

Basándose solamente en los costes de transporte, determine la localización más económica para la estación de transferencia 4 (T_4 o T_5). Suponga que el tiempo de transporte en horas por viaje se da con la expresión $[0,08 \text{ h/viaje} + 0,015 \text{ h/km} (x)]$, donde x es la distancia de transporte de ida y vuelta en millas por viaje, y el coste de transporte es 25 \$/h.

- 10.14. Una vez recogidos, ¿cómo se transportan los residuos peligrosos domésticos y otros de su comunidad a instalaciones de tratamiento o evacuación? ¿Cuál es su valoración acerca de los sistemas actualmente utilizados? ¿Puede sugerir algunas mejoras?
- 10.15. A finales de los años sesenta y principios de los setenta se escribía mucho acerca del uso de técnicas, como la simulación entre otras, desde el campo de la investigación de operaciones para optimizar la localización de estaciones de transferencia. Basándose en el repaso de uno o dos artículos de esa época (1965 a 1975), y en otras informaciones pertinentes, prepare un análisis señalando por qué no se han adoptado las técnicas propuestas durante ese período para la localización de estaciones de transferencia.

10.7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- GOLDEN, B.; BROWN; DOYLE, T., y STEWART, W., Jr.: «Approximate Traveling Salesman Algorithms», *Applied Research*, vol. 23, núm. 3, pp. 694-711, 1980.
- HOLMES, J. R.: «Waste Management Options and Decisions», en J. R. Holmes (ed.), *Practical Waste Management*, John Wiley & Sons, Chichester, Inglaterra, 1983.
- PARKER, L., y OSTROM, A.: *Seattle's Road to Recovery: Garbage by Rail*, City of Seattle, 1990.
- REINFELD, N. V., y VOGEL, W. R.: *Mathematical Programming*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 1958.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, *Decision-Makers Guide to Solid Waste Management*, EPA/530-SW89-072, Washington, DC, noviembre 1989.

CAPITULO 11

Evacuación de residuos sólidos y rechazos

La evacuación segura y fiable, a largo plazo, de los residuos sólidos es un componente importante de la gestión integral de residuos. Los rechazos de los residuos sólidos son componentes de los residuos que no se reciclan, que quedan después del procesamiento en una instalación para la recuperación de materiales, o que quedan después de la recuperación de productos de conversión y/o energía. Históricamente, se han depositado los residuos sólidos en el suelo de la superficie terrestre o de los océanos. Aunque en Estados Unidos se abandonó oficialmente la evacuación de los RSU en los océanos en 1933, actualmente se considera que muchos de los residuos depositados hoy en día en vertederos o en el suelo podrían utilizarse como fertilizantes para incrementar la productividad en los océanos o en la tierra. También se piensa que la colocación de residuos en fosas oceánicas, donde se produce la succión tectónica, podría ser un método eficaz para la evacuación de residuos. No obstante, el vertido en tierra es el método más comúnmente utilizado para la evacuación de residuos. La evacuación de los rechazos procedentes de los residuos sólidos es el tema fundamental de este capítulo.

La planificación, el diseño y la operación de vertederos implica la aplicación de diversos principios científicos, ingenieriles y económicos. Los temas más importantes tratados en este capítulo incluyen: 1) descripción del método de vertido para la evacuación de residuos sólidos, incluyendo inquietudes ambientales y requisitos reglamentados; 2) descripción de los tipos de vertederos y métodos de vertido; 3) consideraciones en la localización de vertederos; 4) gestión de los gases del vertedero; 5) control del lixiviado en los vertederos; 6) control de aguas superficiales; 7) características estructurales y asentamiento.

tos de los vertederos; 8) supervisión de la calidad ambiental; 9) diseño y trazado preliminar de vertederos; 10) desarrollo de un plan de explotación de vertederos; 11) clausura y mantenimiento postclausura de vertederos, y 12) cálculos en el diseño de vertederos. En la sección final de este Capítulo se han agrupado algunos ejemplos de cálculos en el diseño de vertederos. En el texto se hará referencia a problemas ejemplares específicos cuando se considere apropiado. En el Capítulo 16 se hace una exposición sobre la política y las normativas de gestión para la clausura y el mantenimiento postclausura de vertederos.

11.1 EL VERTEDERO COMO METODO DE EVACUACION DE RESIDUOS SOLIDOS

Históricamente, los vertederos han sido el método más económico y ambientalmente más aceptable para la evacuación de residuos sólidos en Estados Unidos y en todo el mundo. Incluso con la implantación de la reducción de residuos, del reciclaje y de las tecnologías de transformación, la evacuación en vertederos de los rechazos procedentes de los residuos sólidos sigue siendo un componente importante dentro de una estrategia para la gestión integral de residuos sólidos. La gestión de vertederos implica la planificación, diseño, explotación, clausura y control postclausura de vertederos. Los propósitos de esta sección son: 1) introducir al lector en los temas de procesos de vertido, 2) repasar las principales reacciones que se producen en los vertederos, 3) identificar las inquietudes ambientales asociadas a los vertederos, y 4) repasar brevemente algunas de las normativas federales y estatales que regulan la evacuación de residuos sólidos en vertederos. Más adelante en este capítulo, se examinan de una forma más amplia muchos de los temas introducidos en esta sección.

Método vertedero

El propósito de la exposición siguiente es introducir al lector en el tema del vertido de residuos sólidos mediante 1) la definición de algunos términos que son comúnmente utilizados cuando se trata el vertido de residuos sólidos, 2) el repaso de operaciones y procesos, 3) la descripción de la vida de un vertedero, y 4) el repaso de algunas de las reacciones que se producen en los vertederos.

Definición de términos. *Vertederos* son las instalaciones físicas utilizadas para la evacuación, en los suelos de la superficie de la tierra, de los rechazos procedentes de los residuos sólidos. En el pasado, el término «vertedero sanitario controlado» se utilizaba para denominar un vertedero en el que se cubrían los residuos puestos en el vertedero al finalizar cada día de operación. Actualmente, *vertedero sanitario controlado* se refiere a una instalación inge-

nieril para la evacuación de RSU, diseñada y explotada para minimizar los impactos ambientales y sobre la salud pública (ver Figura 11.1). Los vertederos para la evacuación de residuos peligrosos son conocidos como *vertederos de seguridad*. Un vertedero sanitario controlado a veces se identifica como una *unidad para la gestión de residuos sólidos*. *Vertido* es el proceso mediante el cual se depositan los residuos sólidos en un vertedero. El vertido incluye la supervisión del flujo de residuos entrante, la colocación y compactación de los residuos, y la implantación de instalaciones para el control y la supervisión ambiental.



FIGURA 11.1
Vistas de un vertedero funcionando.

El término *celda* se utiliza para describir el volumen de material depositado en un vertedero durante un período de explotación, normalmente un día (ver Figura 11.2). Una celda incluye: los residuos sólidos depositados y la materia de cobertura. La *cubrición diaria* normalmente consiste en 15 o hasta 30 cm de suelo natural o materiales alternativos, como compost, que se aplican a los frentes de trabajo del vertedero al final de cada período de operación. Los objetivos de la cubrición diaria son: controlar el vuelo de materiales residuales; prevenir la entrada o salida del vertedero de vectores sanitarios, tales como ratas, moscas y otros, y controlar durante la operación la entrada de agua en el vertedero.

El *nivel* es una capa completa de celdas sobre una zona activa del vertedero (ver Figura 11.2). Normalmente, los vertederos se conforman en una serie de niveles. La *berma* (o *terrazza*) se utiliza frecuentemente cuando la altura del vertedero excede de 125 cm a 2 m. Las bermas se utilizan para mantener la estabilidad de la pendiente del vertedero, para la localización de canales para el drenaje del agua superficial, y para la localización de tuberías destinadas a la recuperación del gas de vertedero. El *nivel final* incluye la capa de cubrición. *Capa final de cubrición* se aplica a toda la superficie del vertedero después de concluir todas las operaciones de vertido. La cubrición final normalmente consiste en múltiples capas de tierra y/o materiales como geomembranas diseñadas para facilitar el drenaje superficial, interceptar aguas filtrantes y soportar la vegetación superficial.

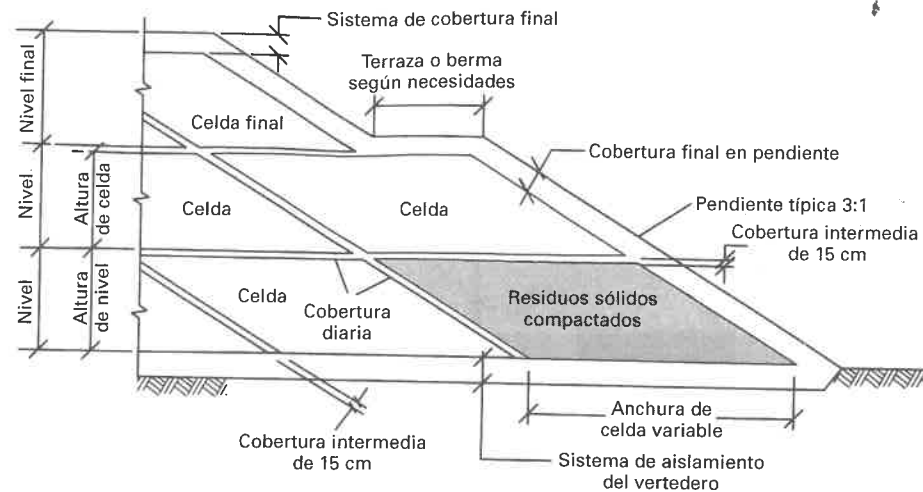


FIGURA 11.2

Vista en sección de un vertedero sanitario controlado.

El líquido que se acumula en el fondo de un vertedero se conoce como *lixiviado*. En vertederos profundos, frecuentemente se recoge el lixiviado en puntos intermedios. En general el lixiviado es el resultado de la precipitación, de la escorrentía no controlada y del agua de irrigación que entra en el vertedero. El lixiviado también puede incluir aguas inicialmente contenidas en los residuos, así como aquellas procedentes de aguas subterráneas que se infiltran. El lixiviado contiene diversos constituyentes derivados de la solubilización de los materiales depositados en el vertedero y de los productos de reacciones químicas y bioquímicas que se producen dentro del vertedero.

Gas de vertedero es la mezcla de los gases que se encuentran dentro de un vertedero. La mayor parte del gas de vertedero está formado por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), productos principales de la descomposición anaerobia de la fracción orgánica biodegradable de los RSU en el vertedero. Otros componentes del vertedero son nitrógeno y oxígeno atmosféricos, amoníaco y compuestos orgánicos en cantidades traza.

Recubrimientos de vertedero son materiales (naturales y fabricados) que se utilizan para recubrir el fondo y las superficies laterales del vertedero. Los recubrimientos suelen estar formados por capas de arcilla compactadas y/o geomembranas diseñados para prevenir la migración del lixiviado y del gas de vertedero. Las instalaciones para el control del vertedero incluyen recubrimientos, sistemas para la recogida y extracción del lixiviado, sistemas de extracción y recogida del gas de vertedero, y capas diarias y finales de cubrición.

La *supervisión ambiental* implica actividades, asociadas con la recogida y el análisis de muestras de agua y de aire, que se utilizan para supervisar el movimiento de los gases y del lixiviado del vertedero en la zona de vertido. *Clausura de vertedero* es el término utilizado para describir los pasos que se deben seguir para cerrar y asegurar la zona del vertedero una vez completada

la operación de relleno. Mantenimiento *postclausura* se refiere a las actividades asociadas con la supervisión y mantenimiento a largo plazo del vertedero completado (normalmente 30 a 50 años).

Exposición general de la planificación, diseño y explotación de vertederos. En la Figura 11.3 se identifican los elementos principales que se deben considerar en la planificación, diseño y explotación de vertederos, que incluyen: 1) trazado y diseño de vertederos; 2) explotación y gestión de vertederos; 3) reacciones que se producen en los vertederos; 4) gestión de gases de vertedero; 5) gestión del lixiviado; 6) supervisión ambiental, y 7) clausura del vertedero y mantenimiento *postclausura*. Se considera cada uno de los elementos más ampliamente en este capítulo.

Vida de un vertedero moderno. La siguiente descripción de la vida de un vertedero moderno es genérica. Los detalles específicos de explotación variarán según el tipo de material que se vierte y según la configuración del vertedero. En la Sección 11.2 se presentan los tipos y configuraciones de vertederos, donde se resaltan algunas desviaciones significativas del esquema genérico de explotación. En la Figura 11.4 se ilustra el desarrollo de un vertedero moderno.

Preparación de la zona de vertido. El primer paso en el proceso implica la preparación de la zona para la construcción del vertedero. Se debe modificar el drenaje existente para canalizar la escorrentía fuera de la zona elegida para el vertedero. La recanalización del drenaje natural es particularmente importante para los vertederos tipo barranco, donde puede drenarse a través de la zona una importante cuenca. Además, el drenaje natural debe modificarse para canalizar el agua fuera de la zona inicial de relleno. Otras tareas de preparación incluyen la construcción de carreteras de acceso y de instalaciones de pesaje, además de la instalación de vallas.

El siguiente paso en el desarrollo de un vertedero es la excavación y preparación del fondo del vertedero y de las superficies laterales. Los vertederos modernos normalmente se construyen en secciones. El trabajo por secciones permite, en cualquier momento, la exposición a la precipitación de solamente una pequeña parte de la superficie no protegida del vertedero. Además las excavaciones se llevan a cabo gradualmente, no preparando todo el fondo del vertedero en una sola vez. Se puede almacenar el material excavado sobre el suelo no excavado cerca de la zona activa, minimizándose así el problema de la precipitación que pueda acumularse en la excavación. Cuando se recubre de una sola vez todo el fondo del vertedero, se debe hacer provisión para separar la escorrentía de aguas de tormenta fuera de la porción del vertedero que está siendo utilizada.

Para minimizar costes, es deseable conseguir en el mismo lugar los materiales de cubrición de la zona del vertedero. La zona de trabajo inicial del vertedero se excava hasta la profundidad diseñada, y se almacena el material excavado para su utilización posterior. La zona aireada (zona entre la superficie del suelo y las aguas subterráneas permanentes) y el equipamiento para supervisar las aguas subterráneas se instala antes de colocar el recubrimiento

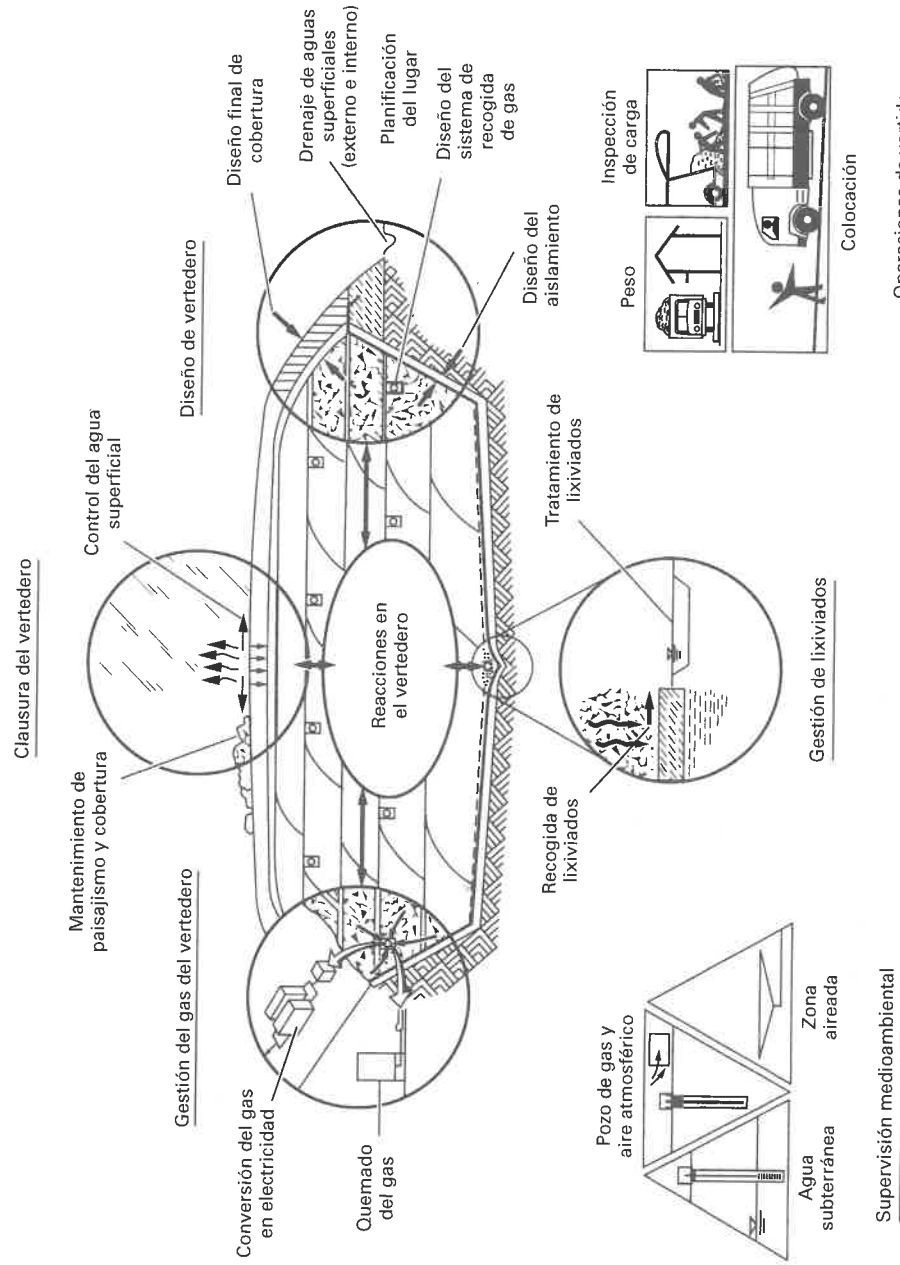


FIGURA 11.3 Esquema de operaciones y procesos en vertederos.

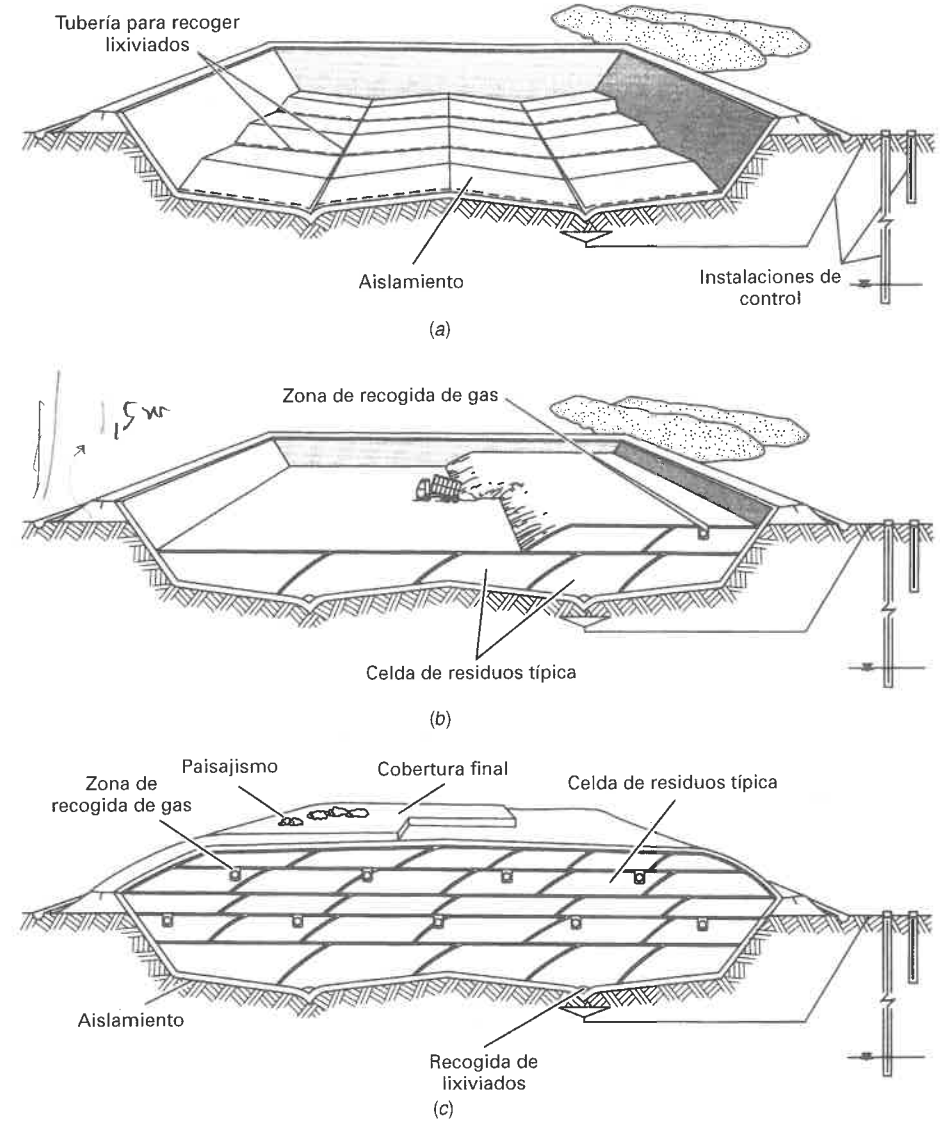


FIGURA 11.4 Desarrollo y clausura de un vertedero de residuos sólidos: (a) excavación e implantación del recubrimiento del vertedero, (b) vertido de residuos sólidos en el vertedero, y (c) sección del vertedero clausurado.

del vertedero. El fondo del vertedero se prepara para proporcionar drenaje para el lixiviado y se instala un recubrimiento de baja permeabilidad (ver Figura 11.5). Las instalaciones para la recogida y extracción del lixiviado se localizan dentro o encima del recubrimiento. Normalmente, el recubrimiento se extiende por las paredes excavadas en los laterales del vertedero.

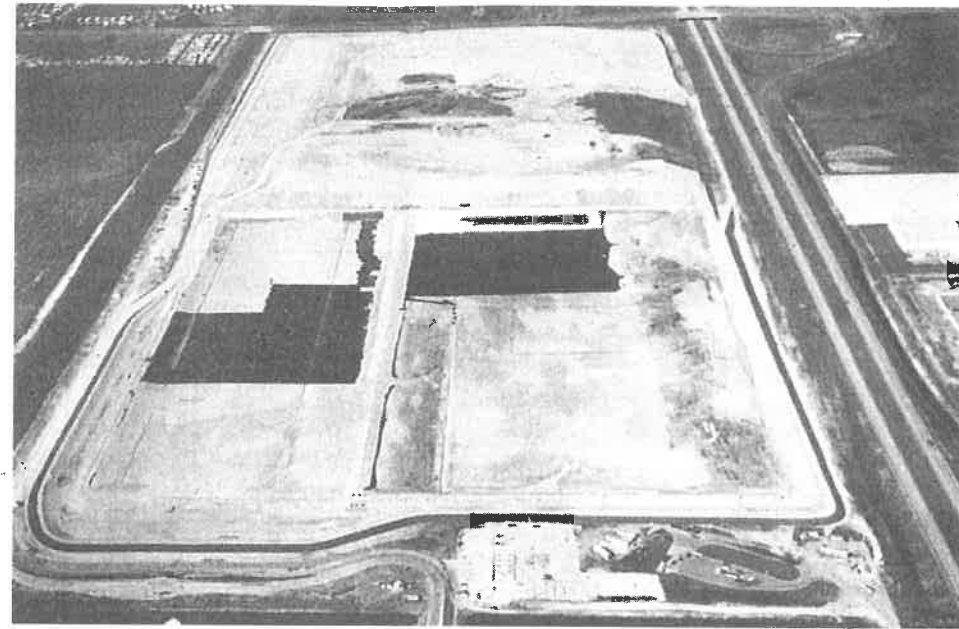


FIGURA 11.5

Vista aérea de un vertedero tipo área. En la parte frontal de la zona del vertedero se está colocando un recubrimiento de geomembrana (primer plano). (Cortesía de Brown and Caldwell Consultants.)

Pueden instalarse zanjas horizontales para la recuperación del gas en el fondo del vertedero, particularmente si se piensa que van a ser problemáticas las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV) procedentes de los residuos recientemente colocados. Para minimizar el escape de COV, se aplica un vacío y el aire se aspira a través de las áreas ya utilizadas del vertedero. El gas que se separa tiene que quemarse en condiciones controladas para destruir los COV. Antes de empezar el relleno, se construye una berma de suelo en el lado a favor del viento dentro de la zona planificada de relleno. La berma sirve como cortavientos para controlar el vuelo de materiales y también sirve para compactar contra ella los residuos. Para los vertederos excavados, la pared de excavación normalmente sirve como cara inicial de compactación.

Colocación de residuos. Una vez preparada la zona de vertido, el siguiente paso en el proceso implica la colocación de los residuos. Como se muestra en la Figura 11.4b, los residuos se colocan en celdas empezando a lo largo de la cara de compactación, y siguiendo hacia afuera y hacia arriba a partir de dicha cara. Los residuos depositados en cada período de operación, normalmente un día, forman una celda individual. Los residuos depositados por los vehículos de recogida y transferencia se esparcen en capas de 45-60 cm y se compactan. Las alturas normales de las celdas varían de 240 a 360 cm. La longitud del frente de trabajo varía con las condiciones de la zona y la magnitud de la

operación (ver Figura 11.1). El frente de trabajo es la zona del vertedero donde se descargan, colocan y compactan los residuos sólidos durante un período dado de operación. La anchura de la celda varía de 3 a 9 m, de nuevo según el diseño y la capacidad del vertedero. Se cubren todas las superficies externas de la celda con una delgada capa de tierra (15-30 cm) o con otro material apto, al final de cada período de operación.

Después de colocar uno o más niveles, pueden excavar zanjas horizontales para la recuperación de gas en las áreas ya completadas (ver Figura 11.3). Las zanjas excavadas se rellenan con grava, y se instalan en ellas tubos de plástico perforados. Se extrae el gas de vertedero a través de los tubos durante el período de tiempo que se esté produciendo el gas. Se colocan niveles sucesivos, uno encima de otro, hasta llegar al nivel final previsto en el proyecto. Según la profundidad del vertedero, se pueden colocar instalaciones adicionales para la recogida del lixiviado en distintos niveles. Se aplica una capa de cubrición a cada sección completa del vertedero. La cubrición final se diseña para minimizar la filtración de la precipitación atmosférica y para conducir el drenaje fuera de la sección activa del vertedero. Por otra parte, se hace una restauración de la cubrición para controlar la erosión. En este momento se pueden instalar chimeneas verticales para la extracción del gas, y éste puede quemarse en una antorcha o en instalaciones para recuperación de energía, según lo que se considere apropiado.

Se construyen, progresivamente y hacia afuera de las secciones ya completadas, secciones adicionales repitiendo los pasos de construcción anteriormente descritos. A medida que se descompongan los materiales orgánicos depositados en el vertedero se asentarán las secciones llenas. Las actividades de gestión de vertederos deben incluir el relleno y la recuperación de las superficies asentadas de los vertederos para mantener el drenaje y el grado final deseado. También deben extenderse y mantenerse los sistemas para el control del gas y del lixiviado. Cuando han finalizado todas las actividades asociadas con el relleno, se arregla la superficie y se mejora con la instalación de una cubrición final. Se restaura el lugar apropiadamente y se prepara para otros usos.

Gestión postclausura. La supervisión y mantenimiento del vertedero lleno debe continuar, según la ley, durante algún tiempo después de la clausura (30 a 50 años). Es de especial importancia que se mantenga y se arregle la superficie del vertedero para aumentar el drenaje, que se mantengan y operen los sistemas para el control del lixiviado y del gas, y que se supervise el sistema para la detección de posibles contaminaciones (ver Capítulo 16).

Reacciones que se producen en vertederos. Los residuos sólidos colocados en un vertedero sanitario controlado sufren simultáneamente algunos cambios biológicos, químicos y físicos que están interrelacionados y que se presentan en esta sección. En secciones subsiguientes dentro de este capítulo son consideradas con más amplio detalle algunas reacciones.

Reacciones biológicas. Las reacciones biológicas más importantes que se producen en los vertederos son aquellas que afectan a la materia orgánica de

los RSU, que evoluciona produciendo gas de vertedero y, eventualmente, líquidos. El proceso de descomposición biológica normalmente sucede aerobiamente durante un corto período de tiempo, inmediatamente después de la evacuación de los residuos, hasta que se agota el oxígeno inicialmente presente. Durante la descomposición aerobia el gas principal producido es CO_2 . Una vez consumido el oxígeno, la descomposición pasa a ser anaerobia y la materia orgánica se convierte en CO_2 , CH_4 , y cantidades traza de amoníaco y sulfuro de hidrógeno. También se producen un gran número de reacciones bioquímicas. Por el número de interrelaciones, es difícil determinar las condiciones que existen en cualquier vertedero o porción de vertedero para un momento dado.

Reacciones químicas. Las reacciones químicas más importantes que se producen dentro de un vertedero incluyen: 1) la disolución y arrastre en suspensión de los materiales de los residuos y de productos de conversión biológica en los líquidos que se filtran a través de los residuos; 2) la evaporación de compuestos químicos y de agua en el gas de vertedero; 3) la absorción de compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles en el material vertido; 4) la deshalogenación y descomposición de compuestos orgánicos, y 5) reacciones de oxidación-reducción que afectan a metales y a la solubilidad de las sales metálicas. La disolución en el lixiviado de productos de conversión biológica y de otros compuestos, particularmente compuestos orgánicos, es de especial importancia porque estos materiales pueden salir del vertedero con el lixiviado. Estos compuestos orgánicos, a continuación, pueden entrar en la atmósfera, bien a través del suelo (cuando el lixiviado ha salido de un vertedero sin revestimiento) o bien a través de instalaciones descubiertas para el tratamiento del lixiviado. Otras reacciones químicas importantes incluyen aquellas que se producen entre ciertos compuestos orgánicos y los revestimientos de arcilla, que pueden alterar la estructura y la permeabilidad del material de revestimiento. Las interrelaciones de las reacciones químicas que se producen dentro del vertedero no se conocen bien.

Reacciones físicas. Entre los cambios físicos más importantes que se producen en los vertederos están: la difusión lateral de los gases en el vertedero y la emisión de gases de vertedero al ambiente circundante; el movimiento del lixiviado dentro y hacia abajo del vertedero, a través del suelo, y el asentamiento causado por la consolidación y descomposición del material vertido. El movimiento y las emisiones de gas de vertedero necesitan una especial e importante consideración en la gestión de vertederos. Mientras se está produciendo gas dentro de un vertedero, la presión interna puede crecer, causando roturas en la cubrición del vertedero y, por lo tanto, escapes. El agua que entra en el vertedero a través de la cubrición rota puede aumentar la velocidad de producción del gas, causando todavía más roturas. El gas de vertedero que consiga escapar podría llevar al ambiente circundante oligocompuestos cancerígenos y teratogénicos. Como el gas de vertedero suele tener un alto contenido de metano, existe el peligro de combustión y/o explosión. Otra inquietud importante es la migración del lixiviado. Como el lixiviado migra hacia abajo, puede llevar compuestos y materiales hasta nuevos puntos donde puedan reaccionar con facilidad. El lixiviado se introduce en los poros de aire del vertedero, interfiriendo así en la migración del gas de vertedero.

Problemas ambientales en el vertido de residuos sólidos

Estos problemas están relacionados con: 1) el escape incontrolado de los gases del vertedero, que pueden migrar fuera del lugar y causar olores y otras condiciones potencialmente peligrosas; 2) el impacto de la descarga de los gases del vertedero sobre el efecto invernadero en la atmósfera; 3) la salida incontrolada del lixiviado, que puede migrar hacia aguas subterráneas o superficiales; 4) la reproducción de vectores sanitarios en vertederos incorrectamente gestionados, y 5) los impactos sobre la salud y el ambiente relacionados con el escape de gases en cantidades traza que surgen a partir de materiales peligrosos, que fueron colocados en el pasado dentro del vertedero. La finalidad del diseño y del funcionamiento de un vertedero moderno es eliminar o minimizar los impactos asociados a estos problemas (ver Figura 11.6).



FIGURA 11.6

Vistas de vertederos llenos: (a) Ciudad de Sacramento, CA, ciudad en el horizonte a una distancia de 30 manzanas, y (b) vertedero tipo área al lado de una zona residencial.

Normativas federales y estatales para vertederos

Cuando se planifica la ubicación de un nuevo vertedero, deben tenerse en cuenta las múltiples normativas federales y estatales que están en vigor para mejorar el rendimiento de los vertederos controlados. Los principales requisitos federales para los vertederos de residuos sólidos están contenidos en el Subtítulo D del Acta sobre Recuperación y Conservación de Recursos (RCRA), y en las Normativas sobre Criterios para la Clasificación de Instalaciones y Prácticas para la Evacuación de Residuos Sólidos de la EPA (40 CFR 258). La versión final de la Parte 258: Criterios para Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos (VRSU) se firmó el 11 de septiembre de 1991. Los subapartados de la Parte 258 tratan de los siguientes temas:

- Subapartado A: general.
- Subapartado B: restricciones de localización.
- Subapartado C: criterios de funcionamiento.
- Subapartado D: criterios de diseño.
- Subapartado E: supervisión de aguas subterráneas y acción correctora.
- Subapartado F: clausura y mantenimiento postclausura.
- Subapartado G: criterios para asegurar la financiación.

El Acta de Aire Limpio también contiene artículos que tratan sobre las emisiones gaseosas procedentes de vertederos. Además de las normativas federales, muchos estados han adoptado normativas para controlar el diseño, funcionamiento, clausura y mantenimiento a largo plazo de vertederos. En muchos casos, los estados han adoptado individualmente normativas que son más restrictivas que los requisitos federales. En el Capítulo 20 se tratan los permisos para vertederos.

11.2 CLASIFICACION DE VERTEDEROS, TIPOS Y METODOS

El propósito de esta sección es presentar al lector: 1) un sistema comúnmente utilizado para la clasificación de vertederos, 2) los distintos tipos de vertederos que se utilizan actualmente, y 3) los distintos métodos de vertido utilizados en diversas partes del país.

Clasificación de vertederos

Aunque se han propuesto a lo largo de los años algunos sistemas para la clasificación de vertederos, el sistema de clasificación adoptado en el estado de California en 1984 quizás sea el más ampliamente aceptado. En el sistema de California, presentado a continuación, se utilizan tres clasificaciones:

Clasificación	Tipo de residuo
I	Residuos peligrosos
II	Residuos singulares
III	Residuos sólidos urbanos

Los residuos designados son residuos no peligrosos que pueden emitir constituyentes en concentraciones que sobrepasan las normativas en vigor sobre calidad de agua, o son aquellos residuos que han sido clasificados como singulares por el Departamento de Estado de Servicios de Salud (DOHS). Hay que resaltar que este sistema de clasificación está enfocado principalmente hacia la protección de aguas superficiales y subterráneas, en vez de hacia la migración del gas de vertedero o hacia la calidad del aire.

Tipos de vertederos

Los principales tipos de vertederos pueden clasificarse como 1) vertederos convencionales para RSU no seleccionados, 2) vertederos para residuos triturados, y 3) monovertederos para residuos singulares o especiales. También se tratarán otros tipos de vertederos y operaciones de vertederos, incluyendo el reciclaje del lixiviado.

Vertederos para RSU no seleccionados. La mayoría de los vertederos en Estados Unidos se diseñan para RSU no seleccionados. En muchos de estos vertederos de clase III, también se aceptan cantidades limitadas de residuos industriales no peligrosos y de fangos de plantas para el tratamiento de aguas residuales. En muchos estados se aceptan fangos de plantas para el tratamiento de aguas residuales si están deshidratados hasta un contenido en sólidos del 51 por 100 o más. Por ejemplo, en California, la evacuación de fangos en vertederos para RSU está restringida a una relación de cinco partes de residuos sólidos por una parte de fangos en peso. Muchos municipios han adoptado limitaciones aún más restrictivas sobre la cantidad de fangos que se pueden aceptar.

En muchos casos, se utiliza el suelo natural como material de cubrición final e intermedio. Sin embargo, en lugares como Florida y New Jersey, donde la cantidad de suelo natural disponible para ser utilizado como cubrición intermedia es limitado, se emplean materiales alternativos, como compost producido a partir de RSU y residuos de jardín, espuma, alfombras y moquetas viejas, dragados y residuos de demolición. Para conseguir una mayor capacidad, en algunos lugares se están reutilizando vertederos clausurados o abandonados excavando el material descompuesto para recuperar los metales, y utilizando los restos descompuestos como cubrición diaria de los nuevos residuos. En algunos casos, los residuos descompuestos son excavados y almacenados, instalándose un revestimiento antes de reactivar el vertedero.

Vertederos para residuos sólidos triturados. Un método alternativo de vertido, que está probándose en varios lugares de Estados Unidos, es aquel que implica la trituración de los residuos sólidos antes de colocarlos en el vertedero. Los residuos triturados pueden colocarse en una densidad de hasta el 35 por 100 mayor que los residuos no triturados, y sin cubrición diaria, en las normativas de algunos estados. El vuelo de papeles, los olores, las moscas y las ratas no han causado problemas significativos. Como se pueden compactar los residuos triturados formando una superficie más apretada y uniforme, puede ser suficiente una pequeña cantidad de suelo u otro material de cubrición para controlar la infiltración de agua durante la operación de relleno.

Las desventajas de este método son: la necesidad de una planta de trituración y la necesidad de operar una sección de vertido convencional para residuos no fácilmente triturables. El método con residuos triturados tiene un uso potencial en zonas donde la capacidad de los vertederos es pequeña (por

la mayor compactación que se puede conseguir), cuando no hay material de cubrición fácilmente disponible, y cuando la precipitación atmosférica es muy baja o altamente estacional. También se pueden utilizar materiales triturados para producir compost, que después puede utilizarse como material de cubrición intermedio.

Vertederos para constituyentes individuales de residuos. Los vertederos que se utilizan para constituyentes individuales de residuos son conocidos como *monovertederos*. Las cenizas de incineración, el amianto y otros residuos similares, a menudo identificados como residuos especiales, se colocan normalmente en monorellenos para aislarlos de los materiales colocados en los vertederos para RSU. Como las cenizas de incineración contienen pequeñas cantidades de material orgánico no quemado, la producción de olores procedentes de la reducción de sulfatos (ver Ecuación 4.12) ha sido un problema en los monovertederos utilizados para cenizas de incineración. Por ello se recomienda la instalación de sistemas para la recuperación del gas, de forma que se puedan controlar los problemas de olor.

Otros tipos de vertederos. Además de los métodos convencionales de vertido ya descritos, se están desarrollando otros métodos de vertido especializados, diseñados para mejorar los distintos objetivos de gestión de vertederos. Los métodos de explotación alternativos que están utilizándose actualmente incluyen: 1) vertederos diseñados para maximizar la producción de gas dentro del vertedero, y 2) vertederos funcionando como unidades para el tratamiento integral de residuos sólidos. También, se discute la práctica de vertido en zonas húmedas, que actualmente está prohibida.

Vertederos diseñados para maximizar la producción de gas. Si se va a maximizar la cantidad de gas producido y recuperado de la descomposición anaerobia de residuos sólidos, harán falta diseños de vertederos especializados. Por ejemplo, el uso de celdas profundas individualmente recubiertas, en las que se depositen los residuos sin capas intermedias de material de cubrición y se recicle el lixiviado para intensificar el proceso de descomposición biológica, es una opción viable. Una posible desventaja de un vertedero así es que finalmente es imprescindible evacuar el lixiviado en exceso.

Vertederos como unidades de tratamiento integral. En este método de explotación, los constituyentes orgánicos se separarían y se colocarían en un vertedero apartado, donde se intensificarían las tasas de biodegradación incrementando el contenido en humedad de los residuos, bien mediante el reciclaje del lixiviado o bien mediante la siembra con fangos digeridos de plantas de tratamiento de aguas residuales o con estiércol animal. El material degradado se recuperaría y se utilizaría como material de cubrición en las nuevas zonas de relleno, y la celda excavada se rellenaría con nuevos residuos.

Vertederos en zonas húmedas. En el pasado, el vertido en zonas húmedas, tales como ciénagas, pantanos y marismas, se consideraba aceptable si se proporcionaba un drenaje adecuado y si no se desarrollaban condiciones

insalubres. Bajo las normativas federales actuales, se prohíbe tal destrucción de zonas húmedas, aunque la expansión de un vertedero existente puede permitirse bajo condiciones especiales. Ya que existen algunos vertederos en estas zonas, se presenta una breve descripción de los métodos normalmente utilizados en estos rellenos.

La práctica normal para rellenar zonas húmedas era dividir la zona en celdas o lagunas y controlar las operaciones de relleno para que fuese rellenada una célula o laguna cada año. A menudo se colocaban los residuos sólidos directamente en el agua. Una alternativa consistía en añadir material de relleno limpio hasta el nivel del agua o un poco más, antes de comenzar el relleno con residuos. Para contener las olas de barro y para incrementar la estabilidad estructural, se construyeron diques con piedras sueltas, árboles, ramas de árboles, madera, residuos de demolición, o materiales similares además de material de relleno limpio, para dividir las celdas o lagunas. En algunos casos, para prevenir el movimiento del lixiviado y de los gases de las celdas o lagunas completadas, se ha utilizado arcilla y pilotaje entrelazado de chapa de acero o madera.

Métodos de vertido

Los principales métodos utilizados para el vertido de RSU son: 1) celda/zanja excavada, 2) zona y 3) vaguada/depresión. Los rasgos principales de estos tipos de vertederos, ilustrados en las Figuras 11.7 y 11.8, se describen a continuación. Los detalles sobre el diseño de los vertederos se presentan más adelante dentro de este capítulo.

Método celda/zanja excavada. El método de vertido celda/zanja excavada (ver Figura 11.7a) es idóneo para zonas donde se dispone de una profundidad adecuada de material de cubrición y donde el nivel freático no se encuentra cerca de la superficie. Normalmente, se colocan los residuos sólidos en celdas o zanjas excavadas en el suelo (ver Figura 11.8a). La tierra excavada se utiliza como material para la cubrición diaria o final. Usualmente, las celdas o zanjas excavadas se revisten con membrana sintética o con arcilla de baja permeabilidad, o con una combinación de los dos, para limitar el movimiento de los gases del vertedero y de la lixiviación (ver Figura 11.8). Las celdas excavadas son normalmente cuadradas, de hasta 300 m de largo y ancho, con pendientes laterales de 1,5:1 a 2:1. Las zanjas varían desde 60 a 300 m de largo, de 1 a 3 m de profundidad, y de 4,5 a 15 m de ancho.

En algunos estados, se permiten vertederos construidos por debajo del nivel freático, si se toman medidas especiales para prevenir la entrada de aguas subterráneas en el vertedero, y para contener o eliminar el movimiento del lixiviado y de los gases de las celdas llenas. Normalmente se deseca el lugar, se excava, y después se reviste según las normativas locales. Las instalaciones de desecado funcionan hasta que el lugar está relleno, para evitar la creación de presiones que puedan causar que el revestimiento se levante y se rompa. En la Sección 11.5 se trata más extensamente el uso de revestimientos de arcilla y de membranas.

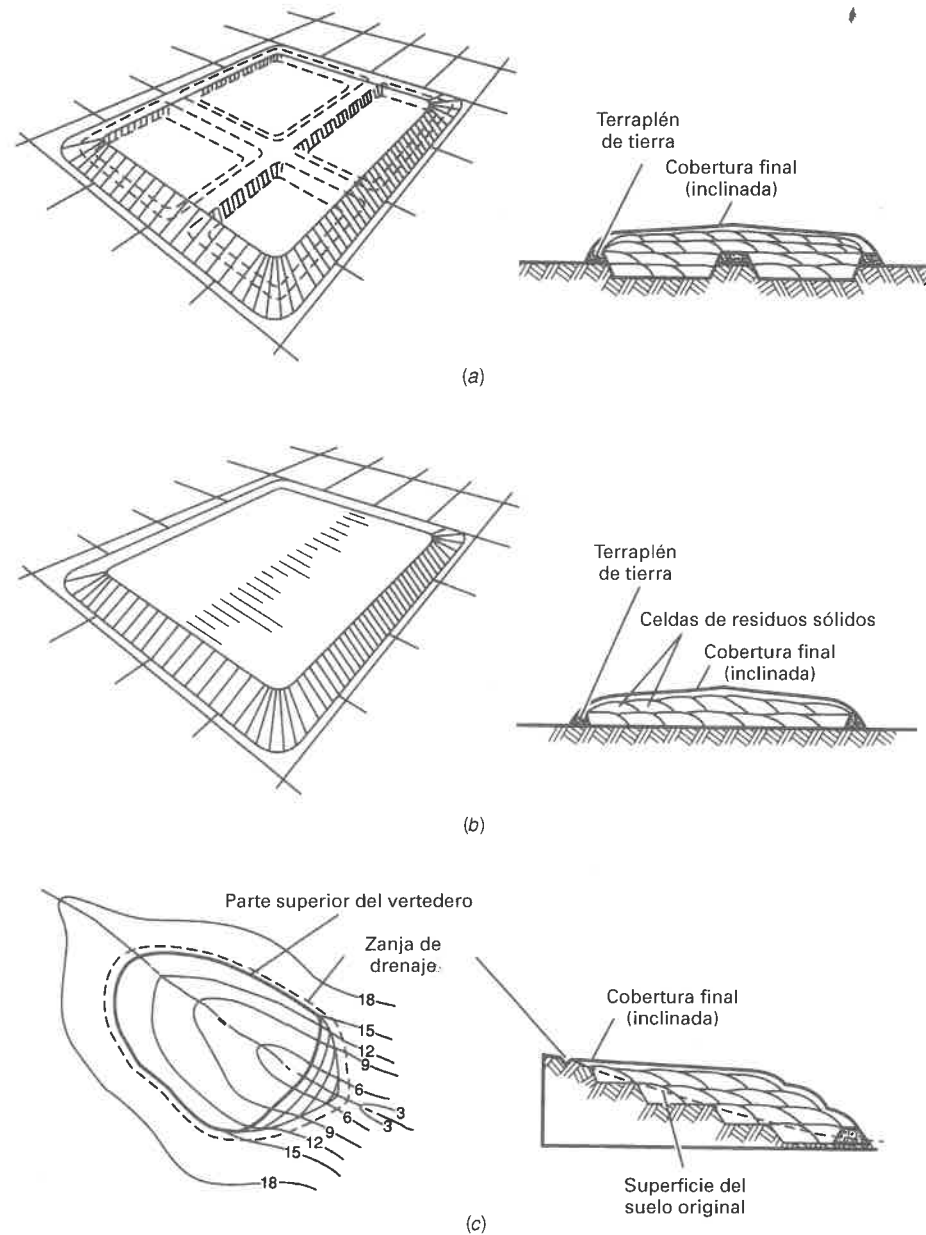


FIGURA 11.7
Métodos de vertido comúnmente utilizados: (a) celda/zanja excavada, (b) zona, y (c) vaguada/depresión.



FIGURA 11.8
Vistas de la construcción de diferentes tipos de vertederos: (a) vertedero de celda excavada y (b) vertedero en zona.

Método en zona. El método en zona se utiliza cuando el terreno es inapropiado para la excavación de celdas o zanjas donde colocar los residuos sólidos (ver Figuras 11.7b y 11.8b). Las condiciones de alto nivel freático, que se producen en muchos lugares de Florida y también en otras partes, precisan del uso de vertederos de tipo zona. La preparación del lugar implica la instalación de un revestimiento y de un sistema para el control del lixiviado. El material de cubrición tiene que llevarse en camión desde terrenos adyacentes o desde zonas de fosas de relleno suplementario. Como anteriormente se ha resaltado, en los lugares con una disponibilidad limitada de material para ser utilizado como cubrición se ha empleado con éxito compost producido a partir de residuos de jardín y RSU como material para la cubrición intermedia. Otras técnicas que se han utilizado incluyen el uso de materiales portátiles de cubrición temporal, tales como tierra y geomembranas. La tierra y las geomembranas colocadas temporalmente sobre una celda completa se pueden quitar antes de comenzar el siguiente nivel.

Método vaguada/depresión. Se han utilizado vaguadas, barrancos y fosas de relleno suplementario, y canteras como zonas de vertido (ver Figuras 11.7c y 11.9). Las técnicas para colocar y compactar residuos en vertederos de vaguada/depresión varían según la geometría del lugar, las características del material de cubrición disponible, la hidrología y geología del lugar, los tipos de instalaciones para el control del gas y del lixiviado que van a utilizarse, y el acceso al lugar.

El control del drenaje superficial a menudo es un factor crítico en el desarrollo de las zonas de vaguada/depresión. Normalmente, se comienza el relleno de cada nivel por la cabeza de la vaguada (ver Figura 11.7c) y se termina por la boca, para prevenir la acumulación de agua en la parte de atrás del vertedero. Se rellenan los lugares vaguada/depresión en múltiples niveles. El método de explotación es esencialmente el mismo que para el método en zona anteriormente descrito. Si el suelo de la vaguada es razonablemente plano,



FIGURA 11.9

Vertido en una vaguada. El lugar está preparándose para colocar un revestimiento geomembrana de vertedero.

el vertido inicial puede realizarse utilizando el método celda/zanja excavada argumentado previamente.

Una de las claves para la utilización con éxito del método vaguada/depresión es la disponibilidad del material adecuado para cubrir cada nivel mientras se completa y para proporcionar una cubrición final sobre la totalidad del vertedero cuando se ha alcanzado la altura final. El material de cubrición se excava de las paredes o del suelo de la vaguada antes de instalar el sistema de revestimiento. Quizás las fosas de relleno suplementario y las canteras abandonadas no contengan suficiente tierra para la cubrición intermedia; en ese caso, quizás será necesario importar el material de cubrición. Para las capas intermedias de cubrición se puede utilizar compost producido de residuos de jardín y RSU.

11.3 CONSIDERACIONES EN LA LOCALIZACION DE VERTEDEROS

Una de las tareas más difíciles afrontadas por la mayoría de las comunidades en la implantación de un programa de gestión integral de residuos sólidos es la localización de los nuevos vertederos. En esta sección se presentan los factores que hay que tener en cuenta en la localización de un nuevo vertedero. En el Capítulo 20 se proporcionan más detalles. Los factores que tienen que considerarse en la evaluación de potenciales ubicaciones para la evacuación de residuos sólidos a largo plazo incluyen: 1) distancia de transporte, 2) restricciones en la localización, 3) cantidad de terreno disponible, 4) acceso al lugar, 5) condiciones y topografía del lugar, 6) condiciones climatológicas, 7) hidrología del agua superficial, 8) condiciones geológicas e hidrológicas, 9) condiciones ambientales locales y 10) usos potenciales para el lugar tras la

clausura. La selección final de un lugar de evacuación normalmente se basa en los resultados de un estudio detallado del lugar, de estudios de ingeniería de diseño y de costes, y en una valoración del impacto ambiental. Es interesante el hecho de que los costes de entrada para el desarrollo de nuevos vertederos en California actualmente varían de 10 millones de dólares hasta 20 millones de dólares, antes de realizar el primer vertido de residuos en el vertedero.

Distancia de transporte

La distancia de transporte es una de las variables importantes en la selección de un lugar de evacuación. A partir de los cálculos presentados en los Capítulos 8 y 10, está claro que la distancia de transporte puede afectar significativamente al diseño y a la operación global de un sistema para la gestión de residuos. Aunque son deseables distancias mínimas de transporte, también se deben tener en cuenta otros factores. Como la localización de vertederos normalmente se determina por necesidades ambientales y políticas, el transporte a larga distancia, argumentado en el Capítulo 10, actualmente está llegando a ser muy común.

Restricciones en la localización

Restricciones en la localización hace referencia a los lugares donde se pueden situar los vertederos. Actualmente hay restricciones en vigor con respecto a la localización de vertederos cerca de aeropuertos, terrenos aluviales, zonas húmedas, zonas con fallas conocidas, zonas de impacto sísmico y zonas inestables (ver Tabla 11.1). Los requisitos federales específicos están contenidos en el Subapartado B —Restricciones en la Localización— de la Parte 258 del Subtítulo D del Acta para la Recuperación y Conservación de Recursos (RCRA). Además, muchos estados han adoptado restricciones adicionales para la localización. Todas las restricciones actuales tienen que estudiarse cuidadosamente durante el proceso preliminar de localización para evitar gastos de tiempo y dinero, evaluando un lugar que no cumplirá los requisitos regulatorios.

Disponibilidad de terreno

En la selección de lugares potenciales de evacuación en la tierra es importante asegurar que hay suficiente terreno disponible. Aunque no hay normas estrictas, es deseable tener suficiente terreno, incluyendo una zona adecuada de vallado, para el funcionamiento durante por lo menos cinco años en un lugar determinado. Para períodos de tiempo más cortos, la operación de evacuación llega a ser considerablemente más cara, especialmente respecto a la preparación del lugar, aprovisionamiento de instalaciones auxiliares tales como básculas e instalaciones de almacenamiento, y operaciones de cubrición final. En la

TABLA 11.1

Limitaciones de localización contenidas en el Subtítulo D del Acta de Recuperación y Conservación de Recursos, tal como son adoptadas por la EPA

Localización	Limitación de la localización
Aeropuertos	3.000 m de un aeropuerto utilizado por aviones turbo-jet; 1.500 m de un aeropuerto utilizado por aviones de hélice. Cualquier vertedero que esté más cerca tendrá que demostrar que no constituye un peligro para los aviones con respecto a los pájaros.
Terrenos aluviales	Terreno aluvial de 100 años. Un vertedero localizado dentro del terreno aluvial de 100 años tiene que diseñarse para que no obstaculice el flujo de inundaciones, ni reduzca la capacidad para almacenar agua temporalmente del terreno aluvial, ni produzca corrimientos de residuos que supondrían un peligro para la salud humana y el medio ambiente.
Zonas húmedas	No se pueden localizar vertederos nuevos en zonas húmedas a menos que se demuestren las siguientes condiciones: 1) no existe ninguna otra alternativa practicable con un menor riesgo ambiental; 2) no se producirán violaciones de otras leyes estatales o locales; 3) la unidad no produciría ni contribuiría a una degradación importante de la tierra húmeda; 4) se han adoptado todos los pasos apropiados y practicables para minimizar los impactos adversos potenciales; 5) hay suficiente información disponible para adoptar una decisión.
Zonas de fallas	Las nuevas unidades no pueden localizarse dentro de 60 m a partir de una línea de falla que haya tenido un desplazamiento en el período Holocénico (últimos 10.000 años).
Zona de impacto sísmico	Un vertedero nuevo localizado dentro de una zona de impacto sísmico tendrá que demostrar que todas las estructuras de control de contaminantes (recubrimientos, sistemas de recogida de lixiviados, estructuras para el control de aguas superficiales) se diseñan para resistir la aceleración horizontal máxima de los materiales litificados (líquido o materiales sueltos consolidados en roca sólida) en el lugar.
Zonas inestables	Los vertederos localizados en zonas inestables deben demostrar que el diseño asegura la estabilidad de los componentes estructurales. Las zonas inestables incluyen zonas propensas a deslizamientos del terreno, zonas de geología cárstica susceptibles de formación de sumideros y zonas de minas subterráneas. Las instalaciones existentes que no puedan demostrar la estabilidad de los componentes estructurales tendrán que cerrar dentro de un período de cinco años a partir de la fecha efectiva de la regulación.

valoración inicial de los lugares potenciales de evacuación, es importante calcular la desviación de residuos que va a producirse en el futuro, y determinar el impacto que tendrá tal desviación sobre la cantidad y la condición de los materiales que se van a evacuar. Para satisfacer los propósitos de planificación preliminar, la cantidad de terreno necesario se puede estimar como se ilustra en el Ejemplo 11.1.

Ejemplo 11.1. Estimación del área requerida para un vertedero. Estimar el área necesaria para un vertedero que sirva a una comunidad con una población de 31.000 habitantes. Suponer que se aplican las siguientes condiciones:

1. Generación de residuos sólidos = 2,9 kg/hab · día
2. Peso específico de residuos compactados en el vertedero = 474,64 kg/m³
3. Profundidad media de residuos compactados = 6 m.

Solución

1. Determinar la tasa de generación de residuos sólidos en t por día.

$$\text{Tasa de generación} = \frac{(31.000 \text{ hab.})(2,9 \text{ kg/hab} \cdot \text{día})}{1.000 \text{ kg/t}} = 89,9 \text{ t/día (89.900 kg/día)}$$

2. Se determina el área requerida de la siguiente forma:

$$\text{Volumen requerido/día} = \frac{89.900 \text{ kg/día}}{474,64 \text{ kg/m}^3} = 189,41 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$\text{Área requerida/año} = \frac{(189,41 \text{ m}^3/\text{día})(365 \text{ días/año})}{6 \text{ m (10.000 m}^2/1 \text{ ha)}} = 1,15 \text{ ha/año}$$

Comentario. Las necesidades reales de espacio serán mayores que el valor calculado porque se precisa terreno adicional para una zona de protección, edificios de oficinas y servicios, carreteras de acceso, accesos para empresas de servicios públicos, etc. Normalmente, este terreno extra varía del 20 al 40 por 100. Una aproximación más rigurosa para determinar el área necesaria para el vertedero implica la consideración de los contornos del vertedero lleno (ver el Ejemplo 11.7 en la Sección 11.12) y los efectos de la producción de gas y la compactación por sobrecarga (ver el Ejemplo 11.13 en la Sección 11.12).

Acceso al lugar

Como el número de vertederos en operación sigue reduciéndose, los nuevos vertederos que se están utilizando están incrementando su tamaño. Ya que los terrenos del tamaño deseado a menudo no están cerca de carreteras existentes adecuadas, la construcción de carreteras de acceso y el uso de equipamiento

para el transporte a larga distancia se ha convertido en una realidad, y una parte importante en la localización de vertederos. Las vías de ferrocarril a menudo pasan cerca de lugares distantes que se pueden utilizar como vertederos; por lo tanto, hay un renovado interés por el uso del ferrocarril para transportar los residuos a estas zonas distantes.

Condiciones del suelo y topografía

Al ser necesario cubrir los residuos colocados en el vertedero cada día y proporcionar una cubrición final después de completar la operación de vertido, se deben obtener datos sobre las cantidades y las características de los suelos de la zona. Si se va a utilizar como material de cubrición el suelo del lugar propuesto para el vertedero, deben obtenerse datos sobre sus características geológicas e hidrológicas. Si el material de cubrición va a proceder de una fosa suplementaria de relleno, habrá que hacer sondeos para caracterizar el material. Se debe tener en cuenta la topografía local porque afectará al tipo de operación de vertido utilizada, a las necesidades de equipamiento y al trabajo necesario para hacer que el lugar sea utilizable. Si el material de cubrición adecuado es limitado y se está haciendo un esfuerzo para alargar la vida útil del vertedero, puede que sea necesario considerar el uso de compost o de otros materiales para la cubrición intermedia.

Condiciones climatológicas

También deben tenerse en cuenta las condiciones del clima local en la evaluación de lugares potenciales. En muchas localizaciones, las condiciones durante el invierno afectarán al acceso al lugar. Un tiempo húmedo hará necesario el uso de lugares de vertido separados. Cuando la congelación es severa debe disponerse de material de cubrición almacenado, por ser impracticable la excavación. La fuerza y las formas de viento también deben considerarse cuidadosamente. Para evitar el vuelo de materiales residuales, hay que construir cortavientos. La forma exacta de los cortavientos dependerá de las condiciones locales.

Hidrología de aguas superficiales

La hidrología local de las aguas superficiales de la zona es importante para determinar las características de drenaje natural y de escorrentía existentes que hay que tener en cuenta. Deben identificarse también otras condiciones de inundación (por ejemplo, los límites de inundación en 100 años). Como hay que desarrollar medidas para desviar la escorrentía superficial fuera del lugar del vertedero, los planificadores deben tener mucho cuidado en el momento de definir los canales de flujo existentes y el área y las características de la cuenca.

Condiciones geológicas e hidrogeológicas

Estos quizás sean los factores más importantes para establecer la idoneidad ambiental de un lugar para instalar un vertedero. Se necesitan datos sobre estos factores para valorar la contaminación potencial del lugar propuesto y para establecer lo que hay que hacer en el lugar, para asegurar que el movimiento del lixiviado o de los gases procedentes del vertedero no dañarán la calidad de las aguas subterráneas locales o contaminarán otros acuíferos sub-superficiales o lechos de roca. En la valoración preliminar de lugares alternativos, se pueden usar los mapas de Sondeo Geológico USA e información geológica local o estatal. También se pueden usar archivos de perforación de pozos cercanos para la valoración preliminar.

Condiciones ambientales locales

Aunque ha sido posible construir y explotar vertederos próximos a zonas residenciales e industriales, hay que operarlos con muchas precauciones, considerando si van a ser ambientalmente aceptables respecto al tráfico, ruidos, olores, polvo, residuos volantes, impacto visual, control de vectores sanitarios, peligros para la salud, y valores de la propiedad (ver Figura 11.10). Para minimizar el impacto de las operaciones de vertido, actualmente se sitúan los vertederos en lugares distantes, donde se pueden establecer y mantener zonas adecuadas de vallado alrededor del vertedero.

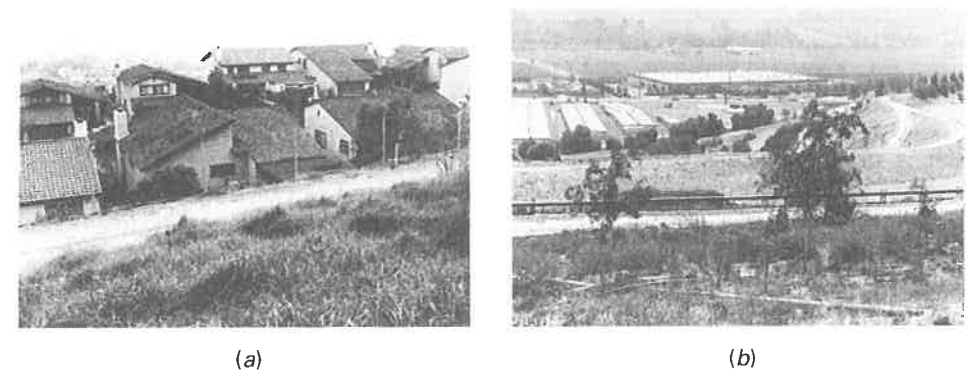


FIGURA 11.10
Vistas desde vertederos completados bien controlados: (a) al lado de un zona residencial y (b) adyacente a un polígono industrial.

Uso final de vertederos llenos

Una de las ventajas de un vertedero es que, una vez completado, queda disponible para otros usos una superficie de terreno bastante grande. Como la utilización final de este terreno influye en el diseño y el funcionamiento del

vertedero, se debe resolver esta cuestión antes de comenzar con el trazado y el diseño del vertedero. Las posibilidades para el uso final de vertederos completados son cada vez más limitadas por las normativas estatales y federales que tratan sobre la clausura y el mantenimiento postclausura de vertederos. Si el vertedero municipal se va a utilizar para funciones municipales, se debería iniciar un programa de plantación por etapas que continúe mientras se completan las distintas porciones del vertedero. En los Capítulos 16 y 17 se argumenta el uso final y la gestión a largo plazo de los lugares de vertido.

11.4 COMPOSICION Y CARACTERISTICAS, GENERACION, MOVIMIENTO Y CONTROL DE LOS GASES DE VERTEDERO

Se puede conceptualizar un vertedero de residuos sólidos como un reactor bioquímico, con residuos y agua como entradas principales, y con *gases de vertedero* y *lixiviado* como principales salidas. El material almacenado en el vertedero incluye: material orgánico parcialmente biodegradado y otros materiales inorgánicos de los residuos originalmente colocados en el vertedero. Se emplean los sistemas de control de los gases del vertedero para prevenir el movimiento indeseable hacia la atmósfera de los gases del vertedero, o el movimiento lateral o vertical a través del suelo circundante. Se puede utilizar el gas recuperado del vertedero para producir energía, o se puede quemar, bajo condiciones controladas, para disminuir la emisión de constituyentes dañinos a la atmósfera.

Composición y características del gas de vertedero

El gas de vertedero está compuesto de varios gases que están presentes en grandes cantidades (gases principales) y de varios gases que están presentes en pequeñas cantidades (oligogases). Los gases principales proceden de la descomposición de la fracción orgánica de los RSU. Algunos de los oligogases, aunque presentes en pequeñas cantidades, pueden ser tóxicos y podrían presentar riesgos para la salud pública.

Constituyentes principales del gas de vertedero. Los gases que se encuentran en los vertederos incluyen amoníaco (NH_3), dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S), metano (CH_4), nitrógeno (N_2) y oxígeno (O_2). En la Tabla 11.2 se presentan las distribuciones porcentuales típicas de los gases que se encuentran en un vertedero de RSU. En la Tabla 11.3 se presentan datos sobre el peso molecular y la densidad. En el Apéndice F se presentan datos que pueden utilizarse para determinar la solubilidad de estos gases en agua (lixiviado). El metano y el dióxido de carbono son los principales gases procedentes de la descomposición anaerobia de los componentes biodegradables de los residuos

TABLA 11.2
Constituyentes típicos encontrados en el gas de vertedero de RSU^a

Componente	Porcentaje (base volumen seco) ^b
Metano	45-60
Dióxido de carbono	40-60
Nitrógeno	2-5
Oxígeno	0,1-1,0
Sulfuros, disulfuros, mercaptanos, etc.	0-1,0
Amoníaco	0,1-1,0
Hidrógeno	0-0,2
Monóxido de carbono	0-0,2
Constituyentes en cantidades traza	0,01-0,6

ppales (next to CO2, CH4, N2, O2)
oligogases (next to H2, H2S, CO)

Característica	Valor
Temperatura	37-67 °C
Densidad específica	1,02-1,06
Contenido en humedad	Saturado
Poder calorífico superior, Kcal/m ³	890-1.223

^a Adaptado de Referencias 16, 24 y 34.

^b La distribución porcentual exacta variará según la antigüedad del vertedero.

TABLA 11.3
Peso molecular, densidad y peso específico de los gases encontrados en un vertedero controlado en condiciones estándar (0 °C, 1 atm)

Gas	Fórmula	Peso molecular	Densidad, g/l	Peso específico, kg/m ³
Aire		28,97	1,2928	1,293
Amoníaco	NH_3	17,03	0,7708	0,771
Dióxido de carbono	CO_2	44,00	1,9768	1,977
Monóxido de carbono	CO	28,00	1,2501	1,250
Hidrógeno	H_2	2,016	0,0898	0,089
Sulfuro de hidrógeno	H_2S	34,08	1,5392	1,538
Metano	CH_4	16,03	0,7167	0,717
Nitrógeno	N_2	28,02	1,2507	1,251
Oxígeno	O_2	32,00	1,4289	1,428

^a Adaptado de Referencia 35.

Nota: Para un comportamiento de gas ideal, la densidad es igual a mp/RT , donde m es el peso molecular del gas, p es la presión, R es la constante de gas universal, y T es la temperatura utilizando una serie de unidades consistente.

orgánicos en los RSU. Cuando el metano está presente en el aire en concentraciones de entre el 5 y el 15 por 100, es explosivo. Como en el vertedero sólo están presentes cantidades limitadas de oxígeno, cuando las concentraciones de metano llegan a ese nivel crítico hay poco peligro de que el vertedero vaya a explotar. Sin embargo, pueden formarse mezclas de metano que están

dentro del rango explosivo si el gas del vertedero migra fuera del lugar y se mezcla con el aire. La concentración de los gases que pueden escaparse en el lixiviado dependerá de su concentración en la fase gas cuando se pone en contacto con el lixiviado, ésta se estima utilizando la Ley de Henry, dada en el Apéndice F. Como el dióxido de carbono afectará al pH del lixiviado, en el Apéndice G se dan datos sobre el equilibrio carbónico, que pueden utilizarse para estimar el pH del lixiviado.

Constituyentes del gas de vertedero en cantidades traza. La Junta para la Gestión Integral de Residuos de California ha llevado a cabo un programa extensivo para realizar ensayos sobre los gases del vertedero, como parte de un estudio para su caracterización. En la Tabla 11.4 se presentan

TABLA 11.4
Concentraciones típicas de compuestos en cantidades traza encontrados en el gas de vertedero en 66 vertederos de RSU en California^a

Compuesto	Concentración, ppbV ^b		
	Mediana	Media	Máxima
Acetona	0	6.838	240.000
Benceno	932	2.057	39.000
Clorobenceno	0	82	1.640
Cloroformo	0	245	12.000
1,1-Dicloroetano	0	2.801	36.000
Diclorometano	1.150	25.694	620.000
1,1-Dicloroetano	0	130	4.000
Clorodietileno	0	2.835	20.000
trans-1,2-Dicloroetano	0	36	850
2,3-Dicloropropano	0	0	0
1,2-Dicloropropano	0	0	0
Bromuro de etileno	0	0	0
Dicloroetileno	0	59	2.100
Oxido de etileno	0	0	0
Etilbenceno	0	7.334	87.500
Metil-etil-cetona	0	3.092	130.000
1,1,2-Tricloroetano	0	0	0
1,1,1-Tricloroetano	0	615	14.500
Tricloroetileno	0	2.079	32.000
Tolueno	8.125	34.907	280.000
1,1,2,2-Tetracloroetano	0	246	16.000
Tetracloroetileno	260	5.244	180.000
Cloruro de vinilo	1.150	3.508	32.000
Estirenos	0	1.517	87.000
Acetato de vinilo	0	5.663	240.000
Xileno	0	2.651	38.000

^a Adaptado de Referencia 5.

^b ppbV = partes por billón (mil millones) por volumen.

datos resumidos sobre las concentraciones de los oligocompuestos encontrados en las muestras de los gases de vertedero procedentes de 66 vertederos. En otro estudio llevado a cabo en Inglaterra, se recogieron muestras de gas en tres vertederos diferentes y fueron analizados 154 compuestos. Se encontraron un total de 116 compuestos orgánicos en el gas de vertedero [54]. Muchos de los compuestos encontrados se clasificarían como compuestos orgánicos volátiles (COV). Los datos que se presentan en la Tabla 11.4 son representativos de los oligocompuestos encontrados en la mayoría de los vertederos. La presencia de estos gases en el lixiviado que se separa del vertedero dependerá de sus concentraciones en el gas del vertedero cuando se pone en contacto con el lixiviado. Se pueden estimar las concentraciones de estos constituyentes en el lixiviado utilizando la ley de Henry como se refleja en el Apéndice F. Hay que resaltar que la frecuencia de concentraciones significativas de COV en el gas del vertedero está asociada a vertederos antiguos, que aceptaban residuos industriales y comerciales que contenían COV. En los vertederos más modernos, donde está prohibida la evacuación de residuos peligrosos, las concentraciones de COV en el gas del vertedero han sido extremadamente bajas.

Generación del gas de vertedero

En la siguiente exposición se tratan estos temas: la generación de los principales gases del vertedero, la variación en la tasa de generación frente al tiempo, y los orígenes de los oligogases en los vertederos.

Generación de los principales gases del vertedero. Como se ilustra en la Figura 11.11, se considera que la generación de los principales gases del vertedero se produce en cinco o menos fases secuenciales. A continuación se describe cada una de estas fases, pueden encontrarse más detalles en las Referencias 6, 12, 13, 34, 37 y 38. En el Capítulo 14 se presenta una descripción más detallada del proceso de digestión anaerobia, incluyendo los organismos y las principales reacciones implicadas en la formación de metano.

Fase I: Ajuste inicial. La fase I es la *fase de ajuste inicial*, en la que los componentes orgánicos biodegradables de los RSU sufren descomposición microbiana mientras se colocan en un vertedero y poco después. En la fase I, se produce descomposición biológica bajo condiciones aerobias, porque hay cierta cantidad de aire atrapado dentro del vertedero. La fuente principal de organismos, ambos, aerobios y anaerobios, responsables de la descomposición de los residuos es el material del suelo que se utiliza como cubrición diaria y final. Otras fuentes de organismos son los fangos digeridos de plantas de tratamiento de aguas residuales evacuados en muchos vertederos de RSU, y el lixiviado reciclado.

Fase II: Fase de transición. En la fase II, identificada como *fase de transición*, desciende el oxígeno y comienzan a desarrollarse condiciones anaerobias. Mientras el vertedero se convierte en anaerobio, el nitrato y el sulfato, que pueden servir como receptores de electrones (ver Tabla 14.2) en reacciones

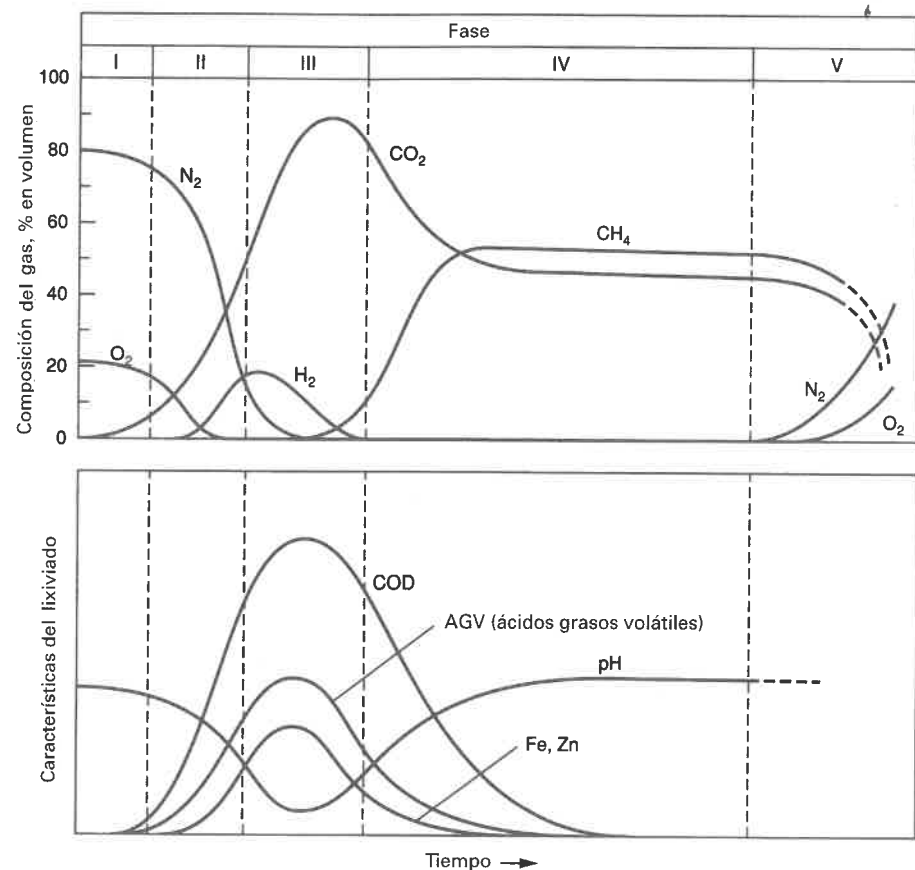


FIGURA 11.11

Fases generales en la generación de gases de vertedero (I = ajuste inicial, II = fase de transición, III = fase ácida, IV = fermentación del metano y V = fase de maduración). (Adaptado de Referencias 13, 34, 37 y 38.)

de conversión biológica, a menudo se reducen a gas nitrógeno y sulfuro de hidrógeno (ver Ecuaciones 4.12, 4.13 y 4.14). El comienzo de condiciones anaerobias se puede supervisar midiendo el potencial de oxidación/reducción que tiene el residuo. Las condiciones de reducción suficientes para producir la reducción del nitrato y del sulfato se dan aproximadamente entre -50 a -100 milivoltios. El metano se produce cuando los valores del potencial de oxidación/reducción están dentro del rango de -150 a -300 milivoltios. Mientras sigue bajando el potencial de oxidación/reducción, los miembros de la comunidad microbiana responsables de la conversión del material orgánico de los RSU en metano y dióxido de carbono empiezan un proceso de tres pasos (ver Figura 14.1), con la conversión de material orgánico complejo en ácidos orgánicos y otros productos intermedios, como se describe en la fase III. En la fase II, el pH del lixiviado, si es que éste se forma, comienza a caer debido a

la presencia de ácidos orgánicos y al efecto de las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del vertedero (ver Figura 11.11).

Fase III: Fase ácida. En la fase III, *fase ácida*, se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase II con la producción de cantidades significativas de ácidos orgánicos y pequeñas cantidades de gas de hidrógeno. El primer paso en el proceso de tres pasos implica la transformación, mediada por enzimas (hidrólisis), de compuestos con alto peso molecular (por ejemplo, lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos) en compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos como fuentes de energía y de carbono celular. El segundo paso en el proceso (acidogénesis) implica la conversión microbiana de los compuestos resultantes del primer paso en compuestos intermedios de bajo peso molecular, como son el ácido acético (CH₃COOH) y las pequeñas concentraciones de ácido fólico y otros ácidos más complejos. El dióxido de carbono (CO₂) es el principal gas generado durante la fase III. También se producirán cantidades más pequeñas de gas de hidrógeno (H₂). Los microorganismos implicados en esta conversión, llamados colectivamente no metanogénicos, son las bacterias anaerobias facultativas y obligadas. A menudo se identifican estos microorganismos en la literatura de ingeniería como *acidogénicos* o *formadores de ácido*.

El pH del lixiviado, si se forma, frecuentemente caerá hasta un valor de 5 o menos, por la presencia de los ácidos orgánicos y por las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del vertedero. La demanda de bioquímica de oxígeno (DOB₅), la demanda química de oxígeno (DOQ) y la conductividad del lixiviado se incrementará significativamente durante la fase III debido a la disolución de ácidos orgánicos en el lixiviado. También se solubilizarán durante la fase III algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados, debido a los bajos valores del pH en el lixiviado. Muchos nutrientes esenciales también se separan con el lixiviado en la fase III. Si no se recicla el lixiviado, se perderán del sistema nutrientes esenciales. Es importante resaltar que si no se forma lixiviado, quedarán dentro del vertedero productos de conversión producidos durante la fase III como constituyentes absorbidos en el agua contenida por los residuos, como se define en la capacidad de campo (ver Sección 11.5).

Fase IV: Fase de fermentación del metano. En la fase IV, la *fase de fermentación del metano*, un segundo grupo de microorganismos, que convierten el ácido acético y el gas de hidrógeno producidos por los formadores de ácidos en la fase ácida en CH₄ y CO₂, llegan a ser más predominantes. En algunos casos, estos organismos comenzarán a desarrollarse hacia el final de la fase III. Los microorganismos responsables de esta conversión son estrictamente anaerobios y se llaman metanogénicos. Colectivamente, se identifican en la literatura como *metanogénicos* o *formadores de metano*. En la fase IV la formación de metano y ácido se produce simultáneamente, aunque la velocidad de formación de ácidos es considerablemente más reducida.

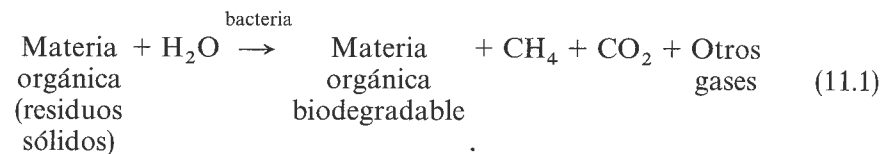
Como los ácidos y el gas de hidrógeno producidos por los formadores de ácidos se han convertido en CH₄ y CO₂ en la fase IV, el pH dentro del vertedero subirá a valores más neutros, en el rango de 6,8 a 8. A continuación, el pH del lixiviado, si se forma, subirá, y se reducirán las concentraciones de

DOB₅ y DOQ y el valor de conductividad del lixiviado. Con valores más altos de pH, menos constituyentes inorgánicos quedan en la disolución y, como resultado, la concentración de metales pesados presentes en el lixiviado también se reducirá.

Fase V: Fase de maduración. La fase V, *fase de maduración*, se produce después de convertirse el material inorgánico biodegradable en CH₄ y CO₂ durante la fase IV. Mientras la humedad sigue migrando a través de los residuos, se convierten porciones del material biodegradable que anteriormente no estaban disponibles. Durante la fase V la velocidad de generación del gas de vertedero disminuye significativamente, porque la mayoría de los nutrientes disponibles se han separado con el lixiviado durante las fases anteriores, y los sustratos que quedan en el vertedero son de una degradación lenta. Los principales gases de vertedero que han evolucionado en la fase V son CH₄ y CO₂. Según las medidas de sellado del vertedero, también pueden encontrarse pequeñas cantidades de nitrógeno y oxígeno en el gas del vertedero. Durante la fase de maduración, el lixiviado a menudo contendrá ácidos húmico y fúlvico, que son difíciles de degradar biológicamente.

Duración de fases. La duración de las fases individuales de producción del gas de vertedero variará según la distribución de los componentes orgánicos en el vertedero, la disponibilidad de nutrientes, el contenido de humedad de los residuos, el paso de la humedad por el relleno y el grado de compactación inicial. Por ejemplo, si se compactan juntos varios cargamentos de matorrales la relación carbono/nitrógeno y el balance de nutrientes puede que no sea favorable para la producción del gas de vertedero (ver capítulo 14). De forma similar, se retardará la generación del gas de vertedero si no hay suficiente humedad disponible. Incrementando la densidad del material colocado en el vertedero, descenderá la posibilidad de que la humedad llegue a todas las partes de los residuos y, por lo tanto, reducirá la velocidad de bioconversión y la producción de gas. En la Tabla 11.5 se presentan datos típicos sobre la distribución porcentual en función del tiempo de los principales gases encontrados en un vertedero recientemente agotado.

Volumen del gas producido. La reacción química generalizada para la descomposición anaerobia de residuos sólidos puede escribirse de la forma siguiente:



Hay que resaltar que la reacción requiere la presencia de agua. Se han encontrado vertederos que carecen de un contenido de humedad suficiente en un estado «momificado», con papel de periódico de hace décadas en condiciones legibles. Entonces, aunque la cantidad total del gas que se produce a partir de residuos sólidos se derive directamente de una reacción estequiométrica, las

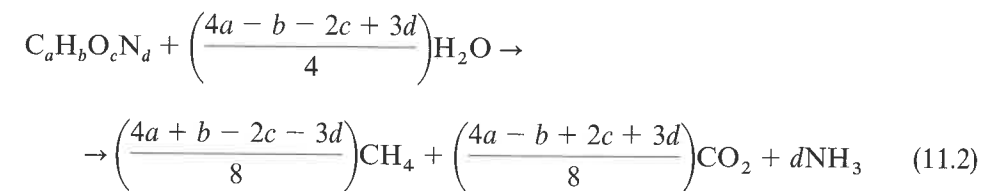
TABLA 11.5
Distribución porcentual de los gases de vertedero observados durante los primeros 48 meses después de la clausura de una celda de vertedero^a

Intervalo temporal desde el llenado de la celda, meses	Medio, porcentaje por volumen		
	Nitrógeno, N ₂	Dióxido de carbono, CO ₂	Metano, CH ₄
0-3	5,2	88	5
3-6	3,8	76	21
6-12	0,4	65	29
12-18	1,1	52	40
18-24	0,4	53	47
24-30	0,2	52	48
30-36	1,3	46	51
36-42	0,9	50	47
42-48	0,4	51	48

^a De Referencia 32.

condiciones hidrológicas locales afectan significativamente a la velocidad y al período de tiempo en el que tiene lugar la producción del gas.

El volumen de los gases emitidos durante la descomposición anaerobia puede estimarse de varias formas. Por ejemplo, si los constituyentes orgánicos individuales encontrados en los RSU (con la excepción de plásticos) se representan de una forma generalizada con la fórmula C_aH_bO_cN_d, entonces se puede estimar el volumen total del gas utilizando la Ecuación (11.2), suponiendo la conversión completa de los residuos orgánicos biodegradables en CO₂ y CH₄.



En general, se pueden dividir los materiales orgánicos presentes en los residuos sólidos en dos clasificaciones: 1) aquellos materiales que se descomponen rápidamente (tres meses a cinco años) y 2) aquellos materiales que se descomponen lentamente (hasta 50 años o más). En la Tabla 11.6 se identifican los componentes de la fracción orgánica de los RSU de descomposición lenta y rápida. En el Ejemplo 11.2 se ilustra un procedimiento que puede utilizarse para estimar la cantidad del gas que puede generarse a partir de la porción biodegradable de los residuos orgánicos en los RSU, suponiendo que la fórmula C₇₅H₁₂₂O₅₅N, como se desarrolla en el Ejemplo 11.2, pueda utilizarse para describir la fracción orgánica rápidamente biodegradable de los RSU; entonces, como se calcula en el Ejemplo 11.2, la cantidad máxima de gas de sólidos orgánicos biodegradable destruidos que se esperaría en condiciones óptimas

TABLA 11.6

Constituyentes orgánicos rápidamente y lentamente biodegradables en los RSU

Componente de residuos orgánicos	Rápidamente biodegradable	Lentamente biodegradable
Residuos de comida	sí	
Periódicos	sí	
Papel de oficina	sí	
Cartón	sí	
Plásticos ^a		
Textiles		sí
Goma		sí
Cuero		sí
Residuos de jardín	sí ^b	sí ^c
Madera		sí
Orgánicos misceláneos		sí

^a Los plásticos generalmente son considerados como no biodegradables.
^b Hojas y recortes de césped. Normalmente, el 60 por 100 de los residuos de jardín son considerados como rápidamente biodegradables.
^c Porciones leñosas de los residuos de jardín.

es 8,75 kg/m³. La fracción biodegradable de los residuos orgánicos depende en gran medida del contenido de lignina de los residuos (ver Capítulo 3). En la Tabla 11.7 se presenta la biodegradabilidad de varios constituyentes orgánicos basándose en su contenido de lignina. Como se puede observar, el papel de periódico es solamente un 22 por 100 degradable.

TABLA 11.7

Biodegradabilidad de los constituyentes orgánicos en los RSU

Componente de residuos orgánicos	Contenido de lignina, porcentaje SV	Fracción biodegradable ^a , porcentaje SV
Residuos de comida	0,4	0,82
Papel de periódicos	21,9	0,22
Papel de oficina	0,4	0,82
Cartón	12,9	0,47
Residuos de jardín	4,1	0,72

^a Fracción biodegradable = 0,83 - (0,028) · LC, donde LC = porcentaje SV (sólidos volátiles).

Variación de la producción de gas en relación al tiempo. En condiciones normales, la velocidad de descomposición, medida por la producción de gas, llega a su cima dentro de los primeros dos años y despues baja lentamente, continuando en muchos casos durante períodos de hasta 25 años o más. Si no se añade humedad a los residuos en un vertedero bien compactado, no es infrecuente encontrar materiales en su forma original años después de enterrarlos.

Ejemplo 11.2. Estimar la composición química y la cantidad de gas que puede derivarse de los constituyentes orgánicos en los RSU. Determinar la composición química y la cantidad de gas que puede derivarse de los constituyentes orgánicos rápidamente y lentamente descomponibles en los RSU que dan en la Tabla 3.4. Suponer que el 60 por 100 de los residuos de jardín se descompondrán rápidamente.

Solución

1. Construir una tabla de cálculos para determinar la distribución porcentual de los elementos más importantes que componen los residuos. A continuación se presentan los cálculos necesarios para los constituyentes orgánicos rápidamente y lentamente descomponibles. El contenido de humedad de los constituyentes de los residuos se extrae de la Tabla 4.1.

Componente	Peso húmedo, ^a kg	Peso seco ^b , kg	Composición ^c , kg					Cenizas
			C	H	O	N	S	
Constituyentes orgánicos rápidamente descomponibles								
Residuos de comida	9,0	2,7	1,30	0,17	1,02	0,07	0,01	0,14
Papel	34,0	32,0	13,92	1,92	14,08	0,10	0,06	1,92
Cartón	6,0	5,7	2,51	0,34	2,54	0,02	0,01	0,29
Residuos de jardín	11,1 ^d	4,4	2,10	0,26	1,67	0,15	0,01	0,20
Total	60,1	44,8	19,83	2,69	19,31	0,34	0,09	2,55
Constituyentes orgánicos lentamente descomponibles								
Textiles	2,0	1,8	0,99	0,12	0,56	0,08	—	0,05
Goma	0,5	0,5	0,39	0,05	—	0,01	—	0,05
Cuero	0,5	0,4	0,24	0,03	0,05	0,04	—	0,04
Residuos de jardín	7,4 ^e	3,0	1,43	0,18	1,14	0,10	0,01	0,13
Madera	2,0	1,6	0,79	0,10	0,69	—	—	0,02
Total	12,4	7,3	3,84	0,48	2,44	0,23	0,01	0,29

^a Ver Tabla 3.4.
^b Ver Tabla 4.1.
^c Ver tabla 4.3.
^d 11,1 = 18,5 · 0,60.
^e 7,4 = 18,5 - 11,1.

2. Calcular la composición molar de los elementos despreciando la ceniza.

	C	H	O	N	S
g/mol	12,01	1,01	16,00	14,01	32,06
Total moles					
Rápidamente descomponible	1,6511	2,6634	1,2069	0,0241	0,0028
Lentamente descomponible	0,3197	0,4752	0,1525	0,0164	0,0003

3. Determinar una fórmula química aproximada sin azufre. Construir una tabla de cálculos para determinar las relaciones normalizadas mol.

Componente	Relación mol (nitrógeno = 1)	
	Rápidamente descomponible	Lentamente descomponible
Carbono	68,5	19,5
Hidrógeno	110,5	29,0
Oxígeno	50,1	9,2
Nitrógeno	1,0	1,0

Las fórmulas químicas sin azufre son

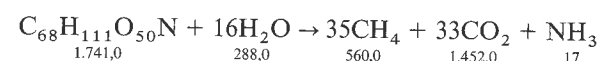
Rápidamente descomponible = $C_{68,5}H_{110,5}O_{50,2}N$ (Utilizar $C_{68}H_{111}O_{50}N$)

Lentamente descomponible = $C_{19,5}H_{29}O_{9,2}N$ (Utilizar $C_{20}H_{29}O_9N$)

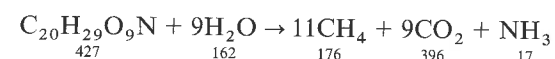
4. Estimar la cantidad de gas que puede derivarse de la descomposición rápida y lenta de los constituyentes orgánicos en los RSU.

a) Utilizando la Ecuación (11.2) las ecuaciones resultantes son

i. Rápidamente descomponible



ii. Lentamente descomponible



- b) Determinar el volumen de metano y dióxido de carbono producido. Los pesos específicos del metano y del dióxido de carbono son 0,717 y 1,978 kg/m³, respectivamente (ver Tabla 11.3).

ii. Rápidamente descomponible

$$\text{Metano} = \frac{(560,0)(44,8)}{(1.741,0)(0,717 \text{ kg/m}^3)} = 20 \text{ m}^3 \text{ N}$$

$$\text{Dióxido de carbono} = \frac{(1.452,0)(44,8)}{(1.741,0)(1,978 \text{ kg/m}^3)} = 19 \text{ m}^3 \text{ N}$$

ii. Lentamente descomponible

$$\text{Metano} = \frac{(176,0)(7,3)}{(427,0)(0,717 \text{ kg/m}^3)} = 4 \text{ m}^3 \text{ N}$$

$$\text{Dióxido de carbono} = \frac{(396,0)(7,3)}{(427,0)(1,978 \text{ kg/m}^3)} = 3,5 \text{ m}^3 \text{ N}$$

- c) Determinar la cantidad teórica total del gas generado por unidad en peso seco de la materia orgánica destruida.

i. Rápidamente descomponible

$$\text{vol/kg} = \frac{20 \text{ m}^3 + 19 \text{ m}^3}{44,8 \text{ kg}} = 0,87 \text{ m}^3/\text{kg}$$

ii. Lentamente descomponible

$$\text{vol/kg} = \frac{4 \text{ m}^3 + 3,5 \text{ m}^3}{7,3 \text{ kg}} = 1,03 \text{ m}^3/\text{kg}$$

Comentario. Los valores de generación del gas de vertedero calculados en este ejemplo representan la cantidad máxima de gas que podría producirse bajo condiciones óptimas a partir de la destrucción de los sólidos volátiles biodegradables (SVB) en la fracción orgánica de los RSU. El rango de los constituyentes orgánicos individuales varía de aproximadamente 0,62 a 1,06 m³/kg SVB destruidos. Los valores de generación de gas de 0,75 m³/kg SVB destruidos han sido presentados en la literatura para residuos orgánicos mezclados. Las cantidades reales del gas generado serán menores porque toda la materia orgánica biodegradable no está disponible para la descomposición. Por ejemplo, el papel contenido en las bolsas de plástico, aunque biodegradable, normalmente no está disponible para la conversión biológica. No se convertirán los residuos orgánicos biodegradables que no estén expuestos a la humedad suficiente para sostener la actividad biológica.

La variación en la tasa de producción del gas a partir de la descomposición anaerobia de los materiales orgánicos de los RSU rápidamente biodegradables (cinco años o menos —algunos residuos altamente biodegradables se descomponen después de algunos días—) y lentamente biodegradables (5 a 50 años) puede modelarse como se muestra en la Figura 11.12. Las tasas anuales de descomposición para materiales rápidamente y lentamente descomponibles se basan en un modelo triangular de producción del gas en el que la tasa punta de producción del gas se produce en uno y cinco años, respectivamente, después de comenzar la producción de gas. Se supone que la producción de gas se inicia a finales del primer año de la puesta en funcionamiento del vertedero. El área debajo del triángulo es igual a la mitad de la base por la altura; por lo tanto, la cantidad de gas procedente de los residuos colocados durante el primer año de funcionamiento es igual a:

$$\begin{aligned} &\text{Total gas producido, kg/m}^3 = \\ &= 1/2 (\text{base, año}) \cdot (\text{altura, tasa punta de producción de gas, kg/m}^3 \cdot \text{año}) \quad (11.3) \end{aligned}$$

Utilizando un modelo triangular de producción de gas, la tasa total de producción de gas en un vertedero en el que se colocan residuos durante un período de 5 años se obtiene gráficamente sumando el producido por las porciones de RSU rápidamente y lentamente biodegradables depositadas cada

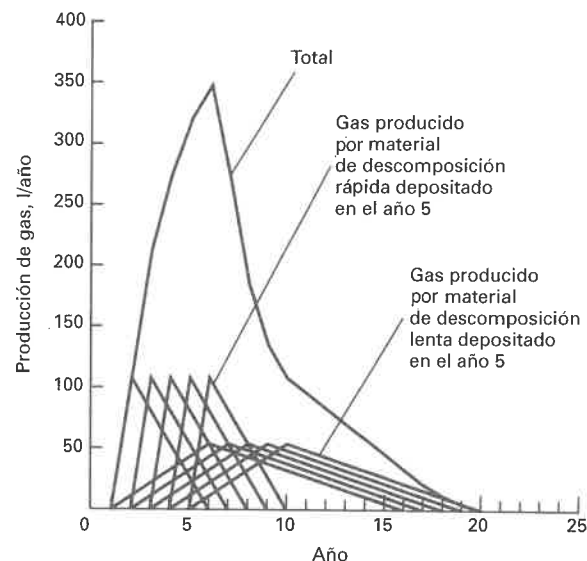


FIGURA 11.12

Representación gráfica de la producción de gas durante un período de cinco años a partir de materiales orgánicos rápidamente y lentamente descomponibles colocados en un vertedero.

año (ver Figura 11.12). La cantidad total del gas producido se corresponde con el área por debajo de la curva. En el Ejemplo 11.8 de la Sección 11.12 se ilustra la determinación de la cantidad total del gas producido en un vertedero.

Como se ha resaltado anteriormente, en muchos vertederos la humedad disponible es insuficiente para permitir la conversión completa de los constituyentes orgánicos biodegradables de los RSU. El contenido en humedad óptimo para la conversión de la materia orgánica biodegradable de los RSU es del orden del 50 al 60 por 100. También en muchos vertederos la humedad presente no se distribuye uniformemente. Cuando el contenido en humedad del vertedero es limitado, la curva representando la producción de gas es más plana y se extiende por un período de tiempo más largo. En la Figura 11.13 se presenta un ejemplo del efecto que tiene un contenido de humedad reducido sobre la producción del gas de vertedero. La producción del gas de vertedero durante períodos de tiempo amplios es de gran importancia respecto a la estrategia de gestión que se va a adoptar para el mantenimiento postclausura.

Fuentes de oligogases. Los oligoconstituyentes en los gases de vertedero tienen dos orígenes. Pueden llegar al vertedero con los residuos entrantes o pueden producirse mediante reacciones bióticas y abióticas que tienen lugar dentro del vertedero [25]. De los oligocompuestos encontrados en los gases del vertedero, muchos están mezclados con los residuos entrantes en forma líquida, pero tienden a volatilizarse. La tendencia a la volatilización es directamente proporcional a la presión de vapor del líquido, e inversamente proporcional al área de una esfera del líquido volátil dentro del vertedero

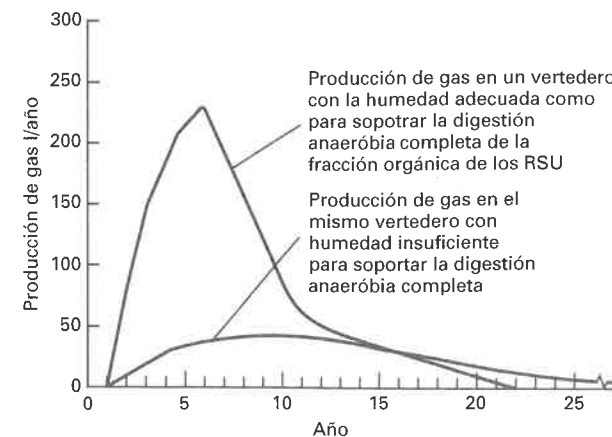


FIGURA 11.13

Efecto de un contenido de humedad reducido sobre la producción de gases de vertedero.

[26]. En la Tabla 11.8 se ilustran los diversos tiempos de volatilización que se pueden esperar para algunos líquidos volátiles seleccionados encontrados en los vertederos. En vertederos más recientes, donde se ha prohibido la evacuación de residuos peligrosos, se han reducido significativamente las concentraciones de COV en el gas de vertedero.

TABLA 11.8

Tiempos estimados para la volatilización completa de líquidos volátiles seleccionados encontrados en los vertederos^a

Compuesto	Tiempo de evaporación, d ^b
Cloroetano	0,0
Diclorometano	1,2
Triclorometano	4,4
Benceno	6,4
Tetraclorometano	9,6
Tricloroetano	13,6
Tolueno	23,4
Tetracloroetano	62,6
Clorobenceno	76,0
1,2-Dibromoetano	128,2
<i>o</i> -Diclorobenceno	497,6

^a Extraído de Referencia 26.

^b En base a una esfera de 10 mm de líquido volátil a 25°C, en un vertedero con una porosidad de 0,5.

Pueden darse diferentes caminos bioquímicos complejos para la producción o consumo de cualesquiera de los constituyentes en cantidades traza. Por

ejemplo, el cloruro de vinilo es un subproducto de la degradación de di y tricloroeteno. Por la naturaleza orgánica de estos gases, pueden ser absorbidos por los constituyentes de los residuos en el vertedero. Actualmente, se puede decir muy poco que sea definitivo acerca de las tasas de transformación bioquímica de los oligocompuestos. Las vidas medias varían de una fracción de año hasta más de mil años para algunos compuestos.

Movimientos del gas de vertedero

En condiciones normales, los gases producidos en el suelo se emiten a la atmósfera mediante difusión molecular. En el caso de un vertedero activo, la presión interna normalmente es mayor que la presión atmosférica, y el gas de vertedero saldrá mediante difusión y flujo convectivo (conducido por presión). Otros factores que influyen en el movimiento de los gases del vertedero incluyen la absorción de los gases en componentes líquidos o sólidos [47] y la generación o consumo de un componente gaseoso a través de reacciones químicas o de la actividad biótica. La ecuación general siguiente relaciona estos valores con un volumen de control unidimensional (vertical) (ver Figura 11.14) [26]. Hay que resaltar que la siguiente exposición sobre el movimiento de los gases del vertedero se da en unidades métricas, con unidades USA en paréntesis, ya que la mayoría de las constantes y de los coeficientes disponibles para los gases de vertedero se dan en unidades métricas.

$$\alpha(1 + \beta) \frac{\partial C_A}{\partial t} = -V_z \frac{\partial C_A}{\partial z} + D_z \frac{\partial^2 C_A}{\partial z^2} + G \tag{11.4}$$

donde:

- α = Porosidad total, cm³/cm³ (ft³/ft³).
- β = Factor de retardación teniendo en cuenta el cambio de absorción y de fase.
- C_A = Concentración del compuesto A, g/cm³ (lb · mol/ft³).
- V_z = Velocidad de convección vertical, cm/s (ft/d).
- D_z = Coeficiente de difusión efectiva, cm²/s (ft²/d).
- G = Parámetro agrupado utilizado para justificar todos los términos de generación, g/cm³ · s (lb · mol/ft³ · d).
- z = Profundidad, m (ft).

La velocidad de convección V_z en la dirección vertical puede estimarse utilizando la ley de Darcy de la forma siguiente:

$$V_z = \frac{\kappa}{\mu} \frac{\partial P}{\partial z} \tag{11.5}$$

donde:

- V_z = Velocidad de convección, m/s (ft/d).
- κ = Permeabilidad intrínseca, m² (ft²).

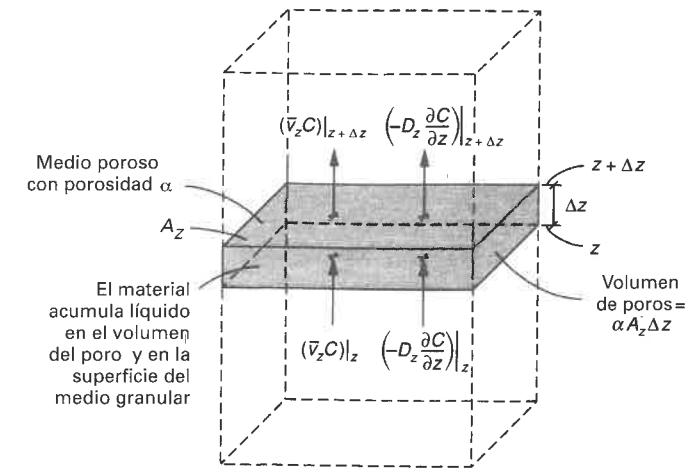


FIGURA 11.14

Volumen de control para el movimiento vertical del gas de vertedero.

- μ = Viscosidad de la mezcla del gas, N · s/m² (lb · d/ft³).
- P = Presión, N/m² (lb/ft²).
- z = Profundidad, m (ft).

Los valores típicos para la velocidad de convección de los principales gases del vertedero son del orden de 1 a 15 cm/d. Generalmente se lleva a cabo la resolución de la Ecuación (11.4) utilizando métodos numéricos de diferencia finita o elementos finitos conjuntamente con ordenadores de alta velocidad. En la Referencia 26 se trata la solución numérica de la Ecuación (11.4) en dos o tres dimensiones.

Las formas simplificadas de la Ecuación (11.4) pueden ayudar para estimar las emisiones sin tener que recurrir a técnicas más complejas de solución numérica basadas en ordenador. Por ejemplo, si se olvidan los efectos de absorción y generativos, entonces la Ecuación (11.4) se reduce bajo condiciones estables a

$$0 = -V_z \frac{dC_A}{dz} + D_z \frac{d^2C_A}{dz^2} \tag{11.6}$$

Si no se produce gas de vertedero en cantidades significativas sólo queda la parte difusiva de la Ecuación (11.6), que se puede integrar para dar la siguiente expresión:

$$N_A = -D_z \frac{dC_A}{dz} \tag{11.7}$$

donde:

- N_A = Flujo de gas, g/cm² · s.

El coeficiente de difusión efectiva es una función de la difusión molecular y de la porosidad del suelo. La siguiente relación se determinó empíricamente para el movimiento de vapor Lindane a través del suelo:

$$D_z = D \frac{(\alpha_{\text{gas}})^{10/3}}{\alpha^2} \quad (11.8)$$

donde:

D_z = Coeficiente de difusión efectiva, cm^2/s .

D = Coeficiente de difusión, cm^2/s .

α_{gas} = Porosidad llena de gas, cm^3/cm^3 .

α = Porosidad total cm^3/cm^3 .

Otro acercamiento utilizado para determinar el coeficiente de difusión efectivo es el siguiente:

$$D_z = D\alpha\tau \quad (11.9)$$

donde:

τ = Factor de tortuosidad (valor típico = 0,67).

Movimiento de los principales gases de vertedero. Aunque la mayor parte del metano escape a la atmósfera, ambos, metano y dióxido de carbono, se han encontrado en concentraciones de hasta el 40 por 100 en distancias laterales de hasta 150 m de los bordes de vertederos sin recubrimiento. En vertederos sin ventilación, la extensión de este movimiento lateral varía según las características del material de cubrición y del suelo circundante. Si se escapa el metano de una forma incontrolada, puede acumularse (porque su peso específico es menor que el del aire) debajo de edificios o en otros lugares cerrados, próximos o dentro de un vertedero controlado. Con una extracción correcta, el metano no debe suponer un problema (excepto por el hecho de que es un gas que influye en el efecto invernadero). Por otro lado, el dióxido de carbono es problemático por su densidad. Como se muestra en la Tabla 11.3, el dióxido de carbono tiene aproximadamente 1,5 veces la densidad del aire y 2,8 veces la densidad del metano; por lo tanto, tiende a moverse hacia el fondo del vertedero. Como resultado, las concentraciones de dióxido de carbono en las porciones más bajas del vertedero pueden ser altas durante años.

Migración ascendente del gas de vertedero. El metano y el dióxido de carbono pueden emitirse a través de la cobertura del vertedero mediante la convección y la difusión. El flujo difusivo a través de la cobertura puede estimarse utilizando las Ecuaciones (11.7) y (11.8) suponiendo que la pendiente de concentración es lineal y el suelo es seco, por lo tanto $\alpha_{\text{gas}} = \alpha$. Suponiendo que las condiciones secas del suelo introducen un factor de seguridad, ya que cualquier infiltración de agua en la cubrición del vertedero reduciría las

porosidades llenas de gas, y por lo tanto reduciría el flujo de gas fuera del vertedero.

$$N_A = - \frac{D\alpha^{4/3}(C_{A_{\text{atm}}} - C_{A_{\text{ver}}})}{L} \quad (11.10)$$

donde:

N_A = Flujo gaseoso del compuesto A , $\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{s}$.

$C_{A_{\text{atm}}}$ = Concentración del compuesto A en la superficie de cobertura del vertedero, g/cm^3 .

$C_{A_{\text{ver}}}$ = Concentración del compuesto A en el fondo del vertedero, g/cm^3 .

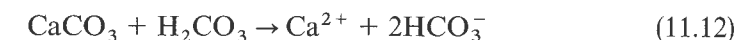
L = Profundidad del vertedero, cm .

Los valores típicos para el coeficiente de difusión del metano y del dióxido de carbono son $0,20 \text{ cm}^2/\text{s}$ y $0,13 \text{ cm}^2/\text{s}$, respectivamente [26].

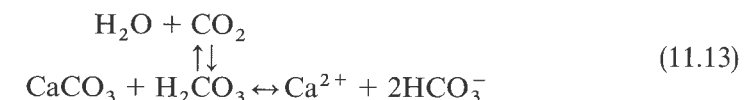
Migración descendente del gas de vertedero. Finalmente, el dióxido de carbono, por su densidad, puede acumularse en el fondo del vertedero. Si se utiliza un recubrimiento de suelo, el dióxido de carbono puede moverse desde allí hacia abajo, principalmente mediante la difusión a través del recubrimiento hasta que llega al agua subterránea (hay que resaltar que se puede limitar el movimiento de CO_2 utilizando un recubrimiento geomembrana). El dióxido de carbono es fácilmente soluble en agua y puede reaccionar con ella para formar ácido carbónico, o



Esta reacción baja el pH, que más tarde puede incrementar la dureza y el contenido mineral del agua subterránea mediante disolución. Por ejemplo, si el carbonato cálcico está presente en la estructura del suelo, el ácido carbónico reaccionará con él para formar bicarbonato cálcico soluble, según la siguiente reacción:



Reacciones similares se producen con carbonatos de magnesio. Para una concentración dada de dióxido de carbono, la reacción mostrada en la Ecuación (11.11) procederá hasta que llegue al equilibrio, como se muestra en la Ecuación (11.13).



Entonces, cualquier proceso que incremente el dióxido de carbono libre causará la disolución de más carbonato cálcico. El incremento de la dureza

resultante es el efecto principal de la presencia de dióxido de carbono en el agua subterránea. La solubilidad en agua de los principales gases encontrados en los vertederos puede calcularse utilizando la Ley de Henry dada en el Apéndice F. El efecto del dióxido de carbono sobre el pH del lixiviado puede estimarse utilizando la primera constante de disociación para el ácido carbónico (ver el Ejemplo 11.4 en la Sección 11.5).

Movimiento de oligogases. Para las condiciones de borde mostradas en la Figura 11.15, puede modificarse la Ecuación (11.10) para los oligogases encontrados en los vertederos de la forma siguiente [19]:

$$N_i = - \frac{D\alpha^{4/3}(C_{i_{atm}} - C_{i_s} W_i)}{L} \quad (11.14)$$

donde:

- N_i = Flujo de vapor del compuesto i , $g/cm^2 \cdot s$.
- D = Coeficiente de difusión, cm^2/s .
- α = Porosidad del suelo seco, cm^3/cm^3 .
- $C_{i_{atm}}$ = Concentración del compuesto i en la superficie de cubrición del vertedero, g/cm^3 .
- C_{i_s} = Concentración saturada del vapor del compuesto i , g/cm^3 .
- W_i = Factor para justificar la fracción actual del compuesto i en los residuos.
- $C_{i_s} W_i$ = Concentración del compuesto i en el fondo de cubrición del vertedero, g/cm^3 .
- L = Profundidad de cubrición del vertedero, cm .

Se puede simplificar la Ecuación (11.14) suponiendo que $C_{i_{atm}}$ es cero; esta suposición es razonable porque la concentración de oligoconstituyentes cuan-

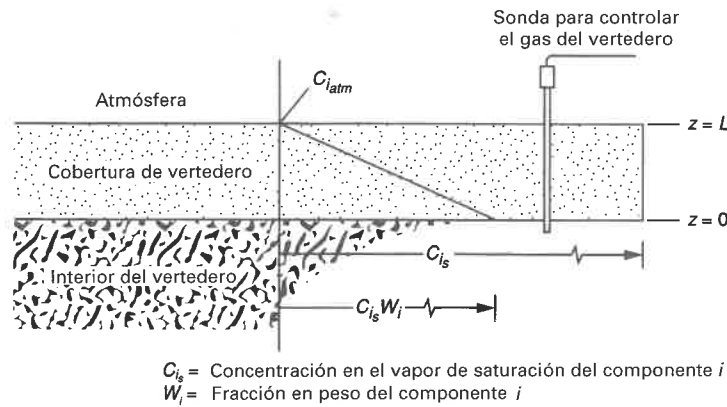


FIGURA 11.15

Esquema del movimiento de oligogases de vertedero a través de la cobertura del vertedero [19].

TABLA 11.9 Propiedades físicas seleccionadas de 12 compuestos en cantidades traza encontrados en los vertederos^a

Compuesto	0°C			10°C			20°C			30°C			40°C			50°C		
	D ^b	p ^v ^c	C _s ^d	D	p ^v	C _s	D	p ^v	C _s	D	p ^v	C _s	D	p ^v	C _s	D	p ^v	C _s
Etilbenceno	0,052	2,0	12,48	0,055	3,9	23,47	0,059	7,3	42,44	0,062	13	73,08	0,066	22	119,7	0,069	36	189,9
Tolueno	0,056	6,7	36,26	0,060	12	62,65	0,064	22	110,9	0,068	37	180,4	0,073	59	278,5	0,077	92	420,9
Tetracloroetano	0,053	4,1	39,95	0,057	7,9	74,27	0,061	15,6	127,1	0,065	24	210,7	0,069	40	340,0	0,073	63	581,9
Benceno	0,066	27	123,9	0,070	47	208,1	0,075	76	325,0	0,081	122	504,6	0,086	185	740,7	0,091	274	1.063
1,2-Dicloroetano	0,063	24	139,6	0,068	41	230,0	0,072	62	363,0	0,077	107	560,7	0,082	164	831,9	0,088	243	1.194
Tricloroetano	0,059	20	154,5	0,063	36	268,4	0,067	60	424,8	0,072	94	654,5	0,077	146	984,1	0,082	217	1.417
1,1,1-Tricloroetano	0,058	36	282,2	0,062	61	461,3	0,067	100	715,9	0,071	153	1.081	0,076	231	1.580	0,081	338	2.240
Tetracloruro de carbono	0,058	32	289,3	0,062	54	470,9	0,066	90	741,2	0,071	138	1.124	0,075	209	1.648	0,080	308	2.353
Cloroformo	0,065	61	427,9	0,070	100	676,7	0,075	160	1.026	0,080	240	1.517	0,085	354	2.166	0,090	508	3.012
1,2-Dicloroetano	0,077	110	626,7	0,082	175	961,8	0,087	269	1.428	0,092	399	2.048	0,097	576	2.862	0,102	810	3.901
Diclorometano	0,074	155	773,6	0,080	242	1.165	0,085	349	1.702	0,091	536	2.410	0,097	763	3.322	0,103	1.060	4.472
Cloruro de vinilo	0,080	1.280	4.701	0,085	1.810	6.413	0,091	2.548	8.521	0,098	3.350	11.090	0,104	4.410	14.130	0,110	5.690	17.660

^a De Referencia 19.
^b Coeficiente de difusión, cm^2/s .
^c Presión de vapor, Hg mm.
^d Concentración de vapor saturado, g/m^3 .

do llegan a la superficie del vertedero disminuirá rápidamente por la dispersión causada por el viento y por la difusión causada por el aire. Con esta suposición, la estimación para el flujo de masa del gas será conservadora; cualquier incremento de C_i producirá un descenso del flujo de masa. La forma simplificada de la Ecuación (11.14) es

$$N_i = \frac{D\alpha^{4/3}(C_i W_i)}{L} \quad (11.15)$$

Los valores estimados del coeficiente de difusión D para doce oligocompuestos se presentan en la Tabla 11.9 para temperaturas que varían de 0° a 50°C. Los valores de porosidad normalmente varían de 0,010 hasta 0,30 para diferentes tipos de arcilla. El término $C_i W_i$ corresponde a la concentración del compuesto en la parte superior del vertedero, justo debajo de la cubrición. Si no hay medidas disponibles realizadas en el campo de trabajo, se puede estimar el valor del término $C_i W_i$ utilizando los datos dados en la Tabla 11.10 de C_i y W_i para los oligocompuestos presentados. Los valores para el término W_i mostrados en la Tabla 11.10 fueron obtenidos de mediciones hechas en 44 vertederos para residuos municipales en California. Si un compuesto interesante no está listado en la Tabla 11.10 se puede utilizar un valor de 0,001 como estimación de W_i . La concentración de saturación C_i para otros oligocompuestos orgánicos puede encontrarse en el Apéndice H. Si se va a estimar en el campo de trabajo el valor del término $C_i W_i$, deberían efectuarse las medidas insertando una sonda de gas a través de la cobertura del vertedero hasta un punto justo al atravesarla, y registrar la concentración del compuesto y la temperatura en ese punto del vertedero. Obteniendo mediciones reales en el campo de trabajo se puede estimar la tasa media de emisión muy rápidamente. En el Ejemplo 11.3 se trata el movimiento de oligogases mediante difusión.

TABLA 11.10

Medidas y saturaciones de las concentraciones de 10 compuestos traza en fase gas

Compuestos	Concentración, mg/m ³		Factor de escala, W_i
	Máximo medido ^a	Valor de saturación	
Benceno	135,9	319.000	0,0004
Clorobenceno	6,8	54.000	0,0001
Etilbenceno	414,5	40.000	0,01
1,1,1-Tricloroetano	86,3	715.900	0,0001
Cloroetano	89,2	8.521.000	0,00001
Tetracloroetano	1.331,7	126.000	0,01
Tricloroetano	85,1	415.000	0,0002
Diclorometano	871,5	1.702.000	0,0005
Triclorometano	63,9	1.027.000	0,00001
Tolueno	1.150,5	110.000	0,01

^a Mediciones tomadas en 44 vertederos de California (adaptado de Referencia 5).

Ejemplo 11.3. Movimiento de oligogases. Estimar la emisión de tolueno, 1,1,1-tricloroetano y cloruro de vinilo a partir de la superficie de un vertedero debido a la difusión. Suponer que se aplican las siguientes condiciones:

1. Temperatura = 30°C.
2. Material de cobertura del vertedero = mezcla marga-arcilla.
3. Porosidad del material de cobertura del vertedero = 0,20.
4. Espesor de la cobertura del vertedero = 0,6 m.
5. Factor de escala para tener en cuenta la fracción real del oligocompuesto presente debajo de la cubrición del vertedero = 0,001.
6. Nota: $(\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s})) \cdot 0,864 \cdot 10^9 = (\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d})$.

Solución

1. Estimar la concentración de los compuestos justamente por debajo de la cobertura del vertedero.

a) De la Tabla 11.9, las concentraciones saturadas para estos compuestos son:

Tolueno:	180,4 g/m ³ = 180,4 · 10 ⁻⁶ g/cm ³
1,1,1-Tricloroetano:	1.081 g/m ³ = 1.081 · 10 ⁻⁶ g/cm ³
Cloruro de vinilo:	11.090 g/m ³ = 11.090 · 10 ⁻⁶ g/cm ³

- b) Estimar la concentración de los compuestos justamente por debajo de la cubrición del vertedero, $C_i W_i$, multiplicando los valores de la concentración saturada por el factor de escala (0,001).

Tolueno:	180,4 · 10 ⁻⁹ g/cm ³
1,1,1-Tricloroetano:	1.081 · 10 ⁻⁹ g/cm ³
Cloruro de vinilo:	11.090 · 10 ⁻⁹ g/cm ³

2. Estimar la tasa de emisión de masa utilizando la Ecuación (11.15) y los coeficientes de difusión dados en la Tabla 11.9.

a) Para el tolueno

$$N_i = \frac{D\alpha^{4/3}(C_i W_i)}{L}$$

$$N_i = \frac{(0,068 \text{ cm}^2/\text{s})(0,20)^{4/3}(180,4 \cdot 10^{-9} \text{ g/cm}^3)}{60 \text{ cm}} = 2,39 \cdot 10^{-11} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}$$

b) Para 1,1,1-tricloroetano

$$N_i = \frac{(0,071 \text{ cm}^2/\text{s})(0,20)^{4/3}(1.081 \cdot 10^{-9} \text{ g/cm}^3)}{60 \text{ cm}} = 1,5 \cdot 10^{-10} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}$$

c) Para el cloruro de vinilo

$$N_i = \frac{(0,098 \text{ cm}^2/\text{s})(0,20)^{4/3}(11.090 \cdot 10^{-9} \text{ g/cm}^3)}{60 \text{ cm}} = 2,12 \cdot 10^{-9} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}$$

3. Convertir las tasas de emisión de masa en unidades de $\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$ utilizando el factor de conversión anteriormente citado.

a) Para tolueno

$$N_i = (2,39 \cdot 10^{-11} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}) \cdot (0,864 \cdot 10^9) = 0,02 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$$

b) Para 1,1,1-tricloroetano

$$N_i = (1,5 \cdot 10^{-10} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}) \cdot (0,864 \cdot 10^9) = 0,13 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$$

c) Para cloruro de vinilo

$$N_i = (2,12 \cdot 10^{-9} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}) \cdot (0,864 \cdot 10^9) = 1,83 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$$

Comentario. Por lo general, las coberturas de vertedero compuestas de suelo(s) ofrecen poca resistencia al movimiento de los compuestos orgánicos en cantidades traza encontrados en los vertederos. Es interesante comparar las emisiones de masa que se producirían para los oligocompuestos en este ejemplo basándose en el flujo convectivo. Los valores típicos de la velocidad convectiva para los principales gases varían de 1 a 15 cm/d. La correspondiente salida convectiva del tolueno, entonces, variaría de $(1-15 \text{ cm/d}) \cdot 180,4 \cdot 10^{-9} \text{ g/cm}^3 \cdot (\text{d}/86.400 \text{ s}) = 0,2 \text{ a } 3,1 \cdot 10^{-11} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}$. La conclusión que se puede obtener de este ejemplo consiste en que el transporte convectivo de los oligocompuestos a menudo es menos importante que su transporte por difusión. Para limitar la salida de estos oligocompuestos muchas agencias que explotan vertederos han elegido cubrir los vertederos completados con un recubrimiento de membrana flexible.

Control pasivo de los gases del vertedero

Se controla el movimiento de los gases del vertedero para reducir las emisiones atmosféricas, para minimizar la salida de emisiones olorosas, para minimizar la migración subsuperficial del gas, y para permitir la recuperación de energía a partir del metano. Los sistemas de control se pueden clasificar como pasivos y activos. En los sistemas pasivos de control del gas se utiliza energía en forma de vacío inducido para controlar el flujo del gas. Se puede lograr el control pasivo para ambos gases, principales y oligogases, mientras se están produciendo los gases principales a altas velocidades, proporcionando caminos de más alta permeabilidad para guiar el flujo del gas en la dirección deseada. Por ejemplo, una zanja de grava puede servir para conducir el gas hasta un sistema de ventilación con quemador. Cuando la producción de los principales gases es limitada los controles pasivos no son muy eficaces, porque la difusión molecular será el mecanismo de transporte predominante. Sin embargo, en esta etapa de la vida del vertedero quizás no sea tan importante controlar la emisión residual del metano presente en el gas del vertedero. El control de las emisiones de COV puede necesitar del uso de ambas instalaciones, pasivas y activas.

Ventilación para rebajar la presión/quemadores en la cobertura del vertedero. Uno de los métodos pasivos más comunes para controlar los gases del vertedero se basa en el hecho de que se puede reducir la migración lateral de los gases del vertedero rebajando la presión del gas dentro del interior del vertedero. Para este propósito, se instalan chimeneas a través de la cobertura final, extendiéndose hacia abajo en la masa de residuos sólidos (ver Figura 11.16). Si el metano en el gas que está escapando es de una concentración suficiente, se pueden conectar varias chimeneas y equiparlas con un quemador de gas (ver Figura 11.17a). Cuando se utilizan quemadores del gas residual, la chimenea debe penetrar en las celdas de residuos. La altura del quemador de residuos puede variar de 3 a 6 m por encima. Se puede encender el quemador manualmente o con una llama piloto continua. Para conseguir el máximo beneficio de la instalación de un quemador de gas de residuos se debería utilizar la llama piloto (ver Figura 11.17b). Hay que resaltar, sin embargo, que las chimeneas pasivas con quemadores quizás no lograrán una destrucción eficaz de los olores y de los COV, no alcanzando las exigencias para el control de la calidad del aire de muchas agencias urbanas, y, por lo tanto, no se considera su utilización como una buena práctica. Más adelante, en esta sección, se tratan los quemadores de gas.

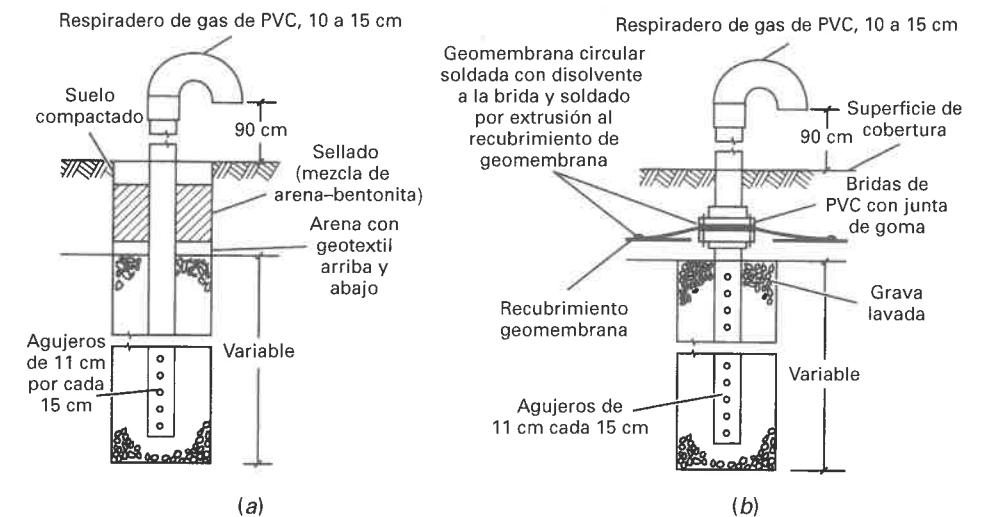


FIGURA 11.16

Chimeneas de gas utilizadas en la superficie de un vertedero para el control pasivo del gas de vertedero: (a) chimenea de gas para un vertedero que no contiene un recubrimiento con geomembrana, y (b) chimenea de gas para un vertedero que contiene un recubrimiento de membrana sintética.

Zanjas perimetrales de intercepción. Para interceptar el movimiento lateral de los gases del vertedero puede utilizarse un sistema de zanjas perimétricas, que consiste en zanjas interceptoras llenas de grava que contienen tuberías

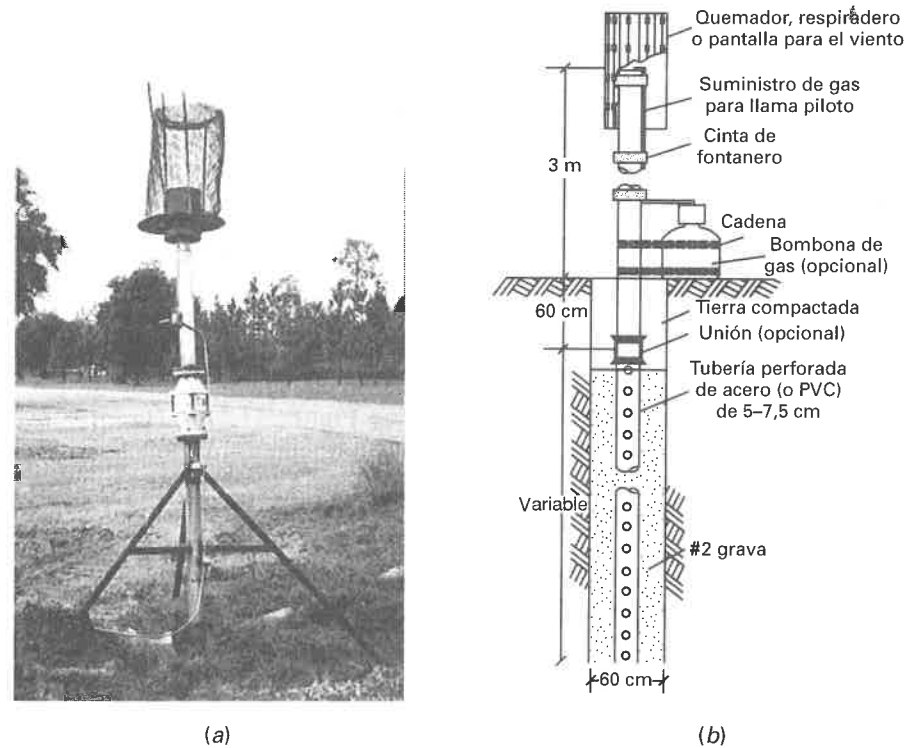


FIGURA 11.17

Quemador típico tipo candelabro para gas de residuos, utilizado para quemar el gas del vertedero procedente de un pozo de ventilación o de varios pozos de ventilación interconectados: (a) sin llama piloto y (b) con llama piloto.

horizontales de plástico perforado (normalmente policloruro de vinilo, PVC, o polietileno, PE) (ver Figura 11.18a). La tubería perforada está conectada a chimeneas verticales a través de las cuales el gas del vertedero que se acumula en el relleno del fondo de la zanja puede dirigirse hacia la atmósfera. Para facilitar la recogida del gas en la zanja frecuentemente se instala un recubrimiento de membrana en su pared hacia la parte exterior del vertedero.

Zanja perimétrica barrera. Las zanjas barrera (ver Figura 11.18b) normalmente se llenan con materiales relativamente impermeables, como bentonita o pastas de arcilla. En este caso, la zanja se convierte en una barrera física para el movimiento lateral subsuperficial. El gas de vertedero se separa de la cara interna de la barrera con chimeneas para la extracción del gas o con zanjas llenas de grava. Sin embargo, las zanjas pueden sufrir rotura por desecación, y por lo tanto se utilizan más frecuentemente en proyectos para interceptar aguas subterráneas. La eficacia a largo plazo de las zanjas de barrera para controlar la migración de los gases de vertedero es dudosa.

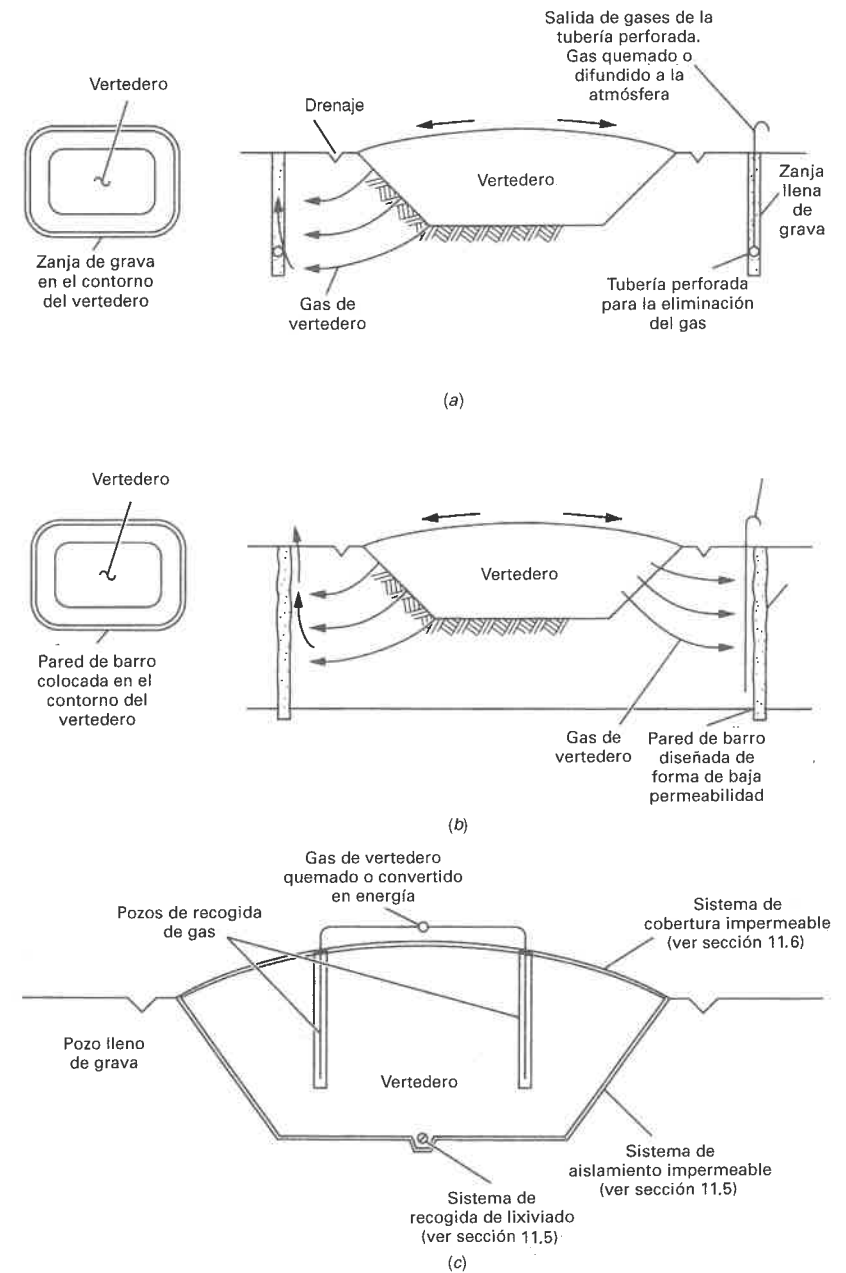


FIGURA 11.18

Instalaciones pasivas utilizadas para controlar el gas del vertedero: (a) zanja interceptora rellena con grava y con tubería perforada; (b) zanja barrera perimétrica, y (c) uso de recubrimiento impermeable en el vertedero. Hay que destacar que las zanjas interceptoras perimétricas se utilizan para controlar la migración del gas del vertedero en vertederos sin recubrimientos.

Barreras impermeables dentro de los vertederos. En los vertederos modernos, el movimiento de los gases del vertedero a través de las formaciones adyacentes del suelo se controla, antes de comenzar las operaciones de relleno, con la construcción de barreras de materiales que son más impermeables que el suelo (ver Figura 11.18c). Algunos de los materiales usados para esta finalidad se identifican en la Tabla 11.11. Para controlar el lixiviado, lo más común es el uso de arcillas compactadas y geomembranas de varias clases, sencillas o en configuraciones multilaminadas. Como los principales gases y los oligogases se difundirán a través de los recubrimientos de arcilla, actualmente muchas agencias exigen el uso de geomembranas para limitar el movimiento de los gases del vertedero.

TABLA 11.11

Materiales de sellado de vertederos para el control del movimiento de gas y lixiviado

Clasificación	Sellador	
	Tipos representativos	Comentarios
Suelo compactado		Debería contener algo de arcilla y lodo fino
Arcilla compactada	Bentonitas, ilitas, caolinitas	El material de sellado más frecuentemente utilizado para los vertederos; el espesor de la capa varía de 0,15 a 1,2 m; la capa debe ser continua, no permitiendo que se seque o agriete
Químicas inorgánicas	Carbonato de sodio, silicato o pirofosfato	Su uso depende de las características del suelo local
Químicas sintéticas	Polímeros, goma látex	Experimental; su utilización en campo no está bien establecida
Recubrimientos de membrana sintética	Policloruro de vinilo, goma butilo, polietileno, recubrimientos reforzados de nylon	Frecuentemente utilizado para el control del lixiviado; utilización incrementada para controlar el gas de vertedero
Asfalto	Asfalto modificado, asfalto impregnado de goma, tejido de polietileno recubierto de asfalto, hormigón asfáltico	La capa debe ser lo suficientemente espesa como para mantener la continuidad bajo diferentes condiciones de consolidación
Otros	Hormigón gunita, cemento de suelo, cemento plástico de suelo	No utilizado frecuentemente para controlar el movimiento de gas y lixiviados por grietas de contracción después de la construcción

Uso de barreras absorbentes para oligogases dentro del vertedero.

En base a los resultados de los programas de muestreo llevados a cabo por la Junta de California para la Gestión Integral de Residuos, es patente que los oligogases están presentes en los vertederos en concentraciones muy variables. Gradientes de alta concentración ocasionan un componente de flujo de oligogases de gran difusión, incluso cuando hay muy poco transporte por convección de la mezcla del gas principal en forma de flujo. La utilización de material absorbente, tal como compost, puede retrasar la salida de oligogases. De esta forma, los mecanismos de transformación bióticos y/o abióticos pueden contar con más tiempo para degradar los oligocompuestos absorbidos.

Control activo del gas de vertedero con instalaciones perimétricas

Se puede controlar el movimiento lateral del gas de vertedero mediante el uso de chimeneas y zanjas perimétricas para la extracción del gas, creando un vacío parcial que origina un gradiente de presión hacia la chimenea de extracción. El gas extraído se quema para controlar las emisiones de metano y COV, o se utiliza para producir energía. El uso de chimeneas con inyección de aire también se explica en la siguiente exposición.

Chimeneas perimétricas para la extracción del gas y para el control de olores. Normalmente las chimeneas perimétricas se utilizan (ver Figura 11.19a) en vertederos con profundidades de residuos sólidos de por lo menos 8 m, cuando la distancia entre el vertedero y la urbanización más cercana es relativamente pequeña. Se trata de una serie de chimeneas verticales instaladas o bien dentro del vertedero a lo largo de su borde o bien en la zona localizada entre el borde del vertedero y el vallado del lugar. Cada chimenea se conecta a un tubo recolector común que después está conectado a un compresor eléctrico centrífugo, que produce vacío (presión negativa) en el colector y en las chimeneas individuales. Cuando se aplica el vacío, se crea una zona o radio de influencia que se extiende a la masa de residuos sólidos alrededor de cada chimenea y dentro de la cual el gas generado es aspirado hacia la chimenea. Normalmente se ventila o se quema el gas extraído del vertedero, de una forma controlada, en la estación del compresor. También se puede utilizar el gas extraído como fuente de energía si la cantidad que se puede recoger y la calidad son suficientes.

El diseño de la chimenea de extracción consiste en una tubería de 10 a 16 cm (a menudo de PVC o PE) colocada en una perforación de 45 a 90 cm (ver Figura 11.20). Del tercio a la mitad inferior, la funda se perfora y se coloca sobre un relleno de grava. El resto de la funda no se perfora y se coloca en un relleno de tierra (preferentemente) o de residuos sólidos [44]. Se espacian las chimeneas para que sus zonas de influencia se solapen. A diferencia de los pozos para agua, la zona de influencia para las chimeneas verticales es esencialmente una esfera extendida en todas las direcciones a partir de la chimenea de extracción (ver Figura 11.19a). Por esta razón, se debe tener mucho cuidado para evitar una sobrecarga en el sistema. Tasas de extracción excesivas pueden

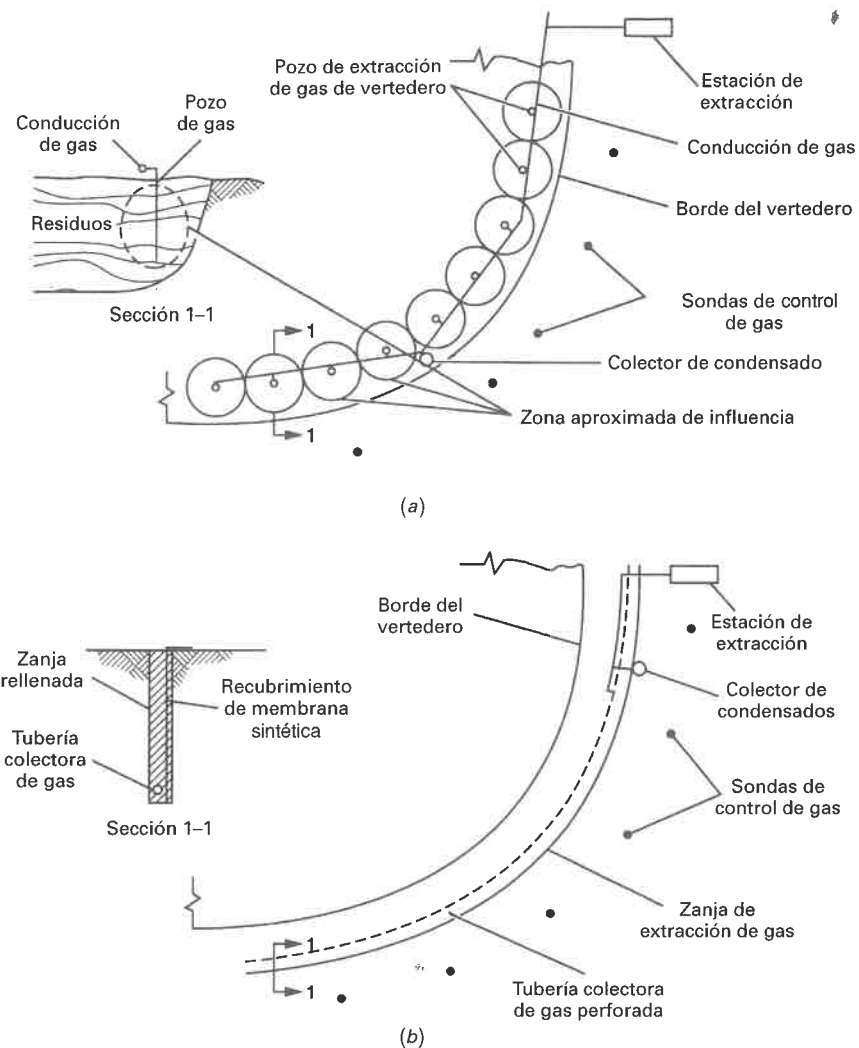


FIGURA 11.19

Instalaciones activas utilizadas para el control subsuperficial de la migración del gas de vertedero: (a) chimeneas perimétricas para la extracción del gas del vertedero y (b) zanja perimétrica para la extracción del gas del vertedero.

causar que el aire procedente del suelo circundante se infiltre en la masa de residuos. Para prevenir la entrada de aire, la tasa de flujo de gas para cada chimenea debe controlarse cuidadosamente. Para esta finalidad se equipan las chimeneas con tomas para el muestreo del gas y válvulas para controlar el flujo. Según la profundidad del vertedero y otras consideraciones locales, el espacio entre las chimeneas perimétricas variará de 8 a 16 m, aunque se han utilizado distancias mayores.

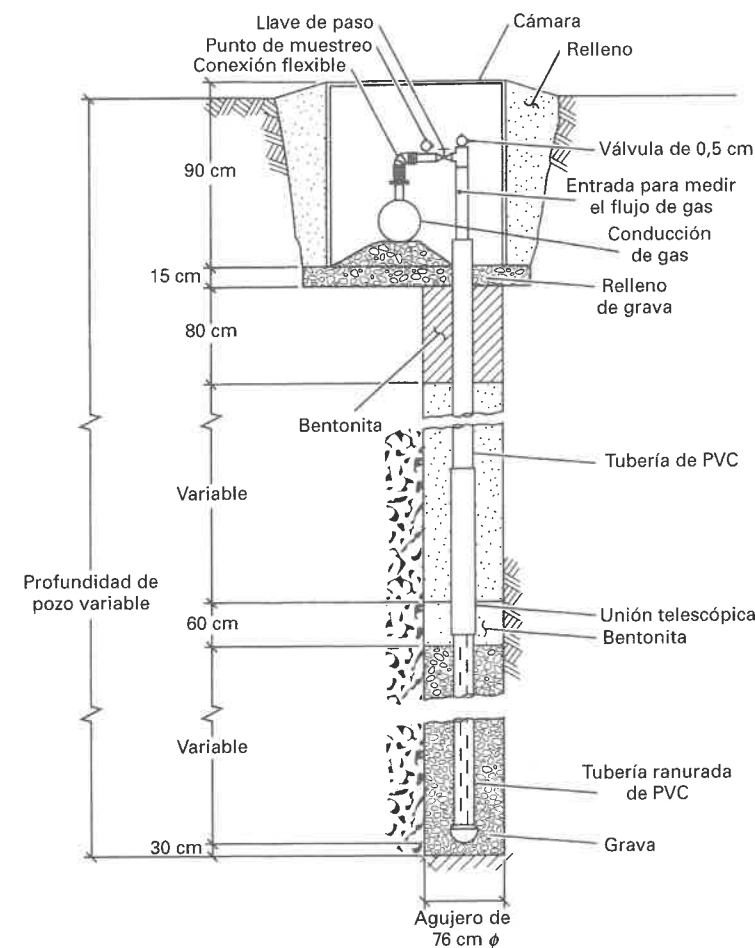


FIGURA 11.20

Detalle representativo de una chimenea para la extracción del gas de vertedero. (Cortesía de la Junta de California para la Gestión Integral de Residuos.)

En vertederos grandes, también se utilizan chimeneas perimétricas verticales para la extracción del gas localizado en el interior del vertedero conjuntamente con chimeneas horizontales y verticales más grandes. Las chimeneas perimétricas verticales se utilizan para controlar la migración fuera del lugar de los gases del vertedero en los bordes y superficies del vertedero. Cuando se utilizan chimeneas perimétricas para controlar las emisiones olorosas a través de las superficies del vertedero, se mantienen las superficies del vertedero con un ligero vacío.

Zanjas perimétricas para la extracción del gas. Las zanjas perimétricas de extracción (ver Figura 11.19b) normalmente se instalan en el suelo original adyacente del perímetro del vertedero. Se utilizan normalmente en vertederos

poco profundos, con profundidades de 8 m o menos. Las zanjas están llenas de grava y contienen tuberías de plástico perforadas que se conectan lateralmente a un colector y compresor centrífugo de extracción. Las zanjas de extracción pueden extenderse verticalmente desde la superficie del vertedero hasta la profundidad total de los residuos o hasta el agua subterránea, y pueden sellarse adicionalmente en la superficie con un recubrimiento de membrana. El compresor crea una zona de presión negativa en cada zanja que se extiende hacia los residuos sólidos. El gas de vertedero migrando en esta zona es aspirado por la tubería perforada y el recolector, y subsiguientemente emitido o quemado en la estación del compresor. Se pueden hacer ajustes en el flujo mediante válvulas de control en cada zanja.

Chimeneas perimétricas con inyección de aire (sistema de cortina de aire). Las chimeneas perimétricas con inyección de aire son una serie de chimeneas verticales instaladas en el suelo original entre los límites del vertedero y las instalaciones que hay que proteger contra la intrusión del gas del vertedero. Normalmente se instalan las chimeneas con inyección de aire cerca de vertederos con profundidades de residuos sólidos de 7 m o más, en zonas de suelo inalterado entre el vertedero y las propiedades potencialmente afectadas.

Control activo del gas de vertedero con chimeneas verticales y horizontales para la extracción del gas

Se han utilizado chimeneas verticales y horizontales para la extracción del gas de vertedero. En algunas instalaciones se han utilizado los dos tipos de chimenea. La gestión del condensado que se forma cuando se extrae el gas del vertedero también es un elemento importante en el diseño de sistemas para la recuperación del gas.

Chimeneas verticales para la extracción del gas. En la Figura 11.21 se ilustra un sistema típico para la recuperación de gas que utiliza chimeneas verticales para la extracción. Se separan las chimeneas para que sus zonas de influencia se complementen (ver Figura 11.22). En los vertederos clausurados, sin instalaciones para la recuperación de gas, la zona de influencia de las chimeneas se determina, a veces, llevando a cabo pruebas de aspiración sobre el terreno. Normalmente se instala una chimenea de extracción conjuntamente con sondas de gas a distancias regulares de la chimenea, y se mide el vacío dentro del vertedero mientras se aplica el vacío a la chimenea de extracción. Se pueden realizar pruebas de extracción de gas a largo y corto plazo. Como el volumen del gas producido disminuye con el tiempo, algunos diseñadores prefieren utilizar un espaciamiento uniforme de las chimeneas y controlar la zona de influencia de las chimeneas ajustando el vacío en la cabecera de cada chimenea. Puesto que la zona de influencia de una chimenea vertical es esencialmente una esfera, su extensión dependerá también de la profundidad del vertedero y del diseño de cubrición del vertedero. En vertederos

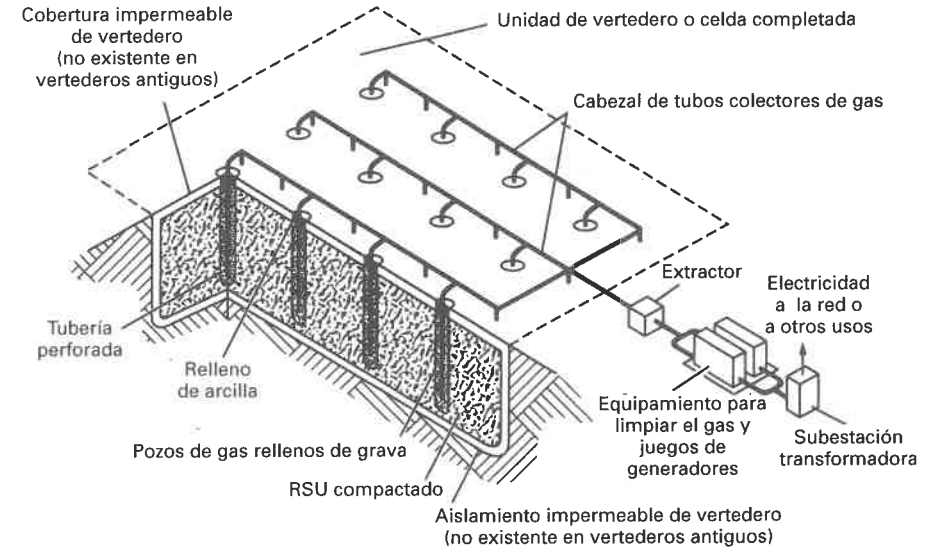


FIGURA 11.21 Sistema para la recuperación del gas del vertedero utilizando chimeneas verticales.

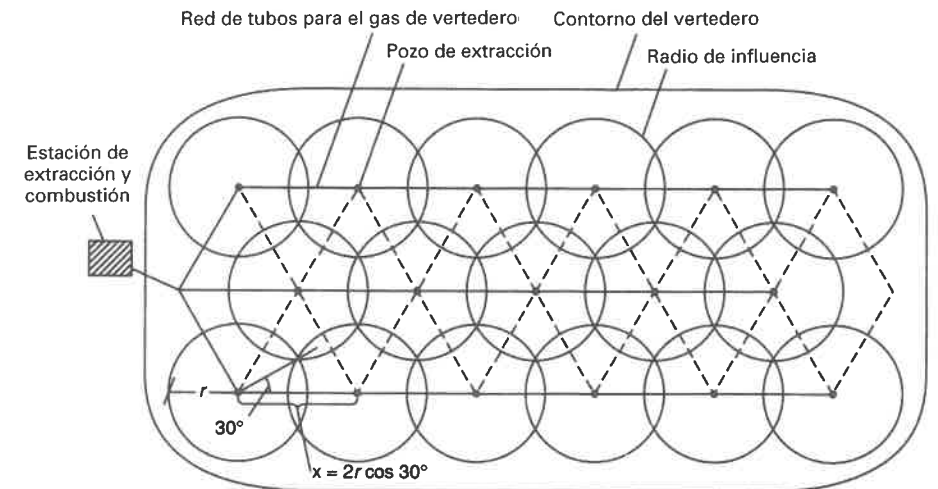


FIGURA 11.22 Distribución en forma de triángulo equilátero de chimeneas verticales para la extracción del gas. (Cortesía de la Junta de California para la Gestión Integral de Residuos.)

profundos con una cobertura mixta, que contiene una geomembrana (ver Sección 11.6), es común para las chimeneas un espaciamiento de 50 a 65 m. En vertederos con coberturas de arcilla y/o suelo, quizás se necesite, dentro del sistema par la recuperación del gas, un espaciamiento menor (por ejemplo, 30 m) para evitar la salida de gases a la atmósfera.

Las chimeneas verticales normalmente se instalan después de llenarse el vertedero o ciertas zonas del mismo. En vertederos más antiguos se instalan las chimeneas verticales para recuperar energía y para controlar el movimiento de los gases a propiedades de terrenos adyacentes. El diseño de una chimenea de extracción consiste en una funda de tubería de 10 a 16 cm (a menudo de PVC o PE) puesta en una perforación de 45 a 90 cm (ver Figura 11.20). Del tercio a la mitad inferior de la funda se perfora y se coloca sobre un relleno de grava. El resto de la funda no se perfora y se coloca sobre un relleno de tierra, y se sella con arcilla [44]. Normalmente las chimeneas para la recuperación del gas del vertedero se diseñan para penetrar hasta el 80 por 100 de la profundidad de los residuos, ya que su zona de influencia se extenderá hasta el fondo del vertedero. Sin embargo, para calmar el miedo del público acerca de los escapes de los gases del vertedero, actualmente algunos diseñadores colocan las chimeneas para la recuperación del gas de forma que lleguen hasta el fondo del vertedero. El vacío disponible en el colector en la cabecera de la chimenea normalmente es de 25 cm³ de agua. En el Ejemplo 11.9 de la Sección 11.12 se trata el diseño de instalaciones para la recuperación del gas utilizadas conjuntamente con chimeneas para el mismo fin.

Chimeneas horizontales para la extracción del gas. Una alternativa al uso de chimeneas verticales es el uso de chimeneas horizontales. Esta utilización fue explorada y desarrollada por los Distritos Sanitarios del Condado de Los Angeles (ver Figuras 11.23 y 11.24). En las Figuras 11.23 y 11.24 se ilustra también el uso de chimeneas perimétricas verticales conjuntamente con chimeneas horizontales para la extracción del gas. Las chimeneas horizontales se instalan después de completar dos o más niveles (ver Figura 11.4). Se excava en los residuos sólidos una zanja horizontal para la extracción del gas, con una retroexcavadora. Después se rellena la mitad de la zanja con grava y se instala una tubería perforada con juntas abiertas (ver Figura 11.25). Se procede a rellenar la zanja con grava y se cubre con residuos sólidos. Con el uso de una zanja llena de grava y de una tubería perforada con juntas abiertas, la zanja sigue funcionando incluso con el asentamiento diferencial que se produce en el vertedero con el paso del tiempo. Las zanjas horizontales se instalan en intervalos verticales de aproximadamente 25 m y en intervalos horizontales de 65 m [45].

Gestión del condensado en sistemas para la recuperación del gas. El condensado se forma cuando se enfría el gas del vertedero mientras se transporta en el colector camino del compresor. Los colectores de gas normalmente se instalan con una pendiente mínima del 3 por 100, para compensar el asentamiento diferencial. Como los colectores son construidos en secciones que se inclinan hacia arriba y hacia abajo a través de toda la extensión del

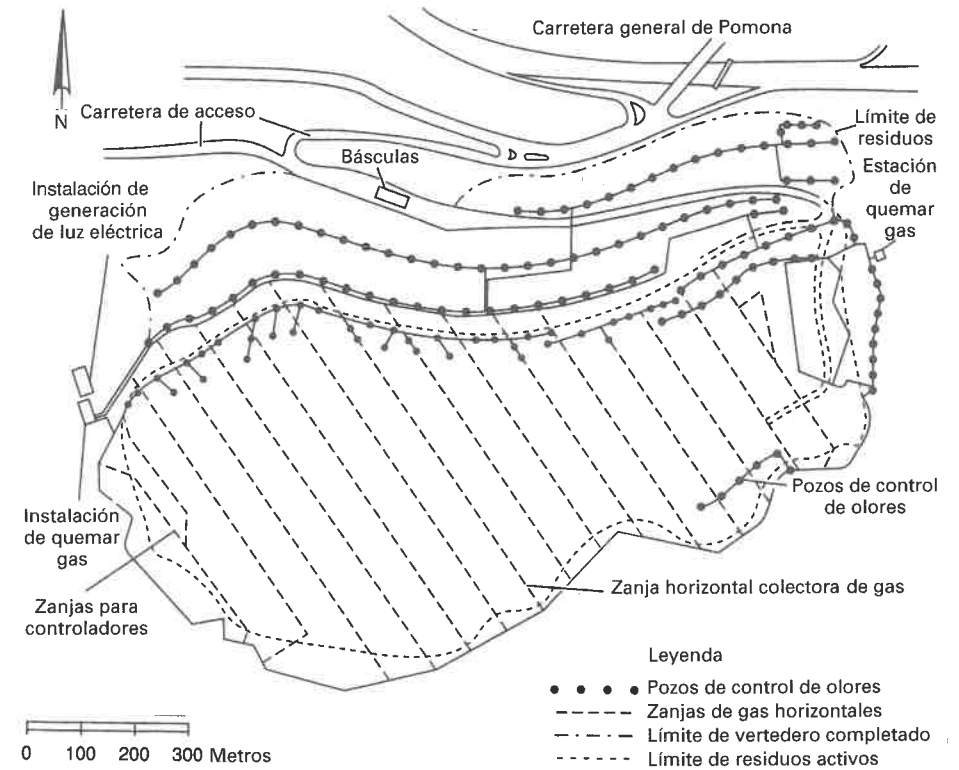


FIGURA 11.23
Plano de las instalaciones para la recogida del gas en el vertedero de Puente Hills.
(Cortesía de los Distritos Sanitarios del Condado de Los Angeles.)

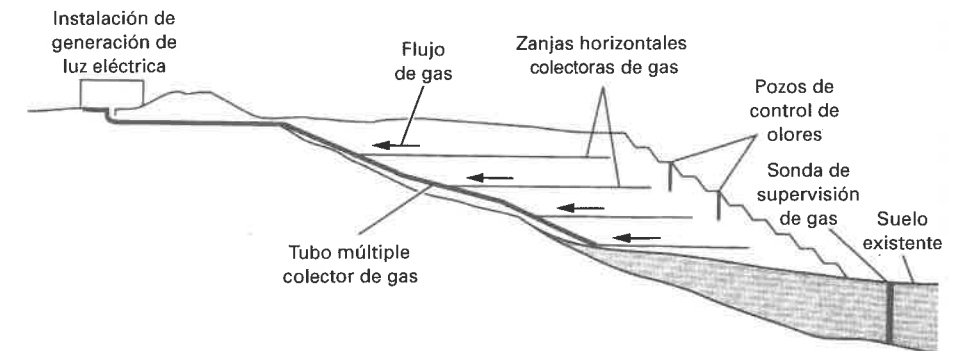


FIGURA 11.24
Perfil del vertedero de Puente Hills mostrando las zanjas horizontales recolectoras de gas.
(Cortesía de los Distritos Sanitarios del Condado de Los Angeles.)

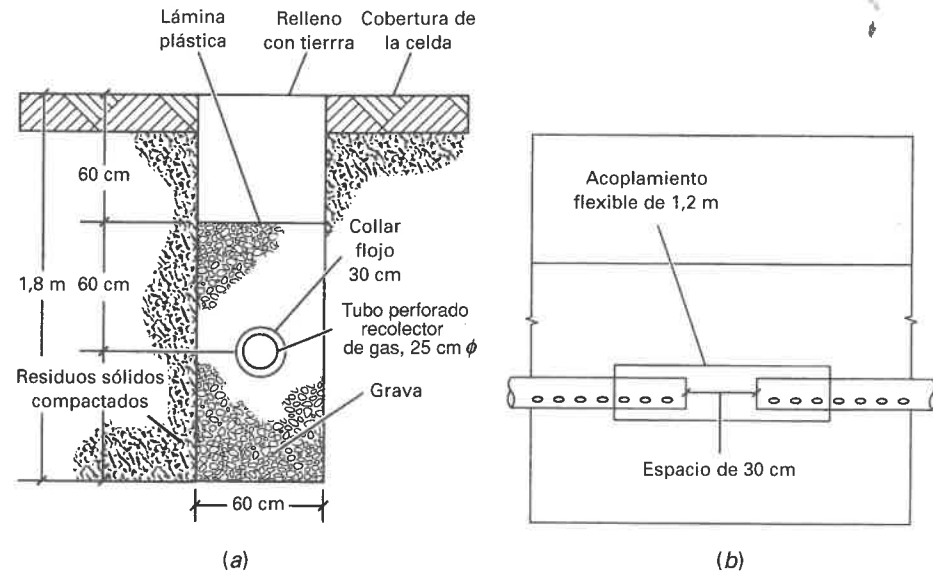


FIGURA 11.25

Detalles de una zanja horizontal para la extracción del gas: (a) perfil de zanja y (b) vista lateral. (Cortesía de los Distritos Sanitarios del Condado de Los Angeles.)

vertedero, se instalan trampas para el condensado en los puntos bajos de la línea (ver Figura 11.19a). En la Figura 11.26a se muestra una trampa típica para el condensado, en la que éste se devuelve al vertedero. En los estados donde no se permite devolver el condensado al vertedero, las trampas para el condensado se conectan a depósitos de almacenamiento (ver Figura 11.26b). El condensado se bombea periódicamente fuera del depósito y se transporta a una instalación autorizada de evacuación, o bien se trata *in situ* antes de evacuarlo o desecharlo a la alcantarilla local. En el Ejemplo 11.10 de la Sección 11.12 se ilustra el cálculo del volumen de condensado formado.

Gestión del gas de vertedero

Normalmente, los gases de vertedero que se han recuperado de un vertedero activo o se queman o se utilizan para la recuperación de energía en forma de electricidad, o ambos. Recientemente, se ha sugerido la separación del dióxido de carbono del metano en el gas del vertedero, como una alternativa a la producción de calor y electricidad.

Incineración de los gases de vertedero. Un método común para tratar los gases del vertedero es la destrucción térmica, es decir, se queman el metano y cualquier otro oligogás (incluyendo COV) en presencia de oxígeno (contenido en el aire), produciéndose dióxido de carbono (CO₂), dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno y otros gases relacionados. La destrucción térmica de los gases del vertedero normalmente se lleva a cabo en una instalación de combustión especialmente diseñada (ver Figuras 11.27 y 11.28). Por las inquietudes

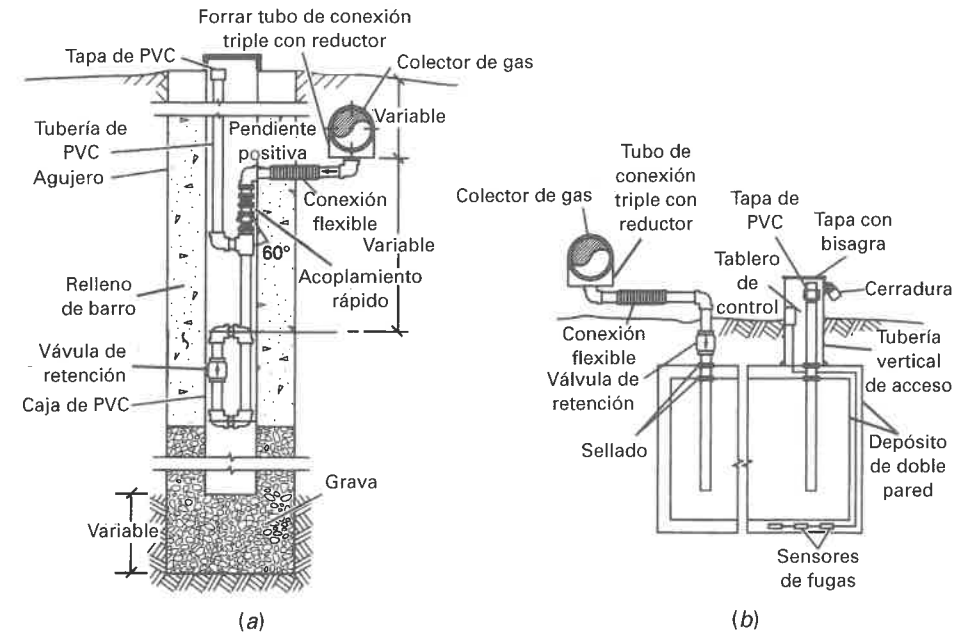


FIGURA 11.26

Trampas para el condensado: (a) el líquido se devuelve al vertedero (cortesía de la Junta de California para la Gestión Integral de Residuos Sólidos) y (b) el líquido se almacena en depósitos de almacenamiento.

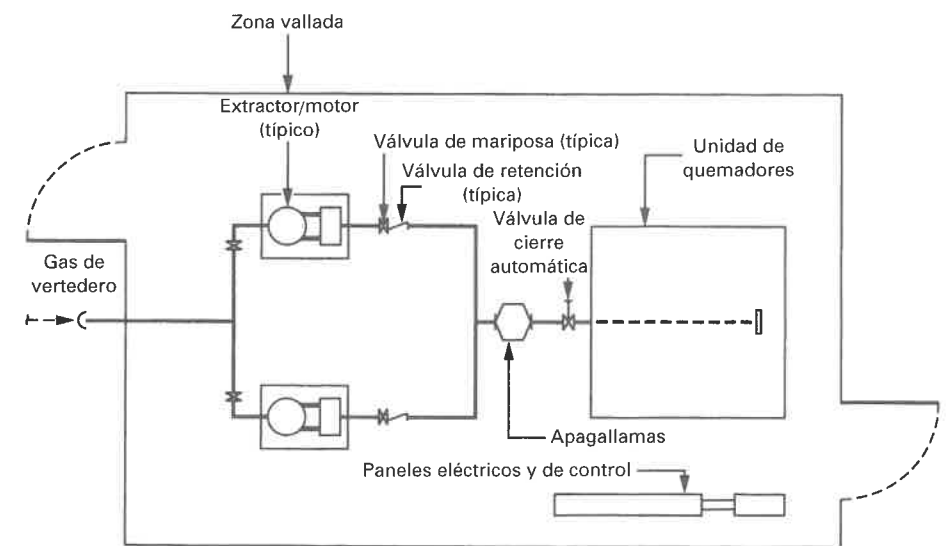


FIGURA 11.27

Esquema de una estación compresor/quemador, para la incineración del gas del vertedero. (Cortesía de la Junta de California para la Gestión Integral de Residuos Sólidos.)

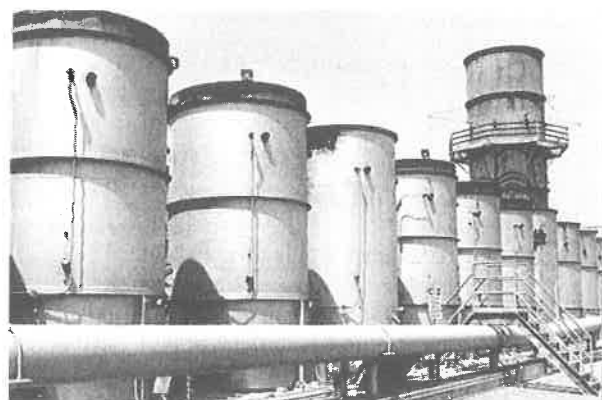


FIGURA 11.28

Vista de un conjunto de antorchas de gas utilizadas para quemar el gas de vertedero.

tudes existentes acerca de la contaminación del aire, las instalaciones modernas se diseñan para cumplir rigurosas especificaciones de operación, que aseguren la destrucción total de COV y de otros compuestos similares que puedan estar presentes en el gas del vertedero. Por ejemplo, un requisito típico podría ser una temperatura de incineración mínima de 815 °C y un tiempo de residencia de 0,3 a 0,5 s, así como diversos controles y una instrumentación adecuada en la estación de combustión. En la Tabla 11.12 se resumen las especificaciones para una instalación moderna de combustión.

TABLA 11.12

Elementos de diseño importantes para los quemadores de gas de vertedero cerrados a nivel de suelo^a

Artículo	Observaciones
Indicador y registrador de temperatura	Utilizado para medir y registrar la temperatura del gas en la chimenea del quemador. Cuando el quemador está funcionando, debe mantenerse una temperatura de 815 °C o más en la chimenea según el indicador de temperatura, 0,3 s después de pasar a través del quemador.
Sistema de arranque del piloto automático	Para asegurar un funcionamiento continuo.
Alarma de mal funcionamiento con sistema automático de aislamiento	Se utilizan la alarma y el sistema de aislamiento para aislar al quemador del suministro de gas, cortar el ventilador y notificar a alguien responsable sobre la interrupción.
Rejillas de aire de combustión automáticamente controladas	Utilizadas para controlar la cantidad de aire de combustión y la temperatura de la llama.

TABLA 11.12 (Cont.)

Artículo	Observaciones
Escotillas de muestreo en la fuente, con un acceso seguro	Utilizadas para supervisar el proceso de combustión y para el muestreo de las emisiones atmosféricas.
Ventanillas de inspección	Debe haber suficientes ventanillas de inspección para permitir un reconocimiento visual de la localización del sensor de temperatura dentro de la llama.
Pantalla de calor de la llama	Debería proporcionarse una pantalla de calor alrededor del punto más alto del aro de refuerzo para su utilización durante el muestreo.

^a Adaptado de Referencia 44.

Sistemas para recuperación de energía a partir del gas de vertedero. Normalmente, el gas de vertedero se convierte en electricidad (ver Figuras 11.29 y 11.30). En instalaciones pequeñas (hasta 5 MW), es común utilizar motores de combustión interna para dos combustibles (ver Figuras 11.29a y 11.30a) o turbinas de gas (ver Figura 11.30b). Cuando se utilizan motores tipo émbolo, se debe procesar el gas de vertedero para separar toda la humedad posible, de forma que se minimicen los daños a las cabezas de los cilindros. Si el gas contiene H₂S, la temperatura de combustión debe controlarse cuida-

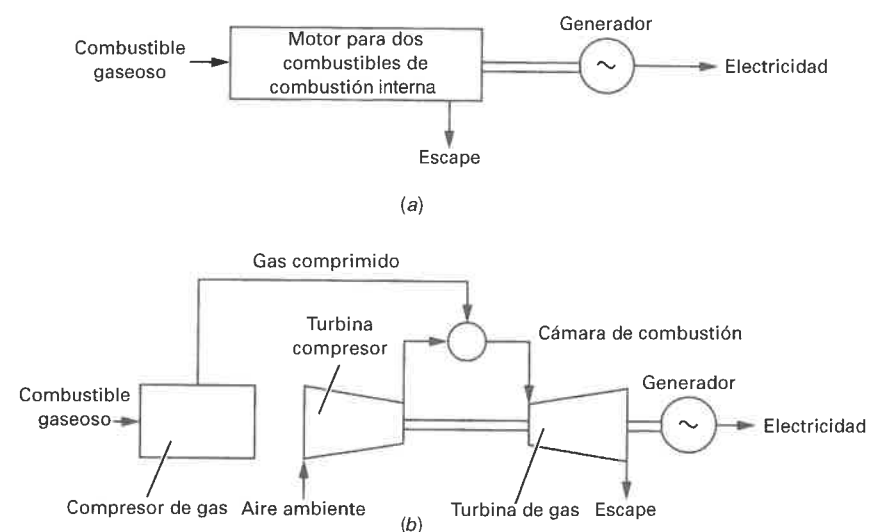


FIGURA 11.29

Diagramas de flujo esquemáticos para la recuperación de energía a partir de combustible gaseoso: (a) utilizando motor de combustión interna, y (b) utilizando turbina de gas.

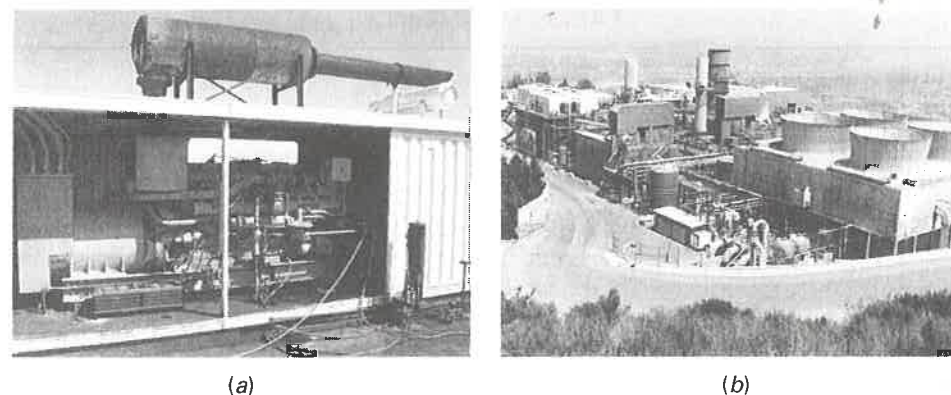


FIGURA 11.30

Vistas de instalaciones para la conversión del gas: (a) utilizando motores de combustión interna para dos combustibles y (b) utilizando calderas y una turbina de vapor (ver también Figura 13.25a).

dosamente para evitar problemas de corrosión. Alternativamente, se puede hacer pasar el gas de vertedero a través de una depuradora que contiene limaduras de hierro, o a través de depuradoras patentadas, para separar el H_2S antes de quemar el gas.

Las temperaturas de combustión también serán de gran importancia cuando el gas del vertedero contenga COV procedentes de los residuos colocados en vertederos, antes de que se prohibiera la evacuación de residuos peligrosos en los vertederos municipales. El ciclo típico de los motores para dos combustibles que funcionan con gas de vertedero varía de 3.000 a 10.000 horas, antes de tener que reacondicionar los motores. En la Figura 11.30a, el gas del vertedero de bajo poder calorífico se comprime a altas presiones, para aprovecharlo mejor en la turbina de gas. El ciclo de servicio normal para turbinas que queman gases de vertedero es aproximadamente de 10.000 horas.

Purificación y recuperación del gas. Si hay una utilización potencial para el CO_2 contenido en el gas del vertedero, se pueden separar el CH_4 y el CO_2 en el gas del vertedero. La separación de CO_2 y de CH_4 puede realizarse mediante absorción física, absorción química, y mediante separación por membrana. En las absorciones física y química, un componente se absorbe preferencialmente utilizando un disolvente adecuado. La separación mediante membrana implica el uso de una membrana semipermeable para separar el CO_2 del CH_4 . Se han desarrollado membranas semipermeables que dejan pasar CO_2 , H_2S y H_2O , mientras se retiene el CH_4 . Hay membranas en láminas planas o en fibras huecas. Para incrementar la eficacia de la separación, las láminas se retuercen en forma de espiral sobre un medio de soporte, mientras las fibras huecas están agrupadas juntas en haces.

11.5 COMPOSICIÓN, FORMACIÓN, MOVIMIENTO Y CONTROL DEL LIXIVIADO EN VERTEDEROS

Se puede definir el lixiviado como el líquido que se filtra a través de los residuos sólidos y que extrae materiales disueltos o en suspensión. En la mayoría de los vertederos el lixiviado está formado por el líquido que entra en el vertedero desde fuentes externas (drenaje superficial, lluvia, aguas subterráneas, aguas de manantiales subterráneos), y en su caso el líquido producido por la descomposición de los residuos, si hay. En esta sección se hace una exposición sobre la composición, formación, movimiento y control del lixiviado.

→ Composición del lixiviado

Al filtrarse el agua a través de los residuos sólidos en descomposición, se lixivian en solución materiales biológicos y constituyentes químicos. En la Tabla 11.13 se presentan datos representativos sobre las características de los lixiviados en vertederos nuevos y antiguos. Como el rango de los valores de concentración observados para varios constituyentes presentados en la Tabla 11.13 es bastante grande, especialmente en vertederos nuevos, se debe tener mucho cuidado en la utilización de los diversos valores que se presentan. En la Tabla 11.14 se resumen los parámetros físicos, químicos y biológicos a supervisar.

TABLA 11.13
Datos típicos sobre la composición de los lixiviados procedentes de vertederos nuevos y maduros^a

Constituyente	Valor, mg/l ^b			
	Rango ^c	Típico ^d	Vertedero nuevo (menos de 2 años)	Vertedero maduro (mayor de 10 años)
DOB ₅ (demanda de oxígeno bioquímico de 5 días)	2.000-30.000	10.000	100-200	100-200
COT (carbono orgánico total)	1.500-20.000	6.000	80-160	80-160
DOC (demanda de oxígeno químico)	3.000-60.000	18.000	100-500	100-500
Total de sólidos en suspensión	200-2.000	500	100-400	100-400
Nitrógeno orgánico	10-800	200	80-120	80-120
Nitrógeno amoniacal	10-800	200	20-40	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10	5-10
Total fósforo	5-100	30	5-10	5-10
Ortofosfato	4-80	20	4-8	4-8
Alcalinidad como $CaCO_3$	1.000-10.000	3.000	200-1.000	200-1.000

TABLA 11.13 (Cont.)

Constituyente	Valor, mg/l ^b		
	Vertedero nuevo (menos de 2 años)		Vertedero maduro (mayor de 10 años)
	Rango ^c	Típico ^d	
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza total como CaCO ₃	300-10.000	3.500	200-500
Calcio	200-3.000	1.000	100-400
Magnesio	50-1.500	250	50-200
Potasio	200-1.000	300	50-400
Sodio	200-2.500	500	100-200
Cloro	200-3.000	500	100-400
Sulfatos	50-1.000	300	20-50
Total hierro	50-1.200	60	20-200

^a Desarrollado de Referencias 2, 8, 9, 11, 39, 46.

^b Excepto el pH, que no tiene unidades.

^c Rango representativo de valores. Se han presentado en la literatura del tema valores máximos más altos para algunos de los constituyentes.

^d Los valores típicos para los vertederos nuevos variarán según el estado metabólico del vertedero.

TABLA 11.14
Parámetros de muestreo de los lixiviados^a

Físicos	Constituyentes orgánicos	Constituyentes inorgánicos	Biológicos
Aspecto	Químicos orgánicos	Sólidos en suspensión (SS), sólidos totales disueltos (STD)	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)
pH	Fenoles	Sólidos volátiles en suspensión (SVS), sólidos volátiles disueltos (SVD)	Bacterias coliformes (total, fecal, fecal estreptococo)
Potencial de reducción oxidación	Demanda química de oxígeno (DQO)	Cloruros	Recuento sobre placas estándar
Conductividad	Carbono orgánico total (COT)	Sulfatos	
Color	Acidos volátiles	Fosfatos	
Turbidez	Taninos, ligninas	Alcalinidad y acidez	
Temperatura	N-Orgánico	N-Nitrato	
Olor	Solubles en éter (aceite y grasa)	N-Nitrito	

TABLA 11.14 (Cont.)

Físicos	Constituyentes orgánicos	Constituyentes inorgánicos	Biológicos
	Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	N-Amoníaco	
	Grupos funcionales orgánicos según sean requeridos	Sodio	
	Hidrocarburos clorados	Potasio	
		Calcio	
		Magnesio	
		Dureza	
		Metales pesados (Pb, Cu, Ni, Cr, Zn, Cd, Fe, Mn, Hg, Ba, Ag)	
		Arsenio	
		Cianuro	
		Flúor	
		Selenio	

^a Adaptado de Referencia 44.

Variaciones en la composición de los lixiviados. Hay que resaltar que la composición química de los lixiviados variará mucho según la antigüedad del vertedero y la historia previa al momento de muestreo. Por ejemplo, si se recoge una muestra de los lixiviados durante la fase ácida de la descomposición (ver Figura 11.11), el pH será bajo y las concentraciones de DBO₅, COT, DQO, nutrientes y metales pesados serán altas. Por otro lado, si se recoge una muestra de los lixiviados durante la fase de fermentación del metano (ver Figura 11.11), el pH estará dentro del rango de 6,5 a 7,5, y los valores de concentración de DBO₅, COT, DQO y de los nutrientes serán significativamente más bajos. Similarmente, serán más bajas las concentraciones de metales pesados porque la mayoría de los metales son menos solubles para valores de pH neutros. El pH del lixiviado dependerá no solamente de la concentración de los ácidos que están presentes, sino también de la presión parcial del CO₂ en el gas de vertedero que está en contacto con el lixiviado. En el ejemplo 11.4, a continuación, se ilustra el efecto del CO₂ en el gas de vertedero.

La biodegradabilidad del lixiviado variará con el tiempo. Se pueden supervisar los cambios en la biodegradabilidad del lixiviado mediante el control de la relación DBO₅/DQO. Inicialmente, las relaciones estarán en el rango de 0,5 o más. Las relaciones en el rango de 0,4 a 0,6 se toman como un indicador de que la materia orgánica en los lixiviados es fácilmente biodegradable. En

los vertederos antiguos, la relación DBO_5/DQO está a menudo en el rango de 0,05 a 0,2. La relación cae porque los lixiviados procedentes de vertederos antiguos normalmente contienen ácidos húmicos y fúlvicos, que no son fácilmente biodegradables.

Ejemplo 11.4. Estimar el pH de los lixiviados en contacto con el gas de vertedero. Suponer que la composición del gas de vertedero que está en contacto con el lixiviado es del 50 por 100 de dióxido de carbono y del 50 por 100 de metano, que el gas de vertedero está saturado con vapor de agua a una temperatura de 50°C y que la presión dentro del vertedero es la atmosférica. La alcalinidad del lixiviado es de 500 mg/l, como el CaCO_3 .

Solución

1. Del Apéndice F, la concentración saturada del dióxido de carbono para las condiciones citadas se da como 379 mg/l.
2. Determinar el pH de los lixiviados utilizando la constante de disociación primaria para el ácido carbónico tal como se da en el Apéndice G.

$$\frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]} = K_1$$

donde:

$$\begin{aligned} [\text{H}^+] &= \text{concentración molar del ion hidrógeno, mol/l} \\ [\text{HCO}_3^-] &= \text{concentración molar del ion bicarbonato, mol/l} \\ [\text{H}_2\text{CO}_3^*] &= \text{concentración molar del ácido carbónico, mol/l} \\ [\text{H}_2\text{CO}_3^*] &= [\text{CO}_{2,\text{ag}}] + [\text{H}_2\text{CO}_3] \end{aligned}$$

Con fines prácticos, se puede suponer que el valor de la concentración calculado del $\text{CO}_{2,\text{ac}}$ es igual al término $[\text{H}_2\text{CO}_3^*]$ y que en los valores del pH encontrados en los vertederos toda la alcalinidad se debe al ion bicarbonato, por tanto,

- a) Las concentraciones molares del HCO_3^- y del H_2CO_3^* son

$$[\text{HCO}_3^-] = \frac{500 \text{ mg/l}}{50.000 \text{ mg/mol}} = 0,01 \text{ mol/l}$$

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] \approx [\text{CO}_2] = \frac{379 \text{ mg/l}}{44.000 \text{ mg/mol}} = 0,00861 \text{ mol/l}$$

- b) Calcular el pH del lixiviado. El valor de la constante de disociación primaria, K_1 , a 50°C tal como se da en el Apéndice G es $5,07 \cdot 10^{-7}$

$$\frac{[\text{H}^+][0,01]}{[0,00861]} = 5,07 \cdot 10^{-7}$$

$$[\text{H}^+] = 4,37 \cdot 10^{-7}$$

$$\text{pH} = 6,36$$

Como resultado de la diversidad en las características del lixiviado, el diseño de los sistemas de tratamiento del lixiviado es complicado. Por ejemplo, una planta de tratamiento diseñada para tratar un lixiviado con las características presentadas por un vertedero nuevo sería bastante diferente de una diseñada para tratar el lixiviado procedente de un vertedero antiguo. El problema de interpretación de los resultados analíticos es todavía más complicado, por el hecho de que el lixiviado que está generándose en un momento dado es una mezcla del lixiviado derivado de residuos sólidos de distintas edades.

Oligocompuestos. La presencia de oligocompuestos (algunos de los cuales pueden plantear riesgos para la salud) en el lixiviado dependerá de la concentración de estos compuestos en la fase gas dentro del vertedero. Las concentraciones esperadas pueden estimarse utilizando la ley de Henry, tal como se da en el Apéndice F, y las constantes de la ley de Henry dadas en la Tabla 5.8. Al mismo tiempo que las comunidades y los operadores de vertederos implantan programas que limitan la evacuación de residuos sólidos mezclados procedentes de los RSU, la calidad del lixiviado procedente de los nuevos vertederos está mejorando respecto a la presencia de oligoconstituyentes.

Balance de aguas y generación del lixiviado en los vertederos

El potencial de formación del lixiviado puede valorarse mediante la preparación de un balance hidrológico del vertedero [14]. El balance hidrológico implica la suma de todas las cantidades de agua que entran en el vertedero y la sustracción de las cantidades de agua consumidas en las reacciones químicas, así como la cantidad que sale en forma de vapor de agua. La cantidad potencial del lixiviado es la cantidad de agua en exceso sobre la capacidad de retención de humedad del material en el vertedero.

Descripción de los componentes del balance de aguas para una celda de vertedero. Los componentes que conforman el balance de aguas para una celda de vertedero se identifican en la Figura 11.31. Las fuentes principales incluyen: el agua que entra en la celda desde arriba, la humedad de los residuos sólidos, la humedad del material de cubrición y la humedad de los fangos, si se permite la evacuación de fangos. Las principales salidas son: el agua que abandona el vertedero formando parte del gas de vertedero (es decir, el agua utilizada para la formación del gas), el vapor de agua saturado en el gas de vertedero y el lixiviado. Cada uno de estos componentes se considera a continuación.

Agua filtrada superiormente. En la capa superior del vertedero, el agua que entra desde arriba procede de la precipitación atmosférica que se ha filtrado a través del material de cobertura. En las capas por debajo de la capa superior, el agua que entra desde arriba procede del agua que se ha filtrado a través de los residuos sólidos situados sobre la capa en cuestión. Uno de los

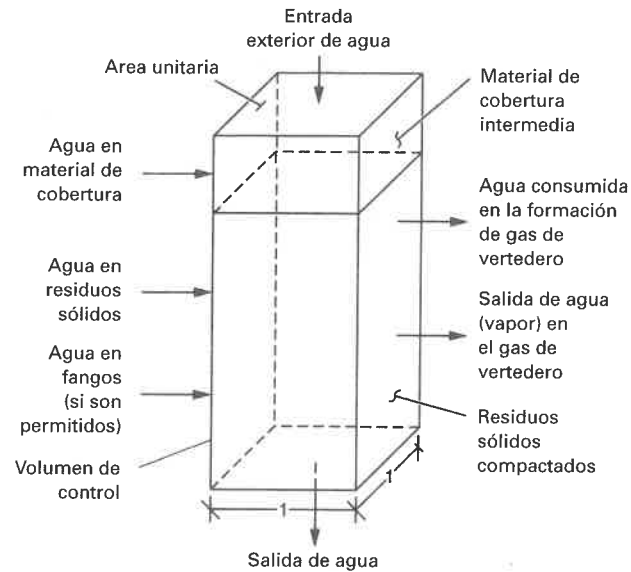


FIGURA 11.31

Esquema de definición para un balance de aguas utilizado para valorar la formación del lixiviado en un vertedero.

aspectos más críticos en la preparación de un balance hidrológico para un vertedero es determinar la cantidad de lluvia que realmente se filtra a través de la capa de cobertura del vertedero. Cuando no se utiliza una geomembrana, se puede determinar la cantidad de lluvia que se filtra a través de la cubrición del vertedero utilizando el modelo de Evaluación Hidrológica del Rendimiento del Vertedero (HELP) [41, 42]. En la Sección 11.6 se presenta un método simplificado para estimar la cantidad de filtración que se puede esperar.

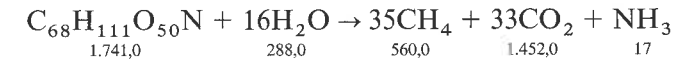
Agua aportada por los residuos sólidos. El agua que entra al vertedero con los materiales residuales es tanto el agua intrínseca de los residuos como la humedad que se ha absorbido de la atmósfera o de la lluvia (cuando los contenedores de almacenamiento no están correctamente cerrados). En climas secos, se puede perder algo de la humedad intrínseca contenida en los residuos por las condiciones de almacenamiento. El contenido en humedad de los RSU domésticos y comerciales es aproximadamente del 20 por 100, como se puede ver en la Tabla 4.1. Sin embargo, por la variabilidad del contenido en humedad durante las estaciones húmedas y secas, puede ser necesario llevar a cabo una serie de ensayos durante los períodos húmedos y secos.

Agua aportada por el material de cubrición. La cantidad de agua que entra con el material de cubrición dependerá del tipo y del origen del material de cubrición y de la estación del año. La cantidad máxima de humedad que el material de cubrición puede contener se define como capacidad de campo (CC) del material, o sea, el líquido que queda en el espacio de los poros,

sometido a la gravedad. Los valores para suelos varían del 6 al 12 por 100 para arena, y del 23 al 31 por 100 para marga arcillosa. En la Sección 11.6 se argumenta más extensamente la CC de los suelos en conexión con el almacenamiento de agua en las coberturas de los vertederos.

Agua perdida inferiormente. El agua que sale desde el fondo de la primera celda del vertedero se llama *lixiviado*. Como se ha resaltado anteriormente, el agua que sale del fondo de la segunda y de las subsiguientes celdas procede del agua que entra desde la celda superior a la celda en cuestión. En los vertederos donde se utilizan sistemas intermedios para la recogida del lixiviado, el agua que sale desde el fondo de la celda colocada directamente por encima del sistema para la recogida del lixiviado intermedio también se llama lixiviado.

Agua consumida en la formación del gas de vertedero. Se consume agua durante la descomposición anaerobia de los constituyentes orgánicos de los RSU. La cantidad de agua consumida en las reacciones de descomposición se puede estimar utilizando la fórmula para el material de descomposición rápida desarrollada en el Ejemplo 11.2. La masa de agua absorbida por kilogramo de residuos orgánicos secos consumidos puede estimarse de la forma siguiente:



La masa de agua consumida por kilogramo de residuos sólidos volátiles rápidamente biodegradables (SVRB) secos y destruidos es:

$$\text{Agua consumida} = \frac{288,0}{1.741,0} = 0,165 \text{ kg H}_2\text{O/kg SVRB destruidos}$$

Utilizando un valor de 223,61 kg/m³ SVRB destruidos para la producción del gas (del Ejemplo 11.2), el valor correspondiente para la cantidad de agua consumida por metro cúbico de gas producido es

$$\text{Agua consumida} = \frac{(0,165 \text{ kg H}_2\text{O/kg SVRB destruidos})}{(223,61 \text{ kg/m}^3 \text{ SVRB destruidos})} = 7,3789 \text{ kg H}_2\text{O/m}^3$$

Agua perdida como vapor de agua. El gas de vertedero normalmente está saturado en vapor de agua. La cantidad del vapor de agua que se escapa del vertedero se determina suponiendo que el gas del vertedero está saturado en vapor de agua y aplicando la ley de los gases perfectos de la forma siguiente:

$$p_v V = nRT \quad (11.16)$$

donde:

- p_v = Presión de vapor del H₂O a una temperatura T, en atm.
- V = Volumen, l.
- n = Número de moles.
- R = Constante universal de los gases = 0,082 atm · l/°K.
- T = Temperatura, °K.

El valor numérico para la masa de vapor de agua contenida por litro³ de gas de vertedero a 32 °C se obtiene de la forma siguiente:

$$p_v = 4,82 \text{ KN/m}^2 \text{ (ver Apéndice C)}$$

$$V = 1,0 \text{ l.}$$

n = Número de moles.

R = Constante universal de los gases = $0,082 \text{ atm} \cdot \text{l}/^\circ\text{K}$.

$$T = 305 \text{ }^\circ\text{K}.$$

$$n = \frac{(p_v)(V)}{RT} = \frac{(4,82)(1,0)}{(0,082)(305)} = 0,0019 \text{ mol} =$$

$$= 0,0019 \text{ mol} \cdot 18 \text{ kg/kg} \cdot \text{mol} = 0,0352 \text{ kg H}_2\text{O/m}^3 \text{ gas de vertedero}$$

Otras pérdidas y ganancias en agua. Habrá alguna pérdida de humedad por evaporación durante el vertido de los residuos. Las cantidades no son grandes y a menudo se desprecian. La decisión de incluir estas variables en el balance hidrológico dependerá de las condiciones locales.

Capacidad de campo del vertedero. El agua que entra en el vertedero, que no se consume y que no sale como vapor de agua, puede mantenerse en el vertedero o puede aparecer como lixiviado. El material residual y el material de cobertura, ambos, son capaces de retener agua. La cantidad de agua que se puede retener, en contra de la gravedad, se denomina capacidad de campo. La cantidad potencial del lixiviado es la cantidad de humedad dentro del vertedero por encima de la CC del vertedero. La CC, que varía con el peso de sobrecarga, puede estimarse utilizando la siguiente ecuación [21, 22]:

$$CC = 0,6 - 0,55 \left(\frac{W}{10.000 + W} \right) \quad (11.17)$$

donde:

CC = Capacidad de campo (o sea, la fracción de agua en los residuos basándose en el peso seco de los mismos)

W = Peso de sobrecarga calculado en la mitad de la altura de los residuos dentro del nivel en cuestión.

La aplicación de la Ecuación (11.17) se ilustra en el Ejemplo 11.11 dentro de la Sección 11.12.

Preparación del balance de aguas del vertedero. Los términos que componen el balance de aguas pueden colocarse en forma de ecuación de la forma siguiente:

$$\Delta S_{RS} = W_{RS} + W_{FT} + W_{MC} + W_{A(u)} - W_{GV} - W_E + W_{F(L)} \quad (11.18)$$

donde:

ΔS_{RS} = Variación en la cantidad de agua almacenada en los residuos sólidos en el vertedero kg/m^3 .

W_{RS} = Agua (humedad) en los residuos sólidos entrantes, kg/m^3 .

W_{FT} = Agua (humedad) en los fangos de plantas de tratamiento entrantes, kg/m^3 .

W_{MC} = Agua (humedad) en el material de cobertura, kg/m^3 .

$W_{A(u)}$ = Agua filtrada superiormente (para la capa superior del vertedero el agua desde arriba procede de la lluvia o del agua de nieve), kg/m^3 .

W_{GV} = Agua perdida en la formación del gas de vertedero, kg/m^3 .

W_{VA} = Agua perdida como vapor de agua saturado con el gas de vertedero, kg/m^3 .

W_E = Agua perdida debido a la evaporación superficial, kg/m^3 .

$W_{F(L)}$ = Agua que sale inferiormente (en la celda localizada directamente por encima de un sistema para la recogida del lixiviado, el agua del fondo se corresponde con el lixiviado), kg/m^3 .

Se prepara el balance hidrológico del vertedero añadiendo la masa del agua entrante por unidad de área de una capa concreta del vertedero, para un incremento de tiempo dado, al contenido en humedad de esa capa al final del incremento del tiempo anterior, y sustrayendo la masa de agua perdida de la capa durante el período de tiempo actual. El resultado se conoce como agua disponible en el incremento de tiempo actual para una capa particular del vertedero. Para determinar si se formará lixiviado, se compara la capacidad de campo del vertedero con la cantidad de agua presente. Si la capacidad de campo es menor que la cantidad de agua presente, se formará lixiviado.

Por lo general, la cantidad de lixiviado está en función directa de la cantidad de agua externa que entra en el vertedero. De hecho, si se construye correctamente un vertedero, se puede eliminar la producción de cantidades medibles de lixiviado. Cuando se añaden fangos de plantas de tratamiento de aguas residuales a los residuos sólidos para incrementar la cantidad de metano producida, deben proporcionarse instalaciones para el control del lixiviado. En algunos casos pueden necesitarse instalaciones para el tratamiento del lixiviado.

Movimiento del lixiviado en vertederos sin aislamiento

En condiciones normales, el lixiviado se encuentra en el fondo de los vertederos. Desde allí su movimiento en vertederos sin aislamiento es hacia abajo a través del estrato inferior, aunque también puede producirse algún movimiento lateral, según las características del material circundante. Por la importancia que tiene la filtración vertical en la contaminación de aguas subterráneas, se trata más este tema en la exposición siguiente.

Ley de Darcy. La velocidad de filtración de los lixiviados del fondo del vertedero puede estimarse utilizando la ley de Darcy, que puede expresarse de la forma siguiente [10]:

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \tag{11.19}$$

donde:

- Q = Descarga del lixiviado por unidad de tiempo, m³/año.
- K = Coeficiente de permeabilidad, m³/m² · año.
- A = Area en perfil a través de la cual corre el lixiviado, m².
- dh/dl = Gradiente hidráulico, m/m.
- h = Pérdida de carga, m.
- l = Longitud del camino del flujo, m.

El signo negativo en la ley de Darcy viene del hecho de que la pérdida de carga, dh , siempre es negativa. El coeficiente de permeabilidad también se conoce como conductividad hidráulica, permeabilidad efectiva o coeficiente de filtración. En unidades USA, el coeficiente de permeabilidad se expresa en galones/día/pie cuadrado, o pies/día. La conversión entre estos factores se hace resaltando que 7,48 gal/ft² · año = 1 ft/año. En la Tabla 11.15 se dan valores típicos del coeficiente de permeabilidad para varios suelos.

TABLA 11.15
Coeficientes típicos de permeabilidad para varios suelos^a

Material	Coeficiente de permeabilidad, K	
	m/d	l/m ² · d
Arena gruesa uniforme	406	405.779
Arena mediana uniforme	100	101.343
Arena y grava bien graduadas y limpias	100	101.343
Arena fina uniforme	4	4.074
Arena de lodo y grava bien graduadas	0,4	392
Arena de lodo	0,1	89,54
Lodo uniforme	0,04	48,84
Arcilla arenosa	0,004	4,8
Arcilla de lodo	10 ⁻⁴	8,9 · 10 ⁻²
Arcilla (tamaños de arcilla del 30 al 50 %)	10 ⁻⁵	8,9 · 10 ⁻³
Arcilla coloidal	10 ⁻⁶	8,9 · 10 ⁻⁵

^a Adaptado de Referencias 10 y 40, basándose en el flujo laminar.

Estimación de la filtración vertical del lixiviado. Antes de aplicar la ley de Darcy para estimar las tasas de filtración de un vertedero, es útil revisar las condiciones físicas del problema refiriéndose a la Figura 11.32. En ésta, se ha colocado una celda de vertedero dentro de un acuífero superficial formado por un material de una permeabilidad moderada, que yace sobre un acuífero

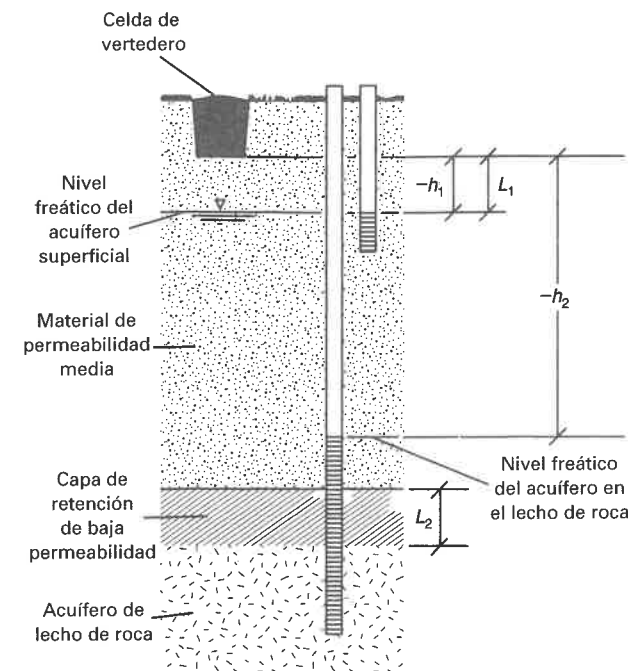


FIGURA 11.32
Esquema de definición de la filtración a partir de los vertederos y de acuíferos superficiales hasta subsuperficiales.

de lecho de roca. En esta situación es posible tener dos niveles piezométricos de agua si se colocan los pozos dentro de acuíferos superficiales y del lecho de roca. Con respecto al movimiento del lixiviado, hay dos problemas de interés. El primero es la velocidad con que el lixiviado se filtra desde el fondo del vertedero hasta el agua subterránea en el acuífero superficial. El segundo es la velocidad con que las aguas subterráneas procedentes del acuífero superficial entran en el acuífero sobre lecho de roca. Estos dos problemas son tratados en el análisis siguiente, pero la cuestión de cómo se produce la mezcla del lixiviado con las aguas subterráneas dentro del acuífero superficial va más allá del alcance de este texto.

En el primer problema, la tasa de flujo de lixiviación del vertedero al agua subterránea superior se calcula suponiendo que el material que se encuentra entre el fondo del vertedero y la cima del nivel freático está saturada, y que existe una pequeña capa de lixiviado en el fondo del vertedero. Bajo estas condiciones la ecuación de Darcy se aplica de la siguiente forma:

$$Q(\text{m}^3/\text{año}) = -K(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{año}) \cdot A(\text{m}^2) \frac{-h_i(\text{m})}{L_i(\text{m})} \tag{11.20}$$

pero como $h_i = L_i$

$$Q(\text{m}^3/\text{año}) = K(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{año}) \cdot A(\text{m}^2)$$

Si se supone que el flujo se produce a través de $1,0 \text{ m}^2$, entonces

$$Q(\text{m}^3/\text{año}) = K(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{año})(\text{m}^2) \quad (11.21)$$

La tasa de descarga del lixiviado por unidad de área es igual al valor de K multiplicado por la unidad de superficie en metros cuadrados. Por ejemplo, si el estrato superior del material en la Figura 11.32 fuese arcilla arenosa, la tasa correspondiente de filtración sería $4,9 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (ver Tabla 11.15). El valor calculado representa la cantidad máxima de filtración que podría esperarse, y se debería utilizar este valor con fines de diseño. En condiciones normales, la tasa actual sería menor que este valor porque la columna de suelo debajo del vertedero no estaría saturada. También, la mayor parte del lixiviado que llega hasta el fondo del vertedero se habría extraído con el sistema para la recogida del lixiviado.

En el segundo problema, la tasa del movimiento del agua desde el acuífero superior hasta el acuífero inferior se daría con la Ecuación (11.20). En este caso, el espesor de la capa confinadora se utiliza para determinar el gradiente hidráulico.

Equivalencia hidráulica. En algunos estados, se utiliza el concepto de equivalencia hidráulica para valorar diseños alternativos de recubrimientos. En la Figura 11.33 se ilustran tres configuraciones de recubrimientos equivalentes. Si se aplica la Ley de Darcy a la primera configuración, la tasa de flujo por unidad de área es igual a $2,67 K$. Aplicando la Ley de Darcy a las otras dos configuraciones da el mismo resultado. De este análisis se puede deducir que el nivel de agua mantenido dentro del vertedero es una importante consideración de diseño.

Tiempo de penetración. El tiempo de penetración, en años, que tardan los lixiviados en traspasar un recubrimiento de arcilla de un espesor dado puede estimarse utilizando la siguiente ecuación:

$$t = \frac{d^2 \alpha}{K(d + h)} \quad (11.22)$$

donde:

t = Tiempo de penetración, años.

d = Espesor del recubrimiento de arcilla, m.

α = Porosidad efectiva.

K = Coeficiente de permeabilidad, m/año.

h = Carga hidráulica, m.

Los valores típicos de porosidad efectiva para arcillas con un coeficiente de permeabilidad dentro del rango de 10^{-6} a 10^{-8} cm/s variarán de 0,1 a 0,3, según el tipo de arcilla.

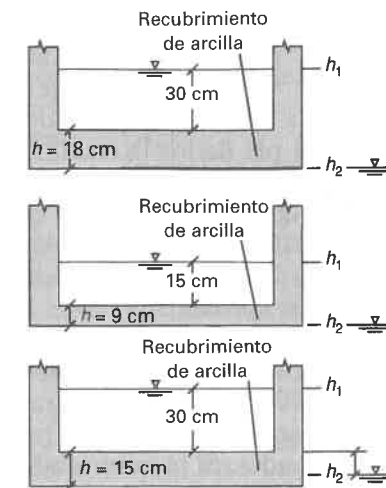


FIGURA 11.33

Dibujo de definición para valorar la equivalencia de recubrimientos de vertedero. (Hay que resaltar que la descarga a través de cada configuración de recubrimiento es la misma.)

Destino de los constituyentes de los lixiviados en la migración subsuperficial

La inquietud principal en el movimiento de los lixiviados en el acuífero subsuperficial por debajo de los vertederos, con y sin recubrimientos, es el destino de los constituyentes encontrados en el lixiviado. Los mecanismos operativos para la reducción de los constituyentes encontrados en el lixiviado mientras migra a través del suelo subsuperficial incluyen: filtración mecánica, precipitación y coprecipitación, absorción (incluyendo intercambios iónicos), intercambio gaseoso, disolución y dispersión, y actividad microbiana [2, 29, 36]. El destino de los metales pesados y de los oligoorgánicos, los dos constituyentes de mayor interés, se argumenta en la siguiente exposición.

Metales pesados. En general, los metales pesados son removidos mediante reacciones de intercambio iónico que se producen mientras los lixiviados viajan a través del suelo, los oligoorgánicos se separan principalmente mediante absorción. La capacidad de un suelo para retener los metales pesados encontrados en los lixiviados está en función de la capacidad de intercambio de cationes (CIC) que tiene el suelo. La captación y la pérdida de iones positivamente cargados por un suelo se llama intercambio catiónico o básico. Se define el CIC total de un suelo como el número de miliequivalentes (meq) de cationes que pueden absorber 100 gramos de suelo. El CIC de un suelo depende de la cantidad de materia coloidal orgánica y mineral presente en la matriz del suelo. Los valores típicos de CIC con un pH de 7 son de 100 a 200 meq/100 g para coloides orgánicos, de 40 a 80 meq/100 g para arcillas 2:1

(minerales montmorillonitas), y de 4 a 20 meq/100 g para arcillas 1:1 (minerales caolinitas). Los valores de CIC presentados están afectados por el pH de la disolución; caen hasta en un 10 por 100 de los valores dados para un pH igual a 4. Como ya se ha resaltado, la presencia de dióxido de carbono en el fondo del vertedero tenderá a bajar el pH de los lixiviados [36].

La capacidad de un recubrimiento de arcilla para absorber metales pesados puede estimarse de la forma siguiente. Supongamos que el CIC de un material de recubrimiento es 100 meq/100 g. Si la densidad del material arcilloso utilizado en el recubrimiento es 2.194 kg/m³ (gravedad específica igual a 2:2), entonces pueden ser absorbidos aproximadamente 106.000 meq de cationes por metro cúbico de material de recubrimiento. Utilizando un valor típico de 20 mg/meq para metales pesados, la cantidad de metal que puede absorberse por metro cúbico es igual a 1.700 g. Si la concentración de metales pesados en los lixiviados fuese de 100 mg/l, se podrían separar los metales pesados de aproximadamente 600 l de lixiviados. Si la permeabilidad de la arcilla es igual a 1 · 10⁻⁷ cm/s, entonces 30,46 l pasarían a través de 1 m² cada año. Con esta tasa de filtración, se tardarían 212 años para saturar el volumen original de arcilla. Si la cantidad de lixiviado que se filtra a través del recubrimiento fuese limitada a un décimo de ese valor mediante el diseño correcto del sistema para la recogida de lixiviado, entonces el tiempo requerido para saturar el volumen de arcilla sería aproximadamente de 2.000 años. Incluso con todas las suposiciones simplificadoras que entraban en el análisis anterior, se puede concluir que con una cubrición de vertedero y un recubrimiento de arcilla diseñados correctamente, los metales pesados no deben presentar un problema. El frente de saturación para un metal pesado frente al tiempo se puede representar como se muestra en la Figura 11.34.

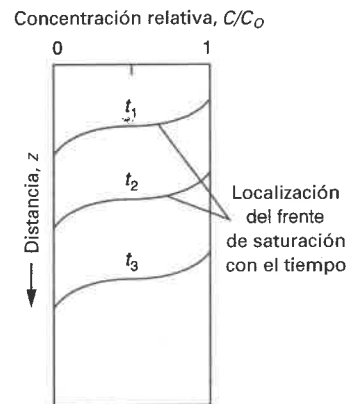


FIGURA 11.34

Movimiento del frente de saturación de metales pesados en un recubrimiento de arcilla.

Oligoorgánicos. La absorción es el método más común por el que se separan los constituyentes orgánicos presentes en los lixiviados mientras estos

últimos se mueven a través de un medio poroso. Si se desprecia la dispersión hidrodinámica, el balance de masas para un contaminante sometido a absorción en un acuífero de agua subterránea se obtiene por la siguiente fórmula modificada de la Ecuación (11.4):

$$\frac{\partial S}{\partial t} \frac{\rho_b}{\alpha} + \frac{\partial C}{\partial t} = -V_z \frac{\partial C}{\partial Z} \tag{11.23}$$

donde:

- S = Masa del soluto absorbido por unidad de masa de suelo seco, g/g.
- ρ_b = Densidad bruta del suelo, g/m³.
- α = Porosidad.
- C = Concentración del contaminante en fase líquida, g/m³.
- V_z = Velocidad media del fluido en la dirección Z, m/s.

La masa del material absorbido por unidad de masa de suelo seco está relacionada con la concentración del contaminante en la fase líquida y con el coeficiente de distribución del suelo, tal como se describe en la siguiente ecuación:

$$S = K_{SD} \cdot C \tag{11.24}$$

donde:

- K_{SD} = Coeficiente de distribución del suelo, m³/g.

Hay que resaltar que la Ecuación (11.24) describe la absorción lineal. La absorción puede no ser lineal para algunos de los compuestos orgánicos encontrados en los vertederos. Calculando el diferencial de la Ecuación (11.24) respecto al tiempo, y sustituyendo (K_{SD}) $\partial C/\partial t$ por $\partial S/\partial t$ en la Ecuación (11.23) se obtiene

$$-V_z \frac{\partial C}{\partial z} = \left(1 + \frac{\rho_b}{\alpha} K_{SD}\right) \frac{\partial C}{\partial t} \tag{11.25}$$

Cuando la partición del contaminante entre el suelo y el agua subterránea puede describirse adecuadamente mediante el coeficiente de distribución del suelo, K_{SD} , el retraso del frente contaminante relativo al líquido puede describirse con la siguiente relación:

$$R = \frac{V_z}{V_{zc}} = \left(1 + \frac{\rho_b}{\alpha} K_{SD}\right) \tag{11.26}$$

donde:

- R = Factor de retraso, sin unidades.
- V_z = Velocidad media del agua subterránea, m/s.
- V_{zc} = Velocidad media del $C/C_0 = 0,5$ punto del perfil de concentración del contaminante retrasado, m/s.

Si se supone que α para la mayoría de los suelos varía de 0,2 a 0,4, y que los valores correspondientes de ρ_b son aproximadamente de 1,6 a $2,1 \cdot 10^6$ g/m³, entonces la Ecuación (11.26) puede escribirse de la forma siguiente:

$$R = \frac{V_z}{V_{zc}} = (1 + 4 \cdot 10^6 K_{SD}) \text{ a } (1 + 10 \cdot 10^6 K_{SD}) \quad (11.27)$$

Si K_{SD} es igual a cero, el contaminante no es reactivo y no se produce el retraso (ver Figura 11.35). Si K_{SD} es mayor que aproximadamente 10^{-4} , el contaminante es esencialmente inmóvil. El valor de K_{SD} puede estimarse utilizando la siguiente expresión:

$$K_{SD} = 6,3 \cdot 10^{-7} f_{OC}(K_{OW}) \quad (11.28)$$

donde:

f_{OC} = Fracción de carbono orgánico en el suelo, g/g.

K_{OW} = Coeficiente de distribución octanol-agua.

En el Apéndice H se dan valores de K_{OW} para varios compuestos orgánicos.

El retraso de los constituyentes orgánicos encontrados en el lixiviado es importante porque el material retenido puede someterse a reacciones biológicas y químicas, en algunos casos, haciendo inocuo el material retenido.

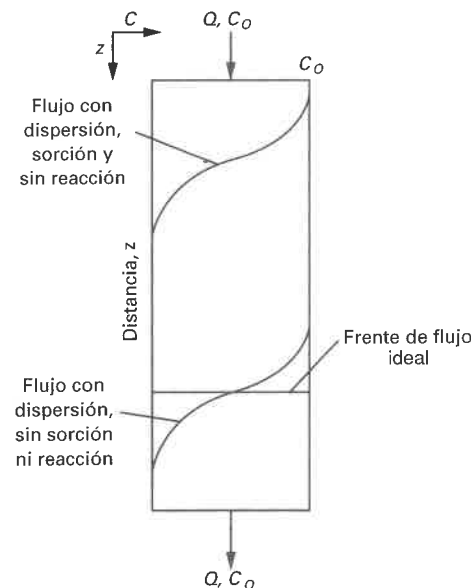


FIGURA 11.35

Retraso típico de oligocompuestos orgánicos en movimiento subsuperficial.

Control de la lixiviación en vertederos

Mientras el lixiviado se filtra a través del estrato inferior, se separan muchos de los constituyentes químicos y biológicos originalmente contenidos en él, mediante la acción filtrante y absorbente del material que compone el estrato. Por lo general, la amplitud de esta acción depende de las características del suelo, especialmente del contenido en arcilla. Por el riesgo potencial que implica el permitir que se filtre el lixiviado hasta el agua subterránea, la mejor práctica exige su eliminación o contención.

Actualmente se utilizan, por lo general, materiales aislantes de vertederos para limitar o eliminar el movimiento del lixiviado y de los gases de vertedero fuera de la zona del vertedero. Hasta la fecha (1992), el uso de arcilla como material de aislamiento ha sido el método más utilizado para reducir o eliminar la filtración del lixiviado fuera de los vertederos (ver Tabla 11.11). La arcilla es factible por su facilidad para absorber y retener muchos de los constituyentes químicos encontrados en el lixiviado, y por su resistencia al flujo del lixiviado. Sin embargo, está ganando en popularidad el uso de aislantes formados por una combinación mixta de geomembrana y arcilla, especialmente por la resistencia proporcionada por las geomembranas al movimiento del lixiviado y de los gases del vertedero. En la Tabla 11.16 se resumen las características, ventajas y desventajas de las geomembranas (también conocidas como recubrimientos de membrana flexible, RMF) que han sido utilizadas en vertederos de RSU. En la Tabla 11.17 se dan las especificaciones para geomembranas.

Sistemas de recubrimientos para RSU. El objetivo en el diseño de aislamientos para vertederos es minimizar la filtración del lixiviado en los suelos subsuperficiales por debajo del vertedero y eliminar, así, la contaminación potencial de las aguas subterráneas. Se han desarrollado varios diseños de aislamientos para minimizar el movimiento del lixiviado en la subsuperficie por debajo del vertedero. En la Figura 11.36 se ilustran algunos de los múltiples tipos de diseños que se han utilizado. En los diseños de multilaminados ilustrados en la Figura 11.36, cada una de las capas tiene una función específica. Por ejemplo, en la Figura 11.36a la capa de arcilla y la geomembrana sirven como una barrera mixta para el movimiento del lixiviado y del gas del vertedero. La capa de arena o grava sirve como capa de recogida y drenaje del lixiviado generado dentro del vertedero. La capa geotextil se utiliza para minimizar la mezcla de las capas del suelo con las capas de arena o grava. La capa final del suelo se emplea para proteger las capas de drenaje y barrera. Una modificación del diseño de aislamiento, mostrado en la Figura 11.36a, implica la instalación de tuberías para la recogida de los lixiviados en la capa para la recogida del lixiviado. Los diseños de aislamientos mixtos, que emplean una capa de arcilla y una geomembrana, proporcionan más protección y son hidráulicamente más efectivos que cualquier tipo de impermeabilización utilizado aisladamente.

En la Figura 11.36b, se coloca una malla de plástico, especialmente diseñada con tejido abierto (geomalla), y una tela de filtro geotextil (ver Figu-

TABLA 11.16

Líneas directrices para instalaciones de control del lixiviado

Artículo	Comentarios
Recubrimientos sintéticos de membrana flexible (SMF)	Los recubrimientos deben diseñarse y construirse para contener los fluidos, incluyendo a los residuos y lixiviados. Para los vertederos de RSU, no se requieren recubrimientos sintéticos. Sin embargo, si se selecciona esta alternativa, los recubrimientos sintéticos deben tener un espesor máximo de 40 mm. Estos recubrimientos deben instalarse para cubrir todos los materiales geológicos naturales que probablemente estarán en contacto con los residuos o el lixiviado en un vertedero.
Selladores de fondo	No existen normativas específicas que gobiernen la aplicación de los selladores de fondo en los vertederos de RSU. El diseño, la construcción y la instalación de los selladores de fondo están sujetos a la aprobación de las agencias locales.
Recubrimientos artificiales de arcilla	Los recubrimientos de arcilla son opcionales para los vertederos de RSU. Si las condiciones del lugar lo requieren, los recubrimientos de arcilla para los vertederos de RSU deben tener un espesor mínimo de 0,3 m y deben instalarse con una compactación relativa de por lo menos el 90 por 100. Un recubrimiento de arcilla debe mostrar una permeabilidad máxima de $1 \cdot 10^{-6}$ cm/s. Los recubrimientos de arcilla, si se instalan, deben cubrir todos los materiales geológicos naturales que probablemente estarán en contacto con los residuos o el lixiviado en un vertedero.
Barreras subsuperficiales	<p>Una barrera subsuperficial se usa conjuntamente con los materiales geológicos naturales para asegurar la satisfacción de las estandarizaciones de permeabilidad lateral.</p> <p>Quizás las barreras serán requeridas por las agencias regionales en los vertederos de RSU donde haya un potencial de movimiento lateral de los fluidos, incluyendo residuos y lixiviado, y se utiliza la permeabilidad de los materiales geológicos naturales para contener los residuos en vez de un recubrimiento.</p> <p>Las barreras deben tener un espesor mínimo de 2 ft para el material arcilloso o un mínimo de 40 mm para los materiales sintéticos. Se requiere que estas estructuras estén localizadas a un mínimo de 5 ft dentro de materiales geológicos naturales que satisfacen los requisitos de permeabilidad de $1 \cdot 10^{-6}$ a $1 \cdot 10^{-7}$ cm/s. Si se utilizan muros interceptores, las excavaciones de los vertederos también deben localizarse en materiales geológicos naturales que exhiban permeabilidades no mayores que $1 \cdot 10^{-6}$ cm/s.</p> <p>Se requiere que las barreras tengan sistemas de recogida de fluidos pendiente arriba de la estructura. Los sistemas deben diseñarse, construirse, explotarse y mantenerse para prevenir la acumulación de una cabeza hidráulica contra la estructura. El sistema de recogida debe inspeccionarse regularmente y los fluidos acumulados deben separarse.</p>

TABLA 11.17

Ensayos de rendimiento utilizados para medir las propiedades de las geomembranas sintéticas, y los valores típicos para estas propiedades^a

Ensayo	Método de ensayo	Valores típicos
Categoría de resistencia		
Propiedades de tensión	ASTM D638, tipo IV; pesa 5 cm/min	
Resistencia a la tracción		16.548 KN/m ²
Resistencia a la tracción en rotura		27.580 KN/m ²
Alargamiento elástico		15 por 100
Alargamiento en rotura		700 por 100
Tenacidad		
Iniciación de resistencia a la rotura	ASTM D1004 molde C	20 kg
Resistencia a la perforación	FTMS 101B, método 2031	104 kg
Fragilidad a baja temperatura	ASTM D746, procedimiento B	-69 °C
Durabilidad		
Porcentaje de negro de carbono	ASTM D1603	2 por 100
Dispersión de negro de carbono	ASTM D3015	A-1
Envejecimiento acelerado con calor	ASTM D 573, D1349	Cambio escaso de resistencia después de un mes a 110 °C
Resistencia química		
Resistencia a mezclas de residuos químicos	Método EPA 9090	Cambio en la resistencia a la tracción del 10 por 100 durante 120 días
Resistencia a reactivos químicos puros	ASTM D543	Cambio en la resistencia a la tracción del 10 por 100 durante 7 días
Resistencia a la rotura bajo tensión		
Resistencia a la rotura bajo tensión ambiental	ASTM D1693, condición C	1.500 h

^a Adaptado de Referencias 2, 52.

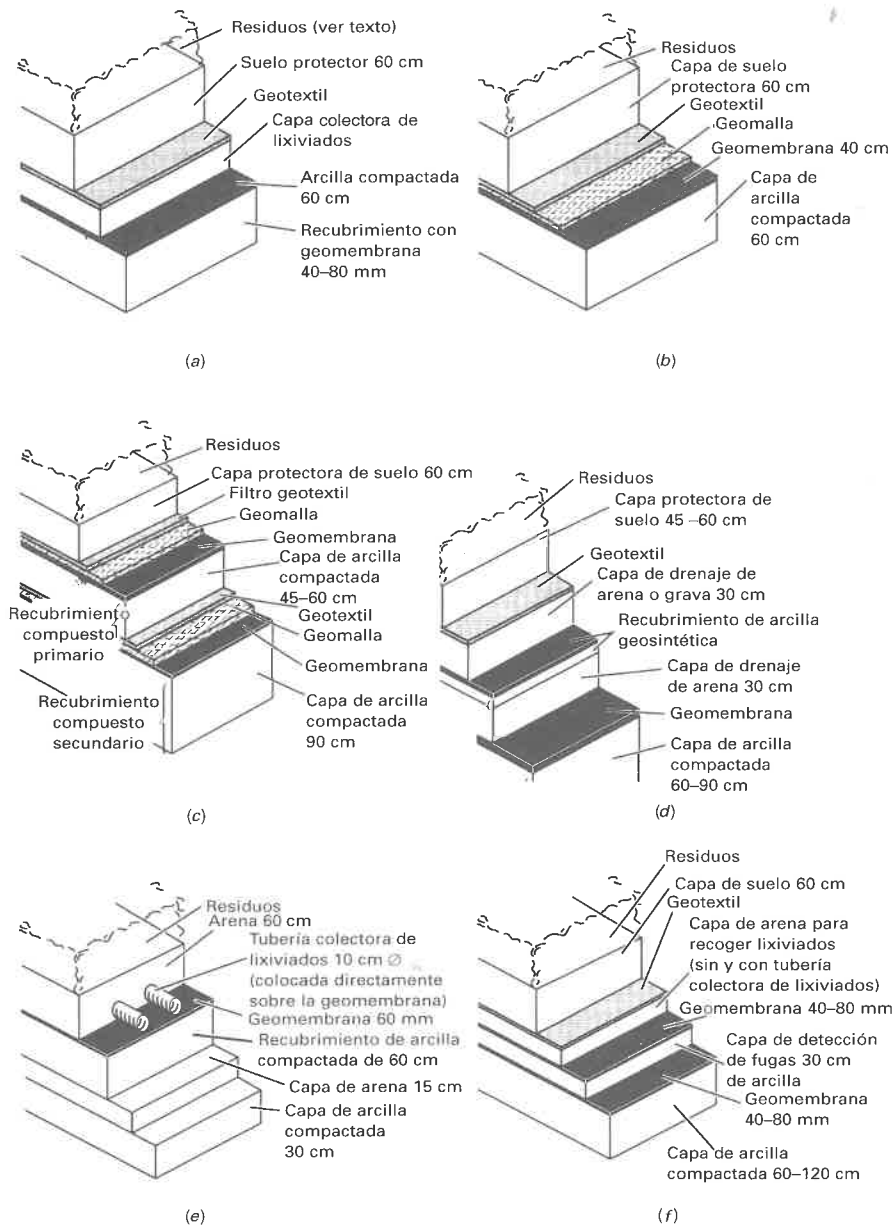


FIGURA 11.36

Recubrimientos de vertederos: (a, b) tipos de barreras sencillas-mixtas y (c-f) tipos de barreras dobles-mixtas. Hay que destacar que en los sistemas con aislamiento doble, el mixto primario a menudo se identifica como primario o como sistema de recogida de lixiviados, mientras que el aislamiento mixto secundario se identifica como la capa de contención del lixiviado. Normalmente se colocan sensores de detección de lixiviados entre los aislamientos primarios y secundarios.

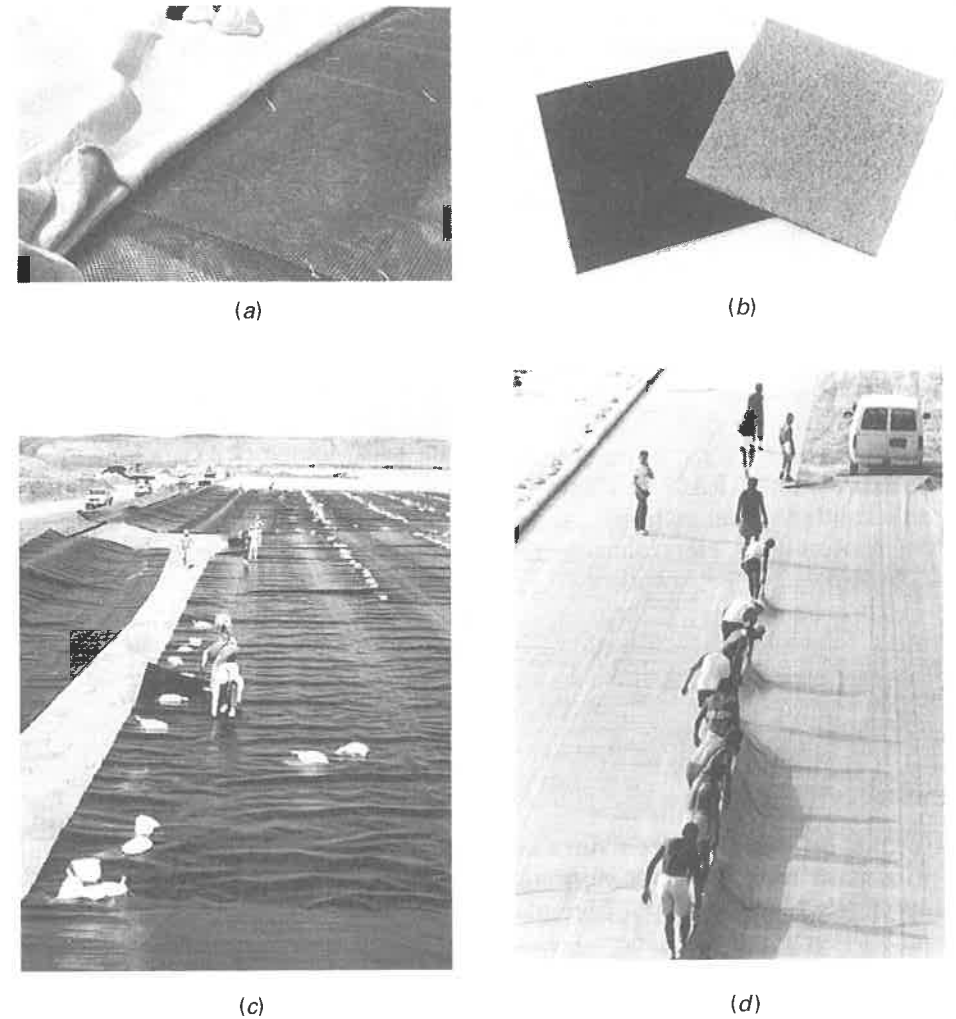


FIGURA 11.37

Materiales fabricados utilizados en la construcción de aislamientos de vertederos: (a) geomalla utilizada como una capa de drenaje, se coloca sobre una geomembrana; geotextil (doblado hacia atrás) utilizado para separar materiales; (b) arcilla geosintética; arcilla bentonita de aproximadamente 47,88 N/m² (lado gris) que se une a una geomembrana; (c) instalación de geomembrana sobre arcilla compactada, y (d) instalación de un aislamiento de arcilla geosintética con el lado de arcilla hacia la parte superior. ((b) y (d) cortesía de Gundle Lining Systems, Inc.)

ra 11.37a) sobre una geomembrana que, a continuación, se coloca sobre una capa de arcilla compactada. Encima del geotextil se coloca una capa de suelo protectora. La geomalla y el geotextil funcionan conjuntamente como una capa que conduce el lixiviado hacia el sistema de recogida del lixiviado. La permeabilidad del sistema de aislamiento, que está conformado por una capa

de drenaje y una capa de filtro, es equivalente a la de arena gruesa (ver Tabla 11.15). Por el potencial de atascamiento que presenta la tela geotextil, muchos diseñadores están a favor del uso de una capa de arena o grava como capa de drenaje.

En el sistema de recubrimiento mostrado en la Figura 11.36c se utilizan dos recubrimientos mixtos, comúnmente identificados como capas mixtas primaria y secundaria. El aislamiento mixto primario se utiliza para la recogida del lixiviado, mientras el aislamiento mixto secundario sirve como un sistema para detectar fugas y como un respaldo para el primario. Una modificación del sistema de recubrimiento mostrado en la Figura 11.36c implica la sustitución de la capa de drenaje con arena por un sistema de drenaje con geomalla, como se muestra en la Figura 11.36b. El aislamiento mixto de dos capas mostrado en la Figura 11.36d es el mismo que el mostrado en la Figura 11.36c, con la excepción de que la capa de arcilla debajo de la primera geomembrana es sustituida por un recubrimiento de arcilla geosintética (RAG). Como producto fabricado, el RAG se elabora con una arcilla bentonita (de Wyoming) de alta calidad y un material aglutinante apropiado (ver Figura 11.37b). La arcilla bentonita es esencialmente un mineral montmorillonito de sodio que tiene la capacidad de absorber hasta 10 veces su peso en agua. Mientras la arcilla absorbe el agua, se vuelve como masilla, siendo muy resistente al movimiento del agua. Se han observado permeabilidades tan bajas como 10^{-10} cm/s. Disponibles en grandes láminas (3,6 a 4,2 por 30 m), los RAG se superponen en la construcción de un sistema de aislamiento. En las Figuras 11.36e y 11.36f se muestran dos sistemas adicionales de aislamientos con dos capas. En los sistemas mixtos mostrados en las Figs. 11.36c-f, normalmente se colocan sensores para detectar fugas entre dos aislantes (ver Figura 11.57).

→ **Sistemas de aislamientos para monorrellenos.** Los sistemas de aislamientos para monorrellenos normalmente están formados por dos geomembranas, cada una con una capa de drenaje y un sistema de recogida de lixiviados (ver Figuras 11.36c y 11.36d). Para detectar el lixiviado se coloca un sistema entre el primer y el segundo aislamiento, así como debajo del inferior. En muchas instalaciones se utiliza una capa de arcilla espesa (1 a 1,5 m) debajo de las dos geomembranas para una mayor protección [7].

Construcción de aislamientos de arcilla. En todos los diseños ilustrados en la Figura 11.36, se debe tener mucho cuidado con la construcción del aislamiento de arcilla. Quizás el mayor problema de la arcilla es su propensión a agrietarse debido a la desecación. Es muy importante no dejar que la arcilla se seque durante su colocación. Para asegurar un buen rendimiento, el recubrimiento de arcilla se debería instalar en capas de 10 a 15 cm, con una compactación adecuada antes de colocar las capas subsiguientes (ver Figura 11.38). Colocando la arcilla en capas finas se evita la posibilidad de fugas ocasionadas por la coincidencia de gruesos, lo que podría producirse si la capa de arcilla se coloca de una sola vez. Otro problema que puede plantearse cuando se utilizan arcillas de distintos tipos es la rotura debido a diferencias en el hinchamiento. Para evitar estas diferencias se debe utilizar un solo tipo de arcilla para la construcción del aislamiento.

Sistemas para la recogida de lixiviados

El diseño de un sistema para la recogida de lixiviados implica: 1) la selección del sistema que se va a utilizar, 2) el desarrollo de un plan gradual que incluya la puesta en obra de los canales para el drenaje y para la recogida del lixiviado y tuberías para canalizar el lixiviado, y 3) el trazado y diseño de instalaciones para canalizar, recoger y almacenar el lixiviado.

Selección del sistema de aislamiento. El sistema seleccionado dependerá en gran parte de la geología local y de los requisitos ambientales de la zona del vertedero. Por ejemplo, en localizaciones donde no hay agua subterránea, quizás sea suficiente un aislamiento sencillo con arcilla compactada. En lugares donde se debe controlar la migración del lixiviado y del gas, será necesario un aislamiento mixto de arcilla y geomembrana, con una capa apropiada de drenaje y de protección del suelo.

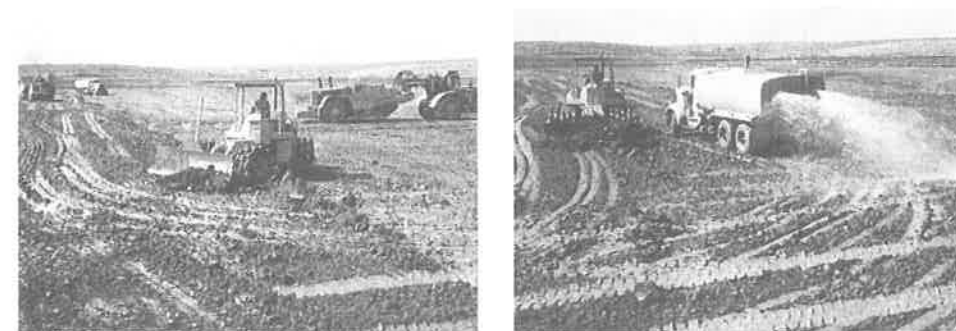


FIGURA 11.38

Preparación de una capa de arcilla compactada, antes de colocar la geomembrana.

Diseño de instalaciones para la recogida de lixiviados. Se han utilizado varios diseños para separar el lixiviado dentro de los vertederos. A continuación se hace una exposición sobre los diseños de terraza inclinada y de fondo con tubos.

Terrazas inclinadas. Para evitar la acumulación del lixiviado en el fondo de un vertedero, la zona del fondo se gradúa en una serie de terrazas inclinadas. Como se muestra en la Figura 11.39a, las terrazas están construidas para que el lixiviado que se acumula en la superficie de las terrazas drene hasta los canales de recogida del lixiviado. Se utiliza una tubería perforada colocada en cada canal (ver Figura 11.39b) para transportar el lixiviado recogido hasta una localización central, a partir de la cual se separa para su tratamiento o para su reaplicación sobre la superficie del vertedero.

La pendiente transversal de las terrazas es normalmente del 1 al 5 por 100, y la pendiente de los canales de drenaje es del 0,5 al 1,0 por 100. La pendiente

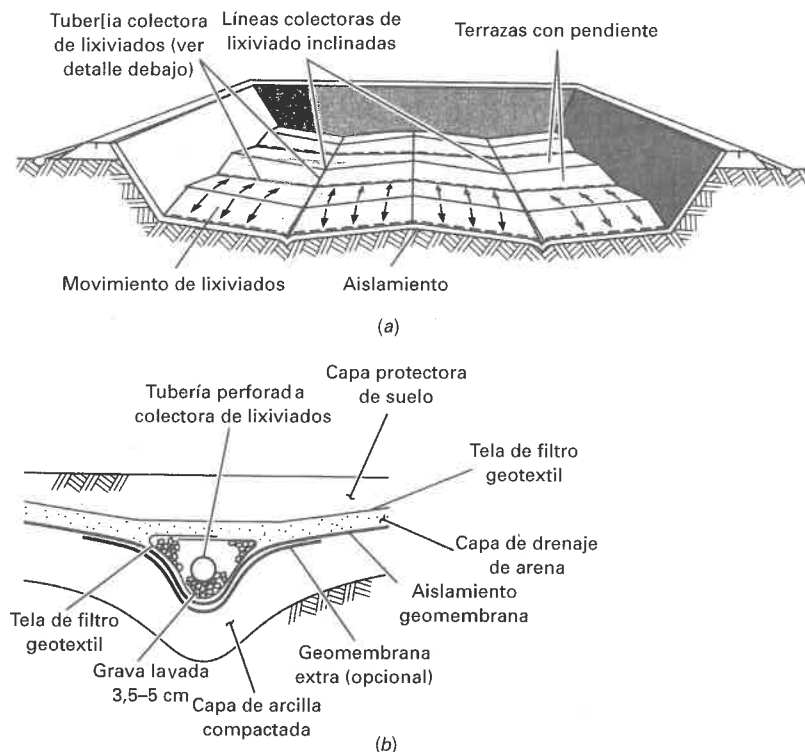


FIGURA 11.39

Sistema con terrazas inclinadas para la recogida de lixiviados: (a) vista y (b) detalle del tubo para la recogida de lixiviados.

y la longitud máxima del canal de drenaje se seleccionan en base a la capacidad de las instalaciones de drenaje. La capacidad de la tasa de flujo de las instalaciones se estima utilizando la ecuación de Manning. El objetivo del diseño es no permitir que el lixiviado se estanque en el fondo del vertedero, creando así una importante carga hidráulica sobre el aislamiento del vertedero (menos de 0,3 m en el punto más alto, como se especifica en las nuevas normativas federales para vertederos, Subtítulo D). La profundidad de flujo en el tubo perforado de drenaje se incrementa continuamente desde los tramos altos del canal de drenaje hasta los tramos bajos. En vertederos muy grandes se conectarán los canales de drenaje a un sistema más grande de recogida transversal.

Fondo con tuberías. Un plan alternativo para la recogida de lixiviados se muestra en la Figura 11.40. Como se puede observar, la zona del fondo se divide en una serie de tiras rectangulares con barreras de arcilla colocadas a distancias apropiadas (ver Figura 11.40a). El espaciamiento de la barrera se corresponde con una celda del vertedero. Se procede a colocar la tubería, para la recogida del lixiviado, longitudinalmente encima de la geomembrana. Los

tubos para la recogida del lixiviado son de 10 cm y tienen perforaciones cortadas con láser, similares a un colador, sobre la mitad de la circunferencia. Los cortes de láser están espaciados en 0,6 cm y el tamaño del corte es 0,00025 cm, que corresponde al tamaño más pequeño de la arena. Para proporcionar un drenaje efectivo, se inclina el fondo desde el 1,2 hasta el 1,8 por 100. Los tubos para la recogida del lixiviado, espaciados cada 6 m, se cubren con una capa de arena que mide 60 cm (ver Figura 11.40b) antes de comenzar el vertido. El uso de un sistema con tubería múltiple para la recogida del lixiviado asegurará la rápida separación del lixiviado del fondo del vertedero. Además, el uso de una capa de arena de 60 cm sirve para filtrar los lixiviados antes de recogerlos para su tratamiento. La primera capa de 1 m de residuos sólidos, que se coloca directamente encima de la capa de arena, no se compacta [33].

Un rasgo único del diseño que se muestra en la Figura 11.40 es el método utilizado para separar las aguas pluviales de la porción no utilizada del vertedero. El método se detalla en la Figura 11.41. En la porción no utilizada del vertedero, se recogen las aguas pluviales en las líneas que al final se utilizarán

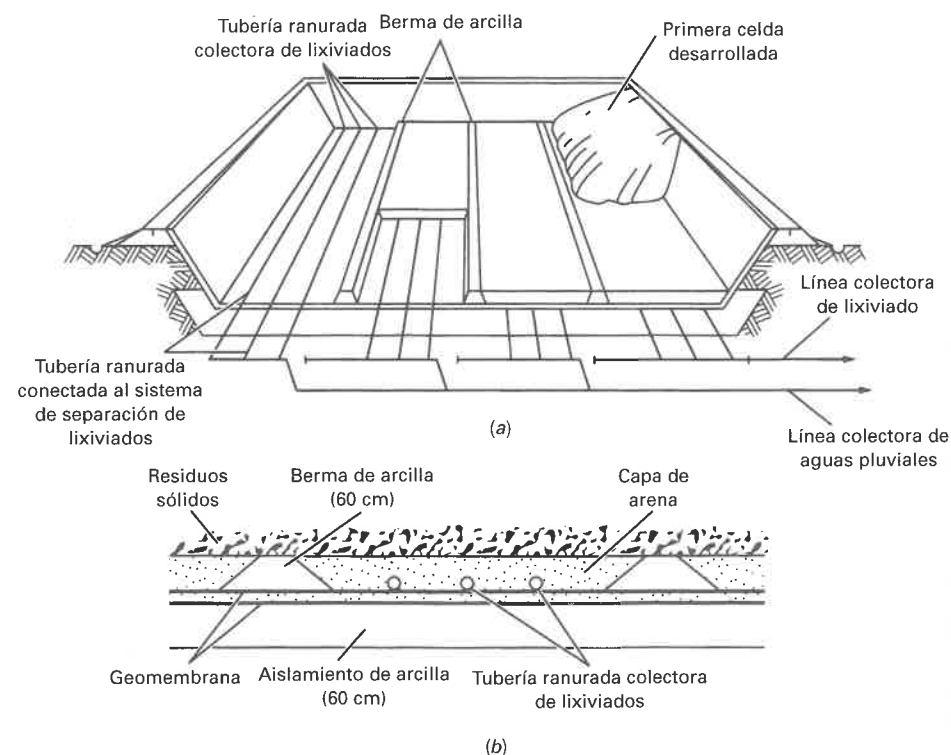


FIGURA 11.40

Sistema típico para la recogida de lixiviados utilizando una tubería múltiple: (a) vista panorámica y (b) detalle de tubos típicos para la recogida del lixiviado (adaptado de Referencia 33).

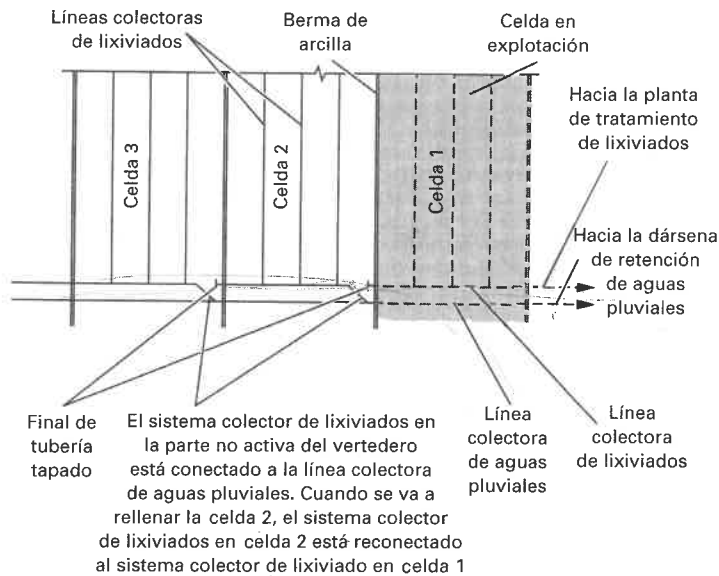


FIGURA 11.41

Gestión de aguas pluviales en un vertedero tipo área. (Cortesía de C.C. Miller, ver también Referencia 33.)

para la recogida del lixiviado. Cuando se va a poner en funcionamiento la siguiente celda del vertedero, se conecta la tubería para el lixiviado al sistema para la recogida del lixiviado, y se cubre el tubo que se extiende en la siguiente tira [33].

Instalaciones para separar, recoger y almacenar lixiviados. Se han utilizado dos métodos para la separación del lixiviado que se acumula dentro de un vertedero. En la Figura 11.42a, se pasa el tubo para la recogida del lixiviado a través de un lateral del vertedero. Cuando se utiliza este método, debe tenerse mucho cuidado para asegurar que la estanqueidad donde el tubo penetra el vertedero sea total. Un método alternativo utilizado para la separación del lixiviado de los vertederos implica el uso de un tubo de recogida inclinado localizado dentro del vertedero (ver Figura 11.42b). Se utilizan las instalaciones para la recogida del lixiviado cuando éste se va a reciclar o tratar en una localización central. En la Figura 11.43a se muestra una bóveda de acceso típica para la recogida del lixiviado. En algunas localizaciones, el lixiviado separado del vertedero se recoge en un depósito de retención, tal como se muestra en la Figura 11.43b. La capacidad del depósito dependerá del tipo de instalaciones disponibles y de la tasa máxima de descarga permisible en la instalación de tratamiento. Normalmente los depósitos para la retención del lixiviado se diseñan para retener la producción de 1 a 3 días, durante el período de máxima producción de lixiviado. Se han utilizado depósitos con pared sencilla y doble, pero los depósitos con doble pared son preferibles frente a los de pared sencilla por la seguridad extra que proporcio-

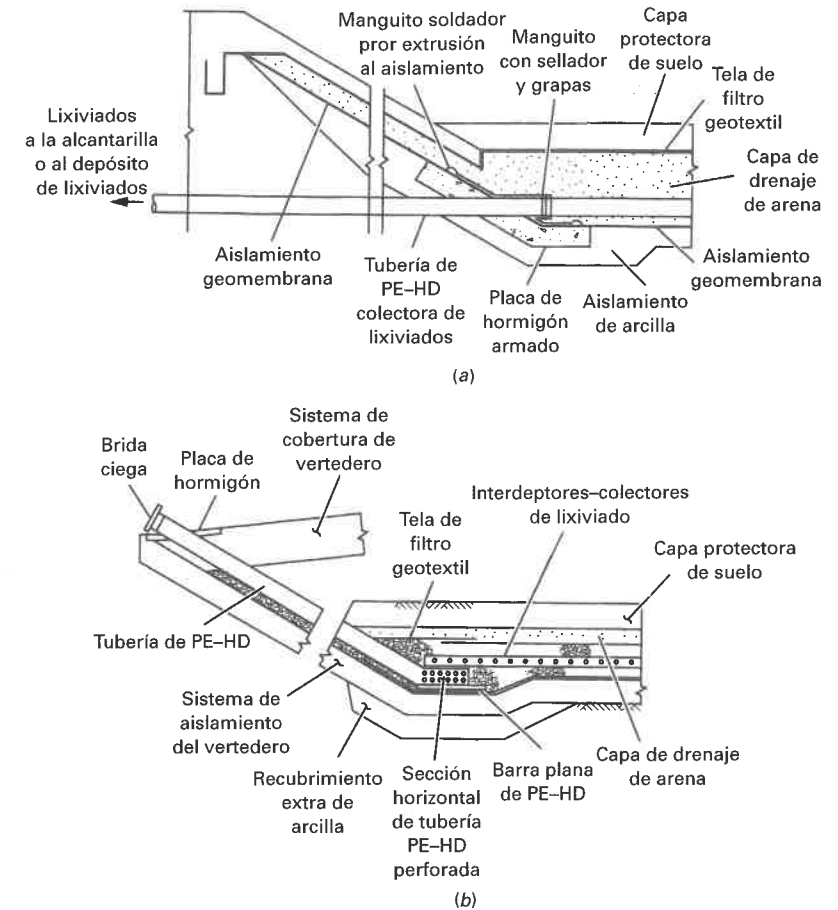


FIGURA 11.42

Sistemas utilizados para separar el lixiviado de los vertederos: (a) tubo para la recogida del lixiviado llevado a través del lateral de un vertedero y (b) tubo inclinado para la recogida del lixiviado localizado dentro de un vertedero. El lixiviado se separa con una bomba.

nan. Aunque se han utilizado depósitos de plástico y de metal, los de plástico son más resistentes a la corrosión.

Alternativas en la gestión de lixiviados

La gestión de lixiviados es clave para la eliminación del potencial que tiene un vertedero para contaminar acuíferos subterráneos. Se han utilizado varias alternativas para gestionar el lixiviado recogido de los vertederos, incluyendo: 1) reciclaje del lixiviado, 2) evaporación del lixiviado, 3) tratamiento seguido por evacuación, y 4) descarga a los sistemas municipales para la recogida de aguas residuales. Estas alternativas se argumentan brevemente a continuación.

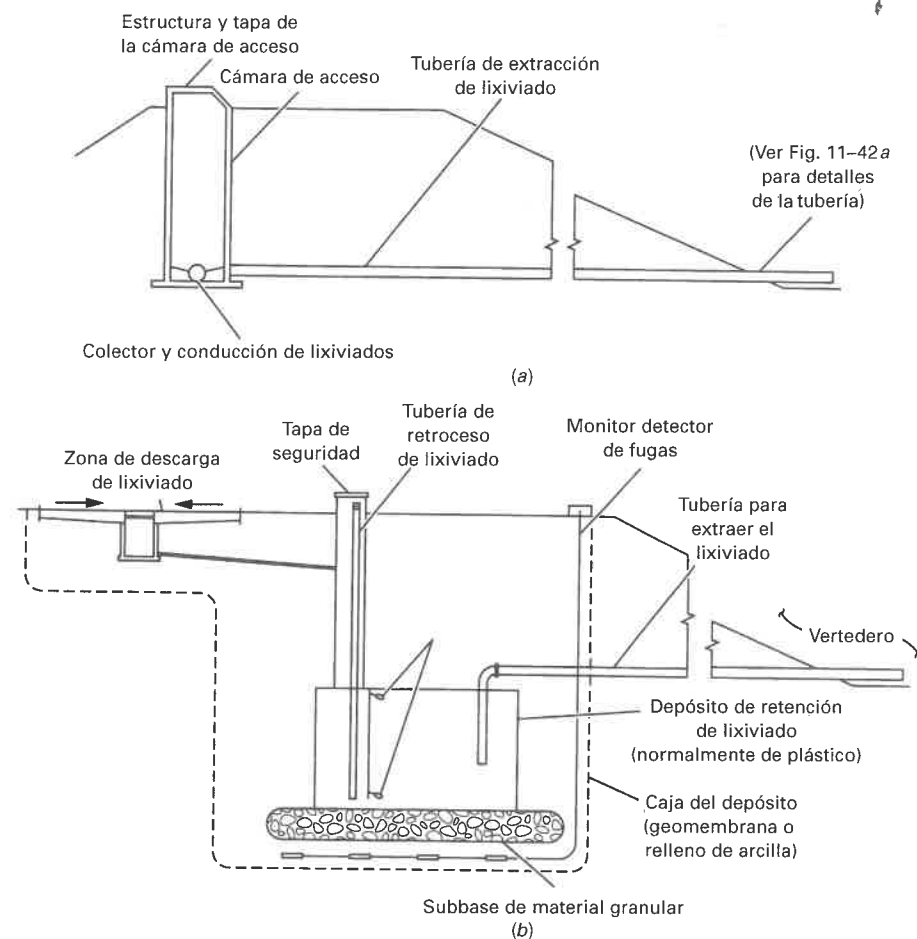


FIGURA 11.43

Ejemplos de instalaciones para la recogida de lixiviados: (a) bóveda para la recogida y transmisión de lixiviados y (b) depósito para la retención de lixiviados.

Reciclaje de lixiviados. Un método efectivo para el tratamiento de lixiviados consiste en recogerlos (ver Figura 11.42) y recircularlos a través del vertedero. Durante las primeras etapas del funcionamiento del vertedero, el lixiviado contendrá cantidades importantes de TDS, DBO₅, DQO, nutrientes y metales pesados (ver Tabla 11.13). Cuando se recircula el lixiviado, se diluyen y atenúan los compuestos producidos por la actividad biológica, y por otras reacciones químicas y físicas que se producen dentro del vertedero. Por ejemplo, los ácidos orgánicos sencillos presentes en el lixiviado se convertirán en CH₄ y CO₂. Por la subida del pH dentro del vertedero cuando se produce CH₄, los metales se precipitarán y serán retenidos dentro del vertedero. Un

beneficio extra del reciclaje de los lixiviados es la recuperación del gas de vertedero que contiene CH₄. Normalmente la tasa de producción de gas es mayor en sistemas para la recirculación del lixiviado. Para evitar la emisión incontrolada de gases de vertedero cuando se recicla el lixiviado para su tratamiento, se debería equipar el vertedero con un sistema para la recuperación del gas. Finalmente será necesario recoger, tratar y evacuar el lixiviado residual. En vertederos grandes, quizás será necesario proporcionar instalaciones para el almacenamiento de lixiviados.

Evaporación de lixiviados. Uno de los sistemas más sencillos para la gestión de lixiviados implica el uso de estanques recubiertos para la evaporación de lixiviados (ver Figura 11.44). El lixiviado que no se evapora se riega por encima de las porciones completadas del vertedero. En lugares lluviosos, la instalación para el almacenamiento de lixiviados se cubre durante el invierno con una geomembrana, para excluir las aguas de lluvia. Se evacua el lixiviado acumulado mediante evaporación durante los meses cálidos del verano, destapando la instalación de almacenamiento y regando el lixiviado sobre las superficies del vertedero en activo o ya lleno. Los gases olorosos que pueden acumularse debajo de la tapa superficial se extraen hacia un filtro de compost o suelo (ver Figura 11.45) [3, 51]. Los lechos de suelo normalmente tienen una profundidad de 0,6 a 0,9 m, con tasas de carga orgánica de aproximadamente 1,6 a 0,4 kg/m³ de suelo. Durante el verano, cuando se destapa el estanque, puede ser necesaria una aireación superficial para controlar los olores. Si el estanque no es grande se puede dejar tapado durante todo el año. Otro ejemplo implica el tratamiento del lixiviado (por lo general biológicamente) con almacenamiento invernal y evacuación por riego sobre terrenos cercanos durante el verano. Si hay suficiente terreno disponible, se puede llevar a cabo el riego continuamente, incluso cuando llueve.



FIGURA 11.44

Vistas de estanques recubiertos para la evaporación: (a) de lixiviados (ver también Figura 11.64; el líquido en el estanque es agua de lluvia) y (b) de lixiviados y fangos de plantas de tratamiento.

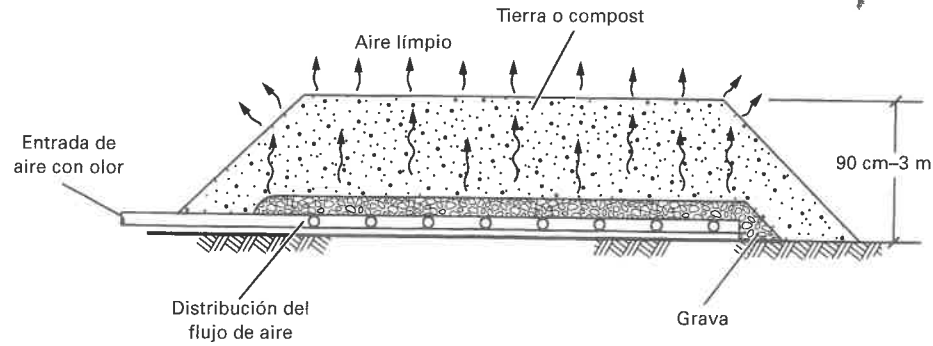


FIGURA 11.45

Filtro para compost o suelo utilizado para eliminar los olores de los gases [51].

Tratamiento de lixiviados. Cuando no se utiliza el reciclaje y la evaporación de los lixiviados, y no es posible evacuarlos directamente a una instalación de tratamiento, será necesaria alguna forma de pretratamiento o un tratamiento completo. Como las características de los lixiviados pueden variar tanto, se han utilizado varias opciones para el tratamiento del lixiviado. En la Tabla 11.18 se resumen las principales operaciones y procesos de tratamiento biológicos y físico/químicos utilizados para el tratamiento de lixiviados. El proceso o los procesos de tratamiento elegidos dependerán en gran parte del contaminante o contaminantes que haya que separar. En la Figura 11.46 se muestran ejemplos de los tipos de procesos biológicos aerobios y anaerobios que se han utilizado para tratar los lixiviados. En la Referencia 49 se pueden encontrar detalles de diseño sobre las alternativas de tratamiento presentadas en la Tabla 11.18.

Selección de instalaciones de tratamiento. El tipo de instalaciones de tratamiento utilizadas dependerá principalmente de las características del lixiviado, y en segundo lugar, de la localización geográfica y física del vertedero. Las características más preocupantes del lixiviado incluyen: TDS, DQO, SO_4^{2-} , metales pesados y constituyentes tóxicos sin especificar. El lixiviado que contiene concentraciones extremadamente altas de TDS (por ejemplo, > 50.000 mg/l) puede ser difícil de tratar biológicamente. Con valores altos de DQO se favorecen los procesos de tratamiento anaerobios, porque los procesos de tratamiento aerobios son caros. Concentraciones altas de sulfatos pueden limitar el uso de procesos de tratamiento anaerobios, debido a la producción de olores procedentes de la reducción biológica de sulfatos a sulfuro (ver Ecuaciones 4.12 a 4.14). La toxicidad producida por los metales pesados también es un problema con muchos procesos de tratamiento biológicos. Otra cuestión importante es: ¿cuál debería ser el tamaño de las instalaciones de tratamiento? La capacidad de las instalaciones de tratamiento dependerá del tamaño del vertedero y de la vida útil esperada. La presencia de constituyentes tóxicos sin especificar a menudo es problemática en los vertederos más antiguos que recibieron una gran diversidad de residuos, antes de que se implantasen normativas ambientales para controlar la operación de vertederos.

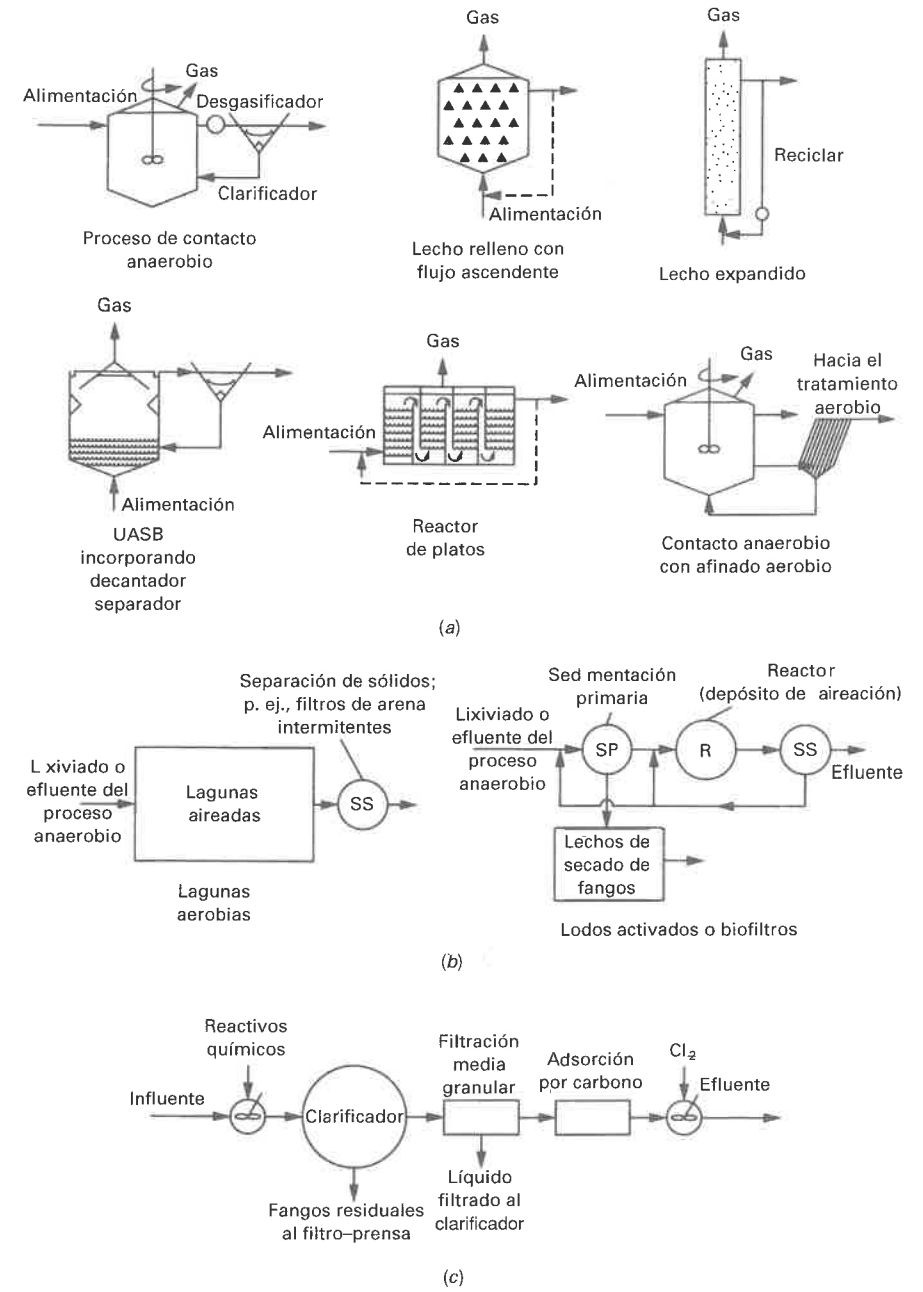


FIGURA 11.46

Procesos utilizados para el tratamiento de lixiviados: (a) procesos anaerobios, (b) procesos aerobios, y (c) procesos de tratamiento químico para la reducción de metales pesados y de materiales orgánicos seleccionados.

TABLA 11.18

Procesos y operaciones biológicos, químicos y físicos representativos, utilizados para el tratamiento de lixiviados^a

Proceso de tratamiento	Aplicación	Observaciones
Procesos biológicos		
Fangos activados	Separación de orgánicos	Pueden ser necesarios aditivos de desespumamiento; necesario clarificador separador
Reactores de lotes secuenciados	Separación de orgánicos	Similar a fangos activados, pero no se precisa un clarificador separado; solamente aplicable con tasas de flujo relativamente lentas
Estanques aireados de estabilización	Separación de orgánicos	Requiere una gran superficie de terreno
Procesos de película fija (filtros percoladores, contactores biológicos rotatorios)	Separación de orgánicos	Frecuentemente utilizado con efluentes industriales similares a los lixiviados, pero no ensayado con lixiviados de vertederos
Lagunas anaerobias	Separación de orgánicos	Requisitos de energía y producción de fangos menores que en los sistemas aerobios; requiere calefacción; mayor potencial para la inestabilidad del proceso; más lento que los sistemas aerobios
Nitrificación/desnitrificación	Separación de nitrógeno	La nitrificación/desnitrificación puede llevarse a cabo simultáneamente con la separación de orgánicos
Procesos químicos		
Neutralización	Control del pH	De aplicación limitada para la mayoría de los lixiviados
Precipitación	Separación de metales y algunos aniones	Produce un fango, que posiblemente requiera la evacuación como residuo peligroso
Oxidación	Separación de orgánicos; detoxificación de algunas especies inorgánicas	Funciona mejor con flujos de residuos diluidos; el uso de cloro puede provocar la formación de hidrocarburos clorados
Oxidación por aire húmedo	Separación de orgánicos	Costoso; funciona bien con orgánicos refractarios
Operaciones físicas		
Sedimentación/flotación	Separación de materia en suspensión	Sólo tiene una aplicación limitada; puede utilizarse conjuntamente con otros procesos de tratamiento

TABLA 11.18 (Cont.)

Proceso de tratamiento	Aplicación	Observaciones
Filtración	Separación de materia en suspensión	Solamente útil como proceso de afino
Arrastre por aire	Separación de amoníaco u orgánicos volátiles	Puede requerir equipamiento de control de la contaminación atmosférica
Separación por vapor	Separación de orgánicos volátiles	Altos costes energéticos; el vapor de condensado requiere un tratamiento adicional
Absorción	Separación de orgánicos	Tecnología probada; costes variables según lixiviado
Intercambio iónico	Separación de inorgánicos disueltos	Util solamente como un paso de acabado
Ultrafiltración	Separación de bacterias y de orgánicos con alto peso molecular	Propenso al atascamiento; de aplicación limitada para los lixiviados
Osmosis inversa	Disoluciones diluidas de inorgánicos	Costoso; necesario un pretratamiento extensivo
Evaporación	Cuando no se permite la descarga de lixiviados	Los fangos resultantes pueden ser peligrosos; puede ser costoso excepto en zonas áridas

^a Adaptado de Referencia 43.

Sistema integral para la gestión de lixiviados. En la Figura 11.47 se muestra un ejemplo de un sistema integral para la gestión de lixiviados. El líquido (lixiviado) que baja a través de los residuos sólidos es filtrado mientras atraviesa la capa de arena en el vertedero (ver Figura 11.40). El lixiviado recogido se transporta a una laguna de tratamiento, donde se añaden lodos de depuración de aguas residuales urbanas. Se airea el líquido en la laguna para reducir el contenido orgánico y para controlar los olores. Después el líquido de la laguna se aplica a RSU triturados que van a fermentarse para ser utilizados como material de cobertura intermedia en el vertedero (ver Figura 11.51 en la Sección 11.6). Antes de triturar los RSU se separan los metales y otros materiales reciclables. Aplicando el lixiviado a los RSU triturados se proporciona la humedad necesaria para el compostaje óptimo y se reduce el volumen del lixiviado mediante evaporación. El lixiviado en exceso se filtra mientras pasa a través de los residuos triturados y el sistema de drenaje inferior de filtros de arena. El lixiviado recogido se conduce hacia una serie de lagunas o estanques construidos. Las lagunas se utilizan para separar material orgánico, nutrientes, metales pesados y otros oligoorgánicos. El efluente de las lagunas construidas se pasa a través de un filtro lento de arena y después se utiliza para riego en el propio vertedero.

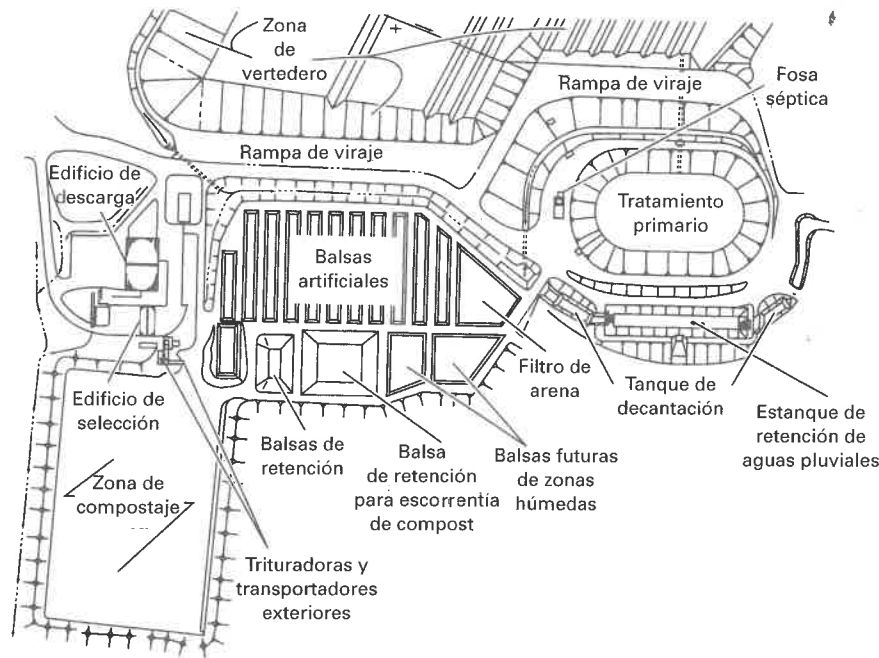


FIGURA 11.47

Sistema integral para el tratamiento de lixiviados empleando tierras húmedas construidas (de Referencia 33).

Descarga a una planta de tratamiento de aguas residuales. En aquellas zonas donde el vertedero está localizado cerca de un sistema para la recogida de aguas residuales o donde se puede utilizar una alcantarilla a presión para conectar el sistema para la recogida del lixiviado a un sistema para la recogida de aguas residuales, a menudo se descarga el lixiviado en el sistema para la recogida de aguas residuales. En muchos casos, quizás, será necesario un pretratamiento, utilizando uno de los métodos presentados en la Tabla 11.18, para reducir el contenido orgánico antes de proceder a la descarga del lixiviado en la alcantarilla. En lugares donde no hay alcantarillas disponibles, y no es factible la evacuación mediante evaporación y riego, puede ser necesario un tratamiento completo seguido de una descarga superficial.

11.6 GESTIÓN DE AGUAS SUPERFICIALES

Igualmente importante en el control del movimiento del lixiviado es la gestión de todas las aguas superficiales, incluyendo la lluvia, la escorrentía, los arroyos intermitentes y los manantiales artesianos. En esta sección se presenta la gestión de aguas superficiales. Con el uso de una capa de cobertura correctamente diseñada, de una pendiente superficial adecuada (3 a 5 por 100) y de

un drenaje adecuado para las aguas pluviales se puede controlar eficazmente la filtración superficial. Con controles correctos para el agua superficial, quizás no sea necesaria una barrera impermeable superficial. Los temas considerados en esta sección incluyen: 1) sistemas para el control del agua superficial, 2) diseño de capas de cobertura intermedia, 3) diseño de capas de cobertura final, y 4) determinación de la filtración a través de la cobertura.

Sistemas para controlar las aguas superficiales

Eliminar o reducir la cantidad de agua superficial que entra en el vertedero es de una importancia fundamental para el diseño de un vertedero sanitario controlado, porque el agua superficial es la mayor contribución al volumen total del lixiviado. No se debe permitir que la escorrentía de las aguas de tormenta de los alrededores entre en el vertedero, y no se debe permitir que la escorrentía superficial (procedente de la lluvia) se acumule sobre la superficie del vertedero.

Instalaciones de drenaje para aguas superficiales. En los lugares donde la escorrentía de aguas pluviales procedente de los alrededores pueda entrar en el vertedero (por ejemplo, vertederos localizados en vaguadas), se debe instalar un sistema de drenaje correctamente diseñado (ver Figura 11.48). Se puede diseñar el sistema de drenaje para separar solamente la escorrentía de los alrededores, o bien para separar la escorrentía de los alrededores y también de la superficie del vertedero. En vertederos donde se ha instalado un sistema de aislamiento completo en todo el fondo, el diseño del aislamiento debe tener en cuenta la desviación del agua pluvial que no cae sobre los residuos cuando se vierten. En la Figura 11.41 se ilustra una desviación de agua pluvial fuera de la porción no utilizada del vertedero.

En lugares donde solamente hay que apartar el agua superficial de la superficie del vertedero, deberían diseñarse instalaciones de drenaje para limitar el recorrido del agua superficial. En muchos diseños se utilizan una serie de canales interceptores. El flujo de los canales se dirige hacia un canal principal más grande para apartarlo del lugar. En la Figura 11.49 se ilustran algunos ejemplos de las instalaciones de drenaje utilizadas para proteger los vertederos.

Estanques para el almacenamiento del agua pluvial. En muchos casos puede ser necesaria la construcción de estanques para contener los flujos desviados del agua pluvial, minimizando así las inundaciones río abajo. Normalmente, se deben recoger las aguas pluviales tanto en las porciones completadas del vertedero como en las zonas aún no rellenas. En la Figura 11.50 se ilustra un ejemplo de un estanque para la retención/almacenamiento del agua pluvial. Para fijar su tamaño se siguen los procedimientos hidrológicos normales [20, 27, 28].

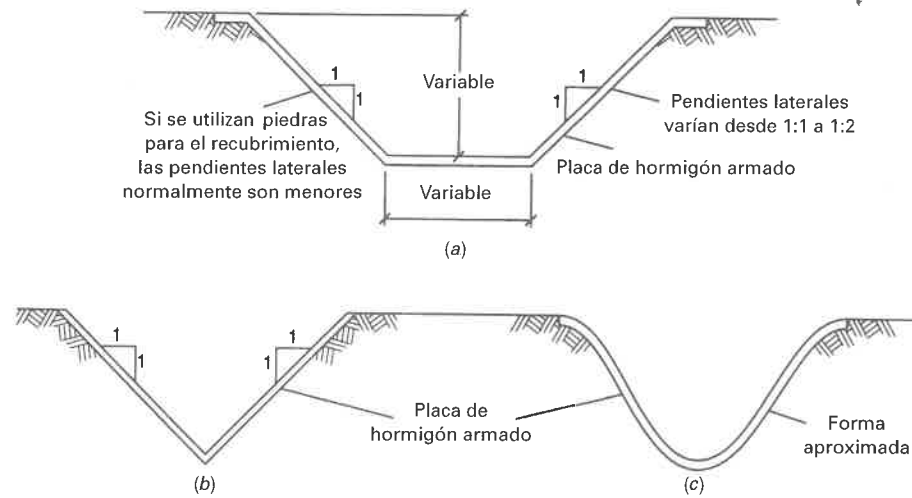


FIGURA 11.48

Ejemplos de instalaciones de drenaje utilizadas en vertederos: (a) canal trapezoidal recubierto, (b) canal en forma de «u» recubierto, y (c) canal recubierto en forma de «u» curvo. Hay que resaltar que se puede ampliar el perfil del canal trapezoidal para acomodar una amplia gama de flujos.

Capas de cobertura intermedia

Se utilizan las capas de cobertura intermedia para cubrir los residuos colocados diariamente con el fin de: eliminar la presencia de vectores sanitarios, mejorar la estética del vertedero y limitar la filtración superficial. La mayor cantidad de agua que entra en un vertedero y que finalmente se convierte en lixiviado, entra durante el período de relleno del vertedero. Parte del agua, en forma de lluvia y nieve, entra mientras se están colocando los residuos en el vertedero. El agua también entra en el vertedero primero filtrándose y después pasando a través de la cobertura intermedia. De esta forma, los materiales y el método de puesta en obra de la cobertura intermedia pueden limitar la cantidad de agua superficial que entra en el vertedero.

Materiales utilizados para las capas de cobertura intermedia. En la Tabla 11.19 se presentan tasas generalizadas sobre la adaptabilidad de varios tipos de materiales que se han utilizado como cobertura intermedia. De los materiales listados, solamente el compost producido a partir de residuos de jardín y de RSU, el recubrimiento geosintético de arcilla y la arcilla son eficaces para limitar la entrada de aguas superficiales en el vertedero. Para conseguir la mayor eficacia posible utilizando los materiales arriba citados, se debe inclinar la cobertura intermedia correctamente para aumentar la escorrentía de las aguas superficiales.

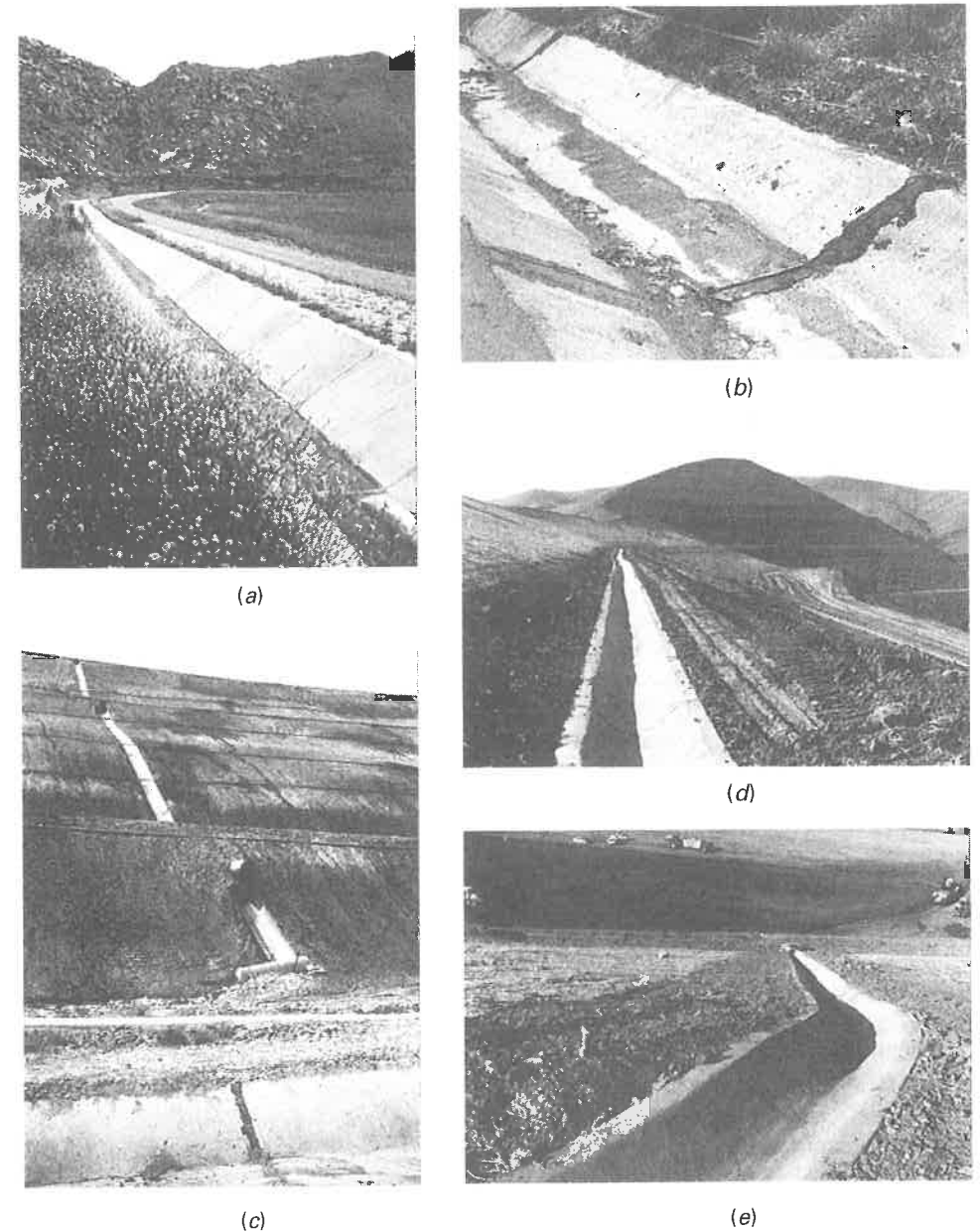


FIGURA 11.49

Vistas de sistemas de drenaje utilizados en vertederos: (a) canal trapezoidal recubierto; (b) canal trapezoidal recubierto construido en secciones; (c) tubería ondulada de media sección utilizada para transportar la escorrentía superficial de las terrazas superiores del vertedero (fíjense en el canal trapezoidal de drenaje en primer plano); (d) canal en forma de «u» utilizado en la parte superior de una zona de drenaje; (e) canal en forma de «u» curvo, utilizado para transferir escorrentía desde las porciones superiores de una zona de drenaje hasta un estanque para la retención de aguas pluviales.

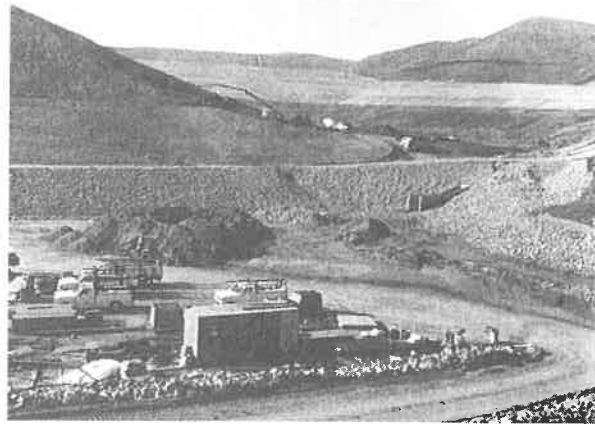


FIGURA 11.50

Vista de un estanque grande recubierto de piedras para la retención/almacenamiento del agua pluvial en un vertedero grande. Se puede estimar el tamaño del estanque a través del tamaño de los vehículos aparcados debajo de la dársena.

TABLA 11.19

Valoraciones generalizadas sobre la adaptabilidad de varios materiales para su uso como cobertura intermedia en un vertedero^a

Función	Valoraciones generalizadas ^b						
	Mulch de residuos de jardín	Compost de residuos de jardín	Compost de RSU	Recubrimiento geosintético de arcilla	Suelo nativo típico	Arena arcillosa-lodosa	Arcilla
Proporciona un aspecto agradable y controla el vuelo de papeles	B-E	B-E	B	E	E	E	E ^c
Previene la excavación o tunelamiento de roedores	P	P	P	B-E	P	R-B	P
Previene la salida de moscas	R	R-B	R	E	B	P	E ^c
Minimiza la entrada de aguas superficiales en el vertedero	P	B-E	R-B	E	R-B ^d	P	E ^c
Retiene las aguas de la lluvia y la nieve	P	B-E	R-B	B	R-B ^d	P	B ^c
Minimiza el escape de gas de vertedero a través de la cobertura	P	P	P	R-B	P	P	P-R ^c

^a Adaptado en parte de Referencia 4.

^b E = excelente; B = bueno; R = regular; P = pobre.

^c Excepto cuando se seca y aparecen grietas en la capa de cobertura.

^d Cuando se utiliza una capa de suelo espeso, la valoración es B-E.

En algunos vertederos, se coloca una capa muy espesa de suelo (0,9 a 1,8 m) sobre la celda llena. El agua de lluvia que se filtra por la capa de cobertura intermedia es retenida en virtud de su capacidad de campo. Cuando va a colocarse un segundo nivel sobre el primer nivel, se aparta el suelo y se almacena antes de comenzar el relleno. El uso de la técnica de almacenar temporalmente el material de cobertura adicional sobre una celda ya llena puede limitar significativamente la cantidad de agua que entra en el vertedero. También se ha utilizado espuma sintética como material de cobertura intermedia. Por lo general la espuma funciona bien, excepto cuando llueve.

Capas de cobertura intermedia utilizando materiales residuales. Como se resaltó en la Sección 11.4, cuando está limitada la cantidad de suelo nativo para ser utilizado como material de cobertura intermedia, se han utilizado materiales alternativos para este propósito. Estos incluyen: compost y mulch producidos a partir de residuos de jardín, y compost producido a partir de RSU (ver Figura 11.51). Una de las ventajas importantes de utilizar compost y mulch producidos a partir de RSU es que el volumen del vertedero que habría sido ocupado por el suelo utilizado para la cobertura intermedia, ahora, está disponible para la evacuación de materiales residuales. En lugares donde la cantidad del material de cobertura es limitada, el uso de RSU fermentado puede incrementar significativamente la capacidad del vertedero.

En la operación de compostaje que se muestra en la Figura 11.51, se trituran aproximadamente el 40 por 100 de los residuos domésticos y comerciales seleccionados después de separar manualmente los materiales reciclables, y los metales férricos mediante dos etapas de separación magnética. El material triturado se coloca en hileras para fermentarse. El lixiviado del vertedero se riega sobre los residuos triturados para incrementar el contenido en humedad, optimizando así el compostaje. El compost se usa como cobertura intermedia del 60 por 100 de los residuos restantes que se colocan directamente en el vertedero. Cuando se utilizan RSU fermentados como material de cobertura intermedia, no es necesario curar totalmente el compost antes de su uso. El compost curado colocado sobre los RSU depositados en el vertedero también sirve como filtro de olores (ver Figura 11.45). Significativamente, se espera un incremento para los próximos años del uso de RSU fermentados para la cobertura intermedia, al mismo tiempo que la conservación de la capacidad del vertedero se convierte en una cuestión importante [33].

Otros materiales que se han utilizado como material de cobertura intermedia incluyen alfombras y moquetas usadas, residuos de construcción y demolición, y rechazos agrícolas. Se pueden almacenar alfombras y moquetas usadas cuando entran en el vertedero, y usarlas después cuando sea necesario. También se han utilizado alfombras y moquetas en el diseño de la cobertura final del vertedero. De todos modos, actualmente, la necesidad o no de una capa de cobertura intermedia está siendo objeto de un debate renovado [53].



(a)



(b)

FIGURA 11.51

Compostaje de RSU procesado para su uso como cobertura intermedia: (a) instalación para la trituración de RSU no seleccionados de los que se han separado materiales reciclables seleccionados y metales férricos, y (b) compostaje de los RSU triturados mediante el método hilera.

Capas de cubrición final

Los propósitos principales de la cubrición final en un vertedero son: 1) minimizar la entrada del agua procedente de la lluvia y de la nieve después de completar el vertedero, 2) limitar la salida incontrolada de gases de vertedero, 3) suprimir la proliferación de vectores, 4) limitar el potencial de incendios, 5) proporcionar una superficie apta para la revegetación del lugar, y 6) servir como elemento central en la recuperación del lugar. Para afrontar estos propósitos la cubrición del vertedero 1) debe poder soportar extremos climáticos (por ejemplo, ciclos de calor/frío, humedad/sequedad, heladas/deshielos); 2) debe poder resistir la erosión acuática y eólica; 3) debe tener una estabilidad suficiente frente a hundimientos, roturas, fallos de pendiente, deslizamientos; 4) debe resistir los efectos del asentamiento diferencial en el vertedero, causado por la salida del gas y la compresión de los residuos y del suelo de cimentación;

5) debe resistir el deterioro debido a las operaciones de vertido, tales como sobrecargas ocasionadas por el almacenamiento y el movimiento de vehículos de recogida en las partes llenas del vertedero; 6) debe resistir las deformaciones producidas por terremotos; 7) debe resistir las alteraciones producidas en los materiales de cubrición por los constituyentes del gas de vertedero, y 8) debe resistir rupturas causadas por plantas, animales de madriguera, lombrices e insectos [18, 23]. Es importante resaltar que bajo la actual legislación se deben satisfacer todos estos propósitos y atributos por un tiempo bastante prolongado. A continuación se argumentan los rasgos generales de una cobertura de vertedero, algunos diseños típicos de cobertura, y los requisitos de rendimiento a largo plazo para las cubiertas de vertederos.

Rasgos generales para el sellado de vertederos. Un sellado moderno de vertedero, como se muestra en la Figura 11.52, se conforma de una serie de capas, cada una de las cuales tiene una función especial. La capa subbase de suelo se utiliza para contornear la superficie del vertedero y servir como subbase para la capa barrera. En algunos diseños, se coloca una capa para la recogida del gas debajo de la capa de suelo con la finalidad de transportar el gas del vertedero hacia instalaciones para la gestión del gas. Se utiliza la capa barrera para restringir la entrada de líquidos en el vertedero y la salida de gases del vertedero a través de la cubrición. Se utiliza la capa de drenaje para transportar las aguas de lluvia y nieve que se filtran a través del material de cubrición fuera de la capa barrera y para reducir la presión del agua sobre la capa barrera. Se utiliza la capa protectora para proteger las capas de drenaje y barrera. La capa superficial se usa para contornear la superficie del vertedero, y para servir como soporte de las plantas que se utilizarán en el diseño de clausura a largo plazo del vertedero.

Se debería resaltar que no todas las capas serán necesarias en cada localización. Por ejemplo, una capa para la recogida de gas no será necesaria donde exista un sistema activo para la recuperación del gas. A veces también se puede utilizar la capa subbase como capa para la recogida del gas. De las capas identificadas en la Figura 11.52, la capa barrera es la más importante por las razones anteriormente citadas [18, 23]. Aunque se ha utilizado la capa

Componente	Materiales típicos
Capa superficial	Cobertura de Suelo, disponible localmente o importada
Capa protectora	
Capa de drenaje	Arena, grava o geotextil para separación
Capa de barrera	Geomembrana (Ver Tabla 11.17)
Subbase	Suelo nativo compactado

FIGURA 11.52

Componentes típicos que constituyen una cobertura de vertedero.

de arcilla como capa barrera en muchos vertederos, hay varios problemas inherentes a su uso. Por ejemplo, la arcilla es difícil de compactar sobre una cimentación blanda, la arcilla compactada puede desarrollar grietas debido a la desecación, la congelación puede dañar también la arcilla, el asentamiento diferencial causa grietas en la arcilla, y ésta una vez dañada es difícil de separar en una cobertura de vertedero, y finalmente, la capa de arcilla no restringe el movimiento del gas de vertedero de una forma significativa. En consecuencia, se recomienda el uso de una o más geomembranas antes que el uso de arcilla como capa barrera en sellado de vertedero. También se han utilizado recubrimientos geosintéticos de arcilla para la capa barrera (ver Figura 11.37b).

Diseños de cobertura. Algunos de los múltiples tipos de diseños de cobertura que se han propuesto y utilizado son ilustrados en la Figura 11.53. En la Figura 11.53a, se utiliza la tela de filtro geotextil para limitar la mezcla del suelo con la capa de arena. Si el mantillo disponible en la zona del vertedero no es apto para el cultivo de plantas, se debería llevar un mantillo apto a la zona o enmendar el disponible para mejorar sus características con la finalidad del cultivo de plantas. En el Capítulo 16 se argumenta la modificación del suelo mediante la adición de enmiendas aptas. El uso de un diseño de barrera mixta compuesto de una geomembrana y una capa de arcilla se ilustra en la Figura 11.53b. En el diseño que se ilustra en la Figura 11.53c, se sustituye la capa de arena o grava por la capa de drenaje geomalla en la Figura 11.53b. En el diseño de cobertura ilustrado en la Figura 11.53d se utiliza una capa de suelo con un espesor de 1,8 a 3 m como capa de cobertura. Funcionalmente, la capa de suelo se inclina adecuadamente para maximizar la escorrentía superficial. Se utiliza la capa de suelo para retener la lluvia que no corre por la superficie y entra en la cobertura. Se utiliza la membrana flexible para limitar la emisión de gases de vertedero. También se ha colocado Astro Turf™ sobre un recubrimiento de membrana flexible. El uso de Astro Turf™ es ventajoso porque minimiza el mantenimiento.

Rendimiento y mantenimiento a largo plazo de coberturas de vertedero.

Independientemente del diseño final de la cobertura del vertedero, se debe considerar la siguiente cuestión: ¿cómo se mantendrá la integridad y el rendimiento de la cobertura del vertedero mientras se asienta el vertedero, debido a la pérdida de peso por la producción del gas de vertedero y a la consolidación a largo plazo? Por ejemplo, ¿cómo se reparará un recubrimiento mixto para mantener un drenaje adecuado? Normalmente, si se produce la consolidación, se aparta el material de cobertura, se añade suelo o residuos fermentados para ajustar el grado, y se reemplazan diversas capas. Cuando se utiliza una cobertura espesa de suelo, se puede restaurar un drenaje superficial correcto mediante el repaso de la capa. Cuando hay vegetación sobre la cobertura de suelo, puede ser necesario un sistema de riego para mantener la vegetación durante el verano. En los vertederos donde se ha instalado Astro Turf™ (césped artificial), cuando éste empieza a romperse, se abre la cobertura, se repara la membrana flexible, y se añade una nueva capa de Astro Turf™. En el Capítulo 16 se explica el paisajismo y el mantenimiento a largo plazo de vertederos.

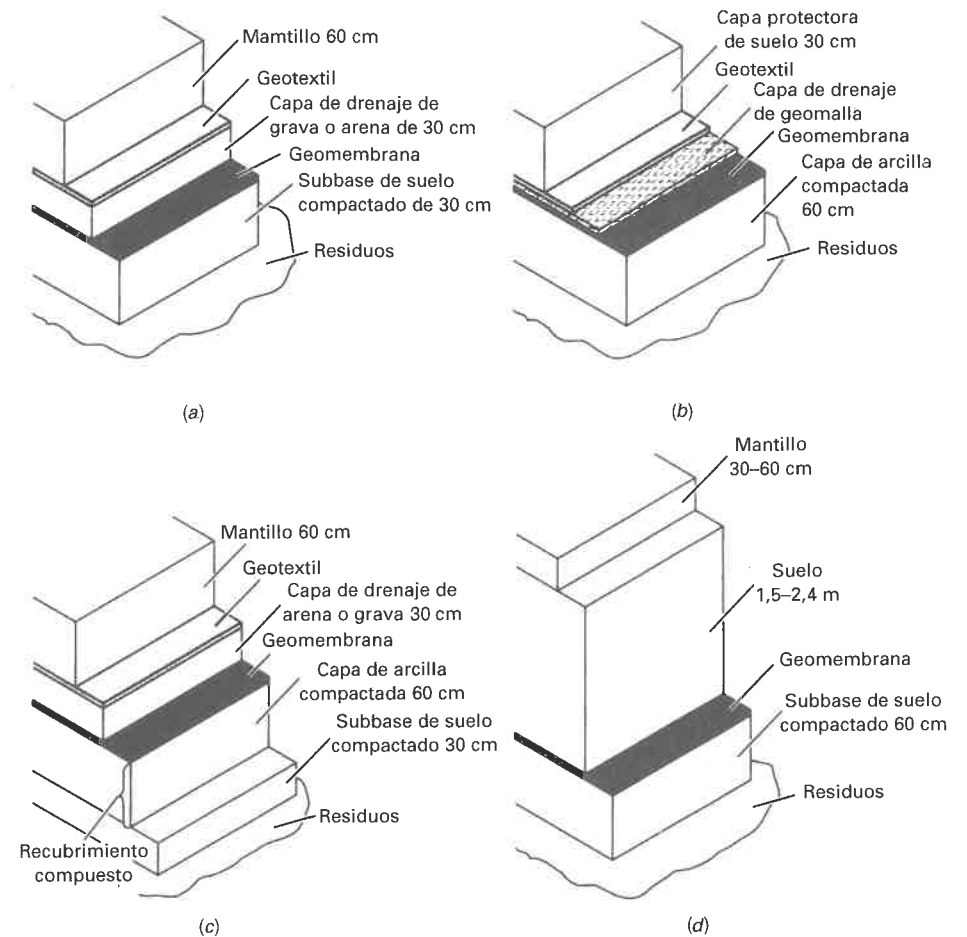


FIGURA 11.53
Configuraciones típicas para la cobertura final de un vertedero.

Determinación de la tasa de filtración a través de las capas de cobertura intermedia y final

Si se supone 1) que el material de cobertura está saturado, 2) que se mantiene una capa fina de agua en la superficie, y 3) que no hay resistencia al flujo debajo de la capa de cobertura, entonces la cantidad teórica de agua que podría entrar en el vertedero por unidad de área en un período de 24 h. para varios materiales de cobertura se da en la Tabla 11.15 en la columna 3. Por supuesto, estos datos son valores puramente teóricos, pero se pueden utilizar para valorar la peor situación posible. En la práctica real, la cantidad de agua que entra en el vertedero dependerá de las condiciones hidrológicas locales,