Orbital theory of the Pleistocene climate: Support from a revised chronology of the marine $d^{18}O$ record, in *Milankovitch and Climate*, Part I, A. Berger, J. Imbrie, J. Hays, G. Kukla, and B. Saltzman (eds.), D. Reidel Publishing Co., Dordrecht, pp 269-305.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1990, *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1992, *Climate Change 1992*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, 1995, *Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, 1996, *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2000, *IPCC Special Report: Emissions Scenarios*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007, *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

International Agency for Research on Cancer, 1992, *Solar and Ultraviolet Radiation*, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 55, IARC, Lyon.

Jouzel, J., N. I. Barkov, J. M. Barnola, M. Bender, J. Chappellaz, C. Genthon, V. M. Kotlyakov, V. Lipenkov, C. Lorius, J. R. Petit, D. Raynaud, G. Raisbeck, C. Ritz, T. Sowers, M. Stievenard, F. Yiou, and P. Yiou, 1993, Extending the Vostok ice-core record of paleoclimate to the penultimate glacial period, *Nature*, 36, 407-412.

Kiehl, J. T., and K. E. Trenberth, 1996, Earth's annual global mean energy budget, *Bulletin of the American Meteorological Society* (submitted).

Kaya, Y., 1990, Impact of carbon dioxide emission control on GNP growth: Interpretation of proposed scenarios, *IPCC Energy and Industry Subgroup, Response Strategies Working Group*, Paris, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Keppler, J., J. T. G. Hamilton, M. J. Bra, and T. Röckmann, 2006, Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions, *Nature*, 439: 187-191.

Lean, J., and D. Rind, 1996, The Sun and climate, *Consequences*, 2(1), 27-36.

Lisiecki, L. E., and M. E. Raymo, 2005, A Pliocene-Pleistocene stack of 57 globally distributed benthic $d^{18}O$ records, *Paleoceanography*, 20, PA1003.

Madronich, S., 1993, Trends in surface radiation, *The Role of the Stratosphere in Global Change*, M. Chanin (ed.), Springer-Verlag, Berlin.

Molina, M. J., and F. S. Rowland, 1974, Stratospheric sink for chlorofluoromethanes: Chlorine atom catalyzed destruction of ozone, *Nature*, 249, 810-812.

McGuffie, K., and A. Henderson-Sellers, 2005, *A Climate Modelling Primer*, 3rd ed, John Wiley & Sons, West Sussex, England.

Nakicenovic, N., 1996, Energy primer, in *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

National Research Council, Committee on Radiative Forcing Effects on Climate, 2005, *Radiative Forcing of Climate Change: Expanding the Concept and Addressing Uncertainties*, National Academy Press, Washington, DC.

National Research Council, Panel on Climate Change Feedbacks, 2003. *Understanding Climate Change Feedbacks*, National Academy Press, Washington, DC.

Pacala, S., and R. Socolow, 2004, Stabilization wedges: Solving the climate problem for the next 50 years with current technologies, *Science*, 305(5686), 968-972.

Petit, J. R., J. Jouzel, D. Raynaud, N. I. Barkov, J. M. Barnola, I. Basile, M. Bender, J. Chappellaz, J. Davis, G. Delaygue, M. Delmotte, V. M. Kotlyakov, M. Legrand, V. Lipenkov, C. Lorius, L. Pépin, C. Ritz, E. Saltzman, and M. Stievenard, 1999, Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica, *Nature*, 399, 429-436.

Reddy, A. K. N., and J. Goldemberg, 1990, Energy for the developing world, *Scientific American*, September, 263(3), 110-118.

- Simon, P. C., 1993, Atmospheric changes and UV-B monitoring, *The Role of the Stratosphere in Global Change*, M. Chanin (ed.), Springer-Verlag, Berlin.
- Swisher, J. N., and G. M. Masters, 1991, Buying environmental insurance: Prospects for trading of global climate-protection services, *Climatic Change*, 19, 233-240.
- Schneider, S. H., and J. Lane, 2006, *Avoiding Dangerous Climate Change*, H. J. Schellnhuber (ed.), Cambridge University Press, Cambridge.
- Siegenthaler, U., T. F. Stocker, E. Monnin, D. Lüthi, J. Schwander, B. Stauffer, D. Raynaud, J. Barnola, H. Fischer, V. Masson-Delmotte, and J. Jouzel, 2005, Stable carbon cycle-climate relationship during the late Pleistocene, *Science*, 25, 310, 5752, 1313-1317.
- Spahni, R., J. Chappellaz, T. K. Stocker, L. Louergue, G. Hausammann, K. Kawamura, J. Flückiger, J. Schwander, D. Raynaud, V. Masson-Delmotte, and J. Jouzel, 2005, Atmospheric methane and nitrous oxide of the late Pleistocene from Antarctic ice cores, *Science*, 310(5752), 1317-1321.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 1994, *Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer, Scientific Assessment of Ozone Depletion*, World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project-Report No. 37, Geneva, Switzerland.
- Warren, S. G., and S. H. Schneider, 1979, Seasonal simulation as a test for uncertainties in the parameterization of a Budkvo-Zellers zonal climate model, *Journal of the Atmospheric Sciences*, 36, 1377-1391.
- Wuebbles, D. J., 1995, Weighing functions for ozone depletion and greenhouse gas effects on climate, *Annual Review of Energy and Environment*, 20, 45-70.
- Wigley, T., and S. Raper, 2001, Interpretation of high projections for global-mean warming, *Science*, 293(5529), 451-454.
- World Meteorological Organization (WMO), 2002, *The Scientific Assessment of Ozone Depletion*, 2002.
- Worrell, E., L. Price, N. Martin, C. Hendriks, and L. Meida, 2001, Carbon dioxide emissions from the global cement industry, *Annual Review of Energy and the Environment*, 26, 303-329, November.



Tratamiento de residuos sólidos y recuperación de recursos

Por la presente, el Congreso declara como actitud nacional de los Estados Unidos el evitar o reducir la contaminación en todo lo posible desde la fuente; reciclar la contaminación que no pudiera evitarse de un modo seguro para el medio ambiente dentro de lo viable; el tratamiento de la contaminación que no pueda evitarse o reciclarse, dentro de unos parámetros de seguridad ambiental, siempre que fuera factible; quedando el desecho u otros tipos de vertido libre como último recurso, el cual se deberá llevar a cabo de una manera segura para el medio.

—*Ley de Prevención de la Contaminación, 1990*

-
- 9.1. Introducción
 - 9.2. Residuos RCRA
 - 9.3. Residuos sólidos urbanos
 - 9.4. Tratamiento de residuos sólidos
 - 9.5. Reducción de fuentes
 - 9.6. Evaluación del ciclo vital
 - 9.7. Tratamiento de residuos, energía y gases de efecto invernadero
 - 9.8. Reciclado
 - 9.9. Operaciones de recogida y transporte
 - 9.10. Plantas de recuperación de recursos y gestión económica
 - 9.11. Compostaje
 - 9.12. Materiales de desecho
 - 9.13. Gestión de residuos como fuente de energía
 - 9.14. Vertederos
- Problemas
Referencias
-

9.1. | Introducción

El 22 de Marzo de 1987, el barco transportador de residuos *Mobro 4000* y su remolque, el *Break of Dawn*, partieron del puerto de Nueva York cargados con 3.200 toneladas de residuos sólidos rumbo a un puerto en Carolina del Norte, con el cometido de convertirlo en combustible para un proyecto de fabricación de metano a partir de residuos. Durante la travesía surgieron dudas acerca de la posibilidad de que la carga contuviera residuos médicos, por lo que se revocó su permiso para atracar. Así comenzó la famosa odisea del *Mobro*, de seis meses y 6.000 millas buscando un lugar donde se le permitiera descargar. Se rechazó su entrada en seis estados y tres países extranjeros antes de volver al puerto de Nueva York donde, tras una ardua batalla legal, se consintió el desembarco de los residuos en una incineradora de Brooklyn. La prensa distorsionó la historia, y el *Mobro* se convirtió en un fuerte símbolo de una sociedad de «tíralo donde no se vea» que se había quedado sin un lugar apartado de la vista.

Quizá favorecido por el episodio del *Mobro* diversos aspectos en el campo del tratamiento de residuos han cambiado mucho en las últimas dos décadas. La tasa per cápita a la que los Estados Unidos genera residuos sólidos urbanos (RSU) creció desde las 2,7 libras diarias en los años 60 hasta las 4,5 libras en los noventa, punto en el cual se estabilizó, manteniéndose la cifra de 4,5 libras por persona y día hasta 2005. Entre tanto, la tasa de reciclaje ha ido creciendo significativamente, del 10% de los RSU generados en 1980, al 32% en 2005, lo que significa que una menor cantidad se deposita en los vertederos. De hecho, en los Estados Unidos, existe actualmente un 80% de vertederos menos de los que había en 1987, cuando ocurrió el incidente del *Mobro*. La mayoría de los lugares que cerraron eran lugares viejos y pequeños que no estaban diseñados para cumplir los niveles de control medioambiental de hoy. Aquellos que permanecen son los mayores y mejores.

Históricamente (de hecho, hasta bien entrado el siglo veinte) el tratamiento de residuos sólidos era muy rudimentario, incluso en los países más desarrollados del mundo. La basura, si es que se recogía, normalmente terminaba en el vertedero local, donde se quemaba al aire libre para controlar tanto el volumen como el peligro que representaba para la salud pública. Hubo que esperar hasta 1950 para que la mayoría de las áreas urbanas de los Estados Unidos renunciaran a estos antiestéticos vertederos abiertos infestados de ratas. Más recientemente, y debido a diversas razones, las tecnologías utilizadas para tratar los residuos han ido incrementando sus prestaciones. Como la cita reseñada al principio de este capítulo ilustra, las actitudes y normas actuales hacen énfasis en la reducción de residuos y el reciclaje con intención de minimizar el volumen y la toxicidad de los materiales de desecho. Los medios de eliminación de los residuos restantes pueden abarcar la incineración, quizá con recuperación de energía, y/o su desecho en vertederos sanitarios cuidadosamente dirigidos y controlados.

9.2. | Residuos RCRA

La Ley de Recuperación y Conservación de Recursos (RCRA) es el estatuto federal de máxima importancia que administra los residuos sólidos, y cataloga éstos en dos tipos: residuos *peligrosos* y *no peligrosos*. La mayoría de los aspectos en los que se centra el RCRA están descritos en el Subtítulo C, el cual define y regula los residuos peligrosos, no obstante, en este capítulo queremos tratar el Subtítulo D, residuos no peligrosos (Figura 9.1). De los

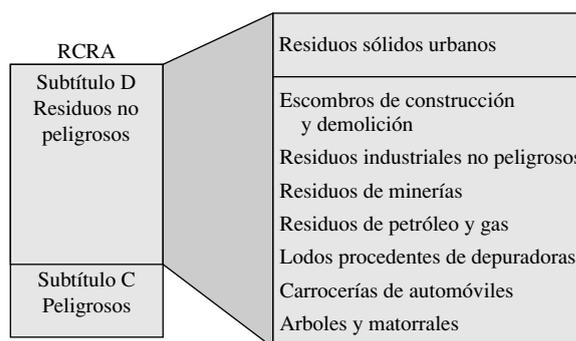


FIGURA 9.1. Cerca del 95% de los residuos sólidos regulados por la RCRA entran en la categoría de no peligrosos, de los cuales un 2% están constituidos por residuos sólidos urbanos (RSU).

aproximadamente 12 mil millones de toneladas anuales de residuos no peligrosos, la mayoría son generados por la industria durante la extracción de la materia prima, su procesamiento y la fabricación del producto. A pesar de ello, la mayor parte de este capítulo se centrará en el 2% aproximadamente de residuos totales que configuran la categoría de Residuos Sólidos Urbanos (RSU).

La magnitud de las tareas de extracción de los minerales necesarios para abastecer la demanda social de metales es monumental. La excavación de minas, separación de minerales y el desecho de los residuos sobrantes crean enormes problemas ambientales estéticos, económicos y energéticos. La Tabla 9.1 ofrece un cálculo de las cantidades típicas de materiales que deben transportarse y procesarse para producir algunos de los metales más importantes. La producción de los metales y otros materiales básicos utilizados en nuestra sociedad requiere considerables cantidades de energía, lo que conlleva un coste y unos impactos ambientales propios. En algunos casos, como es el del aluminio, el coste de la energía es un porcentaje importante sobre el coste total de producción, lo que ofrece un incentivo para reciclarlo en lugar de producirlo a partir de su materia prima.

Incluso aunque el volumen de los RSU es muy pequeño en comparación con los demás sectores, conviene recordar que todo ese residuo industrial que se crea durante el proceso de abastecimiento procede de objetos que, en último término, pueden acabar en nuestro cubo de basura. Consumir menos ahorra no sólo residuos urbanos, sino que también reduce la energía, materiales y residuos asociados con el abastecimiento de ciertos artículos sin los cuales podríamos vivir. Claramente, necesitamos dirigir nuestra atención a la totalidad de los procesos que conforman los productos que nuestra sociedad aparenta creer necesarios, y no únicamente al tratamiento de los residuos de los consumidores.

TABLA 9.1. Mineral necesario para producir 100 kg de producto

Mineral	Calidad media (%)	Mineral (kg)	Producto (kg)	Residuo (kg)
Aluminio	2	435	100	335
Cobre	0,91	10.990	100	10.890
Hierro	40	250	100	150
Plomo	2,5	4.000	100	3.900
Níquel	2,5	4.000	100	3.900
Otros (media)	8,1	1.234	100	1.134

Fuente: Basado en datos de Young, 1992.

9.3. Residuos sólidos urbanos

Antes de que podamos considerar con mayor cuidado los flujos de materiales e impactos ambientales de los residuos, será necesario ofrecer algunas definiciones. La Figura 9.2 refleja algunos de estos términos.

Residuos sólidos son residuos que no son líquidos o gaseosos, tales como bienes duraderos y no duraderos, envases, paquetes, papeles, instrumentos averiados y residuos inorgánicos misceláneos.

Residuos sólidos urbanos (RSU) son residuos sólidos procedentes de fuentes industriales, institucionales, comerciales y residenciales. No incluyen objetos tales como residuos derivados de la construcción, chasis de automóviles, cienes urbanos, ceniza y residuos derivados de procesos industriales, lo que abarca cierto tipo de residuos que pueden desecharse en incineradoras o vertederos municipales.

Desperdicios, son residuos animales y vegetales derivados de la preparación, cocina y servicio de los alimentos. Este tipo de residuo es materia orgánica putrefactible. Las cocinas domésticas, los restaurantes y los mercados son las principales fuentes de desperdicios, pero el término no incluye habitualmente residuos derivados de grandes plantas de procesamiento de alimentos, como las envasadoras, embaladoras, conservadoras y mataderos.

La basura consiste en latas de conserva, periódicos, neumáticos, embalajes, restos de podas, botellas, aparatos eléctricos, plásticos, etc. Se incluyen tanto los residuos sólidos combustibles como los no combustibles, pero los desperdicios no se incluyen en la basura. Dentro de este apartado conviene distinguir *basura combustible* de la *no combustible*.

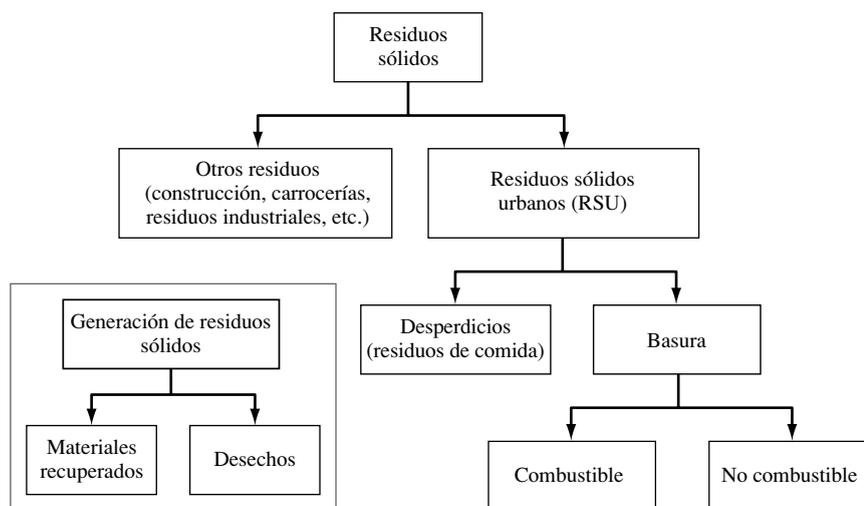


FIGURA 9.2. Ilustración de algunos términos empleados en el tratamiento de residuos sólidos.

Generación alude a las cantidades de materiales y productos que entran en la cadena de residuos. Las actividades que reducen la cantidad o *toxicidad* de los residuos antes de que éstos entren en el sistema de residuos municipal, como las botellas retornables o las bolsas reutilizables no se incluyen en este apartado.

Recuperación de recursos es el término utilizado para definir la separación de determinados materiales de la cadena de residuos con el propósito de reciclarlos o de fabricar *compost* a partir de ellos.

Los *desechos* son los residuos sólidos que permanecen después de la separación de los materiales destinados al reciclaje y al compostaje. Éstos son los materiales que se queman o entierran. En otras palabras,

$$\text{Residuos generados} = \text{material recuperado} + \text{desechos} \quad (9.1)$$

Generación de RSU en los Estados Unidos

La EPA calcula que los Estados Unidos generaron 246 toneladas de residuos sólidos urbanos en 2005, lo que es aproximadamente 4,5 libras por persona al día. Como muestra la Figura 9.3, los productos derivados del papel y el cartón son el mayor componente individual de los RSU (34,2% al peso; otro 37% aproximadamente se halla dividido equitativamente entre embalajes de alimentos y productos plásticos). La Figura 9.4 muestra el crecimiento histórico en la generación de RSU, por fuente. A lo largo de los años, el mayor componente individual —el papel y derivados— creció constantemente hasta 2000, pero finalmente parece estar estabilizándose. Una categoría que continúa creciendo continuamente son los plásticos.

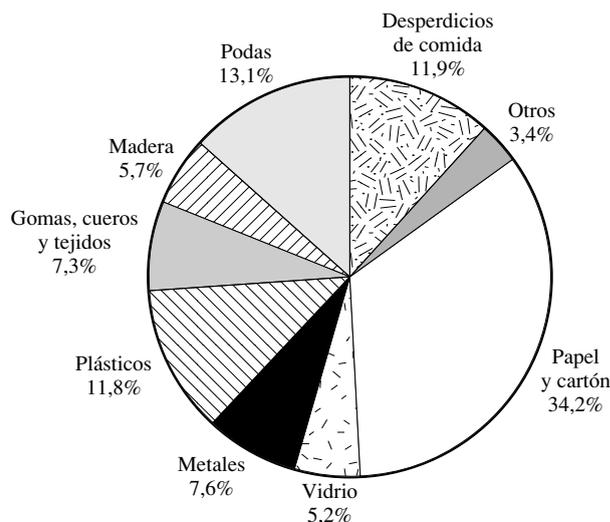


FIGURA 9.3. Materiales generados en RSU por peso, 2005. El total generado fue de 246 millones de toneladas.

(Fuente: U.S. EPA, 2006a.)

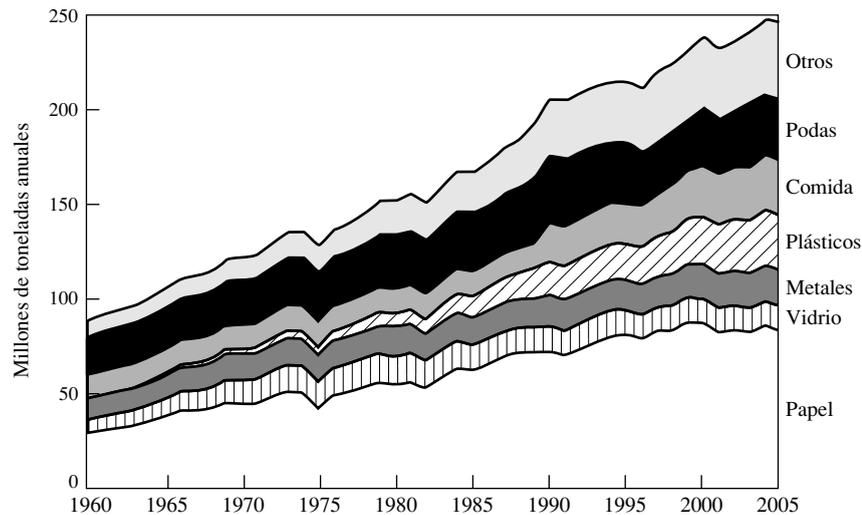


FIGURA 9.4. Materiales generados en RSU, de 1960 a 2005.
(Fuente: U.S. EPA, 2006a.)

9.4. Tratamiento de residuos sólidos

El tratamiento de los residuos sólidos urbanos incluye la recuperación de materiales para el reciclaje y el compostaje, la combustión con o sin recuperación de energía, y su deposición final en vertederos u otros emplazamientos (Figura 9.5).

Sistema integrado de tratamiento de residuos sólidos

Existe un método denominado *sistema integrado de tratamiento de residuos sólidos* orientado a servir de ayuda y guía de las decisiones que se toman sobre los residuos generados, el reciclaje de materiales y su desecho último. Un esbozo de algunos de los aspectos más destacados del sistema integrado de tratamiento de residuos sólidos aparece en la Tabla 9.2. A la reducción de fuentes y el reciclaje en casi todas las circunstancias se le otorga máxima prioridad, y es fácil comprender el por qué:

- Reduce la cantidad de residuos sólidos a ser quemados y/o enterrados.
- Reduce la contaminación asociada a la extracción, uso y desecho de los recursos.
- Reduce la velocidad de consumo de los recursos no renovables.

Mientras que el orden en que se listan los datos de la Tabla 9.2 se ha establecido con el propósito de indicar una escala de prioridades, tal escala no es estricta. Por ejemplo, si un sistema de embalaje o empaquetado es más ligero o utiliza menos material ¿Será por ello mejor para nuestros propósitos que un sistema que emplea mayor cantidad de material? Si éste último se desarrolla a partir de componentes que pudieran reciclarse con mayor facilidad, podría ser mejor que el primero. O quizá la combustión del material más pesado en una incineradora es inocua, o más limpia, mientras que el material ligero puede liberar tóxicos, lo que lo hace inapropiado para su quema.

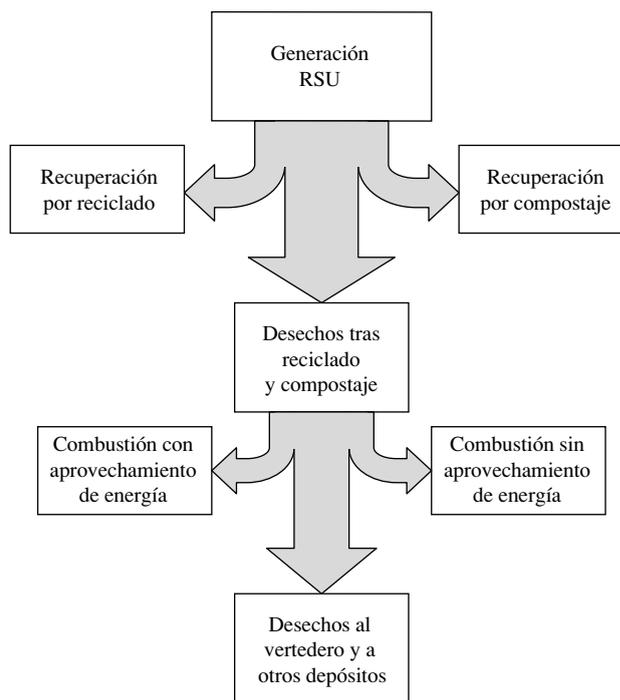


FIGURA 9.5. Tratamiento de RSU generados. Incluye recuperación para reciclaje y compostaje, combustión con y sin captura de energía, y su desecho final en vertederos.

TABLA 9.2. Sistema integrado de tratamiento de residuos sólidos

Disminución de fuentes

- Reducir la toxicidad
- Minimizar envoltorios y embalajes
- Reutilización de productos
- Productos más duraderos
- Compostaje y fabricación de mantillo

Reciclaje

- Recogida
- Procesado
- Utilización de materiales reciclados en productos
- Compostaje

Eliminación

- Combustión con recuperación de energía
- Vertedero
- Incineración sin recuperación de energía

Las prioridades de eliminación indicadas en la Tabla 9.2, que aparentan anteponer la combustión con recuperación de energía al desecho en vertederos, son discutibles. No sólo las características de combustión del residuo afectan a la decisión, sino que también repercute la relativa adecuación de la topografía y meteorología locales, y necesita evaluarse para optar por vertederos frente a incineradoras. La historia de la combustión de los RSU ha esta-

do sometida a constantes cambios. En 1960, cerca un 30% de los RSU se quemaban en incineradoras sin controles de contaminación del aire ni recuperación de energía. A medida que creció la preocupación por la calidad del aire en la década de 1960 y 1970, aquellas viejas incineradoras se cerraron, y la fracción de desperdicios que se quemaba cayó hasta un 10% a inicios de los 1980. Con la innovación de las incineradoras con controles de emisiones y recuperación de energía, la cantidad de RSU quemados aumentó rápidamente a finales de los 1980, elevándose hasta un 16% en los inicios de la década de 1990, pero su funcionamiento ha demostrado ser ligeramente problemático, y ha experimentado un crecimiento muy pequeño desde entonces.

Estado del sistema integrado de tratamiento de residuos en EEUU

La repercusión del sistema integrado de tratamiento de residuos puede demostrarse con algunas estadísticas. De las 246 toneladas de RSU generadas en los Estados Unidos en 2005, apenas un tercio se recuperaba para su reciclaje o compostaje, lejos del 7% en 1960 y del 17% en 1990. De la cadena de residuos que no se reciclaba, un 80% se destinaba a los vertederos y el resto se incineraba con recuperación de energía. Como puede apreciarse en la Figura 9.6, la cantidad de RSU enviados a los vertederos ha permanecido relativamente estable e incluso ha disminuido algo durante los últimos 25 años, a pesar de un incremento cercano al 50% de la población.

La cantidad de RSU típica generada en los Estados Unidos es, cuando menos, el doble de la mayoría de los países europeos, como muestra la Tabla 9.3. Los porcentajes de residuos generados que se almacenan en vertederos y las densidades de población se muestran también en la Tabla. Aunque existe una cierta correlación entre la densidad de población y el vertido, hay algunas excepciones notables. En los países con escasa población, como

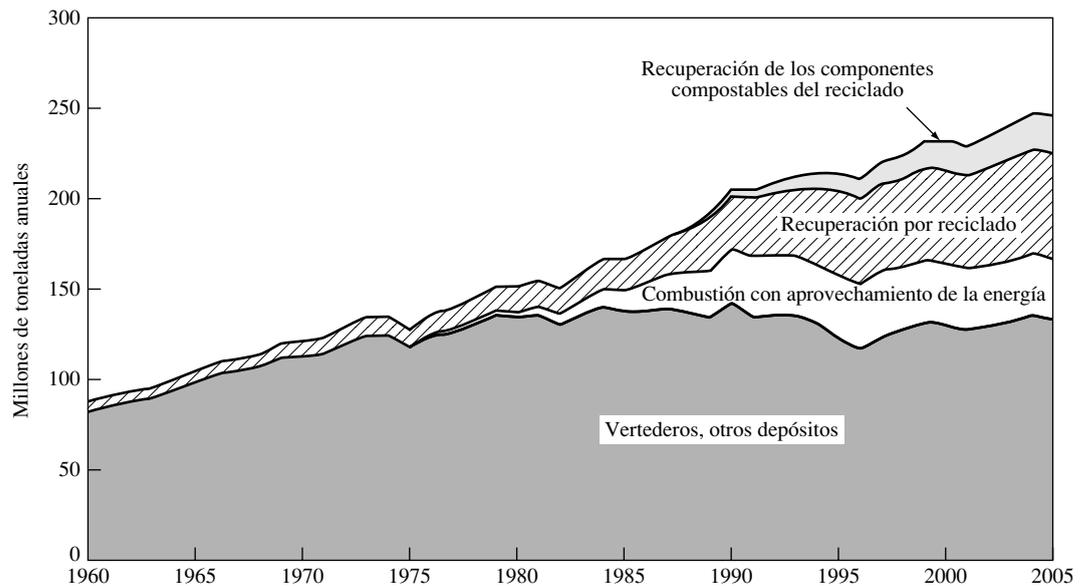


FIGURA 9.6. Evolución en la generación, recuperación y eliminación de residuos sólidos urbanos, desde 1960 hasta 2005. El desecho en vertederos alcanza su máximo en 1990.

(Fuente: U.S. EPA, 2006a.)

TABLA 9.3. Residuos sólidos urbanos en determinados países^(a)

País	Año de cálculo	Generación per cápita (kg/año)	Porcentaje de desecho en vertederos (%)	Porcentaje incinerado (%)	Densidad de población relativa
Australia	1980	681	98	2	0,1
Austria	1988	355	68	8	3,4
Canadá	1989	625	84	9	0,1
Francia	1989	303	45	41	3,8
Alemania	1987	318	66	30	9,2
Italia	1989	301	31	16	7,1
Japón	1988	394	33	64	12,1
España	1988	322	77	5	2,9
Inglaterra	1989	357	78	14	8,7
Estados Unidos	1993	730	62	16	1,0

^(a) Algunos datos pueden no ser comparables debido a las diferencias en las técnicas de informe.

Fuente: Instituto de Recursos Mundiales, 1992, y U.S. EPA, 1994.

Australia y Canadá, la práctica habitual consiste en arrojar a vertederos un porcentaje elevado de sus residuos, como cabría esperar, mientras que los países densamente poblados, como Japón o Italia tienden a incinerar más. Japón, por ejemplo, tiene una densidad de población 12 veces mayor que los Estados Unidos, y arroja a sus vertederos sólo un 33% de sus residuos sólidos urbanos, al tiempo que destinan un 64% a la incineración. El Reino Unido se halla también mucho más densamente poblado que los EE.UU y, por el contrario, envía mayores cantidades de residuos a los vertederos que éstos.

9.5. Reducción de fuentes

«La basura que no se genera no tiene que recogerse», es un concepto suficientemente simple, sin embargo, en los Estados Unidos, ha tenido que transcurrir el tiempo para reconocer la atención que merece, demorándola con respecto a otros países desarrollados del mundo, en especial con aquéllos de modestos recursos internos y terreno limitado, como es el caso de Alemania y Japón.

Estrategias de diseño y productos verdes

El diseño que se preocupa por reducir los impactos ambientales asociados con la fabricación, uso y eliminación de los productos constituye una parte importante de cualquier estrategia de prevención de contaminación. Afortunadamente, las compañías que diseñan productos verdes y los negocios que las utilizan están hallando que los beneficios de mercado, como balance final, van más allá de un simple esfuerzo bienintencionado.

Diversas estrategias se han identificado como contribuyentes a las prácticas de diseño verde, tales como las descritas a continuación (Keoleian et al., 1994).

Selección del Material. Una etapa crítica en el desarrollo de un producto es la selección de materiales apropiados. En diseño verde, se intenta evaluar los impactos ambientales

asociados con la adquisición, el procesamiento, el uso y la retirada de los materiales en consideración. En algunos casos, sustituir un material por otro puede tener un impacto moderado sobre la calidad y el precio del producto resultante, pero puede conllevar unas consecuencias ambientales cuyo impacto resultara considerable.

Los diseñadores actuales cuentan con un amplio rango de materiales entre los que elegir a la hora de desarrollar sus productos. Algunos de éstos ofrecen una fuerza superior y resultan más ligeros que los materiales tradicionales como el acero y el aluminio. Las aleaciones de alta resistencia y los plásticos están desplazando rápidamente los metales empleados en el pasado. Por ejemplo, los cables de telecomunicaciones que utilizaba AT&T en los años 1950 estaban hechos a partir de acero, plomo y cobre, con pequeños porcentajes de aluminio, y alrededor de un 1% de plástico. A mediados de la década de 1980, el polietileno ha reemplazado prácticamente todo el plomo que se utilizaba como recubrimiento de dichos cables, de modo que la fracción de plásticos es, en la actualidad, superior al 35%. Tal progreso continúa con los cables de fibra óptica, que están sustituyendo a los cables de cobre tradicionales, dado que pesan apenas el 3% y utiliza sólo un 5% de energía (OTA, 1992).

Un aspecto especialmente importante de la selección de materiales es la necesidad de reducir su toxicidad siempre que esto sea posible. Las sustancias tóxicas utilizadas en productos pueden entrañar riesgos ambientales serios cuando estos productos se encuentran en uso, así como en la cadena de residuos. Las sustancias tóxicas emitidas de los productos diarios de consumo doméstico, como los compuestos orgánicos volátiles que se liberan de materiales de edificios y de los adhesivos, insecticidas, pinturas y disolventes que almacenamos en el garaje tienen potencial para causarnos daños directos al entrar en contacto con ellas, y ese daño puede permanecer cuando éstas acaben en vertederos o incineradoras. Junto con estos productos, los metales pesados, como el plomo, cadmio, cromo, mercurio arsénico, cobre y zinc, son de uso frecuente en productos de consumo y componentes especialmente peligrosos de los RSU. Los ejemplos de fuentes de metales pesados en la cadena de residuos urbanos se muestran en la Tabla 9.4.

TABLA 9.4. Ejemplos de fuentes de metales pesados en los RSU

Metal	Aplicaciones
Arsénico	Conservantes de la madera, pesticidas caseros
Cadmio	Baterías recargables Cadmio-Níquel; pigmentos de plásticos, tintas de color de impresoras (revistas catálogos), y esmaltes (cerámicas, porcelanas)
Plomo	Baterías de automóviles, estaño (cañerías, aparatos electrónicos, latas de conserva), pigmentos y estabilizantes de plásticos, cristales, cerámicas
Mercurio	Pilas, baterías, tubos fluorescentes, fungicidas, pinturas
Zinc	Pilas de linterna, Productos derivados del caucho (neumáticos)

Sistema de extensión de vida de un producto. Los productos que no se desgastan tan rápidamente no tienen que cambiarse tan frecuentemente, lo que normalmente significa que se ahorran recursos, y se generan menos desperdicios. En ocasiones los productos se desechan por razones que no tienen que ver con su tiempo de vida potencial, como ocurre con los ordenadores que quedan obsoletos y las prendas de ropa que cambian con la moda, pero muchos productos pueden permanecer prestando un servicio durante largos periodos de tiempo si están diseñados para ser duraderos, reutilizables, retornables, reciclables o reparables.

Prolongar el tiempo de vida del producto, por supuesto, significa que los consumidores cambian sus productos con menor frecuencia, lo que se traduce en un volumen de ventas

disminuido. Esta perspectiva poco alentadora desde el punto de vista de mercado podría cambiar si la demanda futura de los consumidores se vuelca en la adquisición de productos verdes.

Extensión de vida de los materiales. Una vez que un producto ha alcanzado el final de su vida útil, los materiales a partir de los cuales se fabricó pueden seguir teniendo un valor económico y la reutilización de éstos puede evitar su desecho. El parámetro de diseño clave para ampliar la vida de los materiales es la facilidad con la que estos productos puedan ser reciclados cuando alcancen el final de vida útil. Los fabricantes están comenzando a tener que enfrentarse con leyes y otras presiones tanto para recoger los productos que los consumidores han agotado como para asegurar de algún modo que una fracción significativa de sus productos será reciclada.

Europa ha liderado el camino en este aspecto, y teniendo en cuenta la importancia de este mercado, muchos grandes comerciantes incluyen diseños de desmontaje y reciclaje, sin importar el lugar de venta de sus productos. Los mandatos acerca del reciclaje de determinados productos se han realizado, lo que incluye la gestión de vehículos al final de su vida útil (ELV), ley que exige que el reciclaje y la reutilización del 80% de éstos, cifra que se espera aumentar en 2015 hasta el 90%. Los vehículos sólo pueden desecharse como chatarra en plantas de tratamiento autorizadas, a las cuales están obligadas a cumplir exigentes estándares medioambientales. El coste de estas plantas se subvenciona en gran parte con fondos procedentes de los fabricantes de vehículos.

Una medida similar denominada *Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos* (RAEE) se centra en mantener materiales peligrosos fuera de los vertederos. Los Estados Unidos están comenzando a seguir este sistema encabezado por Europa y, en 2006, diversos fabricantes de ordenadores comenzaron a desarrollar programas de recogida de ordenadores y otros productos electrónicos. Algunos de éstos cargan una cuota en nómina, otros son gratis y algunos ofrecen a los consumidores un reembolso por el aparato devuelto.

Reducción en la intensidad material. Las estrategias de diseño verde abarcan la reducción de la cantidad y/o toxicidad del material necesario para fabricar un producto dado, manteniendo la utilidad y el valor del producto. Los cambios en la tecnología de las baterías ofrecen un buen ejemplo. En 1974, una batería de coche típica contenía unas 30 libras de plomo, pero las baterías modernas emplean menos de 20. Las baterías domésticas (pilas) comunes actualmente utilizan mucho menos mercurio que en el pasado, y diversas técnicas incorporan materiales que son mucho menos tóxicos.

La historia de los envases de bebidas ofrece otro ejemplo de grandes reducciones en la intensidad material. Las botellas no retornables de 500 cl, por ejemplo, son un 37% más ligeras de lo que eran en los 1970. Una reducción del material similar de las latas de aluminio, las de acero y las botellas plásticas de tereftalato de polietileno (PET) se muestra en la Tabla 9.5.

TABLA 9.5. Reducción de masa en los envases de bebida

Tipo de envase	1970s (g)	1992 (g)	Porcentaje de cambio (%)
Botella de cristal, no retornable (0,50 L)	344	218	- 37
Lata de acero (0,33 L)	48	33	- 31
Lata de aluminio (0,33 L)	20	16	- 22
Botella de PET (2 L)	66	54	- 18

Fuente: Franklin Associates, 1994.

Tratamiento en el procesado. La fabricación de productos demanda materias primas y energía, los cuales, a menudo, pueden gestionarse de manera más eficaz.

La energía necesaria para fabricar un producto es un factor importante en la evaluación del ciclo de vida. Las mejoras en los procesos como la recuperación del calor desprendido de los residuos, la utilización de motores más eficaces, y la iluminación de alto rendimiento son casi siempre rentables. Puesto que los motores eléctricos representan dos tercios de la electricidad utilizada por la industria (y casi la mitad de la electricidad empleada en Estados Unidos para satisfacer la demanda), éste es un buen lugar donde buscar mejoras en la eficiencia. No es raro hallar motores de tamaño excesivo y que funcionan a una velocidad constante, atributos estos que contribuyen a un bajo rendimiento energético. Cuando los motores se utilizan para bombear fluidos, la tasa de bombeo se controla habitualmente ajustando las válvulas o amortiguadores en vez de ajustar la velocidad del motor en sí, lo que supone un desperdicio de electricidad. Los aparatos electrónicos nuevos de velocidad de transmisión ajustable, junto con motores más eficaces, pueden ahorrar hasta la mitad de la energía empleada en condiciones normales.

Una mejor gestión de los materiales pueden conllevar también a la reducción de impactos medioambientales. Los residuos pueden minimizarse mediante cálculos cuidadosos y el orden en la entrada energética necesaria, especialmente cuando se trata de materiales peligrosos, así como mediante un control meticuloso de inventario.

Eficiencia de distribución. Los métodos de empaquetado y transporte de productos afectan en gran medida al consumo de energía total y a los impactos ambientales asociados con esos productos.

Los costes de transporte se ven afectados por la cantidad y el tipo de material transportado, los cuales a su vez, se ven influidos por el empaquetado, la distancia de viaje y el tipo de transporte. La topografía del recorrido a cubrir y la velocidad necesaria para la entrega a tiempo determinan el tipo de transporte. En general, el transporte en barco es la opción de menor intensidad energética, seguida por el tren, el camión y el aire, siendo esta última la más rápida pero la que demanda más energía por tonelada/milla transportada. Si los conductos de distribución son una opción (como por ejemplo, el transporte de petróleo a través de oleoductos), pueden incluso ser de menor intensidad energética por tonelada/milla que el transporte en barco. El empaquetado puede considerarse un componente de la distribución. La reducción en la cantidad del embalaje puede reducir los costes ambientales de distribución, pero podría incrementar el deterioro del producto si éste resultara dañado o perdiera frescura. La utilización de materiales reciclados para el empaquetado, junto con estrategias que reduzcan la cantidad de embalaje puede contribuir a reducir los costes del ciclo de vida ambiental. Una vez más, Europa encabeza el movimiento de ayuda para reducir los residuos derivados del empaquetado. Alemania, por ejemplo, hace tiempo que responsabiliza a los fabricantes y distribuidores de la labor de eliminación de los embalajes de sus productos. Su Ley de Residuos de Empaquetado exige a los fabricantes y distribuidores la recuperación y el reciclaje de estos residuos.

Etiquetas ecológicas

Las investigaciones han demostrado de manera firme que los consumidores optan por la adquisición de productos respetuosos para con el medio ambiente, incluso aunque su coste sea ligeramente más elevado. Claramente, las evaluaciones del ciclo de vida (LCA) anterior-

mente descritas, una lista detallada de emisiones LCA, y las entradas energéticas e impactos ambientales de eliminación de residuos bastarían para abrumar a cualquier consumidor. En el extremo opuesto se hallan una serie de términos relativamente ambiguos, como «reciclable», «reciclado», «ecológicamente seguro», «respetuoso con el ozono», y «biodegradable» que a menudo aparecen en las etiquetas de productos. Sin un estándar uniforme y consistente para tales términos, con frecuencia estas etiquetas carecen de significado o son engañosas. Por ejemplo, todos los jabones y detergentes han sido «biodegradables» desde los años 1960, y los aerosoles «libres de CFC, respetuosos con el ozono» han estado regulados por norma en los Estados Unidos desde la prohibición de los CFC para tales aplicaciones desde 1978. Pero tales etiquetas que alegan que un producto es «ecológicamente seguro» o «seguro para el medio» habitualmente carecen de respaldo dado que estos términos no poseen una definición de características exacta.

Es, por tanto, evidente, que un sistema de etiquetado creíble que certificara que los productos y empaquetados portadores de tales etiquetas reunieran determinados estándares ambientales, sería un poderoso motivador en el mercado. Es interesante saber que la EPA en cierta ocasión propuso la fundación de una etiqueta ecológica nacional, pero desde que se abandonó la idea éstas han pasado a las manos del sector privado. De este modo, existen en la actualidad diversas etiquetas ecológicas competentes promulgadas por organizaciones privadas en los Estados Unidos. Las etiquetas «*Sello Verde*» (Green Seal) incorporan un sello de diseño simple y global de aprobación de los productos de consumo, análogo a las etiquetas certificadas por laboratorios en dispositivos eléctricos o el Sello de Aprobación Doméstico (Good Housekeeping Seal of Approval). Los Sistemas de Certificado Científico (SCC), por otra parte, desarrollan programas estándares y certificados para fabricantes, como el certificado de *Elección Sostenible SCC* para productos de la construcción. El certificado SCC se basa en un sistema de clasificación multifacético que incluye aspectos tales como la salud pública y ambiental, energía renovable y eficaz, materiales reciclados, corporación ambiental y responsabilidad social, y gestión y reutilización sostenible de materiales al final de su vida útil.

A diferencia de los Estados Unidos, en otras partes del mundo prevalecen las etiquetas nacionales. Ejemplos de estas etiquetas se muestran en la Figura 9.7, como el «Ángel Azul» en Alemania, las versiones japonesa e india de una «Marca Ecológica (EcoMark)» y la etiqueta «Opción Ambiental» canadiense.

9.6. | Evaluación del ciclo vital

Todos los tratamientos de residuos sólidos a menudo se centran casi por completo en qué hacer con una cadena de residuos dada, teniendo que decidir entre la incineración del residuo o su enterramiento. A medida que los vertederos se llenan y cierran, y las incineradoras se detienen por un funcionamiento que no cumple las normas vigentes, y las comunidades se inquietan por los riesgos de impactos ambientales derivados de vivir cerca de cada una de estas plantas de tratamiento, surge un nuevo y más amplio enfoque del problema. La utilización de un balance energético y material en cada etapa del ciclo de vida de un producto puede desembocar en nuevos descubrimientos en el ámbito de la preocupación por los residuos sólidos, pero también en los problemas de la contaminación del aire y del agua expuestos en este libro.



Canada (Selección ambiental)



Japón (EcoMark)



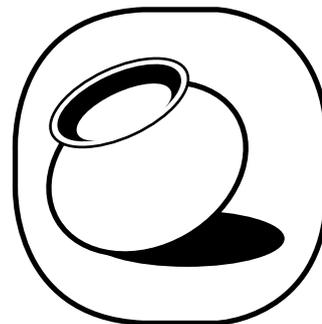
Estados Unidos (Sello verde)



Estados Unidos (Elección sostenible)



Alemania (Angel azul)



India (EcoMark)

FIGURA 9.7. Etiquetas ecológicas del mundo.

Un diagrama conceptual de la *evaluación del ciclo de vida* (LCA) de un producto se representa en la Figura 9.8. Las inversiones incluyen energía y materias primas que se utilizan en cada etapa de la producción, uso y eliminación del producto.

El recuadro central de la figura indica las diversas etapas en el ciclo de vida del producto, lo que incluye la adquisición y procesamiento de materiales (extracción, fusión, etc.) la fabricación real del producto en sí, el empaquetado y la distribución de éste, el uso y, finalmente, su eliminación. Los desechos son el aire y el agua efluentes y los residuos sólidos generados

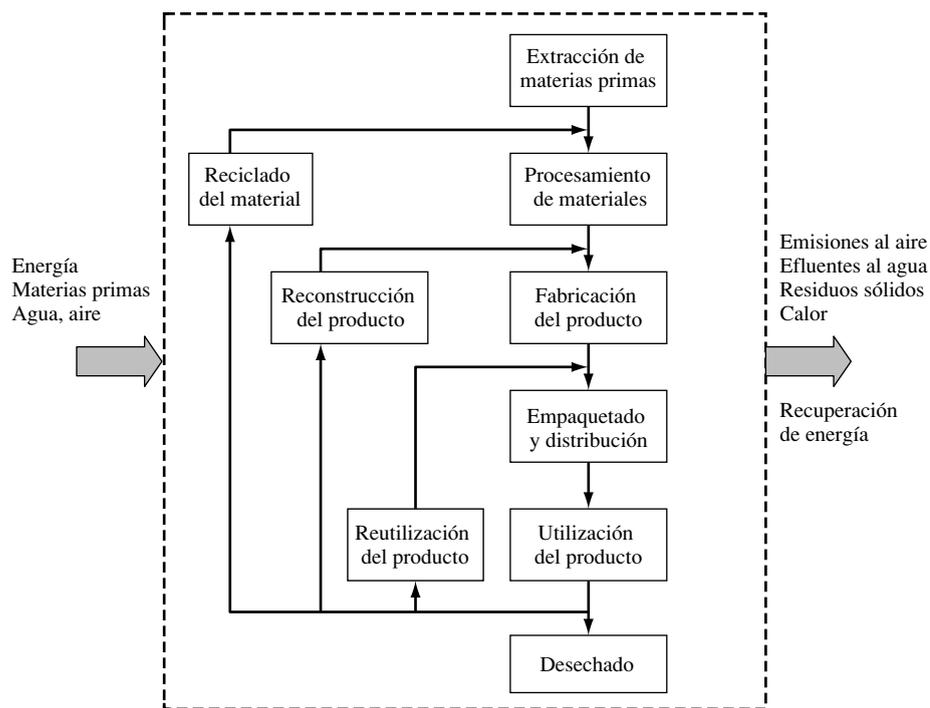


FIGURA 9.8. Ciclo de vida de un producto. Aclara los términos reutilización, reconstrucción y reciclado

asociados a cada etapa, junto con el calor residual disipado en el medio, más la energía que pudiera recuperarse durante la eliminación.

La Figura 9.8 ayuda a definir algunos de los términos que se utilizan para describir el potencial de recuperación de los materiales en el ciclo de vida del producto.

- La *reutilización* de un producto en la misma aplicación para la cual se construyó ahorra energía y recursos. Por ejemplo, una bolsa de plástico puede llevar comestibles del mercado a casa una y otra vez, y un vaso de poliestireno puede utilizarse varias veces antes de su eliminación. Un producto puede reutilizarse con otros propósitos, como ocurre cuando se utilizan recipientes de cristal en talleres para guardar tornillos o clavos.
- La *reconstrucción* alude al proceso de recomponer un producto para dejarlo en condiciones óptimas de consumo. La reconstrucción comienza por desmontar completamente el producto, limpiar y restaurar las partes reutilizables y almacenar esas partes en el inventario. Este inventario, junto con partes nuevas, se utiliza para reconstruir productos de idéntica calidad a las unidades nuevas. Algunas personas distinguen entre la reconstrucción y la reparación. La reparación significa que sólo esas partes que han fallado se reemplazarán. Por ejemplo, los componentes con fallos de funcionamiento de un teclado electrónico podrían reemplazarse en lugar de tirar el producto entero.
- El *reciclaje* es el término empleado para describir el acto de recuperar materiales de la cadena de residuos y someterlos a un reprocesado, de modo que se convierten en materias primas para nuevas aplicaciones.

Un ejemplo de evaluación del ciclo de vida: los vasos de poliestireno

Como ejemplo del valor (y la dificultad) de ejecutar una evaluación de un ciclo de vida completo, considérese una comparación de los impactos medioambientales entre el recipiente desechable, de 8 oz, hecho de espuma de poliestireno con los vasos similares fabricados a partir de papel sin revestir (Hocking, 1991). Como muestra la Tabla 9.6, las materias primas necesarias para los dos tipos de vasos son muy distintas. Un vaso de papel necesita unos 21 g de madera más 1,2 g de sustancias químicas para producir un vaso de 8,2 g, mientras que un vaso de poliestireno de 1,9 g necesita 2,4 g de petróleo crudo más 0,08 g de otras sustancias químicas. Desde la perspectiva de los materiales necesarios, es muy difícil comparar los

TABLA 9.6. Evaluación del ciclo de vida de vasos desechables (por 1.000 vasos)

	Vaso de papel (8,3 g)	Vaso poliestireno (1,9 g)
<i>Materias primas</i>		
Madera y corteza (kg)	21	0
Petróleo crudo (kg)	0	2,4
Otras sustancias químicas (kg)	1,2	0,08
<i>Energía necesaria</i>		
Calor de procesado (kg petróleo)	1,8	1,9
Electricidad (kg petróleo) ^(a)	2	0,15
<i>Agua efluente</i>		
Volumen (m ³)	1	0,05
Sólidos en suspensión (g)	80	1
DBO (g)	90	0,4
Organoclorados (g)	20	0
Sales inorgánicas (g)	500	30
Fibra (g)	10	0
<i>Emisiones aéreas</i>		
Cloro (g)	2	0
Dióxido de cloro (g)	2	0
Sulfuros reducidos (g)	10	0
Partículas (g)	20	0,8
Monóxido de carbono (g)	30	0,2
Óxidos nitrosos (g)	50	0,8
Dióxido de azufre (g)	100	7
Pentano (g)	0	80
Etilbenceno, estireno (g)	0	5
<i>Potencial de reciclaje/reutiliz.</i>		
Reutilización	Posible	Fácil
Reciclaje	Aceptable	Bueno
<i>Eliminación</i>		
Incineración	Limpia	Limpia
Recuperación de calor (MJ)	170	80
Masa a vertedero (m ³)	8,3	1,9
Volumen en vertedero (m ³)	0,0175	0,0178
Biodegradabilidad (vertedero)	Sí	No

^(a) Calculado utilizando una central eléctrica de combustión de petróleo residual con un rendimiento de un 33%.

Fuente: Basado en datos de Hocking, 1991.

impactos ambientales asociados a la explotación forestal con los asociados con la perforación-extracción, el transporte y el procesado del petróleo.

En términos de exigencia energética, el procesado de la madera cruda, la extracción de la pasta de papel y el blanqueo del papel kraft para la posterior fabricación del vaso de papel, éste emplea grandes cantidades de calor de procesado (vapor) y electricidad. Si suponemos que el vapor y la electricidad se producen mediante la combustión de petróleo residual, se necesita un total de 3,8 g de combustible por vaso. Convertir el petróleo crudo en poliestireno emplea además unas cantidades significativas de calor y electricidad. El petróleo crudo o el gas natural se descomponen en presencia de vapor para producir etileno o benceno, los cuales se catalizan para producir etilbenceno. El etilbenceno se descompone térmicamente en estireno, que a su vez se convierte en poliestireno. El análisis de Hocking indica que se necesita aproximadamente la misma cantidad de calor procesado por vaso para fabricar poliestireno o blanquear el papel kraft, pero se necesitan unas 13 veces más electricidad para el vaso de papel. Suponiendo que el petróleo arde en una central con un rendimiento de un 33% para producir la electricidad necesaria, el vaso de papel utiliza aproximadamente un 80% más de energía que el vaso de espuma de estireno (3,8 g de petróleo equivalentes por vaso contra 2,1 g). En cualquier caso, si añadimos la materia prima petroquímica necesaria para el vaso de poliestireno, el vaso de papel emplea aproximadamente un 15% menos de petróleo (3,8 g de petróleo contra 4,5 g).

La cantidad de efluentes al aire y al agua es considerablemente mayor en el caso del vaso de papel, aunque la comparación es complicada por el hecho de que los procesos de fabricación del papel y el poliestireno son diferentes. La producción del poliestireno, por ejemplo, emite unas cantidades significativas de pentano (el agente presurizador que ha reemplazado a los clorofluorocarbonos), mientras que la producción del papel no emite en absoluto. A pesar de que el pentano no es una sustancia agresiva para el ozono, puede contribuir a la niebla fotoquímica. De nuevo, sería difícil decidir si las emisiones de pentano derivadas de la fabricación del poliestireno son más importantes que los contaminantes aéreos emitidos durante la producción del papel.

Considérese el uso, la reutilización y la capacidad de reciclaje de cada uno de los dos vasos. Los vasos de poliestireno son más rígidos y resistentes, en especial con los líquidos calientes, y sus cualidades naturales aislantes ayuda a mantener la temperatura de la bebida sin alterar la temperatura de su superficie. Es fácil imaginar la reutilización del mismo vaso de espuma de poliestireno varias veces en una fiesta o una conferencia, al tiempo que la escasa integridad estructural de un vaso de papel lo hace menos propenso a su reutilización. Ambos tipos de recipientes pueden reciclarse, pero el adhesivo utilizado en los vasos de papel, una vez fundido por el calor, lo hace menos atractivo.

En su desecho al final de su ciclo de vida, si los vasos se incineran debidamente, ambos arden de manera limpia y producen la misma cantidad de ceniza. Si la incineración incluye recuperación de energía, el papel produce aproximadamente el doble de calor recuperado por vaso. En cualquier caso, los vasos de papel son biodegradables (aunque de biodegradación lenta), lo que significa que ocupan menos espacio, pero su degradación produce un gas invernadero potente, el metano, y los líquidos que se filtran a través del vertedero contribuyen al DBO del lixiviado. Si el vertedero está bien gestionado, el metano y el lixiviado se controlan con facilidad, pero si su gestión es mala, podría ser mejor tratar con el poliestireno no biodegradable.

Como resulta evidente a estas alturas, los análisis del vaso de papel comparado con el de poliestireno ilustran la dificultad de alcanzar conclusiones sólidas con las que ejecutar una evaluación del ciclo de vida. Al margen de las numerosas suposiciones que deben hacerse

para establecer cualquiera de las comparaciones numéricas, ¿Qué conclusiones pueden listarse cuando ambos producen tipos diferentes de impactos ambientales? Quizás la conclusión de Hocking de que «habría que conceder al vaso de espuma de poliestireno una evaluación mucho más justa en relación a su impacto ambiental, lejos de la que ha recibido durante los últimos años» (Hocking, 1991, p. 745) es una de las afirmaciones más aventuradas que pueden hacerse en este debate contradictorio.

Envases de refrescos

Otro ejemplo de análisis de ciclo de vida. Considérese la comparación de los impactos ambientales asociados con diversos envases de refresco habituales. Las exigencias energéticas, las emisiones de aire y agua, y el volumen de los residuos sólidos de cada sistema de envasado se presentan en la Tabla 9.7. Para casi todas las medidas, las botellas retornables de cristal son las que causan un impacto ambiental mínimo. Desafortunadamente, aunque eran comunes en el pasado, los supermercados y otros mayoristas han ido optando por las desechables para evitar tener que recogerlas y almacenarlas (aunque aquellas todavía siguen utilizándose en Europa). Estableciendo una comparación, las botellas desechables de plástico utilizan varias veces más energía, y las emisiones y los residuos sólidos generados por su fabricación son también mayores.

TABLA 9.7. Impactos ambientales asociados con la producción de 1 litro de refresco en diversos envases

Tipo de envase	Energía (kJ/L)	Emisiones de aire (g/L)	Emisiones de agua (g/L)	Residuo sólido (10^{-4} m^3)
Botella retornable de cristal, 500 ml, usada 8 veces	4.290	6,5	1,0	2,2
Botella no retornable de cristal, 500 ml	9.700	18,2	2,0	6,7
Botella no retornable de cristal, 1 L	10.200	19,8	2,1	7,5
Botella no retornable de cristal, 0,29 L	11.600	22,0	2,4	8,1
Botella PET, 0,47 L	8.810	11,1	1,9	3,4
Botella PET, 1L	7.110	8,9	1,6	2,6
Botella PET, 2L	5.270	6,7	1,2	1,8
Botella PET, 3L	5.180	6,5	1,2	1,7
Lata de aluminio, 0,33L	9.170	11,0	3,2	1,6

Fuente: Rhyner *et al.*, 1995, basado en datos de Sellers, 1989.

En los Estados Unidos, las botellas de plástico y las latas de aluminio se han convertido en los recipientes más empleados. Aunque no son tan respetuosos con el medio como las botellas retornables, desde el punto de vista energético ambas resultan mejores que las botellas de cristal desechables. No obstante, comparando las emisiones del agua y del aire derivadas de la fabricación de los recipientes de cristal, tereftalato de polietileno (PET), y aluminio, éstas son más difíciles de lo que la tabla indica, puesto que los tipos de contaminación de cada uno serán considerablemente diferentes.

9.7. Tratamiento de residuos, energía y gases de efecto invernadero

Un análisis de las emisiones de un gas de efecto invernadero (GHG) debe abarcar una larga serie de pasos, desde la extracción y procesamiento de las materias primas, la fabricación de los productos, el transporte de estos productos al mercado, las preferencias de los consumidores, la recogida de residuos, el reciclaje o compostaje y el tratamiento final de los desechos que acaban en vertederos o incineradoras. En cada paso, desde la extracción de minerales hasta la eliminación de residuos, existen emisiones de gases de invernadero (GHG) que pueden verse afectadas por el sistema de tratamiento de residuos sólidos. La mayoría de los procesos liberan GHG, pero algunos pueden ayudar a reducirlos mediante el incremento de carbono almacenado en vertederos o derivados del incremento del crecimiento de la biomasa procedente del compostaje de materiales orgánicos. La Figura 9.9 resume estas posibilidades, así como la siguiente lista ayuda a describir los factores:

- *Emisiones desprendidas de la quema de combustibles fósiles* durante la fabricación, transporte, utilización y eliminación de los productos que entran en la cadena de residuos.
- *Emisiones de fabricación no relacionadas con la energía*, como el CO₂ liberado cuando la caliza se convierte en cal para la fabricación del hormigón y el acero.
- *Emisiones de metano (CH₄)* de los vertederos.
- *Emisiones de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso (N₂O)* derivados de la combustión de residuos.
- *Secuestro de carbono* en materiales que se almacenan durante un largo periodo de tiempo en vertederos.

Tratamiento de residuos sólidos y gases de invernadero

Traducir las emisiones así como los sumideros de carbono en sus gases de invernadero equivalentes exige un análisis cuidadoso de las entradas de energía (por ejemplo, carbón, petróleo, gas natural, electricidad) así como los tipos de gases de invernadero que éstas emiten (CO₂, CH₄, N₂O). Recuérdese del Capítulo 8 que los gases de invernadero distintos del CO₂ se ponderan de acuerdo a su Potencial de Calentamiento Global (GWP). El GWP a 100 años del metano, por ejemplo, es 23, lo que significa que una tonelada de metano equivale a 23 toneladas de dióxido de carbono. La unidad habitual para una mezcla de gases de invernadero es toneladas métricas de carbono equivalente (TMCE). Nótese que las TMCE se expresan como carbono y no como dióxido de carbono. Puesto que el peso molecular del CO₂ es 44 y el peso atómico del carbono es de 12,1 toneladas métricas de CO₂ éste es, en realidad $12/44 = 0,273$ TMCE.

La Tabla 9.8 muestra algunos ejemplos de las reducciones del potencial de emisión de gas de invernadero asociadas a la reducción de fuente, y reciclaje y combustión frente al desecho en vertederos. El valor de la reducción de fuente depende de si la reducción compensa las materias primas, o la mezcla de materias primas y recicladas, que entran en el proceso de fabricación. Los valores negativos significan que las emisiones de efecto invernadero son mayores de lo que serían si el material fuera eliminado en vertederos.

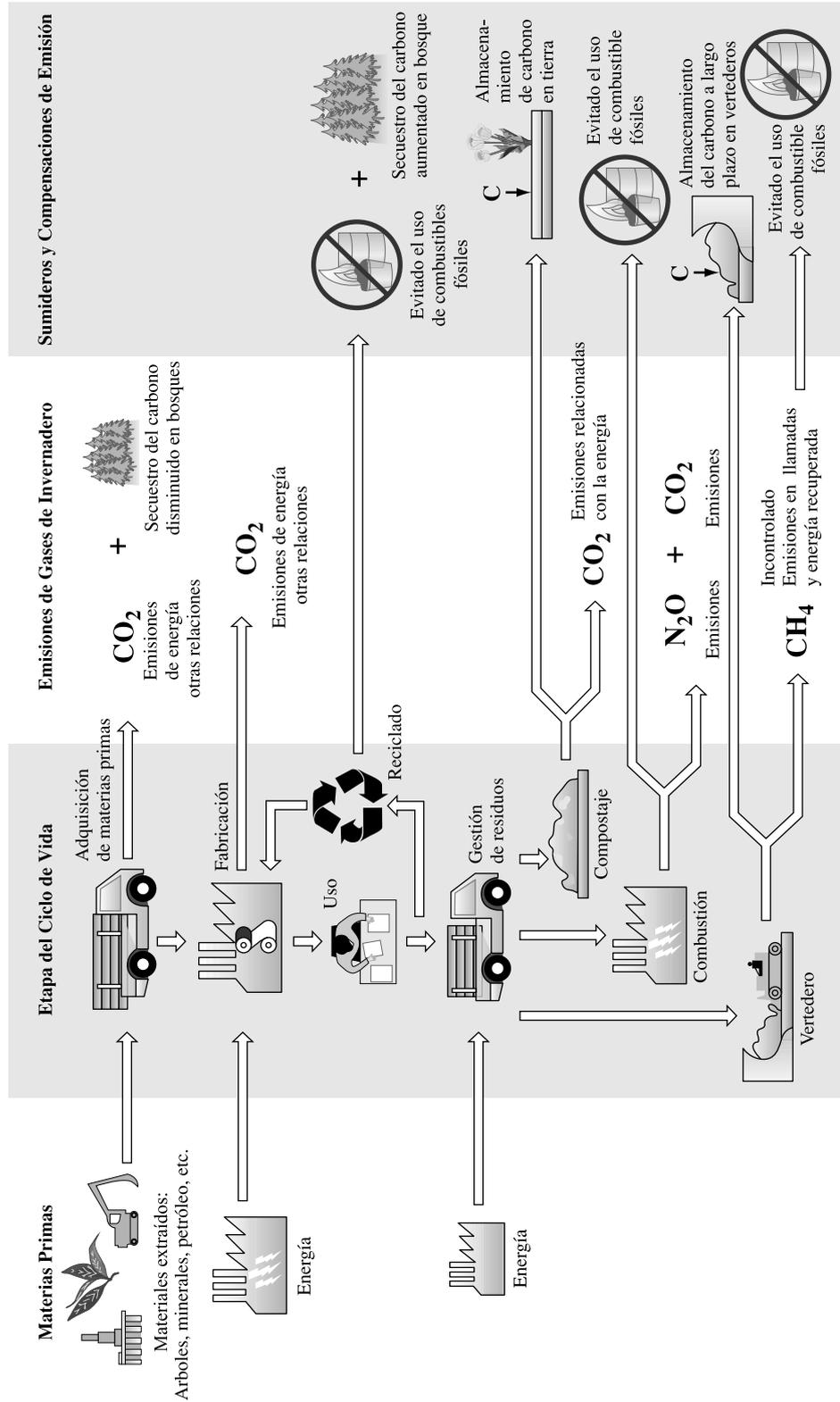


FIGURA 9.20. Sumideros y fuentes de gases de invernadero asociados con el ciclo de vida de los materiales. (Fuente: U.S. EPA, 2006b).

TABLA 9.8. Reducciones en la emisión neta de gases de invernadero comparado con el almacenamiento en vertederos para la reducción de fuente, reciclaje, compostaje o combustión en toneladas métricas de carbono equivalente por tonelada de material (TMCE/ton)

Materiales	Reducción de fuente		Reciclaje o compostaje frente a deposición en vertedero	Combustión frente a deposición en vertedero
	Materiales reciclados	100% materias primas		
Lata de aluminio	2,28	4,28	3,71	-0,01
Cartón ondulado	1,63	2,32	0,96	0,29
Cenizas volantes	0,01	0,01	0,25	0,01
Compostaje de desperdicios	NA	NA	0,25	0,25
Cristal	0,88	1,02	0,50	0,43
HDPE	0,50	0,55	0,39	-0,24
Revistas	2,28	2,36	0,76	0,05
Metales mezclados	NA	NA	1,44	0,30
RSU mezclados	NA	NA	NA	0,15
Papel mezclado	NA	NA	1,06	0,27
Plástico mezclado	NA	NA	0,42	-0,26
Reciclables mezclados	NA	NA	0,83	0,20
Periódicos	1,09	1,39	0,52	-0,03
Papel de oficina	2,71	2,79	1,31	0,70
Ordenadores	15,14	15,14	0,63	0,06
PET	0,58	0,60	0,43	-0,28
Latas de acero	0,88	1,02	0,50	0,43
Libros de texto	3,03	3,11	1,38	0,70
Neumáticos	1,10	1,10	0,51	-0,04

Fuente: U.S. EPA, 2006b.

EJEMPLO 9.1. Reciclaje en el Aeropuerto Internacional de Los Ángeles (LAX)

Un estudio reciente sobre reciclaje en el aeropuerto internacional de Los Ángeles ha hallado que LAX genera unas 19.000 toneladas de residuos sólidos al año (1,3 libras por pasajero). De esta base anual, el LAX recicla 12 toneladas de aluminio, 2.021 toneladas de cartón, 527 toneladas de papel de oficina, 89 toneladas de periódicos, 17 toneladas de cristal y 921 toneladas de plástico. Además, composta 271 toneladas de residuos de alimentos (Atkins, 2006).

- Hallar el ahorro de gas invernadero equivalente asociado a este reciclaje y compostaje suponiendo que todos estos materiales se hubiesen desechado en vertederos en vez de reciclarse.
- Si el vertedero carga 80 \$/ton. ¿Cuánto dinero se ahorra con este reciclaje?
- Si, en el futuro, se impone una tasa relativa al carbono de 10 \$ por tonelada métrica de dióxido de carbono, ¿Cuánto dinero ahorraría el LAX en tasas de carbono con el reciclaje actual?

Solución.

- a) Utilizando valores de la Tabla 9.8, el ahorro de gas invernadero es
- 12 toneladas de aluminio $3,71 \text{ TMCE/ton} = 44,5 \text{ TMCE}$
 - 2.021 toneladas de cartón $0,96 = 1.940,2 \text{ TMCE}$
 - 527 toneladas de papel de oficina $1,31 = 690,3 \text{ TMCE}$
 - 89 toneladas de periódicos $0,52 = 46,3 \text{ TMCE}$
 - 17 toneladas de cristal $0,50 = 8,5 \text{ TMCE}$
 - 921 toneladas de plástico $0,42 = 386,8 \text{ TMCE}$
 - Total = 3.170 toneladas métricas de equivalentes
- b) La reducción total de residuo a depositar en vertedero es
- Toneladas ahorradas = $12 + 2.021 + 527 + 89 + 17 + 921 + 217 = 3.804 \text{ ton}$
- Ahorro en tasas de vertedero = $3.804 \text{ ton/año} \times 80 \text{ \$/ton} = 304.320 \text{ \$/año}$
- c) La reducción total de carbono equivalente en $\text{CO}_2 = 44/12 \times 3.170 = 11.623 \text{ tm}$ de dióxido de carbono anuales. A $10 \text{ \$}$ por tonelada métrica de CO_2 , el ahorro en tasas de carbono sería

$$\text{Ahorro en tasas} = 11.623 \text{ tm de CO}_2 \times 10 \text{ \$/ton} = 110.623 \text{ \$/año}$$

Tan sólo un 20% de los residuos generados en LAX se destina al reciclaje o compostaje. La mayoría de los residuos del aeropuerto, unos dos tercios, podrían reciclarse, de modo que la cantidad ahorrada que hemos calculado de $304.320 \text{ \$} + 110.623 \text{ \$} = 414.943 \text{ \$}$ anuales podría triplicarse con un programa de reciclaje más intensivo.

Implicaciones energéticas del tratamiento de residuos sólidos

Como resulta evidente, la reducción de fuentes se traduce en una menor cantidad de basura que va a las incineradoras y vertederos, lo que implica una disminución de emisiones de aire y menor contaminación del agua. Un análisis de un ciclo de vida completo produce una compleja secuencia de ventajas ambientales, como ahorro energético, disminución del consumo del agua, cambios en las cantidades y los constituyentes de las emisiones del aire y contaminación del agua, reducción de la cantidad de residuos sólidos, conservación del hábitat evitando la extracción de materias primas, etc. En esta sección, queremos centrarnos simplemente en el ahorro energético asociado con las opciones de tratamiento de residuos sólidos.

La Tabla 9.9 muestra el ahorro energético neto derivado de la reducción de fuentes, reciclaje, compostaje o incineración de diversos materiales en residuos sólidos urbanos en lugar de enviarlos a un vertedero. Los valores de la reducción de fuentes muestran ahorros energéticos de productos se habrían fabricado a partir de materias primas en vez de la mezcla actual de recursos entrantes reciclados y materias primas. De la tabla, por ejemplo, sólo por leer las noticias en la Web y evitando una tonelada de periódicos, se ahorrarían 36,87 millones de Btu (MMBtu) de energía si esa reducción de fuentes se basara en la mezcla actual de materiales vírgenes y reciclados, y 41,1 MMBtu si sólo se evitaran los materiales no reciclados. Si los periódicos viejos se reciclaran en vez de enviarse a vertederos, el ahorro correspondiente sería de 16,91 MMBtu por tonelada de periódicos recogida. Este ahorro

TABLA 9.9. Reducciones netas de energía comparada con el desecho en vertederos en la reducción de fuentes, reciclaje, compostaje o combustión (las unidades son millones de Btu por Tm de material [MMBtu/Tm])

Materiales	Reducción de fuente		Reciclaje o compostaje frente a deposición en vertedero	Combustión frente a deposición en vertedero
	Materiales reciclados	100% materias primas		
Lata de aluminio	126,71	239,41	206,95	0,11
Cartón ondulado	22,13	26,99	15,65	2,44
Cenizas volantes	NA	NA	5,29	NA
Compostaje de desperdicios	NA	NA	-0,25	0,88
Cristal	8,06	8,62	2,65	0,15
Revistas	33,62	33,66	1,09	1,98
Metales mezclados	NA	NA	75,33	12,57
RSU mezclados	NA	NA	0,28	1,76
Papel mezclado	NA	NA	23,19	2,47
Plástico mezclado	NA	NA	52,94	5,62
Reciclables mezclados	NA	NA	17,21	2,97
Periódicos	36,87	41,1	16,91	2,96
Papel de oficina	36,59	37,28	10,09	2,14
Ordenadores	957,27	957,27	43,96	5,22
PET	71,2	73,24	53,36	3,69
Libros de texto	35,31	35,34	0,54	2,14
Neumáticos	88,70	88,70	52,49	27,23

Fuente: U.S. EPA, 2006b.

incluye toda la energía necesaria para recoger, clasificar y reprocesar los materiales frente a la producción de éstos a partir de recursos vírgenes. Si los periódicos viejos se quemaran (con la fracción media de energía RSU recuperada), el ahorro sería de 2,44 MMBtu/ton.

Una representación gráfica de ahorro energético correspondiente al reciclaje de los productos se muestra en la Figura 9.10. El ahorro energético en el reciclaje del aluminio es el mayor por tonelada, lo que refleja el hecho de que la fabricación del aluminio a partir de materias primas es de gran intensidad energética, mientras que se necesita muy poca energía para la fabricación de latas con aluminio reciclado. El reciclado de alfombras también representa unos ahorros energéticos significativos puesto que el material reciclado se convierte en productos secundarios cuya manufactura requiere procesos de alta intensidad energética

EJEMPLO 9.2. Ahorro energético del reciclado de LAX

Calcular el ahorro energético asociado al programa de reciclado del aeropuerto internacional de Los Ángeles utilizando los datos ofrecidos en el Ejemplo 9.1. Comparar dicho ahorro con el coste del gas natural a 10 \$ por millón de Btu.

Solución. Combinando las tasas de reciclado con los datos energéticos de la Tabla 9.9 obtenemos

$$12 \text{ toneladas de aluminio} \times 206,95 \text{ MMBtu/ton} = 2.483 \text{ MMBtu}$$

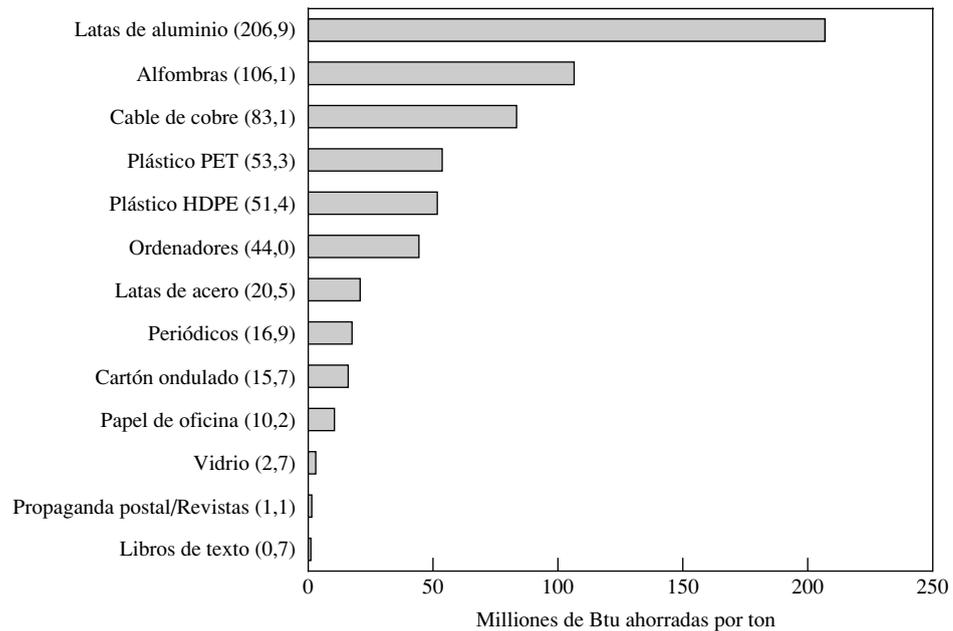


FIGURA 9.10. Ahorro energético por tonelada de materiales reciclados.
(Fuente: U.S. EPA, 2006b).

2.021 ton/año de cartón $\times 15,65 = 31.628$ millones de Btu/año

527 ton de papel de oficina $\times 10,09 = 5.317$

89 ton de periódicos $\times 16,91 = 1.504$

17 ton de cristal $\times 2,65 = 45$

921 ton de plástico $\times 52,94 = 48.757$

217 ton de residuos de comida $\times (-0,25) = -54$

Total = 89.680 millones de Btu/año

Si esa energía cuesta 10 \$ por millón de Btu, este programa de reciclado en un aeropuerto ahorra a la sociedad casi 900.000 \$ al año.

9.8. | Reciclado

Después de la reducción de fuentes, a la que se le otorga la máxima prioridad dentro de la jerarquía del tratamiento de residuos, la recuperación de materiales para el reciclado y compostaje está considerado generalmente el componente más importante de los programas de sistema integrado de tratamiento de residuos. La recuperación de recursos significa que los materiales no sólo se eliminan de la cadena de residuos urbanos, sino que además deben ser, en esencia, adquiridos por el consumidor. Esa distinción, por ejemplo, implica que el compost de jardín casero se considera reducción de fuentes y no reciclaje. Por otra parte, si los restos orgánicos de podas se venden o se recogen y se destinan a una planta de fabricación de compost para la venta al público, se consideran materiales recuperados o reciclados.

El término *reciclar* se malinterpreta a menudo con la intención de abarcar actividades como el rellenado de botellas para su reutilización y la reconstrucción de productos que se volverán a vender a los consumidores, pero en general, el término suele emplearse cuando los materiales se recogen y usan como materias primas para la manufactura de productos nuevos. El proceso del reciclado incluye la recogida de los materiales reciclables, la separación de estos por tipos, su procesado para la venta a los fabricantes y, finalmente, la adquisición y uso de bienes fabricados con estos materiales reprocesados.

Otra distinción que puede hacerse está entre materiales reciclables denominados desechos *preconsumo* y *postconsumo*. Los desechos preconsumo consisten en restos de materiales reciclados por los fabricantes y devueltos al proceso de fabricación sin haber hecho productos de utilidad a partir de ellos, como por ejemplo los recortes de papel de una imprenta. Los desechos postconsumo son productos que ya han sido utilizados por los consumidores para sus propósitos originales, como los periódicos o las botellas de plástico, y que ahora forman parte de la cadena de residuos. Los desechos preconsumo no están incluidos en los datos de la EPA sobre generación, recuperación y desechos, y generalmente no se los toma en consideración en las leyes de consumo que rigen la adquisición de productos con un contenido significativo de materiales reciclados.

Establecer distinciones sutiles, e incluso puntillosas entre términos como *recuperación de recursos*, *reutilización*, *reconstrucción*, *reciclable*, *desechos preconsumo* y *postconsumo*, etc., pueden parecer innecesarios e incluso incómodos, pero resultan de gran importancia cuando se trata con la recogida sistemática, elaboración de informes técnicos e interpretaciones concisas de datos de reciclado.

La tasa de recuperación de materiales procedentes de la cadena de residuos, tanto para reciclaje como para compostaje, como da parte la EPA, se ha incrementado fuertemente en las últimas décadas. La recuperación de recursos creció de menos del 10% de todos los residuos sólidos urbanos en 1980 al 16% en 1990 y al 32% en 2005. La mayor parte de ese incremento es atribuible a mayores tasas de recuperación de papel y derivados y a un incremento del compostaje de restos orgánicos de podas. La Tabla 9.10 muestra las tasas de recuperación de U.S. de diversas categorías de RSU. Nótese cuán dominante es la categoría del papel y derivados en términos de toneladas totales de materiales recuperados (53% de la recuperación total), lo cual tiende a empequeñecer la importancia de las tasas de recuperación de otros materiales. Por ejemplo, el aluminio recuperado es inferior al 1% de la masa total de materiales recuperados, pero en términos de su valor económico total, supera ampliamente la categoría de los productos del papel.

EJEMPLO 9.3. Ahorro energético y de carbono del aluminio reciclado

Hallar el ahorro energético y de carbono asociado a las 0,69 toneladas de aluminio que se reciclan cada año. Para establecer una perspectiva, compara el ahorro energético con la energía necesaria para un coche típico con un consumo de 25 mpg que recorre 12.000 millas al año y quema 0,125 millones de Btus por galón de gasolina. Comparar también las emisiones de carbono suponiendo que este coche emite 4,2 toneladas métricas de CO₂ al año.

Solución. De la Tabla 9.8 hallamos que el aluminio reciclado ahorra 3,71 toneladas métricas de carbono equivalente por tonelada:

$$\begin{aligned}\text{Ahorro de carbono} &= 0,69 \times 10^6 \text{ toneladas/año } 3,71 \text{ TMCE/tonelada} \\ &= 2,56 \times 10^6 \text{ TMCE/año}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Ahorro de CO}_2 &= 2,56 \times 10^6 \text{ TMCE/año} \times \frac{44 \text{ toneladas CO}_2}{12 \text{ toneladas C}} \\ &= 9,38 \times 10^6 \text{ tm CO}_2/\text{año}\end{aligned}$$

A 4,2 toneladas métricas de CO₂ al año por coche, esto es equivalente a las emisiones de

$$\text{Equivalencia de coches (carbono)} = \frac{9,38 \times 10^6 \text{ tm CO}_2/\text{año}}{4,2 \text{ tm CO}_2/\text{coche}} = 2,2 \text{ millones de coches}$$

Para el ahorro energético, la Tabla 9.9 indica que el reciclaje del aluminio ahorra 206,95 millones de Btu/tonelada.

$$\begin{aligned}\text{Ahorro energético} &= 0,69 \times 10^6 \text{ toneladas/año} \times 206,95 \times 10^6 \text{ Btu/tonelada} \\ &= 143 \times 10^{12} \text{ Btu/año}\end{aligned}$$

$$\text{Un coche} = \frac{12.000 \text{ millas/año}}{25 \text{ millas/galón}} \times 0,125 \times 10^6 \text{ Btu/galón} = 60 \text{ millones de Btu/año}$$

$$\text{Equivalencia de coches (energía)} = \frac{143 \times 10^{12} \text{ Btu/año}}{60 \times 10^6 \text{ Btu/año/coche}} = 2,4 \text{ millones de coches}$$

Así, el simple reciclaje de sólo el 21,5% del aluminio es equivalente a retirar más de 2 millones de vehículos de las carreteras en términos de ahorro tanto de carbono como energético.

TABLA 9.10. Generación y recuperación de materiales de los RSU en los Estados Unidos, 2005 (millones de toneladas anuales)

Material	Peso generado	Peso recuperado	Recuperación en porcentaje de generación (%)
Papel y cartón	84,0	42,0	50,0
Cristal	12,8	2,76	21,6
Metales			
Acero	13,8	4,93	35,8
Aluminio	3,21	0,69	21,5
Otros metales no ferrosos	1,74	1,26	72,4
<i>Total de metales</i>	18,7	6,88	36,8
Plásticos	28,9	1,65	5,7
Goma y cuero	6,70	0,96	14,3
Textiles	11,1	1,70	15,3
Madera	13,9	1,31	9,4
Otros materiales	4,57	1,17	25,6
Total de materiales en productos	180,7	58,4	32,3
Otros residuos			
Comida y otros	29,2	0,69	2,4
Restos orgánicos de podas	32,1	19,9	61,9
Residuos inorgánicos misceláneos	3,69	Despreciable	Despreciable
<i>Total de otros residuos</i>	65,0	20,6	31,6
TOTAL RSU	245,7	79,0	32,1

Fuente: U.S. EPA, 2006a.

El reciclado del papel y cartón

La categoría individual más amplia de generación de basura y de recuperación de residuos son los productos del papel y el cartón. En 2005, se generaron 84 toneladas de productos derivados del papel, el 50% de los cuales se recuperó. Tan sólo dos tipos de productos del papel, el cartón ondulado y los periódicos, acumulan la mitad del residuo generado de esta índole y tres cuartos de los residuos del papel recuperados.

Los chinos inventaron el papel hace unos 2.000 años cuando descubrieron que las fibras vegetales de determinadas plantas, como el bambú o la morera, sumergidas en agua formaban finas capas de un material fibroso que se adhería por sí solo y, al secarse, podía utilizarse como medio para la escritura. Poco después, aquel proceso cambió y comenzó a utilizar madera como fuente de fibra principal. La industria papelera estadounidense comenzó en 1860 a utilizar fibra reciclada de algodón, trapos y papel de desecho, pero ahora la producción del papel nuevo se basa casi por completo en la pulpa de astillas de la madera. Otras fuentes de fibra pueden ser la paja, el lino, el bagazo de la caña de azúcar y el cáñamo, de hecho existe un aumento del interés hoy día por legalizar el cáñamo como fuente de fibra para reducir la necesidad de la explotación forestal.

La fabricación del papel comienza con la extracción de la pulpa. Para obtener un papel de calidad, las fibras de celulosa de las astillas de madera deben separarse de la lignina, que es el componente aglutinante natural de las fibras. El proceso implica la inmersión en agua caliente para ablandar la madera y un tratamiento químico o mecánico que ayude a separar las fibras. La mayoría de la pulpa se prepara utilizando un proceso químico. Para papel de baja calidad, como el de los periódicos, astillas enteras de madera pueden reducirse a pulpa con un sistema mecánico, sin eliminar la lignina, lo que crea un producto denominado *pasta de madera*. La pulpa es de un color oscuro natural, de manera que se requiere un blanqueador químico si el producto final ha de ser blanco. Si la pulpa terminada necesita transportarse alguna distancia hasta la papelera, se someterá a secado y se embalará o se bombeará en forma de líquido espeso hasta su destino.

El papel reciclado se ha utilizado desde hace tiempo como fuente de fibra para aumentar la pulpa hecha a partir de materiales puros. Dependiendo de la aplicación, pueden incorporarse diferentes fracciones de materiales vírgenes y reciclados —toda la gama hasta el 100% de reciclado. Cada reciclaje de papel de desecho acarrea una pérdida, de modo que no es posible utilizar la misma fibra una y otra vez. Cada vez que el papel se sumerge en agua, se calienta y se procesa, parte de la celulosa se desintegra en almidones y se pierde; además, en cada procesado, parte de las fibras más pequeñas no se adhieren, y se pierden también. No sólo hay menos fibra disponible tras cada operación de reciclado, sino que las fibras son más pequeñas y el producto resultante no queda tan fuerte como el producto hecho a partir de materiales vírgenes. No obstante hay numerosos usos para el papel reciclado.

Casi la mitad de los productos de papel reciclado en EE.UU. se utilizan para la fabricación de cartón (cajas de cereales, de zapatos.) y embalajes (cartón ondulado). Para tales aplicaciones, la blancura del producto no es importante. Cuando los productos del papel van a reciclarse, debe añadirse al proceso una fase adicional de decoloración, lo cual incrementa el coste. El papel reciclado se utiliza también para la fabricación de varios productos de la construcción, como aislantes de celulosa, o materiales para suelos. Otras aplicaciones son artículos para mascotas, bandejas y mantillo de jardín.

El símbolo estándar del reciclado, utilizado en todo el mundo, es el triángulo de flechas que a todos nos resulta familiar, que forma una cinta de Möbius (Figura 9.11).

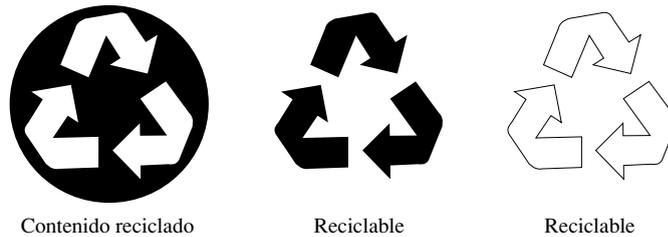


FIGURA 9.11. Las etiquetas de productos de papel con las flechas en forma de cinta de Möbius dentro de un círculo significan que el producto está fabricado a partir de materiales reciclados. Cuando las flechas se encuentran solas, el producto se ha diseñado para ser reciclable tras su uso.

En los productos de papel, cuando las flechas se encuentran solas, coloreadas o no, significa que el producto es reciclable. Cuando las flechas se hallan dentro de un círculo, significa que el producto está fabricado a partir de materiales reciclados.

El valor económico del papel reciclado depende en gran medida de las características del papel recogido. De hecho, el Instituto Paper Strok ha definido 51 grados de papel reciclado y productos derivados del papel, y cada categoría tiene su propio valor a la venta. Los precios de los productos del papel reciclado han estado tradicionalmente sujetos a unas condiciones de mercado variables. Por ejemplo, el precio de los embalajes de cartón ondulado cambió de 30 \$/tonelada en 1993 a 200 \$ en 1996, pero cayó de nuevo hasta 80 \$ en 1998. En 2005, el precio estaba en unos 90 \$/tonelada.

El reciclado de los plásticos

La tasa a la que los plásticos entran en la cadena de residuos sólidos urbanos en los Estados Unidos ha crecido sorprendentemente desde 0,4 millones de toneladas anuales en 1960 hasta 18 millones en 1993, alcanzando las 29 millones de toneladas en 2005. Los plásticos en la actualidad representan casi el 12% del peso total de residuos sólidos urbanos generados, pero dado que son tan voluminosos, representan un cuarto del volumen total en los vertederos. Aunque todos los plásticos son teóricamente reciclables, la recuperación real de estos es inferior al 6%.

El término *plásticos* engloba una amplia variedad de resinas o polímeros con diferentes características y usos. Los plásticos se producen convirtiendo los bloques de hidrocarburos básicos como el metano y el etano en largas cadenas de moléculas repetidas denominadas *polímeros*. Existen polímeros naturales como la celulosa, las gomas naturales y almidones, pero son sólo los materiales sintéticos a los que se alude como plásticos. Un modo de catalogar los plásticos es basándose en sus comportamientos al someterlos a calor. Aproximadamente el 80% son *termoplásticos*, los cuales pueden volver a fundirse y remodelarse en forma de productos nuevos. El 20% restante son plásticos *termoestables*, los cuales se descomponen al calentarse, de modo que suponen una mayor dificultad para su reciclado.

El Instituto «Plastic Bottle» de la Sociedad de la Industria Plástica ha desarrollado un sistema voluntario de símbolos en las botellas de plástico y otros envases rígidos, que utiliza el icono de las tres flechas en triángulo, esta vez con una designación numérica que indica el tipo de resina utilizada en el plástico. La Tabla 9.11 describe el sistema de etiquetado y especifica los principales usos de los plásticos designados.

Aunque el símbolo de las tres flechas tiende a interpretarse como producto reciclable, en el caso de los plásticos solo el tereftalato de polietileno (PET o PETE) y el polietileno de

alta densidad (HDPE) los que son realmente reciclables en grado significativo. De hecho, así como las botellas de refresco (PET) y en las botellas de leche y agua (HDPE) conforman menos del 6% del total de los productos plásticos generados en los RSU, representan casi dos tercios del total de plásticos reciclados. El PET ofrece una mejor barrera para la transmisión de gases que el HDPE, lo que lo convierte en un mejor envase para las bebidas carbonatadas y otros alimentos cuyos olores necesitan preservarse. El PET también ostenta un precio de los más elevados en el mercado del reciclaje.

Cuando los plásticos se reciclan, a menudo es importante separarlos cuidadosamente por tipo de resina y color. Las resinas diferentes tienen puntos de fusión distintos, de manera que si un lote de plásticos mezclados se calienta y moldea en productos nuevos, algunas resinas podrían no fundirse en absoluto, y otras podrían quemarse. Una simple botella de PVC en un lote de 20.000 botellas de PET, por ejemplo, puede arruinar el lote entero y dañar la maquinaria de fabricación (Moore, 1994). De forma similar, si el polipropileno, el cual es difícil de distinguir del polietileno, contamina un lote de polietileno reciclado, la combinación final resultará inútil.

El reciclado de los plásticos encuentra aplicación en diversos productos. Las botellas de PET reciclado, por ejemplo, se transforman en fibras de calidad para chaquetas y otras ropas

TABLA 9.11. Tipos de resinas y la generación y tasas de reciclaje en 1993



Designación	Polímero	Aplicaciones	Generación (1.000 toneladas/año)	Recuperación
1 PETE	Tereftalato de Polietileno (PET)	Botellas de refrescos, envases de crema de cacao; reciclado frecuente	2.860	19%
2 HDPE	Polietileno de alta densidad	Botellas de leche, agua, zumos, detergente, aceite de motor; reciclado frecuente	5.890	9%
3 V	Cloruro de vinilo/polivinilo (PVC)	Botellas de aceite de cocina, tarjetas de crédito, film de cocina, materiales de construcción; raramente reciclado, tóxico en su combustión	1.640	0%
4 LDPE	Polietileno de baja densidad	Plásticos de embalajes, bolsas de compra y de basura, vasos; ocasionalmente reciclado	6.450	3%
5 PP	Polipropileno	Envoltorios de <i>snacks</i> , pajitas de bebida, baterías de coches; ocasionalmente reciclado	4.000	0,3%
6 PS	Poliestireno	Botellas farmacéuticas, vasos de espuma de estireno; raramente reciclado	2.590	0%
7 Otras resinas		Envases de materiales mezclados, botellas; raramente reciclado	5.480	0,01%
TOTALES			28.910	5,7%

Fuente: Datos de generación y reciclaje de la U.S. EPA, 2006a.

de exterior, así como de material de relleno para cojines. También se utilizan para la fabricación de alfombras, tablas de surf, cascos de barcos pesqueros, así como botellas nuevas de PET para refrescos. Para evitar el problema de la contaminación previamente mencionado, el PET recuperado que se utiliza en botellas nuevas de refrescos habitualmente se aplasta entre una capa interna y una capa externa de plástico virgen. El HDPE y el LDPE se reciclan a menudo en botellas de detergente, cubos de basura y cañerías de drenaje. Para algunos de los usos más populares del HDPE y el LDPE reciclados, unas pequeñas variaciones del color en el producto final no son de particular importancia. Para otros productos, como las botellas de detergente coloreadas, las variaciones en el color podrían afectar a las percepciones del consumidor sobre el producto, de modo que la clasificación por colores puede, en ocasiones, resultar importante.

Así como suele ser importante la clasificación cuidadosa de los plásticos recuperados, están surgiendo algunas aplicaciones que pueden utilizar plásticos mezclados. Las mezclas de los plásticos pueden triturarse, fundirse y extruirse en formas útiles. Las maderas plásticas que pueden utilizarse para la fabricación de postes de vallas, revestimientos, bancos de parques, muelles acuáticos, etc., se forman de esta manera. La madera plástica es más costosa que la madera auténtica, pero resiste las plagas de insectos y los daños de intemperie mejor que la madera. En países como Japón, que poseen poca madera, la madera plástica está experimentando un auge en el mercado de la construcción.

El PVC en la cadena de residuos plantea problemas particulares. Como ya se ha mencionado, pequeñas cantidades de este material pueden causar graves problemas de contaminación en el PET reciclado. También es una fuente de problemas de contaminación del aire potencialmente serio si termina incinerado. A elevadas temperaturas, el cloro del PVC se combina con el hidrógeno para formar cloruro de hidrógeno tóxico, el cual puede liberarse en la atmósfera. Para ayudar a prevenir estos problemas, se ha desarrollado un sistema nuevo de separación mecánica que separa automáticamente el PVC de otros plásticos en la planta de reciclado. Las botellas, enteras o rotas, circulan por una cinta transportadora que cruza por delante de un sensor que detecta los átomos de cloro del PVC. Una vez se ha detectado el PVC, se activan unos propulsores de aire que empujan las botellas de PVC fuera de la cinta.

El reciclado de los envases de cristal

La cantidad de cristal en la cadena de residuos urbanos es uno de los pocos materiales que ha mostrado una disminución con el paso del tiempo. En 1980, 15 millones de toneladas de cristal entraron en la cadena de residuos, pero ya en 1990 había caído a menos de 13 millones, que es donde ha permanecido hasta 2005. La aceptación de las latas de aluminio, mucho más ligeras, y de las botellas de plástico es evidente. Incluso a esta lenta tasa actual, sigue siendo una cantidad de unas 100 libras de cristal generado por persona cada año. La tasa de recuperación de cristal en los Estados Unidos es del 22%, la mayor parte del cual se emplea en la fabricación de nuevos envases.

Del cristal utilizado en los Estados Unidos, el 85% está destinado a botellas y frascos de una índole u otra. El 15% restante, aludido como *bienes duraderos*, consiste en elementos tales como cristales de ventanas, fibra de vidrio, espejos, platos de cerámica, porcelana, cristalería, vajilla y bombillas eléctricas. La tasa de reciclaje de estos bienes duraderos es esencialmente cero, y, de hecho, están considerados contaminantes en el reciclaje de envases de cristal. Las cerámicas y los utensilios de cocina termorresistentes se funden a temperaturas mucho más elevadas que los envases de cristal, de modo que forman trozos sólidos o ligera-

mente fundidos de impurezas cuando los dos se mezclan juntos en un horno para vidrios. Las capas y anillos de metal remanentes en las botellas también causan problemas cuando se mezclan con el cristal. Los metales se funden a temperaturas inferiores que el cristal, y ese metal fundido puede provocar costosos problemas de corrosión en el horno.

El cristal recuperado que se utilizará para la fabricación de nuevos envases de cristal necesita separarse por color: transparente, verde (esmeralda), o marrón (ámbar). Estos colores se han creado tradicionalmente con tintes permanentes, pero existen actualmente recubrimientos polímeros coloreados que pueden aplicarse en la superficie externa de envases de cristal transparente. Si estos revestimientos permitieran que todo el cristal utilizado en envases fuera transparente, se eliminaría la necesidad de separar por colores así como la necesidad del cuidado que exige el evitar la fractura de las botellas durante la recogida (lo que mezcla trozos de cristales de diferentes colores en el residuo). Una ventaja adicional de los recubrimientos polímeros es que hacen el envase considerablemente más resistente, lo que podría permitir que las botellas se fabricaran incluso más ligeras de lo que ya hoy son.

Una vez que el cristal recuperado se ha separado por colores, y las capas y anillos metálicos retiradas, es necesario romperlo en pequeños trozos, denominados *cullet*. Cuando se acumulan cantidades significativas de cullet separado por color, generalmente se envía a fabricantes de envases para volver a fabricar botellas y frascos con éste. El cristal tiene la propiedad inusual de ser 100% reciclable; es decir, la misma botella puede fundirse y volver a fabricarse una y otra vez sin degradación alguna del producto. Además, el cullet funde a una temperatura inferior de lo que lo hacen las materias primas de las que se fabrica el cristal (arena de silicio, carbonato de sodio y caliza) lo que ayuda a ahorrar energía.

No todo el cullet se destina a la fabricación de nuevos envases. Parte de éste se utiliza en una mezcla con asfalto para formar un nuevo material de pavimentación de carreteras denominado *glasphalt*. El cullet puede utilizarse también como material base de carreteras en zonas donde estén limitadas las reservas adecuadas de grava. Otros productos que pueden fabricarse utilizando cullet son la fibra de vidrio, productos abrasivos, pintura reflectante para la señalización de carreteras (fabricada a partir de pequeñas cuentas de cristal), agregados ligeros del hormigón, compuestos polímeros de cristal y aislantes.

El reciclado del aluminio

Por varios motivos, el material de mayor valor en el programa de reciclado urbano es el de las latas de aluminio. Una tonelada de aluminio es típicamente 10 veces más valiosa que una tonelada de PET o HDPE, y genera en el orden de 20 veces los ingresos por tonelada que el cristal, las latas de acero o los periódicos. Incluso aunque puede representar sólo un 2 o un 3% del tonelaje total de los reciclables recogidos, frecuentemente genera de un 20 a un 40% de los ingresos totales. Este incentivo económico es directamente atribuible al hecho de que el aluminio reciclado utiliza solo del 2 al 3% de la energía necesaria para fabricar aluminio nuevo a partir de la bauxita.

En 2005, las latas de aluminio de cerveza y refrescos constituyeron un 60% de las 3,2 millones de toneladas de aluminio de los residuos sólidos urbanos. Casi la mitad de esas latas, aproximadamente 60.000 millones al año, se recuperan de la cadena de residuos y se reciclan para la producción de aluminio. Se estima que el 95% del aluminio recuperado vuelve para la producción de la nueva generación de latas, con un ciclo de unos 90 días (Bukholz, 1993). La siguiente mayor fuente de aluminio en los RSU procede de bienes duraderos y no duraderos tales como electrodomésticos y utensilios domésticos y mobiliario, con una tasa de recuperación de éstos prácticamente nula.

El reciclado del aluminio no sólo ayuda a reducir las demandas de vertederos, sino que con ello se ahorran grandes cantidades de energía también. La producción de aluminio nuevo comienza con la extracción del mineral bauxita. Entonces, utilizando un procedimiento conocido como proceso Bayer, se eliminan las impurezas y los hidróxidos e hidratos de aluminio de la bauxita se convierten en óxido de aluminio, o alúmina. La alúmina se reduce a metal de aluminio mediante electrólisis. Esa electrólisis, conocida como el proceso de Hall-Heroult, consume una enorme cantidad de electricidad. De media, la energía necesaria para la conversión en dos fases de bauxita en metal de aluminio demanda 220.600 kJ/kg, mientras que sólo se necesitan 5.060 kJ/kg para fabricarlo de aluminio reciclado —un ahorro energético del 98% (Tabla 9.12).

TABLA 9.12. Exigencias energéticas de la producción de aluminio a partir de la bauxita y del aluminio reciclado

Fuente	Electricidad (kWh/kg)	Combustible fósil (kJ/kg)	Energía primaria ^(a) (kJ/kg)
Bauxita	15	60.000	220.600
Aluminio reciclado	0,08	4.200	5.060
Ahorro de reciclado	14,92	55.800	215.540
Porcentaje de ahorro	99%	93%	98%

^(a) Fuente: Basado en datos de Atkins *et al.*, ajustado para una tasa de calor de 19.150 Btu/kWh.

EJEMPLO 9.4. Energía para el aluminio de una lata

- Utilizando la tasa de reciclaje actual del 50% de latas de aluminio, hallar la energía primaria necesaria para producir el aluminio de una lata de 0,33 L con una masa de 16 g.
- ¿Cuánta energía se ahorra al reciclar una lata en lugar de tirarla a la basura?
- ¿Qué cantidad de gasolina se desperdicia al tirar una lata de aluminio? (la gasolina tiene un contenido energético aproximado de 35.000 kJ/L).

Solución.

- La energía primaria necesaria para fabricar el 50% de una lata a partir de bauxita es

$$\begin{aligned} \text{Energía primaria (bauxita)} &= \frac{16 \text{ g/lata} \times 0,50 \text{ bauxita} \times 220.600 \text{ kJ/kg}}{1.000 \text{ g/kg}} \\ &= 1.765 \text{ kJ/lata} \end{aligned}$$

y la energía primaria necesaria para producir el resto a partir de aluminio reciclado será

$$\text{Energía primaria (reciclado)} = 1.765 + 40 = 1.805 \text{ kJ/lata}$$

- Cada vez que no se recicla una lata de aluminio, una lata nueva debe fabricarse a partir de bauxita para reemplazarla. La energía para producir el aluminio de una lata nueva a partir del mineral es

$$\text{Energía primaria (bauxita)} = \frac{16 \text{ g/lata} \times 220.600 \text{ kJ/kg}}{1.000 \text{ g/kg}} = 3.530 \text{ kJ/lata}$$

Si la lata se recicla, puede fundirse y rehacerse, lo que demanda

$$\text{Energía primaria (reciclada)} = \frac{16 \text{ g/lata} \times 5.060 \text{ kJ/kg}}{1.000 \text{ g/kg}} = 81 \text{ kJ/lata}$$

Entonces, la energía ahorrada por el reciclado es

$$\text{Energía ahorrada} = 3.530 - 81 = 3.449 \text{ kJ/lata}$$

- c) La cantidad de gasolina equivalente desperdiciada cada vez que no se recicla una lata es

$$\text{Gasolina equivalente} = \frac{3.449 \text{ kJ/lata}}{35.000 \text{ kJ/L de gasolina}} = 0,099 \text{ L} = 98 \text{ mL}$$

Puesto que la lata tiene una capacidad de 330 mL, es como tirar casi un tercio de una lata con gasolina cada vez que una de éstas termina en el vertedero.

El análisis del Ejemplo 9.4 nos explica la cantidad de energía necesaria para producir el aluminio de una lata, dada la tasa de reciclaje actual. En cualquier caso no nos indica la cantidad de energía necesaria para fabricar una lata de aluminio. Como muestra la Figura 9.12, una vez que un lingote de aluminio se modela, se necesita más energía para hacerlo láminas, transportar esas láminas a la planta de fabricación, fabricar las latas y transportar las latas usadas de vuelta a la planta para su reciclado. La Tabla 9.13 ofrece un cálculo que muestra que se invierten unos 3.188 kJ de energía en una sola lata de 0,33 L, lo cual representa un 75% más de energía necesaria para producir el aluminio en sí.

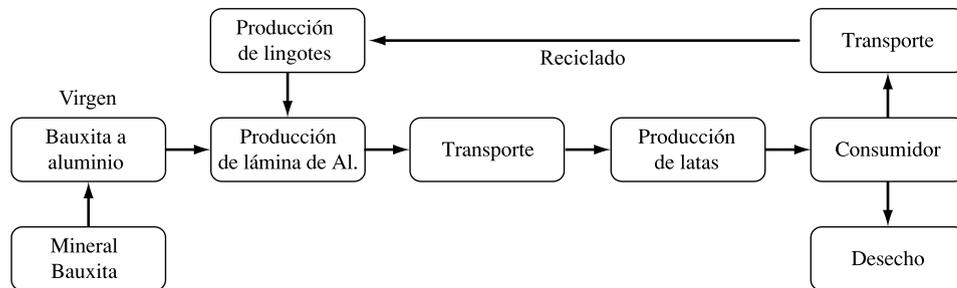


FIGURA 9.12. Un diagrama de flujo de latas de aluminio producido a partir de materias primas y materiales reciclados.

TABLA 9.13. Energía necesaria para la fabricación de una sola lata de aluminio de 0,33 L^(a)

Proceso	Energía (kJ)
Bauxita para hacer 8 g de metal de aluminio	1.765
Latas recicladas para hacer 8 g de aluminio	40
Producción de una lámina de 16 g a partir de lingotes	421
Transporte de una lámina de 16 g al fabricante de latas	4
Producción de una sola lata de 16 g	955
Transporte de 8 g de latas recicladas a la fundición	3
TOTAL	3.188

^(a) Supone una tasa de reciclado del 50%.

Fuente: Basado en el Ejemplo 9.4 y en la Asociación para la Conservación Medioambiental de la Industria Internacional Petrolera, 1992.

Otros metales

Los metales pueden clasificarse convenientemente en dos categorías: ferrosos y no ferrosos. Los metales no ferrosos (aluminio, cobre, plomo, cinc) tienen muy poco o nada de hierro, mientras que los metales ferrosos sí. Sujetándose a las definiciones de la EPA, los únicos metales que consideraremos aquí son aquellos que terminan en la cadena de residuos sólidos urbanos, como los que forman los frigoríficos, calentadores, estufas, etc. Esto excluye por ejemplo, todos los desechos preconsumo que se recuperan durante la fabricación del metal, y excluye también las carrocerías viejas de automóviles y camiones que se desguazan y reciclan.

En el año 2005, 18,7 millones de toneladas de metales entraron en el sistema de residuos sólidos urbanos. Los metales ferrosos representan la mayor parte de ese total, un 74%. El aluminio es el segundo metal más presente, con un 17%, y el 9% restante está constituido por otros metales no ferrosos. El 37% de los metales generados se recuperó de la cadena de residuos. Un énfasis renovado por la recuperación de metales ferrosos ha conllevado a un auge del reciclaje de los electrodomésticos, que representan en la actualidad el 90% y la mitad del acero y aluminio de los embalajes se recupera. La tasa de recuperación de otros metales no ferrosos es bastante alta, con una media del 72%. Esta categoría está dominada por la presencia del plomo, la mayor parte del cual procede de baterías de coches, con una tasa de recuperación de éste del 98%.

Escombros de la construcción y la demolición

Los escombros de la *Construcción y demolición* (C&D) se generan cuando se construyen estructuras nuevas y cuando los edificios existentes se renuevan o se demuelen. A pesar de que la definición exacta de C&D varía de estado a estado, generalmente consiste en los residuos de construcciones residenciales y no residenciales, y que constan de madera, metales, yeso de paredes, techados, hormigón, asfalto. A menudo se incluyen los árboles, tocones de madera, la tierra y las rocas procedentes de todos los tipos de acondicionamiento del lugar donde se va a construir, lo cual abarca los proyectos de obras públicas, como carreteras y autopistas.

La cadena de residuos C&D se considera diferente de los RSU incluso aunque una fracción significativa de este material termina en vertederos de RSU. La EPA no rastrea estos residuos tan meticulosamente como los RSU, de modo que reunir datos fidedignos es una tarea difícil. Un informe, escrito en 1998, indica una tasa de generación anual de unas 2,8 libras per cápita, lo cual puede compararse con las actuales 4,5 libras de residuos convencionales urbanos (U.S. EPA, 1998). La Tabla 9.14 muestra una distribución de las fuentes de generación, donde los escombros residenciales representan el 43% del total, y los escombros no residenciales, el otro 57%. La mayoría de los escombros procedentes de fuentes residenciales se genera durante la renovación; en los edificios no residenciales proceden, mayormente de su demolición.

La Tabla 9.15 muestra los residuos típicos de construcción de una casa unifamiliar, individual, nueva, de 2.000 pies cuadrados. La mayoría de los residuos de la construcción de edificios es relativamente limpia, no se hallan mezclados, no son materiales peligrosos y pueden ser depositados fácilmente sin daño para el suelo o las aguas subterráneas. El 95% de estos pueden reciclarse, pero tan sólo un cuarto de ellos se reutiliza o reprocesa para la formación de nuevos materiales (Tabla 9.16). Esta tasa tan baja está comenzando a cambiar, debido en gran parte a la industria constructora verde. El «U.S. Green Building Council»

TABLA 9.14. Generación de escombros relacionado con la construcción C&D, 1996^(a)

Fuente	Residencial		No residencial		Totales	
	Millones de toneladas/año	Tasa lbs/ft ²	Millones de toneladas/año	lbs/ft ²	Millones de toneladas/año	Porcentaje
Construcción nueva	6,6	4,38	4,3	3,9	10,8	8
Renovación	31,9		28,0		59,9	44
Demolición	19,7	115	45,1	155	64,8	48
Totales	58,2		77,4		135,5	100
Porcentaje	43%		57%		100%	

^aNo incluye carreteras, puentes ni acondicionamiento de terrenos.

Fuente: U.S. EPA, 1998; U.S. DOE, 2006.

TABLA 9.15. Residuos de construcción típicos de una casa nueva de 2.000 pies cuadrados

	Peso (libras)	Porcentaje
Madera sólida	1.600	20
Madera tratada	1.400	18
Yeso	2.000	25
Cartón (OCC)	600	8
Metales	150	2
Vinilo (PVC)	150	2
Mampostería	1.000	13
Materiales peligrosos	50	1
Otros	1.050	13
Total	8.000	100

Fuente: U.S. DOE, 2006.

TABLA 9.16. Tratamiento de escombros estimado asociado a la construcción y demolición (C&D) en los Estados Unidos, 1996

Opción de Tratamiento	Millones de toneladas/año	Porcentaje del total
Recuperación para reciclado	25-40	20-30
Vertederos C&D	45-60	34-45
Vertederos RSU y otros	40-45	30-40
Totales	136	100

Fuente: U.S. EPA, 1998.

creó su propio sistema de evaluación de edificios llamado *Liderazgo en el Diseño de Energía y Medio Ambiente* (más conocido como LEED), que reseña los edificios que poseen atributos ambientales destacados. Una parte de los galardones otorgados por su sistema de evaluación se destina al tratamiento de los residuos de construcción (1 punto por un reciclado del 50%, 2 puntos por el 75% y 3 puntos por el 90%).

9.9. Operaciones de recogida y transporte

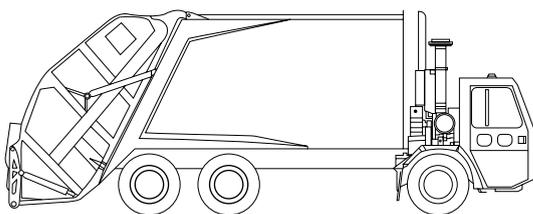
Después de la reducción de fuentes, y antes del reciclado, viene el proceso de recogida de residuos sólidos y su transporte a las plantas de recuperación de recursos, vertederos o incineradoras. Esta recogida y transporte de residuos sólidos representa aproximadamente tres cuartos del coste total del servicio de desechos. En el pasado, las decisiones de recogida y transporte de los profesionales implicados en el tratamiento de residuos sólidos se centraban en el tamaño y número de camiones necesario a contratar, optando por las rutas y horarios de mayor eficiencia de recogida, la ubicación de estaciones de transferencia si es que se utilizaban, y la administración del sistema completo. Con el aumento de importancia del reciclaje y compostaje, estas operaciones básicas se han vuelto más complicadas. En la actualidad, un municipio puede tener diferentes camiones, horarios, rutas y destinos y en función de los materiales a reciclar o compostar, todos los cuales necesitan estar coordinados con los sistemas ya existentes de recogida de desechos.

Hay disponibilidad de una serie de opciones para las comunidades con programas de reciclado. En algunas zonas, hay puntos de recogida en lugares adecuados, como aparcamientos de supermercados, que aceptan reciclables que el consumidor entrega en persona; éstos pueden ofrecer sólo un servicio de reciclado en una comunidad, que es el caso frecuente en áreas rurales, o pueden complementarlo con otro servicio de recogida en las calles. Los sistemas de recogida de las calles varían considerablemente, y los vehículos de recogida que se emplean dependen del grado de clasificación que los residentes estén dispuestos a desarrollar. Habitualmente la recogida de reciclables la efectuaban distintos camiones dependiendo de los materiales a recoger, pero son cada vez más frecuentes los sistemas de recogida en los cuales un sólo camión retira tanto residuos sólidos como reciclables.

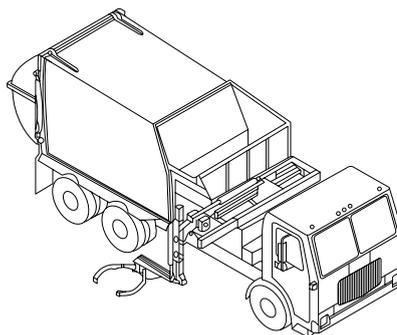
La recogida de RSU

Los vehículos convencionales de recogida de residuos sólidos urbanos se distinguen por su tamaño, el modo en que cargan y su capacidad de compactación de los desechos. Los camiones diseñados para servicio de basuras residencial son normalmente de carga trasera o lateral. Los camiones de carga trasera acomodan más fácilmente elementos grandes o voluminosos, y tienden a ser capaces de ofrecer una compactación mayor, mientras que los camiones de carga lateral suelen costar menos y, a menudo, son más apropiados para zonas densamente pobladas, donde la recogida tiene lugar en uno sólo de los lados de la carretera. Se dispone de un rango de tamaños para cada tipo de camión de recogida, desde unas 6 a 40 yardas cúbicas, pero la capacidad más común del servicio municipal es entre 16 y 28 yd³. Obviamente, los camiones mayores cuestan más, pero no tienen que hacer tantos viajes al lugar de depósito, lo que compensa con creces los costes. Los camiones mayores son también menos manejables en ciudades pobladas, y su peso puede exceder los límites permitidos en las calles residenciales.

Los residuos sólidos urbanos en la acera tienen una densidad de entre 100 y 200 lb/yd³. La proporción de la densidad de los residuos en el camión respecto a la densidad que éstos presentan en la acera se conoce como la proporción de compactación. Proporciones de 2:5 a 3:5 eran la norma en un pasado reciente, pero las generaciones modernas de camiones ofrecen compactaciones de 8:1. Las prensas vienen con una diversidad de opciones de carga, como camiones prensa, dotados de carga frontal, carga trasera, y carga lateral completamente automatizadas capaces de levantar cubos de la acera (Figura 9.13). Estos camiones de



Camión prensa de carga trasera



Camión prensa de carga lateral automática

FIGURA 9.13. Ejemplos de un camión-prensa de carga trasera y un camión de carga lateral dotado de un brazo automático para levantar cubos de basura.

carga lateral pueden costar más, pero la reducción de la tasa de lesiones de los trabajadores, quienes ya no tienen que levantar pesados contenedores durante toda la jornada compensa los costes extra de los camiones.

Planificación de micro rutas

El diseño de una ruta de vehículos de recogida para que éstos viajen en orden, pasando por delante de cada casa para prestar un servicio de mínimas garantías es una tarea desafiante. Así como es posible analizar este problema matemáticamente en un vecindario prototípico, la realidad de las calles de una sola dirección, calles sin salida, colinas, tráfico y localización de las estaciones, además de otras complicaciones pueden hacer de esto un hecho de difícil implementación. En vez de ello, el sentido común induce a tomar una solución heurística. En un informe de 1974, *Rutas heurísticas de los vehículos de recogida de residuos sólidos*, la EPA esboza una serie de encabezamientos simples que incluyen algunas nociones obvias como evitar las calles más transitadas durante las horas punta, establecer unas rutas compactas dentro de una misma área geográfica, y recorrer un largo trecho en línea recta antes de torcer.

Otras ideas son menos obvias, tales como comenzar el recorrido en la cima de una colina con preferencia sobre comenzar desde abajo, de modo que la carga aumente a medida que el vehículo desciende. Tras reconocer los peligros y retrasos asociados a los giros hacia la izquierda, las directrices hacen énfasis en el recorrido realizado en el sentido de las agujas del reloj. De este modo también se accede mejor a las calles sin salida y a las de sentido único. La Figura 9.14 muestra un ejemplo de una ruta que procura seguir estas directrices.

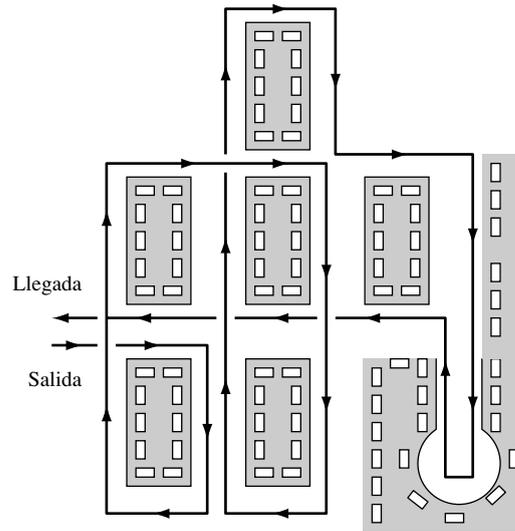


FIGURA 9.14. Una ruta heurística hace énfasis en los giros hacia la derecha.

Sistemas de recorrido directo

Podemos utilizar algunos cálculos simples para ayudarnos a la hora de planear la coordinación referente al tamaño de los camiones y las pautas de recogida. Considérese la Figura 9.15, la cual muestra un sistema de recogida básico que consiste en el garaje, donde los vehículos de recogida se aparcan cuando no están en funcionamiento, la ruta de recogida y el lugar de depósito donde se vierten los desechos. Más adelante podría introducirse la posibilidad de incorporar una estación de trasbordo entre la ruta de recogida y el lugar de depósito para reducir la pérdida de tiempo de los vehículos.

Para elaborar un plan básico de recogida de basuras, considérese la siguiente notación:

- t_1 = Tiempo transcurrido en recorrer la distancia desde el garaje al comienzo de la ruta.
- t_2 = Tiempo transcurrido en recorrer la distancia entre la ruta y el lugar de depósito.
- t_3 = Tiempo transcurrido en recorrer la distancia desde el depósito al garaje al finalizar.
- t_R = Tiempo total de la ruta de recogida de basuras.
- t_d = Tiempo transcurrido en el depósito para descargar.
- t_b = Tiempo transcurrido en descansos y similares.
- T_t = Tiempo total de una jornada de recogida de basuras.
- n = Número de trayectos desde la ruta de recogida al depósito.

Al margen de todo, cada jornada de recogida exige al menos conducir desde el garaje a la ruta de recogida, el tiempo transcurrido durante la ruta, un viaje al depósito, el tiempo transcurrido en el depósito para descargar y la vuelta desde el depósito al garaje. Puede tener que hacerse más de un trayecto entre la ruta de recogida y el depósito, dependiendo del tamaño del camión y la cantidad de basura a recoger. La siguiente expresión describe una jornada de recogida:

$$T_t = t_1 + t_R + t_2 + t_d + (n - 1)(2t_2 + t_d) + t_3 + t_b$$

$$T_t = t_1 + (2n - 1)t_2 + t_3 + t_b + t_R + nt_d \quad (9.2)$$

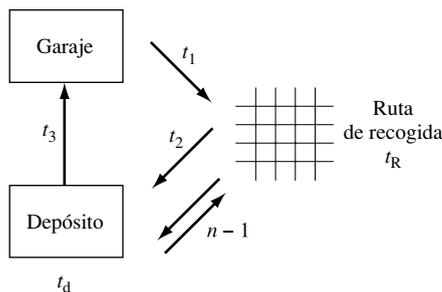


FIGURA 9.15. Diagrama de coordinación de la recogida de desechos.

EJEMPLO 9.5. Tiempo transcurrido en la recogida de basura

Supóngase que lleva 0,4 horas conducir desde el garaje al inicio de la ruta, 0,4 horas conducir entre la ruta y el depósito, y 0,25 horas para volver desde el depósito al garaje. Lleva 0,2 horas descargar un camión en el depósito. La plantilla de trabajadores dispone de dos descansos de 15 minutos diarios y hay un margen de 30 minutos por retrasos inesperados (en total 1 hora). Si se realizan dos trayectos al depósito cada día, ¿Cuánto tiempo queda en una jornada laboral de 8 horas para la recogida en sí de la basura?

Solución. Reagrupando (9.2) y sustituyendo los valores adecuados,

$$\begin{aligned}
 T_R &= T_t - t_1 - (2n - 1)t_2 - t_3 - t_b - nt_d \\
 &= 8 - 0,4 - (2 \times 2 - 1) \times 0,4 - 0,25 - 1 - 2 \times 0,2 \\
 &= 4,75 \text{ horas para la recogida en sí de la basura.}
 \end{aligned}$$

Para decidir cuántos clientes puede atender diariamente un camión de recogida, se necesita el tiempo medio necesario de servicio en cada parada. Una simple aproximación indica que el tiempo por parada es igual a la media del tiempo que lleva conducir de una parada a la siguiente, más el tiempo que lleva vaciar los contenedores en cada parada, de donde podemos escribir

$$t_s = \frac{v}{d} + nt_c \tag{9.3}$$

donde

- t_s = Tiempo medio por parada.
- v = Velocidad media del camión entre paradas.
- d = Distancia media entre paradas.
- n = Número de contenedores a vaciar por parada.
- t_c = Tiempo de vaciado de un contenedor.

Para hallar el volumen de un vehículo de recogida adecuado, necesitamos conocer el número de paradas, el volumen de desechos por parada y la proporción de compactación del vehículo:

$$V = \frac{v_s N}{r} \tag{9.4}$$

donde

V = Volumen de recogida del vehículo.

v_s = Volumen medio de basura por parada.

r = Proporción de compactación.

N = Número de paradas por carga completa.

EJEMPLO 9.6. Tamaño de los vehículos

Continuando con el Ejemplo 9.5, (dos cargas completas y 4,75 horas de recogida por día), suponiendo que la velocidad media del vehículo es de 5 mph entre las paradas que distan entre sí una media de 150 pies. En cada parada recoge los desechos de dos casas que generan dos contenedores de 30 galones (4 ft³). Le toma una media de 20 segundos vaciar cada contenedor. ¿A cuántas casas pueden ofrecer servicio diariamente, y qué tamaño deberá tener el camión si tiene una proporción de compactación de 3,5:1?

Solución. El tiempo necesario para atender cada parada sería

$$t_s = \frac{d}{v} + nt_c = \frac{150 \text{ ft/parada} \times 3.600 \text{ s/h}}{5 \text{ m/h} \times 5.280 \text{ ft/milla}} + 4 \text{ contenedores/parada} \times 20 \text{ s/contenedores} = 100 \text{ s/parada}$$

A 100 segundos por parada, y 2 cargas completas diarias, el número de paradas que podrían hacerse por carga son

$$N = \frac{4,75 \text{ h/d} \times 3.600 \text{ s/h}}{100 \text{ s/parada} \times 2 \text{ cargas completas/día}} = 85 \text{ paradas/carga completa}$$

El volumen del camión necesario sería

$$V = \frac{v_s N}{r} = \frac{4 \text{ contenedores/parada} \times 4 \text{ ft}^3/\text{contenedores} \times 85 \text{ paradas/carga}}{3,5 \times 27 \text{ ft}^3/\text{yd}^3} = 14,4 \text{ yd}^3$$

Así, habría que elegir un tamaño de camión que ofreciera un mínimo de 14,4 yd³ de capacidad de carga. Con dos casas por parada y 2 cargas completas por día, el camión atendería $2 \times 2 \times 85 = 340$ casas al día.

El tamaño del vehículo de recogida del Ejemplo 9.6 estaba basado en la suposición de que cada camión haría dos trayectos al depósito diarios. Si el camión es lo suficientemente grande, quizá solo sería necesario un trayecto al depósito. De hecho, si volvemos a trabajar con los Ejemplos 9.1 y 9.2 calculando con un solo viaje al depósito, hallamos que un camión de 35 yd³ atendería la demanda de 412 clientes por día en lugar de los 340 obtenidos en el Ejemplo 9.2. Con 3 viajes al día, es tanto el tiempo transcurrido yendo y viniendo del depósito que el tiempo restante para llenar un camión sería tan bajo que un camión de 7,6 yd³ sería suficiente. Este pequeño camión sería capaz de servir a sólo 270 clientes al día. De este modo, la pregunta más natural que formular es, «¿cuál es la mejor opción?», ¿deberíamos diseñar el sistema de recogida con camiones grandes y caros, que son capaces de hacer menos viajes, o utilizar camiones más pequeños, que resultan más baratos, pero que no tienen capacidad para atender la misma demanda de clientes, dado que tienen que ir al depósito y regresar varias veces al día?

Economía de la recogida

Para decidir sobre el tamaño de los camiones que ofrece el transporte de residuos más barato, necesitamos saber el coste anual de los camiones operativos y en propiedad, lo que incluye el coste de los trabajadores que fabrican el vehículo. Hallar el coste anual de cada camión implica utilizar un cálculo económico en el que el coste de capital, amortizado con el tiempo de vida del vehículo, se añade al mantenimiento anual calculado y los costes de combustible. La relación entre el precio de compra de la maquinaria (en este caso, los camiones) y el coste anual amortizado se obtiene mediante

$$A = P \left[\frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right] \quad (9.5)$$

donde

A = Coste anual.

P = Precio de compra.

i = Tasa de interés, tasa de amortización (año⁻¹).

n = Periodo de amortización (años).

La cantidad entre paréntesis en (9.5) se conoce como el *factor de recuperación de capital*, FRC (i, n). Un modo de interpretar (9.5) es considerar a A como los pagos anuales que cancelarían un préstamo de P dólares en n años si el tipo de interés del préstamo es i (hay que tener en cuenta que un 10 por ciento, por ejemplo, debe introducirse como $i = 0,10$ /año). Por ejemplo, un vehículo de recogida de tamaño medio que cuesta 180.000 \$, si se amortiza durante un periodo de cinco años a un tipo del 10%, tendría un coste anual de

$$A = 180.000 \$ \left[\frac{0,10(1 + 0,10)^5}{(1 + 0,10)^5 - 1} \right] = 180.000 \$ \times 0,2638/\text{año} = 47.484 \$/\text{año}$$

Estos vehículos son pesados, y su pauta de arranques y paradas conlleva un rendimiento de combustible muy bajo, la típica es de 2 millas por galón. Una media de un camión que recorriera 50 millas al día, 260 días al año, a 2 mpg y 3,00 \$ el galón costaría unos 20.000 dólares al año, sólo en combustible. Si añadimos el mantenimiento, seguro y otros costes adicionales, un camión de basura puede costar fácilmente en torno a unos 80.000 \$ al año, sin contar los costes de la plantilla.

El coste anual de un vehículo dependerá de su tamaño y uso, y una aproximación al análisis del coste económico es utilizar un modelo lineal simple como el siguiente:

$$\text{Coste anual } (\$/\text{año}) = \alpha + \beta V \quad (9.6)$$

donde α y β están determinadas empíricamente basándose en la observación de los vehículos disponibles, y V es el volumen de carga del camión. El ejemplo siguiente ilustra cómo podría utilizarse para ayudar a tomar decisiones económicas acerca de qué camión es más adecuado para un trabajo concreto.

EJEMPLO 9.7. Un análisis económico de la recogida de basuras

Supongamos que el coste anual de la adquisición, combustible y conservación de un camión prensa se refleja en la siguiente expresión:

$$\text{Coste anual } (\$/\text{año}) = 25.000 + 4.000 V$$

donde V es el volumen del camión en yardas cúbicas. Supóngase que estos camiones necesitan dos trabajadores, cuya labor asciende a 24 \$ la hora por cada uno (incluyendo los beneficios). Hacer un análisis económico del sistema de recogida del Ejemplo 9.6 en el que un camión de 14,4 yd^3 recoge las basuras de 340 casas cada día. Cada casa genera 60 lbs de basura semanales. Los camiones y la plantilla trabajan 5 días a la semana, y los contenedores se recogen una vez a la semana en cada casa. ¿Cuál es el coste por tonelada (ton) de basura recogida y cuál el coste por domicilio?

Solución. Si suponemos una jornada laboral de 8 horas diarias, 5 días/semana, 52 semanas/año, el coste anual de trabajo por cada camión sería

$$\begin{aligned} \text{Coste del trabajo} &= 2 \text{ personas } 24 \text{ \$/día } 8 \text{ h/día } 5 \text{ días/semana } 52 \text{ semanas/año} = \\ &= 99.840 \text{ \$/año} \end{aligned}$$

El coste anual del camión supondría

$$\text{Coste anual del camión (\$/año)} = 25.000 + 4.000 \times 14,4 = 82.600 \text{ \$/año}$$

$$\text{Coste total anual del camión y la plantilla} = 99.840 \text{ \$} + 82.600 \text{ \$} = 182.440 \text{ \$/año}$$

Durante una semana laboral de 5 días, se recogen los desechos de 1.700 hogares ($5 \times 340 = 1.700$). La cantidad total de basura recogida por un camión en un año es

$$\text{Basura anual} = \frac{1.700 \text{ hogares} \times 60 \text{ lbs/semana} \times 52 \text{ semanas/año}}{2.000 \text{ lbs/ton}} = 2.652 \text{ ton/año}$$

El coste anual por domicilio del camión y la plantilla será

$$\text{Coste anual por domicilio} = \frac{68,80 \text{ \$/ton} \times 2.652 \text{ ton/año}}{1.700 \text{ hogares}} = 107,32 \text{ \$/año}$$

La cantidad total facturada a cada consumidor será considerablemente más alta después de incluir las tasas de transferencia, los costes administrativos, suplementos, beneficios, etc.

La Tabla 9.17 amplía el análisis de los Ejemplos 9.5, 9.6 y 9.7 a los camiones que efectúan de uno a tres trayectos diarios al depósito. Tras la suposición hecha en este análisis,

TABLA 9.17. Comparación de costes de camiones que efectúan uno, dos o tres viajes diarios al depósito

Número de viajes al día	Hogares atendidos por camión	Tamaño mínimo del camión (yd^3)	Coste anual del camión (\\$/año)	Coste anual del trabajo (\\$/año)	Coste por tonelada (\\$/año)	Coste por domicilio (\\$/año)
1	2.061	34,9	164.556	99.840	82,25	128,31
2	1.702	14,4	82.643	99.840	68,80	107,32
3	1.344	7,6	55.338	99.840	74,02	115,47

Las suposiciones son las dadas en los Ejemplos 9.5, 9.6 y 9.7.

los camiones óptimos son los de tamaño medio. Los camiones más grandes realizan menos viajes al depósito, pero su coste es demasiado elevado. El uso de camiones pequeños minimiza gastos, pero el tiempo extra que invierten en ir y volver del depósito reduce el número de demanda satisfecha, lo que no compensa.

La solución representada en la Tabla 9.16 es proporcional a la distancia entre la ruta de recogida y el lugar de depósito. A medida que la distancia se incrementa, si se cuenta con menos camiones recorriéndola sólo una vez al día, se elevan los costes del diseño, como muestra la Figura 9.16.

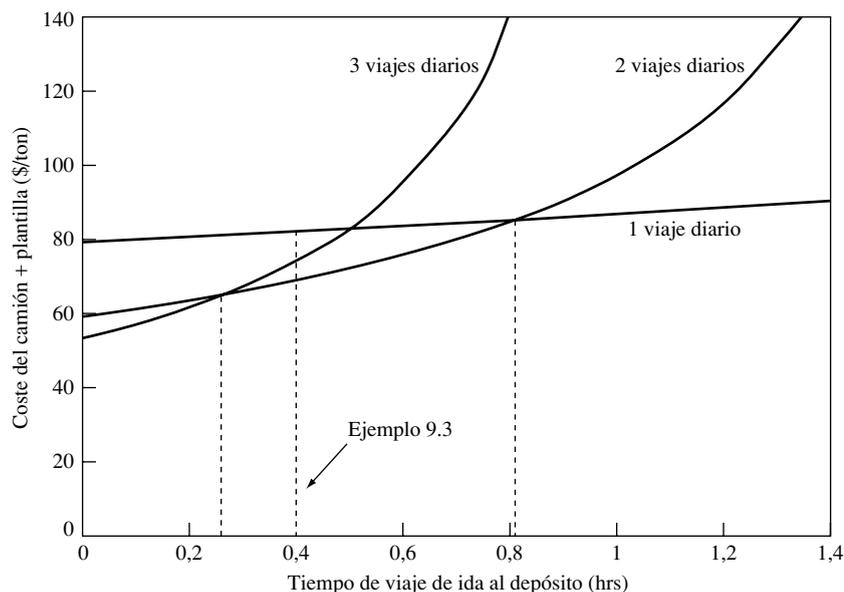


FIGURA 9.16. El número óptimo de viajes a efectuar por día al depósito es proporcional al tiempo necesario para realizar el trayecto. En distancias cortas, los camiones de menor tamaño que realizan más viajes al día son preferibles. Para las distancias largas, los camiones grandes que pueden recoger durante todo el día antes sin necesidad de descargar son más efectivos. Esta figura está basada en las suposiciones de los Ejemplos 9.5, 9.6 y 9.7.

Plantas de Transferencia

Según conveniencia, los vertederos locales cierran y, a menudo, el lugar que lo sustituye está ubicado a varios kilómetros de la comunidad demandante. A medida que la distancia de la zona de recogida aumenta, toma más y más tiempo transportar la basura al depósito, lo que deja menos y menos tiempo para la recogida en sí. En un punto determinado, es mejor construir una planta de recogida cercana a la población, denominada *planta de transferencia*, que actúa como un depósito temporal de las basuras recolectadas, donde descargan los camiones de recogida locales. Más tarde éstas se transportan mediante camiones de mayor tamaño al depósito.

De nuevo, ha de tomarse una decisión. ¿En qué punto se halla el depósito lo suficientemente lejos como para que se justifiquen los gastos de una estación de transferencia? El problema que tenemos que analizar se muestra en la Figura 9.17. Ya hemos expuesto un procedimiento para desarrollar un gráfico de costes respecto a la distancia del sistema de

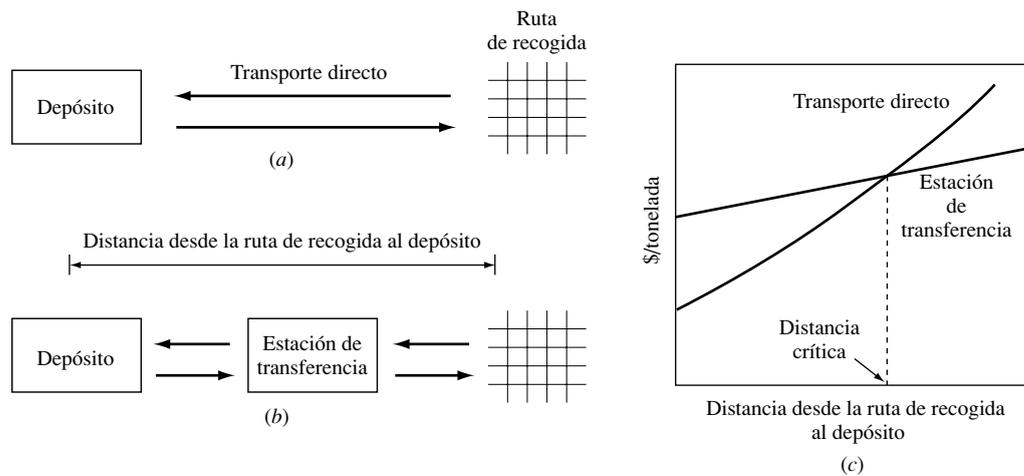


FIGURA 9.17. La curva de coste de un sistema de recorrido directo (a) comienza baja pero se incrementa de modo dramático cuando se incluye una estación de transferencia (b). A cierta distancia, donde se cruzan las curvas, la opción de una estación de transferencia se convierte en la solución más rentable.

transporte directo desde la ruta de recogida al depósito. Lo que necesitamos hacer ahora es un análisis de la estación de transferencia asociado al grupo de camiones de largo recorrido.

El coste de una estación de transferencia depende de muchos factores, como su tamaño, los costes de construcción locales y el precio de la tierra. Además, las estaciones de transferencia pueden demandar diversas características tecnológicas que contribuyen a su coste. Las estaciones de transferencia simples pueden consistir en una estructura ligera con un suelo de hormigón. Los vehículos de recogida depositan la basura recogida en el suelo mientras un vehículo de carga frontal la recoge y la carga en los vehículos de transferencia. Plantas de mayor complejidad pueden incorporar tolvas para el depósito directo desde los camiones de recogida a los de transferencia. También pueden contar con equipos de compactación para un mayor prensado de los desechos antes de cargarlos. Algunas estaciones de transferencia prensan las basuras en densos fardos (1.000 lb/yd^3) que pueden cargarse con maquinaria especializada («toros de carga») en camiones trailer. Los fardos de residuos son especialmente adecuados para el transporte mediante ferrocarril o barcas.

Los camiones que trasladan los residuos desde las estaciones hasta el depósito generalmente suelen ser tipo trailer grandes. Los remolques pueden ser de techo abierto o cerrado, pero los de techo cerrado son preferibles puesto que ofrecen la garantía de no perder parte de la carga por la carretera.

Los remolques de caja abierta tienen una capacidad de entre 40 a 120 yardas cúbicas de basura con densidades de 200 a 300 lb/yd^3 mientras que la densidad de los residuos en remolques cerrados puede ser mayor (500 a 800 lb/yd^3) éstos tienden a ser de menor tamaño (40 a 80 yd^3) con objeto de mantener el peso total del vehículo por debajo de los límites de carga.

En el Ejemplo 9.8, el coste del transporte en camión de $4,20 \text{ \$/ton}$ se dedujo para un tiempo de viaje concreto desde la estación de transferencia al depósito de $0,5$ horas cada desplazamiento. Es decir, $4,20 \text{ \$/ton}$ por $0,5$ horas de distancia entre la estación de transferencia y el depósito, o $8,40 \text{ \$}$ por hora de distancia. La estación de transferencia en sí tiene un coste fijo de $13,27 \text{ \$/ton}$. Variando este tiempo de recorrido, obtendremos un coste de

EJEMPLO 9.8. Coste de una estación de transferencia y vehículos

Una estación de transferencia que maneja 300 toneladas (ton)/día, 5 días por semana, cuesta 5 millones de dólares de construir y 150.000 \$ por año operativo. Un camión trailer cuesta 140.000 \$ y carga 15 toneladas (ton) por trayecto. El trabajo y el mantenimiento (incluyendo el combustible) del camión asciende a 50.000 \$/año; el conductor gana 40.000 \$ al año. El coste de la edificación y de los camiones de transferencia se han de amortizar en un periodo de 10 años contando con un tipo de interés del 12%.

Supongamos que lleva 30 minutos efectuar el viaje (sólo ida) desde la estación de transferencia al depósito, y han de hacerse 7 viajes diarios. Hallar los costes de la estación de transferencia y el transporte en \$ por tonelada (ton).

Solución. Utilizando (9.5) el factor de recuperación de capital de un periodo de amortización de 10 años a un tipo del 12% es

$$CRF = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} = \frac{0,12(1+0,12)^{10}}{(1+0,12)^{10} - 1} = 0,1770/\text{año}$$

Así, el coste anual de la estación de transferencia es

$$5.000.000 \$ \times 0,1779/\text{año} + 150.000 \$/\text{año} = 1.035.000 \$/\text{año}$$

Por tonelada de residuo, resulta

$$\begin{aligned} \text{Coste de la estación de transferencia} &= \\ &= \frac{1.035.000 \$/\text{año}}{300 \text{ ton/día} \times 5 \times \text{días/semana} \times 52 \text{ semanas/año}} = 13,27 \$/\text{ton} \end{aligned}$$

El coste anual de un camión individual y su conductor es

$$140.000 \$ \times 0,177 \text{ año} + 50.000 \$/\text{año} + 40.000 \$/\text{año} = 114.780 \$/\text{año}$$

Por tonelada de residuos transportados, el coste del camión y del conductor es

$$\begin{aligned} \text{Coste del camión y conductor} &= \\ &= \frac{114.780 \$/\text{año}}{15 \text{ ton/viaje} \times 7 \text{ viajes/día} \times 260 \text{ días/año}} = 4,20 \$/\text{ton} \end{aligned}$$

El coste total de la estación de transferencia, conductor y camión, por tanto será

$$\text{Coste total} = 13,27 \$ + 4,20 \$ = 17,47 \$/\text{ton}$$

transporte variable que podemos añadir al coste anual fijo de la estación en sí, de donde desarrollamos el gráfico que se muestra en la Figura 9.18.

Podemos comparar los aspectos económicos asociados a los camiones de basura que efectúan su recogida y descarga en el depósito a diario con los aspectos económicos de la descarga en un punto mucho más cercano pero costoso. Para continuar con nuestro ejemplo, vamos a combinar el ejemplo de los costes de recogida que se muestran en la Figura 9.16 con los costes de una estación de transferencia que se muestran en la Figura 9.18. Si suponemos que un lugar ideal de una estación de transferencia local está a 0,3 horas de la

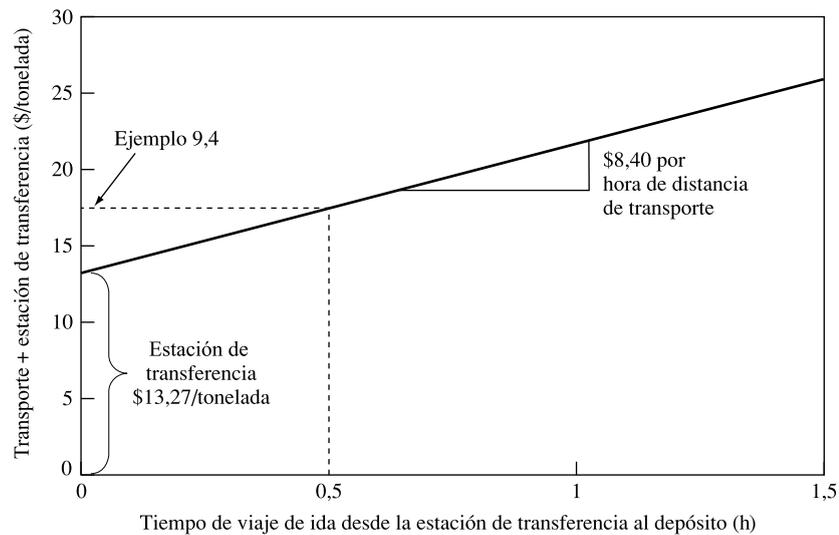


FIGURA 9.18. La estación de transferencia y el transporte de largo recorrido dependen de la distancia entre la estación de transferencia y el depósito. Gráfico de los datos ofrecidos en el Ejemplo 9.8

población, el gráfico de la decisión acerca de añadir una estación de transferencia o no, se desarrolla en la Figura 9.19. Para tiempos de recorrido entre la ruta y el depósito, superiores a 0,75 horas, la construcción de una estación de transferencia es la opción más barata. Estos resultados, por supuesto, se especifican en el ejemplo presentado. No obstante ofrecen un esbozo de las evaluaciones que deben realizarse antes de tomar una decisión.

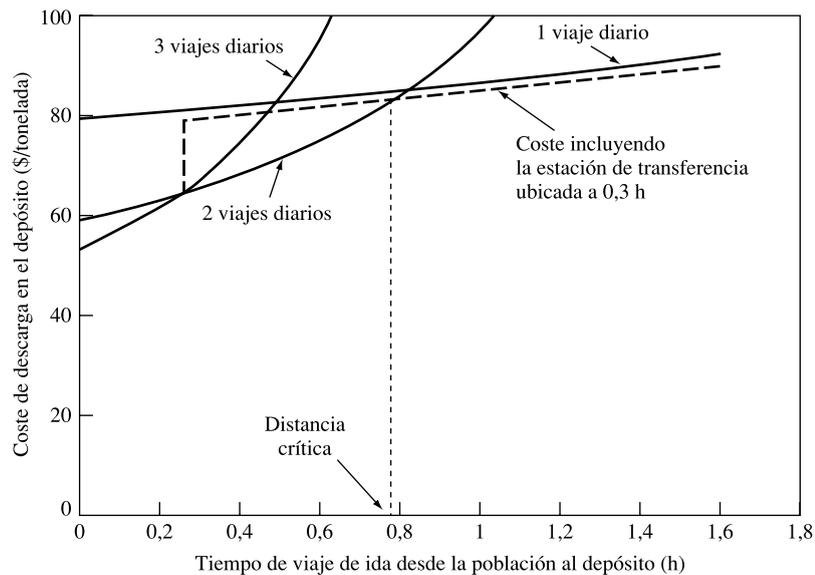


FIGURA 9.19. Una estación de transferencia ubicada a 0,3 horas de la ruta de recogida resulta rentable si el trayecto de ida desde la ruta hasta el depósito sobrepasa las 0,75 horas aproximadamente. Basado en los datos de los Ejemplos 9.7 y 9.8.

9.10. Plantas de recuperación de recursos y gestión económica

Los materiales reciclables necesitan ser clasificados para separar vidrio, plásticos, periódicos, latas, etc. Si una comunidad tiene instalado un sistema de reciclado, parte de esta clasificación ya la hacen los usuarios, parte la hacen los empleados de recogida de basuras al introducirla en el camión y parte se hace en la *instalación de recuperación de materiales* (IRM). Si no hay sistema de reciclado dirigido hacia el usuario (es decir, que los materiales que podrían reciclarse se vierten mezclados con el resto de la basura), aun pueden intentar recuperarse de algún modo. Una instalación dirigida a recuperar materiales reciclables de la mezcla indiscriminada con el resto de residuos sólidos urbanos se denomina *instalación de procesamiento de residuos* (IPR) o, a veces, *sistema de procesamiento final*. Estas definiciones no son precisas; por ejemplo, un sistema de recogida frecuente consiste en que los usuarios ponen los materiales reciclables mezclados en bolsas distintas (azules, por ejemplo) que se arrojan al camión junto con el resto de residuos. El color de estas bolsas ayuda a identificarlas rápidamente lo que facilita su separación y envío a la planta de procesado.

La función primaria de una IPR es separar botellas por color, plásticos por resina, latas por el metal de que están hechas, así como periódicos viejos (PV), cajas de cartón ondulado (CCC) y residuos orgánicos para compost. La segunda función es compactar estos materiales para que puedan transportarse más fácilmente hasta los usuarios finales. La compactación abarca el triturado de botellas, aplastado de latas metálicas, granulado y embalado de plásticos, y embalado del papel.

Puesto que diferentes comunidades tienen diferentes grados de preselección por los consumidores y los empleados de recogida, las instalaciones de recuperación tendrán también una variedad de equipo y procesos. Casi todas ellas cuentan con una importante parte de mano de obra humana complementada en diferente medida por equipos automáticos. Las más pequeñas tienden a usar más trabajadores pues no pueden procesar tantos residuos como para justificar el coste del equipo automático, pero incluso las grandes y automatizadas instalaciones utilizan mano de obra para alguna labor de escogida y control de calidad. Un ejemplo de IPR se ilustra en la Figura 9.20.

La IRM típica se diseña para recibir periódicos viejos y cartón ondulado que ya ha sido separado de las botellas, latas, plásticos y vidrio. Esto no sólo simplifica el proceso sino que también reduce la contaminación de los productos de papel de restos de alimentos y productos químicos que pueden acompañar a los otros reciclables. Un área separada, con su propia cinta transportadora, recibe periódicos y cartón. Los clasificadores trabajan de pie ante la cinta recogiendo el cartón, que será embalado más tarde, junto con el papel y las bolsas de plástico, cuerdas y otros materiales extraños que serán descartados. Los periódicos permanecen en la cinta y son dirigidos a una empaquetadora que los comprime y ata para formar balas. Una bala típica tiene aproximadamente 0,75 m por 1,2 m por 1,5 m. La misma empaquetadora se puede usar para hacer balas de cartón ondulado, PET, HDPE, aluminio o metales ferrosos. Esta retirada de elementos específicos de la cinta, como el cartón, se denomina «clasificación positiva», para distinguirla de la «clasificación negativa» en la cual el producto en cuestión se deja en la cinta transportadora.

Otra cinta tiene clasificadores que empujan botellas, latas y otros objetos a tolvas específicas. Puesto que los plásticos son voluminosos y ligeros tienden a situarse sobre los demás restos por lo que suelen ser los primeros en dirigirse a sus respectivas tolvas. Para evitar

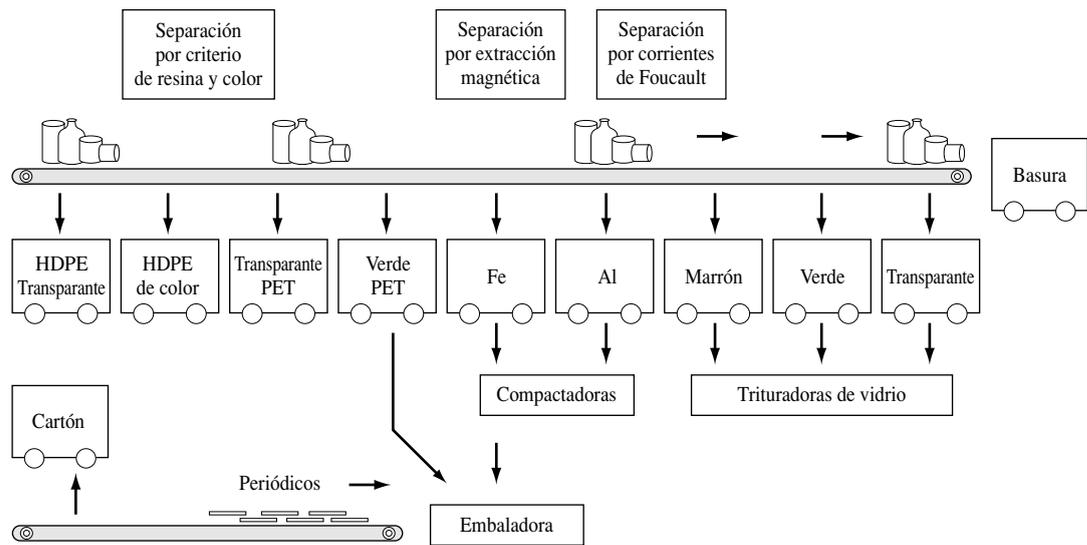


FIGURA 9.20. Una instalación de recuperación de materiales clasifica productos reciclables mezclados usando un proceso mixto de separación a mano y a máquina.

mezclar resinas se necesitan al menos tres de ellas: la de HDPE, la de PET y la de otros plásticos. Una separación más cuidadosa requeriría tolvas para HDPE, PET verde, PET transparente, PVC, y restos mezclados. Los plásticos pueden ir a parar a una granuladora o a una cortadora de cuchillas que los reduce a trozos de 1 cm aproximadamente. O, pueden ser triturados y embalados. Como mencionamos antes, el PVC es un contaminante particularmente crítico del PET, y puede ser también una fuente de emisiones de cloro si se quema, por ello los clasificadores deben poner especial cuidado con él. La separación manual es difícil porque el PVC y el PET tienen un aspecto muy parecido, sin embargo ya hay separadores mecánicos que apartan el PVC. En uno de estos clasificadores, las botellas de plástico pasan por una pila de sensores que pueden detectar la presencia de cloro en las botellas de PVC. Cuando eso sucede, unos chorros de aire apartan las botellas de PVC del resto de materiales. Otras tecnologías analizan la luz transmitida a través de las botellas de plástico para identificar el tipo de resina y color.

Los metales ferrosos pueden apartarse de la cinta transportadora, a mano o por medio de imanes. Una versión de separador magnético tiene un imán fijo suspendido por encima de la cinta. El imán arrastra los envases a otra cinta que discurre perpendicular a la principal y los conduce a su tolva. Algo de aluminio, tanto de botes bimetálicos que tienen lados de acero y tapas de aluminio, como de botes de aluminio que han quedado aplastados junto con latas de acero, acabarán en la tolva de metales ferrosos. La contaminación por aluminio reduce el valor del metal reciclado cuando se vende el producto a plantas envasadoras, pero puede ser beneficiosa para la fabricación del acero.

Los botes y las bandejas para alimentos de aluminio pueden ser retirados de la cinta a mano, como es normalmente el caso en una IRM pequeña, pero puede hacerse también con un *separador por corrientes de Foucault*. Cuando un buen conductor de la electricidad, como es el aluminio, se coloca en un campo magnético variable, aparecen corrientes de Foucault inducidas. Estas corrientes, a su vez, crean su propio campo magnético que interactúa con el original. Esta interacción genera una fuerza que puede usarse para empujar el aluminio fuera de la corriente de residuos. Otros metales, como el cobre, experimentan fuerzas

inducidas por las corrientes de Foucault, pero son mucho más pesados que el aluminio y no se mueven tan fácilmente. Una versión de separador por corrientes de Foucault tiene una rampa por donde deslizan los materiales y sobre ella hay una serie de imanes permanentes con polaridad alternada. Al deslizar el aluminio bajo los imanes experimenta un campo magnético variable que da lugar a las fuerzas de Foucault que lo empujan a un lado de la rampa. Los materiales no conductores deslizan sin desviarse y así se consigue la separación.

Las botellas han de separarse por color: transparentes, verdes y marrones. Antes de la separación por color es importante evitar la rotura, pero después el vidrio se tritura. Para impedir que se mezclen contaminantes no deseados, se usan rejillas vibrantes que retienen los trozos más grandes como tapones, etiquetas y otros restos.

Equipo de procesamiento de residuos mezclados

En muchas comunidades se recogen productos reciclables sin separar y basura indiferenciada. Tales residuos pueden ser directamente depositados en el vertedero pero contienen valiosos recursos que podrían recuperarse. Y no sólo los reciclables, también los combustibles pueden aprovecharse para la obtención de energía en las incineradoras, y el resto con destino al vertedero puede compactarse con el fin de que ocupe menos espacio. Las instalaciones de procesamiento que pueden manejar tal mezcolanza utilizan una combinación de maquinaria pesada para cribar, triturar, separar y clasificar los residuos como se indica en la Figura 9.21.

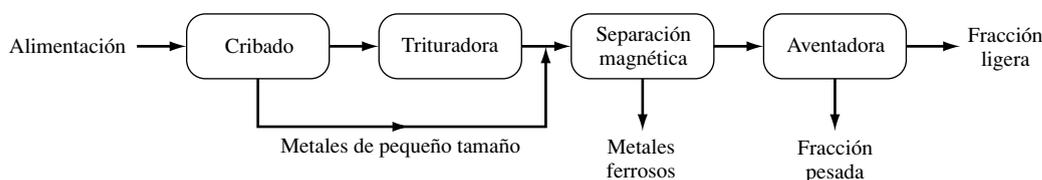


FIGURA 9.21. Un sistema de recuperación de recursos de ejemplo para residuos sólidos mezclados.

Los residuos sólidos sin tratar son una mezcla de cajas, bolsas, periódicos, restos de comida, trozos de madera, botellas, latas, podas de jardines, neumáticos y demás, de formas y tamaños variados. Para poder recuperar los diversos componentes, el residuo debe ser troceado, tarea que efectúa una combinación de máquinas trituradoras y cribadoras.

Cribado. La Figura 9.21 indica un cribado simple del residuo como primer paso, aunque éste no es siempre el caso. La criba más común es un tambor de gran diámetro giratorio e inclinado con agujeros del tamaño apropiado. Los tambores pueden tener un diámetro de 1 a 3 metros, y los agujeros un tamaño de unos 10 cm, suficiente para permitir el paso de la mayor parte de los trozos de metal y vidrio, pero demasiado pequeños para que lo hagan el papel y los objetos de mayor tamaño. La velocidad de rotación es tal que las partículas acompañan el recorrido del tambor hasta la mitad antes de volver a caer. Si la velocidad fuera demasiado rápida, la fuerza centrífuga mantendría las partículas contra la superficie y no caerían nunca al fondo. La velocidad de rotación típica está en torno a los 20 o 30 rpm. Un esquema de un tambor de rotación se muestra en la Figura 9.22a.

Trituración. Las trituradoras son máquinas de fuerza bruta que golpean, aplastan, pulverizan y Trituran los desechos. Hay disponibles varios tipos de trituradoras, pero la más

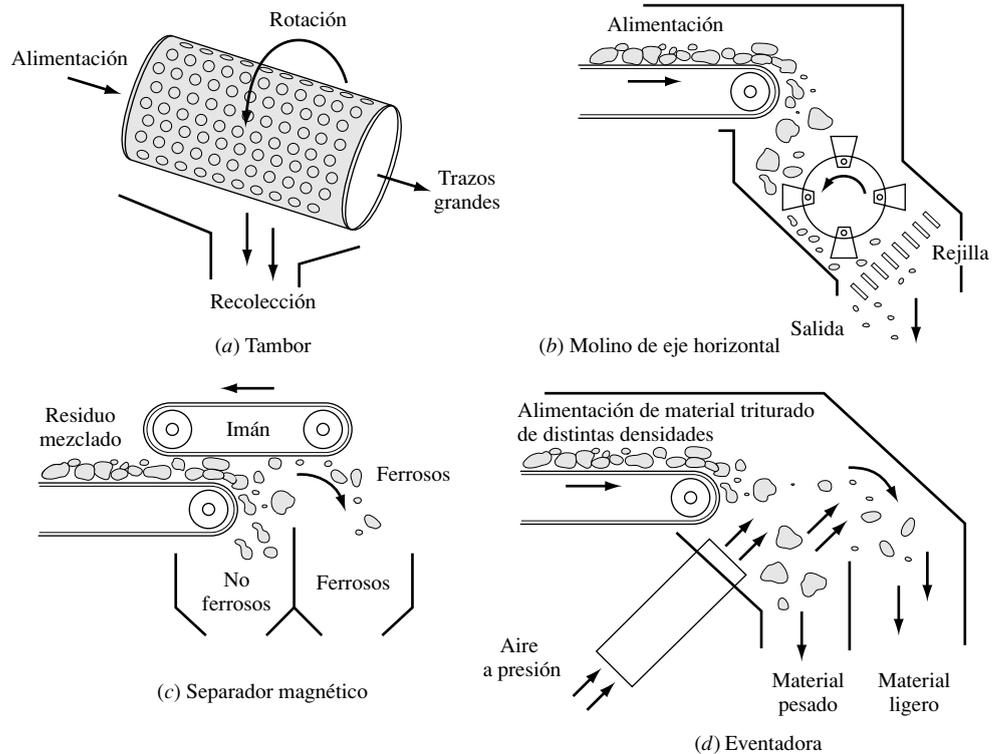


FIGURA 9.22. Ejemplos de maquinaria típica usada para procesar materiales reciclables recogidos conjuntamente y basura indiferenciada.

comúnmente usada en operaciones de reciclaje es la trituradora de molino mostrada en la Figura 9.22b. Los residuos que caen desde la parte alta son machacados por martillos hasta que se han reducido a un tamaño suficientemente pequeño para pasar a través de la rejilla del fondo. Para prolongar la relativamente corta vida de los martillos, los desechos se precriban antes para extraer los que ya son suficientemente pequeños. Otros tipos son las trituradoras cortantes, muy parecidas a las de molino pero donde los martillos son más parecidos a cuchillas, y no tienen rejillas, de modo que los materiales hacen sólo una pasada por los martillos. Hay también trituradoras de cuchilla, que rebanan objetos como trapos y botellas de plástico; trituradoras de cizalla, con cuchillas contrarrotantes que despedazan en tiras; y pulverizadoras que machacan el vidrio. Incluso si no hay recuperación de materiales, la trituración tiene varias ventajas cuando se antepone al vertido. La basura triturada se compacta mejor en un vertedero, con lo que se reduce el volumen de almacenamiento necesario. Además, los residuos triturados pueden no necesitar ser cubiertos diariamente con tierra en el vertedero si son esparcidos en capas suficientemente finas que mantengan las condiciones aerobias, con lo que se controlan los olores. Puesto que el residuo queda relativamente seco y no hay partículas comestibles de tamaño apreciable, los problemas de ratas y de insectos se minimizan igualmente sin cobertura diaria.

Separadores magnéticos. Después de que los materiales han sido triturados en partículas suficientemente pequeñas, pueden dirigirse al separador de imanes para extraer los metales ferrosos. Hay varios diseños diferentes, pero su fundamento es el mismo. Los meta-

les ferrosos son atraídos por los imanes y apartados del resto de materiales de la cinta transportadora principal. La Figura 22c muestra una versión de separador magnético.

Clasificación por aire. Una vez que la corriente principal de residuos se ha reducido a partículas relativamente pequeñas, puede dirigirse hacia una corriente de aire para, junto con la gravedad, separar las partículas pesadas de las ligeras. En una versión de una máquina clasificadora de este tipo, llamada aventadora, las partículas ligeras como el plástico y el papel son desplazadas por el aire a presión y dirigidas a depósitos de recolección. Las partículas pesadas no se ven afectadas por la corriente de aire, de modo que caen en la primera tolva. La aventadora mostrada en la Figura 9.22d tiene dos depósitos de recepción, pero si se requiere una separación más fina es posible incluir más.

Economía del reciclado

Mientras que la importancia medioambiental y de recursos del reciclado está clara, su viabilidad económica, sometida a las constantes fluctuaciones del mercado y condiciones reguladoras, es menos evidente. Para hacer un informe económico necesitamos examinar los costes de recogida, el de procesado de materiales, el valor de mercado de los materiales reciclados y las tasas de vertedero ahorradas por reducir la cantidad de basura vertida o incinerada.

Existe un compromiso bastante claro entre el coste de la recogida y el coste del procesado, por ejemplo, la recogida selectiva de materiales reciclables es cara, pero el procesado que le sigue es relativamente barato. Además, las tasas de recuperación general de recursos pueden ser bajas si los consumidores no cooperan en la separación de desechos en origen. En el otro extremo, al usar el mismo contenedor para depositar los reciclables y el resto de la basura se recortan costes, pero suben los de procesado. En este caso, todos colaboran tanto si les gusta como si no, con lo que las tasas de recuperación son altas. Los análisis económicos se complican también con el compromiso entre clasificación manual extensiva en las instalaciones de recuperación de materiales, común cuando los volúmenes son bajos, y la clasificación mecanizada, que predomina en los casos en que las cantidades son mayores. Finalmente, es costoso conseguir datos de los costes, éstos difíciles de interpretar, y a menudo dependen de suposiciones muy variables y de las prácticas contables.

La gran cuestión económica es, por supuesto, cómo comparar el coste de la recogida y procesado de los reciclables, que parece estar en torno a los 180 dólares por tonelada (120 dólares de recogida y 60 de la IRM), con el valor de venta de los materiales recuperados. Desafortunadamente, esta comparación no es simple en el caso general. Los precios varían considerablemente con el tiempo, tanto de un año para otro como dentro del mismo año. Por ejemplo, los precios de los botes de aluminio reciclados tienden a subir en primavera, ya que los fabricantes preparan el pico de demanda veraniega de refrescos. En otoño, los precios bajan cuando los suministros de botes retornados se incrementan y la demanda cae. Los precios varían también de año en año, a veces de forma muy importante. Por ejemplo, en Estados Unidos a principios de los años 90 había una demanda escasa de papel reciclado, y los procesadores de papel a menudo tenían que pagar a los molinos para quitárselo de encima. En parte estimulado por la orden ejecutiva del presidente Clinton de 1993, que determinaba que las agencias federales comprasen papel que contuviera un mínimo del 20% de pulpa reciclada a finales de 1994 y un 30% a finales de 1998, el mercado de papel reciclado creció súbitamente (Figura 9.23). En 1995 no era raro que los molinos pagasen 140 dólares por tonelada de papel mezclado que habían comprado años antes a sólo 25 dólares

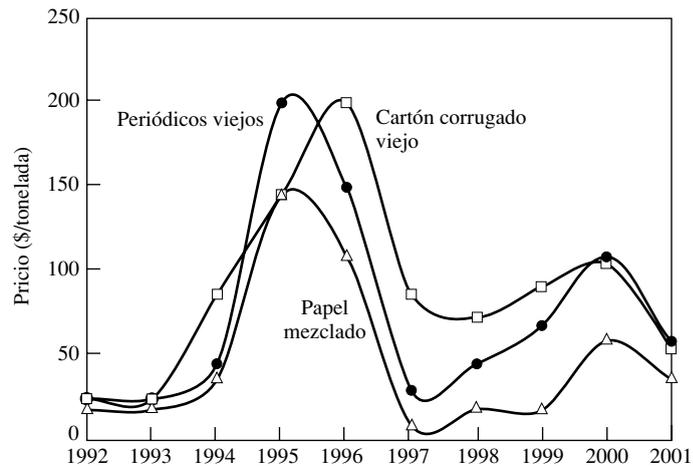


FIGURA 9.23. Precios de papel de periódico, cartón ondulado y papel mezclado. (Fuente: gráfico de datos de Corporations Supporting Recycling.)

por tonelada. El mercado se saturó rápidamente y el precio se colapsó pocos años después. Después de varias oscilaciones, el papel en 2005 se vendía por unos 75 dólares por tonelada.

Dadas las incertidumbres en los precios pagados por materiales reciclados, es difícil hacer un análisis económico del reciclado que sea válido en cualquier momento o para cualquier lugar. Aun así vale la pena esbozar un ejemplo sencillo para indicar el método. La Tabla 9.18 combina los precios representativos de los materiales recuperados en 2005, con una estimación de las cantidades relativas de los diferentes materiales obtenidos a partir de residuos sólidos urbanos (RSU). El producto de los dos nos da los ingresos obtenidos por la venta de cada material recuperado. Por ejemplo, los ingresos derivados de la venta de cartón ondulado son 40,50 dólares por tonelada de RSU recuperada. Los botes de aluminio, de mucha menor masa, aportan 24 dólares por tonelada recuperada de RSU.

TABLA 9.18. Estimación de costes de materiales recuperados de RSU e ingresos derivados de su venta

Material	Masa reciclada (ton)	Precio (\$/ton)	Ingresos (\$)	Ingresos (%)
Cartón ondulado	0,45	90	40,50	38
Latas de aluminio	0,03	800	24,00	22
Periódicos	0,22	65	14,30	13
Papel ligero mezclado	0,09	75	6,75	6
HDPE	0,01	600	6,00	6
Latas de acero	0,05	90	4,50	4
Revistas	0,04	95	3,80	4
PET	0,01	500	5,00	5
Vidrio	0,10	25	2,50	2
TOTAL	1 ton		107,35	100

Los ingresos totales por la venta de todos los materiales recuperados en el ejemplo ascienden a 107 dólares por tonelada. Si hacemos una estimación de 180 dólares/tonelada para recoger y procesar reciclables, el coste neto del reciclado sería 73 dólares/tonelada. ¿Esto es bueno o malo? Para responder a esta cuestión debemos estimar el coste de la recogida de RSU y envío al vertedero local. Podemos decir como estimación aproximada que el coste de la recogida sin reciclado de RSU cuesta unos 100 dólares/tonelada. Añádase a esto el coste del vertido (tasa de vertedero). Con una tasa típica de 50 dólares/tonelada, el coste total de vertido de los RSU ordinarios es de unos 150 dólares/tonelada. Comparado con nuestra estimación de 73 dólares por tonelada reciclando, parecería que con ello ahorramos 77 dólares por cada tonelada de materiales recuperados. Esta no es una conclusión demasiado definitiva, sin embargo, ya que hay demasiadas incertidumbres y variaciones en las cifras utilizadas aquí como para asegurar el dato de forma general, pero anima.

Créditos de reciclado y de carbono

Parece que en algún momento del futuro cercano dejará de ser gratis arrojar gases de efecto invernadero a la atmósfera. Es fácil imaginar un esquema de mercado del carbono, como el establecido por el Protocolo de Kyoto, que potenciaría las tecnologías ahorradoras de carbono. Evitando las emisiones de carbono, recuperando y reciclando recursos de los RSU, ganaríamos créditos de carbono que podrían aportar valor económico al reciclado.

EJEMPLO 9.9. Créditos de carbono para el reciclado del cartón ondulado

Supongamos que 1 tonelada de materiales recuperados de RSU contiene 0,45 toneladas de cartón ondulado. Reciclando este cartón en lugar de enviarlo al vertedero, se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero. Si se grava el carbono con una tasa de 50 dólares/tonelada métrica de carbono equivalente, ¿cuáles serían los ingresos extra asociados con la venta del carbono ahorrado?

Solución. De la Tabla 9.8, reciclar una tonelada de cartón reduce las emisiones de gases de invernadero en el equivalente a 0,96 toneladas métricas de carbono. La reducción de gases es pues

$$0,54 \text{ ton} \times 0,96 \text{ toneladas métricas de carbono} = 0,432 \text{ toneladas métricas de carbono}$$

Si el carbono se tasa a 50 dólares/toneladas métricas de carbono, el valor de este ahorro sería

$$0,432 \text{ toneladas métricas de carbono} \times 50 \text{ \$/tonelada métrica de carbono} = 21,60 \text{ \$}$$

La Tabla 9.19 amplía los resultados del Ejemplo 9.9 al conjunto completo de los materiales contemplados en la Tabla 9.18. Para cada uno de los productos recuperados, el equivalente en carbono de la Tabla 9.8 se aplica para determinar los créditos ganados reciclando. A 50 dólares/TmC, el total de ahorro en carbono conseguido es de 43,34 dólares que, añadidos a los 107,35 recibidos por la venta de materiales recuperados, hacen un total de 150,69. El valor económico del reciclado mejoraría significativamente si se incluyera el factor de los gases de invernadero. La Figura 9.24 extiende este ejemplo para mostrar el impacto de la variación

TABLA 9.19. Extensión de la Tabla 9.16 para incluir ingresos resultantes de la reducción de las emisiones de gases de invernadero cuando los materiales se recuperan y reciclan

Material	Masa reciclada (ton)	Precio reciclado (\$/ton)	Ingresos reciclados (\$)	Equivalente en carbono (MTCE/ton)	Créditos carbono (MTCE)	Ingresos carbono (\$)	Total ingresos (\$)	Ingresos (%)
Cartón ondulado	0,45	90	40,50	0,96	0,432	21,60	62,10	41
Latas de aluminio	0,03	800	24,00	3,71	0,111	5,57	29,57	20
Periódicos	0,22	65	14,30	0,52	0,114	5,72	20,02	13
Papel ligero mezcla-								
do	0,09	75	6,75	1,06	0,095	4,77	11,52	8
HDPE	0,01	600	6,00	0,39	0,004	0,20	6,20	4
Latas de acero	0,05	90	4,50	0,50	0,025	1,25	5,75	4
Revistas	0,04	95	3,80	0,76	0,030	1,52	5,32	4
PET	0,01	500	5,00	0,43	0,004	0,22	5,22	3
Vidrio	0,10	25	2,50	0,50	0,050	2,50	5,00	3
TOTAL	1 ton		107,35			43,34	150,69	100

Los créditos de carbono se estiman en 50 dólares por tonelada métrica de carbono equivalente (MTCE) ahorrada.

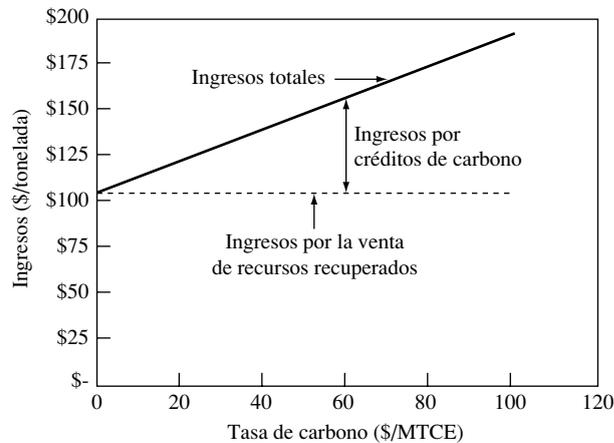


FIGURA 9.24. Extendiendo los resultados de la Tabla 9.17 para mostrar el impacto de la variación de los créditos de carbono en los ingresos derivados del reciclado. Los ingresos se obtienen de la venta de los materiales recuperados y el ahorro en la evitación de emisiones. Unidades en \$/ton de material recuperado

9.11. | Compostaje

Las podas de jardines y los desperdicios de comida son una cuarta parte del total de los residuos sólidos urbanos generados en los Estados Unidos. Antes de 1990, casi todo ello acababa en los vertederos locales o en las incineradoras. Según fue reduciéndose la vida de los vertederos y la dificultad de habilitar nuevos lugares crecía, se hacía más claro que la reducción de las fuentes y los programas de reciclado habían de implementarse tanto para este

tipo de residuos como para los demás. De hecho, hacia mediados de los años 90, más de la mitad de la población de los Estados Unidos vivían en estados que contaban con leyes reguladoras para la deposición en vertederos de los restos de podas. El impacto de aquellos programas está comenzando a sentirse ya. La tasa de generación de restos de podas, por ejemplo, está cayendo tanto como crece la costumbre de fabricar compost casero, y la tasa de recuperación de estas podas crece rápidamente ya que los ayuntamientos tienen sus propios programas de compostaje. Nótese la diferencia entre compostaje casero, que es una forma de reducción de fuente ya que disminuye la cantidad de residuo que debe ser recogido, y compostaje municipal, que se considera una forma de reciclado puesto que crea un producto de mercado a partir de restos recogidos.

Compostaje es el término usado para describir la degradación aerobia de materia orgánica en condiciones controladas, para producir un acondicionador de suelos o sustrato de valor comercial. Es un proceso natural que puede llevarse a cabo con una sencilla intervención humana y controlarse para minimizar el periodo de formación, tiempo requerido y malos olores desprendidos. El producto final es rico en materia orgánica, lo que lo convierte en un buen acondicionador de suelo, pero la concentración de nutrientes clave, como el nitrógeno, fósforo y potasio, es típicamente demasiado baja como para competir con fertilizantes comerciales.

En los sistemas de compostaje más simples, los restos de podas (a veces mezclados con lodos de alcantarillado) se amontonan en hileras llamadas pilas de compostaje (Figura 9.25). Una pila típica mide 3 o 4 metros de ancho, 2 metros de alto y decenas de metros de largo. La longitud viene determinada por la velocidad de entrada de nuevo material, el tiempo requerido para su descomposición y la sección de la pila. Otros sistemas más complejos usan grandes cubas como reactores biológicos. Algunos utilizan ambas tecnologías: cubas rectoras para iniciar el proceso de descomposición y pilas para los últimos estadios.

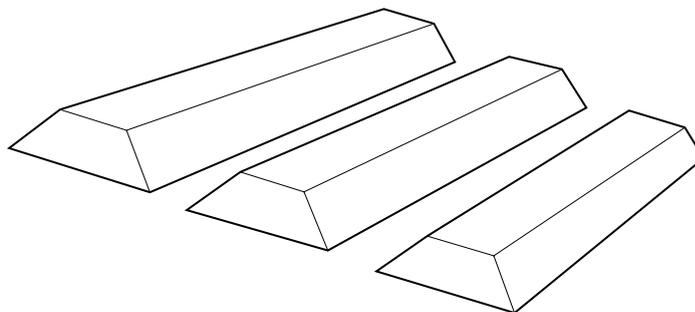


FIGURA 9.25. Pilas de compostaje.

El proceso de compostaje se ve afectado por la temperatura, humedad, pH, suministro de nutrientes y disponibilidad de oxígeno. Bacterias y hongos son los protagonistas en el proceso de descomposición, pero también otros macroorganismos como rotíferos, nematodos, ácaros, cochinillas, lombrices de tierra y escarabajos, juegan su papel desmenuzando y digiriendo la materia orgánica lo que la hace más atacable por los microorganismos.

Temperatura

En los pasos iniciales de la descomposición, los microorganismos mesófilos (bacterias y hongos que crecen mejor a temperaturas de entre 25 y 45 °C) generan calor al metabolizar

los residuos, lo que eleva la temperatura de la pila. Cuando la temperatura alcanza los 45 °C, la actividad de los mesófilos se detiene y los microorganismos termófilos, que prefieren temperaturas entre 45 y 70 °C se encargan de la descomposición. Dentro de la pila de compost, la temperatura continúa incrementándose mientras los nutrientes y las fuentes de energía para los termófilos son abundantes. Si la temperatura de la pila permanece por encima de 55 °C por más de 72 horas, la mayoría de los patógenos y las semillas de malas hierbas son destruidas haciendo más atractivo el producto final para la venta. Finalmente, el suministro de nutrientes cae, los termófilos mueren, la temperatura baja, y los microorganismos mesófilos vuelven a dominar el proceso de descomposición hasta que se forma un producto final estable. La Figura 9.26 muestra un ejemplo de esta elevación y caída de la temperatura de la pila.

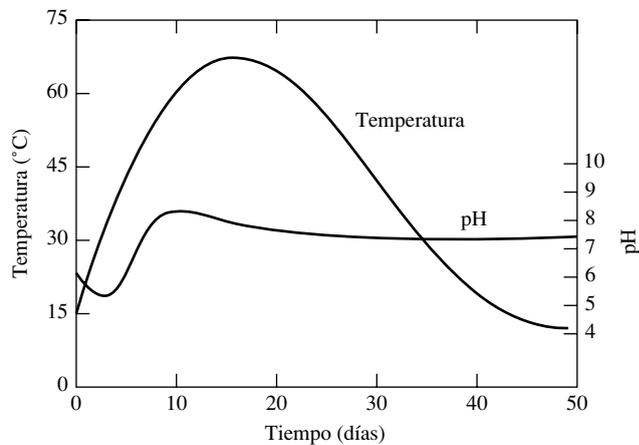


FIGURA 9.26. Ejemplo de las variaciones de temperatura y pH en el tiempo en una pila de compostaje. (Fuente: U.S. EPA, 1994b).

pH

En los primeros estadios de la descomposición, se forman ácidos orgánicos lo que hace caer el pH de la pila hasta alrededor de 5. Cuando el pH es así de bajo, predominan los hongos tolerantes al ácido. Al final, los microorganismos terminan rompiendo los ácidos orgánicos y el pH de la pila se eleva, como sugiere la Figura 9.26.

Niveles de nutrientes

Los microorganismos que atacan y degradan la pila de compost deben tener disponible un cierto número de nutrientes. Los más importantes son carbono, para energía, nitrógeno para la síntesis de proteínas y fósforo y potasio para la reproducción celular y el metabolismo. Además hacen falta trazas de otros, como el calcio, cobalto, magnesio y manganeso.

Uno de los mejores indicadores de la probable salud de los microorganismos es la razón de carbono a nitrógeno disponible. Una proporción ideal C:N está alrededor de 25 a 35. Razones más altas inhiben el crecimiento de los microorganismos, ralentizando la descomposición. Razones más bajas aceleran la tasa de descomposición pero pueden causar pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco y rápido agotamiento del oxígeno disponible lo que conduce a los malos olores típicos de situaciones anaerobias. Hojas, caña de maíz, cascarilla de arroz y papel tienen altas proporciones C:N, mientras que los recortes de césped y los lodos

del alcantarillado las tienen bajas. En la Tabla 9.20 se dan ejemplos de materias primas de alto contenido en carbono y nitrógeno.

TABLA 9.20. Razón de carbono a nitrógeno de diferentes materias

Materia prima	Razón C:N
<i>Alto contenido en carbono</i>	
Caña de maíz	60:1
Fronda	40-80:1
Hojas secas y hierbajos	90:1
RSU mezclados	50-60:1
Serrín	500:1
<i>Alto contenido en nitrógeno</i>	
Estiércol de vaca	18:1
Desperdicios	15:1
Recortes de césped	12-20:1
Mantillo	10:1
Hojas frescas	30-40:1
Podas de plantas no leguminosas	12:1

Fuente: U.S. EPA, 1994b.

Combinando adecuadamente diferentes tipos de residuos sólidos, puede mantenerse la razón C:N en el rango deseado. Mezclando hojas secas con recortes de césped, por ejemplo, se equilibra la proporción lo que facilita una descomposición rápida en ausencia de malos olores. Los lodos del alcantarillado, que son ricos en agua y nitrógeno, complementan perfectamente a los residuos sólidos urbanos, que tienden a ser bajos en humedad y nitrógeno. Cuando se compostan adecuadamente, las altas temperaturas no sólo matan los gérmenes patógenos sino que ayudan al secado de los lodos lo que reduce el coste de su desecación.

Oxígeno

Según los microbios aerobios degradan el residuo van consumiendo oxígeno de la pila. Si el suministro de éste es insuficiente para sus necesidades, los microorganismos anaerobios irán ocupando su lugar, ralentizando el proceso de degradación y produciendo malos olores. El oxígeno se puede renovar simplemente revolviendo la pila o dándole la vuelta con suficiente frecuencia, o aireándola con ventilación forzada.

A las pilas de compost que se airean por mezclado hay que darles la vuelta desde una o dos veces por semana hasta una vez por año. Frecuencias mayores de volteo aceleran el proceso de compostaje y previenen la aparición de condiciones anaerobias, pero pueden ocasionar que la pila se seque o enfríe demasiado. Tales pilas de podas de jardín pueden completar su periodo de compostaje en un tiempo que oscila entre tres meses y un año. El compostaje puede acelerarse (lo cual reduce el área de terreno necesario) mediante la incorporación de sistemas de aireación forzada. Los desechos se almacenan en lo alto de una malla de tuberías perforadas y unos sopladores impulsan el aire a través de las tuberías y de los materiales de compostaje. Con este sistema el compostaje puede completarse en un corto periodo de entre tres y seis meses.

9.12. | Materiales de desecho

Recuérdense las definiciones usadas para describir el flujo de residuos sólidos en nuestra sociedad. La reducción de fuentes (por ejemplo el aligeramiento de envases) y la reutilización (el rellenado de botellas de cristal) son actividades que reducen la cantidad de materiales que entran en la cadena de residuos. A los materiales restantes generados se alude como RSU. Algunos de estos materiales se recuperan de la cadena de residuos y se reciclan o compostan, y los demás son de *desecho*. Estos desechos restantes se queman o se entierran.

La Tabla 9.21 muestra las cantidades históricas de diversas categorías de materiales desechados en los EE.UU. Las consecuencias del reciclaje y el compostaje son evidentes. Los desechos derivados del cartón están en declive al igual que los restos de podas y metales ferrosos. El incremento del uso de los plásticos en nuestra sociedad junto con unos esfuerzos moderados por reciclar se reflejan en el crecimiento mantenido de los desechos plásticos.

TABLA 9.21. Materiales desechados en la cadena de residuos urbanos desde 1960 hasta 2005 (millones de toneladas anuales)

Materiales	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2005 (%)
Papel y cartón	24,9	37,5	43,4	52,5	50,2	42,0	25,2
Cristal	6,6	12,6	14,4	10,5	9,7	10,0	6,0
Metales ferrosos	10,3	12,2	12,3	10,4	8,9	8,8	5,3
Aluminio	0,3	0,8	1,4	1,8	2,3	2,5	1,5
Otros metales no ferrosos	0,2	0,4	0,6	0,4	0,5	0,5	0,3
Plásticos	0,4	2,9	6,8	16,8	24,0	27,3	16,4
Cuero y goma	1,5	2,7	4,1	5,4	5,7	5,7	3,4
Textiles	1,7	2,0	2,4	5,2	8,2	9,4	5,6
Madera	3,0	3,7	7,0	12,1	11,8	12,6	7,6
Otros	0,1	0,5	2,0	2,5	3,2	3,4	2,0
Desperdicios	12,2	12,8	13,0	20,8	25,8	28,5	17,1
Podas	20,0	23,2	27,5	30,8	14,8	12,2	7,3
Otros restos orgánicos	1,3	1,8	2,2	2,9	3,5	3,7	2,2
TOTAL	82,5	113,1	137,1	172,1	168,6	166,6	100

Fuente: U.S. EPA, 2006a.

9.13. | Gestión de residuos como fuente de energía

La historia de la combustión de los residuos sólidos en los Estados Unidos demuestra con claridad la naturaleza contradictoria de este método de eliminación de residuos. En 1960, algo más del 30% de los RSU se quemaban en incineradoras como una simple práctica de reducción de volumen. Ese porcentaje cayó rápidamente durante las décadas de 1960 y 1970, alcanzando una mínima de menos del 10% en 1980. Con la creciente preocupación por evitar el desecho en vertederos y con la mejora de las incineradoras que se diseñaron para controlar las emisiones a la vez que generaran vapor o electricidad útil, la combustión

de los RSU ha vuelto a alcanzar el 15% de los residuos sólidos urbanos generados. Como ilustra la Tabla 9.3, diversos países desarrollados alrededor del mundo que dedican a la incineración cantidades bastante superiores que los EE.UU. —especialmente países de alta densidad de población. Japón, por ejemplo, quema casi dos tercios de sus residuos, mientras que la tasa de incineración en la Europa occidental es de aproximadamente entre el 30 y el 40%.

A principios de 1990, los Estados Unidos tenían 190 plantas de combustión de RSU en operación, que quemaban unas 30 millones de toneladas anuales. Por el año 2000, esa cifra había caído a 102, y en 2005 eran ya sólo 88. Estas 88 plantas son mayores y más limpias, y queman algo más de residuos que aquellas operativas al principio de los 1990. La mayoría de estas están ubicadas en el noreste y el sur, mientras que en la zona oeste apenas se encuentran media docena de ellas.

La incineración de los RSU como método de eliminación de residuos tiene diversos atributos favorables, como la reducción de volumen, la eliminación inmediata sin esperar a que el lento proceso biológico haga el trabajo, unas exigencias de terreno mucho menores, la destrucción de los materiales peligrosos y la posibilidad de recuperación de energía, no obstante presenta también ciertos inconvenientes. Por ejemplo, es razonable cuestionar si el papel debe quemarse por su valor energético o si debe ser reciclado para reducir los impactos medioambientales de su fabricación. En el lado negativo de la combustión vemos que las incineradoras poco o mal controladas liberan sustancias tóxicas, como dioxinas, al aire, al tiempo que las cenizas que se recogen pueden clasificarse como materiales peligrosos que demandan un manejo especial, y la opinión pública al respecto ha sido generalmente reacia a esta tecnología —especialmente si se propone la instalación de una de estas plantas cerca de su zona de residencia. Existe también una preocupación sobre si la incineración compite con el reciclado. Una vez se ha construido una incineradora, una corriente de rechazo a la quema debe mantenerse para surtir efecto. Puede, entonces, haber reticencia a ampliar un programa de reciclado si éste puede reducir las reservas de combustibles y, de aquí, los movimientos de efectivo, del sistema de incineración. En la jerarquía general del tratamiento de residuos sólidos, el reciclado se considera un bien por encima de la incineración, de modo que existen defensores que creen en la importancia de escribir en un contrato de incineración la libertad de reducir la cantidad de basura entregada a la planta en cualquier momento, sin sanciones u otros riesgos económicos, siempre que esa reducción se deba a una ampliación del reciclado.

Contenido energético de los RSU

El contenido energético de los RSU depende de la mezcla de materiales que contengan, así como su contenido en humedad. El test estándar utilizado para determinar el calor de combustión de un material implica la quema completa de una muestra en una bomba calorímetra y medir el aumento de la temperatura del agua circundante.

El resultado obtenido se conoce como el calor de combustión bruto (HHV). La energía utilizada para vaporizar la humedad se halla incluida en el HHV, la cual generalmente no se recupera durante una combustión normal a menos que las emanaciones se condensen. Un cálculo más realista de la energía que puede recuperarse durante la combustión se conoce como el calor de combustión neto (LHV), o energía neta. La Tabla 9.22 ofrece un ejemplo de los valores de calor de combustión bruto de diversos componentes de los residuos sólidos urbanos tal como se reciben, es decir, sin ningún esfuerzo particular por eliminar la humedad. En comparación, el contenido energético de los combustibles fósiles se incluye también en la tabla.

TABLA 9.22. Ejemplos de valores HHV de diversos componentes de los RSU tal como se reciben y de combustibles fósiles

Material	kJ/kg	Btu/lb
Papel mezclado	15.800	6.800
Restos de comida mezclados	5.500	2.400
Compost orgánico mezclado	6.300	2.700
Plásticos mezclados	32.800	14.000
Goma	26.100	11.200
Cuero	18.500	8.000
Textiles	18.700	8.100
Madera blanda procedente de demoliciones	17.000	7.300
Maderas duras desechadas	15.000	6.500
Carbón bituminoso	28.500	12.300
Petróleo, no.6	42.500	18.300
Gas natural	55.000	23.700

Fuente: Datos de residuos sólidos de Niessen, 1977.

EJEMPLO 9.10. Densidad energética de los RSU

Calcular la densidad energética en Btu/lb de desechos de RSU en EE.UU. tal como se reciben.

Solución. Utilizando los datos dados en la Tabla 9.21 de los materiales desechados y los datos de la Tabla 9.22 sobre la densidad energética, podemos establecer una tabla basada en 1 libra de desechos. Necesitamos establecer una serie de suposiciones puesto que faltan algunos datos. Para la madera, utilizaremos un HHV medio de la madera blanda y madera dura $(7.300 + 6.500)/2 = 9.600$ Btu/lb. Puesto que la mezcla de la goma y el cuero no aparece en la Tabla 9.21, utilizaremos un valor medio de $(11.200 + 8.000)/2 = 9.600$ Btu/lb. A los «otros residuos misceláneos» les asignaremos un valor energético de 0.

Material	Libras	Btu/lb	Btu	% del total
Papel y cartón	0,252	6.800	1.714	28,7
Cristal	0,060	—	—	0,0
Metales ferrosos	0,053	—	—	0,0
Aluminio	0,015	—	—	0,0
Otros metales no ferrosos	0,003	—	—	0,0
Plásticos	0,164	14.000	2.294	38,4
Goma y cuero	0,034	9.600	328	5,5
Textiles	0,056	8.100	457	7,6
Madera	0,076	6.900	522	8,7
Otros	0,020	—	—	0,0
Restos de comida	0,171	2.400	411	6,9
Restos orgánicos de jardín	0,073	2.700	198	3,3
Restos orgánicos misceláneos	0,022	2.400	53	0,9
TOTAL (lbs y Btu/lb)	1,000	—	5.977	100,0

También supondremos que los metales y el cristal tendrán un calor de combustión de 0, incluso aunque los recubrimientos de las latas desprenden unas cantidades moderadas de energía.

Así, los residuos sólidos típicos en los Estados Unidos tienen un contenido energético de aproximadamente 5.977 Btu/lb (13.902 kJ/kg), la cual representa alrededor de la mitad de la densidad energética del carbón, y casi un tercio del petróleo. Nótese la importancia de los plásticos, especialmente, así como los productos del papel.

La composición de los RSU varía considerablemente en función de la localización de su recogida en el mundo, y por lo tanto, también su contenido energético. En los países en vías de desarrollo, la fracción de los residuos que consiste en materiales fabricados, como el papel, los metales, plásticos y cristal, es relativamente pequeña, lo que significa que el porcentaje de restos de comida es alto, generalmente por encima del 40%. Puesto que los desperdicios de alimentos tienen una densidad energética baja, el calor de combustión de los RSU en los países en vías de desarrollo tiende a ser menor que el de los países más industrializados. Khan y Abu-Gharrarah (1991) han desarrollado una ecuación que intenta calcular el calor de combustión de los RSU basándose en las fracciones de papel y de comida, más un término que engloba el plástico, el cuero y la goma.

$$\text{HHV (kJ/kg)} = 53,5 (F + 3,6 \text{ CP}) + 372 \text{ PCG} \quad (9.7)$$

donde F es la comida, CP es el cartón y el papel y PCG representa los plásticos, el cuero y la goma en la mezcla del residuo, todo expresado como porcentajes de masa. Por ejemplo, Colombia, con un 56% de residuos de comida, un 22% de papel y un 5% de plásticos, cuero y goma, (9.7) calcularía el valor de combustión de sus RSU en

$$\text{HHV} = 53,5(56 + 3,6 \times 22) + 372 \times 5 = 9.090 \text{ kJ/kg}$$

Este resultado coincide con el de la Tabla 9.23, que muestra cálculos de la densidad energética de los RSU de diversos países.

TABLA 9.23. Fracción calculada de RSU por peso y por HHV en diversos países

País	Papel (%)	Metales (%)	Cristal (%)	Comida (%)	PCG ^(a) (%)	HHV (MJ/kg)
Australia	38	11	18	13	0,1	8,1
Colombia	22	1	2	56	5	9,1
Checoslovaquia	13,4	6,2	6,6	41,8	4,2	6,4
Inglaterra	37	8	8	28	2	9,4
Francia	30	4	4	30	1	7,8
Alemania	20	5	10	21	2	5,7
India	3	1	8	36	1	2,9
Irán	17,2	1,8	2,1	69,8	3,8	8,5
Japón	21	5,7	3,9	50,0	6,2	9,0
Kenia	12,2	2,7	1,3	42,6	1,0	5,0
Suecia	50	7,0	8,0	15	8,0	13,4
USA	25,2	12,8	6,0	17,1	15,1	13,9

^(a) PGC significa plástico, cuero y goma.

Fuente: Basado en Khan y Abu-Ghararah, 1991, excepto para los EE.UU. para los que se han usado los datos de RSU de la U. S. EPA, 2006^a.

Sólo en circunstancias poco habituales puede capturarse el HHV de un combustible. Normalmente el calor latente contenido en el vapor de agua se pierde en la atmósfera en lugar de capturarse en una central eléctrica. Existen dos fuentes posibles de esa pérdida de vapor de agua: la humedad de los residuos y el hidrógeno en el residuo (seco), el cual puede reaccionar con oxígeno para formar agua.

Utilizando 2.440 kJ/kg como calor latente de vaporización del agua (a 25 °C), cada kg de humedad que se vaporiza y se pierde contiene 2.440 kJ de energía. Además, cada kg de hidrógeno en el residuo en sí puede producir otros 9 kg de vapor de agua. La energía perdida total en agua vaporizada es

$$Q_L = 2.440 (W + 9H) \quad (9.6)$$

donde

Q_L = Calor latente de vapor de agua liberado (kJ).

W = Kg de humedad en el residuo.

H = Kg de residuo seco que es hidrógeno.

Si suponemos que todo ese calor latente se pierde durante la combustión, la energía neta desprendida del material quemado, denominado el Calor de Combustión Neto (LHV), es

$$LHV = HHV - 2.440 (W + 9H) \quad (9.7)$$

EJEMPLO 9.11. Calor de combustión neto de los RSU

Los RSU típicos tiene un contenido de humedad de alrededor del 20%, y casi el 6% de la masa seca de los RSU es hidrógeno. Utilizando el calor de combustión bruto de los RSU hallado en el Ejemplo 9.10, calcula el calor latente de agua vaporizada y el calor de combustión neto.

Solución. En un kg de residuo, habrá 0,2 kg de humedad, lo que deja un peso de 0,8 kg. En esta masa seca, habrá $0,8 \times 0,06 = 0,048$ kg de hidrógeno.

Utilizando (9.6) el contenido energético del vapor de agua liberado cuando 1 kg de residuo se quema es

$$Q_L = 2.440 \times 0,2 + 9 \times 0,048 = 1.542 \text{ kJ}$$

Si ese calor no se recupera, los 13.902 kJ/kg hallados en el Ejemplo 9.10 se reducen a

$$LHV = 13.902 - 1.542 = 12.360 \text{ kJ/kg}$$

Aplicando el factor de conversión de $2.326 \text{ kJ/kg} = 1 \text{ Btu/lb}$ obtenemos

$$LHV = 5.314 \text{ Btu/lb}$$

La Tabla 9.24 muestra la humedad típica y el contenido de hidrógeno de diversos componentes de los residuos sólidos. Los valores dados para el calor de combustión neto están basados en (9.7).

TABLA 9.24. Calores de combustión brutos y netos de componentes de los RSU

Material	Humedad ^(a) (%)	H ^(b) (%)	HHV (kJ/kg)	LHV (kJ/kg)
Papel mezclado	10,2	5,8	15.800	14.400
Restos de alimentos mezclados	72,0	6,4	5.500	3.400
Restos orgánicos de jardín	62,0	5,6	6.300	4.300
Plásticos mezclados	2,0	7,2	32.800	31.200
Goma	1,2	10,4	26.100	23.800
Cuero	10,0	8,0	18.500	16.700
Textiles	22,0	6,4	18.700	17.100
Madera blanda	7,7	6,2	17.000	15.600
Madera dura	12,0	6,1	15.000	13.500

^(a) Porcentaje de humedad tal como se reciben, por peso.

^(b) H representa el porcentaje de hidrógeno en masa seca.

^(c) LHV está calculado sobre (9.7).

Fuente: Basado en datos ofrecidos por Niessen, 1977.

Quema de residuos y combustibles derivados de residuos

La combustión con recuperación de energía típica se efectúa de dos maneras: o se envían los RSU directamente a una incineradora de quema de residuos, o se procesa para producir un producto más homogéneo denominado *combustible derivado de residuos* (CDR) que tiene unas características de combustión muy superiores. Aproximadamente un tercio de las adiciones recientes han sido plantas CDR y los dos tercios restantes incineradoras de quema de residuos.

La Figura 9.27 muestra un esquema de un quemador rotatorio de residuos suministrados directamente desde un camión prensa. El calor recuperado de las paredes húmedas, tubos de convección y calentadores adicionales produce vapor que puede utilizarse para el calor de procesado o la calefacción de plantas industriales próximas, o puede utilizarse para generar electricidad, la cual puede transportarse largas distancias con mayor facilidad.

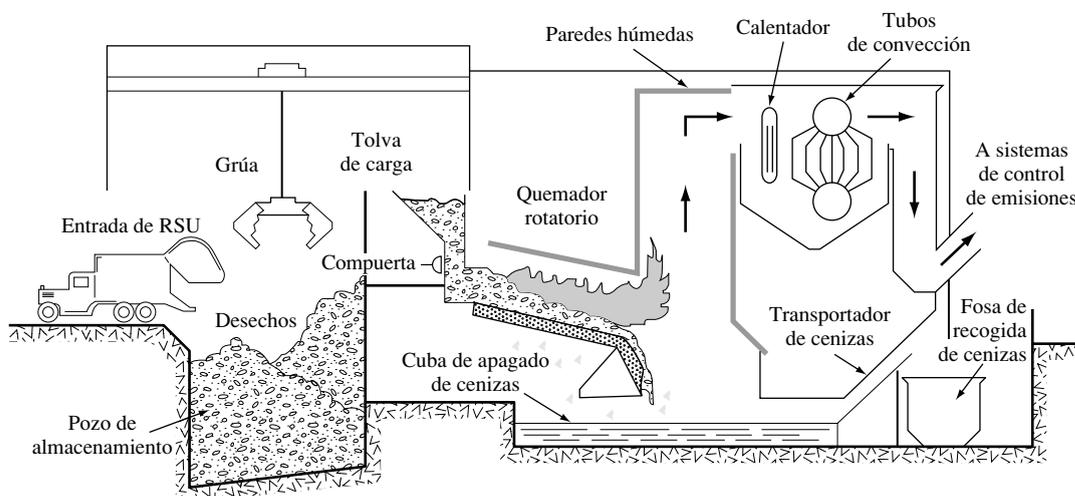


FIGURA 9.27. Incineradora de quemador rotatorio de residuos.

EJEMPLO 9.12. Potencial eléctrico de USA a partir de RSU

Los Estados Unidos desechan aproximadamente 167 millones de toneladas de RSU (Tabla 9.21). El calor de combustión bruto de estos desechos es de unos 6.000 Btu/lb (Ejemplo 9.10). Una planta de combustión de residuos para la obtención de energía puede convertir estos residuos en electricidad con una tasa de calor de 17.000 Btu de entrada térmica por kWh de salida eléctrica (aproximadamente un rendimiento de un 20%). Calcular la energía eléctrica que podría producirse al año si todos estos desechos se utilizaran en este tipo de sistema de recuperación. Compararlos con el total generado en la actualidad, que es de unos 4.000×10^9 kWh/año.

Solución.

$$\begin{aligned} \text{Salida eléctrica} &= \frac{167 \times 10^6 \text{ ton/año} \times 2.000 \text{ lb/ton} \times 6.000 \text{ Btu/lb}}{17.000 \text{ Btu/kWh}} = \\ &= 118 \times 10^9 \text{ kWh/año} \end{aligned}$$

$$\text{Fracción de RSU} = \frac{118 \times 10^9 \text{ kWh/año}}{4.000 \times 10^9 \text{ kWh/año}} = 0,0295 = 2,95\%$$

Los combustibles derivados de los residuos tienen ya separada la mayoría de la fracción no combustible de los RSU, y tras su trituración y clasificación, se produce una sustancia relativamente uniforme. En la Figura 9.28 se muestra un ejemplo de diagrama de flujo en una planta de recuperación de recursos que produce CDR. Con las sustancias no combustibles retiradas, el contenido energético de los CDR es obviamente mayor que el de los RSU no procesados. El rango típico de valores de calor de los RSU es aproximadamente de entre 3.500 y 6.500 Btu/lb (de 8.000 kJ/kg a 15.000 kJ/kg), mientras que el rango de los CDR típico es de entre 6.000 y 7.800 Btu/lb (de 14.000 kJ/kg a 18.000 kJ/kg). Incluso con estos valores de calor más elevados, el CDR se emplea a menudo como combustible suplementario en plantas alimentadas con carbón habilitadas para tal fin.

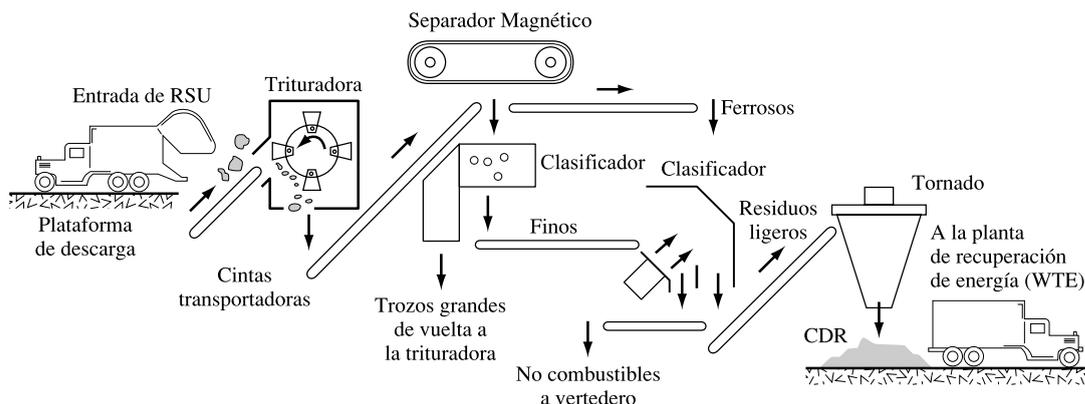


FIGURA 9.28. Un sistema de procesado de CDR.

Tales plantas tienden a utilizar hasta un 20% de RSU, manteniendo la porción restante de combustibles fósiles de mayor contenido energético. Los hornos de lecho fluidizado descritos en el Capítulo 7 están bien adaptados a los combustibles derivados de los residuos puesto que son capaces de quemar una amplia variedad de combustibles con rendimientos

de combustión que superan el 99%. Japón tiene más de 100 de tales incineradoras, pero sólo recientemente se han introducido en los Estados Unidos.

Impactos ambientales de los residuos generadores de energía (WTE)

Puede haber impactos ambientales significativos asociados con los sólidos y gases que se producen durante la combustión. Los sólidos se desarrollan en forma de ceniza, la cual está hecha de trozos de cristal y metal, partículas de carbono no quemadas y otras sustancias inertes como la sílice y la alúmina. Las cenizas del fondo son el residuo que cae a través de las rejillas de la cámara de combustión, o las que caen de las paredes del calentador. Las cenizas volantes están hechas de partículas sólidas que salen del calentador llevadas por los gases de la combustión. Las cenizas volantes deberían recogerse mediante sistemas de control particulares, como estropajos mecánicos, precipitadores electrostáticos y/o filtros de bolsa. Puesto que la combustión está implicada, existen todos los contaminantes del aire de criterio habitual de los que preocuparse, como los óxidos nitrosos, óxidos de azufre y monóxido de carbono, y además puede haber emisiones de diversos gases ácidos como el ácido hidroclórico o el ácido hidrofúrico. De especial preocupación resultan las emisiones de sustancias especialmente tóxicas como las dioxinas, furanos, bifenilos policlorados (PCB), metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH).

Dioxinas y furanos. Las dioxinas y los furanos son compuestos clorados que tienen algunas estructuras químicas características similares. Ambas están compuestas de dos anillos de benceno que se hallan enlazados entre sí por puentes de oxígeno. Las dioxinas tienen dos átomos de oxígeno acompañando los anillos de benceno, mientras que los furanos tienen sólo un enlace de oxígeno, puesto que el otro es un enlace directo de carbono. La Figura 9.29 introduce las estructuras genéricas de las dioxinas y los furanos, y muestra el sistema de numeración convencional de los lugares de enlace del cloro.

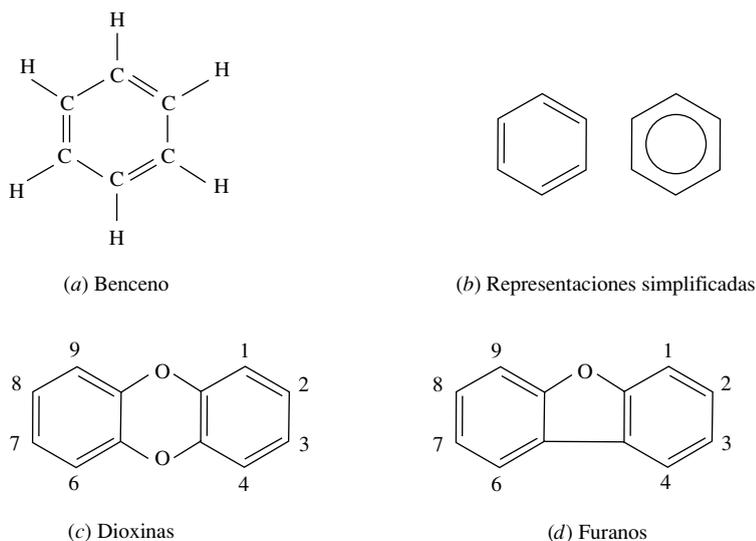


FIGURA 9.29. Las dioxinas y los furanos están compuestas de dos anillos de benceno enlazados por puentes de oxígeno. (a) El anillo de benceno. (b) Representaciones simplificadas del anillo. (c) Los dos puentes de oxígeno que caracterizan a las dioxinas, junto con el sistema de numeración convencional. (d) El puente de oxígeno individual de los furanos.

Con el cloro añadido a las estructuras básicas de la dioxina y el furano que se muestran en la Figura 9.29, se crean dos familias de sustancias químicas. Existen 76 isómeros posibles de la dioxina, dos de los cuales se muestran en la Figura 9.30.

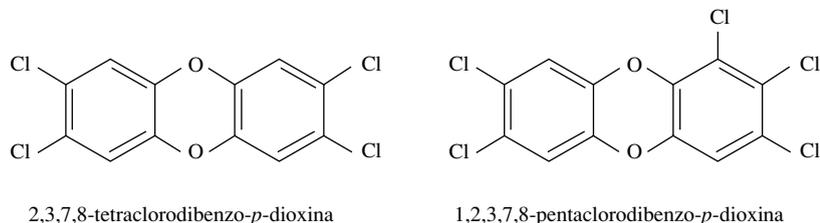


FIGURA 9.30. Dos de las dioxinas de mayor toxicidad, 2,3,7,8-TCDD y 1,2,3,7,8-PCDD.

Las dioxinas son sustancias altamente tóxicas que se producen como subproductos de la incineración, el procesado químico, el blanqueo con cloro del papel y la pulpa, la quema de combustible diesel y el uso de algunos herbicidas. No se fabrican para ningún propósito comercial y parecen ser enteramente el resultado de actividades humanas. Las dioxinas se han convertido en algo bastante bien conocido para el público como resultado de varios incidentes en la década de 1970. Se identificaron como sustancias que causaban la muerte de numerosos pájaros, gatos y caballos cuando se utilizó aceite residual con contenido en dioxinas como spray para el polvo en Times Beach y otros lugares de Missouri en 1971. El TCDD era un contaminante de los herbicidas 2,4-D y 2,4,5-T, los cuales se utilizaban habitualmente para el control de las malas hierbas en los Estados Unidos, y que se mezclaban juntos y se utilizaban como el defoliante conocido como Agente Naranja en la guerra de Vietnam. En 1976, una explosión en una planta química en Seveso, Italia, liberó una nube de dioxinas que sometió a exposición a trabajadores y residentes. Los trágicos episodios que derivaron de este incidente aportaron diversos datos sobre el potencial cancerígeno y otros efectos sobre la salud de su exposición.

Las dioxinas causan cáncer en animales de laboratorio y, en 2003, la EPA clasificó el 2,3,7,8-TCDD como cancerígeno humano sin dosis segura, o umbral bajo el cual no represente amenaza. Las dioxinas también causan problemas de los sistemas reproductores, de desarrollo e inmunológico en peces, aves y mamíferos en concentraciones similares a las humanas. La capacidad de las dioxinas para afectar al crecimiento celular y confundir las señales biológicas en desarrollos fetales tempranos indica que el embrión humano puede ser susceptible a deterioros o deficiencias a largo plazo de las funciones inmunológicas tras la exposición en el útero. La mayoría de las exposiciones humanas a las dioxinas es el resultado de emisiones transmitidas por el aire a las plantas, las cuales ejercen su escalón de la cadena alimentaria hasta transmitir las al cordero, cerdo o ave de corral que nos comemos. Cuando las dioxinas se posan en el agua, se bioacumulan rápidamente en la cadena alimentaria, lo que hace de algunos peces de agua dulce la fuente de alimento humano más gravemente contaminada.

La mayoría de las dioxinas y los furanos se crean durante la combustión, de modo que la incineración de los residuos sólidos urbanos (así como de los residuos peligrosos y médicos) ha de efectuarse de manera muy cuidadosa si se pretende minimizar las emisiones. Cuando la combustión ocurre a temperaturas por encima de 900 °C, con tiempos de residencia de uno a dos segundos, las emisiones de dioxinas y furanos del horno en sí pueden reducirse a niveles no detectables. En cualquier caso, si los precursores de las dioxinas-furanos, tales

como el cloruro de hidrógeno, los fenoles, clorofenoles e hidrocarburos aromáticos no se han destruido completamente durante la combustión pueden reaccionar en presencia de cenizas volantes para formar nuevas dioxinas y furanos a medida que las emanaciones salientes se enfrían. La combustión completa, combinada con sistemas de control de emisiones receptoras, es esencial para alcanzar límites de emisión aceptables.

Resulta alentador el hecho de que estos niveles de dioxina en el tejido graso del estadounidense medio han descendido de 18 partes por billón en 1976 a menos de 5 ppb en 1994. Esta mejora se cree haber alcanzado como resultado de la prohibición de los PCB en 1978; la prohibición del herbicida 2,4,5-T en 1979; así como la mejora de los controles en las prácticas de producción, uso y eliminación de varios de otros hidrocarburos clorados importantes.

Metales pesados. Metales como el plomo, cinc, cadmio, arsénico y mercurio son parte de la cadena de residuos municipales y, al quemarse, se convierten en parte de los gases y partículas que salen de la cámara de combustión o terminan como parte de la ceniza residual. En cualquiera de los dos casos, su potencial como contaminante del medio exige que se controlen con el mayor cuidado. La eliminación previa a la combustión, así como tras ella, son partes de la estrategia de control necesaria.

La temperatura a la cual estos metales vaporizan y condensa es una característica importante que afecta a la facilidad con la que pueden eliminarse de la incineradora. Durante la combustión, la mayoría de los metales se vaporizan en gases, los cuales son difíciles de controlar. Cuando estas emanaciones se enfrían, los metales con alta temperatura de volatilización se condensan y absorben en partículas de cenizas volantes, las que simplifican su eliminación mediante sistemas de control de partículas. Los metales tienden a condensarse y absorberse en partículas pequeñas, típicamente de tamaño inferior a 2 μm . La mayoría de los metales se controlan mejor mediante una combinación de un enfriamiento de las emanaciones por debajo de la temperatura de condensación, seguido por un sistema de control de emisiones que elimina efectivamente las partículas pequeñas. Un intercambiador de calor, denominado *economizador*, recupera el calor de las emanaciones después de que éstas abandonan el calentador, lo cual no sólo incrementa la tasa de recuperación de energía total, sino que además enfría y provoca la condensación de la mayoría de los metales. El sistema de control de emisiones adecuado para el control de los metales es el filtro de bolsa puesto que supera a los precipitadores electrostáticos en la tarea de separar partículas muy pequeñas.

El metal más problemático de controlar en los gases emanados es el mercurio, que tiene el punto de ebullición más bajo de todos los metales. Es difícil enfriar los gases emanados lo suficiente para provocar la condensación del vapor de mercurio, de forma que puede no eliminarse eficazmente mediante sistemas de control determinados. Esto hace incluso más importante focalizar la atención en la eliminación del mercurio de la cadena de residuos antes de la incineración. La mayor fuente con diferencia de mercurio en los residuos sólidos urbanos han sido las baterías, pero ese problema comenzó a disminuir después de que el Congreso aprobara la *Ley sobre el Tratamiento de Baterías Recargables y con Contenido en Mercurio* de 1996. Otras fuentes de mercurio son las lámparas fluorescentes y los termómetros de mercurio.

Las baterías y pilas que proveen de electricidad las linternas, los teléfonos móviles, ordenadores portátiles y demás objetos electrónicos portátiles contienen diversos metales pesados además del mercurio, como el cadmio, el níquel, la plata y el zinc. Los estadounidenses adquieren y desechan más de tres mil millones de estas baterías cada año, lo que equivale a unas diez por persona al año. Las baterías recargables duran más tiempo y reducen signifi-

cativamente la tasa a la que las baterías entran en la cadena de residuos. Las baterías de ión litio de los ordenadores portátiles se consideran residuos no peligrosos. Los esfuerzos de los programas de recogida de baterías han alcanzado cierto éxito, pero tienen que fomentarse.

Cenizas de incineradora de RSU. Las cenizas procedentes de la incineración de residuos sólidos urbanos se recogen en forma de *cenizas volantes* y *cenizas sedimentadas*, que se hallan contaminadas por metales pesados y dioxinas/furanos. Existen dos preocupaciones ambientales principales respecto a la eliminación de estas cenizas. Por un lado, la propia naturaleza de la ceniza la hace propensa a transportarse por el aire, lo que incrementa el riesgo de exposición por inhalación o ingestión. En segundo lugar, cuando la ceniza se deposita en vertederos, se expone a las condiciones ácidas que aumentan la facilidad con la que los metales se disuelven en las filtraciones. Los metales pesados plomo y cadmio son de especial importancia por ser altamente tóxicos y especialmente frecuentes en las cenizas volantes.

Hasta épocas recientes, las cenizas volantes y las sedimentadas se mezclaban y desechaban en vertederos convencionales revestidos con arcilla o plástico, lo que resulta una opción mucho más barata que la eliminación en vertederos diseñados para materiales peligrosos. Esta práctica se basaba en el Subtítulo C, Sección 3001 (i) de la Ley de Recuperación y Conservación de Recursos (RCRA), que exige a las incineradoras municipales de la regulación de los residuos peligrosos federales siempre que éstas no quemem este tipo de residuos. En 1994, esta sección se interpretó por la Corte Suprema de EE.UU. para aplicar únicamente al residuo en sí, y no a las cenizas resultantes. Bajo su mandato en la actualidad, las cenizas deben someterse a pruebas de toxicidad, y en caso de dar un resultado positivo deberán tratarse como residuos peligrosos. Aproximadamente el 90% de las cenizas de una incineradora son sedimentarias que no demandan un trato de residuo peligroso, pero el 10% restante, las cenizas volantes, es altamente tóxico y exigirá casi siempre un desecho especial. La mezcla de ellas implica una producción que puede exigir un costoso manejo y desecho como residuo peligroso, de modo que esta práctica se está interrumpiendo. Es obvio que si los metales no se encuentran en la cadena de residuos no acabarán en las cenizas de una incineradora. Mantener los metales tóxicos fuera de los residuos sólidos urbanos, especialmente en zonas que utilizan la incineración, es algo realmente importante.

9.14. | Vertederos

La imagen de un vertedero local, lleno de ratas, moscas, hedores, restos de basura transportados por el aire y una nube de humo negra está bien arraigada en la conciencia de la mayoría de la gente. La reacción de «lejos de mi casa» ante las proposiciones de nuevos lugares adecuados a este fin o la ampliación de los lugares ya existentes no representa una sorpresa, incluso aunque las plantas modernas se asemejen poco a la imagen descrita. De hecho, uno de los principales impactos de la Ley de Recuperación y Conservación de Recursos (RCRA) sobre el tratamiento de los residuos sólidos ha sido la prohibición de tales vertederos a cielo abierto como la de 1984.

Existen tres clasificaciones para los vertederos. Los vertederos de clase 1, o de *residuos peligrosos* son los diseñados para manejar los residuos peligrosos; vertederos de clase 2, o de *residuos no peligrosos*, que son los tipos de residuos particulares, como las cenizas de incineradora o los lodos residuales, que tienen características relativamente uniformes y exigen un manejo especial; y los vertederos de clase 3, o de *residuos inertes*, que son plantas diseñadas para el tratamiento de los residuos sólidos urbanos. Ya se comentó en el Capítulo 6

acerca de los vertederos de residuos peligrosos y en este capítulo trataremos los vertederos de residuos inertes, los destinados a recoger los RSU.

Mientras que la práctica de desecho en vertedero continúa siendo el principal medio de desecho de RSU en los EE.UU., las «3 Rs», reducción, reutilización y reciclaje están comenzando a tener cierta repercusión, y las cantidades almacenadas en vertederos han estado disminuyendo desde finales de la década de 1980 (Figura 9.6). El número de vertederos de RSU en los EE.UU. ha disminuido rápidamente en épocas recientes. En 1988, había 8.000 vertederos en todo el país; en 1995 ya sólo se contaban 3.200; y en 2005 la cifra total había disminuido hasta los 1.650. La mayoría de los lugares que cerraron eran plantas pequeñas, públicas, incapaces de reunir las condiciones exigidas por las regulaciones del Subtítulo D de la RCRA que se hicieron efectivas en 1994. Lo que estas estadísticas enmascaran es el hecho de que las plantas modernas tienden a ser mucho mayores que las pequeñas a las que reemplazaron, hasta el punto de que la capacidad total de los vertederos actuales se ha incrementado.

Con el cierre de tantos vertederos locales de menor calidad, junto con la dificultad de emplazar nuevos, no resulta sorprendente la existencia de partes del país en las que se afrontan problemas referentes a la capacidad de desechos. Las nuevas normas de la RCRA, además de las exigencias de mantenimiento y de la capacidad ya limitada a principios de los 1990s provocaron un alza en las tasas e impuestos de las basuras. Como muestra la Figura 9.31, estas tasas, que varían considerablemente de una parte del país a otra, aparentan haberse estabilizado algo en años recientes. Resulta hecho notable el que las tasas medias de las incineradoras sean aproximadamente un 80% mayores que las cargadas a los vertederos. La Figura 9.32 muestra las operaciones típicas de un vertedero.

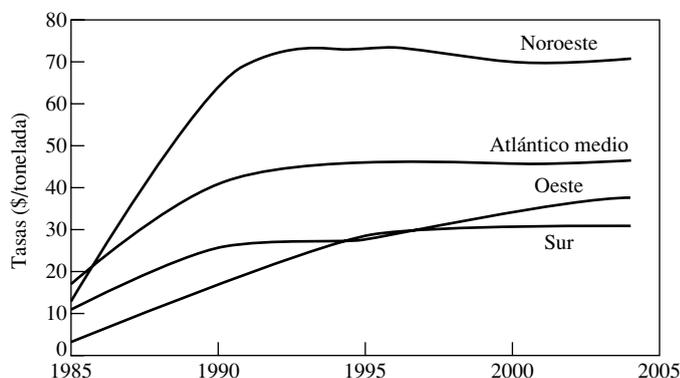


FIGURA 9.31. Tasas e impuestos de vertederos de RSU regionales en los EE.UU. (Fuente: Datos de Repa, 2005).

Construcción y operación básica de un vertedero

La humedad de un vertedero es de una importancia crítica para que los residuos se descompongan adecuadamente, de modo que es un aspecto del diseño de los vertederos que recibe una atención considerable.

La humedad inicial contenida en los residuos en sí se disipa con bastante rapidez, así que es agua lo que se filtra a través de la superficie, lados y fondo lo que domina el balance del agua en el vertedero. Las escorrentías de los residuos se denominan lixiviados, y su recogida y tratamiento es esencial para la protección de las aguas subterráneas locales.



FIGURA 9.32. Deposición de RSU en un vertedero local.
(Fuente: British Plastics Federation, www.bpfwindowsgroup.com).

Las regulaciones del Subtítulo D de la RCRA exigen que los vertederos de RSU se hallen revestidos y cuenten con sistemas de recogida de lixiviados para evitar la contaminación de estas aguas. El revestimiento interior de un vertedero consiste en una membrana flexible sobre una capa de arcilla terrestre compactada. Los lixiviados se recogen con tuberías perforadas que se sitúan encima de la membrana.

Un cobertor final dispuesto sobre el vertedero completo debe diseñarse para minimizar las infiltraciones de agua. Durante la descomposición, se forma gas metano, de manera que vertederos completos precisan de recogida y sistemas de ventilación. Los rasgos esenciales de tales vertederos se muestran en la Figura 9.33.

La fase operacional de un vertedero de inertes se organiza en torno a los conceptos de *células*, *cobertores diarios* y *elevaciones*. Los residuos diarios se reciben y compactan en

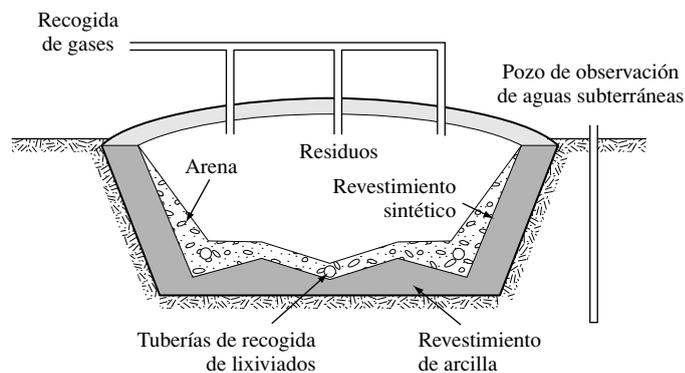


FIGURA 9.33. Rasgos básicos del Subtítulo D en un vertedero de RSU.

células, las cuales se cubren al final del día con una fina capa de suelo u otros materiales (plástico oxobiodegradable). El tamaño de una célula depende del volumen diario de residuos a enterrar, pero típicamente son del orden de 3 m de grosor (incluyendo el cobertor) y el área individual se determina por la cantidad y densidad del desecho compactado. Las células se cubren cada día, o más a menudo si resulta necesario, para prevenir el esparcimiento de los residuos a consecuencia del viento, reducir el olor, controlar la cantidad de agua que entra en la célula y controlar el acceso de roedores, pájaros y moscas a la basura. Cuando un área activa dada del vertedero se llena con células, otras capas, denominadas elevaciones, pueden añadirse en la parte superior. La Figura 9.34 ilustra un vertedero activo con una segunda elevación añadida sobre la primera.

Calcular el tamaño de un vertedero exige cálculos de la velocidad a la cual los residuos van a almacenarse y la densidad de esos residuos cuando se compacten en el vertedero. La densidad de los residuos depende de lo bien que se dispersen y compacten con la maquinaria pesada pasando repetidas veces por encima del desecho. En los residuos sólidos urbanos, la densidad en un vertedero será normalmente de entre 800 y 1.200 lb/yd³, con un cálculo medio razonable de unas 1000 lb/yd³.

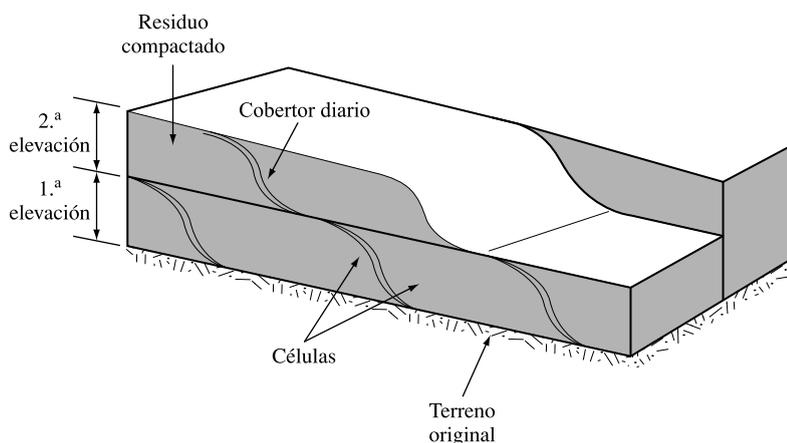


FIGURA 9.34. Células, cobertores diarios y elevaciones en un vertedero de residuos inertes.

EJEMPLO 9.13. Cálculo de las exigencias de un vertedero

Calcular el área necesaria de un vertedero para depositar los RSU de un año de una población de 100.000 habitantes. Supóngase que la media de desechos nacional per cápita es de 3 lbs diarias, no hay combustión, una densidad del vertedero de 1.000 lb/yd³, y una elevación de 10 pies anuales. Supóngase también que un 20% del volumen de la célula se utiliza como cobertor.

Solución. De los datos ofrecidos, el volumen de los residuos de 100.000 personas en el vertedero sería

$$V_{RSU} = \frac{3 \text{ lbs/día-persona} \times 365 \text{ días/año} \times 100.000 \text{ personas}}{1.000 \text{ lb/yd}^3} = 109.500 \text{ yd}^3/\text{año}$$

Puesto que sólo el 80% de la célula es vertedero, el volumen de célula necesario es

$$V_{\text{cel}} = \frac{109.500 \text{ yd}^3}{0,8} = 136.875 \text{ yd}^3/\text{año}$$

El área de elevación anual a 10 pies/año de profundidad es

$$A_{\text{elev}} = \frac{136.875 \text{ yd}^3/\text{año} \times 27 \text{ ft}^3/\text{yd}^3}{10 \text{ ft/año}} = 369.560 \text{ ft}^2/\text{año} \text{ (8,5 acres/año)}$$

El cálculo del tamaño real de un vertedero incluiría diversos factores adicionales, como las exigencias de área para las carreteras de acceso y plantas auxiliares, la reducción del volumen del vertedero a medida que la descomposición biológica se lleva a cabo y el incremento de compactación según se añaden elevaciones.

La descomposición en vertederos

Cuando se depositan los RSU en vertederos, la descomposición microbiana rompe los residuos creando productos finales gaseosos, tales como dióxido de carbono, metano y diversos compuestos orgánicos volátiles (VOC), así como lixiviados líquidos. La tarea principal de los ingenieros ambientales ha sido tradicionalmente el evitar la contaminación de las aguas subterráneas a causa de los lixiviados, pero las preocupaciones más recientes, procurar que las potentes emisiones de metano no escapen a la atmósfera, derivan de las implicaciones sobre el calentamiento global, para lo que se pretende capturarlas a fin de conseguir una generación de energía limpia y un potencial de almacenamiento de carbono a largo plazo. (Figura 9.35). Para comprender estos asuntos necesitaremos aprender más sobre la descomposición de los residuos.

La descomposición de los materiales del vertedero puede concebirse como un proceso de cuatro etapas. Como muestra la Figura 9.36, estas etapas son:

- I. *Fase aerobia*: Cuando los residuos se sitúan en un vertedero, hay suficiente oxígeno para permitir que la descomposición aerobia se lleve a cabo en los primeros días. Los niveles de oxígeno caen, y al final de esta fase comienzan las condiciones anaerobias.
- II. *Fase ácida*: Durante esta fase, las condiciones anaerobias prevalecen, y comienza un proceso de dos pasos. Primero, los organismos de fermentación hidrolizante producen enzimas que rompen compuestos orgánicos complejos como la celulosa y el almidón, en productos más simples que pueden fermentar en hidrógeno, dióxido de carbono, ácidos grasos y alcoholes. El segundo paso consiste en que aquellos productos se convierten por la acción de cierto tipo de bacterias, denominadas *acetogénicas*, en ácidos orgánicos más simples, tipificados por el ácido acético (CH_3COOH). A medida que estos ácidos se forman, el pH de las filtraciones disminuye, lo que permite que los metales pesados se disuelvan. La concentración de CO_2 del residuo se eleva y se producen pequeñas cantidades de gas hidrógeno H_2 .
- III. *Metanogénesis, no estacionaria*: Otro grupo de microorganismos, denominado *formadores de metano* o *metanógenos*, convierten los ácidos orgánicos en CH_4 y CH_2 . El pH empieza a volverse más neutro y disminuye la liberación de metales pesados en las filtraciones. Esta fase puede durar meses.

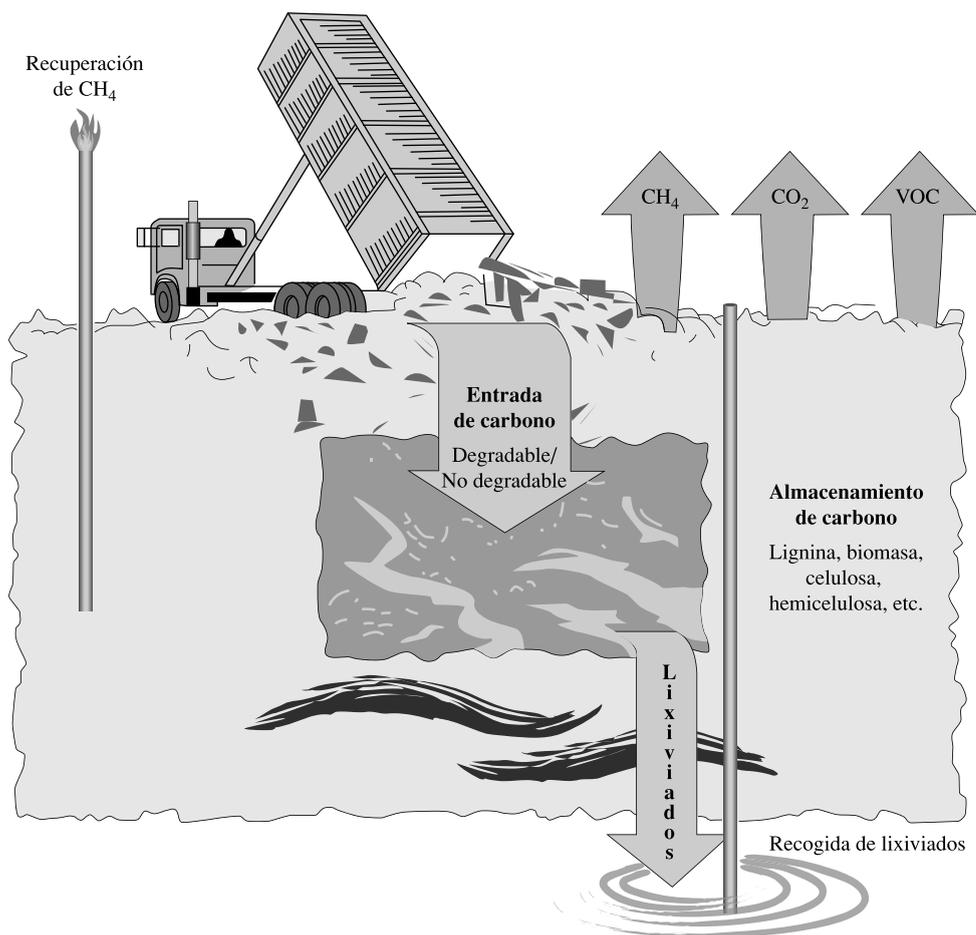


FIGURA 9.35. La atención sobre los impactos medioambientales de los vertederos ha cambiado la preocupación por la contaminación de las aguas subterráneas a causa de los lixiviados, por los impactos sobre el calentamiento global de las emisiones de gases de efecto invernadero y el almacenamiento de carbono a largo plazo.
(Fuente: U.S. EPA, 2006b).

IV. Metanogénesis, estacionaria: La duración de cada fase depende de la disponibilidad de humedad y nutrientes, pero típicamente en el orden de un año después de que una célula de un vertedero esté completa la tasa de género de CH₄ y CH₂ se estabiliza en porcentajes casi iguales, lo que es característico de la Fase IV. Tras muchos años, quizá varias décadas, el proceso de descomposición y la tasa de producción de metano disminuye significativamente.

La velocidad de descomposición del vertedero se ve afectada por diversos factores, como la humedad, los nutrientes disponibles, el pH y la temperatura. La cantidad de humedad disponible para la descomposición es un factor crítico, el cual, recientemente, ha conducido a un renovado interés por la circulación de las filtraciones y otros líquidos en el vertedero a fin de optimizar el contenido de humedad para acelerar la descomposición y facilitar la recogida de metano.

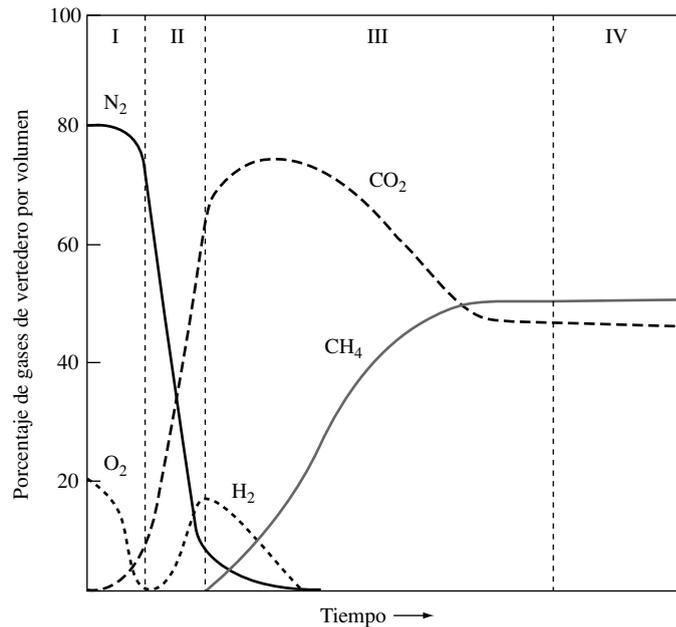


FIGURA 9.36. Los cambios en la composición de los gases de vertedero ayudan a definir un proceso de descomposición de cuatro fases. Fase I aerobia, Fase II acidogénica, Fase III metanogénesis no estacionaria; Fase IV metanogénesis estacionaria.

(Fuente: Diseño e ingeniería de los residuos sólidos en vertedero, por McBean & Rovers, 1995. Reimpreso bajo autorización de Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.)

Bajo la suposición de que el CO₂, CH₄, y el NH₃ son los principales gases liberados durante la descomposición, una ecuación que describe la descomposición completa de los materiales orgánicos bajo condiciones anaerobias se refleja a continuación:



donde

$$n = (4a - b - 2c + 3d)/4$$

$$m = (4a + b - 2c - 3d)/8$$

$$s = (4a - b + 2c + 3d)/8$$

Para utilizar (9.8) con la intención de determinar la producción de metano de los residuos se necesita determinar en primer lugar una fórmula química de ese residuo. Niessen (1977) ha desarrollado cálculos del porcentaje de masa de los elementos químicos carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno que conforman componentes secos de residuo sólido. Tal descomposición por los elementos se denomina *análisis final*, o *análisis elemental*. El siguiente ejemplo ilustra el proceso.

EJEMPLO 1.14. Cálculo del potencial de metano de los desechos

Supóngase que unos desechos RSU «tal como se reciben» incluyen 67,3% de materiales descomponibles, como papel, restos de jardín, residuos de comida, textiles y madera. De éstos, el 32,3% es humedad. Un análisis elemental de los componentes descomponibles secos produce los siguientes porcentajes de masa:

Elemento	C	H	O	N	Otros	Total
Porcentaje de masa seca	44,17	5,91	42,50	0,73	6,69	100%

Hallar la fórmula química de la fracción de C, H, O, N de los descomponibles. Hallar entonces el contenido energético del metano que se generaría por kg de desechos. El HHV del metano es de 890 kJ/mol.

Solución. Comenzando con 1.000 g de desechos, 673 g son descomponibles. De esos, 32,3% es humedad, dejando una masa seca de

$$\text{Masa seca de los descomponibles} = (1 - 0,323) \times 673 = 456,1 \text{ g/kg de desechos}$$

Lo que da para cada elemento:

Elemento	% de masa seca	Masa (g)
C	44,17	$0,4417 \times 456,1 = 201,5$
H	5,91	$0,0591 \times 456,1 = 27,0$
O	42,50	$0,4250 \times 456,1 = 193,9$
N	0,73	$0,0073 \times 456,1 = 3,34$
		$C_aH_bO_cN_d = 425,7 \text{ g/mol}$

Así, por ejemplo, 1 g-mol de $C_aH_bO_cN_d$ tiene 201,5 g de carbono, de modo que utilizando un peso atómico de 12 para el carbono, podemos calcular los moles de a como sigue:

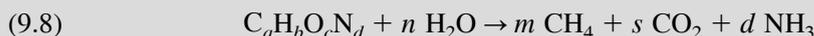
$$12 \text{ g/mol} \times a \text{ mol} = 201,5 \text{ g}, \quad \text{luego } a = 201,5/12,01 = 16,8 \text{ mol}$$

De modo similar, utilizando los pesos atómicos de H, O, y N de 1, 16 y 14 respectivamente obtenemos

$$\begin{aligned} \text{H:} & \quad 1 \text{ g/mol} \times b \text{ mol} = 27,0 \text{ g} & b = 27,0 \text{ mol} \\ \text{O:} & \quad 16 \text{ g/mol } c \text{ mol} = 193,9 \text{ g} & c = 12,1 \text{ mol} \\ \text{N:} & \quad 14 \text{ g/mol } d \text{ mol} = 3,34 \text{ g} & d = 0,24 \text{ mol} \end{aligned}$$

Así, la fórmula química es $C_{16,8}H_{27,0}O_{12,1}N_{0,24}$.

Ahora podemos escribir la ecuación que describe la descomposición completa de este material empleando la Ecuación (9.8)



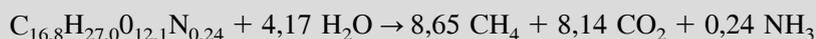
donde

$$n = (4a - b - 2c + 3d)/4 = (4 \times 16,8 - 27,0 - 2 \times 12,1 + 3 \times 0,24)/4 = 4,17$$

$$m = (4a + b - 2c - 3d)/8 = (4 \times 16,8 + 27,0 - 2 \times 12,1 - 3 \times 0,24)/8 = 8,65$$

$$s = (4a - b + 2c + 3d)/8 = (4 \times 16,8 - 27,0 + 2 \times 12,1 + 3 \times 0,24)/8 = 8,14$$

Así, la descomposición completa puede describirse mediante



Nótese que 8,65 moles de los 17,03 moles de gas producido ($8,65 + 8,14 + 0,24 = 17,03$) son de metano. Es decir, $8,65/17,03 = 0,51 = 51\%$ en volumen del gas producido es CH_4 , 48% es CO_2 , y alrededor de un 1% es NH_3 . Es decir, el gas de vertedero es aproximadamente mitad metano y mitad dióxido de carbono.

Un mol de desechos secos produce 8,65 mol de CH_4 . A 890 kJ/mol, esto equivale a

$$\text{HHV de } \text{CH}_4 \text{ liberado} = 8,65 \text{ mol} \times 890 \text{ kJ/mol} = 7.698 \text{ kJ}$$

Resumiendo, 1 kg de desechos tal como se reciben tiene 425,7 g de C, H, O, y N, lo que hace 1 mol de $\text{C}_{16,8}\text{H}_{27,0}\text{O}_{12,1}\text{N}_{0,24}$, y lo que produce 8,65 moles de metano que tiene un HHV aproximado de 7.700 kJ.

El cálculo ejecutado en el Ejemplo 9.14 presupone que todo lo que puede descomponerse se descompone. Esta suposición es muy optimista. Las excavaciones en viejos vertederos hallan rutinariamente periódicos que pueden leerse una o dos décadas después de su desecho. Una razón que explica la descomposición tan lenta es que los vertederos se secan, y sin la humedad indicada en (9.8) el proceso discurre con mayor lentitud, si es que acontece. Desde una perspectiva climática, esto es bueno, puesto que encierra el CO_2 y el CH_4 que en condiciones normales se habrían liberado a la atmósfera. Además, el cálculo no ofrece ningún dato sobre la velocidad a la que se genera el metano. Algunos modelos sugieren que la mitad de la producción total de metano ocurre durante los primeros 10 años, mientras que son necesarios 30 años para generar el 90% del volumen restante (McBean et al., 1995).

El metano es explosivo cuando se halla en presencia de aire en concentraciones entre el 5 y el 15%, así que debe concedérsele alguna atención en su tratamiento. En el vertedero en sí no hay suficiente oxígeno para causar explosiones, pero cuando los gases salen del vertedero existe un cierto potencial de que cause problemas si queda acumulado bajo edificios u otros espacios cerrados cercanos. El metano es más ligero que el aire, así que tiende a elevarse. Si hay un cobertor impermeable sobre el vertedero, el gas al elevarse crea presión, y puede moverse horizontalmente cientos de metros antes de despegarse del suelo. Se puede aliviar la presión de manera pasiva, con simples tuberías de ventilación perforadas que penetren en el cobertor y se extiendan en una capa de gravilla sobre los residuos, o de forma activa, mediante sistemas de recogida que impulsan los gases hacia fuera del vertedero. La ventilación pasiva no está ya permitida en grandes vertederos debido a las estrictas regulaciones de las emisiones de aire.

Los gases de vertedero recogidos acostumbran a inflamarse, lo que desperdicia la energía que podría recuperarse, pero ayuda a controlar los olores y convierte el potente gas invernadero metano en dióxido de carbono, lo que no contribuye tanto al calentamiento global.

Sólo un pequeño porcentaje de los vertederos de RSU actualmente aprovechan la energía de los gases de vertedero, pero esta fracción está en crecimiento. Un inconveniente de utilizar los gases de vertedero es el calor de combustión neto relativamente bajo (unos 500 Btu/ft³ [18.000 kJ/m³]), lo que es aproximadamente la mitad del calor de combustión del gas natural. Esto resulta del hecho de que solo la mitad del gas de vertedero es metano, mientras que el gas natural es casi enteramente metano. El gas de vertedero crudo puede utilizarse como está, pero es altamente corrosivo, de modo que, a menudo, se exige cierto tratamiento. Puede incrementarse hasta un gas de contenido energético medio eliminando la humedad y parte de los contaminantes, dejando el CO_2 intacto. De esta manera puede utilizarse en turbinas de vapor o gas para producir electricidad in situ. También es posible una mayor mejora mediante la eliminación del dióxido de carbono, lo que da como resultado un gas de calidad de gaseoducto que puede venderse para su uso en otros lugares.

PROBLEMAS

- 9.1. El Aeropuerto Internacional Fort Lauderdale (FLL) informó de las siguientes tasas de reciclado en 2005:

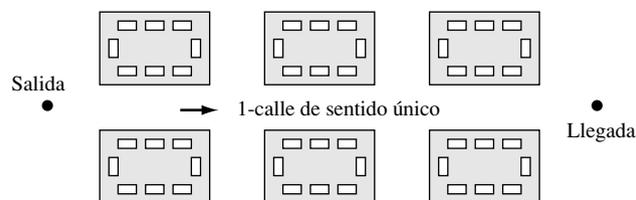
Latas de aluminio	45 ton/año
Cartón ondulado	163 ton/año
Cristal	58 ton/año
Revistas	207 ton/año
Plásticos PET	39 ton/año
Periódicos	424 ton/año

- Si todos estos materiales se hubieran depositado en un vertedero ¿Cuántas toneladas métricas de carbono equivalente (TMCE) por año ahorraría el programa de reciclaje?
 - Si las tasas de los vertederos locales asciende a 50 \$/ton, ¿Cuánto dinero se ahorraría en tasas?
 - Si estos productos reciclados fueran a venderse a los precios indicados en la Tabla 9.18, ¿Cuántos ingresos se generarían?
 - Si se carga una tasa de carbono de 50 \$ por tonelada métrica de carbono equivalente, ¿Cuántas tasas se evitarían mediante el ahorro de carbono debido al reciclaje?
- 9.2. Consideremos el aspecto energético del programa de reciclaje del aeropuerto descrito en el Problema anterior:
- Hallar los ahorros energéticos anuales para la sociedad, que implica este programa.
 - Si la energía se valora en 5 \$ por millón de Btu, ¿Cuánto dinero se ahorra anualmente como resultado de este programa de reciclado?
 - Supongamos que el gobierno ofrece un reembolso basado en el valor de la energía ahorrada debido al reciclaje. ¿Qué cantidad por tonelada de estos residuos mezclados estaría justificada en los ahorros hallados en la parte b)?
- 9.3. Una gran empresa genera las siguientes cantidades de materiales reciclables:

Latas de aluminio	200 ton/año
Cartón ondulado	2.200 ton/año
Cristal	400 ton/año
Plásticos PET	2.000 ton/año
Periódicos	500 ton/año

- Supongamos que actualmente pagan 120 \$ por tonelada por recogida y desecho de su basura, incluyendo estos materiales reciclables. ¿Cuánto ahorrarían si pudieran vender estos reciclables a un chatarrero que los recogiera y pagara la mitad del precio de mercado que figura en la Tabla 9.18?
- Si se anuncia una tasa de carbono de 10 \$ por tonelada de CO₂, ¿Cuánto dinero se ahorraría en tasas de carbono debido al programa de reciclado?
- Si la empresa gasta 400.000 \$ al año para desarrollar este programa de reciclado, ¿Cuál es el beneficio anual neto, incluyendo las tasas de carbono evitadas?

- 9.4.** Suponer que un pequeño automóvil deportivo recorre 10.000 millas anuales con un rendimiento del combustible de 20 mpg. La gasolina contiene 5,22 lbs de carbono por galón, todo el cual termina en forma de CO_2 cuando se quema, y tiene una densidad energética de 125.000 Btu/gal. Supón que todo el cartón anual recuperado en la Tabla 9.10 hubiera ido a vertederos cada año.
- ¿Cuántas toneladas de CO_2 emitirá cada año?
 - ¿Cuántos Btus de energía se habrán consumido?
 - ¿A cuántos automóviles del tipo descrito son equivalentes los ahorros de carbono derivados del reciclaje del cartón?
 - ¿Cuántos «deportivos medios» de energía se ahorran mediante el reciclaje del cartón?
- 9.5.** Una lata de aluminio de 0,33 L tiene una masa de unos 16 g. Supón una tasa de reciclado del 70% y, utilizando datos de la intensidad energética de diversos procesos de producción de latas dados en la Tabla 9.13, hallar la energía necesaria para producir latas por litro de bebida.
- 9.6.** Las latas de aluminio en los 1970 eran considerablemente más pesadas de lo que son ahora. Para una lata de aluminio de 0,33 L, con una masa de 0,0205 kg, y empleando una tasa de reciclado del 25%, hallar la energía primaria necesaria para producir el aluminio de una de tales latas. ¿Qué porcentaje de reducción de energía primaria resulta de la disminución de peso de las latas y de la mayor tasa de reciclaje ilustrada en el Ejemplo 9.4?
- 9.7.** En los Estados Unidos a mediados de los 1990 se utilizaban 1,8 toneladas/año de aluminio en latas de bebidas, 63% del cual se recuperaba y reciclaba de latas viejas. Utilizando cálculos de la Tabla 9.12, determinar lo siguiente:
- La energía primaria total empleada en hacer el aluminio de esas latas
 - La energía primaria total que habría sido necesaria de no haber reciclado.
 - La reducción de emisiones de CO_2 que resulta de ese reciclado.
- 9.8.** El barrio de la figura tiene una calle de dirección única que lo atraviesa de este a oeste. En general, los camiones de basura pueden recoger sólo un lado de la calle.



- Suponiendo que la recogida puede efectuarse a los dos lados de la calle al mismo tiempo en la calle de sentido único, trazar una ruta heurística la cual no pase dos veces por delante de la misma casa (*deadheading*).
- Si la basura sólo puede recogerse desde a uno de los dos lados de la calle por ser una calle transitada, modifíquese la ruta heurística con los mínimos giros y repetición de casas (*deadheadings*) posibles.

9.9. ¿Cuánto tiempo llevaría llenar un camión de 30 yd^3 que comprime los desechos a 750 lb/yd^3 si viaja 100 ft entre paradas a una media de 5 mph y le lleva un minuto cargar 200 lb de residuo en cada parada? Si en cada parada presta servicio a cuatro hogares y se hacen dos rutas de recogida diarias, ¿Cuántos clientes podrían atenderse con un servicio de una vez a la semana de este camión (suponiendo una semana laboral de cinco días)?

9.10. Considerar los datos siguientes de un sistema de recogida de residuos urbanos:

Tiempo de viaje del garaje a la ruta	20 min.
Tiempo de viaje de la ruta al depósito	20 min.
Tiempo de descarga en el depósito	15 min.
Tiempo del depósito al garaje	15 min.
Tiempo empleado en descansos de trabajadores	40 min./día
Volumen del camión	25 yd^3
Proporción de compactación	4
Volumen recogido por servicio	$0,2 \text{ yd}^3/\text{cliente}$
Tiempo invertido entre paradas	30 seg.
Cientes servidos por parada	4
Tiempo de carga por parada	min.

- ¿Cuántas horas diarias tendría que trabajar la plantilla si el camión se llena dos veces al día?
- Haciendo dos rutas diarias, ¿Cuántos clientes se servirán por cada camión si cada hogar tiene un servicio de una vez semanal y el camión se utiliza cinco días a la semana?
- Supongamos que el coste de la plantilla de un camión representa 40 \$ la hora durante las primeras 8 horas por día, más 60 \$ por hora durante cualquier hora adicional. Supongamos que la plantilla trabaja 52 semanas al año: Además, supongamos que un camión prensa tiene un coste anual de $10.000 \$ + 3.500 \$/\text{yd}^3$. ¿Cuál será el coste anual del servicio (plantilla + camión) por cliente?

9.11. Para evitar el pago de horas extra, la plantilla del Problema 9.10 trabaja sólo ocho horas al día. Efectúan dos viajes al depósito cada día, pero el camión no siempre va lleno. ¿Cuántos clientes puede atender el camión trabajando 5 días/semana ofreciendo un servicio de una vez a la semana?

9.12. Para evitar el pago de horas extra, la plantilla del Problema 9.10 trabaja sólo ocho horas al día, lo que significa que el camión puede ser más pequeño. ¿Cuál sería el tamaño mínimo del camión necesario para atender esta ruta? Si el coste de una plantilla para un camión es de 40 \$ por hora durante 52 semanas al año, y si el camión tiene un coste anual de $10.000 \$ + 3.500 \$/\text{yd}^3$, ¿Cuál sería el coste anual (plantilla + camión) por cliente? Comparar con los resultados del Problema 9.10.

9.13. Imaginemos que cada cliente produce $0,25 \text{ m}^3$ de basura cada semana. Los camiones prensa con una proporción de compactación de 4:1 tardan 0,4 minutos en recoger la basura de cada cliente. Se toman en consideración dos camiones: uno que efectúa dos viajes diarios al depósito y otro que hace tres.

Viajes diarios al depósito	2	3
Volumen del camión (m ³)	27	15
Coste anual del camión (\$/año)	120.000	70.000
Tiempo de conducción, descarga, descansos (min/día)	160	215

- a) Operando cinco días por semana, con un servicio de recogida de una vez a la semana, ¿A cuántos clientes atendería cada camión?
- b) ¿Cuántas horas diarias tendría que trabajar cada camión y plantilla correspondiente para llenar los camiones cada día?
- c) Con un coste de plantilla que asciende a 40 \$ por hora, ¿Cuál es el coste anual total de los camiones y plantilla de cada sistema? De esto, hallar el coste anual por cliente. ¿Qué sistema es más barato?
- 9.14.** Imagina que un camión prensa cuesta 150.000 \$, gasta 2 galones de combustible por milla a 2,50 \$ el galón, recorre 10.000 millas al año, y su mantenimiento anual asciende a 20.000 \$.
- a) Si se amortiza en un periodo de ocho años al 12%, ¿Cuál es el coste anual de poseer y operar este camión?
- b) Si la tarea cuesta 25 \$ por hora cada uno y el camión tiene una plantilla de dos personas que trabajan 40 horas semanales durante todo el año, ¿Cuál es el coste anual de la labor?
- c) Si este camión transporta 10 toneladas al día, 260 días al año, ¿Cuál es el coste por tonelada?
- 9.15.** Efectúa los Ejemplos 9.5-9.7 para confirmar que los costes por tonelada de residuo dados en la Tabla 9.17 para
- a) Un viaje diario al depósito.
- b) Tres viajes diarios al depósito.
- 9.16.** Imagina que una estación de transferencia que maneja 200 toneladas al día, cinco días a la semana, cuesta 3 millones de dólares construirla y 100.000 \$ anuales su funcionamiento. Los camiones de transferencia cuestan 120.000 \$, transportan 20 toneladas por viajes, y tienen un coste anual de mantenimiento y conductor de 80.000 \$. Si los camiones efectúan cuatro viajes al día, cinco días a la semana desde la estación de transferencia al depósito y si los camiones y la estación se amortizan con un interés del 10% en 10 años, ¿Cuál es el coste de esta operación (\$/ton)?
- 9.17.** Imagina que el coste de un sistema de transporte directo es

$$\text{Coste de transporte directo (\$/ton)} = 40 + 30t_1$$

donde t_1 es el tiempo en horas necesario para efectuar un viaje de ida al depósito (o estación de transferencia). Supón también que el coste de la propiedad y operación de una estación de transferencia con camiones de largo transporte asociados es

$$\text{Coste de la estación de transferencia (\$/ton)} = 10 + 10t_2$$

donde t_2 es el tiempo en horas para efectuar un viaje de ida desde la estación de transferencia al depósito. Imagina que el depósito está a 1,5 horas de la ruta de recogida, de modo que $t_1 + t_2 = 1,5$ horas (véase Figura P9.17).

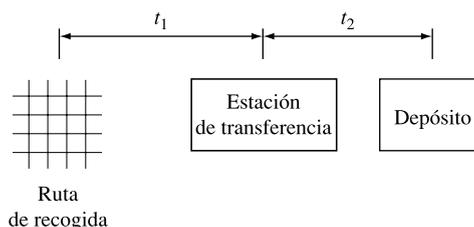


FIGURA P9.17.

- a) ¿Cuál es el coste (\$/ton) de un transporte directo al depósito?
 - b) ¿Cuál sería el coste total del sistema de recogida si hay una estación de transferencia a 0,3 horas de la ruta de recogida?
 - c) Si la estación de transferencia está en consideración, ¿Qué separación mínima (horas de trayecto sólo de ida) tiene que haber entre la estación de transferencia y el depósito para justificar tener una estación de transferencia?
- 9.18.** Un periódico «tal como se recibe» es un 5,97% de humedad y tiene un HHV de 18.540 kJ/kg. Al secarse, el 6,1% es hidrógeno. Halla el valor de combustión neto de este residuo.
- 9.19.** Las cajas de cartón ondulado «tal como se reciben» tienen un 5,2% de humedad y un HHV de 16.380 kJ/kg. Al secarse el 5,7% es hidrógeno. Hallar el LHV.
- 9.20.** Una botella PET de 2 L tiene una masa de 54 g. El polietileno es aproximadamente un 14% de hidrógeno de masa y tiene un HHV de 43.500 kJ/kg. Halla la energía neta que podría derivarse de la combustión de una de estas botellas.
- 9.21.** Un modo de calcular el contenido energético de los residuos se basa en una ecuación empírica descrita por Rhyner et al. (1995), la cual utiliza un análisis elemental (también llamado análisis final) del material en cuestión:

$$\text{HHV}(\text{kJ/kg}) = 339(\text{C}) + 1.440(\text{H}) - 139(\text{O}) + 105(\text{S})$$

donde (C), (H), (O) y (S) son los porcentajes de masa del carbono, hidrógeno, oxígeno y azufre del material seco (por ejemplo, el cartón es un 43,73% carbono, así C = 43,73). Hallar los valores de combustión brutos (HHV) del residuo seco y el HHV del residuo «tal como se recibe» teniendo en cuenta el contenido de humedad de los siguientes materiales.

Material	Humedad (% tal como se reciben)	Porcentaje peso seco			
		C	H	O	S
Cartón ondulado	5,20	43,73	5,70	44,93	0,21
Correo desechado	4,56	37,87	5,41	42,74	0,09
Basura mezclada	72,0	44,99	6,43	28,76	0,52
Hierba de jardín	75,24	46,18	5,96	36,43	0,42
Madera blanda	7,7	51,0	6,2	41,8	0,1
Neumáticos	1,02	79,1	6,8	5,9	1,5
Poliestireno	0,20	87,10	8,45	3,96	0,02

Fuente: Niessen, 1977.

- 9.22.** Dibuja las estructuras químicas de las siguientes dioxinas y furanos
- 1,2,3,4,7,8-hexaclorodibenzo-p-dioxina
 - 1,2,3,4,6,7,8-heptaclorodibenzo-p-dioxina
 - Octaclorodibenceno-p-dioxina
 - 2,3,4,7,8-p-dioxina (8 cloros)
 - 1,2,3,6,7,8-hexaclorodibenzofurano
- 9.23.** Los Estados Unidos envían unos 129 millones de toneladas de RSU a vertederos. ¿Qué área de vertedero será necesaria para los RSU de un año si la densidad del vertedero es de 800 lb/yd^3 , la profundidad de célula es de 10 ft con una elevación anual, y el 80% de la célula son RSU? ¿Qué área en acres corresponde a cada 1.000 personas ($1 \text{ acre} = 43.560 \text{ ft}^2$)?
- 9.24.** Imaginemos que una ciudad de 50.000 personas genera 40.000 toneladas de RSU anuales. El 22% de estos se recicla o recupera y el resto va al vertedero. Imaginemos también que la densidad del vertedero es de 1.000 lb/yd^3 , la profundidad de la célula es de 10 pies, y el 80% de la célula son RSU.
- ¿Qué elevación será necesaria cada año?
 - Si el vertedero actual abarca 50 acres, incluyendo 10 acres necesarios para las carreteras de acceso y plantas auxiliares, y se prevén dos elevaciones más, ¿Cuánto tiempo llevaría completar este vertedero?
- 9.25.** Si la ciudad descrita en el Problema 9.24 incrementa su tasa de reciclaje y recuperación hasta un 40%, ¿Cuántos años tardará en llenarse el vertedero?
- 9.26.** Un kilogramo de restos orgánicos de jardín «tal como se reciben» está hecho aproximadamente de 620 g. de humedad, 330 g de orgánicos descomponibles representados por $\text{C}_{12,76}\text{H}_{21,28}\text{O}_{9,26}\text{N}_{0,54}$, y 50 g de otras sustancias.
- A $0,0224 \text{ m}^3/\text{mol}$ de CH_4 , ¿Qué volumen de gas metano se produciría por cada gramo de estos restos de jardín?
 - A 890 kJ/mol , ¿Cuál es el contenido energético de este metano?
- 9.27.** Se calcula que los desperdicios de comida contienen un 72% de humedad, con el porcentaje restante dividido en un 45% de C, un 6,4% de H, un 28,8% de O, un 3,3% de N y un 16,5% de otras sustancias.
- Escribir una fórmula química con átomos de C, H, O, N, para los desperdicios.
 - Escribir una reacción química equilibrada que muestre la producción de metano.
 - ¿Qué fracción del volumen de gas natural producido es metano?
 - A una presión y temperatura estándar (1 atm y 0°C), 1 mol de un gas ocupa $22,4 \times 10^{-3} \text{ m}^3$. ¿Qué volumen de metano se produce por kilogramo de residuos de comestibles?
 - Hallar el valor de combustión bruto del metano en kilojulios por kilogramo de desperdicios de alimento.

REFERENCIAS

- Alter, H., 1991, The future course of solid waste management in the U.S., *Waste Management and Research*, 9:3-10.
- American Forest and Paper Association, 1993, *Recovered Paper Statistical Highlights 1992*, Washington, DC.
- Agarwal, J. C., 1991, Minerals, energy, and the environment, *Energy and Environment in the 21st Century*, J. W. Testor (ed.), MIT Press, Cambridge, MA.
- Atkin, P., 2006, *Trash Landings: How Airlines and Airports Can Clean Up Their Recycling Programs*, Natural Resources Defense Council, Washington, DC.
- Atkins, P. R., H. J. Hittner, and D. Willoughby, 1991, Some energy and environmental impacts of aluminum usage, *Energy and Environment in the 21st Century*, J. W. Testor (ed.), MIT Press, Cambridge, MA.
- Ausubel, J. H., 1989, Regularities in technological development: An environmental view, *Technology and the Environment*, J. H. Ausubel and H. E. Sladovich (eds.), National Academy Press, Washington, DC.
- Bukholz, D. M., 1993, Aluminum cans, *The McGraw Hill Recycling Book*, H. F. Lund (ed.), McGraw-Hill, New York.
- Chapman, P. F., and F. Roberts, 1983, *Metal Resources and Energy*, Butterworths, Boston.
- Corbitt, R. A., 1990, *Handbook of Environmental Engineering*, McGraw-Hill, New York.
- Denison, R. A., 1996, Environmental lifecycle comparisons of recycling, landfilling and incineration: A review of recent studies, *Annual Review of Energy and Environment*, Vol. 21, Annual Reviews, Inc., Palo Alto.
- Denison, R. A., and J. Ruston (eds.), 1990, *Recycling and Incineration*, Environmental Defense Fund, Island Press, Washington, DC.
- Franklin Associates, Ltd., 1990, *Estimates of the Volume of MSW and Selected Components in Trash Cans and Landfills*, for the Council for Solid Waste Solutions, Washington, DC.
- Franklin Associates, Ltd., 1994, *The Role of Recycling in Integrated Solid Waste Management to the Year 2000*, Keep America Beautiful, Inc., Stamford, CT.
- Graedel, T. E., and B. R. Allenby, 1995, *Industrial Ecology*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Graham, B., 1993, Collection equipment and vehicles, *The McGraw-Hill Recycling Handbook*, H. F. Lund (ed.), McGraw-Hill, New York.
- Hannon, B. M., 1972, Bottles cans energy, *Environment*, March, 11-21.
- Hocking, M. B., 1991, Relative merits of polystyrene foam and paper in hot drink cups: Implications for packaging, *Environmental Management*, 15(6):731-747.
- International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, 1992, *Climate Change and Energy Efficiency in Industry*, London.
- Keoleian, G. A., D. Menerey, B. Vigon, D. Tolle, B. Cornaby, H. Latham, C. Harrison, T. Boguski, R. Hunt, and J. Sellers, 1994, *Product Life Cycle Assessment to Reduce Health Risks and Environmental Impacts*, Noyes Publications, Park Ridge, NJ.
- Khan, M. Z. A., and Z. H. Abu-Gharah, 1991, New approach for estimating energy content of municipal solid waste, *Journal of Environmental Engineering*, 117(3):376-380.

- Kreith, F., 1994, *Handbook of Solid Waste Management*, McGraw-Hill, New York. Lawson, B., 1996, *Building Materials Energy and the Environment, Towards Ecologically Sustainable Development*, The Royal Australian Institute of Architects, Sydney, Australia.
- McBean, E. A., F. A. Rovers, and G. J. Farquhar, 1995, *Solid Waste Landfill Engineering and Design*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Miller, C., 1993, The cost of recycling at the curb, *Waste Age*, October, 46-54. Moore, B., 1994, Breakthrough in plastics recovery, *EPA Journal*, Fall 1994, U.S. EPA, Washington, DC.
- Newman, A., 1991, The greening of environmental labeling, *Environmental Science and Technology*, 25(12). Niessen, W. R., 1977, *Handbook of Solid Waste Management*, D. G. Wilson (ed.), VanNostrand Reinhold Co., New York.
- Office of Technology Assessment, 1992, *Green Products by Design: Choices for a Cleaner Environment*, OTA-E-541, U.S. Government Printing Office, Washington, DC. Pirages, S. W., and J. E. Johnston, 1993, Municipal waste combustion and new source performance standards: Use of scientific and technical information, *Keeping Pace with Science and Engineering, Case Studies in Environmental Regulation*, M. F. Uman (ed.), National Academy of Engineering, Washington, DC. 1993.
- Rabasca, L., 1995, Recycling came of age in 1994, *Waste Age*, April, 213-222.
- Repa, E. W., 2005, NSWMA's 2005 tip fee survey, *NSWMA Research Bulletin 05-03*.
- Rhyner, C. R., L. J. Schwartz, R. B. Wenger, and M. G. Kohrell, 1995, *Waste Management and Resource Recovery*, Lewis Publishers, New York.
- Sellers, V. R., and J. D. Sellers, 1989, *Comparative Energy and Environmental Impacts for Soft Drink Delivery Systems*, Franklin Associates, Ltd., Prairie Village, KS.
- Stearns, R. A., 1982, Measuring productivity in residential solid waste collection systems, *Residential Solid Waste Collection*, GRCSA: 3-1/3-19.
- Steuteville, R. A., 1994, Duales system on firmer ground in Germany, *BioCycle*, June, 61-63.
- Steuteville, R., 1995, The state of garbage in America, *BioCycle*, April, 54-63.
- U.S. Department of Energy, 2006, *2006 Buildings Energy Data Book*, Energy Efficiency and Renewable Energy, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1989, *Recycling Works! State and Local Solutions to Solid Waste Management Problems*, Office of Solid Waste, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1991, *Assessing the Environmental Consumer Market*, Office of Policy Planning and Evaluation, 21P-1003, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1992, *Used Dry Cell Batteries, Is a Collection Program Right for Your Community?*, Solid Waste and Emergency Response, OS-305, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1994a, *Characterization of Municipal Solid Waste in the United States: 1994 Update*, Office of Solid Waste, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1994b, *Composting Yard Trimmings and Municipal Solid Waste*, Solid Waste and Emergency Response, EPA530-R-94-003, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1998, *Characterization of Building-Related Construction and Demolition Debris in the United States*, Office of Solid Waste, EPA530-R-98-010.
- U.S. EPA, 2002, *Solid Waste Management and Greenhouse Gases*, Office of Solid Waste, May.
- U.S. EPA, 2006a, *Municipal Solid Waste in the United States: 2005 Facts and Figures*, Office of Solid Waste, EPA530-R-011, October.

U.S. EPA, 2006b, *Solid Waste Management and Greenhouse Gases: A Life-Cycle Assessment of Emissions and Sinks*, 3rd ed., Washington, DC.

White, P. R., M. Franke, and P. Hindle, 1995, *Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory*, Blackie Academic & Professional, New York.

World Resources Institute, 1992, *World Resources 1992-93*, Oxford University Press, New York.

Young, J. E., 1992, *Mining the Earth*, Worldwatch Technical Paper 109, Worldwatch Institute, Washington, DC.



Factores de conversión útiles

APÉNDICE

A

LONGITUD

1 pulgada (in)	= 2,540 cm
1 pie (ft)	= 0,3048 m
1 yarda (yd)	= 0,9144 m
1 milla (mi)	= 1,6093 km
1 metro (m)	= 3,2808 ft
	= 39,37 in.
1 kilómetro (km)	= 0,6214 mi

ÁREA

1 pulgada cuadrada (sq in)	= 6,452 cm ²
	= 0,0006452 m ²
1 pie cuadrado (sq ft)	= 0,0929 m ²
1 acre (Ac)	= 43.560 ft ²
	= 0,0015625 sq mi
	= 4.046,85 m ²
	= 0,404685 ha
1 milla cuadrada (sq mi)	= 640 acre
	= 2,604 km ²
	= 259 ha
1 metro cuadrado	= 10,764 ft ²
1 hectárea (ha)	= 2,471 acre
	= 0,00386 sq mi
	= 10.000 m ²

VOLUMEN

1 pie cúbico	= 0,03704 cu yd = 7,4805 gal (U.S.) = 0,02832 m ³ = 28,32 L
1 acre-pie (Ac ft)	= 43.560 ft ³ = 1.233,49 m ³ = 325,851 gal (U.S.)
1 galón (U.S. gal)	= 0,134 ft ³ = 0,003785 m ³ = 3,785 L
1 metro cúbico	= 8,11 × 10 ⁻⁴ Ac ft = 35,3147 ft ³ = 264,172 gal (U.S.) = 1.000 L = 10 ⁶ cm ³

VELOCIDAD LINEAL

1 pie por segundo	= 0,6818 mph = 0,3048 m/s
1 milla por hora (mph)	= 1,467 ft/s = 0,4470 m/s = 1,609 km/hr
1 metro por segundo	= 3,280 ft/s = 2,237 mph

MASA

1 libra (lb)	= 0,453592 kg
1 kilogramo (kg)	= 2,205 lb = 35,27396 onzas (oz)
1 tonelada (ton)	= 2.000 lb = 907,2 kg = 0,9072 Tm
1 tonelada métrica (Tm)	= 1.000 kg = 2.204,622 lb = 1,1023 ton

CAUDAL

1 pie cúbico por segundo	= 0,028316 m ³ /s
	= 448,8 gal (U.S.)/min (gpm)
1 pie cúbico por minuto	= 4,72 × 10 ⁻⁴ m ³ /s
	= 7,4805 gpm
1 galón por minuto	= 6,31 × 10 ⁻⁵ m ³ /s
1 millón de galones por día	= 0,0438 m ³ /s
1 millón de acre-pies por año	= 39,107 m ³ /s
1 metro cúbico por segundo	= 35,315 ft ³ /s (cfs)
	= 2.118,9 ft ³ /s (cfs)
	= 22,83 × 10 ⁶ gal/d
	= 70,07 Ac-ft/d

DENSIDAD

1 libra por pie cúbico	= 16,018 kg/m ³
1 libra por galón	= 1,2 × 10 ⁵ mg/L
1 kilogramo por metro cúbico	= 0,062428 lb/ft ³
1 gramo por centímetro cúbico	= 62,427961 lb/ft ³

CONCENTRACIÓN

1 miligramo por litro (peso específico = 1,0)	= 1,0 ppm
	= 1 ppm
	= 1,0 g/m ³
	= 8,34 lb por millón de gal.

PRESIÓN

1 atmósfera (atm)	= 76,0 cm Hg
	= 14,696 lb/in ² (psia)
	= 29,921 in Hg (32 °F)
	= 33,8995 ft H ₂ O (32 °F)
	= 101,325 kPa
1 libra por pulgada cuadrada	= 2,307 ft H ₂ O
	= 2,036 in Hg
	= 0,06805 atm
1 pascal (Pa)	= 1 N/m ²
	= 1,45 × 10 ⁻⁴ psia
1 pulgada de mercurio (32 °F)	= 3.386,4 Pa
(60 °F)	= 3.376,9 Pa

ENERGÍA

1 unidad térmica británica (1 Btu)	= 778 ft-lb = 252 cal = 1.055 J = 0,2930 Whr
1.000 billones de Btu	= 10^{15} Btu = 1.055×10^{15} J = $2,93 \times 10^{11}$ kWhr = 172 millones de barriles (42 gal) de petróleo equivalente = 36 millones de Tm de carbón equivalente = 930 mil millones de pies cúbicos de gas natural equivalente
1 julio (J)	= 1 N-m = $9,48 \times 10^{-4}$ Btu = 0,73756 ft-lb
1 kilovatio/hora (kWh)	= 3.600 kJ = 3.412 Btu = 860 kcal
1 kilocaloría (kcal)	= 4.185 kJ

POTENCIA

1 kilovatio (kW)	= 1.000 J/s = 3.412 Btu/hr = 1,340 hp
1 caballo de vapor (CV)	= 746 W = 550 ft-lb/s
1.000 billones de Btu por año	= 471.000 barriles de petróleo por día = 0,03345 TW



Número y peso atómico

APÉNDICE

B

Elemento	Símbolo	Número atómico	Peso atómico	Elemento	Símbolo	Número atómico	Peso atómico
Actinio	Ac	89	227,03	Erbio	Er	68	167,26
Aluminio	Al	13	26,98	Escandio	Sc	21	44,96
Americio	Am	95	243	Estaño	Sn	50	118,69
Antimonio	Sb	51	121,75	Estroncio	Sr	38	87,62
Argón	Ar	18	39,95	Europio	Eu	63	151,96
Arsénico	As	33	74,92	Fermio	Fm	100	257
Astato	At	85	210	Flúor	F	9	19,00
Azufre	S	16	32,06	Fósforo	P	15	30,97
Bario	Ba	56	137,33	Francio	Fr	87	223
Berkelio	Bk	97	247	Gadolinio	Gd	64	157,25
Berilio	Be	4	9,01	Galio	Ga	31	69,72
Bismuto	Bi	83	208,98	Germanio	Ge	32	72,59
Boro	B	5	10,81	Hafnio	Hf	72	178,49
Bromo	Br	35	79,90	Helio	He	2	4,00
Cadmio	Cd	48	112,41	Hidrógeno	H	1	1,01
Calcio	Ca	20	40,08	Hierro	Fe	26	55,85
Californio	Cf	98	251	Holmio	Ho	67	164,93
Carbono	C	6	12,01	Indio	In	49	114,82
Cerio	Ce	58	140,12	Iodo	I	53	126,90
Cesio	Cs	55	132,90	Iridio	Ir	77	192,22
Cloro	Cl	17	35,45	Iterbio	Yb	70	173,04
Cromo	Cr	24	51,99	Itrio	Y	39	88,91
Cobalto	Co	27	58,93	Kriptón	Kr	36	83,80
Cobre	Cu	29	63,55	Lantano	La	57	138,91
Curio	Cm	96	247	Laurencio	Lr	103	260
Disprosio	Dy	66	162,50	Litio	Li	3	6,94
Einstenio	Es	99	254	Lutecio	Lu	71	174,97

(Continúa)

(Continuación)

Elemento	Símbolo	Número atómico	Peso atómico	Elemento	Símbolo	Número atómico	Peso atómico
Magnesio	Mg	12	24,31	Radio	Ra	88	226,03
Manganeso	Mn	25	54,94	Radón	Rn	86	222
Mendelevio	Md	101	258	Renio	Re	75	186,2
Mercurio	Hg	80	200,59	Rhodio	Rh	45	102,91
Molibdeno	Mo	42	95,94	Robidio	Rb	37	85,45
Neodimio	Nd	60	144,24	Rutenio	Ru	44	101,07
Neón	Ne	10	20,18	Samario	Sm	62	150,4
Neptunio	Np	93	237,05	Selenio	Se	34	78,96
Níquel	Ni	28	58,70	Silicio	Si	14	28,09
Niobio	Nb	41	92,91	Sodio	Na	11	22,99
Nitrógeno	N	7	14,01	Talio	Tl	81	204,37
Nobelio	No	102	259	Tántalo	Ta	73	180,95
Oro	Au	79	196,97	Tecneio	Tc	43	97
Osmio	Os	76	190,2	Teluro	Te	52	127,60
Oxígeno	O	8	16,00	Terbio	Tb	65	158,93
Paladio	Pd	46	106,4	Titanio	Ti	22	47,90
Plata	Ag	47	107,89	Torio	Th	90	232,04
Platino	Pt	78	195,09	Tulio	Tm	69	168,93
Plomo	Pb	82	207,2	Uranio	U	92	238,03
Plutonio	Pu	94	244	Vanadio	V	23	50,94
Polonio	Po	84	209	Wolframio	W	74	183,85
Potasio	K	19	39,09	Xenón	Xe	54	131,30
Praseodimio	Pr	59	140,91	Zinc	Zn	30	65,38
Prometio	Pm	61	145	Zirconio	Zr	40	91,22
Protactinio	Pa	91	231,04				

**C**

Densidad y viscosidad del agua y el aire

Temperatura (°C)	Agua		Aire (1 atm)	
	Densidad (kg/m ³)	Viscosidad dinámica (kg/m·s)	Densidad (kg/m ³)	Viscosidad dinámica (kg/m·s)
0	999,8	$1,79 \times 10^{-3}$	1,29	$1,71 \times 10^{-5}$
5	1.000,0	$1,52 \times 10^{-3}$	1,27	$1,74 \times 10^{-5}$
10	999,7	$1,31 \times 10^{-3}$	1,25	$1,77 \times 10^{-5}$
15	999,1	$1,14 \times 10^{-3}$	1,23	$1,79 \times 10^{-5}$
20	998,2	$1,00 \times 10^{-3}$	1,20	$1,82 \times 10^{-5}$
25	997,0	$8,91 \times 10^{-4}$	1,28	$1,85 \times 10^{-5}$
30	995,7	$7,98 \times 10^{-4}$	1,17	$1,87 \times 10^{-5}$
35	994,1	$7,20 \times 10^{-4}$	1,15	$1,90 \times 10^{-5}$
40	992,2	$6,53 \times 10^{-4}$	1,13	$1,93 \times 10^{-5}$
50	988,0	$5,47 \times 10^{-4}$	1,09	$1,98 \times 10^{-5}$
60	983,2	$4,66 \times 10^{-4}$	1,06	$2,03 \times 10^{-5}$
70	977,8	$4,04 \times 10^{-4}$	1,03	$2,09 \times 10^{-5}$
80	971,8	$3,54 \times 10^{-4}$	1,00	$2,14 \times 10^{-5}$
90	965,3	$3,15 \times 10^{-4}$	0,97	$2,19 \times 10^{-5}$
100	958,4	$2,82 \times 10^{-4}$	0,95	$2,25 \times 10^{-5}$



Constantes físicas

APÉNDICE

D

Número de Avogadro		$6,02 \times 10^{23}$ moléculas/mol
Velocidad de la luz	c	$3,0 \times 10^8$ m/s
Calor específico del agua	c	$4,184 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Calor específico del aire a presión constante	c_p	$1,01 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Calor específico del aire a volumen constante	c_v	$0,718 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Constante de Planck	h	$6,6 \times 10^{-34}$ J·s
Aceleración de la gravedad	g	$9,807 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$
Temperatura absoluta	K	$^{\circ}\text{C} + 273,15$
Constante universal de los gases ideales	R	$8.314,3 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ $0,082056 \text{ L} \cdot \text{atm} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$
Temperatura y presión normales del aire		$T = 298,15 \text{ K} = 25^{\circ}\text{C}$ $p = 1,00 \text{ atm} = 101,325 \text{ kPa}$
Calor latente de fusión del agua		$333,6 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ @ 0°C
Calor latente de vaporización del agua		$2.257 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ @ 100°C $2.465 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ @ 15°C
Velocidad de lapso adiabático seco	Γ_d	$9,76^{\circ}\text{C} \cdot \text{km} \approx 10^{\circ}\text{C} \cdot \text{km}$
Velocidad de lapso adiabático húmedo	Γ_s	$\approx 6^{\circ}\text{C} \cdot \text{km}$
Constante de Stephan-Boltzmann	σ	$5,67 \times 10^{-8} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4}$



ÍNDICE ANALÍTICO

A

- Ablandamiento del agua, 322-326
- Acetaldehído, 403
- Acetógenas, 694
- Acidificación,
 - lago, 237-238
 - océano, 589-590
- Ácido acético, 64-65
- Ácido diprótico, 73
- Ácido monoprótico, 65
- Ácido nítrico (HNO₃), 397
- Ácidos, 64-66
 - carboxílicos, 79
 - haloacéticos, 313
- Acontecimientos Dansgaard-Oeschger, 526
- Acontecimientos Heinrich, 526
- Acroleína, 399, 401
- Acuíferos,
 - cono de depresión en los, 256-259
 - explicación de los, 242-244
 - flujo en, 249
 - heterogéneos, 248
 - homogéneos, 248
 - libres, 243-245, 257-258, 259
 - suspendidos, 243
 - velocidad de flujo en, 250-251
- ADN (ácido desoxirribonucleico), 146
- Adsorción, 358-359
- Aerosoles,
 - como contaminantes del aire, 405
 - efectos de los, 563-564
 - fuentes de, 563
- Aflatoxinas, 138
- Agencia de Protección Ambiental (EPA),
 - aprovechamiento de las aguas superficiales y, 207
 - calidad del aire y, 385, 387, 388, 392-394, 404, 414-415, 607
 - emisiones de gasolina y, 429, 430
 - estándares del agua potable y, 297, 301-302
 - estudio de evaluación de riesgo ambiental y, 172-175
 - evaluación de lagos y embalses y, 231
 - fumador pasivo y, 490
 - motores de dos tiempos y, 424-425
 - radón y, 493
 - residuo sólido y, 659
 - residuos peligrosos y, 346-356, 368-370
 - residuos sólidos urbanos y, 627
- Agente Naranja, 203
- Agregación coalescente, 309
- Agricultura,
- Agua potable. *Véase también* Control de calidad del agua; Sistemas de tratamiento del agua
 - acceso al agua potable, 184
 - acumulación de sales y, 198-200
 - cloro en el, 66
 - estándares del, 297
 - estándares microbiológicos en el, 300-301
 - estándares químicos del, 297-299
 - evaluación de riesgo del cloroformo en el, 159-160
 - fósforo y, 198
 - máximo nivel de contaminante en el, 297-298
 - nitratos en el, 197
 - radioisótopos y, 300
 - uso del agua para la, 190, 191
- Agua. *Véase también* Aguas residuales; Lluvia; Tratamiento de aguas residuales,

- ablandamiento del, 322-326
 - alcalinidad del, 318-322
 - calcárea, 73
 - ciclo hidrológico y, 187-188
 - dureza del, 316-318, 320-322, 326
 - el nitrógeno en el, 70, 197
 - fluoración del, 4
 - grandes masas de, 188
 - propiedades del, 185-186
 - propiedades físicas del, 26, 27
 - salobre, 328
 - solubilidad de los gases en, 68-72
 - superficial, calidad del, 207-209
 - utilización del, 188-191
 - vadosa, 242
 - Aguas residuales,
 - características de las, 329
 - el nitrógeno en las, 220
 - eliminación del nitrógeno en las, 70-72
 - Aguas subterráneas. *Véase también* Acuíferos,
 - cono de depresión y, 256-259
 - contaminantes en las, 251-254, 267-270
 - control de plumas y, 265-266
 - curvas de zona de captura y, 260-265
 - dispersión y retardo y, 252
 - explicación de las, 242
 - velocidad de flujo y, 250-251
 - vista general de las, 240-242
 - Aguas superficiales,
 - calidad de las, 207-209
 - contaminantes en las, 210
 - utilidades de las, 207
 - Agujero de ozono antártico, 563, 585-586, 600-602
 - Aireación, 223-225, 359-360
 - Albedo, 532, 566
 - Alcalinidad del agua, 318-322
 - Alcanos, 77-79, 401
 - Alcoholes, 79
 - Aldehídos, 79, 401, 402
 - Aldrin, 203
 - Alquenos, 79
 - Alquil, 401
 - Amebas, 206
 - Amianto, 490-491
 - Aminas, 79
 - Amortiguación del bicarbonato, 238-240
 - Análisis comparativo del riesgo, 172-175
 - Análisis elemental, 696
 - Análisis final, 678
 - Aniones, 62
 - Área, factores de conversión de, 709
 - Arrecifes de coral, 590
 - Atenuación natural controlada, 360-361
 - Atmósfera,
 - contenido de carbono en la, 542
 - de la Tierra, 521-522
 - estándar en EE.UU., 522
 - Átomos, peso atómico de los, 53
- B**
- Bajo exceso de aire, 447
 - Balance de energía,
 - de una central eléctrica, 32-34
 - global, 536-538
 - Balance de materia,
 - sistemas en estado estable con contaminantes que no se conservan y, 13-18
 - función de respuesta en etapas, 18-22
 - general de, 7-8
 - sistemas batch con contaminantes que no se conservan y, 10-13
 - sistemas conservativos en estado estable, 8-10
 - Balance o equilibrio de masas,
 - ley de la conservación de masas y, 22-23
 - uso de, 7, 9-10
 - Barrera de lodo, 266
 - Barreras reactivas permeables, 275-276
 - Basura, 626-627
 - Becquerel, 84
 - Benceno, 79, 162
 - Biodiesel, 433-434
 - Bioensayo crónico de carcinogénesis, 149
 - Bioquímica, 75
 - Biorreactores de membrana, 339-340
 - Biorrecuperación,
 - explicación de la, 365
 - in situ*, 273-275
 - Biotorres, 342
 - Bohr, Niels, 93
 - Bomba biológica de carbono, 593-594
 - Bombeo y tratamiento, técnicas de, 260, 270-271
 - Break of Dawn*, 624
 - Bromo, 600
 - Bromoformo, 254, 255
 - Bromuro de metilo, 600
 - BTX (benceno, tolueno, xileno), 429
 - Butano,
 - combustión del, 54
 - estructura del, 76, 77
- C**
- CAFE estándares de economía de combustible, 418-420, 430, 431

- Cal, 545
- Cal-carbonato sódico, proceso, 323-326
- Calderas de condensación, 59
- Calentadores de agua, 576, 578
- Calentamiento global. *Véase también* Cambio climático; Efecto invernadero, consecuencias del, 584-586 problemas relativos al, 520
- Calidad del aire, estándares de emisión y, 385-387, 412, 467-468 interior (*véase también* Contaminantes del aire interior), 488-504
- Caliza, 545
- Calma ecuatorial, 464
- Calor de combustión, bruto, 58-59, 681, 685 explicación del, 58 neto, 59, 681, 684
- Calor, de reacción, 58 específico, 24-25 latente, 26 sensible, 26
- Cámaras de filtros, 452-453
- Cambio climático. *Véase también* Calentamiento Global; Efecto invernadero, circulación termohalina y, 593-594 forzamiento radiativo del, 564-571 informes de evaluación del IPCC y, 578-586 interferencia antropogénica peligrosa con el, 584-586 océanos y, 589-594 potencial de calentamiento global y, 572-578
- Cambio de combustible, 445, 587
- Cambio de vientos, 464
- Cáncer, de piel, 605 de pulmón, 492-493
- Capa de hielo de Groenlandia, 591
- Capa de ozono. *Véase también* Ozono estratosférico, como escudo protector, 597-599 explicación de la, 594
- Caracterización del riesgo, 142, 171-172
- Carbamatos, 203
- Carbón, activado granular, 359 consumo de, 445 contenido en azufre del, 445 dióxido de carbono atmosférico por, 548 tasas de producción del, 103-104, 107
- Carbonilo, 401
- Carboxihemoglobina (COHb), 395, 396
- Carga de fósforo en lagos, 234-235
- Carnot, Sadi, 30
- Casquete de hielo de la Antártida occidental, 591
- Categorías del peso de la evidencia para cancerígenos, 154
- Categorías del peso de la prueba, 154
- Cationes, 62
- Caudal, factores de conversión de, 711
- Células de combustibles, 454
- Células de Hadley, 464
- Ceniza, 384, 690 de incineradora, 690
- Centrales térmicas de carbón, balance de masa y energía en las, 32-34 controles de precombustión en las, 445 emisiones de las, 388-390, 475-476, 496 explicación de las, 443-444, 445
- Centrales térmicas, de carbón, 32-34, 388-389, 444, 475-476
- Cercaria, 194-195
- CERCLA. *Véase* Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y, Responsabilidad (CERCLA)
- Chemical Abstracts Service (CAS), 205
- China, 543-544
- Ciclo del carbono, 540-543
- Ciclo hidrológico, energía del, 27 explicación del, 187-188
- Cienos, eliminación de, 306-307
- Cinética microbiana, 333-337
- Ciudad de Méjico, Méjico, 415-416
- Clasificación del aire, 673
- Cloración, 195, 313
- Cloraminas, 313
- Clordano, 203
- Cloro, 66, 599-600 combinado, 313
- Clorofluorocarbonos (CFC). *Véase también* Halocarbonos, descubrimiento de los, 412, 606-607 explicación de los, 558 ozono y, 599, 606-608 prohibición de los, 635 usos de los, 560-562
- Clorofluorocarbonos (CFC). *Véase también* Halocarbonos, descubrimiento de, 412, 606-607
- Cloroformo, 159-160
- Cloruro de vinilo, 204
- Coagulación, 307-309
- Coches de conducción eléctrica, explicación de, 435

- tipos de, 435-441
- Coefficiente de disolución, 313
- Coefficiente de dispersión gaussiano, 473-475
- Coefficiente de letalidad específica, 313
- Coefficiente de velocidad de reacción, 99
- Coefficiente de ventilación, 467
- Colector ciclón, 449
- Cólera, 193, 195
- Columna bucle, 467
- Columna en abanico, 467
- Columnas de humo en chimeneas, 467
- Combustible NO_x, 384, 397, 447-448
- Combustible derivado de desechos (RDF), 685-687
- Combustibles alternativos,
 - como el biodiesel, 433-434
 - como el etanol, 431-432
 - como el metanol, 432-433
 - como gas licuado de petróleo, 435
 - como la compresión del gas natural, 434-435
 - legislación relativa, 430-431
- Combustibles fósiles,
 - combustión de los, 541
 - emisiones de carbono de los, 543-544, 545-549, 586-587
 - fuentes de, 540-541
 - intensidad de carbono de los, 545-549
 - reducción del consumo de, 442-443
- Combustión,
 - calor bruto de, 58
 - calor de, 58-59
 - calor neto de, 59
 - contaminantes del aire por, 383-384
 - de combustibles fósiles, 541
 - de lecho fluidizada (FBC), 446
 - de residuos a energía, 680-690
 - de residuos sólidos urbanos, 687
 - del butano, 54
 - en lecho fluido, 446
- Combustión de residuos con aprovechamiento de energía,
 - contenido energético y, 680-684
 - explicación de la, 680-681
 - impacto ambiental y, 687-690
 - quema y combustibles derivados de residuos y, 685-687
- Compensación de emisiones, 388
- Compostaje, 676-679
- Compresión del gas natural (CNG), 434-435
- Compuestos aromáticos, 79
- Compuestos clorofenoxilos, 203
- Compuestos de disrupción endocrina, 205-206
- Compuestos orgánicos sintéticos (SOC), 297
- Compuestos orgánicos volátiles (VOC),
 - como contaminantes del aire, 398
 - explicación de los, 70, 204-205, 299
 - reacción con los NO_x, 384
- Concentración, factores de conversión de la, 711
- Conductividad hidráulica, 248
- Cono, 467
 - de depresión, 256-259
- Consejo de Investigación Nacional, 528, 566
- Consejo de Recursos Aéreos de California (CARB), 417, 426
- Conservación de la masa,
 - aplicación de la, 52
 - ley de la, 7, 22-23
- Constante de equilibrio, 61
- Constante de Henry, 62, 70
- Constante de ionización, 62
- Constante solar, 531
- Constantes de disociación,
 - de ácidos, 66
 - explicación de las, 62, 64-65
- Contactores biológicos rotativos, 342
- Contaminación del agua,
 - cono de depresión y, 256-259
 - curvas de zona de captura y, 260-265
 - demanda bioquímica de oxígeno y, 210-220
 - en acuíferos, 242-244
 - en lagos y embalses, 230-240
 - en ríos, 221-230
 - generalidades de la, 183-185
 - gradiente hidráulico y, 245-248
 - ley de Darcy y, 248-251
 - transporte de contaminante y, 251-254
- Contaminación del aire,
 - Enmiendas a la Ley de Calidad del Aire de 1977, 388
 - Enmiendas a la Ley de Calidad del Aire de 1990, 388-390
 - CAA (Ley de Calidad del Aire) y, 385-387
 - emisiones de los vehículos a motor (*véase también* Vehículos a motor), 416-442
 - en megaciudades, 415-416
 - explicación de, 382
 - fuentes de emisión y, 382-384
 - fuentes inmóviles de, 442-454
 - interiores (*véase también* Calidad del aire interior), 488-504
 - meteorología y, 455-467
 - modelo gaussiano de columna de una fuente puntual, 467-488
 - resultado del control de emisiones y, 390-394

- Contaminación térmica,
de los ríos, 28-29
explicación de la, 200
- Contaminantes,
emergentes, 205-206
en aguas subterráneas, 251-254, 267-270
en aguas superficiales, 210
- Contaminantes criterio,
como el monóxido de carbono, 395-396
como el plomo, 412-414
como la niebla fotoquímica y el ozono, 398-404
como las partículas en suspensión, 404-409
como los compuestos orgánicos volátiles, 398
como los óxidos de azufre, 409-410
como los óxidos de nitrógeno, 397-398
explicación de, 382, 394
- Contaminantes del agua,
compuestos orgánicos volátiles como, 204-205
contaminantes emergentes como, 205-206
explicación de los, 191-192
la contaminación térmica como uno de los, 200
metales pesados como, 201-202
nutrientes como, 196-198
patógenos como, 192-195
pesticidas como, 202-204
residuos demandantes de oxígeno como, 195-196
sales como, 198-200
- Contaminantes del aire,
como compuestos orgánicos volátiles, 398
como el monóxido de carbono, 395-396
como el plomo, 412-414
como niebla fotoquímica y ozono, 398-404
como óxidos de azufre, 409-411
como óxidos de nitrógeno, 397-398
como partículas en suspensión, 404-409
en interiores (*véase también* Contaminantes del aire interior), 488-504
primarios, 383
secundarios, 383
tóxicos, 414
- Contaminantes del aire interior. *Véase también*
Contaminantes del aire; Contaminación del aire
como el amianto, 490-491
como el humo del tabaco ambiental, 489-490
como el radón, 491-494
evaluación de la exposición, 494-498
filtración y ventilación y, 498-501
para el modelo de caja, 501-504
visión general de, 488-489
- Contaminantes emergentes, 205-206
- Contaminantes microbiológicos, 300-301
- Contaminantes que no se conservan,
con sistemas en estado estable, 13-18
sistemas batch con, 10-13
- Contaminantes tóxicos del aire,
evaluación de la exposición, 494-498
explicación de, 414
- Control de calidad del agua. *Véase también* Agua potable,
abastecimiento de agua y sistemas de desagüe, 294-296
generalidades sobre el, 293-294
legislación sobre materias peligrosas y, 348-356
Ley de calidad del agua potable y, 296-302
residuos peligrosos y, 346-347
sistemas de tratamiento de aguas residuales y, 329-346
sistemas de tratamiento de aguas, 302-329
técnicas de tratamiento de residuos peligrosos y, 356-367
vertido en tierra y, 368-371
- Control hidrodinámico, 266
- Controles de precombustión, 445
- Conversor catalítico, 426-428
- Crecimiento de la población humana,
logístico, 113-117
momentum y, 125-126
pirámide de población y, 117-120
predicciones del, 121-125
- Crecimiento exponencial,
desglosado, 100-101
explicación del, 94-95
interés compuesto y, 95-96
tiempo de duplicación y, 96-99
vida media y, 99-100
y agotamiento de recursos, 102-103
- Créditos de carbono, 675-676
- Crutzen, Paul, 601
- Cryptosporidium*, 195, 300-301, 312
- Cuerpo negro, 38, 39
- Cuñas de estabilización, 587
- Curie, 83
- Curva de crecimiento, 109
- Curva en comba del oxígeno, 225-230
- Curvas de zona de captura,
aplicación de las, 261-262
explicación de las, 260-261
para dos pozos, 264-265
para un solo pozo de extracción, 262-263
- Curvas simétricas de producción, 105-108
- ## D
- Daño genético por exposición a la radiación, 83
- Daño ocular, 605

- Daño somático, 83
 Darcy, Henry, 248
 DBO, *véase* Demanda Bioquímica de Oxígeno
 DDE (diclorodifenildicloroetano), 202
 DDT (diclorodifeniltricloroetano), 79, 80, 202-203
 lecho fluidizado, 446
 Decano, 77
 Decrecimiento exponencial, 99
 Degradación de contaminantes, 169-170
 Demanda bioquímica carbonosa de oxígeno (DBCO),
 210, 214, 218
 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO),
 aguas abajo, 222-223
 considerada como reacción de primer orden,
 213-216
 constante de velocidad de reacción k , 216-217
 desoxigenación y, 221-222
 efectos de la, 228-230
 explicación de la, 55, 210
 nitrificación y, 217-220
 sistemas de tratamiento para reducir la, 295
 test DBO a cinco días, 210-213, 221
 tratamiento de aguas residuales y, 332-337
 Demanda de oxígeno carbonosa total, 214
 Demanda de oxígeno nitrosa (DBNO), 210, 218-220
 Demanda química de oxígeno (DQO), 196, 220-221
 Demanda teórica de oxígeno, 55, 220
 Demografía, 113
 Densidad, factores de conversión de, 711
 Deposición ácida,
 emisiones de azufre y, 409-410
 en lagos, 238
 respecto a la legislación, 388-390
 Depresión del sistema inmunitario, 605
 Desalinización, 187, 328-329
 del agua del mar, 328
 Descomposición,
 aerobia, 210
 anaerobia, 210
 en vertederos, 694-698
 Desechos, 627
 de equipos eléctricos y electrónicos, 633
 de lodos activados (DLA), 338
 no peligrosos, 624
 Desinfección del agua potable, 66, 312-315
 Desinfección por cloro libre, 312
 Desnitrificación, 345
 Desoxigenación,
 explicación de la, 221-223, 225
 tasa de, 227
 Desperdicios, 626, 631
 Deuterio, 524
 Diagramas de puntos, 76
 Diagramas Kinky, 76, 78
 Diámetro aerodinámico, 304
 Diámetro hidrodinámico, 304
 Diclorobenceno (DCB), 254
 Dieldrin, 203
 Difusión de contaminantes, 252
 Digestión anaerobia, 343-344
 Dióxido de azufre (SO₂),
 deposición ácida y, 410
 efectos sobre la salud, 410-412
 estándares de emisión, 385-387
 explicación de, 386, 409
 sistema de permisos, 389, 390
 Dióxido de carbono (CO₂),
 ciclo del carbono y, 540-543
 concentración atmosférica de, 538-539
 etanol y, 431-432
 mitigación del, 586-587
 parámetro de sensibilidad climática y, 553-554
 potencial de calentamiento global y, 573-578
 temperatura de equilibrio y temperatura real y,
 554-555
 Dióxido de nitrógeno (NO₂), 386, 397-398
 Dioxinas, 204, 687-689
 Directiva de fin de vida útil de un vehículo, 633
 Diseño de productos verdes,
 ampliación de la vida de los materiales y, 633
 eficacia de distribución y, 634
 explicación de, 631
 gestión de proceso y, 634
 reducción de la intensidad material y, 633, 634
 selección de materiales y, 631-632
 sistema de ampliación de la vida del producto y,
 632-633
 Disociación,
 de ácidos, 64-66
 del agua, 62-64
 Dispersión de contaminantes, 252
 Dispersión hidrodinámica, 252
 Distribución monodispersa, 309
 DNAPL (líquidos densos de fase no acuosa), 268
 Dobson, unidades, 595, 601
 Donora, Pennsylvania, 382
 Dosis de referencia para los efectos no cancerígenos,
 163-164
 Dosis umbral, 155
 Dracunculiasis, 193
 Dureza del agua, 316-318, 320-322, 326
 DWEL (nivel equivalente de agua potable), 160
- E**
- ECHAM5/MPI-OM modelo combinado
 atmosférico-oceánico, 582

- Economía,
de la gestión de residuos sólidos, 669-676
de la recogida, 663-665
del reciclado, 673-675
- Ecuación de columna gaussiana, 470, 475, 482, 485
- Ecuación de dispersión gaussiana de una fuente puntual, 469
- Ecuaciones de balance de energía, 22
- Efecto chimenea, 499
- Efecto Hadley,
de contaminantes del aire en interiores, 498
de emisiones de plomo, 413-414
de la exposición al radón, 492-493
de óxidos de azufre, 410-411
de partículas en suspensión de diesel, 426
de sustancias químicas tóxicas, 494
- Efecto invernadero. *Véase también* Cambio climático;
Calentamiento Global,
aerosoles y, 563-564
agua y, 186
explicación del, 520, 533-536
océanos y, 589
ozono estratosférico y, 594-608
- Eficacia de eliminación y destrucción (DRE), 366
- El negocio inacabado: una comparativa de la evaluación de problemas ambientales (EPA), 172-175
- Elevación de la columna, 480-482
- Eliminación de carbón, gasificación integrada de ciclo combinado con, 447
- Eliminación de nutrientes de aguas residuales, 345-346
- Eliminación de residuos radiactivos, 85-87
- Embalses. *Véase* Lagos y embalses
- Emisiones de carbono,
de combustibles fósiles, 543-544, 545-549, 586-587
de electricidad y vehículos eléctricos, 440-441
de gas natural, 56
de la electricidad de vehículos eléctricos, 440-441
de procesos industriales, 545
predicciones para las, 549-553
- Emisiones de plomo,
efectos sobre la salud, 413-414
en el aire, 383-384, 386, 412-414
- Emisiones del pozo a las ruedas de gases con efecto invernadero, 440-441
- Emisiones. *Véase* Contaminantes del aire;
Contaminación del aire; emisiones específicas
- Empaquetadoras, 658-659
- Endosulfano, 203
- Endrin, 203
- Energía,
cambio de entalpía y, 60
explicación de la, 22-23
factores de conversión de la, 712
gestión de residuos sólidos y, 644-646
interna, 23-24
para latas de aluminio, 654
primera ley de la termodinámica y, 23
renovable, 102
total, 23-24
- Enfermedades transmitidas por el agua, 193-195
- Enmiendas a la ley de calidad del agua potable (1996), 299
- Enmiendas a la Ley de Calidad del Aire (1977), 388, 417
- Enmiendas a la Ley de Calidad del Aire (1990), 388-390, 414, 607
- Enmiendas a la Ley de Residuos Sólidos y Peligrosos (HSWA) (1984), 350, 352, 356-357, 368
- Enmiendas de Copenhague al Protocolo de Montreal sobre sustancias que destruyen la capa de ozono, 607
- Enmiendas Superfund y Ley de Refrendo (SARA), 354
- Entalpía,
de fusión, 26
explicación de la, 24, 56-58
lista de estándar, 58
- Envases de bebidas, 633, 640, 650-652
- Envases de refrescos, 640, 650-652
- Epidemias relacionadas con el agua, 192-195
- Epilimnion, 235-236
- Equilibrio,
explicación del, 61-62
químico (*véase también* Químico, equilibrio), 61-75
- Equilibrios químicos,
explicación de los, 61-62
producto de solubilidad y, 66-68
reacciones ácido-base y, 62-66
sistema del carbonato y, 72-75
solubilidad de los gases en agua y, 68-72
- Equivalencia en dióxido de carbono de los gases de efecto invernadero, 573-578
- Erupción del volcán Pinatubo, 528
- Escherichia coli*, 300
- Escombros de construcción y demolición (C&D), 656-657
- Espectro de acción, 604
- Esquistosomiasis, 193-195
- Estabilidad atmosférica,
clasificación de, 471, 472
explicación de, 458-461
profundidad de la mezcla, 465-467
- Estaciones de transferencia, 665-668

- Estándares de Diseño para Nuevas Fuentes (NSPS), 385
- Estándares de emisiones nacionales para contaminantes atmosféricos peligrosos (NESHAP), 390, 414
- Estanques de oxidación, 340-341
- Estanques facultativos, 340
- Estanques superficiales, 371
- Estequiometría,
 aplicación de la, 54-56
 de la proporción aire/combustible, 423
 explicación de la, 52-54
- Estratificación térmica, 235-236
- Estratopausa, 522
- Estratosfera, 521, 522, 563
- Estratosférico, ozono,
 agujero de ozono antártico y, 600-602
 capa de ozono como escudo protector y, 597-599
 destrucción catalítica del, 599-600
 política y, 606-608
 potenciales de destrucción del, 603
 radiación ultravioleta y, 595-597, 604-606
- Estructuras de Lewis, 76
- Estudios epidemiológicos, 153
- Estudios humanos, 151-153
- Estufa de queroseno, 503-504
- Etano, 403
- Etanol, 431-432
- Éter metil terbutílico (MTBE), 429
- Éteres, 79
 polibromobifelinos, 192, 206
- Etiquetas con Sello Verde, 635
- Etiquetas ecológicas, 634-636
- Eutrofización,
 antropogénica, 230
 en lagos tropicales, 237
 explicación de la, 196, 230, 236
 factores limitantes en la, 231-232
- Evaluación de la exposición humana,
 bioconcentración y, 167-169
 degradación de los contaminantes y, 169-170
 explicación de, 166-167
- Evaluación de la exposición,
 explicación de, 142
 para contaminantes del aire tóxicos, 494-498
- Evaluación del ciclo de vida,
 de las emisiones de gases de invernadero, 641, 642
 ejemplo de, 638-640
 envases de refrescos y, 640
 explicación de la, 635-637
- Evaluación del riesgo,
 ambiental, 136
 caracterización del riesgo como etapa en, 171-175
- dosis-respuesta como etapa en, 154-165
- evaluación de la exposición humana como etapa en,
 166-170
 general, 135-136
 identificación del peligro como etapa en, 142-154
 métodos para, 141-142
 para cancerígenos potenciales, 154
 para el cloroformo en, 159-160
 propósito de, 139
- Evaluación dosis respuesta,
 dosis de referencia para los efectos no cancerígenos, 163-164
 explicación de, 141-142, 154-155
 extrapolaciones de dosis altas a dosis bajas, 155-157
 factor de potencia para cancerígenos, 157-162
 índice de peligro para efectos no cancerígenos, 164-165
- Evaporación,
 de calor latente, 26-27
 gasolina, 428
- Evapotranspiración, 187
- Explicación de carcinogénesis, 147
- Explicación de carcinógeno, 136, 147
- ## F
- Factor de eficacia de colisión, 308
- Factor de pendiente, 157
- Factor de potencia para cancerígenos, 157-162
- Factor de recuperación de capital, 663
- Factor de sensibilidad climática, 565-566
- Factor limitante, 196
- Factores de bioconcentración, 168-170
- Fáculas, 530
- Fecundidad, tasas,
 específicas, 123
 tendencias de las, 116-117
 totales, 114, 125
- Fijación del nitrógeno, 218
- Filtración, 311-312, 498-501
 de tela, 452
 rápida, 311
- Filtros
 de goteo, 341-342
 rendimiento de los, 311
- Fisión, 84-85
 nuclear, 84-87
- Floculación,
 cienos de, 310
 explicación de la, 307-309
- Flujo pistón, 251

- Flúor, solubilidad del, 67-68
 Fluorización, del agua, 4
 Formadoras de ácidos, 343
 Formadoras de metano, 343-344
 Formaldehído (HCHO), 399, 401
 Fórmula condensada, 76
 Forzamiento radiativo,
 después del período preindustrial, 569-571
 explicación del, 564-565
 parámetro de sensibilidad climática y, 565-569
 Fósforo,
 eliminación del, 345-346
 en lagos, 232-235
 fuentes de, 197-198
 Fotólisis,
 energía del fotón para la, 596
 explicación de la, 60, 399
 función de la, 60, 596, 600
 Fotones, 60, 595-597
 Fracción aérea, 541
 Franja de capilaridad, 242
 Fuentes dispersas de nutrientes, 197
 Fuentes inmóviles o estacionarias,
 combustión de Lecho Fluidizado (FBC), 446
 como plantas de energía que queman carbón,
 443-444, 445
 control de emisiones de óxidos de nitrógeno,
 447-448
 control de partículas, 449-453
 controles de precombustión, 445
 desulfurización de los gases de combustión
 (depuradores), 448-449
 explicación de, 442-443
 gasificación integrada de ciclo combinado, 446-447
 IGCC con eliminación de carbón, 447
 sistemas combinados de calor y electricidad,
 453-454
 Fuentes puntuales de nutrientes, 196-198
 Fumador pasivo, 490
 Fumar, 405
 pasivamente, 490
 Fumigación, 462, 467
 Función de distribución de Gauss, 105-108
 Furanos, 687-689
 Fusión, 26
- G**
- Gas licuado de petróleo, 435
 Gas natural, emisiones de carbono del, 56
 Gases,
 solubilidad de los, 68-72
 Gasificación integrada en ciclo combinado (IGCC),
 con eliminación de carbono, 447
 explicación de, 446
 unidades de medida de los, 5-7
 Gases de invernadero. *Véase también* el gas específico,
 del pozo a las ruedas, emisiones de, 440-441
 el dióxido de carbono como uno de los, 538-555
 el metano como uno de los, 555-557
 el óxido nitroso como uno de los, 557-558
 el ozono como uno de los, 562-563
 el vapor de agua como uno de los, 534-566
 equivalente en dióxido de carbono de los, 573-578
 esfuerzos por estabilizar los, 586-589
 espectro de absorción de los, 534-536
 gestión de residuos sólidos y, 641-644
 los halocarbonos como, 558-562
 Gasohol, 431
 Gasolina, métodos para limpiarla, 428-430
 Generación, 627
 Gestión de procesos, 634
 Gestión de residuos sólidos. *Véase también* Residuos
 sólidos urbanos (RSU),
 combustión de residuos para obtención de energía
 y, 680-690
 compostaje y, 676-679
 estado de integración de la, 630-631
 evaluación del ciclo de vida y, 635-640
 gases de invernadero y, 641-644
 implicaciones energéticas de la, 644-646
 instalaciones de recuperación de materiales y
 economía de la, 669-676
 materiales de desecho y, 680
 reciclado y, 646-657, 673-676
 recogida y transporte en la, 658-668
 reducción de fuentes y, 631-635, 644
 vertederos y, 690-698
 Gestión del riesgo, 136
 Gestión integrada de residuos sólidos,
 en los Estados Unidos, 630-631
 explicación de la, 628-630
Giardia, 195, 300-301, 314
 lamblia, 312
 Glosario de Carcinogénesis, 148
 Gradiente hidráulico,
 estimación del, 247-248
 explicación del, 245-248
 Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el
 Cambio Climático (IPCC),
 declaraciones del, 519-520
 explicación del, 520, 578
 Informe especial sobre escenarios de emisiones,
 579-581

interferencia antropogénica peligrosa con el clima y, 584-586
 modelos de circulación general del, 582
 simulaciones de temperaturas medias globales, 583-584

H

Hadley, George, 464

Halocarbonos,

como gases de invernadero, 558
 ejemplos de, 559
 explicación de los, 520, 538
 plásticos espumosos y, 562
 propelentes de aerosoles y, 561-562
 refrigerantes y, 561
 sistema de numeración para los, 559-560

Halones. *Véase también* Halocarbonos, 558, 559, 562, 606-607

Hematotoxicidad, 143

Henry, W., 68

Hepatotoxinas, 142

Heptaclor, 203

Herbicidas, 203

Hexacloroetano (HCE), 254, 255

Hidrocarbonos,

niebla fotoquímica y, 400-402

Hidrocarburo aromatic polinuclear (PAH), 407, 496, 497

Hidrocarburos,

estructura de los, 79
 explicación de los, 77-78
 insaturados, 78
 niebla fotoquímica e, 400-402
 saturados, 77-78

Hidroclorofluorocarbonos (HCFC). *Véase también*

Halocarbonos,
 explicación de los, 558
 regulación de los, 607
 usos de los, 562

Hidrofluorocarbonos. *Véase también* Halocarbonos, 558

Hidroxilo (OH), 556

Hielo

antártico, 525-526, 585-586, 591
 volumen de, 524

Hierro de valencia cero (ZVI),

Hipolimnion, 235-237

Hipótesis de Avogadro, 55-56

Hipótesis de un solo paso, 147, 156

Horizonte de saturación, 590

Hubbert, M. King, 105, 108

Humo, 405

de segunda mano, 490

del tabaco, 488-490

principal, 490

secundario, 490

Huracán Katrina, 592

I

Identidad IPAT, 550

Identidad Kaya, 549-553

Identificación del peligro,

carcinogénesis y, 147-148

categorías del peso de la evidencia para cancerígenos potenciales, 154

estudios humanos y, 151-152

explicación de, 141-144

mutagenesis y, 146

test de toxicidad en animales y, 148-151

toxicidad aguda, 144-146

Ignición homogénea de compresión de carga (HCCI), 428

In situ, biorrecuperación, 273-275

Incineración, 366-367

Incineradora de horno rotatorio, 367

Incineradora de inyección líquida, 367

Índice de Calidad del Aire (AQI) (Agencia de Protección Ambiental), 392-394

Índice de peligro para efectos no cancerígenos, 164-165

Informe Especial sobre Escenarios de Emisiones (SRES)(Cuadro de Expertos Intergubernamental sobre el Cambio Climático), 579-581

Iniciativa de Mitigación del Carbono de Princeton, 587-589

Iniciativa para el reaprovechamiento económico de suelos degradados, 356

Instalaciones de procesado de residuos, 669

Instalaciones de recuperación de materiales (MRF), equipo de procesado para residuos mezclados e, 671-673

explicación de las, 669-671

Instalaciones de tratamiento, almacenamiento y eliminación (TSD), 350-352

Instituto Goddard para las Ciencias del Espacio (GISS), 527

Intensidad de energía, 550

Intensidad de mezcla, 308-309

Intensidad material, 633

- Interés compuesto, 95-96
Interferencia antropogénica peligrosa, 584-586
Inventario Tóxico de Liberación (TRI), 415
Inversión por hundimiento, 462-465
Inversión térmica,
 bajo concentraciones en la dirección del viento,
 482-484
 explicación de, 461
 frontal, 461
 hundimiento, 462-465
 radiación, 461-462
Inversiones frontales, 461
Inversiones por radiación, 461-462
Investigación de posibilidades de recuperación/estudio
 de viabilidad (RI/FS), 355
Inyección subterránea, 370
Ionización, 82
Ionosfera, 522
Isobutano, 77
Isómeros, 77
Isótopos,
 explicación de los, 53, 81
 temperatura global e, 523-525
- K**
- Kepone, 203
Kilocalorie, 24
- L**
- Lagos oligotrópicos, 230
Lagos y embalses,
 acidificación de, 237-238
 amortiguación por bicarbonato en, 238-240
 calidad del agua de, 230-240
 contaminantes y fuentes de afectación de, 209
 estratificación térmica de, 235-237
 eutrofización en, 230-232, 236, 237
 fósforo en, 232-235
 oxígeno disuelto en, 236-237
Lagunas aireadas, 340-341
Latitudes Horse, 464-465
«Lejos de mi casa», 690
Lewis, G. N., 76
Ley de 1996 sobre gestión de baterías recargables con
 contenido de mercurio, 689
Ley de calidad del agua potable (1974), 184, 294,
 296-297, 370, 385
Ley de Calidad del Agua, 184, 207, 294, 329
Ley de Calidad del Aire (CAA),
 antecedentes de, 385, 416-417
 calidad del aire y estándares de emisión y, 385-387,
 412, 467-468
 enmiendas de 1977, 388
 enmiendas de 1990, 388-390
Ley de Cielos limpios de 2003, 385
Ley de Conservación y Recuperación de los Recursos
 (RCRA), 242, 346, 350, 352-353, 356-357, 368,
 624- 625, 691, 692
Ley de Control de Contaminación Atmosférica de
 1955, 385
Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA),
 348-350, 562
Ley de Darcy, 248, 259
Ley de Henry,
 aplicación de la, 69, 72
 explicación de la, 68-69
Ley de la conservación de masas, 7, 22-23
Ley de Respuesta Ambiental Integral, Compensación y
 Responsabilidad (CERCLA), 242, 346, 348,
 352-356
Ley del Combustible Alternativo para Motores de 1988
 (AMFA), 430-431
Ley del desplazamiento de Wien, 40, 41, 533
Ley del mínimo de Liebig, 231
Ley del Plan de Emergencia y el Derecho de la
 Comunidad a Saber de 1986 (EPCRA), 414
Licor mezclado, 338
Liebig, Justus, 231
Línea de retorno de lodos activados (RAS), 338
Líquidos de fase no acuosa (NAPL),
 ejemplos de, 268
 explicación de los, 268-270
Líquidos,
 densos de fase no acuosa, 268-270
 ligeros de fase no acuosa (LNAPL), 268
 unidades de medida de,
Lixiviados, 370, 691-693
Lluvia, pH de la, 74-75
LNAPL (líquidos ligeros de fase no acuosa), 268
Lodos activados, 337-339
Lodos de depuradora, 325
Lofting, 467
Logístico, crecimiento,
 explicación del, 109-111
 máximo rendimiento sostenible y, 112
 población humana y, 111, 113
Londres, Reino Unido, 382
Longitud, factores de conversión de, 709
Low NO_x burners (quemador bajo de NO_x), 447-448
Lugares con residuos peligrosos, 267
Luz negra, 597

M

- Mala combustión (*blowby*), 424
- Manchas solares, 530
- Marco de Convención de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC), 520, 578, 584
- Marte, 534
- Masa, factores de conversión de, 710
- Materiales de desecho, 680
- Materiales postconsumo, 647
- Materiales preconsumo, 647
- Max Planck, Instituto de Meteorología (MPI-M), 582
- Media estándar del agua oceánica de Viena (VSMOW), 523
- Megaciudades, contaminación del aire en, 415-416
- Mejor Tecnología de Control Disponible (BACT), 388
- Melanoma, 605
- Mercurio, en el aire, 384
- Mesopausa, 522
- Mesosfera, 521, 522
- Metahemoglobinemia, 197
- Metales,
 - como contaminantes del agua, 201-202
 - definición de, 201
 - efectos tóxicos de los, 201-202
 - en agua, 201-202
 - ferrosos, 656
 - incineración de, 689-690
 - no ferrosos, 656
 - pesados. *Véase* metales
 - reciclado de los, 656
- Metalimnion, 235
- Metano (CH₄),
 - biorrecuperación in situ y, 274
 - combustión del, 52, 58-59, 383
 - como gas de efecto invernadero, 555-557
 - en desechos, 696-698
 - en vertederos, 555, 696-698
 - intensidad de carbono del, 546
 - oxidación del, 53
- Metanogénesis, 694-695
- Metanol, 432-433
- Metástasis, 147
- Meteorología,
 - columnas de humo en chimeneas y, 467
 - estabilidad atmosférica y, 458-461, 465-467
 - explicación de, 455
 - inversiones de temperatura y, 461-465
 - tasa de lapso adiabático, 455-458, 467
- Metilciclopentadienil manganeso tricarbonyl (MMT), 430
- Metodología de Evaluación de Exposición Total (TEAM), 494-495
- Metoxiclor, 203
- Mezcla otoñal, 237
- Mezcla primaveral, 236-237
- Mezclado laminar, 309
- Midgley, Thomas, 412
- Migración neta, tasa de, 116
- Milankovitch, Lilutin, 529
- Mobro* 4000, 624
- Modelo cero-dimensional de balance de energía, 531
- Modelo de caja, 501
- Modelo de calidad del aire en interiores, 501-504
- Modelo de Chick-Watson, 313-314
- Modelo de circulación general combinado atmosférico-oceánico (AOGCM), 582
- Modelo de columna gaussiana de una fuente puntual,
 - cambios en la velocidad del viento con la elevación y, 471-472
 - coeficiente de dispersión gaussiano y, 473
 - concentración a nivel del suelo en la dirección del viento, 475-476
 - concentración en la dirección del viento en condiciones de inversión térmica y, 482-484
 - elevación de la columna y, 480-482
 - explicación de, 467-471
 - modelo de dispersión para una fuente lineal y, 484-485
 - modelos de fuente de área, 485-488
 - picos de concentración en la dirección del viento y, 476-478
- Modelo de dispersión de Fuentes en línea, 484-485
- Modelo de dispersión gaussiano, 468
- Modelo de sucesión linearizado, 157
- Modelos de circulación general, 531, 582
- Modelos de fuentes de área, 485-488
- Molaridad, 54-55
- Moles, 53
- Molina, Mario J., 601
- Monóxido de carbono (CO),
 - como contaminante atmosférico, 383-384, 395-396
 - emisiones estándar, 385-387
- Mortalidad,
 - actividades que incrementan, 139
 - causas de, 137-139
 - infantil, tasa de, 115-116
 - tasas de, 115, 116
- Motor ciclo de Otto, 421-424
- Motor de combustión interna (ICE), 435, 438
- Motor de vehículos,
 - con los estándares de economía de combustible CAFE, 418-420

control de emisiones, 426-428
 de conducción eléctrica, 435-442
 emisiones estándar para, 416-418
 limpiadores para gasolinas, 428-430
 motor de ciclo de Otto, 421-424
 para combustibles alternativos, 430-435
 para motores de dos tiempos, 424-425
 para motores diesel, 425-426

Motores,
 calor, 30-32
 Carnot, 30
 ciclo de Otto, 421-424
 combustión interna, 435, 438
 de dos tiempos, 424-425
 diesel, 425-426
 ignición homogénea de compresión de carga (HCCI), 428

Multidispositivo Quemador de Inyección de Piedra Caliza (LIMB), 448

Mutación, 146
 Mutagénesis, 146

N

Nanopartículas, 206
 NAPL (líquidos de fase no acuosa). *Véase* Líquidos de fase no acuosa
 Natural, tasa de crecimiento, 116
 Nefrotoxinas, 143, 201
 Negro de carbón, 564
 Neutralización, 361
 Niebla fotoquímica industrial. *Véase también* Contaminantes del aire; Contaminación del aire, 382
 Niebla fotoquímica,
 efectos de la, 404
 explicación de la, 382-383
 formación de la, 398-404
 Niebla tóxica de sulfuros. *Véase también* Contaminación del aire, 382
 Niebla, 405
 Niebla. *Véase también* Niebla fotoquímica, 405
 Nitrato, 197
 de cloro, 599-600
 de peroxiacetilo (PAN), 399, 403-404
 de peroxibenzoilo (PBzN), 399
 Nitrificación,
 demanda de oxígeno asociada con la, 218, 219
 explicación de la, 217-218, 345
 Nitrificación/desnitrificación, 345
Nitrobacter, 345

Nitrógeno,
 ciclo biogeoquímico del, 217-218
 eliminación del, 345
 en agua, 70, 197, 220
Nitrosomonas, 345
 Nivel de efecto más bajo observado (LOEL), 163
 Nivel de no observación de efectos adversos, 163-164
 Nivel de no observación de efectos, 163
 Nivel del mar, elevación del, 590-593
 Nivel freático,
 definición de, 242, 243
 en acuífero suspendido, 243
 Nivel hidrostático, 243, 245, 246, 256, 259
 Nivel máximo de contaminante (MCL), 299-300, 385
 Nivel piezométrico, 243
 Niveles máximos de contaminante (MCLS), 299-300, 385
 Normas Ambientales Nacionales de Calidad del Aire (NAAQS), 385-387, 392, 398, 405
 Normas Mercurio de Calidad del aire (Agencia de Protección Ambiental), 385
 NO_x Budget Trading Program (NBP), 389
 NO_x termal, 447-448
 Número de Avogadro, 53, 55
 Números atómicos, 53, 81, 713-714
 Nutrientes,
 como contaminantes del agua, 196-198
 en pilas de compost, 678-679
 explicación de los, 196

O

O'Connor y Dobbins, relación de, 228
 Objetivo de nivel máximo de contaminante (MCLG), 297-298
 Océanos,
 acidificación y, 589-590
 cambio climático y, 589
 circulación termohalina y bomba biológica del carbono y, 593-594
 elevación del nivel del mar y, 590-593
 Organismos indicadores, 300
 Organización Mundial de la Salud (OMS), 415-416
 Organoclorados, 202-203
 Organofosforados, 203
 Oscilaciones de Milankovitch, 529
 Ósmosis inversa, 360
 Otto Nicholas, 421
 Oxidación-reducción, reacciones de, 362-363
 Óxido nítrico (NO), 397, 398
 Óxido nítrico (N₂O) como gas de invernadero, 557-558

- Óxidos de azufre,
deposición ácida y, 410
efectos sobre la salud, 410-412
explicación de, 384, 409
- Óxidos de nitrógeno (NO_x),
combustible, 384, 397
control de, 447-448
motores diesel y, 426
niebla fotoquímica y, 398-404
- Oxígeno disuelto (OD),
contaminación térmica y, 200
en ríos, 221
explicación del, 195-196
valor de saturación del, 223-224, 227-228
- Oxígeno, déficit de,
análisis del, 225, 226
explicación del, 223
inicial, 225
- Oxígeno, demanda de,
bioquímica, 55, 210-220
nitrificación y, 219-220
química, 196, 220
teórica, 55, 220
- Oxígeno. *Véase también* Oxígeno disuelto (OD),
en pilas de compost, 679
solubilidad del, 69
- Ozono (O₃),
a nivel del suelo, 385-386, 394
como gas de invernadero, 562-563
estándares de emisión del, 385-386
estratosférico (*véase también* Ozono estratosférico),
594-608
fotólisis del, 61
niebla fotoquímica y, 384, 398-404
- P**
- Parafinas, 77
- Paraquat, 204
- Partículas beta, 82
- Partículas en suspensión (PM),
como contaminantes atmosféricos, 385-386
control de, 449-453
diesel, 426
efectos sobre la salud de, 407-409
explicación de, 404-405
tamaño y composición química de, 405-407
- Partículas en suspensión (SPM), 415-416
- Partículas esféricas, 406
- Patógenos,
en aguas superficiales, 208
en el agua, 192-195
excretados en heces humanas, 192, 193
- PCB. *Véase* Policlorobifenilos
- Perfluorocarbonos (PFC). *Véase también*
Halocarbonos, 559
- Perfluorocarboxilatos (PFCA), 206
- Persistencia de bioacumuladores químicos tóxicos
(PBT), 414
- Pesca,
compuestos de disrupción endocrina y, 205-206
contaminación térmica y, 200
recogida de, 112-113
- Peso atómico/masa atómica, 81
- Peso molecular/masa molecular, 53
- Pesos atómicos, 53, 713-714
- Pesos equivalentes,
explicación de los, 316
tabla de, 317
- Pesticidas,
biodegradables, 204
carbamatos, 203
explicación de los, 202
exposición en interiores a los, 496
organoclorados, 202-203
organofosforados, 203
- pH,
de las aguas residuales, 72
de las pilas de compost, 678
de los océanos, 589
del agua de lluvia, 74-75
escala de, 63
- Photochemical assessment monitoring stations (PAM)
(estaciones que monitorizan la evolución
fotoquímica), 392
- Pirámide de población, 118-120
explicación de la, 117-120
previsión de población basada en la, 124
- Planck, ley de,
explicación de la, 38-39
- Planes de Aplicación en los Estados (SIP), 385
- Planificación de micro rutas, 659
- Plantas que queman carbón,
controles de precombustión en, 445
emisiones, 388-390, 475-476, 496
explicación de, 443-444, 445
- Plásticos,
espumosos, 562
reciclado de los, 650-652
- Plumas en las aguas subterráneas,
control de las, 265-266
explicación de las, 251
- Plutonio, 85
- Población estable, 119
- Población estacionaria, 119

Población, crecimiento de la,
 en el mundo antiguo, 97-98
 estadísticas de, 117
 humana, 111, 112, 113-126
 logística, 109-111
 máximo rendimiento sostenible y, 111-113
 pirámide de población y, 117-120
 utilización del agua y, 188-190
Población, momentum de la, 125-126
Policlorobifenilos, 268
Polímeros, 650
Política y destrucción de la capa de ozono, 606-608
Políticas de Prevención del Deterioro Significativo (PSD), 388, 467
Polvo, 405
Porosidad del suelo, 243-244
Potencia,
 explicación de la, 23
 factores de conversión de la, 712
Potencial de calentamiento global (GWP),
 cálculo del, 572-573
 explicación del, 572, 641
 potencial de destrucción del ozono y, 603
 relativo al dióxido de carbono, 573-578
Potencial de destrucción del ozono (ODP), 603
Potencial eléctrico, 686
Pozos artesianos surgentes, 243
Precipitación,
 explicación de la, 66-67
 química, 361-362
Precipitadores electrostáticos, 449-452
Presión, factores de conversión de la, 711
Primera ley de la termodinámica,
 aplicaciones que se usan, 25-29, 56-57
 ecuaciones de balance de energía y, 22
 explicación de, 23-26
Principales causas de muerte, 137-139
Problema de mezcla de corrientes, 9-10
Procedimiento Federal de Test (FTP), 418
Proceso Bayer, 654
Proceso de intercambio iónico, 323, 326, 360
Proceso Hall-Heroult, 654
Procesos de membrana, 326-329
Procesos industriales, emisiones de carbono de, 545
Productos,
 ciclo de vida de los, 637
 de combustión incompleta (PIC), 367
 reciclado de, 637, 646-657, 673-676
 verdes, diseño de, 631-634
Profundidad de mezcla, 467
Programa Ambiental de Naciones Unidas (UNEP), 415, 520, 578

Propelentes de aerosoles, 561-562
Protocolo de Montreal sobre sustancias que destruyen la capa de ozono, 520, 561-562, 603, 606
Protones, 62
Proyecto Europeo de Perforación de Testigos de Hielo en la Antártida (EPICA), 525

Q

Química
 nuclear, 81-84
 orgánica, 75-81

R

Rad, 84
Radiación,
 alfa, 82
 beta, 82
 de onda corta, 533
 de onda larga, 533
 del cuerpo negro, 537
 efecto invernadero y , 534-536
 explicación de la, 81-82
 exposición a la, 82-83
 formas de, 82
 gamma, 82
 térmica, 533
 ultravioleta, 520
Radiación ultravioleta (UV),
 efectos de la exposición a la, 520, 597, 604-606
 oxidación, 363-364
 ozono estratosférico y, 594-597, 604-606
Radiactividad, 81
Radicales, 77
 libres, 401
 OH, 401, 402, 409
Radioisótopos,
 en el agua potable, 300
 explicación de los, 81-82
Radón,
 asociaciones peligrosas con, 492-493
 como contaminante interior, 491-492, 504
 efectos sobre la salud, 492-493
 métodos de reducción, 493-494
Rayos gamma, 82
Reacciones ácido-base,
 explicación de las, 62-66
 importancia de las, 62-66
Reacciones exotérmicas, 57
Reacciones fotoquímicas, 596
Reacciones heterogéneas, 600

- Reacciones homogéneas, 600
- Reactor *Batch* Completamente Mezclado (CMBR), 10
- Reactor de tanques de agitación continua,
 balance de masas en el, 310
 desinfección y, 314-315
 explicación del, 13-14, 17, 309
 respuesta en función escalón y, 18, 20
- Reactor tapón de flujo (PFR), 14, 17
- Reactores nucleares, 85-87
- Recarbonatación, 326
- Reciclado,
 créditos de carbono y, 675-676
 de escombros de la construcción y demolición,
 656-657
 de los envases de vidrio, 652-653
 de los metales, 656
 de los plásticos, 650-652
 de residuos mezclados, 671
 del aluminio, 653-655
 del papel y cartón, 649-650
 diseño del, 633
 economía del, 673-675
 ejemplo de, 642-644
 explicación del, 637, 646-647
- Reciclaje de envases de vidrio, 652-653
- Reciclaje del aluminio, 647-648, 653-655
- Recogida,
 de residuos sólidos urbanos, 658-659
 economía de la, 663-665
- Reconstrucción, 637
- Recubrimiento de membrana flexible (FML), 370
- Recuperación de materiales, 627
- Recursos de minerales, 104
- Recursos, consumo de,
 curva simétrica de producción y, 105-108
 explicación del, 102
 tasas de producción exponencial y, 102-105
- Reducción catalítica selectiva (SCR), 448
- Reducción de la demanda, 587
- Refrigeración de centrales eléctricas, uso del agua y,
 190-191
- Refrigeración de circuito abierto, 32
- Refrigerantes, 561
- Relaciones carbono a nitrógeno, 679
- Rem, 84
- Rendimiento,
 de Carnot, 34
 de destrucción y eliminación, 366
 de filtrado, 311
 de la distribución, 634
 de la producción, 311
 intensidad de carbono y, 549
 máximo sostenible, 111-113
- Reservas de minerales, 104
- Residuos demandantes de oxígeno,
 aireación y, 223-225
 curva en comba del oxígeno y, 225-230
 desoxigenación y, 221-223
 explicación de los, 195-196, 221
- Residuos mezclados, 671-673
- Residuos peligrosos,
 explicación de los, 346-347, 624
 generados por empresas e industrias, 347-348
 legislación reguladora de los, 346, 348-356, 624
 reducción de los, 352-353
- Residuos sólidos,
 explicación de los, 626
 generalidades de los, 624
 legislación relativa a los, 624-625
 urbanos, 624, 626-628
- Residuos sólidos urbanos (RSU). *Véase también*
 Vertederos; Residuos sólidos; Gestión de
 residuos sólidos
 cenizas de incineradora de, 690
 composición de los, 683
 contenido de energía de los, 680-684
 en determinados países, 631
 estaciones de transferencia para los, 665-668
 estadísticas respecto de los, 624, 627, 628
 explicación de los, 626-627
 generación y recuperación de materiales en los, 648
 gestión de los, 629, 630
 metales tóxicos en los, 632
 potencial de generación eléctrica de los, 686
 recogida de, 658-659
- Respiratorio, aparato, 407-409
- Responsabilidad solidaria, 355
- Restricciones al vertido en tierra, 368
- Retardo, de contaminantes, 253-254
- Retardo, factor de, 253
- Retroalimentación de las nubes, 566-567
- Retroalimentación por gradiente vertical de
 temperatura, 567
- Retroalimentación por, 566
- Reutilización de productos, 637
- Reynolds, número de, 304
- Riesgo,
 atribuible, 152
 percepción de, 140-141
 perspectivas de, 137-140
 relativo, 152
- Ríos,
 aireación en los, 223-225
 curva en comba del oxígeno y, 225-230

desoxigenación en los, 221-223
 Roentgen, 84
 Rowland, F. Sherwood, 601

S

Sales, como contaminantes del agua, 198-200
 Scabia, 193
 Schwabe, Heinrich, 530
 Secuestro, 587
 Sedimentación, 208
 como método de tratamiento, 357-358
 eliminación de la, 306-307
 explicación de la, 303-306
 Segunda ley de la termodinámica,
 explicación de, 29-32
 interpretación de, 23
 Selenio, 200
 Sensibilidad climática,
 con retroalimentación, 567-569
 factores de, 553-554, 565-569
 valores del IPCC de, 583
 Sensible al calor, 26
 Separación del amoníaco, 70-72
 Separador por corrientes de Foucault, 670
 Separadores magnéticos, 672-673
 Simétricas, curvas de producción, 105-108
 Síndrome del edificio enfermo, 488
 Sistema *cap and trade* (límite máximo y comercio),
 389
 Sistema Consuetudinario de los EE.UU. (USCS), 2
 Sistema de concesión de dióxido de azufre, 389
 Sistema del carbonato, 72-75
 Sistema Internacional de Unidades (SI), 2
 Sistema Nacional de Eliminación de Vertidos
 Contaminantes (NPDES), 295
 Sistemas abiertos, 23
 Sistemas *batch*, 10-13
 Sistemas cerrados, 23
 Sistemas combinados de calor y energía (CHP),
 453-454
 Sistemas de crecimiento híbrido (suspendido/en
 película fija), 342-343
 Sistemas de estado estable,
 con contaminantes que no se conservan, 13-18
 conservativo, 8-10
 Sistemas de extracción de vapor del suelo, 271-273
 Sistemas de inyección de aire, 273
 Sistemas de recorrido directo, 660-662
 Sistemas de tratamiento de aguas. *Véase también* Agua
 potable
 Snow, John, 192

ablandamiento y, 322-326
 coagulación y floculación, 307-311
 desinfección y, 312-315
 dureza y alcalinidad y, 316-322
 filtración y, 311-312
 pasos en los, 302-303
 procesos de membrana y, 326-329
 sedimentación y, 303-307
 Sólidos disueltos totales (TDS), 198-199, 329
 Sólidos suspendidos (SS), 329
 Sólidos volátiles (VS), 333
 Sólidos volátiles suspendidos (VSS), 333
 Solubilidad,
 de gases en agua, 68-72
 del flúor, 67-68
 del oxígeno en agua, 69
 producto de, 62, 66-68
 Soluciones ácidas, 63-64
 Stefan-Boltzmann, constante, 532, 566
 Stefan-Boltzmann, ecuación, 566
 Stefan-Boltzmann, ley de la radiación, 566
 Streeter-Phelps, curva en comba del oxígeno de,
 227-228
 Streeter-Phelps, ecuación del oxígeno de, 225
 Subproductos de desinfectantes, 299, 313
 Suelos,
 acumulación de sales en los, 198-200
 porosidad de los, 243
 Sulfatos, aerosoles de, 600
 Suministro Federal de Energía y el Acto de
 Coordinación de 1974, 417
 Superfund. *Véase* Ley de Respuesta Ambiental,
 Compensación y Responsabilidad (CERCLA)
 Sustancia tóxica, 142-144
 Sustancias de limpieza en seco, 496, 497-498
 Sustancias destructoras del ozono (ODS),
 categorías de, 607
 estándares de emisión de las, 390
 Sustancias peligrosas, 348
 Sustancias que agotan el ozono (ODS) emisiones
 estándar para, 390
 Sustitución, nivel de fecundidad de, 114-115
 Syngas, 446-447

T

Tablas de vida, 122
 Tambor, 671
 Tasa bruta de mortalidad, 97-98, 116
 Tasa bruta de natalidad, 113, 116
 Tasa de acumulación, función de, 7-8
 Tasa de desbordamiento, 306

- Tasa de filtración eficaz, 311
 Tasa de generación, orden cero, 11
 Tasa de lapso adiabático saturada, 457-458
 Tasa de lapso adiabático seco, 457-458
 Tasa de lapso ambiental, 458
 Tasa de mortalidad infantil, 115-116
 Tasa de probabilidad, 152
 Tasa de reacción,
 de orden cero, 11
 de primer orden, 12
 de segundo orden, 12, 13
 explicación de, 10-11
 negativa o positiva, 8
 Tasa de Reducción de Emisiones Lograble (LAER), 388
 Tasa exponencial de producción de recursos, 102-105
 Tasas de crecimiento desglosadas, 100-101
 Tasas de reacción de orden cero, 11
 Tasas específicas de fecundidad, 123
 Tasas exponenciales de producción de recursos, 102-105
 TCE. *Véase* Tricloroetileno
 Técnicas de recuperación de aguas subterráneas,
 barreras reactivas permeables, 275-276
 biorrecuperación in situ, 273-275
 bombeo y tratamiento convencional, 270-271
 extracción de vapor del suelo, 271-273
 misceláneos, 276-277
 Técnicas de tratamiento del agua potable, 297
 Tecnología de control máxima lograda (MACT), 390
 Tecnología de la desulfurización de los gases (FSD), 448-449
 Temperatura. *Véase también* Temperatura global,
 de equilibrio y real, 554-555
 energía para elevar, 24
 global reciente, 526-529
 isótopos y, 523-525
 Temperatura de equilibrio, 554-555
 Temperatura global. *Véase también* Efecto
 invernadero,
 efecto invernadero y, 533-536
 explicación de la, 523
 interferencia antropogénica peligrosa y, 584-586
 isótopos y, 523-525
 modelo simple de la, 531-533
 reciente, 525-529
 simulaciones de promedio, 583-584
 testigos de hielo de Groenlandia y la Antártida y,
 525-526
 variaciones orbitales y manchas solares y, 529-530
 Temperatura real, 554-555
 Teoría de la fuerza vital, 76
 Teoría predominante en carcinogénesis, 149
 Teratógenos, 146
 Termoclina, 235
 Termodinámica,
 primera ley de, 22-29, 56-57
 segunda ley, 23, 29-34
 Termohalina, circulación, 593-594
 Termoplásticos, 650
 Termosfera, 521
 Test de toxicidad, 148-151
 Testigos de hielo de Groenlandia, 525-526, 585
 Testigos de hielo,
 de la Antártida y de Groenlandia, 525-526
 el deuterio en los, 524
 Tetracloroetileno, 254-255, 496
 Tetracloruro de carbono (TCC), 205, 254, 255, 607
 Tetraetilplomo, 412
 Tiempo de duplicación, 96-99
 Tiempo de retención de células, 338, 339
 Tiempo de retención de sólidos (SRT), 338
 Tierra, la,
 atmósfera de, 521-522
 reservas de agua en, 188
 variaciones orbitales de, 529-530
 Tifus, 193, 195
 Toma diaria aceptable (ADI), 163
 Toma diaria crónica (CDI), 159-162
 Tonelada, 56
 Total de Compuestos Orgánicos No Metano (TNMOC), 398
 Toxicidad,
 aguda, 144-146
 cancerígenos seleccionados, 158
 Trabajos de tratamiento de propiedad pública (POTW), 329-330
 Tracoma, 193
 Transesterificación, 433
 Transición demográfica, 116
 Transportador atlántico, 593
 Transporte de contaminantes,
 dispersión y difusión y, 252
 retardo y, 253-254
 Tratamiento de crecimiento en película fija,
 contactores biológicos rotativos y, 342
 explicación del, 333, 341
 filtros de goteo, 341-342
 Tratamiento de las aguas residuales,
 cinética microbiana, 333-337
 crecimiento en película fija como, 341-342
 crecimiento híbrido suspendido/en película fija,
 342-343
 crecimiento suspendido, 337-341
 eliminación de nutrientes, 345-346
 generalidades, 294-296, 329-330

lodos, 343-344
 primario, 329, 331-332
 secundario, 329, 332-333
Tratamiento de lodos, 343-344
Tratamiento de residuos acuosos, 365
Tratamiento de residuos peligrosos,
 biológico, 365
 físico, 357-361
 por incineración, 366-367
 químico, 361-364
 vista general del, 356-357
Tratamiento por crecimiento suspendido,
 biorreactores de membrana y, 339-340
 explicación del, 333, 337
 lagunas de aireación, estanques de oxidación y,
 340-341
 lodos activados y, 337-339
Tricloroetileno (TCE), 79, 204, 269-270
Tricloropropano, 78
Trihalometanos (THM), 313
Trióxido de azufre (SO₃), 409
Trituradoras, 671-672
Tropopausa, 522
Troposfera,
 explicación de la, 521, 522, 563
 vapor de agua y nubes en la, 566-567

U

Unidad térmica británica (Btu), 24
Unidades de masa atómica, 53
Unidades de medida,
 factores de conversión de, 709-712
 gases, 5-7
 generalidades, 2
 líquidos, 3-4

V

Valores de saturación, 69
Vapor de agua, 534-566
Vaporización,
 calor latente de, 26-27
 de la gasolina, 428
 del agua, 186
Variaciones orbitales de la Tierra, 529-530
Vasos de poliestireno, 638-640
Véase Clorofluorocarbonos (CFC)
Vehículos de células de combustible (FCV), 438-440
Vehículos de combustible flexible (FFV), 430
Vehículos de doble combustible, 430
Vehículos eléctricos (EV), 438, 440-441
Vehículos eléctricos híbridos y enchufables (PHEV),
 436-437, 440-441

Vehículos híbridos eléctricos (HEVs), 435, 436
Velocidad crítica de sedimentación, 306
Velocidad de crecimiento de masa microbiana, 333
Velocidad de Darcy, 250-251
Velocidad de filtración/superficial, 311
Velocidad de filtrado, 250, 311
Velocidad lineal, factores de conversión de, 710
Velocidades de lapso adiabático,
 explicación de, 455-458
 plumas de chimenea, 467
Velocidades superficiales, 311
Ventana de radiación atmosférica, 534
Ventilación, 498-501
 con recuperación de calor (HRV), 500-501
 forzada, 498
 natural, 498
 positiva del cárter (PCV), 424
Venus, 534
Vertederos,
 construcción y operación de, 691-694
 descomposición en, 694-698
 explicación de los, 368, 370, 690-691
 metano en, 555, 696-698
Vertido en tierra,
 estanques superficiales como, 371
 explicación del, 368-369
 inyección subterránea como, 370-371
 vertederos como, 368, 370
Vida media,
 de los contaminantes, 169-170
 del radón, 100
 explicación de la, 83, 85, 99-100
Volumen,
 de un gas ideal, 5-6
 factores de conversión de, 710
Vértice polar, 600

W

Watt, James, 23
Wohler, Friedrich, 75-76

Y

Younger Dryas, 594

Z

Zona afótica, 231
Zona disfótica, 231
Zona eufótica, 231
Zona insaturada, 242
Zona saturada, 242