

CAPÍTULO 2. MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE BIODEGRADACIÓN DEL VERTEDERO



ÍNDICE DEL CAPÍTULO

2. MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE BIODEGRADACIÓN DEL VERTEDERO	2-1
2.1. Modelos de simulación del vertedero existentes	2-1
2.2. Modelos hidrológicos	2-6
2.2.1. Introducción.....	2-6
2.2.2. Balance hidrológico superficial.....	2-7
2.2.2.1. Introducción.....	2-7
2.2.2.2. Modelos de simulación de la evapotranspiración.....	2-8
2.2.2.3. Escorrentía superficial.....	2-10
2.2.3. Flujo en el interior del vertedero.....	2-11
2.2.3.1. Introducción.....	2-11
2.2.3.2. Modelos de flujo de humedad en el residuo.....	2-16
2.2.3.3. Modelos de variación de los parámetros hidrológicos.	2-22
2.3. Degradación de los residuos en el vertedero.....	2-26
2.3.1. Introducción.....	2-26
2.3.1.1. Procesos de descomposición del residuo	2-26
2.3.1.2. Factores que influyen en la descomposición.	2-30
2.3.2. Estudios sobre la biodegradabilidad de los residuos	2-31
2.3.3. Modelos de biodegradación del residuo existentes	2-34
2.3.3.1. Caracterización matemática de la degradabilidad del residuo.....	2-39
2.3.3.2. Etapas de degradación	2-41
2.3.3.3. Velocidad de degradación del residuo	2-43
2.3.3.4. Modelización de los factores que influyen en la degradación.....	2-51
2.4. Referencias	2-54

2. MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE BIODEGRADACIÓN DEL VERTEDERO

2.1. MODELOS DE SIMULACIÓN DEL VERTEDERO EXISTENTES

Desde hace cuarenta años ha habido numerosos intentos de modelizar los fenómenos que afectan al residuo en el vertedero. Se han desarrollado formulaciones matemáticas para reproducir el movimiento del agua en el seno de la masa de residuos, la producción de biogás a que ésta da lugar, su biodegradación y asentamiento.

Los modelos iniciales trataban cada fenómeno de manera independiente, intentando abordarlos simplificados. Se extendió entonces el uso de modelos de generación de biogás a lo largo del tiempo que no tienen en cuenta las variaciones de humedad, modelos de aparición de lixiviados que sólo consideran la parte hidrológica, etc. A partir de ellos se realizaron programas de uso extendido entre las entidades explotadoras de vertederos, como el E-PLUS (Slevin y Banerji, 1997), para evaluación del potencial de generación de biogás, o el HELP (Schroeder *et al.*, 1994) para estimación del caudal de lixiviados, ambos distribuidos gratuitamente por la agencia de medio ambiente de Estados Unidos. Este tipo de expresiones puede ser de gran utilidad en estudios parciales del lugar de vertido: cuando se trata de analizar únicamente la viabilidad del aprovechamiento energético del biogás, dimensionar la red de drenaje de lixiviados o diagnosticar la estabilidad geotécnica de la masa. Si se pretende abarcar conjuntamente varios de estos aspectos (evaluar las potenciales emisiones, tanto líquidas como gaseosas, diagnosticar la estabilidad “ambiental” del residuo) o tratarlos con más detalle (de cara al diseño de instalaciones o estrategias para optimizar la gestión del vertedero) es imprescindible acoplar distintas expresiones matemáticas y considerar las interacciones entre fenómenos.

No son pocos los trabajos que tratan de integrar distintos efectos y manifestaciones en el residuo, pero muchos de ellos surgen del análisis de experiencias de laboratorio o campo y no llegan a generalizarse para su aplicación en vertederos. Entre los modelos de simulación de instalaciones completas algunos se centran en la biodegradación (Findikakis *et al.*, 1979; El Fadel *et al.*, 1996), acoplando las descripciones de generación y transporte de gas y calor sin tener en cuenta el flujo de agua que provoca, además, transporte de sustancias. El resto tiene su fundamento

en las ecuaciones de conservación de la masa con transporte en el agua, añadiendo cada uno distintos términos de transformación del residuo como fuente de contaminación. En estos últimos se distinguen los que simulan liberación química de sustancias que da lugar a sales disueltas (recopilados por El-Fadel *et al.*, 1997a; Demirekler *et al.*, 1999; Barina *et al.*, 2001) de los que incluyen la biodegradación, con generación de contaminantes orgánicos y biogás. MODUELO (Lobo *et al.*, 2002a y 2002b) se encuentra entre estos últimos.

En la Tabla 2.1 y Tabla 2.2 se reúnen los trabajos de este último tipo publicados por otros autores, especificando los objetivos de cada uno, sus características principales y los casos a que han sido aplicados. Como se observa, todos ellos se desarrollan en busca de una herramienta de comprensión y empleo en vertederos “reales”, pero todavía no han sido aplicados a realidades más complejas que celdas experimentales. Entre estos modelos se distinguen de nuevo dos tendencias: una que trata de facilitar el cálculo y limitar el uso de parámetros difíciles de establecer experimentalmente mediante parámetros estocásticos (Zacharof y Butler, 1999 y 2001) y otra basada en la integración de los modelos que tratan más pormenorizadamente y de forma determinista cada fenómeno.

Zacharof y Butler (1999) proponen un método que aúna un modelo simplificado de degradación del residuo con uno hidrológico y de transporte de contaminantes de tipo estocástico. Con él realizan simulaciones teóricas (Zacharof y Butler, 1999) y de celdas experimentales (Zacharof y Butler, 2001) en las que logran aproximaciones esperanzadoras. Pero esta clase de herramientas son difícilmente aplicables en fase de predicción, pues por su propia naturaleza no es posible la calibración sin observaciones de campo previas.

Sólo a comienzos de esta década se empiezan a publicar avances sobre estudios de modelos “integrados” de empleo directo en diseño y seguimiento. Son trabajos que todavía se están desarrollando y no han sido contrastados en simulaciones de casos reales, salvo en el caso de MODUELO. Todos se estructuran de forma similar. Se establece una representación “ideal” del terreno y su relleno que depende del esquema elegido para resolver las ecuaciones de transporte. Sobre él se plantean las ecuaciones de continuidad del agua, sustancias gaseosas, sólidos disueltos, calor, etc., según las variables elegidas en la simplificación del vertedero. Los términos de transporte también se idealizan despreciando la interacción entre gases y líquido, o los términos de dispersión y/o difusión. En cuanto a las condiciones de contorno las diferencias aparecen en la formulación del balance hidrológico superficial para

establecer las entradas de agua en la masa de residuos, en la simulación del cambio de dominio a lo largo del tiempo (crecimiento del vertedero) y en el contacto con el vaso exterior, que puede simularse impermeable o no. En los términos de transformación de la masa interviene el modelo de biodegradación, que será de una o varias etapas y podrá incluir la generación de calor en las reacciones y/o reacciones químicas como la adsorción.

En la línea descrita se sitúan los trabajos de White *et al.* (2001), Hanel *et al.* (2001) y, como se ha señalado, los del Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria con MODUELO. Los autores de las dos primeras referencias presentan las bases del modelo que proponen, pero no llegan a desarrollarlo. Se resume a continuación el planteamiento de cada uno.

White *et al.* (2001) presentan el planteamiento de un modelo numérico “espacialmente distribuido” dirigido a contener y unir distintos submodelos para simular la degradación del residuo sólido y la generación de gas en el vertedero. El modelo se estructura en elementos discretos de volumen constante vinculados entre sí y agrupados en “pilas” verticales, e “incluirla la simulación del transporte del lixiviado y los gases así como la consolidación del sólido”.

Hanel *et al.* (2001) describen las bases de un modelo para predecir las emisiones globales de lixiviado y gas, así como las variaciones temporales de temperatura y sustancias disueltas y gaseosas en distintos puntos de la matriz del vertedero. Emplean el método de elementos finitos para describir un modelo tridimensional de flujo multifásico y de transporte de sustancias y calor. En él “considerarán los transportes difusivos, dispersivos y advectivos y la degradación aeróbica y anaeróbica de las sustancias orgánicas”, cuya modelización inicial publican Haarstric *et al.* (2001).

MODUELO se desarrolla como herramienta para la “evaluación ambiental” del vertedero. Pretende predecir el caudal de lixiviado, su contaminación orgánica y el biogás generado en vertederos de residuos urbanos como consecuencia de la penetración de agua y los procesos de biodegradación. Es un programa desarrollado en C++ que representa el vertedero como una malla en tres dimensiones de celdas paralelepípedicas cuyos puntos centrales constituyen los nodos de un esquema de diferencias finitas. En él se plantea el flujo de agua, transporte advectivo de sustancias orgánicas y los procesos de degradación biológica que dan lugar a la contaminación del lixiviado y al biogás. La versión inicial, “vigente” hasta este trabajo, fue presentada por Lobo *et al.* (2002a y b) y se describe en el capítulo 3 de esta memoria.

Tabla 2.1. Resumen de las referencias encontradas sobre otros modelos “integrales” de simulación del vertedero que incluyen biodegradación (I).

REFERENCIAS	OBJETIVO	CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES	APLICACIÓN
VINCENT <i>et al.</i> (1991)	“Modelo conceptual para describir el comportamiento hidráulico, químico y biológico de los residuos”.	Flujo y transporte de contaminantes en medio poroso no saturado. Disolución y consumo del contaminante en el lixiviado. Unidimensional	En columnas experimentales.
LEE <i>et al.</i> (1993)	Predecir la producción de metano y dióxido de carbono	Flujo y transporte de contaminantes en medio poroso no saturado Hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis biológicas. Unidimensional	Lisímetro
AL-YOUSFI y POHLAND (1998) POHLAND y AL-YOUSFI (1995)	Simular la cantidad y contaminación del lixiviado y biogás con y sin recirculación durante la estabilización del vertedero como base para el diseño de estrategias de operación.	Flujo y transporte de contaminantes en medio poroso no saturado Hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis biológicas. Predicción del pH e influencia en metanogénesis. Unidimensional	En celdas experimentales
BUTLER <i>et al.</i> (1999) ZACHAROF y BUTLER (1999) ZACHAROF y BUTLER (2001)	Representar la heterogeneidad espacial del vertedero y sus efectos sobre la generación de gas y lixiviados.	Modelo hidrológico y de transporte de contaminantes de tipo estocástico Hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis biológicas simplificadas. Unidimensional	Teórica y en celdas experimentales

Tabla 2.2. Resumen de las referencias encontradas sobre otros modelos “integrales” de simulación del vertedero que incluyen biodegradación (II).

REFERENCIAS	OBJETIVO	CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES	APLICACIÓN
HANEL <i>et al.</i> (2001) HAARSTRICK <i>et al.</i> (2001)	Predecir la vida útil del vertedero para su “seguimiento y predicción de la seguridad funcional a largo plazo”.	Flujo multifase y transporte advectivo, difusivo y dispersivo, de sustancias y calor. Degradación aerobia y anaerobia Predicción de pH y temperatura y su efecto en la degradación Tridimensional	Teórica
LEE <i>et al.</i> (2001)	Predecir la contribución de la biodegradación a la atenuación de la contaminación y su concentración en el lixiviado a lo largo del tiempo.	Flujo y transporte de contaminantes en medio poroso no saturado Hidrólisis y degradación aerobia y anaerobia. Simulación del oxígeno disuelto Unidimensional	Teórica Análisis de sensibilidad
WHITE <i>et al.</i> (2001)	Base para investigaciones sobre la compresión, consolidación y estabilización de los residuos mediante recirculación y tratamiento de lixiviados.	Estructurado en elementos de volumen constante agrupados en pilas. Base para la acogida de distintos submodelos. Tridimensional	Teórica

En todo caso, independientemente del algoritmo de representación del vertedero y de los modelos específicos que se incorporen al programa, todo modelo “integrado” de simulación del vertedero deberá incluir el planteamiento de un balance hidrológico con dos componentes, el balance superficial y el movimiento del agua en el residuo, y de las transformaciones de descomposición de los residuos. En este capítulo se presenta una revisión de los modelos que se han aplicado en cada tema.

2.2. MODELOS HIDROLÓGICOS

2.2.1. Introducción

Para cuantificar los lixiviados que se generan en el vertedero puede emplearse un balance hidrológico global, que no es más que el recuento de todos los aportes y consumos y salidas de agua del vertedero para, teniendo en cuenta la capacidad de retención de los residuos, hallar la cantidad correspondiente al lixiviado. El balance admite distintos modelos para cuantificar cada uno de sus términos y por eso surgen distintas formulaciones para aplicarlo. El planteamiento básico del método es que todo el agua que se infiltra a través de la capa superficial del vertedero y no se evapotranspira acabará apareciendo como lixiviado, lo que sólo ocurrirá en realidad cuando el vertedero haya cubierto su capacidad de retención de humedad, que puede tardar varios años. Su aplicación más generalizada se ha realizado a través de programas como el HSSWDS (“Hydrologic simulation on solid waste disposal sites”), desarrollado por la agencia estadounidense de medio ambiente (EPA) [Perrier y Gibson, 1980].

La evaluación del balance hidrológico en el vertedero surgió para aplicación a períodos de tiempo del orden del ciclo hidrológico. A partir de este planteamiento inicial se crean modelos que pueden hacer la evaluación en períodos más cortos, gracias a la incorporación de expresiones deterministas que calculan el caudal de lixiviado a través del residuo. El más conocido es el modelo “para la evaluación hidrológica del vertedero” (“Hydrologic Evaluation of Landfill Performance”, “HELP”), desarrollado también por la EPA y descrito, entre otros, en Schroeder *et al.* (1994). En El-Fadel *et al.* (1997a) se describen los modelos hidrológicos del vertedero de tipo balance global (como el HSSWDS) y deterministas (como el HELP) publicados por diferentes autores, que no han encontrado tanto eco como los dos mencionados.

Posteriormente aparecen otros modelos que, también con balances “a corto plazo” (generalmente diarios), tratan de simular el caudal de lixiviado mediante

expresiones empíricas. Es el caso de los modelos publicados por Guyonnet *et al.* (1998) y Butler *et al.* (1999).

En este apartado se presentan los modelos adoptados en el HELP, como programa actual de referencia en la evaluación hidrológica de vertederos que incorpora además las expresiones necesarias en el balance global. Además se describen las expresiones adoptadas en FILL (“Field investigation for landfill leachate”), aplicado por Khanbilvardi *et al.* (1995) en un vertedero de Nueva York, como ejemplo de modelo alternativo al HELP en su misma línea, y en MOBYDEC (Guyonnet *et al.*, 1998), ejemplo de modelo empírico.

2.2.2. Balance hidrológico superficial

2.2.2.1. Introducción

Se ha denominado “balance hidrológico superficial” al reparto del agua que llega a la superficie del vertedero entre los distintos fenómenos que puede abastecer.

Del volumen que llega a la capa superficial del área de vertido una fracción penetra hacia el interior del vertedero (“infiltración”), mientras que la fracción restante queda almacenada sobre la superficie formando charcos (“almacenamiento superficial”), o escurre hacia otras zonas (“escorrentía superficial”). Una porción del agua infiltrada que queda retenida en las zonas menos profundas volverá a la atmósfera por evaporación, o evapotranspiración en caso de existir capa vegetal en la superficie.

La expresión analítica de este balance se obtiene por aplicación de la ecuación de continuidad en la unidad elemental de volumen que puede ser el vertedero en su totalidad, las celdas de trabajo en el mismo o las celdas resultantes de una idealización del relleno. En cualquier caso el balance superficial puede expresarse según la ecuación (2.1), que permite conocer la variación de la humedad almacenada (ΔALM) en el volumen de control, que condicionará el flujo de lixiviado (humedad) entre unas celdas y otras durante el paso de tiempo posterior

$$\Delta \text{ALM}(t) = P(t) - [\text{EVPT}(t) + \text{ESC}(t) + \text{FLJ}(t)] \quad (2.1)$$

P: precipitación sobre el área superficial del volumen considerado; ESC(t): volumen escurrido superficialmente; EVPT: volumen de agua evapotranspirado; FLJ : “flujos”, volumen de agua transportado hacia elementos adyacentes.

Se debe conocer previamente el valor del resto de términos que aparecen en (2.1). La obtención de estos valores depende directamente de la información meteorológica de que se disponga. En todo caso siempre se partirá de las series precipitación – tiempo (P(t)) y otros registros a partir de los cuales pueden estimarse, con mayor o menor aproximación, las variables restantes. Para ello se han empleado distintos modelos matemáticos, de entre los cuales los más extendidos se describen a continuación.

2.2.2.2. Modelos de simulación de la evapotranspiración

Para cuantificar el agua evaporada desde la superficie del vertedero se emplea siempre una combinación de modelos desarrollados por otros autores para aplicación sobre todo en estudios agrícolas. Como ejemplo y referencia de esta combinación se describe en los párrafos siguientes la forma en que HELP realiza estos cálculos. Este programa fue fundamentalmente diseñado para simulación de vertederos clausurados, y por eso recoge modelos muy detallados de los fenómenos gobernados por la vegetación en la capa de cobertura.

En el HELP la evapotranspiración resulta de la suma de tres fenómenos: la evaporación de agua acumulada en la superficie, la evaporación de agua almacenada en los poros de la capa superficial de suelo y la transpiración de las plantas. El modelo empleado está basado en la modificación de Ritchie (1972) a los trabajos de Penman (1963).

La energía disponible para evapotranspiración, que se calcula diariamente, tiene un componente “de radiación” y otro “aerodinámico”. El primero de ellos representa el suministro de energía procedente de la radiación neta para proveer el calor latente de vaporización a la masa de agua. El segundo tiene en cuenta la capacidad de transporte del vapor fuera de la superficie de evaporación, variable según la velocidad del viento y el gradiente de humedad en el aire sobre la misma.

La evapotranspiración potencial en un día viene dada por la relación entre la energía disponible y el calor latente de vaporización correspondientes. La cantidad evapotranspirada en cada paso de tiempo dependerá, además, del volumen de agua

existente en las distintas formas susceptibles de evapotranspiración. La energía de evapotranspiración se va empleando sucesivamente en evaporación del agua superficial, evaporación subsuperficial y finalmente transpiración. La energía disponible va disminuyendo a medida que se desarrollan estos fenómenos hasta quedar anulada o bien agotar el agua disponible en el intervalo de tiempo considerado.

→ *Evaporación del agua superficial*

El volumen de agua que puede ser evaporado superficialmente es la suma del agua interceptada y la almacenada en la superficie. Sobre él actúa toda la energía disponible.

→ *Evaporación del agua subsuperficial*

Se establece una “profundidad máxima de evaporación”, profundidad de suelo a lo largo de la cual el agua presente puede ser evaporada, que queda limitada por las características del terreno (su conductividad hidráulica en concreto) y la zona climática donde está situado el vertedero (temperatura, humedad y régimen de lluvias). En la misma se distinguen además dos zonas: una superior en la que el fenómeno de evaporación está gobernado por la disponibilidad de energía y otra, por debajo de esta primera, en la cual la velocidad de ascenso del agua es limitante en el proceso.

En la zona superior la demanda ejercida depende de la energía restante del proceso anterior y se limita además teniendo en cuenta que la presencia de biomasa reduce el efecto aerodinámico del viento. Evaporada todo el agua disponible en esta profundidad (se limita siempre a que el suelo alcance la humedad del punto de marchitez), habiendo energía disponible, se produce el ascenso de agua en la otra zona, en un volumen que depende de la conductividad hidráulica del suelo y el tiempo durante el cual el propio proceso lleva desarrollándose.

→ *Transpiración*

La máxima cantidad de agua transpirable por la vegetación es una fracción de la energía total disponible, que depende del área climática y la cantidad de biomasa activa presente en el momento considerado. El programa incluye, para su cálculo, un módulo de simulación de la evolución de la vegetación de la cobertura del vertedero a lo largo del tiempo. El volumen transpirado no será mayor que el susceptible de evaporarse con la energía de evaporación de agua subsuperficial remanente tras la evaporación previa, ni que el veinticinco por ciento del agua no drenable disponible

para las plantas (la humedad correspondiente a la capacidad de campo menos la del punto de marchitez).

2.2.2.3. Escorrentía superficial

Tanto el HELP como el MOBYDEC calculan la escorrentía como dato auxiliar para, a través del balance superficial, hallar la infiltración. Sólo el FILL entre los modelos de vertederos, simula el transporte de agua en superficie detalladamente.

El HELP calcula la escorrentía superficial para cuantificar la infiltración (por balance). Emplea el método empírico del número de curva del SCS (Soil Conservation Service, 1972) modificado. El caudal de escorrentía superficial producido por determinada altura de lluvia se calcula en función de un parámetro “de retención” que representa la capacidad del terreno de recibir agua sin producir escorrentía. Esta capacidad se establece en relación al contenido previo de humedad del suelo, las características hidrológicas del mismo (capacidad de campo, punto de marchitez y humedad de saturación) y, a través de un parámetro denominado “número de curva”, a las cualidades del vertedero como cuenca hidrológica (vegetación, longitud de drenaje, pendiente y tipo de suelo). Las expresiones y parámetros empleados han sido obtenidos a partir de numerosas experiencias en Estados Unidos, relacionando valores de lluvia diaria con volúmenes de escorrentía producido en cuencas con distinto tiempo de concentración y distintas condiciones iniciales. La escorrentía estimada por el modelo al final es el resultado de multiplicar la resultante de este método por un “porcentaje de escorrentía”, que representa la parte de superficie en la que, por sus pendientes, el agua de lluvia puede escurrir. Todo el resto será agua infiltrada.

El FILL hace una aproximación más detallada que el HELP, teniendo en cuenta explícitamente, y no sólo a través del número de curva, la pendiente y rugosidad de las superficies de vertedero. Emplea el modelo analítico de onda cinemática para ir calculando horariamente el caudal en cada segmento de la discretización (los segmentos tienen una longitud variable entre 40 y 80 m). El incremento de flujo a propagar es igual a la altura de precipitación menos la infiltrada.

En el MOBYDEC, basado en la aproximación clásica al balance de agua (Thornthwaite y Mather, 1955), del agua precipitada que no ha sido evapotranspirada se toma una fracción (a través de un coeficiente de escorrentía) como escorrentía superficial, que se resta del total para estimar la cantidad infiltrada.

El programa SWMM (Huber y Dickinson, 1988), diseñado específicamente para simular la cantidad y calidad del agua asociada a escorrentías urbanas y redes unitarias de saneamiento, simula el hidrograma de cada cuenca (caudal escurrido a lo largo del tiempo) mediante el “modelo de embalse no lineal”, basado en la fórmula de Manning y la ecuación de continuidad. El área total se divide en varias subcuencas, según la disposición de la red de drenaje. Cada subcuenca se caracteriza por el área superficial, una anchura equivalente (B), pendiente (S), coeficiente de rugosidad de Manning (n), tasa de infiltración y una altura de detención o encharcamiento¹ (D_d). La lluvia se añade al volumen de agua acumulada en cada subcuenca de acuerdo con el hietograma especificado por el usuario. De éste se descuenta la infiltración, quedando una nueva altura de agua en superficie, D₂. Si D₂ es mayor que D_d se calcula el caudal de escorrentía con la ecuación de Manning (2.2).

$$Q(t) = \frac{(D_2(t) - D_d)^{5/3} \cdot S^{1/2} \cdot B}{n} \quad (2.2)$$

La nueva altura de agua sobre la superficie se calcula por continuidad (2.3).

$$D(t + \Delta t) = D_2(t) - \frac{Q(t)}{A} \cdot \Delta t \quad (2.3)$$

2.2.3. Flujo en el interior del vertedero

2.2.3.1. Introducción

El agua que se incorpora al interior del vertedero como humedad del residuo depositado o proveniente de la precipitación sufre una serie de procesos antes de ser recogida como lixiviado. Parte de la misma será devuelta a la atmósfera en forma de humedad evaporada o evapotranspirada, parte es empleada por los microorganismos en las reacciones de degradación del propio residuo y parte queda retenida en la masa del vertedero durante períodos más o menos prolongados.

Para estudiar la formación de lixiviados hay que tener en cuenta que la masa de residuo compactado no es una unidad homogénea, sino que está compuesta por

¹ El “almacenamiento superficial en depresiones” representa en este modelo el volumen de agua que humedece la superficie y puede quedar encharcada antes de generar escorrentía, y que sobre superficies permeables queda disponible para infiltración y evaporación mientras que sobre impermeables sólo lo está para evaporación.

materiales de muy diversa procedencia y características. El agua se almacena fácilmente entre los residuos de papel y cartón o madera, en los macroporos formados entre residuos compactados, sobre las capas impermeables de cobertura o las formadas por restos de bolsas de plástico, entre otros, mientras que por otras zonas resulta más difícil que se mueva. En el vertedero se pueden distinguir (Landva y Clark, 1990) huecos intraparticulares (propios de los residuos depositados) e interparticulares (entre los constituyentes), y es posible que haya zonas donde la porosidad intraparticular esté saturada permaneciendo secos los espacios interparticulares y viceversa.

Según la hidrología agronómica, referida habitualmente a terrenos homogéneos, el agua retenida entre los poros no fluirá hasta haber alcanzado una determinada humedad, por debajo de la cual el terreno es capaz de retenerla frente a la acción de la gravedad. Este umbral de humedad, característico de cada tipo de terreno, se denomina “capacidad de campo”. Estrictamente la “capacidad de campo” se define como el contenido de agua en el suelo 48 horas después de un riego o lluvia abundante y suele estimarse midiendo el contenido de agua que tiene una muestra de suelo en equilibrio con una presión de 33 kPa.

Para cuantificar la capacidad de retención de humedad de los residuos antes de producirse la lixiviación se ha adoptado este mismo concepto de “capacidad de campo” al vertedero. Así, se ha observado mediante experimentación en laboratorio (Bengtsson, 1994) que la humedad de capacidad de campo de los residuos sólidos urbanos puede alcanzar el 40% (vol/vol). Sin embargo en muchos vertederos los lixiviados aparecen antes de alcanzar este valor, con humedades globales del 25 – 30%. Esta liberación “prematura” de líquido desde los residuos puede ser debida a varios fenómenos:

1. La propia heterogeneidad del vertedero que hace que, mientras en algunas zonas todavía la humedad no ha alcanzado la capacidad de campo, en otras ésta ya ha sido rebasada.
2. La presencia de vacíos más o menos continuos (“macroporos”) cuya conductividad hidráulica es mucho mayor que la de la matriz que los rodea. El fenómeno es similar a la tubificación en presas o muros, formación de canales o fisuras por donde el agua discurre en flujo preferencial frente al resto de la masa sólida porosa.

3. La existencia de movimiento del agua, flujo hacia las zonas inferiores, aun cuando no se ha alcanzado la capacidad de campo. En este sentido hay que recordar que, a pesar de que la simplificación puede ser válida, el transporte de humedad no es un fenómeno discontinuo que comience tras el umbral de la capacidad de campo, sino que, de forma más o menos despreciable, tiene lugar siempre que exista agua en el terreno.

A medida que el vertedero “envejece”, acumula años de explotación, la aparición de los lixiviados se hace más constante a lo largo del año. El vertedero va acumulando agua hasta alcanzar su capacidad de campo y parece como si los macroporos perdieran “efectividad” en el transporte de agua, de manera que éste se aproxima más a un flujo a través de una matriz sólida (Bengtsson, 1994).

De las observaciones anteriores se concluye que en los vertederos “jóvenes” el transporte de agua a través de canales preferenciales tiene mucha mayor importancia que en vertederos más antiguos. En los primeros todavía no se ha alcanzado la humedad de “capacidad de campo” de la masa total: el flujo esperable sería de tipo no saturado y sin embargo las respuestas a las lluvias son más rápidas que en un terreno sin saturar. Al pasar el tiempo se supera la capacidad de campo y la transmisión del líquido parece más uniforme.

Hay que considerar, sin embargo, que estas variaciones pueden verse atenuadas en gran medida en vertederos formados por distintas tongadas de residuo, independientemente de la presencia de capas de cobertura intermedia. El lixiviado que va llegando al pie del vertedero o a los sistemas de drenaje correspondientes, ha fluido a través de todas las capas de residuo, unas veces a través de una “estructura matricial”, saturada o no, y otras por caminos preferenciales, de manera que la teoría de medio homogéneo no reproducirá exactamente las condiciones de transporte cuando se trata de grandes volúmenes, como suele haber en los vertederos. En presencia de capas de cobertura intermedias de menor permeabilidad, éstas condicionarán, frenándola, la transmisión del flujo entre unos estratos y otros. Y en todo caso el caudal de lixiviado global será el resultado de flujos con la respuesta inmediata propia de los caminos preferenciales, frenados por las coberturas intermedias, por la tortuosidad introducida en la estratificación, etc.

Esta variación entre unos vertederos y otros e incluso en un mismo vertedero entre distintas zonas o a lo largo del tiempo ha dado lugar a registros muy dispares en

trabajos experimentales de caracterización hidráulica de los residuos y a modelos de transmisión de la humedad en los mismos también sensiblemente diferentes.

En la Tabla 2.3 se reúnen los valores de la capacidad de campo, humedad de saturación y permeabilidad (o “conductividad hidráulica saturada”) de los residuos publicados por varios autores. La amplitud de los rangos en que varían estos parámetros es prueba de la gran variabilidad de las condiciones hidráulicas encontradas en distintos vertederos. Este hecho hace también que surjan expresiones matemáticas tratando de representar el flujo de humedad en los residuos de tipo muy diferente, como se muestra en el apartado siguiente.

Tabla 2.3. Valores de los parámetros hidráulicos del residuo en vertedero observados por otros autores.

REFERENCIA	Hum. satur. (vol/vol)	Capac. campo (vol/vol)	Permeabilidad (m/s)	Comentario
Bleiker <i>et al.</i> , 1993			10 ⁻⁵ .8 a 10 ⁻⁸ .0	Muestras de campo
Oweis, 1990	0'4 – 0'5	0'20 – 0'35	1'5.10 ⁻⁶ a 10 ⁻⁵	Ensayos in situ
Manassero <i>et al.</i> , 1997			10 ⁻⁵	Orden de magnitud a partir de revisión bibliográfica
Schroeder <i>et al.</i> , 1994	0'671 0'168	0'292 0'073	10 ⁻⁵	Residuos “normales” Residuos con canalizaciones
Huitric <i>et al.</i> , 1980		0'065 – 0'397		Ensayos de laboratorio
Bengtsson <i>et al.</i> , 1994		0'25 – 0'40		Revisión de casos
Korfiatis <i>et al.</i> , 1984	0'5 – 0'6	0'20 – 0'30	1'3.10 ⁻⁴ – 8.10 ⁻⁵	En columnas de laboratorio
Koda y Zakowicz, 1998	0'3 - 0'4 a 0'5 – 0'7	0'32 - 0'38 a 0'51 – 0'56	5'3.10 ⁻⁴ – 1'11.10 ⁻⁶	Ensayos in situ

2.2.3.2. Modelos de flujo de humedad en el residuo

A pesar de ser tan heterogéneo y presentar tanta variabilidad los modelos de movimiento del agua en el seno de los residuos se basan en las teorías de flujo subterráneo en el terreno, una de cuyas hipótesis es la homogeneidad del medio. Los que tienen en cuenta el flujo preferencial son modelos “de calibración”, que incluyen formulaciones muy simplificadas con parámetros sin sentido físico directo. Esta clase de modelos no puede aplicarse para estimaciones “a priori” porque sólo cobran sentido al ser calibrados con datos reales. En HELP, por ejemplo, la existencia de canalizaciones se simula con el mismo modelo de medio homogéneo, aumentando los valores de permeabilidad (haciendo más rápido el flujo de agua) y disminuyendo la capacidad de campo (capacidad de retención de la humedad).

Se han publicado numerosas formulaciones matemáticas de este tipo para cuantificar el caudal de lixiviado afluente a la red de drenaje (Wong, 1977; McBean *et al.*, 1982; Demetracopoulos y Korfiatis, 1984; Korfiatis y Demetracopoulos, 1986; McEnroe, 1989; Moore, 1983) o el transporte de contaminantes (muchos descritos en El-Fadel *et al.*, 1997a), pero pocas se han empleado para simular diferentes vertederos reales. Unas son fórmulas que tratan de acotar valores de caudal como ayuda al diseño de los vertederos y otras modelos para interpretación de celdas de laboratorio o casos reales concretos. Destaca entre todas las del HELP, las únicas que son aplicadas en simulación de vertederos en todo el mundo. Aquí se incluye un resumen del planteamiento teórico de HELP para resolver el flujo de humedad hacia los conductos de evacuación de lixiviado que permite su contraste con el modelo que se presenta en este trabajo. Seguidamente se presentan los reunidos en el FILL y finalmente los empíricos de MOBYDEC y el modelo propuesto por Butler *et al.* (1999). Los dos primeros modelos dividen el vertedero en volúmenes elementales y permiten calcular las necesidades de transporte de lixiviados en distintos puntos del mismo, mientras que los segundos pueden aplicarse en todo caso para estimación de los volúmenes globales a recibir en las instalaciones de tratamiento o almacenamiento de los mismos.

El modelo HELP

HELP es un modelo “cuasi-bidimensional”: “cuasi” porque el vertedero se discretiza unidimensionalmente dividiendo su altura en varias capas a través de las

cuales va calculando el flujo de humedad y “bidimensional” porque incluye un modelo de flujo horizontal hacia los conductos de drenaje.

El vertedero se describe en el programa mediante superposición de capas con distintas propiedades hidráulicas. Existen cuatro tipos: de percolación vertical, de drenaje lateral, capa impermeable mineral (barrera de suelo) y capa de impermeabilización con geomembranas.

El programa calcula en primer lugar el flujo vertical entre capas, desde la superior a la que representa el vaso de vertido, realizando un balance de agua para determinar el almacenamiento y flujo a través de cada una. Sólo se calcula movimiento horizontal en las capas de drenaje lateral apoyadas sobre una impermeable, que permite la formación de un espesor saturado. Para ello se realiza una primera evaluación de los caudales lateral y de percolación vertical, determinando la altura saturada media correspondiente a ambos. Si ésta no coincide con la supuesta se repiten los cálculos hasta lograr la convergencia. En las capas impermeables se asume que la humedad es constante, igual a la de saturación.

El movimiento vertical del agua se simula a partir de la ecuación de Darcy para flujo saturado en medio poroso, en la que se introduce la expresión de “conductividad hidráulica no saturada” propuesta por Campbell (1974). El caudal por unidad de superficie normal al flujo, q , se calcula con la fórmula

$$q = K_s \cdot \left[\frac{\theta - \theta_r}{\phi - \theta_r} \right]^{3 + \frac{2}{\lambda}} \cdot i \quad (2.4)$$

K_s ($L.T^{-1}$): conductividad hidráulica saturada; θ (vol/vol): humedad del residuo; θ_r (vol/vol): humedad residual; ϕ (vol/vol): porosidad total; λ : índice de distribución del tamaño de poros, adimensional; i : gradiente hidráulico, adimensional.

Con esta expresión se calcula el flujo vertical en función del contenido de humedad de la capa. En función de la recarga vertical, la capacidad de almacenamiento y, en su caso, el agua evapotranspirada se evalúa el flujo hacia las capas inferiores realizando iteraciones hasta que el valor hallado se corresponda con el de almacenamiento medio de agua en la capa.

La percolación a través de capa impermeables se calcula a partir del mismo planteamiento aplicado al caso saturado si se trata de una barrera mineral. El flujo a

través de geomembranas se calcula mediante fórmulas empíricas tomadas del trabajo de Giroud y Bonaparte (1989), siempre función de la altura media de espesor saturado en la capa superior.

El modelo de drenaje lateral se obtiene a partir de la ecuación de Boussinesq, que introduce la ley de Darcy en el balance de conservación de la masa de agua, empleando las hipótesis de Dupuit-Forcheimer: el flujo de gravedad hacia un sumidero somero es paralelo a la capa inferior, y la velocidad es proporcional a la pendiente de la superficie libre e independiente de la profundidad del flujo. Esto implica que la pérdida de carga por flujo normal a la superficie es despreciable, lo que es aplicable en capas de drenaje de permeabilidad alta y profundidades de flujo pequeñas, mucho menores que la longitud de drenaje. La ecuación de Boussinesq puede escribirse:

$$n_e \cdot \frac{\partial h}{\partial t} = K_D \cdot \frac{\partial}{\partial l} \left[(h - l \cdot \text{sen } \alpha) \cdot \frac{\partial h}{\partial l} \right] + R \quad (2.5)$$

n_e : porosidad drenable (porosidad menos capacidad de campo), adimensional; h (L): altura de la superficie freática sobre la capa impermeable al borde del dren; t : tiempo; K_D ($L \cdot T^{-1}$): conductividad hidráulica saturada de la capa de drenaje lateral; L (L): distancia a lo largo de la superficie en la dirección de drenaje; α : ángulo de inclinación del fondo impermeable; R ($L \cdot T^{-1}$): recarga neta (aportación vertical de agua menos filtración).

Suponiendo que el estado estacionario puede representar el fenómeno transitorio, se asume:

$$\frac{\partial h}{\partial t} = 0 \quad (2.6)$$

$$\frac{dQ_D}{dx} = R \quad (2.7)$$

Q_D ($L^2 \cdot T^{-1}$) = $q_d \cdot L$: caudal de drenaje lateral por unidad de anchura de dren en cualquier x .

Expresando la ecuación en función de un eje horizontal x :

$$R = q_D = K_D \cdot \cos^2 \alpha \cdot \frac{d}{dx} \left(y \frac{dh}{dx} \right) \quad (2.8)$$

Siendo:

$$y = h - x \cdot \tan \alpha \quad (2.9)$$

Sustituyendo "h" por "y" y haciéndola adimensional, la ecuación queda:

$$y^* \cdot \frac{d^2 y^*}{dx^{*2}} + \left(\frac{dy^*}{dx^*} \right)^2 + \tan \alpha \frac{dy^*}{dx^*} = \frac{q_D^*}{\cos^2 \alpha} \quad (2.10)$$

$y^* = y/L$, profundidad de saturación sobre la superficie "impermeable" adimensional; $x^* = x/L$, distancia horizontal adimensional y $q_D^* = q_D/K_D$, tasa de drenaje lateral adimensional.

Asumiendo que el gradiente hidráulico es unitario a la altura del dren (flujo vertical), y que la altura de saturación en el extremo más alejado de la longitud de drenaje es mayor que cero se llega a:

$$y^*(x) = \frac{q_D^*(x^*)}{\cos^2 \alpha} \quad (2.11)$$

Esta ecuación se resuelve simplificándola e integrando entre $x^*= 0$ y $x^*=1$ para dos casos: caudales pequeños o pequeñas alturas medias de saturación en la capa ($q_D^* < (\text{sen}^2 \alpha)/4$ ó $\bar{y}^* > 0'2 \cdot \tan \alpha$) y para el caso opuesto. Se obtienen así las relaciones entre la altura media de saturación de la capa y el caudal q_D recogido lateralmente.

$$\bar{y}^* = \frac{q_D^*}{2 \cdot \text{sen} \alpha \cdot \cos \alpha} \quad \text{para} \quad q_D < 0'4 \cdot \text{sen}^2 \alpha$$

ó

$$(2.12)$$

$$q_D^* = 2 \cdot \text{sen} \alpha \cdot \cos \alpha \cdot \bar{y}^* \quad \text{para} \quad \bar{y}^* < 0'2 \cdot \tan \alpha$$

y

$$\bar{y}^* = \frac{\pi \cdot \sqrt{q_D^*}}{4 \cdot \cos \alpha} \cdot \left(\frac{2 \cdot \sqrt{0'4}}{\pi} \right) \left(\frac{q_D^*}{0'4 \cdot \text{sen} \alpha} \right)^{\left[\frac{1}{2 \cdot \ln \left(\frac{2 \cdot \sqrt{0'4}}{\pi} \right)} \right]} \quad \text{para} \quad q_D \geq 0'4 \cdot \text{sen}^2 \alpha \quad (2.13)$$

Estas ecuaciones (una de ellas según el caso) se aplican iterativamente en cada capa calculando a la vez la filtración hacia capas inferiores y el almacenamiento de humedad hasta hacer coincidir la altura media de saturación resultante de unos y otros cálculos.

Modelo FILL

Khanbilvardi *et al.* (1995) describen el planteamiento teórico y aplicación a la sección 6/7 del vertedero de Fresh Kills (en Nueva York) del modelo FILL. El modelo de flujo de humedad en los residuos que se aplica al estudio de la variación del espesor saturado de agua sobre el fondo del vertedero para cuantificar los caudales de lixiviado y la percolación vertical a través de la capa de impermeabilización del vaso es bidimensional no estacionario.

Para hallar la recarga vertical del “nivel freático del vertedero” emplean la expresión de Korfiatis y Demetracopoulos (1986) obtenida a partir de las ecuaciones de flujo no estacionario de humedad en la zona no saturada planteadas por otros autores.

$$N_t = K(\theta) - D(\theta) \cdot \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad (2.14)$$

N_t (L.T⁻¹): recarga vertical del espesor saturado; θ : humedad; $K(\theta)$: conductividad hidráulica no saturada, para la que adoptan también la expresión de Campbell (1974); $D(\theta)$: difusividad de la humedad en el residuo, expresada a partir de las fórmulas de Bristol y Williams (1987) y Rogowski (1971):

$$D(\theta) = b \cdot K(\theta) \cdot \left(\frac{\psi_e}{\theta_s} \right) \cdot \left(\frac{\theta_s}{\theta} \right)^{b+1} \quad (2.15)$$

θ_s : humedad de saturación; b: constante característica del material; ψ_e : carga de succión de entrada de aire.

El drenaje lateral hacia los conductos de drenaje y a través del vaso es función del espesor saturado (altura del nivel freático del vertedero), según la expresión obtenida por Demetracopoulos (1988) aplicando las leyes de Darcy y de conservación de la masa al volumen diferencial de control.

$$\frac{\delta}{\delta x} \left[K_s \cdot h \cdot \left(\frac{\delta h}{\delta x} - \tan \alpha \right) \right] + N_t - K_c \cdot \left(\frac{h+d}{d} \right) = n_e \cdot \frac{\delta h}{\delta t} \quad (2.16)$$

K_s (L.T⁻¹): conductividad hidráulica saturada de los residuos; h (L): altura de lixiviado sobre el fondo del vertedero; α : ángulo de inclinación de la superficie del fondo; K_c (L.T⁻¹): conductividad hidráulica del material de impermeabilización del vaso; d (L): espesor del material del vaso; n_e : porosidad efectiva del residuo.

En FILL la ecuación se resuelve numéricamente con un esquema implícito de diferencias finitas que describen Khanbilvardi *et al.* (1995). Estos autores también comparan los resultados obtenidos con los de otros modelos aplicados al mismo vertedero. A falta de datos de campo detallados, los autores concluyen que el modelo dará una mejor estimación de los caudales de lixiviado que los modelos de flujo estacionario (Darcy), de balance global (sin movimiento de agua dentro del vertedero) y el HELP porque describen la realidad de manera más realista.

Modelo MOBYDEC

Según el modelo de Guyonnet *et al.* (1998) parte del agua que atraviesa la capa superficial del vertedero pasa rápidamente a través de los residuos por caminos preferenciales, mientras que el resto es absorbido por los residuos, que luego la van liberando con una cinética de primer orden (2.17).

$$\frac{\delta \theta}{\delta t} = -\frac{\ln 2}{T_{0.5}} \cdot (\theta - \theta_c) \quad \text{si} \quad \theta \geq \theta_c \quad (2.17)$$

θ : humedad del residuo; θ_c : “humedad crítica”, a partir de la cual aparece el lixiviado; $T_{0.5}$: vida media de descenso del lixiviado.

El modelo calcula para cada paso de tiempo el volumen de agua que aparece instantáneamente en el lixiviado y el que es liberado lentamente en función de la humedad acumulada. Conociendo la permeabilidad del vaso de vertido se calcula el caudal infiltrado a través del mismo (suponiendo un gradiente unidad). El caudal de lixiviado recogido en el sistema de evacuación será la suma del instantáneo más el liberado, menos el infiltrado en el fondo. Se trata de un modelo empírico cuyos parámetros α (proporción del agua infiltrada que circula por los caminos preferenciales), $T_{0.5}$ y θ_c deben determinarse por ajuste de los resultados a los caudales observados.

Guyonnet *et al.* (1998) presentan varias aplicaciones de este modelo, en las que se comprueba que los parámetros varían según el estado de los residuos, lo que implica que no son adecuados para simulaciones a largo plazo, pues variarán a lo largo del tiempo en un mismo vertedero.

Modelo de Butler *et al.* (1999)

En Butler *et al.* (1999) se presenta un modelo simplificado de vertederos que acopla una expresiones simplificadas de la degradación de los residuos con un modelo estocástico que representa la hidrología y transporte de los contaminantes en el vertedero.

Para representar el movimiento del lixiviado se emplea una aproximación estadística basada en la hipótesis de distribución lognormal de las velocidades verticales de flujo con media μ y desviación estándar σ . Butler *et al.* (1999) determinan la expresión de la probabilidad de que T_b , el tiempo de viaje de un contaminante en el interior del vertedero desde su punto de generación, esté en el intervalo $[t, t+\delta t]$. A partir de esta expresión puede obtenerse la distribución de tiempos de viaje desde cualquier punto del vertedero hasta la base, e integrarla con los modelos de contaminación. Resuelven así el problema hidrológico con el parámetro “media de las velocidades” (que puede obtenerse mediante un balance general de agua en el vertedero y estimando su capacidad de campo) e introduciendo el efecto de heterogeneidad por caminos preferenciales o zonas estancadas mediante el valor de la desviación estándar, “único parámetro indeterminado”.

2.2.3.3. Modelos de variación de los parámetros hidrológicos.

Como se deduce de lo expuesto en el apartado 2.2.3.1, para representar adecuadamente los fenómenos hidráulicos en el vertedero a lo largo de su historia hay que considerar dos fenómenos principales: la variación en los parámetros de retención de humedad al pasar el tiempo y la modificación de las condiciones de transporte de esta humedad. Surgen para ello modelos de variación de la capacidad de campo y de la permeabilidad, que no han llegado a implementarse en programas de simulación del vertedero anteriores a MODUELO.

.- La capacidad de campo

Como se ha adelantado, un vertedero sometido a flujo de agua a su través incrementará su humedad hasta alcanzar la correspondiente a su “capacidad de

campo" (CC), momento a partir del cual permitirá la circulación libre del agua que entra. Este concepto representa una simplificación de los fenómenos reales, pues en realidad la liberación de agua por el residuo es mucho más compleja (Vorster, 2001), pero es habitualmente manejado en los modelos hidrológicos.

La capacidad de campo depende de la textura y estructura del material. En una primera aproximación puede relacionarse con la granulometría del mismo. Así, un terreno arcilloso es capaz de retener, en el punto de capacidad de campo, un 40% de su peso en agua, uno limoso el 20%, mientras que las arenas conservan aproximadamente un 10% (Cosandey y Robinson, 2000).

La capacidad de almacenamiento de humedad de los residuos dependerá de su composición, edad, estado de degradación y sobrecarga a la que están sometidos. La capacidad de campo decrece al aumentar la densidad del residuo o la sobrecarga que actúa sobre el mismo (Campbell, 1983; Holmes, 1980; Huitric *et al.*, 1980). Koda y Zakowicz (1998) estudiaron la variación de la capacidad de campo en varias zonas de un vertedero según la edad de los residuos y su profundidad, llegando a establecer una influencia conjunta de la compactación (cambia la estructura del residuo) y la degradación (con el tiempo parece reducirse también la capacidad de campo).

Las fórmulas desarrolladas a partir de estos resultados experimentales suelen simplificar estas relaciones, expresando la capacidad de campo en función de una única variable que representa la influencia de los dos fenómenos mencionados. Las variables adoptadas por los distintos autores han sido bien el peso específico, bien la sobrecarga sobre la capa considerada. Ambas tienen relación directa con los fenómenos de compactación (una causa de los mismos es la *sobrecarga* y con ella aumenta el *peso específico*) y descomposición (la consolidación secundaria que provoca aumenta el *peso específico* y además el residuo con mayor grado de descomposición y por tanto mayor antigüedad generalmente estará sometido también a mayor *sobrecarga*).

La fórmula (2.18), propuesta por Huitric *et al.* (1980), relaciona los valores de capacidad de campo expresada como porcentaje de humedad respecto al peso de sólido (peso seco) con la sobrecarga a que está sometido el residuo.

$$CC_i = CC_a - (CC_a - CC_b) / (1 + CC_c / W_i) \quad (2.18)$$

W_i : presión sobre la celda "i" debida al peso de las celdas situadas encima; CC_i : capacidad de campo de la celda "i", expresada como porcentaje de humedad respecto

al peso de la capa; CC_a = capacidad de campo inicial de los residuos, cuando no están sometidos a presión (corresponde a la máxima humedad que puede retener un residuo); CC_b = capacidad de campo mínima, que corresponde a la humedad que podría retener un residuo cuando está sometido a una presión infinita ($W_i = \infty$); CC_c = un parámetro de calibración, como el anterior, que define la variación de la CC con la profundidad entre los valores extremos CC_a y CC_b . En el modelo original se proponían unos valores del 60%, 5% y 10000 kg/m² para cada uno de los parámetros mencionados.

.- La permeabilidad de los residuos.

Para determinar la permeabilidad de los residuos en el vertedero se han empleado ensayos de varios tipos: lisímetros y ensayos de laboratorio, ensayos de bombeo y de descenso del nivel piezométrico (“falling head test”), estimación a partir de datos de campo, etc. Por supuesto este parámetro depende totalmente del tipo de residuo, grado de compactación, estado de degradación, etc., pero como aproximación suele compararse con la permeabilidad de una arena fina limpia, del orden de 10⁻⁵ m/s (Manassero, 1997).

A partir de datos experimentales (Bleiker, 1993; Jang, 2000; Landva y Clark 1990; Landva, 1998; Oweis, 1990), se han propuesto varios modelos (Bleiker, 1995; Demirekler *et al.*, 1999; Powrie y Beaven, 1999; Rowe y Nadarajah, 1996) que tratan de reproducir la disminución de la permeabilidad al aumentar la profundidad de confinamiento de las capas de residuo.

Bleiker (1995) desarrolló un modelo de compresión-asentamiento de aplicación a cada capa de residuo. A partir de él estima la conductividad hidráulica como función del asentamiento sufrido por la capa (ecuación 2.19).

$$K = C_1 \cdot \exp\left(-C_2 \cdot \frac{H_0 - H}{H}\right) \quad (2.19)$$

C_i : constantes del modelo; H_0 : espesor inicial de la capa considerada; H : espesor de la capa en el momento considerado, que varía exponencialmente con el tiempo y linealmente con el esfuerzo efectivo.

Demirekler *et al.* (1999) incluye, en un modelo tridimensional con el que simula la cantidad y salinidad del lixiviado a lo largo del tiempo, un modelo de variación de la

permeabilidad con el esfuerzo vertical total a que está sometido el residuo (2.20), basado en datos de laboratorio y de campo.

$$K = a \cdot \exp(-b \cdot W_i) \quad (2.20)$$

“a” y “b” son constantes a calibrar; W_i : esfuerzo vertical total, igual al peso del material (incluida el agua) sobre la capa.

Powrie y Beaven (1999) establecieron un modelo (2.21 y 2.22) que relaciona los valores de la densidad del residuo, ρ_s y la permeabilidad con el esfuerzo efectivo ($\sigma - p$) a través de cuatro coeficientes empíricos (A, B, n y m).

$$\rho_s = A \cdot (\sigma - p)^n \quad (2.21)$$

$$K = B \cdot (\sigma - p)^m \quad (2.22)$$

Rowe y Nadarajah (1996) desarrolla a partir de los datos medidos en el vertedero de Fresh Kills de Nueva York, un modelo similar más sencillo, que expresa la permeabilidad en función de la profundidad considerada (2.23), y obtiene las constantes correspondientes.

$$K = 0,00018 \cdot \exp(-0'269 \cdot z) \quad (2.23)$$

Donde z es la profundidad (m).

Landva (1998) realizó una serie de ensayos en campo y laboratorio con cuyos resultados confirmó la gran variabilidad de K según la escala estudiada, la escasa diferencia entre K_v y K_h y la aplicabilidad del modelo de Rowe y Nadarajah como expresión aproximada de la tendencia del parámetro.

2.3. DEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS EN EL VERTEDERO

2.3.1. Introducción

2.3.1.1. Procesos de descomposición del residuo

Los residuos sólidos urbanos que van a parar al vertedero constituyen una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos de características diferentes. Según su composición y naturaleza estos materiales serán degradados por efecto de procesos físicos, químicos y/o biológicos, dando lugar a la contaminación del lixiviado y gases. Entre los contaminantes que aparecen en el mismo destacan por un lado los compuestos tóxicos inorgánicos (metales pesados entre otros) y por otro las sustancias orgánicas. El impacto causado por los primeros es debido al daño que provocan aun encontrándose en pequeñas concentraciones, mientras que las segundas son problemáticas fundamentalmente por las elevadas concentraciones que alcanzan. Estas últimas son consecuencia de la descomposición de la fracción orgánica del residuo, debida principalmente a su consumo como sustrato por parte de microorganismos. El resultado de esta biodegradación es la liberación al lixiviado de compuestos inicialmente sólidos y la generación de gas como producto final de las transformaciones biológicas.

La descomposición de la materia orgánica compleja suele describirse como una serie de etapas de degradación anaerobia en que participan varias especies biológicas. Han propuesto varias teorías que incluyen distinto número de etapas de descomposición. Una de las más extendidas es la que se resume en la Figura 2.1. En primer lugar se produce la hidrólisis del sólido orgánico, dando lugar a polímeros más simples como proteínas, carbohidratos y lípidos que a su vez son hidrolizados y forman azúcares, aminoácidos y ácidos grasos volátiles de alto peso molecular. Los aminoácidos y azúcares son transformados en productos intermedios (propiónico, butírico y otros ácidos volátiles) o se fermentan directamente produciendo ácido acético: en ambos casos se genera además amonio. Los ácidos grasos de cadena larga se descomponen en subproductos intermedios como los mencionados e hidrógeno. Los productos de degradación final son dióxido de carbono y metano.

Si se observa el proceso de descomposición en un volumen de residuo urbano aislado, haciendo un seguimiento de las emisiones a que da lugar, pueden distinguirse cuatro fases en las que se inscriben las etapas de descomposición anaerobia

enumeradas arriba: un “ajuste” a las condiciones anaerobias, una fase “ácida”, una “metanogénica” y una fase de “maduración” final (Figura 2.2).

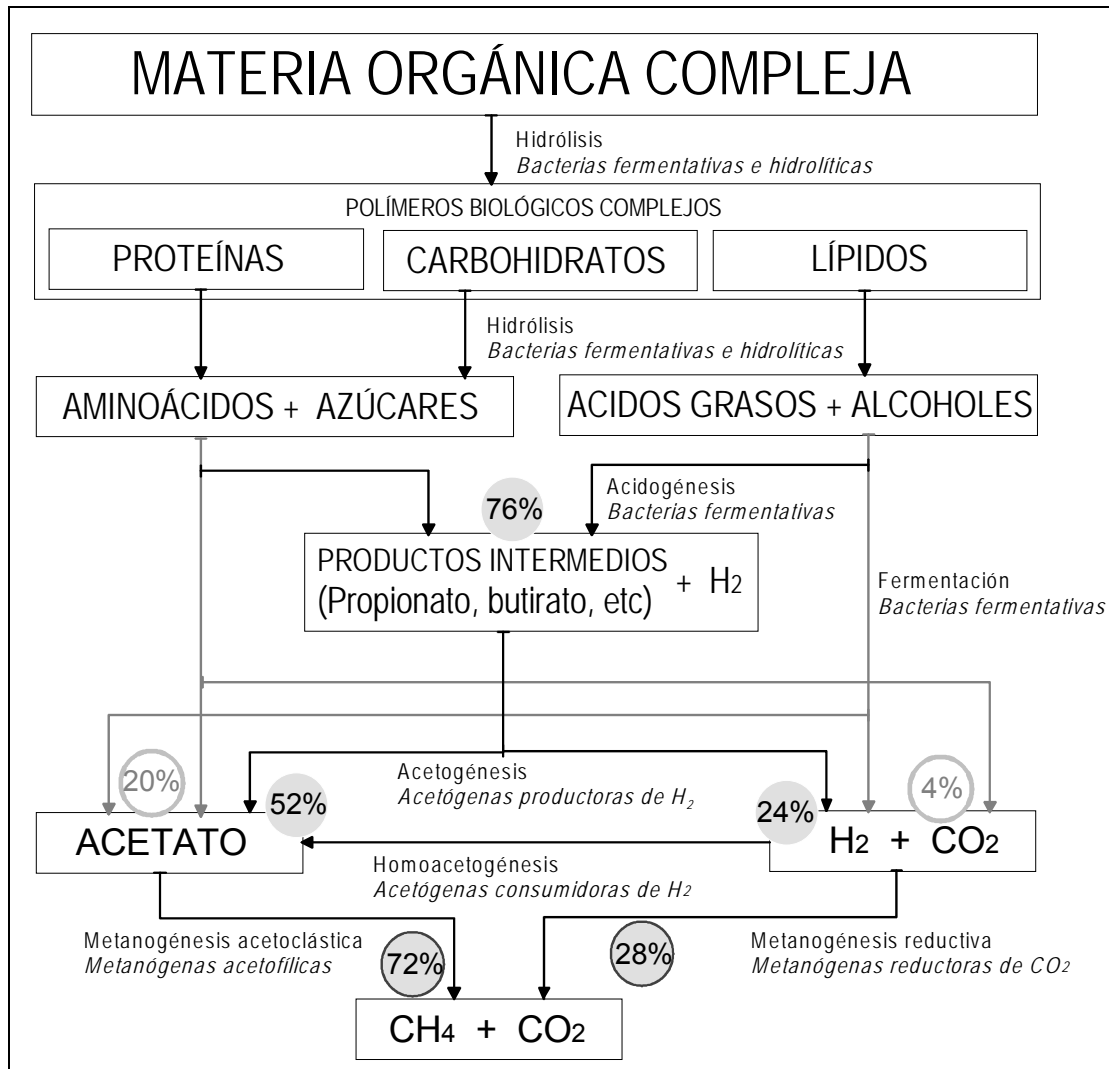


Figura 2.1. Esquema de las reacciones en la digestión anaerobia de materiales poliméricos (adaptado de Zehnder, 1982, Gujer y Zehnder, 1983 y Zinder, 1984).

Durante la “Fase de ajuste” (I y II en la figura), que tiene una duración reducida en el proceso global de descomposición, se producen transformaciones de tipo aerobio y seguidamente anóxico hasta eliminar el oxígeno disponible primero y los nitratos y sulfatos que actúan como aceptores de electrones después. Como consecuencia de estas reacciones (fuertemente exotérmicas las aerobias) se registrará un aumento de la temperatura y cierta liberación de CO_2 , N_2 , SH_2 y ácidos orgánicos que disminuyen el pH del lixiviado. Esta etapa no suele incluirse en los modelos de degradación del

vertedero por su limitada importancia relativa frente a otras tanto temporal (abarca períodos del orden de un mes) como en la magnitud de la degradación producida.

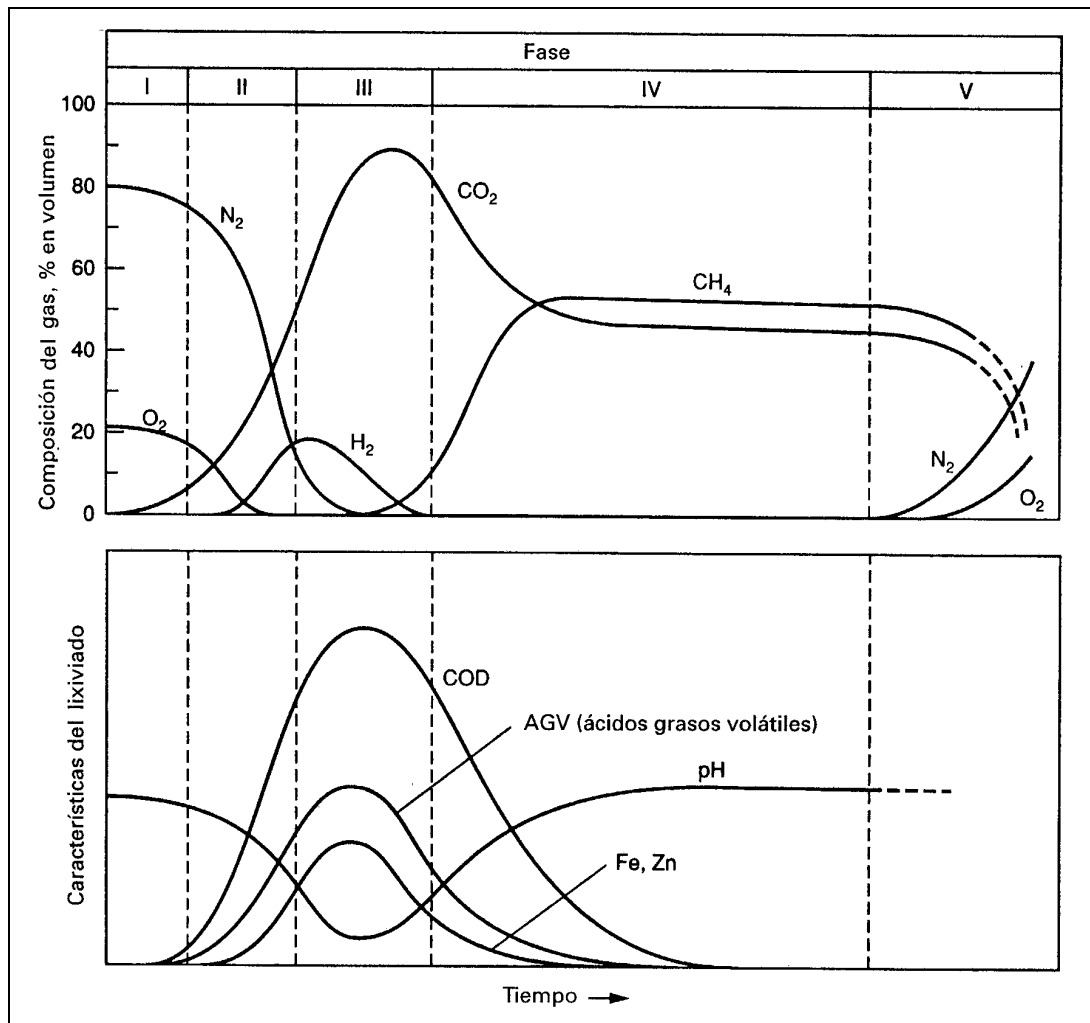


Figura 2.2. Evolución en el tiempo de las emisiones del vertedero. Fases “de ajuste inicial” (I y II), “ácida” (III), “metanogénica” (IV) y de “maduración” (V). (Tchobanoglous *et al.*, 1994)

La “Fase Ácida” (III en la figura) engloba los procesos de descomposición previos a la generación de metano. Los compuestos de elevado peso molecular son hidrolizados: aparecen compuestos orgánicos más simples (aminoácidos, azúcares, alcoholes, ácidos grasos) que dan lugar a ácidos grasos volátiles (“acidogénesis”), acetato (“acetogénesis”), desprendiéndose CO_2 y, en menor cantidad, H_2 . El pH del lixiviado entonces puede descender por debajo de 5. La contaminación aumenta a la vez que el contenido en metales pesados y algunos nutrientes esenciales (Fe, Mn, Zn,

Ca, Mg, etc.), cuya solubilidad crece en condiciones de acidez. Se producen también elevadas concentraciones de amonio, resultado principalmente de la degradación de materiales proteínicos. Esta fase, que genera los lixiviados con mayor carga contaminante (gran concentración de metales pesados y compuestos orgánicos y pH ácido) puede prolongarse durante años, incluso décadas. El pH alcanzado depende de la cantidad de ácidos orgánicos que se hayan producido, los cationes disueltos que contrarresten su carga, y la presión parcial de dióxido de carbono en contacto con el lixiviado. El amonio es el único compuesto generado biológicamente con importancia en el balance de alcalinidad, pero no es suficiente para equilibrar las cargas. Para ello es fundamental la presencia de cationes metálicos procedentes de la materia biológicamente inerte, fundamentalmente Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Fe^{2+} (Young, 1995).

Durante la siguiente etapa, “Fase de generación de metano” (IV), los organismos metanogénicos transforman unos el ácido acético (organismos acetoclásticos) y otros (hidrógenotróficos) el dióxido de carbono e hidrógeno presentes en el residuo en metano y dióxido de carbono. El pH del lixiviado aumenta descendiendo el contenido orgánico del lixiviado y su conductividad. Disminuye también la presencia de metales pesados y otros componentes inorgánicos, que no se mantienen en disolución a pH elevado. La concentración de amonio puede ser elevada todavía.

Por último en la “Etapa de maduración” se siguen descomponiendo los materiales de degradación lenta, apareciendo lixiviados ácidos recalcitrantes (denominados habitualmente “compuestos húmicos”). Sustancias inorgánicas como el Fe, Na, K, sulfatos y cloruros pueden continuar lixivándose durante largo tiempo.

Las curvas mostradas fueron elaboradas por los autores a partir de otras publicadas por Farquhar y Rovers (1973), Parker (1983) y Pohland (1987 y 1991). Uno de los trabajos más completos en este sentido fue el presentado por Pohland *et al.* (1985). A partir de resultados experimentales de un reactor de laboratorio donde se aceleró la estabilización del residuo urbano mediante recirculación de lixiviados dibujan las curvas de variación del contenido en DQO, ácidos grasos volátiles, pH y potencial de oxidación – reducción del lixiviado y de la generación y composición (CO_2 y CH_4) del biogás. Como la experiencia comienza cuando ya se ha generado el primer lixiviado los datos sólo abarcan desde la etapa “de transición” hasta la de “generación de metano”, aunque las curvas se prolonguen a derecha e izquierda. Estos autores presentan además una estimación de la curva de proporción de hidrógeno en el gas generado a partir de referencias de otros autores, ya que ellos no lo miden.

En la fracción orgánica de residuo urbano “fresco” predominan los carbohidratos y las proteínas (Barlaz *et al.*, 1990), siendo poco significativa la ruta metabólica descrita para los lípidos. Por otro lado, en un vertedero las etapas descritas no estarán tan claramente definidas (menos cuanto mayor sea su vida útil). Los residuos van siendo vertidos a lo largo del tiempo y los procesos de descomposición los afectan de manera diferente según varios factores (“antigüedad”, condiciones de vertido como compactación, trituración, humedad). Así mientras en las nuevas áreas de vertido se están produciendo reacciones de tipo aerobio en otras zonas la materia orgánica presentará un estado de degradación metanogénica muy avanzado. Las características de lixiviados y biogás en cada momento serán consecuencia de ese conjunto de distintos procesos que están teniendo lugar.

2.3.1.2. Factores que influyen en la descomposición.

Son muchas las variables que condicionan el proceso de descomposición del residuo: las características del propio residuo (composición, densidad, tamaño de partícula), la presencia de humedad, la temperatura, pH, la disponibilidad de nutrientes y presencia de microorganismos, la existencia de factores inhibidores como son el oxígeno, metales, sulfatos. Se han realizado muchos estudios, de campo y laboratorio, para observar la influencia de estos parámetros, pero casi siempre las relaciones establecidas han sido sólo cualitativas.

La variable fundamental al estudiar la degradación en el vertedero es la naturaleza de los residuos: materiales que lo componen, composición química y estructura de los mismos. Y precisamente estas características son difíciles de conocer en detalle y establecer con seguridad de cara a la descripción matemática del residuo, por la naturaleza heterogénea de los vertidos. En el apartado siguiente se presentan distintas aproximaciones a este problema, que condicionan las posibilidades de simulación.

Los investigadores coinciden en señalar que, a igualdad en la naturaleza de los residuos, la humedad parece ser el parámetro que más condiciona la velocidad de descomposición en el vertedero (Barlaz *et al.*, 1990; Young, 1995; El-Fadel *et al.*, 1996d y 1997b). Otras variables importantes en la degradación anaerobia como son temperatura y pH no muestran un efecto tan pronunciado, porque los rangos en que se mueven en las instalaciones de vertido no llegan a ser inhibitorios (El-Fadel *et al.*, 1996a).

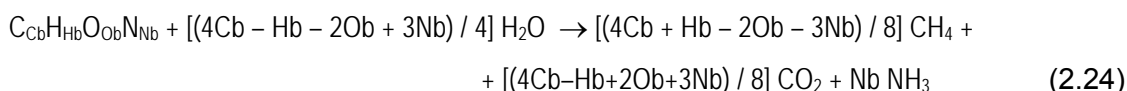
La presencia de agua no sólo proporciona el medio de transporte de nutrientes y microorganismos facilitando que ambos entren en contacto, sino que a la vez tiene otros efectos favorecedores de la degradación, como es la dilución de las sustancias inhibitoras, por ejemplo. Y su efecto depende mucho del tamaño del residuo pues éste condiciona la superficie expuesta directamente a la degradación (Barlaz *et al.*, 1990).

2.3.2. Estudios sobre la biodegradabilidad de los residuos

Los estudios sobre biodegradación del residuo en vertedero que tienen como objeto su modelización parten siempre de una representación ideal de sus características para poder definir sobre ella las transformaciones que interese. Las características del residuo en descomposición condicionan el desarrollo del propio proceso, así como los productos finales a los que da lugar. Por este motivo cobra importancia la forma de caracterización del mismo.

El parámetro más extendido al caracterizar el comportamiento del residuo ante los fenómenos de biodegradación es el potencial bioquímico de metano (PBM), que cuantifica la cantidad de metano a que puede dar lugar la unidad de masa del material por descomposición anaerobia. Existen y se van creando distintas técnicas para determinarlo (Adani *et al.*, 2001; Cossu *et al.*, 2001; Harries *et al.*, 2001a y 2001b; Heerenklage *et al.*, 2001; Laquidara *et al.*, 1986; Owens y Chynoweth, 1993), pero todavía no se ha normalizado ningún ensayo. Los datos de biodegradabilidad publicados surgen de distintas condiciones experimentales (diferente humedad, trituración, incluso naturaleza del residuo...). Esto hace imposible en muchos casos la comparación entre unos y otros. Y muy comprometida resulta también su extrapolación a las condiciones del residuo en el vertedero, difícilmente reproducibles en laboratorio.

En la Tabla 2.4 se reúnen los valores obtenidos por varios autores para la biodegradabilidad de distintos materiales de la corriente general de residuos sólidos urbanos. Tchobanoglous *et al.* (1994), frente a los otros autores referidos, definen esta característica como una proporción de la masa total de residuo (%B), función de su contenido en lignina y sólidos volátiles. La transformación de los valores de PBM a %B se realiza sin más que aplicar la fórmula de conversión total a metano (2.24) al residuo, compuesto por C, H, O y N en las proporciones recogidas en la tabla.



Si en este caso se producen desviaciones considerables entre los valores propuestos por distintos autores, que pueden ser debidas, entre los factores comentados, a las diferencias entre el propio material analizado (existen muchos tipos de “papel”, por ejemplo), el problema es mayor cuando se trata de caracterizar materiales previamente vertidos (determinar una “foto fija” del vertedero, no describirlo “por componentes”). En esta dirección se han realizado estudios que tratan de relacionar el PBM con otras variables observables de manera más inmediata, como el contenido en sólidos volátiles (SV), carbono orgánico total (COT), la demanda química de oxígeno (DQO), contenido en celulosa, (Bertanza *et al.*, 2001; Cossu *et al.*, 2001; Harries *et al.*, 2001b; Martín, 1997). Con este tipo de relaciones se puede estimar la cantidad total de biogás que podría generarse en vertedero sin necesidad de prolongar la experimentación hasta lograr la degradación completa del material. Queda por definir todavía a qué velocidades se producirá.

En la definición del residuo “por componentes” estimar las velocidades de degradación a partir de estudios previos no resulta especialmente complicado, pues la estructura de cada material condiciona el tiempo necesario para su descomposición. Mucho más dificultoso es el caso de “foto fija”. Parámetros como la DQO o los SV no aportan información sobre la facilidad con que los compuestos se reducen a metano. Es necesario determinar los compuestos orgánicos que aparecen en la mezcla. Barlaz *et al.* (1997), entre otros autores, estudian la relación entre la aparición de celulosa, hemicelulosa y lignina en la masa y su estado de degradación, llegando a concluir que no puede establecerse una relación directa, porque intervienen otros factores como el grado de acceso de la biomasa al residuo y su “lignificación”. En estos casos podría resultar de gran ayuda a los ensayos experimentales específicos simular procesos de degradación de un residuo original con distintas proporciones de material degradable a diferente velocidad hasta determinar aquella que más se aproxime al PBM observado.

Tabla 2.4. Biodegradabilidad de los principales componentes del residuo urbano según varios autores.

Componentes del residuo		PAPEL	CARTON	RESIDUOS DE ALIMENTOS	RESIDUOS DE JARDÍN	MADERA	TEXTIL	GOMA_CUERO
Composición media (1)	C	43'50	44'00	48'00	47'80	49'50	55'00	69'00
	H	6'00	5'90	6'40	6'00	6'00	6'60	9'00
	O	44'00	44'60	37'60	38'00	42'70	31'20	5'80
	N	0'30	0'30	2'60	3'40	0'20	4'60	6'00
	S	0'20	0'20	0'40	0'30	0'10	0'15	0'20
Fracción gasificable (MODUELO 1)		12%	11%	22%	10%	8%	5%	6%
Fracción biodegradable (1)		44%	38%	58%	45%	61%	40%	0%
PBM (mLCH ₄ /g seco) correspondiente		184	161	281	207	294	222	0
PBM (mLCH₄/g seco) (2)		74 - 217	152	301	31 - 144	63	-	-
Fracción biodegradable correspondiente		19% - 56%	39%	70%	7% - 34%	14%	-	-
PBM (mLCH₄/g seco) (3)		93 - 249	183	16 - 94*	91- 235	14-158	94-142	-
Fracción biodegradable correspondiente		30% - 40%	44%		20% - 51%	3% - 33%	17 - 25%	-
f_{bio} adoptado en MODUELO 2		40%	41%	64%	35%	17%	32%	0%

(1) Tchobanoglous *et al.* (1994) y Bonori *et al.* (2001). El PBM se obtiene aplicando la reacción de descomposición total a la "fórmula química" correspondiente; (2) Barlaz *et al.* (1997); (3) Harries *et al.* (2001a).

* Incluye residuos de jardín

2.3.3. Modelos de biodegradación del residuo existentes

Si en cuanto a modelización hidrológica del vertedero existe un programa ampliamente utilizado, no ha ocurrido lo mismo con los intentos de representar la degradación del residuo y la generación de biogás. Sí que se han desarrollado, desde mediada la década 1970-1980, expresiones para simular la degradación en el vertedero y sus consecuencias (El-Fadel *et al.*, 1997b), casi siempre con los objetivos de cuantificar las potenciales emisiones contaminantes o evaluar la viabilidad del aprovechamiento energético del biogás. Hasta muy recientemente las publicaciones en referencia a modelos para evaluar los efectos ambientales a que pueden dar lugar distintas alternativas de diseño u operación eran escasas (Vincent *et al.* (1991), PITTLEACH-2 [Pohland y Al-Yousfi, 1995; Al-Yousfi *et al.*, 1998], HEAT-GAS [El-Fadel *et al.*, 1996b, 1996c y 1996d]). Ha sido en los últimos años cuando la búsqueda de estas herramientas ha experimentado un gran impulso en distintos grupos de trabajo (Butler *et al.*, 1999, Hanel *et al.*, 2001, Haarstrick *et al.*, 2001a y 2001b, Lee *et al.*, 2001, McDougall y Philp, 2001, Shelley *et al.*, 2001, White *et al.*, 2001, Zacharof y Butler, 1999 y 2001). En la Tabla 2.5, Tabla 2.6 y Tabla 2.7 se resumen varios modelos de biodegradación del residuo urbano en el vertedero descritos por otros autores.

Algunos de los trabajos publicados, incluso entre las expresiones más sencillas planteadas inicialmente, lograron reproducir de forma adecuada las emisiones observadas en un caso particular, pero ninguna ha alcanzado una aceptación y empleo general de la magnitud alcanzada por el HELP. Las razones para este “retraso” respecto a la modelización hidrológica son por un lado la complejidad de los fenómenos que se intenta representar y por otro la escasa disponibilidad de datos de campo históricos e incluso actuales, que permitan calibrar, validar y mejorar los modelos que se van proponiendo.

Entre las expresiones que cuantifican la degradación del residuo en el vertedero se pueden diferenciar dos tipos: “globales” y “biocinéticas”. Las denominadas “globales” agrupan todos los fenómenos de degradación en expresiones sencillas, generalmente de tipo exponencial, que calculan la cantidad de biogás generado en función del tiempo y algún parámetro de calibración experimental, generalmente la tasa de generación y la producción total de gas. El problema que presentan es que muchas veces el modelo surge del intento de ajuste de los datos de recuperación de gas en una instalación específica y por tanto no es generalizable a otras circunstancias. En todo caso los parámetros han de ser calibrados en cada caso

particular a partir de datos de campo, de manera que no pueden emplearse para estimaciones “a priori”. Frente a estos los “biocinéticos” estudian el vertedero como biorreactor y establecen formulaciones más complejas, basadas en la modelización de la digestión anaerobia, en las que intervienen sustratos y biomasas además de los productos finales. Al simular el propio fenómeno de degradación, si bien de manera más o menos simplificada, es de esperar que su validez sea extensiva a otras instalaciones. Por otro lado el número de parámetros a validar será mucho mayor, al tratarse de expresiones más complejas. Últimamente se han planteado también análisis matemáticos que van más allá del concepto de reactor biológico y entran a describir cómo se desarrolla la degradación del residuo desde la zona superficial hacia el interior asimilando cada partícula de residuo a un “microrreactor” (Martin y Potts, 2001), lo cual aumenta sobremanera el número de variables a manejar en el estudio del vertedero.

Los modelos desarrollados son de “etapa única” o bien “secuenciales”, que establecen distintas fases de degradación previas a la generación de biogás. Los últimos, más detallados, implican la aparición de un mayor número de parámetros a fijar aumentando entonces la dificultad de su aplicación, sobre todo en los modelos “biocinéticos” en los que aparecen distintos tipos de biomasa y productos intermedios.

El modelo se complica aún más cuando se incluyen los fenómenos de generación y transporte del calor y transporte del biogás. A la formulación biocinética se añaden expresiones termodinámicas y de equilibrio químico que han de resolverse conjuntamente con los fenómenos biológicos, dando lugar a algoritmos de cálculo cada vez más complejos.

Entre los modelos más sencillos (“globales de una etapa”) y los “biocinéticos” basados en expresiones de tipo Monod surgen otros que consideran distintos fenómenos de degradación consecutivos pero huyen del uso intensivo de parámetros empíricos y emplean fórmulas simplificadas o de otro tipo. La calibración de estos modelos puede basarse en el ajuste de las curvas de producción de biogás observadas, como en Zacharof y Butler (2001) o en fundamentos biocinéticos, como lo están los propuestos por McDougall y Philp (2001), Manna *et al.* (1999) y el mismo modelo MODUELO.

Tabla 2.5. Modelos de biodegradación de residuos urbanos en el vertedero publicados por otros autores (I).

REFERENCIA	ETAPAS CONSIDERADAS (Modelo)	DEFINICIÓN DEL RESIDUO	CARACTERÍSTICAS (componentes/influencia parámetros)	APLICACIÓN
BONORI <i>et al.</i> (2001)	Hidrólisis (P.O.) Metanogénesis (P.O.)	Por componentes (lentamente y rápidamente biodegradables)	Generación de biogás	Vertedero real (0D)
EL-FADEL <i>et al.</i> (1996b), a partir de FINDIKAKIS y LECKIE (1979)	Hidrólisis (orden 1) Acidogénesis (Monod) Metanogénesis (Monod)	Lentamente. Moderadamente y rápidamente Khi	Generación y transporte de biogás y calor Influencia de T y pH	Vertedero real (1D)
HAARSTRICK <i>et al.</i> (2001)	Hidrólisis (orden1), 2 Acidogénesis (Mon) Acetogénesis (Mon) Metanogénesis (2)	Fácilmente Lentamente Hidrol. (Khi)	Generación de gas y calor y contaminación del lixiviado Influencia de T y pH	Celda teórica (0D) A integrar en modelo real 3D
LEE <i>et al.</i> (1993)	Hidrólisis (orden 1) Acidogénesis (Monod) Metanogénesis (Monod)	Global, BDM (material biodegradable, en g/g), que es el que se hidroliza	Generación de gas y contaminantes y transporte de contaminantes	Experimental (1D)
LEE <i>et al.</i> (2001)	Hidrólisis (orden 1) Degradación aerobia o anaerobia (Monod)	Global (masa transferible al líquido)	Generación y transporte de contaminantes, pérdida de masa sólida Influencia de oxígeno disuelto	Celda teórica (0D) Análisis de sensibilidad

Tabla 2.6. Modelos de biodegradación de residuos urbanos en el vertedero publicados por otros autores (II).

REFERENCIA	ETAPAS CONSIDERADAS (Modelo)	DEFINICIÓN DEL RESIDUO	CARACTERÍSTICAS (componentes/influencia parámetros)	APLICACIÓN
MANNA <i>et al.</i> (1999)	Metanización (P.O.)	Por componentes: cada uno fracción biodegradable y velocidad de degradación	Generación de biogás Influencia de T	Vertedero real (1D)
McDOUGALL y PHILP (2001)	Hidrólisis (orden 1, con w, digestibilidad, inhibición) Metanogénesis (Monod)	Global, caracterizado por digestibilidad	Biodegradación Influencia de la humedad e inhibición por productos de la hidrólisis	Celda teórica (0D) A integrar en modelo real 3D.
AL-YOUSFI y POHLAND (1998)	Hidrólisis (orden 1 y 0'5) Acidogénesis (Monod) Metanogénesis (Monod)	Global: fracciones lentamente y rápidamente biodegradables	Generación de biogás y generación y transporte de contaminantes Influencia del pH	Experimental (1D)
SHELLEY <i>et al.</i> (2001)	14 posibles rutas de degradación	Global: velocidad de generación de glucosa por unidad de superficie	Generación de biogás y contaminantes	Celda teórica (0D)
SWARBRICK <i>et al.</i> (1995) y SWARBRICK y LETHLEAN (2001)	14 posibles rutas de degradación	Global: velocidad de generación de glucosa	Generación de biogás y contaminantes, pérdida de masa sólida (estudio de biodegradación)	Celda teórica (0D)

Tabla 2.7. Modelos de biodegradación de residuos urbanos en el vertedero publicados por otros autores (y III).

REFERENCIA	ETAPAS CONSIDERADAS (Modelo)	DEFINICIÓN DEL RESIDUO	CARACTERÍSTICAS (componentes/influencia parámetros)	APLICACIÓN
VINCENT <i>et al.</i> 1991)	Disolución de componentes	Global	Generación y transporte de contaminantes en el lixiviado	Experimental (1D)
ZACHAROF y BUTLER (1999) ZACHAROF y BUTLER (2001)	Hidrólisis (orden 1) Acidogénesis (exponen) Metanogénesis (expon)	Global, aunque proponen: Carbohidratos $(CH_2O)_{3n}$ Grasas $C_{55}H_{104}O_6$ Proteínas $C_{53}H_{117}O_{22}N_{11}S$	Generación de biogás y contaminantes	Celdas teóricas y experimentales (0D)
YOUNG (1995)	Hidrólisis (orden 1) Acidogénesis (orden 1) Acetogénesis (orden 1) Metanog. acetof. (Monod) Metanog. Hidrog. (Monod)	Carbohidratos lenta, moderada y rápidamente biodegradables Grasas lenta, moderada y rápidamente biodegradables Proteínas lenta, moderada y rápidamente biodegradables	Generación y transporte de biogás y contaminantes Influencia del pH, T, humedad e inhibición por presencia de productos.	Celda teórica (0D)

En los apartados que siguen se presentan los modelos con base biocinética existentes, atendiendo primero a su forma de conceptualizar el residuo y después a las etapas con que representan su degradación.

2.3.3.1. Caracterización matemática de la degradabilidad del residuo

Las características del residuo en descomposición condicionan el desarrollo del propio proceso, así como los productos a los que da lugar. En los modelos objeto de esta revisión se consideran más o menos detalladamente según la complejidad de los mismos.

En las expresiones simplificadoras "globales" las propiedades degradativas quedan implícitas en las constantes de simulación: se trata la basura como una unidad homogénea con velocidad de degradación uniforme.

En el planteamiento biocinético las cualidades del residuo se reducen a dos principales: la composición, de la que dependen los subproductos de degradación, y la facilidad con que puede ser descompuesto, expresada en forma de tasa. Casi todos los autores resuelven las particularidades del residuo en la primera etapa del modelo: se caracteriza la basura en estado sólido según distintos criterios, como se detalla a continuación, y se asume que los productos a los que da lugar son fijos, con propiedades biocinéticas definidas. De nuevo los productos y su forma de degradación varían según el modelo considerado.

.- El residuo como entidad homogénea

Los modelos que representan la basura en estado sólido como una entidad homogénea, la caracterizan por su "digestibilidad" o facilidad de degradación (McDougall y Philp, 2001; Manna *et al.*, 1999), por el contenido en materia orgánica biodegradable y su velocidad de hidrolización (Lee *et al.*, 1993) o por la tasa de generación de subproductos, generalmente glucosa (Shelley *et al.*, 2001; Swarbric y Lethlean, 2001).

McDougall y Philp (2001), al igual que Lee *et al.* (1993), lo describen con su contenido en materia biodegradable, que se degrada en dos etapas según velocidades de degradación propias de toda la masa. Mientras Lee *et al.* expresan la fracción biodegradable "BMD" en kg/kg, McDougall y Philp simulan una "fracción de sólidos orgánicos" cuantificada en mg/L.

Swarbric y Lethlean (2001) lo caracterizan por su potencial de producción de glucosa (“en trabajos posteriores esta definición se extenderá a proteínas, grasas y celulosa”). Su velocidad de degradación viene dada por la de producción de glucosa, a partir de la cual se plantean las ecuaciones de equilibrio químico (hasta 14) para el resto de subproductos.

Shelley *et al.* (2001) modelan el vertedero como un conjunto de esferas orgánicas e inorgánicas. La cantidad de esferas biodegradables depende de la “fracción orgánica de los residuos”. La degradabilidad se expresa también mediante una velocidad de producción de glucosa, esta vez por unidad de superficie.

.- El residuo por componentes

Una clasificación comúnmente empleada es la que atiende a la velocidad con que se produce la hidrólisis de cada material. Los distintos componentes de la corriente general de basura se dividen en varios grupos según el valor de su tasa de hidrolización (lenta, moderada y rápida (El Fadel *et al.*, 1996); lenta y rápida (Martin y Potts, 2001; Haarstrick *et al.*, 2001). Esta opción facilita mucho el empleo de los modelos en vertederos reales, donde es más probable encontrar registros de las cantidades vertidas de distintos materiales o “componentes” (papel, cartón, residuos de alimentos, etc.) que estudios específicos de su biodegradabilidad.

Zacharof y Butler (2001) en uno de los análisis más complejos, dividen la materia orgánica del residuo en las tres grandes categorías: carbohidratos, grasas y proteínas, llegando a asignar, además de diferentes velocidades de descomposición, una fórmula química específica a cada grupo.

Young (1995) profundiza en esta línea: además de establecer la división entre grasas, proteínas y carbohidratos fracciona dichos grupos en residuos de degradación lenta, moderada y rápida. Así del tipo de compuesto dependen los productos de descomposición, aunque distintas fracciones se degraden a diferente velocidad.

Manna *et al.* (1999) distinguen entre las distintas clases tradicionales (orgánicos, jardín, papel, madera, textiles y cuero), les asignan un contenido en carbono orgánico total en masa/masa (0'06558, 0'00771, 0'050196, 0'003196, 0'003875) y una velocidad de degradación a metano en años⁻¹ (0'693, 0'231, 0'0577, 0'03465, 0'0462). La fracción de carbono realmente biodegradable depende de la temperatura.

2.3.3.2. Etapas de degradación

Entre los modelos biocinéticos se distinguen modelos de una etapa, de dos, de tres y de más de tres etapas.

Las expresiones monoetapa son las más simplistas. El gas se produce como consecuencia directa de la degradación del residuo para lo que han de definirse unos coeficientes de producción de biogás a partir de la basura (Manna *et al.*, 1999). Estos autores proponen cinéticas de primer orden respecto a la materia orgánica por degradar, que aplican a cada clase de residuo.

Los modelos siguientes en orden de complejidad son los que dividen el proceso de descomposición en dos etapas. De este tipo es el propuesto por McDougall y Philp (2001) y el adoptado en Moduelo, que se describirá más adelante. En ambos casos las dos etapas son la hidrólisis y la metanogénesis. La “hidrólisis enzimática” de McDougall y Philp transforma el residuo sólido en ácidos grasos volátiles disueltos en la fase líquida con una tasa máxima adaptada a partir de la propuesta en Straub y Lynch (1982), afectada por tres factores reductores: uno de digestibilidad relativa o “parámetro de transformación estructural”, uno de inhibición por los productos de la hidrólisis que tiene en cuenta la ralentización por presencia de ácidos volátiles y uno de contenido de humedad. La metanogénesis tiene forma de cinética de Monod función de la concentración de metanógenos, quedando éstos afectados además por una tasa de muerte.

En el modelo de Lee *et al.* (2001) se establece una hidrólisis del sólido y una degradación, aerobia o anaerobia según el contenido de oxígeno, del contaminante disuelto. La hidrólisis también sigue la tasa propuesta por Straub y Lynch (1982) y Demetracopoulos *et al.* (1986). Las otras degradaciones son de tipo Monod con factor de inhibición (en el caso anaerobio) o saturación (aerobio) por oxígeno.

Los modelos de tres etapas incorporan una intermedia de formación de ácidos entre la hidrólisis y la metanogénesis. Lee *et al.* (1993) en LEAGA-I proponen una hidrólisis de primer orden que da lugar al sustrato para la biomasa acidogénica. Esta biomasa crece, al igual que la metanogénica, según una cinética clásica de Monod. Incluyen una metanogénesis acetofílica y una utilizadora de hidrógeno llevadas a cabo por la misma biomasa (con distintos coeficientes de producción).

El- Fadel *et al.* (1996) adoptan el modelo de Halvadakis (1983) en GAS-HEAT. En este caso la hidrólisis de primer orden tiene diferente velocidad para el residuo

lentamente, moderadamente y rápidamente hidrolizable. Todos ellos se transforman en “orgánicos en fase acuosa” que constituyen el sustrato para la biomasa acidogénica. El acetato representa todos los productos de la acidogénesis, que la biomasa metanogénica transformará en metano y dióxido de carbono, parte del cual se genera también en el paso anterior. Acidogénesis y metanogénesis tienen lugar según cinéticas de tipo Monod.

En PITTLEACH Al-Yousfi y Pohland (1998) suponen una hidrólisis de primer orden respecto a la materia rápidamente biodegradable y de orden mitad respecto a la lentamente biodegradable. Tanto la acidogénesis como la metanogénesis siguen modelos de Monod con inhibición, ambas afectadas por una función del pH.

Buscando simplificar la obtención de parámetros característicos, Zacharof y Butler (2001) modelan la hidrólisis que transforma los carbohidratos en azúcares y alcoholes, los lípidos en ácidos grasos y glicerol y las proteínas en aminoácidos con velocidades de tipo exponencial. De esta misma clase son las velocidades de conversión de los productos mencionados en ácido acético primero y metano después.

La inclusión de más etapas en el modelo permite considerar más detalladamente distintas rutas metabólicas para cada compuesto. Haarstric *et al.* (2001) muestran que tanto el residuo fácilmente biodegradable como el lentamente biodegradable, que identifican con celulosa y lignina respectivamente, generan glucosa en su hidrólisis. Este compuesto genera ácido acético como representante de los productos intermedios y dióxido de carbono e hidrógeno que, junto con el acético, darán lugar a la metanogénesis. Todas las transformaciones siguen cinéticas de tipo Monod.

Considerando también cinéticas de Monod, en las que interviene la biomasa, Shelley *et al.* (2001) consideran 19 posibles transformaciones en el proceso de degradación del residuo, especificando la fórmula de cada compuesto origen y producto salvo en la hidrólisis inicial. Swarbric y Lethlean (2001) parten también de una tasa de liberación de glucosa, único parámetro empírico de su modelo “termodinámico” que junto con la velocidad de retirada del gas condiciona la velocidad de los procesos. Para modelizar la degradación de los carbohidratos proponen 14 ecuaciones de degradación de compuestos químicos que se resuelven estableciendo el equilibrio químico termodinámico en cada paso de tiempo.

Young (1995) incluye ocho reacciones de degradación que corresponden a cuatro etapas de descomposición, según los compuestos implicados. Bajo el nombre “descomposición primaria” se agrupan las distintas vías de fermentación, hidrólisis y

glicólisis, que tienen lugar según cinéticas de primer orden de tasa variable con el pH, la humedad y la temperatura. La “degradación secundaria” comprende la acidogénesis a partir de azúcares y alcoholes provenientes de los carbohidratos y la acetogénesis de los ácidos grasos. Ambas se desarrollan a una velocidad proporcional a la presencia del reactivo en cada caso, estando la acetogénesis afectada por un factor de control de la sintrofia en el sistema que depende de la concentración de hidrógeno, acetato y ácidos grasos. Finalmente define dos vías de metanogénesis, la hidrogenotrófica y la acetofílica, ambas representadas por leyes de Monod afectadas por términos de pH y temperatura.

2.3.3.3. Velocidad de degradación del residuo

Determinar una cinética general de degradación de sustancias complejas presenta gran dificultad, sobre todo cuando se trata de sustratos tan heterogéneos como el residuo urbano. Las experiencias realizadas con este objetivo no son pocas, pero no siempre coinciden en las condiciones experimentales (sustrato, condiciones ambientales, etc.) o en las expresiones matemáticas que se toman de referencia, y por ello es difícil extrapolar conclusiones de unos estudios a otros.

La información publicada sobre velocidad de descomposición de residuos sólidos en el vertedero o aparición de los productos de la misma puede clasificarse en tres grupos: recopilaciones de datos sobre emisiones en vertederos, experimentos con o sin ajuste posterior de leyes cinéticas y calibración teórica de modelos.

1. Recopilaciones de datos sobre emisiones en vertederos.

Existen varios estudios en todo el mundo sobre la evolución del biogás emitido o la contaminación del lixiviado a lo largo del tiempo en distintos vertederos de residuos urbanos. La Tabla 2.8 reúne alguno de sus resultados. En ellos se extraen conclusiones de tipo “global” sobre la vida media de las emisiones, tiempo necesario para la estabilización del vertedero. El problema de estos datos es que difícilmente se concretan las condiciones específicas que se dan en cada instalación estudiada.

Tabla 2.8. Tasas de producción de biogás por descomposición de residuos sólidos urbanos publicadas por varios autores.

REFERENCIA	GENERACIÓN TOTAL	TASA MÁXIMA (MEDIDA EN UN DÍA)	TASA MEDIA	COMENTARIO
Barlaz <i>et al.</i> (1989b)	Hasta 152 LCH ₄ /kgMS	1000 LCH ₄ /kgMS/año	-	Residuo triturado, en laboratorio, con recirculación y neutralización de lixiviado
Barlaz <i>et al.</i> (1990)	-	127 – 343 LCH ₄ /kgMS/año	10 – 40 Lgas/kgMS/año	Residuo triturado, en laboratorio, con recirculación
Pohland <i>et al.</i> (1980)	7'1 Lgas/KgMS 3'7 LCH ₄ /KgMS	47 Lgas/kgMS/año (57% CH ₄)	16 Lgas/kgMS/año	Residuo triturado, en celdas experimentales, con recirculación de lixiviado
Ehrig y Kruempelbeck (2001)	185 Lgas/kgMS (vida media 3'5 a 6 años)	17 – 45 Lgas/kgMS/año 1'32 Lgas/kgMS/año a los 15 – 20 años	-	Recopilación en vertederos alemanes
Elaboración propia a partir de Martín (1997)	100 – 170 Lgas/kgMS	-	-	-

Entre estos estudios destacan los trabajos publicados por Stegmann y Ehrig (1989) y Ehrig y Kruempelbeck (2001) sobre varios vertederos alemanes. Stegmann y Ehrig estudiaron la relación lluvia/lixiviado y la calidad del mismo (DQO, DBO, nitrógeno y cloruros) a lo largo del tiempo. En la publicación referida recopilan datos de estudios anteriores y establecen rangos esperables de variación de la concentración de distintos contaminantes en el lixiviado. A partir de los datos reunidos proponen leyes para predecir las emisiones de nitrógeno orgánico, cloro y DQO a largo plazo.

Ehrig y Kruempelbeck (2001) estudian la contaminación producida en el período postclausura. En su estudio llegan a acotar el valor de las concentraciones de DQO, AOX, NH₄, Zn, y producción específica de gas en el tiempo (Tabla 2.8), una vez cerrado el vertedero.

2. Experimentos.

La literatura sobre experimentación y modelización de la digestión de residuos sólidos es bastante amplia, en contraste con la referida a la degradación del residuo en vertedero.

Henze y Harremoes (1983) recopilaron valores encontrados hasta entonces para las constantes cinéticas de crecimiento de bacterias acidogénicas y metanogénicas en la digestión anaerobia. Sus tablas han servido como referencia en muchos trabajos de modelización de la biodegradación en el vertedero. Recientemente García-Heras (2002) ha publicado los rangos en que se encuentran las constantes descritas por otros autores, que aquí se muestran en la Tabla 2.9 y Tabla 2.10. Se observan intervalos muy dilatados de variación de los parámetros cinéticos, pero estos rangos incluso se amplían al trasladar las cinéticas al vertedero.

Tabla 2.9. Constantes de hidrólisis de primer orden para distintos compuestos. (García-Heras, 2002)

Tipo de compuesto	k_H (d⁻¹)
Carbohidratos	0'5 – 2
Lípidos	0'1 – 0'7
Proteínas	0'25 – 0'8

Tabla 2.10. Constantes cinéticas de Monod para distintos procesos en la digestión anaerobia de residuos urbanos (García-Heras, 2002).

Parámetro	Fermentación monómeros	Acetogénesis		Metanogénesis	
		Ácidos cadena larga	Ácidos cadena corta	Acetoclástica	Hidrogenotróf.
μ_{\max} (d ⁻¹)	3 - 9	0'1 - 0'5	0'3 - 1'3	0'1 - 0'4	1 - 4
K_{\max} (gDQO/gDQO/d)	24 - 120	2 - 20	5 - 20	2 - 7	25 - 35
K_s (mgDQO/L)	300 - 1400	100 - 4000	100 - 4000	50 - 600	0'01 - 0'1
Y (gSSV/gDQO)	0'1 - 0'06	0'04 - 0'1	0'02 - 0'07	0'02 - 0'05	0'04 - 0'1
Kd (d-1)	0'02 - 0'3	0'01	0'01 - 0'04	0'02 - 0'04	0'01 - 0'04

Entre las experiencias sobre degradación de residuos en condiciones de vertedero (distintas a las de reactor de biometanización en laboratorio) destacan, de cara a la obtención de valores paramétricos, las descritas en Pohland (1980), Williams *et al.* (1987), Barlaz *et al.* (1989a y 1989b), Lee *et al.* (1993) y El-Fadel *et al.* (1997).

Pohland (1980) realizó un estudio sobre la degradación de residuo urbano triturado mediante el seguimiento de dos celdas experimentales de 3 x 3 x 3 m³ aproximadamente. Pohland (1980) presenta la evolución de las concentraciones de contaminantes (DQO y cloruros) en el lixiviado y la producción y composición del biogás generado, en condiciones de recirculación del lixiviado. En la Tabla 2.8 se muestran las tasas de generación de gas obtenidas. A partir de estos datos experimentales presenta junto con otros autores en Pohland *et al.* (1985) las curvas sobre la evolución del pH, DQO, concentración de ácidos volátiles, producción y composición del gas comentadas en este capítulo, que han sido luego extrapoladas como representativas de los cambios cualitativos en el lixiviado y biogás durante la estabilización del vertedero, como proponían los autores del trabajo. En el mismo se enuncian también las conocidas cinco fases en el ciclo de vida del vertedero (“ajuste inicial”, “transición”, “fase ácida”, “metanogénica” y “de maduración”).

Williams *et al.* (1987) ajustan un modelo de reactores en serie con degradación anaerobia en tres etapas a datos experimentales de laboratorio obtenidos por otros autores en columnas con y sin recirculación del lixiviado. En el trabajo presentan los resultados de cuatro calibraciones: una teniendo en cuenta todas las series de datos (“global”, en la Tabla 2.11 y Tabla 2.12 “G”), otra sólo considerando la experiencia sin

recirculación (“SR”) y dos en condiciones de recirculación (“R”). Los autores destacan de sus resultados el valor de la constante de hidrólisis, muy por debajo de lo publicado hasta entonces, pero también muy influenciado por la cantidad de sustrato biodegradable supuesto como condición inicial, cuyo valor real no es fácil de determinar.

Barlaz *et al.* (1989b) estudiaron la descomposición de residuo urbano triturado en condiciones de laboratorio con y sin recirculación y neutralización. Barlaz *et al.* (1989a) realizan un balance de masas de los compuestos orgánicos que forman el residuo y sus productos de degradación. Presentan datos sobre la contaminación del lixiviado en el tiempo y llegan a determinar la potencial producción de metano del residuo estudiado (Tabla 2.8). Barlaz *et al.* (1989b y 1992) caracterizan la biomasa presente en el sistema experimental.

Estos mismos autores, Barlaz *et al.* (1990), revisan la literatura existente hasta entonces sobre producción de metano a partir de residuos urbanos. En este artículo abordan los procesos microbiológicos en el vertedero y los efectos de las condiciones ambientales sobre los mismos, para repasar finalmente distintos métodos para evaluar el grado de descomposición en que se encuentra el residuo y la tasa de producción de metano en vertederos (rango mostrado en la Tabla 2.8).

Lee *et al.* (1993) desarrollan una experimentación con muestras obtenidas en tres vertederos de Corea en la que observan la pérdida de masa biodegradable y la producción y composición del biogás, además de variables de otro tipo en las masas sometidas al paso de agua como en condiciones de vertido. Para análisis de los datos desarrollan un modelo hidráulico – biológico que incluye tres etapas de degradación. Basados en la información de Williams *et al.* (1987) llegan a los valores de calibración que se muestran en la Tabla 2.11 y Tabla 2.12.

El-Fadel *et al.* (1996b, 1996c y 1996d) desarrollan su modelo de generación y transporte de gas y calor en vertederos y lo aplican al vertedero experimental de Mountain View, del que poseen datos previos. Luego realizan un análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo, variando sus valores a partir de los “básicos” que son los recogidos en la Tabla 2.11 y Tabla 2.12.

Tabla 2.11. Valores cinéticos obtenidos en calibración de modelos de degradación del residuo en vertedero: etapas de hidrólisis (primer orden) y acidogénesis (Monod).

Referencia / Parámetro	Williams <i>et al.</i> (1987)	Lee <i>et al.</i> (1993)	Young (1995) ⁽¹⁾	El-Fadel <i>et al.</i> (1996b) ⁽¹⁾	McDougall y Philp (2001)	Shelley <i>et al.</i> (2001)	Haarstric <i>et al.</i> (2001)
Hidrólisis							
$k_H(d^{-1})$	0'0001 (G), 0'0008 (SR), 0'0005 (R)	0'0008	0'00274 (RB), 0'000548 (MB), 0'00000113 (LB)	0'00002 (RB), 0'000003 (MB), 0'0000006 (LB)	-	-	1 (RB), 0'075 (LB)
Acidogénicos							
$\mu_{max} (d^{-1})$	3'2 (G y SR), 3'5 (R)	-	-	0'5	-	0'5	2
K_S (mgDQO/L)	200	4500	-	0'05	-	1	0'025
Y (gSSV/gDQO)	1'0 (G y SR), 0'5 (R)	0'14	-	0'9	-	0'1	0'05
$K_d (d^{-1})$	0'5 (G y SR), 1'0 (R)	0'1	-	0'05	-	0'5	-

G: global; SR: sin recirculación; R: con recirculación.

RB: rápidamente biodegradable; MB: moderadamente biodegradable; LB: lentamente biodegradable.

(1) En condiciones óptimas de degradación (pH y T).

(2) Expresado en gC/gC

Tabla 2.12. Valores cinéticos obtenidos en calibración de modelos de degradación del residuo en vertedero: etapa de metanogénesis.

Referencia / Parámetro	Williams <i>et al.</i> (1987)	Lee <i>et al.</i> (1993)	Young (1995) ⁽¹⁾	El-Fadel <i>et al.</i> (1996b) ⁽¹⁾	McDougall y Philp (2001)	Shelley <i>et al.</i> (2001)	Haarstric <i>et al.</i> (2001)
μ_{\max} (d ⁻¹)	1'9 (G), 1'5 (SR y R)	-	1'86 (AC), 8 (H)	0'25	0'02	0'5	0'4
K _s (mgDQO/L)	500	10000	172 – 869 (AC), 0'005 (H)	0'6	4000	1	0'6 (AC), 0'00062 (H)
Y (gSSV/gDQO)	0'02 (G), 0'028 (SR), 0'03 (R)	0'039	0'3	0'6 – 0'7 ⁽²⁾	0'002	0'1	0'005
K _d (d ⁻¹)	0'02	0'022	0'022	0'005	0'2	0'5	

G: global; SR: sin recirculación; R: con recirculación.

AC: metanogénesis acetoclástica; H: metanogénesis hidrogenotrófica.

(1) En condiciones óptimas de degradación (pH y T).

(2) Expresado en gC/gC

3. Calibración teórica de modelos.

En el desarrollo de modelos de la degradación de los residuos en el vertedero, para demostrar su potencial aplicabilidad, se realizan series de simulaciones de algún caso teórico variando el valor de los parámetros hasta obtener resultados “razonables”. Como resultado se obtienen valores paramétricos que pueden resultar de utilidad no sólo en la aplicación de cada modelo sino en el desarrollo de otros con expresiones similares. En la Tabla 2.11 y Tabla 2.12 se han reunido los valores cinéticos propuestos en varios de los modelos de biodegradación en el vertedero revisados en otro apartado de este documento. Algunos de los modelos revisados no incluyen todas las etapas referidas en la tabla o la representan mediante otra formulación matemática, y por eso no se muestran sus valores.

Los valores presentados en estas tablas no son directamente comparables al contrastar los resultados de distintos modelos, pues quedan unas variables cruciales por valorar. En los modelo tipo Monod (ver Tabla 2.13) la velocidad de desaparición del sustrato depende no sólo de la cantidad de éste que quede en el medio, como en las leyes de primer orden, sino también de la biomasa.

Tabla 2.13. Modelo de Monod del crecimiento de la biomasa por consumo de sustrato.

$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu}{Y} \cdot \frac{S}{S + K_s} \cdot X \tag{2.25}$	(2.25)
$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot \frac{S}{S + K_s} \cdot X - k_d \cdot X \tag{2.26}$	(2.26)
<p>S: concentración de sustrato X: concentración de biomasa t: tiempo μ: tasa máxima específica de crecimiento de la biomasa Y: coeficiente de producción de biomasa a partir de sustrato Ks: constante de semisaturación de la biomasa X con el sustrato S Kd: tasa específica de muerte de la biomasa</p>	

Si la cantidad de sustrato es mucho menor que la constante de semisaturación de la biomasa con ese sustrato (2.25) puede simplificarse a (2.27), donde el consumo es proporcional al sustrato remanente y también función de la biomasa.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu}{Y} \cdot \frac{S}{K_s} \cdot X \quad (2.27)$$

Aplicar estas leyes en vertederos hace que además de acotar sus parámetros y cuantificar el sustrato sea necesario estimar la biomasa activa en el fenómeno representado. Se han realizado estudios de determinación en campo de la biomasa presente, como los de Barlaz *et al.* (1989b y 1992), pero en las aplicaciones de modelos matemáticos las concentraciones iniciales de cada tipo de biomasa son parámetros de calibración que se hacen variar para ajustar los resultados. Por eso resultan valores tan dispares entre distintos autores: para Lee *et al.* (2001) y Haarstric *et al.* (2001) las concentraciones de biomasa varían en un rango de 0 a 9000 mg/L, mientras que en Young (1995) y Lee *et al.* (1993) se mantienen del orden de 20 – 25 mg/L y para El-Fadel *et al.* (1996c) entre 0'1 y 0'5 mg/L.

Para dar muestra de esta variabilidad y de su influencia en la velocidad de consumo de los distintos compuestos orgánicos se exponen en la Tabla 2.14 las k “de primer orden” calculadas a partir de los valores paramétricos publicados por varios autores. Estas “k de primer orden” se obtienen con expresión (2.28) y van acompañadas en la tabla, cuando procede, de las velocidades de reacción máxima (las “μ” de Monod), entre paréntesis.

$$k \text{ "de primer orden"} = \frac{\mu}{Y} \cdot \frac{X}{K_s} \quad (2.28)$$

Puesto que X es variable en el tiempo, en los cálculos se tomaron las concentraciones medias obtenidas por cada autor.

2.3.3.4. Modelización de los factores que influyen en la degradación

Los distintos modelos de degradación en el vertedero han ido incorporando el efecto de las variables condicionantes de los procesos mediante factores aplicados a las tasas máximas. Se han modelizado en concreto la influencia de la humedad (Young, 1995; McDougall y Philp, 2001; Williams *et al.*, 1987), temperatura, pH (Young, 1995; Al Yousfi *et al.*, 1998; Haarstric *et al.*, 2001), los propios productos de la hidrólisis (Lee *et al.*, 1983; Straub y Lynch, 1982; McDougall y Philp, 2001; Haarstric *et al.*, 2001) y estructura del residuo en la hidrólisis (Lee *et al.*, 1983; McDougall y Philp, 2001), y de la temperatura y pH en la metanización (Young, 1995; El-Fadel, 1996a; Haarstric *et al.*, 2001).

Tabla 2.14. Valores de las tasas de degradación del residuo resultantes de la calibración de modelos de otros autores (*).

REFERENCIA	LIBERACIÓN DEL SÓLIDO - HIDRÓLISIS	ACIDO-ACETOGÉNESIS	GASIFICACIÓN - METANOGÉNESIS
Lee <i>et al.</i> 1993	0'0008	No especificadas (basadas en Williams <i>et al.</i> , 1988)	
El-Fadel <i>et al.</i> (1996c y 1996b) ⁽¹⁾	Rápida: 0'006 – 0'000002 Media: 0'001 – 0'0000003 Lenta: 0'0002 – 0'0000006	0'0002 – 0'003 (0'25 – 1)	0'00007 – 0'001 (0'125 – 0'5)
Manna <i>et al.</i> (1999)	Rápida: 0'00063 – 0'00189 Lenta: 0'00008 – 0'00016	Sólo una etapa	
Young, 1995	Rápida: 0'00274 Media: 0'000548 Lenta: 0'00000113	0'6912 (Acidogénesis) 0'0024 (Acetogénesis)	0'6 (8) (Acetoclástica) 9300 (1'86) (Hidrogenofílica)
Zacharof y Butler, 2001	0'0027 - 0'0055	No equiparables a Monod ni primer orden	
Haarstric <i>et al.</i> , 2001	Rápida: 35 – 250 (0'7 – 2) Lenta: 2'5 – 12'5 (0'05 – 0'10)	80 – 1196 (1 – 3)	3'5 – 5'8 (0'3 – 0'5)
Lee <i>et al.</i> , 2001	0'00375 – 0'002	Dos etapas	0'816 (4'078)

* Entre paréntesis las tasas máximas de Monod publicadas.

(1) Calculados con los parámetros empleados en el análisis de sensibilidad (El-Fadel *et al.*, 1996d) y la concentración de biomasa media resultante de la aplicación (El-Fadel *et al.*, 1996c).

Para incorporar el efecto de pH en la degradación se simula el equilibrio químico entre especies ácidas y básicas, incorporando también el equilibrio carbónico. Así lo hacen Young (1995), El-Fadel *et al.* (1996), Al Yousfi *et al.* (1998) y Haarstric *et al.* (2001). Young (1995) plantea el equilibrio de cargas considerando los ácidos presentes en el agua y carbonato sódico que se va disolviendo con una tasa exponencial decreciente y carbonato cálcico cuyo equilibrio de precipitación depende del pH. Tras simulación de un caso ideal el autor concluye que es necesaria mayor investigación sobre la forma de liberación de los cationes metálicos y también sobre la presencia de Na, K y Ca como reguladores del pH. El Fadel *et al.* (1996) simula un sistema líquido-gaseoso en equilibrio respecto a la presión parcial del CO₂ y una fase sólida de CaCO₃. Toman el acético como representante de todos los ácidos y, por otro lado, desarrollan un modelo de transporte de gases que influirá en la presencia de CO₂ en el equilibrio. En los resultados de simulación de una instalación real observan que el efecto del transporte de los gases apenas tiene significación y que el pH se mantiene en valores óptimos para los microorganismos, por lo que no sería necesaria su simulación. En su modelo "PITTLEACH" Al Yousfi *et al.* (1998) introducen un módulo químico para predecir el pH en el que se consideran los equilibrios del acetato, carbonato, amonio, fosfato y sulfhídrico. Simulando experiencias piloto obtiene curvas que "muestran credibilidad" en la simulación del pH conseguida. En el modelo de Haarstric *et al.* (2001) aparecen los ácidos grasos, carbonatos, fosfatos, sulfhídrico, amonio y agua, y se considera también el equilibrio con el CO₂ gaseoso. En una simulación teórica obtienen un aire "aceptable" en la curva de evolución del pH del líquido, pero consideran necesario "afinar" el modelo en cuanto a los ácidos y bases considerados.

La influencia de la humedad en la biodegradación del residuo sólido siempre se ha estudiado a través de expresiones lineales. Williams *et al.* (1987) proponen una tasa de hidrólisis directamente proporcional al contenido de humedad del residuo.

Young (1995) incluye en su modelo un factor $\frac{\Phi}{\Phi_{\max}}$ que expresa la humedad en relación a la de saturación. McDougall y Philp (2001) introducen la humedad efectiva con el factor F_{humedad} (2.29) (θ es humedad, R y S residual y de saturación respectivamente).

$$F_{\text{humedad}} = \frac{\theta - \theta_R}{\theta_S - \theta_R} \quad (2.29)$$

En Young (1995) se plantea la influencia de pH, humedad y temperatura en las velocidades de degradación con un factor multiplicador de las tasas máximas. Tras la aplicación teórica del modelo el autor concluye que la influencia de la degradación anaerobia en la temperatura del vertedero, al menos en las etapas de metanización, es muy pequeña, lo que aconseja desprestigiar el efecto de la temperatura en el modelo biológico. El-Fadel *et al.* (1996a) también concluyen, por aplicación del modelo que proponen, que la temperatura tienen mayor efecto al comienzo de sus simulaciones, pero en plazos mayores su influencia es mínima.

2.4. REFERENCIAS

- ADANI, F.; CALCATERRA, E. y MALAGUTTI, L. (2001). "Preparation of a test for estimating biogas production from pretreated urban waste". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001. CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 571-578.
- AL-YOUSFI, B. A. y POHLAND, F. G. (1998). "Strategies for simulation, design and management of solid wastes disposal sites as landfills bioreactors". Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, 2(1), pp.13 – 21.
- BARINA, G.; BUDKA, A.; GISBERT, T.; GUYONNET, D.; PUGLIERIN y CIRINO, N. (2001). "Identification and assessment of leachate recirculation effects at real-scale landfill". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 95 – 104.
- BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. y SCHAEFER, D. M. (1989a). "Mass balance analysis of anaerobically decomposed refuse". Journal of Environmental Engineering, 115(6), pp. 1088-1102.
- BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M. y HAM, R. K. (1989b). "Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill". Applied and environmental microbiology, 55(1), pp. 55-65.
- BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. y SCHAEFER, D. M. (1990). "Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics". Critical Reviews in Environmental Control, 19(6), pp.557-584.
- BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. y SCHAEFER, D. M. (1992). "Microbial, chemical and methane production characteristics of anaerobically decomposed refuse with and without leachate recycling". Waste Management & Research, 10, pp. 257 – 267.
- BARLAZ, M. A.; ELEAZER, W. E.; ODLE, W. S.; QIAN, X. y WANG, Y. S. (1997). "Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills". EPA/600/SR-97/071, Environmental Protection Agency, Estados Unidos.

- BENGTSSON, L.; BENDZ, D.; HOGLAND, W.; ROSQVIST, H. y AKESSON, M. (1994). "Water balance for landfills of different age". *Journal of Hydrology*, 158, pp. 203-217.
- BERTANZA, G.; CAVALLARI, S.; COLLIVIGNARELLI, C. y AVANZI, P. (2001). "Characterization of waste extracted from MSW landfills: correlation between waste stabilization and characteristics of landfill emissions". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 179 – 188.
- BLEIKER, D. E.; McBEAN, E. y FARQUHAR, G. (1993). "Refuse sampling and permeability testing at the Brock West and Keele Valley Landfill". Actas del congreso "16th International Madison Waste Conference", 22 – 23 de septiembre de 1993, University of Wisconsin-Madison, Estados Unidos. pp. 548 – 567.
- BLEIKER, D.; FAQUHAR, G y McBEAN, E. (1995). "Landfill settlement and impact on site capacity and refuse conductivity". *Waste management and research*, 13, pp. 533-554.
- BONORI, B.; PASQUALI, G. y BERGONZONI, M. (2001). "Landfill gas production valued with a mathematical method". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 443 – 450.
- BRISTOW, K. L. y WILLIAMS, J. (1987). "Sensitivity and simulated infiltration to changes in soil properties". En *Infiltration development and application*. Y. S. Fok (ed). University of Hawaii, Honolulu, Hawaii, Estados Unidos, pp. 55 – 564.
- BUTLER, A. P.; ZACHAROF, A. I. y SOLLARS, J. (1999). "A stochastic flow and transport model for landfill leachate production". Actas del congreso "Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium". 4 – 8 octubre de 1999, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 25 – 32.
- CAMPBELL, G. S. (1974). "A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data". *Soil Science*, 117 (6), pp 311-314.
- CAMPBELL, J. V. (1983). "Understanding water balance in landfill sites". *Wastes management*, Noviembre 1983, pp. 594 – 605.
- COSANDEY, C. y ROBINSON, M. (2000). *Hydrologie continentale*. Armand Colin, Paris.
- COSSU, R.; LARAIA, R.; ADANI, F. y RAGA, R. (2001): "Test methods for the characterization of the biological stability of pretreated municipal solid waste in compliance with EU Directive". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 545 – 554.

- DEMETRACOPOULOS, A. y KORFIATIS, G. (1984). "Design considerations for landfill bottom collection systems". *Civil engineering for practicing and design engineers*, 3 (10), pp. 967 – 984.
- DEMETRACOPOULOS, A. C.; SEHAYEC, L. y ERDOGAN, H. (1986). "Modeling leachate production from municipal landfills". *Journal of Environmental Engineering*, 112(5), pp. 849-866.
- DEMETRACOPOULOS, A. C. (1988). "Overview of landfill bottom liner hydraulics". *Water Resources Bulletin*, 24 (1), pp. 49 – 56.
- DEMIREKLER, E.; ROWE, R. K. y UNLU, K. (1999). "Modeling leachate production from municipal solid waste landfills". *Actas del congreso "Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium"*. 4 – 8 de octubre de 1999, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 17 – 24.
- EHRIG, H. J. y KRUEMPELBECK, I. (2001). "The emission behaviour of old landfills in the aftercare phase" *Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium"*. 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 313 – 323.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1996a). "Temperature effects in modelling solid waste biodegradation". *Environmental Technology*, 17, pp. 915-935.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1996b). "Transport of gas and heat in sanitary landfills I. Model Formulation." *Waste Management and Research*, 14(6), pp. 483 - 504.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1996c). "Transport of gas and heat in sanitary landfills II. Model Application". *Waste Management and Research*, 14(6), pp. 537-551.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1996d). "Transport of gas and heat in sanitary landfills III. Sensitivity analysis". *Waste Management and Research*. 15, pp. 87 - 102.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1997a). "Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills". *Environmental Technology*, 18, pp. 669-686.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1997b). "Gas simulation models for Solid Waste Landfills". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 27(3), pp. 237-283.
- FARQUHAR, G. J. y ROVERS, F. A. (1973). "Gas production during refuse decomposition". *Water, Air and Soil Pollution*, 2(4), pp. 483 - 495.
- FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1979). "Numerical simulation of gas flow in Sanitary Landfills". *Journal of the environmental engineering division*, 105, pp. 927-945.

- GARCÍA-HERAS, J. L. (2002). "Reactor sizing, process kinetics and modelling of anaerobic digestion of complex wastes". En J. Mata- Alvarez (ed.) *Biomethanization of Organic Fraction Solid Wastes*. IWA Publishing. Cornwall, Gran Bretaña.
- GIROUD, J. P. y BONAPARTE, R. (1989). "Leakage Through liners constructed with geomembrane liners I, II y nota técnica". *Geotextiles and geomembranes* 8(1), pp.27-67, 8(2), pp.71-111, 8(4), pp.337-340.
- GUJER, W. y ZHENDER, A. J. B. (1983). "Conversion processes in anaerobic digestion". *Water Science and Technology*, 15, pp.127-167.
- GUYONNET, D.; DIDIER-GUELORGET, B.; PROVOST, G. y FEUILLET, C. (1998). « Accounting for water storage effects in landfill leachate modelling". *Waste Management and Research*, 16(3), pp. 285-295.
- HAARSTRICK, A.; HEMPEL, D. C.; OSTERMANN, L.; AHRENS, H.; DINKLER, D. (2001). "Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills". *Waste Management and Research*, 19, pp. 320-331.
- HALVADAKIS, C. P. (1983). *Methanogenesis in solid-waste landfill bioreactors*. Tesis doctoral en el Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Stanford, Stanford, C.A., Estados Unidos.
- HANEL, J.; DINKLER, D. y AHRENS, H. (2001). "Coupled processes of waste degradation, gas and leachate transport in municipal landfills". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 129 – 138.
- HARRIES, C. R.; CROSS, C. J. y SMITH, R. (2001a). "Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. Vol. I, pp. 579 – 588.
- HARRIES, C. R.; CROSS, C. J. y SMITH, R. (2001b). "Application of Biochemical Methane potential (BMP) testing to the study of MSW decomposition in a municipal waste lysimeter". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. Vol. I, pp. 589 – 598.
- HEERENKLAGE, J. y STEGMANN, R. (2001): "comparison of test systems for the determination of the gas potential from waste". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. Vol. I, pp. 563 – 570.
- HENZE, M. y HARREMOES, P. (1983). "Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors- a literature review". *Water Science and Technology*, 15, pp.1-101.
- HOLMES, R. (1980). "The water balance method of estimating leachate production from landfill sites". *Solid wastes*, LXX (1), pp. 20 – 30.

- HUBER, W. C. y DICKINSON, R. E. (1988). *Storm water management model, version 4*. Environmental Protection Agency, Estados Unidos.
- HUITRIC, R. L.; RAKSIT, S. y HAUG, R. T. (1980). *Moisture retention of landfilled solid waste*. County Sanitation Districts of Los Angeles County, Los Angeles, Estados Unidos.
- JANG, Y. S. (2000). "Analysis of flow behaviour in a landfill with cover soil of low conductivity". *Environmental geology*, 39, pp. 292 – 298.
- KODA, E. y ZAKOWICZ S. (1999). "Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill". En *Environmental Geotechnics*, Sêco e Pinto Ed., Balkema, Rotterdam, Holanda.
- KORFIATIS, G. P.; DEMETRACOPOULOS, A. C.; BOURODIMOS, E. y NAWY, E. G. (1984). "Moisture transport in a solid waste column". *Journal of Environmental Engineering*, 110 (4), pp.780 - 796.
- KORFIATIS, G. P. y DEMETRACOPOULOS, A. C. (1986). "Flow characteristics of landfill leachate collection systems and liners". *Journal of environmental engineering*, 112(3), pp. 538 – 550.
- LANDVA, A. O. y CLARK, J. I. (1990). "Geotechnics of waste fills". En *Geotechnics of waste fills – Theory and practice*. ASTM STP N°1070, Filadelfia, Estados Unidos.
- LANDVA, A. O.; PELKEY, S. G. y VALSANGKAR, A. J. (1998). "Coefficient of permeability of municipal refuse". En *Environmental Geotechnics*, Sêco e Pinto Ed., Balkema, Rotterdam, Holanda.
- LAQUIDARA, M. J.; LEUSCHNER, A. P. y WISE D. L. (1986). "Procedure for determining potential gas quantities in an existing sanitary landfill". *Water Science and Research*, 18(12), pp. 151 – 162.
- LEE, J. J.; JUNG, I. H.; LEE, W. B. y KIM, J. O. (1993). "Computer and experimental simulations of the production of methane gas from municipal solid waste". *Water Science and Technology*, 27(2), pp 225-234.
- LEE, K.; SUK H.; CHOI, S.; LEE, C. H. y CHUNG, S. (2001). "Numerical evaluation of landfill stabilization by leachate circulation". *Journal of Environmental Engineering*, 127(6), pp. 555-563.
- LOBO, A.; HERRERO, J.; MONTERO, O.; FANTELLI, M. y TEJERO, I. (2002a). "Modeling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfills (Part 1: Hydrology)". *Waste Management and Research*, 20(2), pp. 198 – 210.
- LOBO, A.; HERRERO, J.; MONTERO, O.; FANTELLI, M. y TEJERO, I. (2002b). "Modeling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfills (Part 2: Biodegradation)". *Waste Management and Research*, 20(6), pp. 514 – 528.
- MANNA, L.; ZANNETTI, M. C. y GENON, G. (1999). "Modeling biogas production at landfill site". *Resources, conservation and recycling*, 26, pp. 1 –14.

- McDOUGALL, J. R. y PHILP, J. C. (2001). "Parametric study of landfill biodegradation modelling: methanogenesis and initial conditions". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 79 –88.
- MANASSERO, M; VAN IMPE, W. F. y BOUAZZA, A. (1997). "Waste disposal and containment". En *Environmental Geotechnics*. Kamon (ed) Rotterdam, Holanda.
- MARTÍN, Santiago (1997). *Producción y recuperación del biogás en vertederos controlados de Residuos Sólidos Urbanos: análisis de variables y modelización*. Tesis Doctoral Dpto. Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente de Universidad de Oviedo. Gijón, 1997.
- MARTIN, D. J. y POTTS, L. G. A. (2001). "A micro-reactor model of solid-state digestion". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 140 – 148.
- MOORE, C. (1983). *Landfill and surface impoundment performance evaluation*. EPA/SW-869, Environmental Protection Agency, Washington DC, Estados Unidos.
- McBEAN, E. A.; POHLAND, R.; ROVERS, F. y CRUTCHER, A. (1982). "Leachate collection design for containment landfills". *Journal of the environmental engineering division, ASCE*, 108, pp. 204 – 209.
- McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A. y FARQUHAR, G. J. (1995). *Solid waste landfill engineering and design*. Prentice Hall PTR, New Jersey.
- McENROE, B. (1989). "Drainage of landfill covers and bottom liners: Unsteady Case". *Journal of Environmental Engineering*, 115(6), pp. 1103-1113.
- OWEIS, I. S.; SMITH D. A.; ELLWOOD, R. B. y GREENE, D. S. (1990). "Hydraulic Characteristics of Municipal Refuse". *Journal of Geotechnical Engineering*, 116(4), pp. 539 – 553.
- OWENS, J. M. y CHYNOWETH, D. P. (1993). "Biochemical methane potential of municipal solid waste (MSW) components". *Water Science and Technology*, 27(2), pp. 1-14.
- PARKER, A. (1983) "Capítulo 7. Behaviour of wastes in landfill-leachate. Capítulo 8. Behaviour of wastes in landfill-methane generation". En J.R. Holmes (ed.): *Practical Waste Management*, John Willey & Sons, Chichester, Inglaterra.
- PENMAN, H. L. (1963). "Vegetation and hydrology". Comentario técnico Nº 53. Commonwealth Bureau of Soils, Harpenden, Gran Bretaña.
- PERRIER E. R. y GIBSON, A. C. (1980). *Hydrologic simulation on solid wastes disposal sites (HSSWDS)*. EPA/SW-868.US. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, Estados Unidos.

- POHLAND, F. G. (1980). "Leachate recycle as landfill management option". *Journal of the Environmental Engineering Division*, 106(E6), pp 1057 – 1069.
- POHLAND, F. G. (1987). *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills*. EPA/600/S2-86/073, Hazardous waste engineering research laboratory, Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, Estados Unidos.
- POHLAND, F. G. (1991). "Fundamental principles and management strategies for landfill codisposal practices". *Actas del congreso "Sardinia 1991. Third International Landfill Symposium"*. 14 – 18 de octubre de 1991, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 1445 – 1460.
- POHLAND, F. G. y AL-YOUSFI, B. (1995). "Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production". *Water Science and Technology*, 30(2) pp. 117-124.
- POWRIE W. y BEAVEN, R. P. (1999). "Hydraulic properties of household waste and implications for landfills". *Actas del congreso "Geotechnical Engineering"*. Institution of Civil Engineers, 137, pp. 235 – 247.
- RITCHIE, J. T. (1972). "A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover". *Water Resources Research*, 8(5), pp. 1204 – 1213.
- ROWE, R. K. y NADARAJAH, P. (1996). "Estimating leachate drawdown due to pumping wells in landfills". *Canadian Geotechnical Journal*, 33(1), pp.1-10.
- ROGOWSKI, A. S. (1971). "Watershed physics: model of the soil moisture characteristics". *Water Resources Research*, 7(6), pp. 1575 – 1582.
- SCHROEDER, P. R.; DOZIER, TAMSEN S.; ZAPPI, P. A.; MCENROE, B. M.; SJOSTROM, J. W. y PEYTON, R. L. (1994). *The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3*. EPA/600/r-94/168b. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, Estados Unidos.
- SHELLEY, M. L.; NIXON, W. B.; BLECKMANN, C. A.; COLDORN, P. A. y BENTER, B.D. (2001). "Dynamic simulation of landfill waste stabilization". *Journal of Environmental Engineering*, 127 (12), pp. 1100 – 1110.
- SLEVIN, D. y BANERJI, R. (1997). *Energy project landfill gas utilization software (E-PLUS) User's manual. Version 1.0*. Atmospheric pollution prevention division. Environmental protection agency, Estados Unidos.
- SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS) (1972). *National Engineering Handbook, Section 4 Hydrology*. Washington, DC, Estados Unidos.
- STEGMANN, R. y EHRIG, H. J. (1989). "Leachate production and quality -results of landfill processes and operation". *Actas del congreso "Sardinia 89 Second International Landfill Symposium"*. CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. XXVIII-1 – XXVIII-16.
- STRAUB, W. A. y LYNCH, D. R. (1982). "Models of landfill leaching: organic strength". *Journal of the Environmental Engineering Division*, ASCE, 108, pp. 251 – 268.

- SWARBRICK, G.; LETHLEAN, J. y PANTELIS, G. (1995). "Physical and bio-chemical modelling of solid waste". Actas del congreso "Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium". 2 – 6 de octubre de 1995, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 209 – 218.
- SWARBRICK, G. y LETHLEAN, J. (2001). "A thermodynamic model for MSW landfill degradation". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp.99 – 108.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H. y VIGIL, S. (1994). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw Hill, Madrid.
- VINCENT, F.; BEAUDOING, G. y COLIN, F. (1991). "Waste behaviour modelling: a numerical model to describe the flow, transport and biodegradation processes". Actas del congreso "Sardinia 1991, Third International Waste Management and Landfill Symposium". 14 – 18 de octubre de 1991, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 577 – 583.
- VORSTER, K. (2001): "Determination of the field capacity of a landfill". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, *Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Cagliari, Italia.
- WHITE, J.; ROBINSON, J. y REN, Q. (2001). "A framework to contain a spatially distributed model of the degradation of solid waste in landfills". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 109 –118.
- WILLIAMS, N. D.; POHLAND, F. G.; MCGOWAN, K. C. y SAUNDERS, F. M. (1987). *Simulation of leachate generation from municipal solid waste*. EPA-600/2-87-059. Environmental Protection Agency. Estados Unidos.
- WONG, J. (1977). "The design of a system for collecting leachate from a lined landfill site". *Water Resources Research*, 13(2), pp. 404 – 410.
- YOUNG, A. (1995). "Mathematical modelling of the methanogenic ecosystem". En SENIOR, Eric (1995). *Microbiology of landfill sites*. Lewis Publisher, Estados Unidos.
- ZACHAROF, A. I. y BUTLER, A. P. (1999) "Modelling biodegradation processes in heterogeneous landfill waste". Actas del congreso "Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium". 4 – 8 octubre de 1999, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 99 – 102.
- ZACHAROF, A.I. y BUTLER, A. P. (2001). "Application of a stochastic leachate and biogas model to the Brogborough test cell experiment data incorporating data uncertainty". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 119 – 128.

ZEHNDER, A. J. B.; INGVORSEN, K. y MARTI T. (1982). "Microbiology of methane bacteria". En *Anaerobic digestion: second international symposium*. Elsevier biomedical Press, Amsterdam. pp. 45 – 66.

ZINDER, S. H. (1984). "Microbiology of anaerobic conversion of organic wastes to methane: recent developments". *ASM News*, 50, pp. 294 – 298.