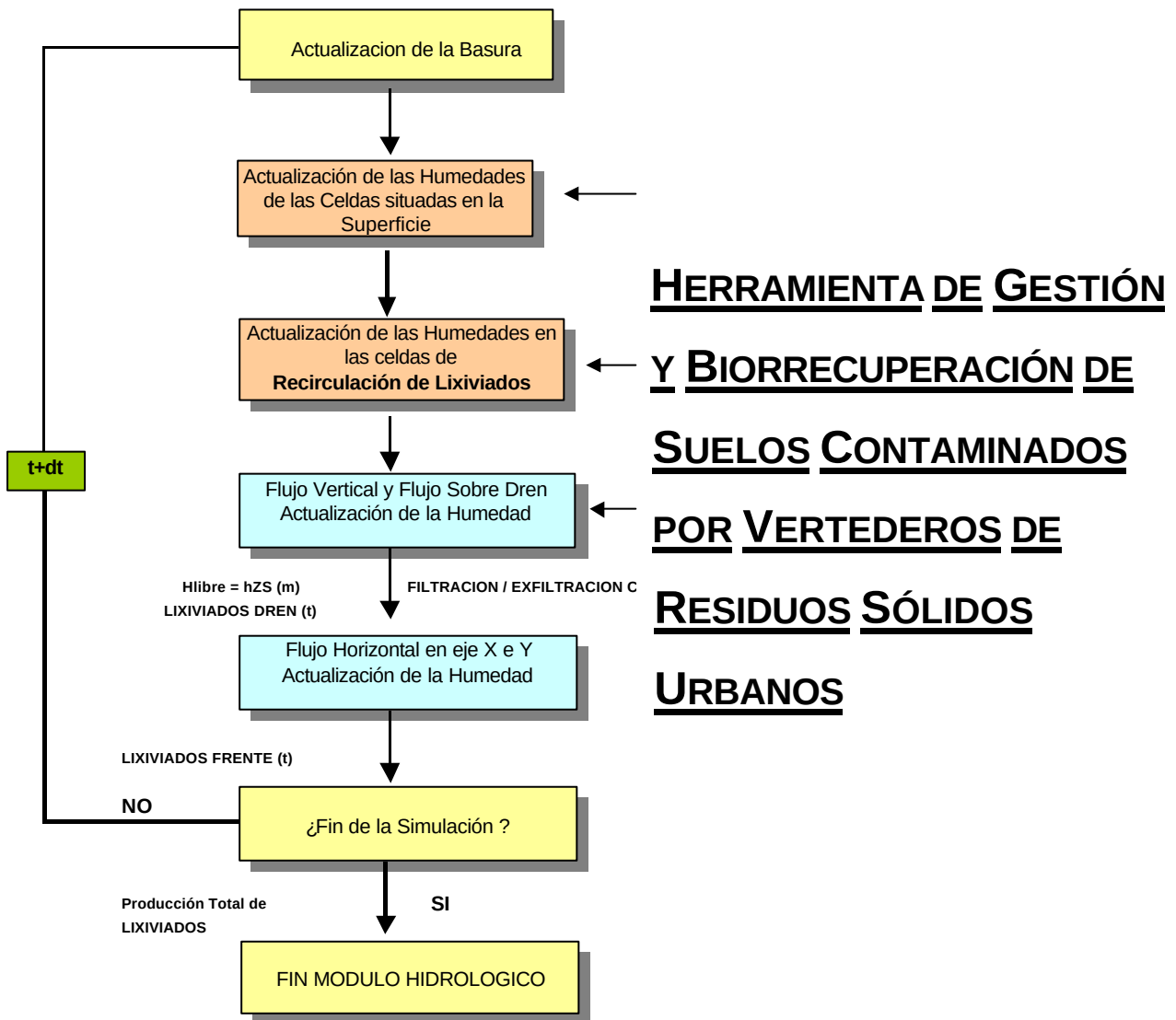


GRUPO DE INGENIERIA AMBIENTAL.

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL MEDIO
AMBIENTE

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



DOCUMENTACIÓN TÉCNICA

© 2003 AMAYA LOBO, MARÍA DEL MAR SÁNCHEZ, ANA LORENA ESTEBAN,

JOAQUÍN CRUCES E IÑAKI TEJERO

INDICE

1	ALGORITMO GENERAL	1
2	MODELO HIDROLÓGICO	4
2.1	Balance General de Aguas.....	4
2.2	Modelo de Filtración 3D	6
2.2.1	Otros Modelos	6
2.2.1.1	HELP	6
2.2.1.1.1	Capas.....	7
2.2.1.1.2	Funcionamiento	10
2.2.1.1.3	Limitaciones y Solución	11
2.2.1.2	FILL.....	12
2.2.1.3	Otros Modelos de Balance Hidrológico	14
2.2.1.4	MOBYDEC	15
2.2.1.5	MODUELO V 1.0.....	19
2.2.1.6	MODUELO V 3.0.....	20
3	DESARROLLO TEORICO DE UN MODELO DE FLUJO EN ZONA NO SATURADA	22
3.1	Modelo Numérico: Solución Por Diferencias Finitas y elementos Finitos de Tipo Garlekin de la Ecuación Unidimensional de Flujo Saturado/No Saturado desarrollada por Van Genuchten	25
3.1.1	Parámetros Hidráulicos que Caracterizan un Suelo	25
3.1.2	Proceso de Cálculo.....	28
3.2	Celda de residuo u otro suelo colocado sobre una capa de menor permeabilidad: Modelo Celda con Cobertura	29
3.2.1	El Modelo de Flujo utilizado en MODUELO V 1.0	29

3.2.2	El Modelo Numérico en Zona No Saturada.....	31
3.2.2.1	Evolución Temporal	32
3.2.3	El Modelo Propuesto.....	38
3.2.3.1	Estimación de la Humedad mínima (θ_{min_v})	38
3.2.3.2	Estimación del Gradiente Máximo [$i_{max}(\Theta_0)$].....	39
3.2.3.3	Estimación del Tiempo en el que se produce el gradiente máximo (t_{hmax}).....	39
3.2.3.4	Gradiente hidráulico en la rama creciente ($t \leq t_{hmax}$)	40
3.2.3.5	Gradiente Hidráulico en la rama decreciente ($t > t_{hmax}$)	41
3.2.3.6	Influencia de α y n	42
3.2.3.7	Influencia de la Permeabilidad del Residuo Sólido Urbano y de la Cobertura.....	46
3.2.3.7.1	Resultados Obtenidos con el Modelo Numérico.....	47
3.2.3.7.2	Sobre la Humedad Mínima (θ_{min_v}).....	48
3.2.3.7.3	Sobre el Gradiente Máximo (i_{max}).....	49
3.2.3.7.4	Sobre el Tiempo máximo (t_{hmax})	51
3.2.3.8	Comparativa Valores Estimados - Modelo Numérico	53
3.2.3.9	Aportaciones o Pérdidas de Humedad	58
3.2.3.10	Proceso de Cálculo en el programa Moduelo	62
3.2.4	Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original.....	63
3.3	Celda de residuo u otro suelo colocado sobre otro material de permeabilidad similar o mayor: Modelo de Drenaje Libre	66
3.3.1	El modelo de flujo utilizado en Moduelo 1.0	66
3.3.2	El modelo numerico en Zona No Saturada	67
3.3.2.1	Evolución del contenido de Humedad	67

3.3.2.2	Caudal Percolado. Flujo Vertical	69
3.3.3	El Modelo Propuesto.....	72
3.3.3.1	Adecuación de la Condición de Contorno Drenaje Libre	72
3.3.3.2	Influencia de α y n	74
3.3.3.3	Aportaciones o Pérdidas de Humedad	74
3.3.3.4	Influencia de la Permeabilidad Vertical	75
3.3.4	Mejoras que se obtienen frente al modelo original.....	79
3.4	Celda de Residuo u otro Suelo colocado sobre una capa Impermeable o prácticamente Impermeable: Modelo Celda Impermeable.....	81
3.4.1	El Modelo de flujo utilizado en Moduelo 1.0	81
3.4.2	El Modelo Numérico en Zona No Saturada.....	81
3.4.2.1	Evolución Temporal	82
3.4.3	El Modelo Propuesto [$\alpha = 0.01$, $n=2$].....	85
3.4.3.1	Estimación de la Humedad Mínima $\theta_{\min_H}$	85
3.4.3.2	Estimación de la altura máxima acumulada [$h_{\max}(\Theta_0)$]	85
3.4.3.3	Estimación del Tiempo en el que se produce la altura máxima.	86
3.4.3.4	Redistribución interna de humedad. [$h_{zs}(t)$].....	86
3.4.3.5	Influencia de la Permeabilidad del residuo:.....	87
3.4.3.5.1	Resultados Obtenidos con el Modelo Numérico.....	88
3.4.3.5.2	Sobre el Tiempo máximo ($t_{\max}$)	88
3.4.3.6	Aportaciones o Pérdidas de Humedad	89
3.4.3.7	Proceso de Cálculo en el programa Moduelo	90
3.4.3.8	Comparativa Valores Estimados - Modelo Numérico	91
3.4.4	Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original.....	92
3.5	Resumen y Conclusiones.....	93

3.5.1	Modelo de drenaje libre.....	95
3.5.1.1	Características del Modelo Original	95
3.5.1.2	Modelo Propuesto	95
3.5.1.3	Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original.....	96
3.5.2	Modelo Celda - Cobertura.....	96
3.5.2.1	Características del Modelo Original	96
3.5.2.2	Modelo Propuesto.	97
3.5.2.3	Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original.....	97
3.5.3	Modelo Celda - Impermeable.....	98
3.5.3.1	Características del Modelo Original	98
3.5.3.2	Modelo Propuesto	99
3.5.3.3	Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original.....	99
3.6	Aplicación al Programa MODUELO 3.0	100
3.6.1	Algoritmo	100
3.6.2	Submodelo de Flujo Vertical	100
3.6.3	Submodelo de Drenaje	102
3.6.3.1	Algoritmo de cálculo.....	104
3.6.3.1.1	Funcionamiento del Stma de Drenaje Sin agua Acumulada en el Fondo.....	104
3.6.3.1.2	Funcionamiento del Stma de Drenaje con Agua Acumulada en el Fondo.....	107
3.6.4	Submodelo de Flujo Horizontal.....	109
3.6.5	Submodelo de Flujo Preferencial.....	111
4	FILTRACIÓN A TRAVÉS DEL CONTORNO.....	114
4.1	Modelización del fenómeno en MODUELO	115

4.1.1	Estimación de Hlibre en cada celda	117
4.1.1.1	Celda sobre Terreno con Capa de Gravas.....	118
4.1.1.2	Celda sobre el Terreno sin Stma. de Extracción de Lixiviados.....	118
4.1.2	Filtración a traves del terreno natural sin preparar.....	119
4.1.3	Filtraciones a través de impermeabilizacion con barreras minerales, membranas o sistemas mixtos	120
4.1.3.1	Filtración a traves de una capa de materiales minerales	120
4.1.3.2	Filtración a traves de materiales minerales dispuestos en doble capa.....	121
4.1.3.3	Membrana simple y sistema mixto en una capa	122
4.1.3.4	Membrana doble y sistema de impermeabilizacion mixto de doble capa (sandwich)	122
4.1.4	Estimación de la Conductancia Equivalente del Sistema de impermeabilización	123
4.1.4.1	Defectos Circulares (contacto Perfecto).....	123
4.1.4.2	Grandes Defectos (contacto Perfecto)	123
4.1.4.3	Barrera Impermeable Compuesta (espesor >60cm).....	124
4.1.4.4	Membrana Geosintética sobre arcilla	124
5	MODELO CLIMATOLÓGICO.....	126
5.1	Algoritmo.....	126
5.2	Modelo de Precipitacion	127
5.3	Modelo de Infiltración.....	127
5.4	Modelo de Evaporación	128
5.4.1	Modelo de Evaporación Simple	129
5.4.2	Modelo de Evapotranspiración	130
5.5	Modelo de Almacenamiento Superficial y Escorrentías Superficiales	132

5.5.1	Sistema de Gestión de Escorrentía Superficial Mixto.	133
5.5.1.1	Sistema de Gestión de Escorrentía Superficial a través de Caballones.....	134
6	MODELO DE RECIRCULACIÓN.....	136
6.1	Sistemas de Recirculacion de Lixiviados	137
6.2	Modelo de Recirculacion en Modulo	139
6.2.1	Sistema de Almacenamiento	139
6.2.1.1	Efectos Climatológicos.....	140
6.2.1.2	Extracción de lixiviados a Estación de Tratamiento	140
6.2.1.3	Modelo de Depuración de Lixiviados	140
6.2.2	Datos para la Recirculación.....	141
6.2.2.1	Volumen máximo diario a recircular por celda (m3/d).....	142
6.2.2.2	Lixiviados Disponibles para recircular.	144
6.2.2.3	Condición para que se realice la Recirculación	144
6.2.2.4	Periodo de Recirculación	145
6.2.2.5	Definición de Zonas	145
6.3	Modelo Teórico para Recirculacion mediante pozos Verticales.....	146
6.3.1	Modelo teórico para Pozos de Inyección de Lixiviados	146
6.3.1.1	Paso de tiempo para los cálculos	149
6.3.2	Modelo Teórico para Pozos de Extracción de Lixiviados.....	152
7	MODELO DE DEGRADACIÓN.....	156
7.1	Los procesos de biodegradación en el vertedero	156
7.2	Estudios sobre la degradación de los residuos en el vertedero	161
7.2.1	La biodegradabilidad de los residuos	161
7.2.2	Modelos de biodegradación	164

7.2.2.1	Caracterización de la degradabilidad del residuo	166
7.2.2.2	Etapas de degradación	168
7.2.2.3	La modelización de factores influyentes.....	173
7.3	El modelo MODUELO 1	174
7.3.1	Datos previos	175
7.3.2	Hidrólisis	175
7.3.3	Transporte de contaminantes	177
7.3.4	Biodegradación	178
7.3.5	Parámetros de contaminación orgánica.....	179
7.4	MODELO PROPUESTO	179
7.4.1	Caracterización del residuo	179
7.4.2	Procesos de degradación	184
7.4.2.1	Bioquímica.....	184
7.4.2.2	Cinéticas.....	191
7.4.3	Transporte de contaminantes	198
7.5	COMPARACIÓN CON EL MODELO ANTERIOR	201
7.5.1	Simulación de una celda cerrada	201
7.5.2	Modelo de equilibrio gaseoso empleado en el caso a)	210
8	MODELO DE TEMPERATURAS	214
8.1	La Temperatura de los Vertederos: importancia.....	214
8.1.1	Introducción.....	214
8.1.2	La Temperatura como Índice de Estabilidad de los Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos.....	215
8.1.3	Efectos de la Temperatura en la Modelización de la Biodegradación de los Residuos Sólidos Urbanos	216

8.1.3.1	Modelo de El-Fadel <i>et al</i>	216
8.1.3.1.1	Parámetros dependientes de la temperatura.....	216
8.1.3.1.2	Conclusiones	218
8.1.3.2	Modelo de Young	218
8.1.3.2.1	Parámetros dependientes de la temperatura.....	218
8.1.3.2.2	Conclusiones	220
8.1.3.3	Otros.....	220
8.1.4	Efectos de la Temperatura en las Capas de Sellado	221
8.2	La Temperatura de los Vertederos: Modelización	222
8.2.1	Introducción: Balance de Calor	222
8.2.2	Generación de Calor	227
8.2.3	Acumulación y Transferencia de Calor: Parámetros Térmicos.....	232
8.3	El Modelo de Temperaturas Propuesto para MODUELO	236
8.3.1	Generación de Calor	237
8.3.1.1	Calor procedente de Reacciones Anaerobias	237
8.3.1.2	Calor procedente de las Reacciones Aerobias	238
8.3.1.2.1	Modelo en función de temperatura inicial	239
8.3.1.2.2	Modelo en función de la tasa de consumo de oxígeno	240
8.3.1.2.3	Modelo de degradación aerobia acoplado a un modelo de concentración de oxígeno	248
8.3.2	Acumulación y Transferencia de Calor	250
8.3.2.1	Acumulación de calor	250
8.3.2.2	Transferencia de calor por conducción	251
8.3.2.2.1	Cálculo de la conductividad de la celda	252
8.3.2.3	Transferencias de calor por contacto con el lixiviado	253

8.3.2.4	Transferencia de calor por calor latente de vaporización	254
8.3.2.5	Transferencia de calor al biogás	255
8.3.3	Resumen	256
8.4	Relación del Módulo de Temperaturas con el resto de Modulos de MODUELO	258
8.4.1	Módulo Hidrológico	258
8.4.2	Módulo de Biodegradación	258
8.4.3	Módulo de Recirculación.....	260
8.4.4	Módulo de Asientos.....	261
9	MODELO DE ASIENTOS.....	262
9.1	Introducción	262
9.2	Los Asientos en los Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos	263
9.2.1	Mecanismos de Asientos	263
9.2.2	Factores.....	264
9.2.3	Fases en el Proceso de Asientos	265
9.2.3.1	Compresión Inicial.....	265
9.2.3.2	Compresión Primaria	265
9.2.3.3	Compresión Secundaria.....	266
9.2.4	Asientos y Biodegradación	266
9.3	Modelización de los Asientos en un Vertedero.....	267
9.3.1	Compresión Inicial.....	267
9.3.2	Compresión Primaria	268
9.3.3	Compresión Secundaria.....	269
9.3.4	El Modelo de Asientos Secundarios “MERUELO”	269
9.4	Modelo de Asientos Propuesto para MODUELO	273

9.4.1	Asientos Primarios	274
9.4.2	Asientos Secundarios	274
9.4.3	Proceso de Cálculo de Asientos en MODUELO	275
9.5	Relación del Módulo de Asientos con el resto de Módulos de MODUELO	279
9.5.1	Módulo de Recirculación.....	279
9.5.2	Módulo Hidrológico	279
9.5.2.1	Influencia de los Asientos en la Humedad de Saturación.....	279
9.5.2.1.1	Componente de “compresión” o “Primaria”.....	280
9.5.2.1.2	Componente de “degradación” o “Secundaria”	280
9.5.2.2	Influencia de los asientos en la Capacidad de Campo	281
9.5.2.3	Influencia de los Asientos en la Permeabilidad	285
9.5.2.4	Influencia de los Asientos sobre el flujo por Canales Preferenciales	292
9.5.3	Módulo de Biodegradación	293
9.5.4	Módulo de Temperaturas	293
10	BIBLIOGRAFIA.....	294
10.1	Libros	294
10.2	Artículos	296

1 ALGORITMO GENERAL

El modelo trabajará sobre una discretización tridimensional del terreno. La unidad de trabajo representativa de los residuos será un paralelepípedo cuyas dimensiones horizontales serán arbitrarias, y cuya dimensión vertical vendrá fijada de manera que incluya una capa de residuos y su capa de cobertura. A esta unidad elemental se la denominará celda de aquí en adelante.

En este apartado vamos a hacer una descripción general del funcionamiento del programa, con los distintos procesos de que consta. El diagrama de flujo aparece representado en la siguiente figura.

Existen cuatro entradas de datos externos. Una se refiere a los registros climatológicos de precipitación, temperatura y otros, necesarios para la subrutina del balance hidrológico. Lo normal es que estos datos sean registros diarios de la estación meteorológica más cercana introducidos desde un fichero externo al programa. Esta estación podrá ser Completa o Básica.

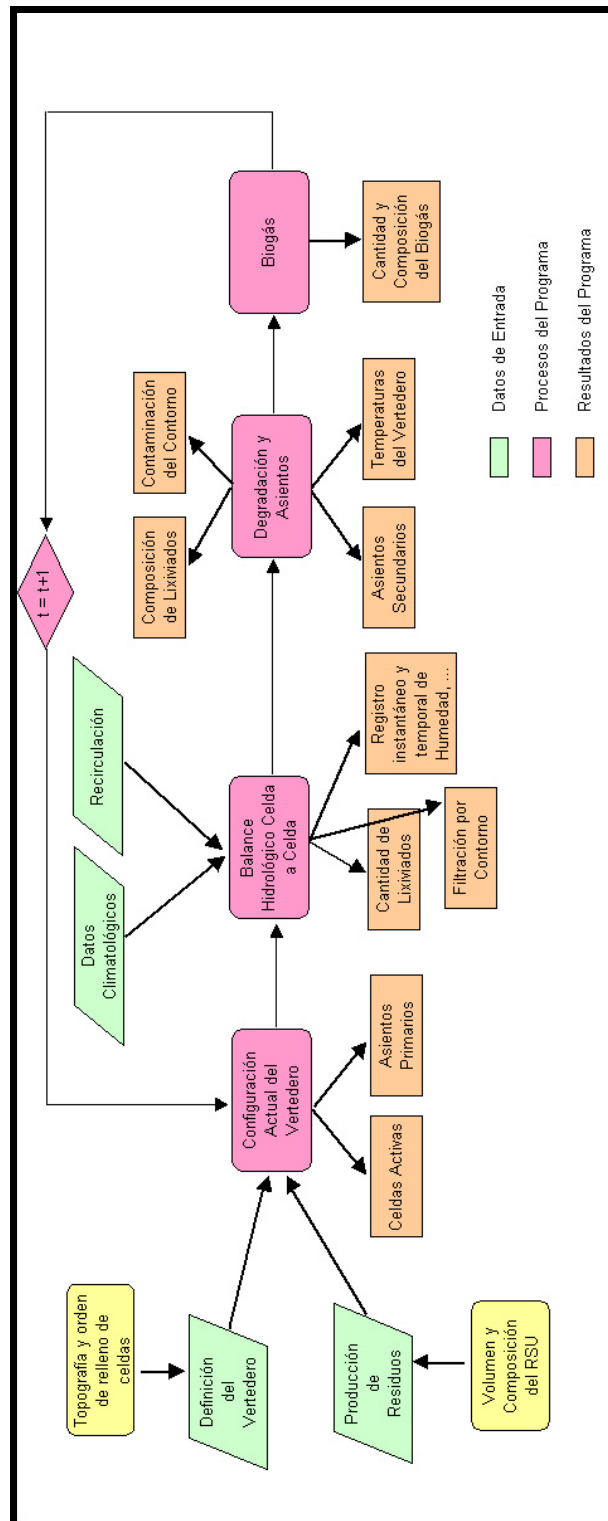
Otros datos a introducir son los de definición del vertedero que se consigue con la representación tridimensional del vaso y el orden de llenado de las celdas que conforman el vertedero.

Asimismo, se necesitan los datos de producción de residuos. Constarán de producción total y porcentajes desglosados de cada componente de los RSU y su evolución temporal o bien de la composición química del residuo y sus características biodegradables cuando es colocado en el vertedero. Todo lo relacionado con la producción de residuos se gestionará desde un programa independiente, que permita su uso fuera de este modelo. Esto es muy interesante para disponer de un sencillo modelo estimador de producciones, más manejable e independiente que las hojas de cálculo que hoy en día se están utilizando para ello.

Por último, en el caso de que se vaya a realizar Recirculación de lixiviados, será necesario implementar datos sobre los caudales diarios de lixiviados que serán extraídos del sistema de almacenamiento y enviados a Plantas de Tratamiento.

Todos los datos anteriores serán tratados en el ciclo fundamental del programa. Como datos propios para la discretización en la ejecución de este ciclo será necesario,

por parte del usuario, definir el incremento de tiempo básico de cálculo (Δt) y el tiempo de simulación, así como las dimensiones horizontales de cada celda.



El primer proceso dentro del ciclo fundamental es el cálculo de la configuración actual del vertedero. Partiendo de las entradas definición del vertedero y producción temporal, se calcula para cada Δt la forma del vertedero (teniendo en cuenta los asientos producidos por compactación del residuo), definiendo las celdas con residuos (celdas activas) y su temperatura inicial.

El proceso siguiente es el balance hidrológico. Éste, en base a la configuración actual del vertedero y los datos climatológicos en ese Δt , realiza el balance de aguas. En cada celda calculará la cantidad de lixiviado que produce en función de las ganancias (precipitación, filtración vertical u horizontal de las celdas contiguas, recirculación, exfiltraciones hacia el contorno, etc.) y pérdidas de agua (escorrentía directa, evaporación, evapotranspiración, filtraciones a través del contorno, etc.) en cada celda. En este proceso se da la opción de almacenar en fichero los datos: todas las características de cada una de las celdas en ese Δt o bien la evolución completa de todas las características de una de las celdas. Esto permite, además de un seguimiento del proceso, una simulación posterior a partir de ese momento (da pie a la realización de un calibrado del programa para un vertedero en activo y una posterior utilización del mismo con vista a predicciones).

Con los resultados de humedad de cada celda, el proceso de degradación dará como resultados el porcentaje de degradación, la materia orgánica remanente y, por tanto, la composición de los lixiviados, la pérdida de MOD que ello conlleva, el incremento de temperatura por degradación y el asiento que se produce en cada celda por la pérdida de masa durante este proceso.

Este mismo proceso incluye el cálculo relacionado con el biogás que, en función de la materia orgánica remanente que le llega del anterior, es capaz de suministrar información tanto cuantitativa como cualitativa del biogás generado en ese Δt .

El ciclo fundamental se cierra con la actualización del tiempo, $t \rightarrow t + \Delta t$, y los datos de producción (incorporación de basura de distinto tipo, crecimiento de la tasa de producción, etc.). Esta información actualizada entra de nuevo en el proceso de configuración actual del vertedero. El ciclo se repetirá hasta alcanzar el tiempo total de simulación.

2 MODELO HIDROLÓGICO

Como se puede observar en el organigrama, es el segundo proceso de los que componen el ciclo fundamental del programa. Constituye el nudo principal del mismo, puesto que es el encargado de modelizar la generación de lixiviado en cada celda, lo que sirve como resultado en sí y como base de los siguientes procesos.

El balance hidrológico lee datos de la configuración actual del vertedero y de la precipitación, recirculación y temperatura. A partir de éstos realiza el balance de aguas general que da, en cada celda, el exceso de agua actual. Por último, mediante el modelo de filtración vertical y el modelo de filtración horizontal simula la filtración de ese agua a las celdas contiguas o bien la sistema de recogida de lixiviados.

En los apartados siguientes se describen cada uno de los modelos de que consta.

2.1 BALANCE GENERAL DE AGUAS

Constituye la base fundamental del proceso denominado balance hidrológico. En esencia consiste en la aplicación de la ecuación de continuidad a las entradas y salidas de agua de la unidad elemental de trabajo, la celda. Como se comentó en la introducción, ésta se define como un paralelepípedo con las dimensiones horizontales arbitrarias y la dimensión vertical tal que contenga una capa de residuos y su capa de cobertura.

El agua entra en una celda bien de las celdas contiguas (filtración) bien mediante infiltración (precipitación - escorrentía - evaporación) o bien a través de la recirculación. En primer lugar se almacena en la celda hasta alcanzar una humedad mínima, función de las características hidráulicas de la celda y sus condiciones de contorno (ver modelo de flujo en Zona No Saturada). Al completarse este primer fenómeno, las próximas entradas de agua incrementarán la humedad, H , en forma altura de agua libre acumulado en el fondo de la celda, produciendo flujos de humedad hacia las celdas adyacentes (lixiviado disponible).

Las salidas del lixiviado disponible de una celda se pueden producir por diversas causas: filtración a la celda inferior o adyacente (L_{fv} , L_{fh}), exfiltraciones a

través del contorno, consumo de agua durante la degradación (C_{biog}) y efectos de la sobrecarga (agua escurrida al comprimirse los RSU y disminuir la Humedad Mínima).

El balance de aguas en una celda vendrá expresado mediante la siguiente ecuación:

$$\Delta L_d/\Delta t = P(t) + R(t) + L_{fv}(t) \pm L_{fh}(t) - E_s(t) - E_{VT}(t) - C_{Cr}(t) + \text{Escurrido}(t)$$

$$H_{\text{minimar}}(t) = H_{\text{minima}}(t-1) - H(t-1) \geq 0$$

$$H(t) = H_{\text{minima}}(t) \quad \text{si la } H_{\text{minima}}(t) \text{ no está saturada } (H_{\text{minimar}}(t) > 0)$$

$$H(t) = \Delta L_d/\Delta t \quad \text{si la } H_{\text{minima}}(t) \text{ está saturada } (H_{\text{minimar}}(t) = 0)$$

$$\text{Escurrido}(t) = H_{\text{minima}}(t-1) - H_{\text{minima}}(t)$$

$\Delta L_d/\Delta t$: variación de la cantidad de lixiviado disponible en la unidad de tiempo de cálculo en la celda de estudio. Supone un almacenamiento que posteriormente se filtrará vertical u horizontalmente a las celdas contiguas (según el modelo de filtración que se analiza en uno de los siguientes apartados)

$H(t)$: humedad que estará presente de dos formas: como H_{min} y/o como $\Delta L_d/\Delta t$

$P(t)$: precipitación sobre la celda (será nula en las celdas interiores). Por simplificación se puede suponer filtrado instantáneo o se aplicará Darcy como al resto de $L_{fv}(t)$.

$R(t)$: recirculación sobre la celda. Por simplificación se supone que esta entrada de agua es instantánea.

$L_{fv}(t)$: lixiviado filtrado verticalmente proveniente de la celda inmediatamente superior (será nulo en las celdas superiores).

$L_{fh}(t)$: lixiviado filtrado horizontalmente proveniente de las 4 celdas laterales. Será positivo o negativo ($\pm$) en función de que entre o salga de la celda en estudio.

$E_s(t)$: escorrentía superficial o agua de lluvia que discurre por la superficie sin infiltrarse.

$E_{VT}(t)$: evapotranspiración o evaporación según existan plantas o no en la superficie (cuando el vertedero esté clausurado normalmente existirán)

$H_{\text{minimar}}(t)$: Humedad mínima remanente, es decir, la que queda por llenar. Se supone que el agua, tras entrar en la celda, lo primero que hace es rellenar los huecos y saturar la H_{minima} , para luego pasar a formar parte del lixiviado disponible ($\Delta L_d/\Delta t$).

Escurreo(t): paso de la humedad en forma de H_{minima} a humedad en forma de $\Delta L_d/\Delta t$ a causa de la variación de H_{minima} por compresión de los RSU. Sólo aparecerá cuando la $H_{\text{minimar}}(t)=0$, ya que si no la compresión originará primero la salida de aire.

Con respecto al orden en que se realizan los procesos dentro del balance de agua se puede comentar lo siguiente: En un intervalo de tiempo, la lluvia se suma al principio de cada paso, es decir, se produce primero el proceso de climatología (evaporación, evapotranspiración e infiltración potencial) y después se deja que todas las celdas adquieran su nivel de equilibrio tras el flujo hidráulico. El flujo posterior no se verá afectado en gran medida por este orden debido a que llueve lo mismo sobre cada celda superficial, que a su vez, por ser adyacentes, tendrán niveles parecidos.

2.2 MODELO DE FILTRACIÓN 3D

2.2.1 Otros Modelos

Existe un gran número de modelos del flujo de un líquido a través de un medio poroso, cada uno de ellos con una manera distinta de abordar y solucionar el problema, sin que la mayor complejidad sea garantía de un mayor acercamiento a la realidad.

2.2.1.1 HELP

Ya hemos revisado los procedimientos generales en los que se basa el HELP en informes anteriores. Pero para programar un modelo, necesitamos un conocimiento exhaustivo de los procesos, así que vamos a ver ahora con total detalle cómo realiza la simulación del balance hidrológico en el interior del vertedero. Todo lo comentado en este punto es un resumen de los manuales de la versión 3 del modelo HELP, de la EPA, concretamente de la documentación ingenieril (ver cita).

Ya hemos dicho en otras ocasiones que el HELP aplica un modelo cuasi bidimensional al balance hidrológico, que es, por cierto, lo único que realiza. Me refiero a que no hace cálculos de producción de residuos ni de degradabilidad; se centra en el balance hidrológico. Si a esto añadimos la gran experiencia que tiene con el territorio de los Estados Unidos, con multitud de datos contrastados en el modelo, es lógico pensar que si siguen usando este programa es porque da unos resultados satisfactorios, a pesar de que a primera vista parezca muy simplista. “Cuasi bidimensional” quiere decir que el modelo es básicamente unidimensional. El agua se transmite de capas superiores a otras inferiores, siendo una capa un elemento indivisible, homogéneo e infinito, al menos para las hipótesis que sostienen las fórmulas que se usan. Como algunas capas, asociadas en los manuales del HELP a las arenas, permiten una pérdida lateral de agua (drenaje lateral), se considera entonces el modelo cuasi bidimensional. El efecto es que una altura de agua sobre capas de permeabilidad baja, por ejemplo, se reparte constante por todo el área del vertedero, cuando en realidad es un fenómeno más localizado.

También hay que decir que el HELP incorpora un modelo de crecimiento de plantas para coberturas selladas, que colabora en la intercepción del agua de lluvia. Pero vamos a centrarnos ahora en lo que ocurre en el interior del vertedero, en las rutas que sigue el agua que finalmente entra procedente de la precipitación.

2.2.1.1.1 Capas

En la ordenación de las capas se distinguen tres zonas (subperfiles): zona subsuperficial, zona de almacenamiento o de residuo y zona de drenaje profundo, todas ellas conteniendo varias capas en determinados órdenes preestablecidos según los perfiles utilizados en los vertederos estadounidenses. El HELP v3 admite 6 de estas zonas como máximo. Las capas componentes pueden ser arena, cubierta, arcilla, geomembranas, residuo y red de drenaje lateral.

Hidráulicamente, los tipos de suelo considerados son cuatro:

.- capas de percolación vertical, como la cubierta y la capa de residuos. En ellas sólo existe drenaje vertical, el cual, para una mayor precisión en los cálculos de almacenaje, se modeliza como flujo no saturado. El flujo vertical se debe a gravedad y evapotranspiración. Consideran que el drenaje vertical no saturado ocurre si la humedad supera la capacidad de campo o si la succión del suelo de la capa inferior es

mayor que la succión del suelo en la propia capa. La tasa de drenaje se puede reducir cuando la capa inferior está saturada y no acepta todo el agua drenada, devolviéndose el sobrante a la capa superior.

Se usa Darcy en el cálculo con un gradiente hidráulico (i) unitario, por ser flujo vertical y no saturado, considerando capas a presión constante. La permeabilidad se modifica de acuerdo con la ecuación de Campbell para representar flujo insaturado, que no es más que una constante que multiplica a la permeabilidad de cada capa en función de tres parámetros. Los tres parámetros se obtienen a partir del punto de marchitez, la capacidad de campo y la porosidad total, asumiendo la relación de Brooks-Corey y que la capacidad de campo sea la humedad retenida por un suelo sometido a una presión de 0'33 bares, así como el punto de marchitez la definición análoga para 15 bares.

La ecuación de Darcy se resuelve iterativamente, con los valores de la propia capa del intervalo de tiempo anterior y los de drenaje desde la capa superior del intervalo actual. No se tiene en cuenta la capa inferior. El valor de drenaje obtenido tras el proceso de convergencia, se comprueba que no exceda los límites y se ajusta en tal caso. Las restricciones son que el drenaje sea mayor que 0 y menor que la permeabilidad saturada por el intervalo de tiempo, y que el agua almacenada en la capa sea mayor que el punto de marchitez (no capacidad de campo) y menor que la capacidad de saturación.

.- capas de drenaje lateral, típicamente la arena, con un flujo vertical definido de igual forma que en las capas de percolación vertical, pero con un drenaje lateral añadido. Éste se asimila a un flujo saturado, y se resuelve con la ecuación de Boussinesq (ley de Darcy más ecuación de continuidad), a la que se aplican las hipótesis de Dupuit-Forcheimer (flujo en el llamado acuífero libre). Estas hipótesis son las de flujo paralelo al fondo y velocidad proporcional a la pendiente de la superficie del agua e independiente del fondo. El usuario define una distancia máxima entre drenes, con lo que el problema del acuífero libre queda definido con las condiciones de contorno. Se obtiene una ecuación que se resuelve iterativamente.

El drenaje lateral que salga de cualquier capa se permite recircularlo a cualquier otra capa

.- barreras impermeables de suelo, representadas por las arcillas compactadas. Sólo permiten el flujo vertical descendente, funcionando en flujo saturado, con una altura de agua sobre la capa arcillosa. Con el espesor de la capa, su permeabilidad saturada (k_s) y esta altura de agua (característica de las capas superiores), se calcula la filtración con Darcy (sin la fórmula de Campbell). La filtración ocurre sólo cuando existe altura de agua, es decir, cuando la humedad de la capa inmediatamente superior excede su capacidad de campo. Las capas arcillosas se consideran permanentemente saturadas e invariables en el tiempo. Al depender su balance hidrológico, en cada incremento de tiempo, de un valor medio en el mismo de humedad de las capas superiores (afectadas a su vez por este balance), necesita una resolución iterativa. La altura de agua se define como la suma de los espesores de las capas saturadas inmediatamente superiores más la humedad de la primera capa no saturada. Esta última capa, primera no saturada sobre la barrera arcillosa, aporta una altura:

$$\Delta h = \text{espesor} \cdot \frac{\text{Contenido Agua} - CC}{\text{Agua Saturación} - CC}$$

El gradiente hidráulico, de flujo saturado, es, recordando que la capa arcillosa se considera saturada, el siguiente:

$$i = \frac{\Delta h + \sum e + l}{l}$$

siendo $\sum e$ la suma de los espesores de las capas saturadas y l el espesor de la capa arcillosa.

.- geomembranas o barreras compuestas (composite liners), definidas como suelos poco permeables cubiertos o alternados con una geomembrana o geotextil. En las geomembranas, la filtración ocurre por defectos en la misma (roturas) principalmente, aunque también hay filtración en las geomembranas intactas por difusión de vapor, que es un flujo saturado, pero a nivel molecular y con intervención del estado gaseoso. Este flujo viene gobernado por la mezcla de las leyes de Darcy y Fick, definiendo una conductividad hidráulica equivalente de la geomembrana, que se encuentra tabulada para los distintos materiales típicos de las geomembranas. La conductividad del terreno adyacente se desprecia frente a ésta, muchísimo menor.

La filtración principal a través de los inevitables defectos se calcula según los estudios de Giroud y Bonaparte. El usuario define una densidad de los defectos para un tamaño estándar de los mismos predefinido por el HELP. No se tiene en cuenta la degradación con el tiempo de la membrana, que aumenta el número de defectos. Para cada tipo de defecto (de fabricación, de colocación, ...), cuya distribución también es presupuesta por el HELP, existe una fórmula distinta para el flujo vertical. También hay que tener en cuenta el flujo horizontal que existe en las interfaces (p.e., entre un suelo poco permeable y la geomembrana) por el contacto imperfecto entre ellas, que favorece el flujo a través de los defectos. El usuario debe definir el contacto entre capas, valorándolo como bueno, regular o malo, y el HELP calcula el parámetro radio de área húmeda, que aumenta el gradiente hidráulico. Este radio también tiene una fórmula distinta para cada tipo de defecto y calidad del contacto.

Por lo visto hasta ahora, nos encontramos con que en la resolución de la filtración a través de geomembrana, cada combinación entre parámetros es particular, con su propia formulación. Por ello el HELP permite escoger la distribución geomembranas - suelos más adecuada a cada dren entre 21 casos distintos (agrupados en 6 casos generales), cada uno resuelto individualmente dentro del programa.

2.2.1.1.2 Funcionamiento

Los intervalos de tiempo que se aplican en la simulación pueden ser distintos para cada zona (subprofile) del perfil e incluso para la misma zona para intervalos consecutivos, ya que estos se eligen cada nueva simulación de manera que en ella no se pueda saturar la capa de drenaje lateral. Para ello se utiliza una fórmula que intenta recoger los parámetros de capacidad y aportaciones de cada zona. Pero como la rutina no tiene en cuenta la capacidad de almacenamiento ni estado de las zonas inferiores, puede ocurrir que, luego, se exceda la capacidad de almacenamiento de alguna capa. Entonces se devuelve agua desde esa capa hacia arriba, y así hasta la superficie, si es necesario, convirtiéndose en escorrentía cuando todo el vertedero esté saturado. Si la escorrentía está maximizada (acotada), todo el agua que la exceda se almacenará en superficie hasta el siguiente paso de tiempo, durante el cual se podrá de nuevo evaporar o infiltrar.

El algoritmo de balance hidrológico se representa en la figura 10.2.

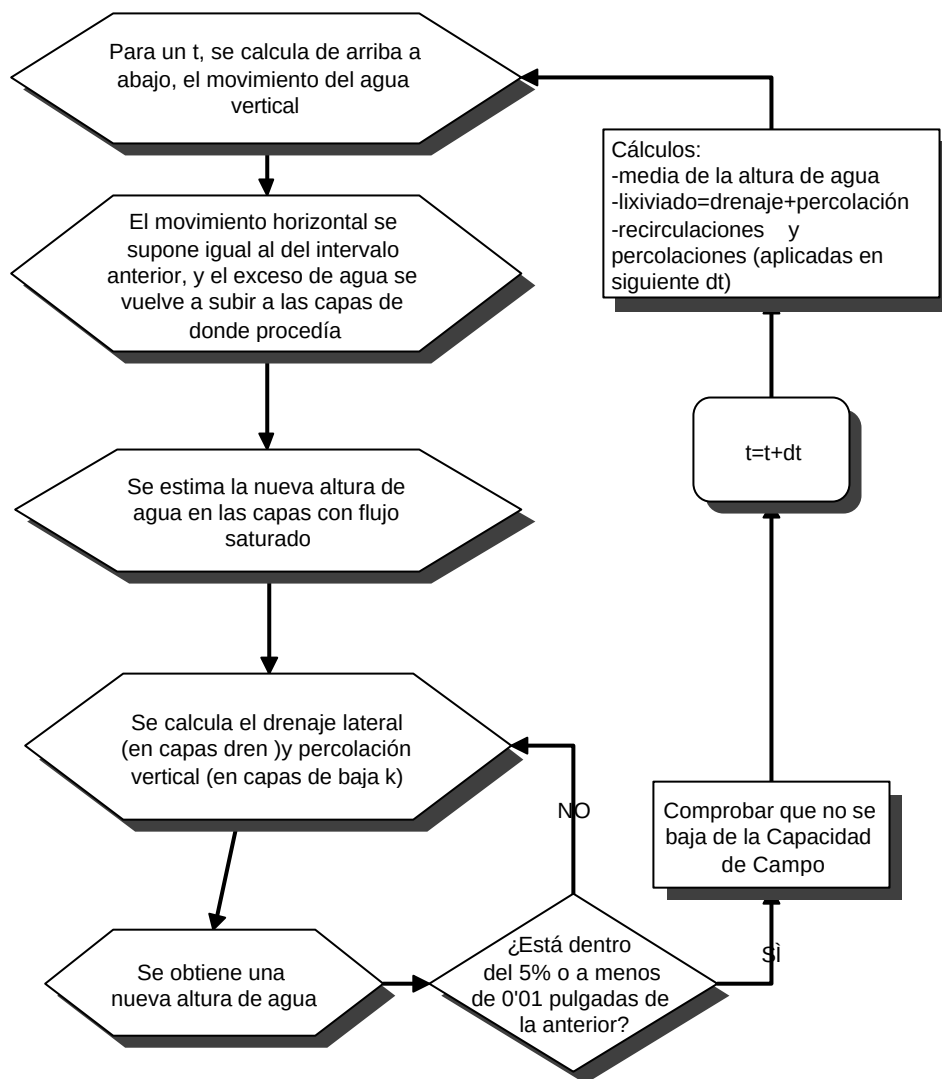


Figura 10.2.

2.2.1.1.3 Limitaciones y Solución

Al asumir un flujo vertical Darciniano y no considerar los flujos preferenciales a través de canales que ocurren en la realidad por la no uniformidad del suelo, se sobrestima el almacenamiento de agua y el tiempo de retención del lixiviado. Esto se compensa reduciendo la capacidad de campo y aumentando la permeabilidad saturada.

Al aceptar la ecuación de Campbell en flujo no saturado con los parámetros de Brooks-Corey, no se tiene en cuenta el incremento de presión en el suelo, por lo que se retrasa el flujo. Esto es más acusado cuando la parte baja del vertedero está seca. Se puede paliar un poco el efecto aumentando la permeabilidad saturada.

No se permite el ascenso capilar más allá de la profundidad de evaporación, lo cual es inadecuado en condiciones de suelos secos (climas secos) en los que el ascenso capilar de la humedad funciona realmente. En estos casos se puede aproximar más a la realidad aumentando la capacidad de campo dentro de la profundidad de evaporación o aumentando esta profundidad de evaporación.

La asunción de un flujo no saturado en vertical, pero saturado a la vez en horizontal (acuífero libre) para una misma capa, causa alguna alteración de los caudales obtenidos especialmente importante en algunos casos. Más cuando el HELP supone una permeabilidad saturada igual en ambas direcciones.

El modelo te permite, aparte de la recirculación del drenaje de una capa sobre otra cualquiera, la filtración subsuperficial hacia cualquier capa, con valor constante para todo el año. Esto tiene el problema de generalizar en toda la capa un aporte realmente puntual, y el que suaviza una aportación que en realidad tiene puntas, lo cual se refleja en la generación de lixiviados (también suavizada).

El HELP es muy usado en Estados Unidos para el cálculo de las tasas de lixiviado post-clausura, antes de que el vertedero esté finalizado o, incluso, comenzado. Esto implica un conocimiento deficiente de la vegetación y características del suelo. Y como el factor más significativo que contribuye a la generación de lixiviado es la infiltración a través de la capa de cobertura, hay que poner mucho esmero en el cálculo de ésta. Durante cuatro años, Benson y Pliska (ver cita), hicieron un estudio comparativo entre la realidad de campo a escala real, y las predicciones del HELP. La escorrentía, principal parámetro para conocer la infiltración, siempre era mayor que la predicha por HELP. El segundo parámetro en importancia normalmente, la evapotranspiración, ofrecía, sin embargo, valores aceptablemente exactos. En general, concluyen los autores del estudio, las predicciones del HELP no son nada exactas, aunque se conozcan con detalle las características del suelo, obteniéndose una sobreestimación de lixiviado, aunque ni siquiera esto es seguro.

2.2.1.2 FILL

Son las iniciales de Flow Investigation for Landfill Leachate, modelo desarrollado por Ahmed, Gleason y Khanbilvardi, actual director del "Center for Water Resources and Environmental Research". Partiendo de una gran experiencia con el

HELP, apuestan por un modelo de balance hidrológico que pasa de ser cuasibidimensional y cuasiestacionario, como era aquel, a uno realmente bidimensional y no estacionario o insaturado.

De esta manera se consigue un mayor acercamiento a la realidad de un vertedero, con gran heterogeneidad interior, gobernada por la no linealidad de sus ecuaciones dominantes. El cambio principal se produce con la adopción de la fórmula bidimensional para flujo insaturado siguiente (Jensen 1983, Demetracopoulos et al. 1986, Willis y Yeh 1987):

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[D(q) \frac{\partial q}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[D(q) \frac{\partial q}{\partial z} \right] - \frac{\partial K(q)}{\partial z}$$

la cual tiene en cuenta la relación entre el flujo vertical y horizontal, y además convierte este último en insaturado, por lo que el modelo es ya bidimensional e insaturado. θ es la humedad expresada en % en volumen, $D(\theta)$ es la difusividad de humedad del suelo [L^2/T], y $K(\theta)$ es la conductividad hidráulica no saturada.

Las celdas se dividen en dos zonas, la saturada y la insaturada, con alturas variables según la humedad de la celda. En la zona saturada dominan los flujos estacionarios, saturados, en las dos dimensiones. En la insaturada, la fórmula anterior. Esto quiere decir que en la zona insaturada puede existir movimiento de humedad en la dirección X y Z ascendente por términos de difusividad $D(\theta)$ o capilaridad. Ya no es necesario el concepto de profundidad de evaporación, pues esta capilaridad es suficiente (y más acorde con la realidad), para simular la ascensión de humedad de un suelo en tiempos muy secos.

Expresiones para D y K se pueden encontrar en el artículo "Flow Investigations for Landfill Leachate" del Journal of Environmental Engineering (ver cita).

La formulación se vuelve mucho más compleja que para el caso del HELP, y los requerimientos de espacio y capacidad del ordenador que ejecute el modelo se multiplican. La mayor precisión de los resultados obtenidos con el FILL no está clara, pero lo que si se acepta es una simulación más aproximada a los procesos reales en el interior del vertedero.

Se hace especial referencia en el artículo a que el submodelo de escorrentía del HELP (por curvas SCS) ha sido cambiado debido a su clara infravaloración de la escorrentía real, en este caso a favor de un modelo de onda cinemático según la expresión de Chow et al. 1988 que se menciona en el artículo citado. Éste es un hecho importante porque puede tener mayor influencia en la cantidad de lixiviado final que el resto de la formulación. De todas formas, no se aportan datos del mejor ajuste de uno u otro.

2.2.1.3 Otros Modelos de Balance Hidrológico

Modelos basados en el balance hidrológico mediante elementos finitos, como el HELP y el FILL, son muy numerosos. Varían desde modelos unidimensionales insaturados para el cálculo de lixiviados (Korfiatis 1984 y Demetracopoulos et al. 1986) a modelos tridimensionales insaturados basados en la ecuación de Galerkin (Segol 1976) para flujo de agua y transporte de masas.

Korfiatis y Demetracopoulos estudiaron el problema de flujo unidimensional a través de una columna de terreno, en laboratorio, aplicando la fórmula diferencial de flujo insaturado unidimensional (ver el artículo "Moisture Transport in a Solid Waste Column", citado). Sus conclusiones ofrecen algunos valores válidos para los coeficientes y destacan cómo el término vertical relacionado con la difusividad o capilaridad ($D(\theta)$) tiene muy poca influencia cuando se alcanza la capacidad de campo, pudiendo despreciarse frente al término gravitatorio, tal y como era de esperar. Pero no ocurre así con humedades pequeñas, por debajo de la capacidad de campo, que se corresponden con las pérdidas de humedad a través de la superficie por capilaridad en periodos secos.

El TRACR3D, está desarrollado por el laboratorio nacional de Los Álamos, por el grupo "Earth and Environmental Sciences". Está integrado con otros modelos y programas GIS del mismo laboratorio, para conseguir una representación totalmente tridimensional de fenómenos geológicos y de flujo y transporte subterráneo. El TRACR3D es un modelo de flujo de aire y agua a través de medios saturados e insaturados, con formulación basada en elementos finitos. Esto último quiere decir que no descomponen el terreno en celdas paralelepípedicas, sino tetraédricas. Es mucho más complejo, pero ofrece una flexibilidad total para conseguir discretizaciones

perfectamente fieles a la realidad. Una parte de sus estudios la realizan mediante el método inverso. Es decir; en lugar de suponer unos parámetros a priori desconocidos y variables para distintas zonas en un mismo suelo, se parte del mayor número posible de medidas de campo para ajustar la función que lo haga de modo más "suave", minimizando la primera o segunda derivada o una combinación de ambas. Es un método muy flexible, que acepta heterogeneidad total de parámetros, pero poco útil para la predicción, sobre todo a largo plazo, o para estudios de sensibilidad a la variación de determinados parámetros. Otro modelo de flujo saturado - insaturado conocido, perteneciente también a este grupo de inversos, es el SUTRA, de Piggott, Bobba y Xiang

El CEAM (Center for Exposure Assessment Modeling) de la EPA dispone de otro modelo conocido, que es el FEMWATER, de Yeh. Es un modelo tridimensional de elementos finitos de flujo de agua a través de medios saturados e insaturados, acoplable a un modelo de transporte (3DLEWASTE). Para su uso se recomienda gente experimentada con modelos hidrogeológicos, por lo que suponemos que será altamente complicado. Sólo mencionar la existencia de los modelos Modflow (tridimensional y sólo saturado) y MT3D (extensión tridimensional del anterior para transporte, de Zheng), que se pueden encontrar junto al FEMWATER en el paquete GMS (Ground Modelling System) del Departamento de Defensa Americano, que es un intento de integrar y simplificar la modelización de flujos y transporte con los programas gubernamentales.

Por último, en la dirección de internet de la organización UFIS (<http://www.gsf.de/UFIS/ufis/main.html>) se pueden encontrar varios modelos de flujo insaturado para transporte de contaminantes, erosión y transporte de agua, con una relación completa de la formulación usada.

Como vemos, los modelos de balance hidrológico por diferencias finitas son numerosísimos, así como la información sobre ellos.

2.2.1.4 MOBYDEC

En el artículo "Accounting for water storage effects in landfill leachate modelling" de la revista Waste Management & Research (ver referencia), unos investigadores franceses presentan sus estudios sobre un modelo que represente con

más fidelidad los procesos físicos reales que ocurren dentro del vertedero desde una perspectiva global del mismo, en lugar de centrarse en el balance de aguas a pequeña escala como la mayoría de modelos actuales, incluido el HELP, con menos sentido físico. Su modelo conceptual se basa en que cierto porcentaje del agua infiltrada de lluvia atraviesa rápidamente el vertedero a través de caminos preferenciales, mientras que el resto es absorbida por la basura, de la cual va rezumando más lentamente según una ecuación cinética de primer orden. Con este modelo se pretende aproximar con más realismo la generación de lixiviados a corto plazo, ya que la aproximación a largo plazo queda igualmente bien representada por el balance hidrológico tradicional (HELP).

Según Stegman y Barres et al., la relación cinética de expulsión del agua almacenada sería:

$$\frac{\partial W}{\partial t} = -\frac{\ln 2}{T_{0.5}}(W - W_c)$$

siendo W la humedad en el tiempo t, W_c la humedad crítica a partir de la cual se produce lixiviado, o capacidad de campo y T_{0.5} el tiempo en el que el volumen absorbido por un terreno se reduce a la mitad (velocidad de expulsión).

En el modelo se simplifica el proceso del siguiente modo:

del agua infiltrada de lluvia, un porcentaje (α) es inmediatamente absorbido por el terreno, mientras que el resto es inmediatamente dirigido al fondo del vertedero. El terreno expulsa agua según una ley exponencial según su exceso sobre la capacidad de campo.

Se necesitan muchos datos para calibrar las variables, y son tan dependientes de ellos que los propios autores reconocen que el modelo está más bien destinado a calibrar modelos con datos medidos y poder estimar comportamientos instantáneos o a medio plazo en una configuración ya alcanzada y con medidas. No posee la capacidad de predicción necesaria para calcular caudales a largo plazo para dimensión de vertederos.

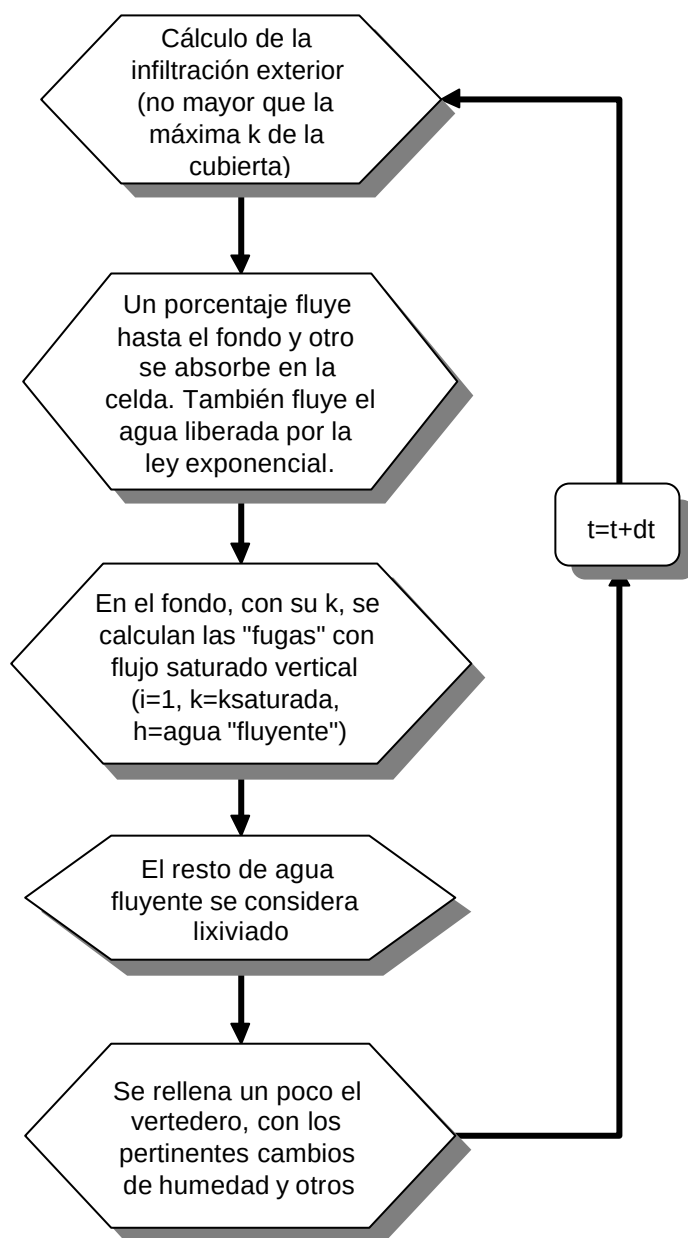
Los parámetros principales del modelo son, según lo visto, el porcentaje α de absorción instantánea, el T_{0.5}, y los puntos de humedad del suelo.

Se reconocen tres puntos fijos en el contenido de humedad de un suelo:

- la humedad máxima, que no puede ser superada,
- la humedad crítica, o capacidad de campo
- la humedad mínima, de la que no se puede bajar.

También da importancia a la humedad inicial, con la que llegan los residuos al vertedero, aconsejando definir la humedad crítica como un 2 o 3% superior a ésta inicial. La humedad por debajo de la capacidad de campo sólo se libera por evaporación. De todos modos, el concepto de capacidad de campo, que proviene de la agronomía, no acaba de ser grato por no ser real. El suelo no se comporta como una "esponja irreversible", tal como predice este parámetro. Aún así, es lo mejor que hay de momento.

Un algoritmo simplificado de funcionamiento puede observarse en la figura 10.3.

**Figura 10.3.**

En este diagrama no se reflejan los métodos que comprueban la saturación de las celdas, entre otros.

Para el modelo, una celda se extiende desde la superficie hasta el fondo del vertedero, con una superficie del orden de los 5000 m², diferenciando varias celdas en el vertedero según la cobertura. Cada una tiene sus propios parámetros α y $T_{0.5}$, dependiendo de la configuración de la celda, tipos y permeabilidad de la capa de cobertura, y espesor. No se comenta explícitamente, pero suponemos que el relleno de celdas va aumentando uniformemente su altura, con lo que cambian también

(ligera, pero acumulativamente), los parámetros α y T_{05} , el primero disminuyendo, y el segundo aumentando con el espesor.

Al final del artículo se recuerda que los modelos de hoy en día no tienen en cuenta la degradación de los elementos hidráulicos de un vertedero, como la pérdida de capacidad de los drenes, el aumento de permeabilidad en las barreras de suelo o las perforaciones en geotextiles, lo cual puede modificar muy seriamente los resultados, sobre todo a largo plazo.

2.2.1.5 MODUELO V 1.0

Como hemos visto en el punto anterior, los modelos hidrológicos de movimiento de agua en un medio poroso desarrollados o en desarrollo en todo el mundo son innumerables, aplicados a disciplinas tan dispares como la producción de lixiviados en un vertedero, el transporte de vertidos contaminantes en suelos o las filtraciones en minas. Los más abundantes y adecuados para la predicción a largo plazo son los que se basan en la discretización del terreno, y la resolución, por diferencias finitas, de la ecuación de balance de aguas. Los hay unidimensionales, bidimensionales, tridimensionales y hasta de dimensión intermedia, como el HELP. Algunos consideran el flujo en medio saturado - insaturado y otros lo simplifican para flujo siempre saturado. Según las condiciones del problema a resolver, esta simplificación puede ser mala, buena o necesaria. Pero ninguno de los modelos aparece perfecto para cualquier problema de flujo en suelos. Cada uno, con mayor o menor aproximación, resuelve sus casos particulares mejor que los demás.

Para decidir cuál es el modelo más adecuado para el programa en su Versión 1.0, se han hecho las siguientes consideraciones:

La necesidad de conocer la humedad en cada celda del vertedero, las cuales van aumentando en número con la llegada de nueva basura al mismo, y la intención de predicción a largo plazo, nos obligan a adoptar un modelo discretizado y tridimensional.

Para seleccionar las ecuaciones que dominen el flujo, hay que tener en cuenta que el vertedero de interés para MODUELO V 1.0 (Meruelo) se encuentra situado en un clima húmedo como es Cantabria, sin grandes periodos de sequía.

El relleno del mismo también tiene mucha influencia tanto en el flujo como en el tipo de celdas, siendo diariamente acumulada la basura en capas de medio (primera etapa) y dos y medio metros (etapa actual) de espesor y cubierta por una capa de tierra de 20 centímetros, que sirve primero de protección de la intemperie, y, posteriormente, de barrera vertical impermeable de los lixiviados. Por ello, la altura de las celdas del modelo coincide con la de un espesor de basura más otro de cobertura, y una celda se define como una base de basura de alta permeabilidad con una capa sobre ella de permeabilidad más baja. Como entre una celda superior y otra inferior hay una barrera impermeable siempre, y la humedad de las celdas en este clima será mayor que la capacidad de campo, en cada celda siempre habrá una altura de agua en el fondo esperando a bajar en flujo saturado. Los flujos insaturados verticales pierden importancia frente a los saturados, salvo en el movimiento ascendente de humedad en las capas superficiales en temporadas de gran calor. Pero este fenómeno, aquí no es muy importante, quedando representado por la posibilidad de evaporación de la humedad de las celdas superficiales. Por ello, no se tendrá en cuenta el flujo insaturado en vertical.

En horizontal, el flujo existiría siempre que hubiera una diferencia de humedad entre dos celdas. Por la acumulación de agua en el fondo de la celda, se produce un flujo saturado mucho más importante que el insaturado, aún actuando en toda la celda. Este flujo sería insaturado sólo sería importante cuando se bajara de la capacidad de campo, lo que inhibiría el flujo saturado, efecto que, como hemos dicho, es bastante improbable, a parte de en las capas superficiales y en verano, implicando además movimientos de agua muy pequeños. Por ello, no parece impreciso tomar flujo saturado para el movimiento de agua en dirección horizontal, tal como ya se hace en vertical.

2.2.1.6 MODUELO V 3.0

En esta nueva versión del programa, se ve la necesidad de completar el modelo de flujo implementado en la versión 1.0, teniendo en cuenta el flujo saturado - no saturado que puede tener mucha importancia en vertederos situados en zonas menos húmedas.

Para ello, se hace un repaso de la bibliografía existente sobre el tema y se decide plantear los trabajos a desarrollar teniendo en cuenta que el sistema de

explotación de los vertederos, no siempre se realiza como en Meruelo, esto es, no siempre existe una barrera impermeable entre una celda superior y otra inferior, por lo que en las celdas sin cobertura no habrá una altura de agua acumulada en su fondo dispuesta a moverse horizontalmente, ni el flujo vertical será de tipo saturado, por lo que se deberá plantear otro tipo de modelo que represente este fenómeno. Por otro lado, aunque existan capas más impermeables entre celdas, en climas más secos es posible que la humedad de la celda no alcance la humedad mínima requerida para que se forme una lámina de agua en el fondo, por lo que pueden cobrar importancia los flujos no saturados. En cuanto al flujo horizontal, mantendremos las hipótesis realizadas en la primera versión, esto es, flujo saturado.

3 DESARROLLO TEORICO DE UN MODELO DE FLUJO EN ZONA NO SATURADA

En la Versión 1.0 del programa MODUELO, las ecuaciones utilizadas para la modelización del flujo hidráulico entre las celdas de vertedero, fueron seleccionadas teniendo en cuenta que su aplicación principal, - vertedero de Meruelo-, estaba localizado en una climatología húmeda sin grandes periodos de sequía. De esta forma, se considera que los flujos entre celdas se realizan en condiciones de saturación.

La simplificación fundamental que se lleva a cabo para establecer el flujo entre celdas es suponer que una vez que la humedad de una celda supera el valor de la capacidad de campo, se acumula *instantáneamente* sobre la parte inferior de la celda, formando una lámina de agua saturada a través de la cuál se producen todos los flujos de humedad, tanto horizontales como verticales. Como condiciones de contorno para la limitación de los movimientos de agua entre celdas se considera que no se supere la humedad de saturación ni se rebaje la capacidad de campo de ninguna celda. Es decir, se unen dos conceptos para la Capacidad de Campo:

- por un lado la mínima humedad que puede retener un suelo y que no puede reducirse por efecto del flujo de humedad
- por otro lado, la humedad del suelo por encima de la cuál se produce flujo hacia las celdas inferiores

Esto supone que si una celda pierde agua hasta alcanzar su Capacidad de Campo, cualquier posible incremento de humedad se transformará "instantáneamente" en flujo de humedad.

Esta limitación no se ajusta muy bien a la realidad, ya que la humedad mínima que puede tener un suelo y la humedad por encima de la cuál comienzan a producirse flujos no tienen por qué coincidir. Se plantea por tanto distinguir tres conceptos claros:

- la mínima humedad que puede tener un suelo y que no puede reducirse en condiciones naturales, - la denominaremos humedad residual (θ_{res})
- .

- la humedad del suelo por encima de la cuál se produce flujo vertical hacia las celdas inferiores, - la denominaremos humedad mínima para flujo vertical ($\theta_{\min_v}$) -.
- la humedad del suelo por encima de la cuál se forma una lámina de agua saturada en el fondo de la celda (cuando existe un material más impermeable bajo ella) y que supone el inicio de los flujos horizontales hacia las celdas adyacentes , - la denominaremos humedad mínima para flujo horizontal ($\theta_{\min_h}$) -.

Mediante estudios experimentales en laboratorio, se ha observado que el residuo retiene hasta un 40% (vol) de humedad antes de producirse el flujo vertical. Sin embargo, en vertederos, los lixiviados aparecen antes de alcanzar este valor, - humedades entre el 25 y 35 % (vol) -.

Esta liberalización de humedad se considera debida a la heterogeneidad del residuo, al flujo a través de canales preferenciales y a la redistribución interna de la humedad del residuo, aún cuando no se ha alcanzado la humedad mínima.

Con el fin de mejorar el modelo hidráulico, se plantea diferenciar cada uno de estos fenómenos, por lo que se ve la necesidad de implementar un modelo de flujo de humedad de tipo No Saturado en medio poroso que nos permita predecir la redistribución de la humedad interna y el flujo de humedad a través de los distintos tipos de suelo que configuran los vertederos, e incorporar modelos que representen de forma más o menos aproximada los flujos a través de canales preferenciales.

Parece claro que el comportamiento No Saturado de un suelo dependerá no sólo de las propiedades hidráulicas y estado del propio suelo, sino también de las aportaciones hidráulicas de los suelos adyacentes, la climatología del lugar y de las características y estado de los suelos sobre los que se sitúa.

De forma simplificada, y teniendo en cuenta los tipos de suelos que se pueden asignar a las distintas celdas del programa MODUELO, los casos que se pretende analizar desde el punto de vista No Saturado son:

1. Celda de residuo u otro componente colocado sobre una capa de menor permeabilidad vertical. Por ejemplo, disposición en vertedero de los residuos sólidos con material cobertura más impermeable entre capas.
2. Celda de residuo u otro componente colocado sobre una capa de permeabilidad similar o mayor. Por ejemplo, disposición en vertedero de los residuos sólidos sin cobertura entre capas (igual permeabilidad) o sobre capas drenantes (mayor permeabilidad).
3. Celda de residuo u otro componente colocado sobre una capa impermeable o prácticamente impermeable. Por ejemplo, disposición en vertedero de los residuos sobre un vaso de vertido impermeable o impermeabilizado.

Para cada uno de estos casos, se deberá plantear un modelo simplificado que reproduzca el fenómeno de redistribución de la humedad y flujo en el tiempo, analizando la influencia de cada uno de los parámetros hidráulicos según la tipología de la celda.

Para la definición de cada uno de los casos y considerando el suelo como homogéneo, se plantea un modelo que utiliza una solución numérica por diferencias finitas y elementos finitos de tipo Galerkin de la ecuación unidimensional de flujo saturado/no saturado desarrollada por Van Genuchten.

En este modelo numérico se introducirán valores de los parámetros hidráulicos que representen las características habituales tanto de los residuos sólidos urbanos como de los materiales de cobertura utilizados en vertederos controlados y a partir de los resultados, nos permitirá deducir expresiones que representen el comportamiento de este tipo de suelos.

3.1 MODELO NUMÉRICO: SOLUCIÓN POR DIFERENCIAS FINITAS Y ELEMENTOS FINITOS DE TIPO GARLEKIN DE LA ECUACIÓN UNIDIMENSIONAL DE FLUJO SATURADO/NO SATURADO DESARROLLADA POR VAN GENUCHTEN

El modelo teórico aquí utilizado nos permite tener un conocimiento aproximado del flujo de la humedad en suelos No Saturados o Parcialmente Saturados, teniendo en cuenta la climatología del lugar.

Así, partiendo de un suelo, o varios suelos no homogéneos superpuestos, cada uno de ellos con un contenido de humedad *constante* en toda su profundidad, podremos conocer cómo se va produciendo la *redistribución de la humedad* bajo la influencia de los efectos climatológicos del lugar (lluvia y evaporación) y los *flujos de humedad*, bien en el fondo del suelo o entre los distintos tipos modelizados, en función de las condiciones de contorno.

Dado que este modelo es unidimensional, nos permite evaluar el flujo vertical que se produce hacia mayores profundidades suponiendo en todo momento que no existen pérdidas o aportaciones horizontales desde celdas adyacentes. La redistribución interna de humedad en la celda nos servirá de base para el cálculo de los flujos horizontales hacia las adyacentes, teniendo en cuenta que se supone que dichos flujos se producen en condiciones de saturación, esto es, desde la zona saturada en el fondo de cada celda.

3.1.1 Parámetros Hidráulicos que Caracterizan un Suelo

A continuación se presenta la nomenclatura, unidades y significado de los parámetros que caracterizan un suelo en el modelo numérico y que se van a mantener en los distintos modelos simplificados.

- K_s = Conductividad Hidráulica Saturada (vertical) [$L T^{-1}$]
- K = Conductividad Hidráulica No Saturada (vertical) [$L T^{-1}$]
- θ_{sat} = Contenido de Humedad del Suelo Saturado (% vol)
- θ_{res} = Contenido de Humedad Residual (%vol)

- θ = Contenido de Humedad (%vol)
- α, n = Parámetros característicos del Modelo de Van Genuchten de cada suelo que controlan la redistribución de la humedad en el suelo en condiciones estables. $\alpha = [L^{-1}]$, $n [L^0 T^0]$.

Según Van Genuchten (1980), el contenido de humedad interna de un suelo se puede expresar como:

$$q = q_{res} + \frac{q_{sat} - q_{res}}{\left[1 + (a|h|)^n\right]^m}$$

$$m = 1 - 1/n$$

siendo $h [L]$ el potencial mátrico.

En la siguiente tabla se presentan los valores de los parámetros que se han utilizado para la simulación del residuo sólido urbano y las capas de cobertura del vertedero y, a modo de ejemplo, los parámetros de referencia utilizados para la modelización con este modelo numérico de otros materiales.

Suelo	q res	q sat	a	n	Ks
	(cm ³ /cm ³)	(cm ³ /cm ³)	(cm ⁻¹)	(-)	(cm/d)
RSU	0.20 a 0	0.5	{ 0.005 , 0.0075 , 0.01, 0.015 }	{ 2, 2.5 }	86.4
Cobertura	0.286	0.446	0.001	1.5	0.0864
Clay (Arcilla)	0.20	0.54	0.008	1.8	25
Sand (Arena)	0.12	0.42	0.012	3	400

De la revisión bibliográfica previa, se ha tomado para la conductividad hidráulica saturada del residuo $K_s = 10^{-5}$ m/seg (86.4 cm/d) y su humedad de saturación $\theta_{sat} = 50\%$ (vol). Para la humedad residual se ha tomado un rango para los cálculos del 20% al 0% (vol) , - humedad mínima que puede retener el residuo -.

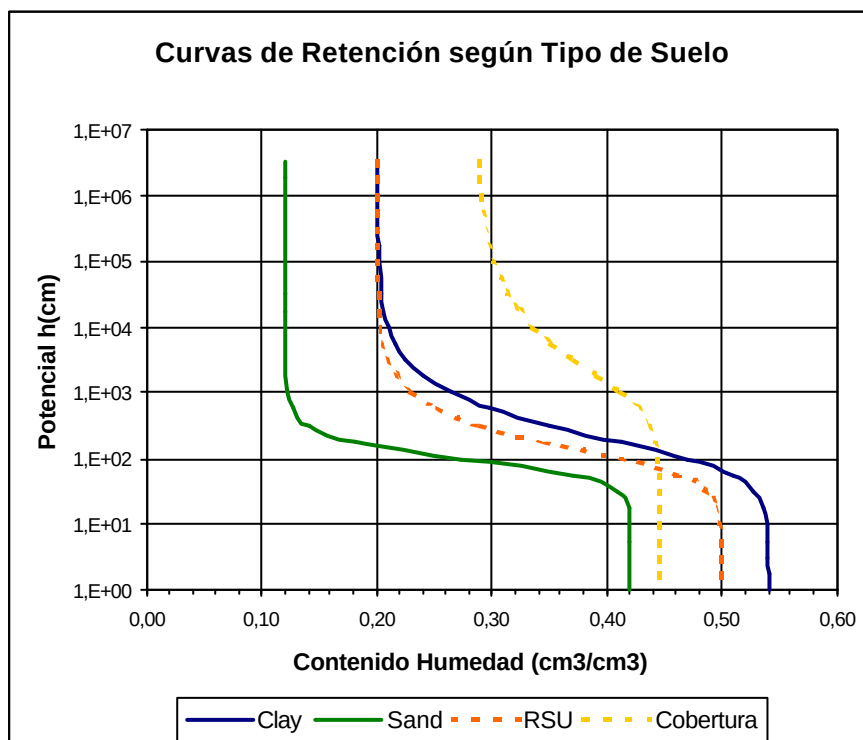
En cuanto a los valores de α y n asignados al residuo sólido, se han realizado distintas simulaciones con valores de $\alpha = \{ 0.005 , 0.0075 , 0.01 , 0.015 \}$ y valores de n

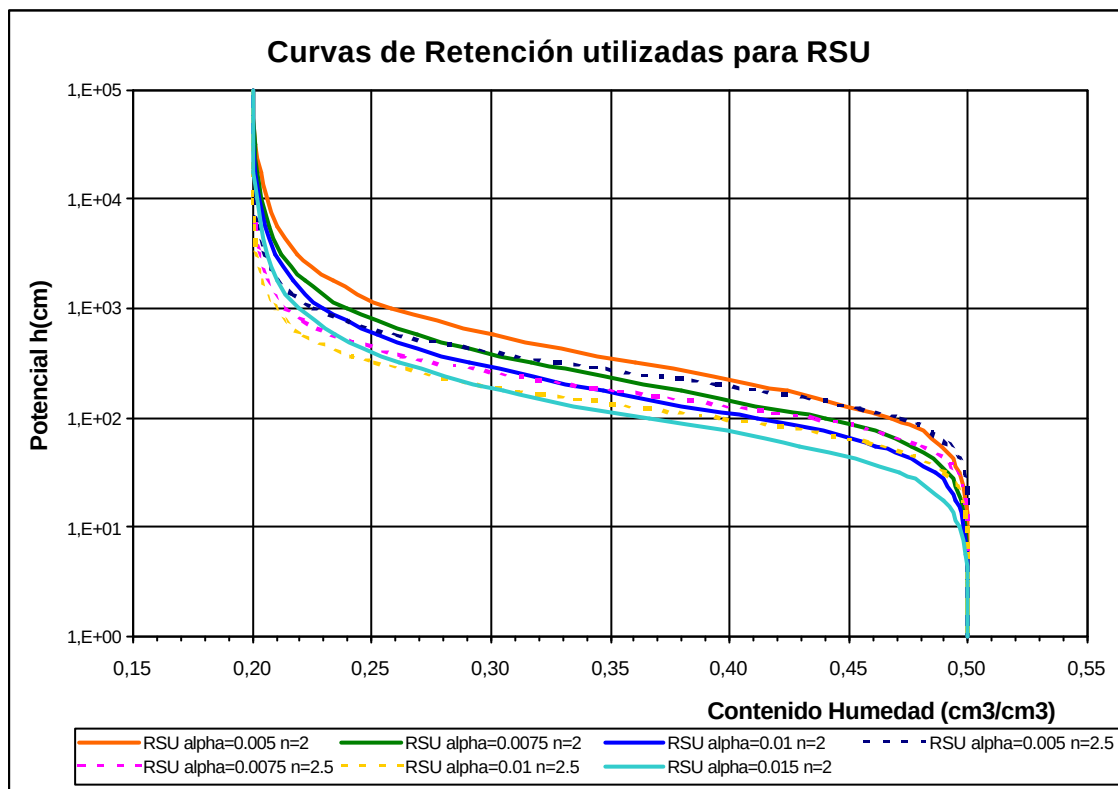
= {2 , 2.5 }, con el fin de establecer la sensibilidad del modelo frente a estos parámetros. Estos valores de α y n garantizan que la Capacidad de Campo esté cercana a los valores establecidos en bibliografía (29 a 37 % (vol) - Canziani y Cossu (1989)-; 20 a 35 % (vol) - Oweis et al. (1990) -), tal y como se puede ver en la tabla siguiente:

	a = 0.005		a = 0.0075		a = 0.01	
	n= 2	n= 2.5	n= 2	n= 2.5	n= 2	n= 2.5
CC (% vol)	36	32.8	32.8	27.7	29	25.2

* En este tipo de modelos de flujo No Saturado, la Capacidad de Campo se considera como la humedad del suelo correspondiente a un potencial mátrico igual a -10^{25} (PF=2.5), unos 300 cm de succión.

En el gráfico siguiente se pueden ver cuáles son las curvas de retención de humedad para los parámetros considerados de residuos sólidos y coberturas, así como su comparación con curvas de retención de otros suelos.





3.1.2 Proceso de Cálculo

Para cada uno de los casos a analizar (celda sin cobertura o sobre capa drenante, celda con cobertura y celda sobre fondo impermeable) se realiza un modelo numérico en Zona No Saturada que simula una celda del vertedero en esas condiciones con unas dimensiones semejantes a las que se utilizan habitualmente en vertederos, - En este caso, se ha considerado un espesor del residuo de 4 metros y de la cobertura de 0,2 metros -.

Cada modelo numérico se analiza en varios escenarios teniendo en cuenta valores de α y n distintos, y diferentes contenidos iniciales de humedad del residuo sólido, con el fin de observar cuál es la sensibilidad del sistema a cada uno de estos parámetros.

De cada uno de los escenarios se observa tanto la evolución del flujo percolado desde la propia celda [flujo vertical en el tiempo] como la redistribución interna de la humedad, ya que ésta afectará fundamentalmente a los flujos horizontales que se producirán desde la celda hacia sus adyacentes. (Se supone que el flujo horizontal se

produce en condiciones de saturación, esto es, desde la zona saturada en el fondo de cada celda).

En principio y como primera simplificación de los fenómenos de flujo y redistribución de humedad, no se considerarán aportaciones externas de humedad (debida a climatología, recirculación, filtraciones por el contorno o flujos verticales procedentes de celdas superiores). Se colocarán las celdas con su humedad inicial y se observará su evolución en el tiempo. Posteriormente se analizará el efecto que producen las aportaciones o pérdidas externas de agua.

A la vista de los resultados obtenidos en los distintos escenarios de cada modelo numérico en Zona No Saturada se realizan diversos ajustes utilizando grupos adimensionales, con el objeto de definir aquellos más representativos y que condicionan el comportamiento interno de la celda.

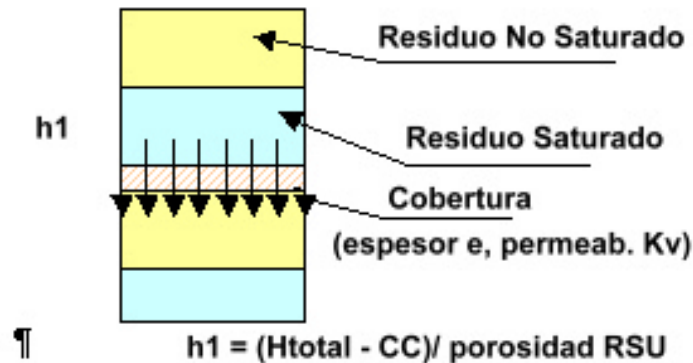
Una vez obtenidos los grupos adimensionales más representativos, se plantean las condiciones de contorno y el Dominio de aplicación para los valores habituales de cada variable, ajustando expresiones matemáticas sencillas que puedan representar de forma simplificada los mismos patrones de funcionamiento que los modelos numéricos, con el fin de poder ser introducidos en el programa MODUELO. Los parámetros de ajuste de estas expresiones matemáticas, que denominaremos "Modelos Propuestos", se ajustarán a los valores medios obtenidos en los distintos escenarios cuando la modificación del valor de una variable no represente una modificación importante del comportamiento hidráulico de la celda.

3.2 CELDA DE RESIDUO U OTRO SUELO COLOCADO SOBRE UNA CAPA DE MENOR PERMEABILIDAD: MODELO CELDA CON COBERTURA

3.2.1 El Modelo de Flujo utilizado en MODUELO V 1.0

El flujo vertical entre celdas con capas de cobertura está totalmente condicionado por las permeabilidades y espesores del material utilizado como cobertura (normalmente de permeabilidades inferiores a 10^{-7} m/s). Estas capas intermedias se colocan para limitar la entrada de agua exterior al vertedero. La humedad de la celda tenderá a acumularse en el fondo de la misma formando una lámina saturada ("acuíferos colgados" sobre las capas de cobertura en cada celda).

Para la estimación de la altura de agua acumulada en el fondo de cada celda en la versión 1.0 de Moduelo, - que define tanto el gradiente hidráulico disponible para el cálculo del flujo vertical a través de la cobertura, como la humedad para que se produzcan los flujos horizontales -, se considera que toda la humedad que supera la Capacidad de Campo formará instantáneamente dicha lámina de agua (h_1).



$$\text{Porosidad}_{e_{RSU}} = (W_{sat} - CC) \% \text{ vol}$$

La expresión del flujo queda de la siguiente forma:

$$q_v = K_{v_{cob}} \frac{h_1 + e}{e} Ah$$

donde: q_v = flujo vertical a través de la cobertura [$L^3 T^{-1}$]

$K_{v_{cob}}$ = permeabilidad vertical saturada de la cobertura [$L T^{-1}$]

e = espesor del material de cobertura [L]

h_1 = altura de la lámina de agua en el fondo de la celda [L]

Ah = sección horizontal que atraviesa el flujo vertical

Al igual que en el caso anterior el fenómeno está limitado por la Capacidad de Campo de la celda superior (que no se puede rebajar) y la Humedad de Saturación de la inferior (que no puede ser superada).

En cuanto al flujo horizontal, será esa misma altura de la lámina de agua del fondo de la celda la disponible para moverse horizontalmente con las celdas adyacentes.

El concepto de Capacidad de Campo para este modelo se corresponde con la mínima humedad que puede tener un suelo, la cuál no se puede reducir y además es la humedad a partir de la cuál comienza a haber flujos de humedad, tanto verticales como horizontales (cuando $H_{total} > CC \Rightarrow h_1 > 0$).

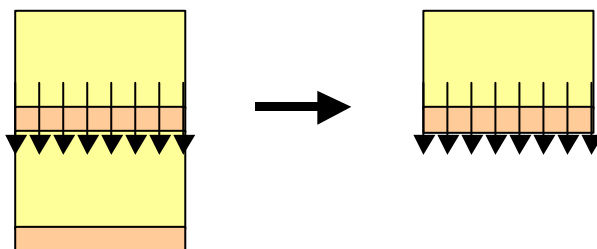
Se considera despreciable la capacidad de retención y aporte de humedad de las capas de cobertura, suponiendo que dichas capas están inicialmente saturadas y se limitan a transmitir la humedad procedente de los residuos que están situados sobre ellas.

Con el fin de comprobar si estas simplificaciones pueden ser válidas, se realiza un modelo teórico que simula el flujo entre celdas de residuo con cobertura intermedia.

3.2.2 El Modelo Numérico en Zona No Saturada

Para simplificar el cálculo del flujo vertical entre dos celdas de residuo superpuestas con una capa de cobertura entre ellas, se considera que el flujo va a ser equivalente al obtenido de una única celda de residuo sobre una capa de cobertura.

Esto es lo mismo que decir que el flujo de humedad desde la celda superior no va a estar influenciado por la celda inferior.



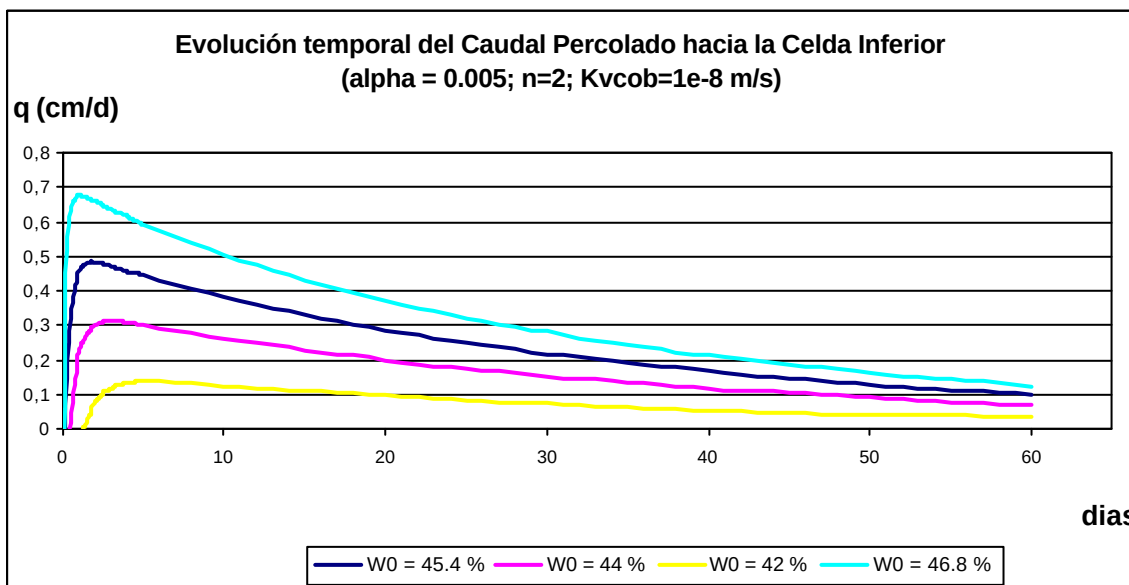
Por lo tanto, se trata del cálculo como "Efecto Ducha" a través de una capa de pequeño espesor y baja permeabilidad, utilizado en numerosos modelos de agua subterránea para simular el intercambio de agua entre masas de agua superficiales y el acuífero en régimen de saturación a través de una capa de limos semiconfinantes.

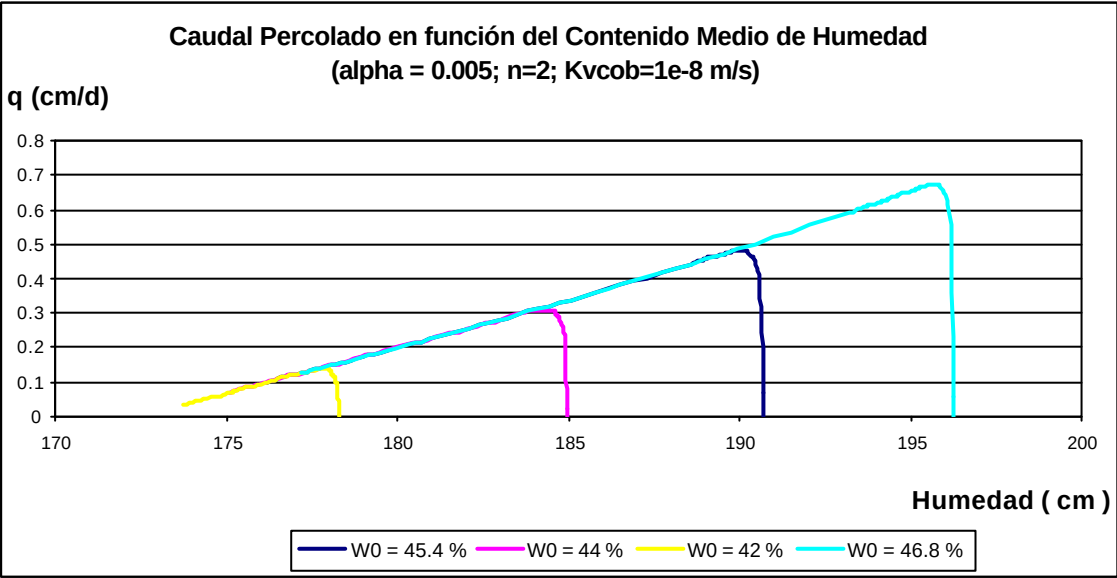
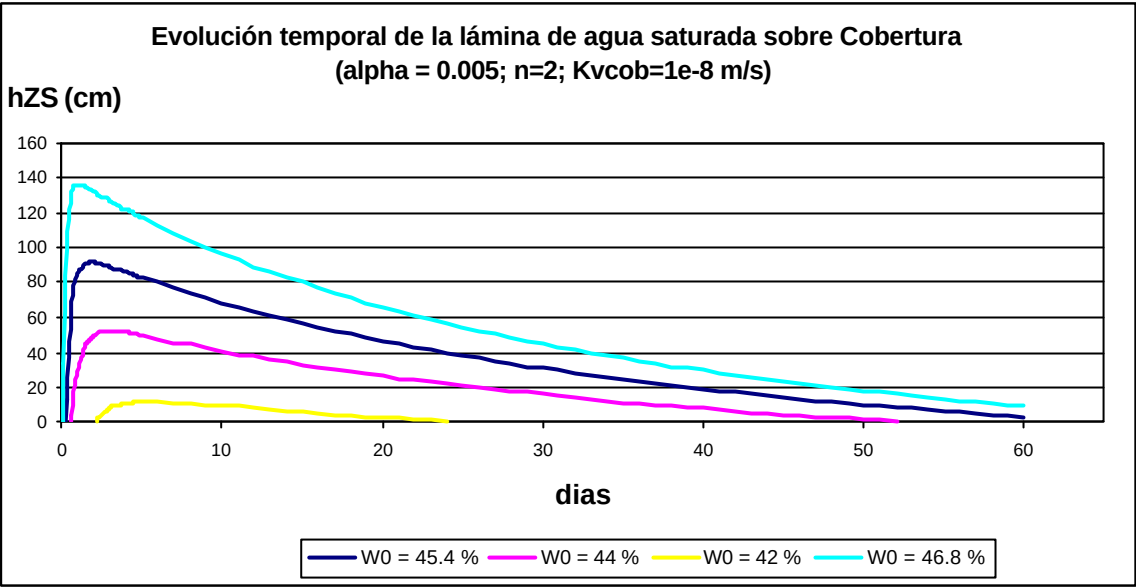
Para la modelización de este conjunto se supone un residuo de permeabilidad vertical 10^{-5} m/s y espesor 4 metros y una capa de cobertura de permeabilidad vertical 10^{-8} m/s y espesor 0.2 metros. (Estas dimensiones son aproximadamente las que se están utilizando en la explotación del vertedero de Meruelo).

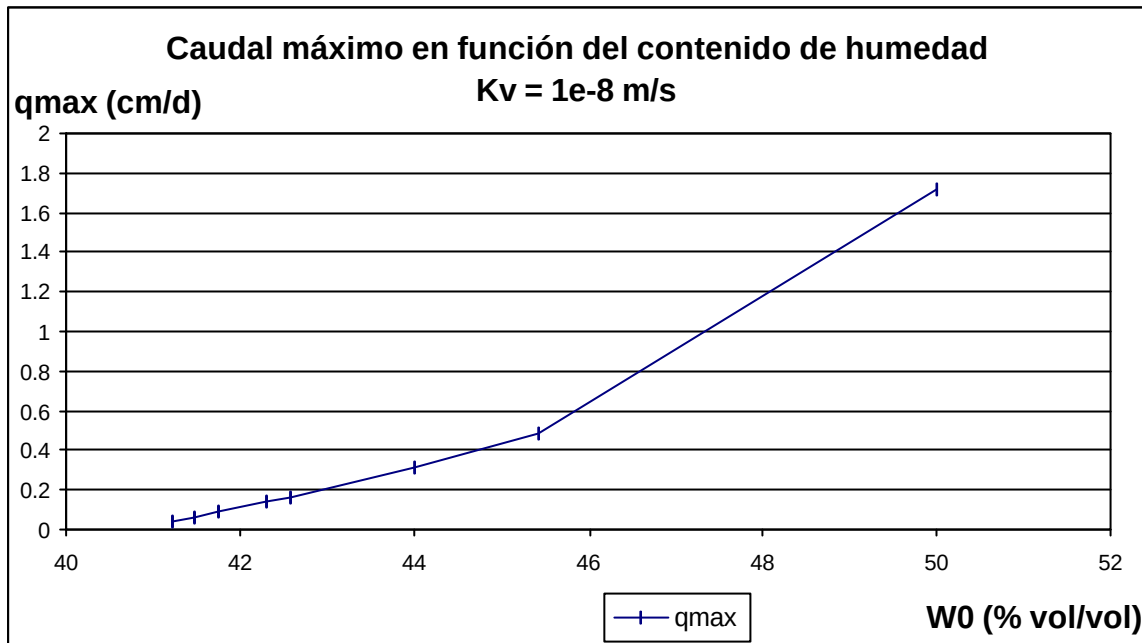
En principio, y para reducir los fenómenos a contemplar, no se van a considerar aportes o pérdidas instantáneas de humedad. Posteriormente se verá cómo afectan estos aportes externos al comportamiento de la celda.

En estas condiciones se construyen distintos escenarios con cada uno de los parámetros que caracterizan el residuo y varias humedades iniciales de las celdas, con el fin de observar tanto la evolución temporal del flujo vertical como la redistribución de la humedad interna de la celda y la formación de la lámina de agua saturada sobre la capa de cobertura. Dichos cálculos se han llevado a cabo con distintos valores de α y n , eligiendo posteriormente aquellos que pueden representar mejor el comportamiento hidráulico del RSU.

3.2.2.1 Evolución Temporal







* $\alpha = 0.005$, $n=2$

Como se puede ver en los gráficos anteriores, ante un contenido uniforme de humedad inicial en el residuo, la lámina de agua saturada en el fondo de la celda y el caudal percolado van aumentando en el tiempo hasta alcanzar un valor máximo. A partir de ese momento se va produciendo el vaciado de la celda mediante el "Efecto Ducha".

Es decir, la redistribución interna de la humedad en vertical va generando la formación de la lámina de agua en el fondo de la celda de forma progresiva, alcanzando su valor máximo no instantáneamente, sino retrasado en el tiempo. Del mismo modo, este aumento de agua acumulada favorece el caudal que pasa a través de la cobertura y por lo tanto, el valor máximo del flujo vertical no se produce hasta que ha transcurrido un tiempo (th_{max}) desde la colocación de la celda. También existe un tiempo inicial en el que no se produce flujo vertical, pero no se considerará ya que es muy pequeño (en torno a 1 día en función del contenido inicial de humedad y las características permeables de los materiales que componen la celda). Se supondrá que el flujo vertical a través de la cobertura comenzará desde el instante inicial.

Pasamos a las nomenclaturas:

- t_{hmax} (d) tiempo en el que se produce el caudal máximo a través de la cobertura coincidente con el máximo valor de la altura de la lámina acumulada en el fondo y el gradiente máximo
- h_{max} (cm) el valor máximo de la lámina de agua acumulada en el fondo de la celda.
- q_{max} (cm/d) el caudal máximo que fluye por el fondo de la celda (hacia la inferior)
- i_{max} (adimensional) el gradiente hidráulico máximo en el instante t_{hmax}
- θ_{min_v} %(vol) contenido mínimo de humedad por encima del cuál se produce flujo vertical hacia la celda inferior

Numéricamente, los resultados que hemos ido obteniendo en función del contenido inicial de humedad son para $\alpha = 0.005$, $n=2$, $K_{vRSU} = 86.4$ cm/d y $K_{vcob} = 0.082$ cm/d :

$a = 0.005$ $n=2$ $K_{vcob}=10^{-8}$ m/s $K_{vRSU} = 10^{-5}$ m/s				
W0 (% vol/vol)	t_{hmax} (d)	h_{max} (cm)	q_{max} (cm/d)	gradiente maximo*
45,44	1,85	97,44	0,4815	5,87
44,00	3,05	55,79	0,31074	3,79
42,58	4,8	19,94	0,16374	2,00
42,30	5,35	13,48	0,13727	1,67
41,75	6,5	1,33	0,08744	1,07
41,48	7,5	< 0	0,0592	0,72
41,21	8,55	< 0	0,03692	0,45
40,8	-	-	0	0

* El gradiente máximo ha sido calculado considerando la Permeabilidad vertical Saturada de la cobertura, incluso cuando no existe lámina de agua en el fondo de la celda.

Estos primeros resultados son muy interesantes. Vamos a mirarlos con un poco de cuidado, teniendo siempre presentes cuales son los valores de los parámetros utilizados.

1. Para contenidos de humedad iniciales inferiores al 40.8 % (vol), no se produce flujo vertical hacia la celda inferior ($\theta_{\min_v} = 40.8 \%$). Este valor coincide prácticamente con los estudios en laboratorio de la "Capacidad de Campo", teniendo en cuenta que no se consideran Flujos Preferenciales.
2. Es posible que se produzca flujo vertical sin que exista flujo horizontal. Para que comience a acumular agua en el fondo de la celda, y por tanto, comience el flujo horizontal, es necesario un contenido inicial de humedad superior al 41.7 % ($\theta_{\min_h}$).

A la vista de estos primeros resultados y dado que estamos intentando diferenciar el flujo rápido a través de canales preferenciales del flujo lento a través del residuo, se considera adecuado sustituir el concepto de Capacidad de Campo como límite del flujo vertical entre celdas con cobertura por el de Humedad mínima para flujo vertical ($\theta_{\min_v}$)

Asimismo, vamos a intentar reproducir el aire de la evolución del flujo vertical en el tiempo, es decir, vamos a considerar un periodo (desde que se coloca la celda hasta $th_{\max}$) en el que el flujo vertical sigue una rama creciente hasta alcanzar el valor máximo ($q_{\max}$) y un segundo periodo en el que se va produciendo el vaciado de la celda (rama decreciente).

Estimaremos cómo se va produciendo el flujo vertical (q cm/d) en la rama creciente y decreciente en función del gradiente hidráulico (i), de tal forma que:

$$q \text{ (cm/d)} = K_{v_s}^{cob} \text{ (cm/d)} * i(t)$$

A partir de su valor, estimaremos la altura de agua acumulada en el fondo de la celda, considerando que:

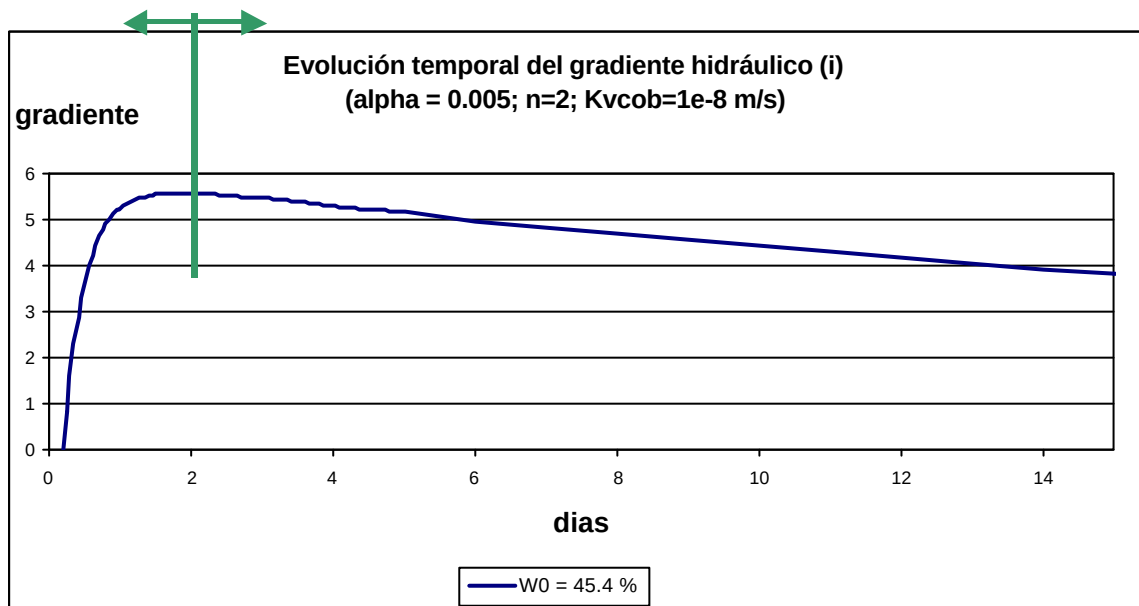
$$i = \frac{h_{zs} + e_{cob}}{e_{cob}}$$

Se elige este método ya que como hemos visto, es posible que exista flujo vertical sin que se acumule agua en el fondo de la celda.

Por esta razón, será necesario definir varios submodelos diferentes en función de los valores habituales de las variables que caracterizan la celda:

- estimación de θ_{min_v} (%vol)
- estimación de t_{hmax} (d)
- estimación del gradiente máximo (i_{max})
- estimación del gradiente (i) en la rama creciente (cuando $t \leq t_{hmax}$)
- estimación del gradiente (i) en la rama decreciente (cuando $t > t_{hmax}$)

Rama Creciente Rama Decreciente



Para ello, vamos a plantear los modelos fijando los valores de la permeabilidad de la Cobertura y del Residuo y sin aportaciones de humedad externas. Posteriormente se verá la sensibilidad del modelo frente al valor de dicho parámetro y se realizarán las correcciones oportunas.

3.2.3 El Modelo Propuesto

3.2.3.1 Estimación de la Humedad mínima (q_{min_v})

Para los parámetros $\alpha = 0.005$, $n=2$, $\theta_{sat} = 50 \%$ (vol) y $\theta_{res} = 20\%$ (vol), $Kv^{cob} = 10^{-8}$ m/s y $Kv^{RSU} = 10^{-5}$ m/s, la humedad mínima $\theta_{min_v} = 40,80 \%$ (vol). Por debajo de este contenido de humedad se considera que no existe flujo vertical ($qv=0$).

Como ya se indicó en el apartado 3.1.2, las expresiones matemáticas y los valores de los coeficientes de cada uno de los modelos propuestos han sido obtenidos de ajustes numéricos de los diferentes escenarios modelizados. Posteriormente se ha analizado la bondad del ajuste y el dominio de validez de las expresiones propuestas.

De forma general, la expresión de estimación de θ_{min_v} siguiendo la fórmula de cálculo del contenido de humedad interna de un suelo desarrollada por Van Genuchten (1980), se puede expresar como:

$$q_{min_v} = q_{res} + \frac{q_{sat} - q_{res}}{\left(1 + (\alpha |h|)^n\right)^m} \quad (\% \text{ vol})$$

$$\text{donde: } h = 10^{PF} \quad PF(\alpha = 0.005) = \frac{1}{0.4314} = 2.3178 \quad m = 1 - \frac{1}{n}$$

Si tenemos en cuenta los distintos valores que puede adoptar el parámetro α {0.005 , 0.0075, 0.01, 0.015} y θ_{res} (0 al 20 % vol), los valores que obtenemos para θ_{min_v} son:

Valores de q_{min_v} (%vol) ($q_{sat} = 50 \%$)			
	$q_{res} = 0\%$	$q_{res} = 20\%$	PF
$\alpha = 0.005$	34.7 %	40.8 %	2.3178
$\alpha = 0.01$	23.8 %	34.3 %	2.265
$\alpha = 0.015$	18.7 %	31.2 %	2.219

Es decir, PF debe ser función de α y se puede aproximar mediante la expresión:

$$PF(a) = 2.3672 - 9.88 a$$

3.2.3.2 Estimación del Gradiente Máximo [$i_{\max}(Q_0)$]

Condiciones de Contorno que debe cumplir la expresión:

- $\theta = \theta_{\min_v} \Rightarrow i_{\max} = 0$
- $\theta = \theta_{\text{sat}} \Rightarrow i_{\max} = i_{\text{saturación}} = \frac{h_{RSU} + e_{cob}}{e_{cob}}$; siendo h_{RSU} el espesor de la capa de residuo

A la vista de los resultados obtenidos y teniendo en cuenta las condiciones de contorno que debe cumplir la expresión matemática propuesta, se plantea la siguiente:

$$i(q_{\text{corregido}}) = i_{\text{saturación}} \left[1 - (1 - \Theta_{\text{corregido}})^b \right] \text{ siendo}$$

$$\Theta_0 = \frac{q_0 - q_{\min_v}}{q_{\text{sat}} - q_{\min_v}}$$

- θ_0 = Contenido inicial de humedad de la celda (% vol)
- $\theta_{\min_v}$ = Humedad mínima para el flujo vertical, calculada según expresión del apartado 3.2.3.1(%vol)
- β = parámetro que depende de la permeabilidad del residuo y la cobertura, y de los parámetros α y n como se verá más adelante

3.2.3.3 Estimación del Tiempo en el que se produce el gradiente máximo ($t_{\max}$)

Condiciones de Contorno que debe cumplir la expresión:

- $\theta = \theta_{\min_v} \Rightarrow t_{\max} = \infty$ (infinito)
- $\theta = \theta_{\text{sat}} \Rightarrow t_{\max} = 0$

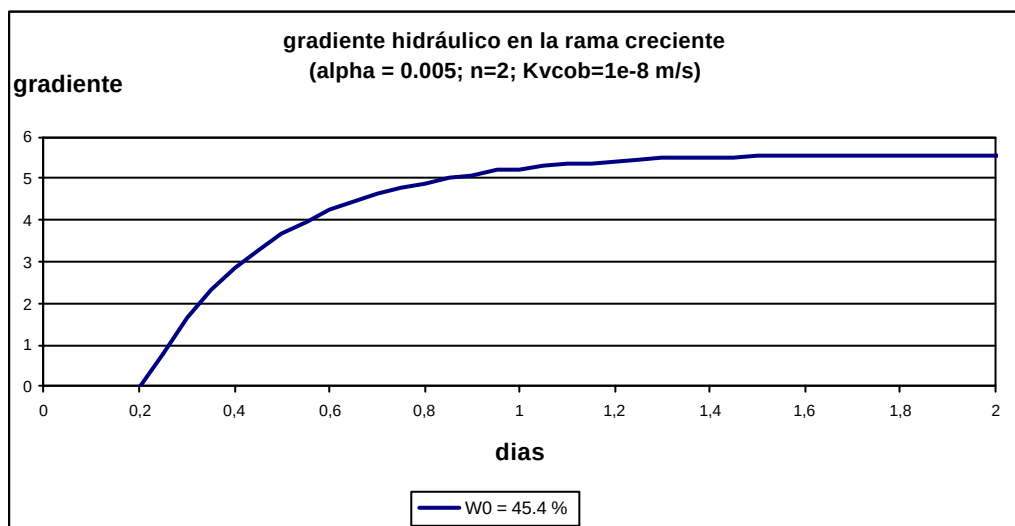
Se propone la siguiente expresión:

$$th_{\max}(\Theta_0) = -\frac{\ln(\Theta_0)^{\gamma}}{k} \text{ siendo}$$

$$\Theta_0 = \frac{q_0 - q_{\min_v}}{q_{\text{sat}} - q_{\min_v}} \text{ y}$$

- k = parámetro que depende de la permeabilidad del residuo y la cobertura, y de los parámetros α y n como se verá más adelante
- γ = parámetro que depende del parámetro α que caracteriza el residuo

3.2.3.4 Gradiente hidráulico en la rama creciente ($t \leq th_{\max}$)



Como ya hemos dicho anteriormente, se desprecia el tiempo inicial en el que no se produce flujo vertical.

Como condiciones de contorno tenemos :

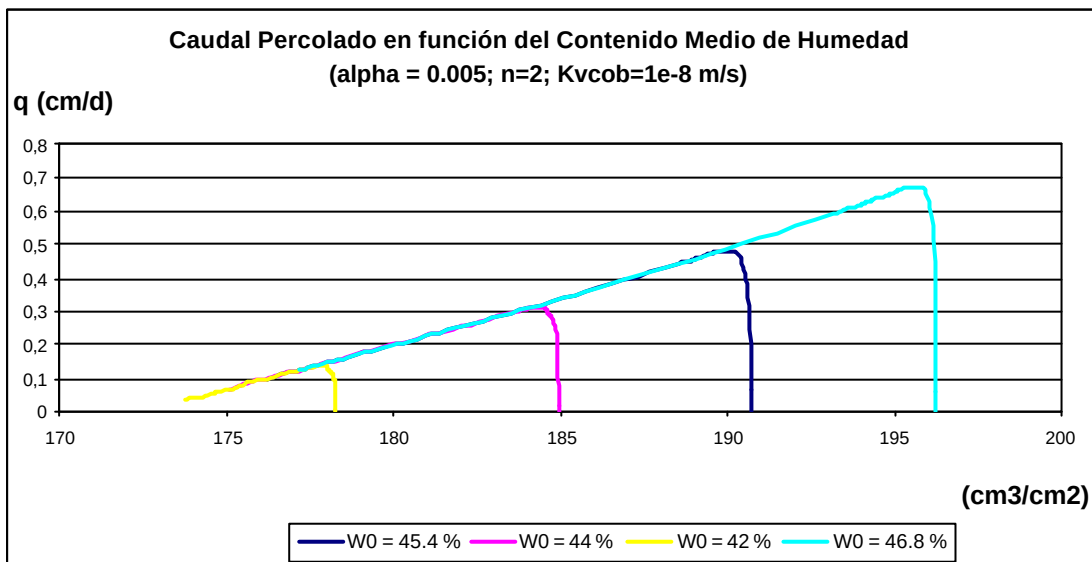
- $t=0 \Rightarrow i(t)=0$
- $t=th_{\max} \Rightarrow i(t)=i_{\max}$
- tangente horizontal para ($t = th_{\max}$)

Se propone la siguiente expresión:

$$i(t) = 4 \cdot th_{\max} \cdot i_{\max} \frac{t}{(t + th_{\max})^2}$$

3.2.3.5 Gradiente Hidráulico en la rama decreciente ($t > th_{\max}$)

Si nos fijamos en el gráfico que representa el caudal q (cm/d) en función del contenido interno de humedad de la celda, se puede ver cómo una vez alcanzado su valor máximo, el vaciado de la celda sigue una progresión que es independiente del contenido inicial de humedad y sólo depende del contenido instantáneo de humedad.



Por esta razón, expresaremos el gradiente hidráulico en la rama decreciente en función del contenido medio de humedad de la celda en cada instante.

Se propone la siguiente expresión:

$$i(q_{\text{corregido}}) = i_{\text{saturación}} \left[1 - \left(1 - \Theta_{\text{corregido}} \right)^b \right] \text{ siendo}$$

$$\Theta_{\text{corregido}} = \frac{q_{\text{corregido}} - q_{\min_v}}{q_{\text{sat}} - q_{\min_v}}$$

Cuando el tiempo desde el que se ha colocado la celda supere $th_{\max}$ y se vaya a aplicar esta expresión para calcular el caudal vertical, el contenido de humedad de la

celda se habrá reducido respecto al contenido inicial θ_0 . Para dar continuidad a las ramas creciente y decreciente, es decir, para que en $t = t_{hmax} \Rightarrow i = i_{max}$, se debe utilizar el contenido de humedad corregido de la celda.

Este contenido corregido será:

- para $t=t_{hmax} \Rightarrow \theta_{corregido}(t=t_{hmax}) = \theta_0$
- para $t > t_{hmax}; \Rightarrow \theta_{corregido}(t+\Delta t) = \theta_{corregido}(t) - q_v(t) * \Delta t$

Es decir, igual al contenido inicial de humedad para $t=t_{hmax}$ (así en ese instante conseguimos que $i(t_{hmax}) = i_{max}$ dando continuidad a ambas expresiones), y para los instantes de tiempo posteriores será el valor de la humedad corregida del instante anterior menos lo que se ha perdido debido al flujo vertical del instante anterior.

3.2.3.6 Influencia de α y n

Como ya hemos visto en el apartado **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, dependiendo del valor que consideremos de α y n que caracteriza el RSU, obtenemos un rango muy amplio en los valores de:

- humedades mínimas verticales (θ_{min_v}),
- tiempo en el que se produce el caudal máximo (t_{hmax}) y
- el parámetro β de estimación de i_{max}

Todos ellos van a condicionar el flujo vertical a través de la cobertura.

A modo de ejemplo, se indica a continuación los resultados obtenidos con el Modelo Numérico de una Celda con Cobertura, distintos contenidos iniciales de humedad y valores de $\alpha(\text{cm}^{-1})$ y θ_{res} (%vol) diferentes.

TABLA 1.-					
a = 0.005; n =2; q res=0%; q sat =50%; KvRSU = 86.4 cm/d; Kvcob=0.082 cm/d					
W0 (%)	thmax(d)	imax	qmax(cm/d)	β	θ_{min_v}
42.40	3.05	5.88	0.482	0.453	34.7
40.00	5	3.79	0.311	0.453	34.7
37.63	8	2.00	0.164	0.453	34.7
37.16	8.8	1.68	0.137	0.453	34.7
36.25	11	1.07	0.088	0.453	34.7
35.80	12.35	0.72	0.059	0.453	34.7
35.36	14.4	0.45	0.037	0.453	34.7
a = 0.015; n =2; q res=0%; q sat =50%; KvRSU = 86.4 cm/d; Kvcob=0.082 cm/d					
W0 (%)	thmax(d)	imax	qmax(cm/d)	β	θ_{min_v}
46.82	1.25	15.56	1.276	0.55	18.7
38.57	7.95	8.90	0.729	0.55	18.7
33.22	15.75	5.57	0.457	0.55	18.7
27.74	31.1	2.85	0.233	0.55	18.7
20.31	110.5	0.48	0.039	0.55	18.7

TABLA 2.-					
a = 0.005; n =2; q res=20%; q sat =50%; KvRSU = 86.4 cm/d; Kvcob=0.082 cm/d					
W0 (%)	thmax(d)	imax	qmax(cm/d)	β	θ_{min_v}
45.44	1.85	5.87	0.482	0.453	40.8
44.00	3.05	3.79	0.311	0.453	40.8
42.58	4.8	2.00	0.164	0.453	40.8
42.30	5.35	1.67	0.137	0.453	40.8
41.75	6.5	1.07	0.087	0.453	40.8
41.48	7.5	0.72	0.059	0.453	40.8
a = 0.015; n =2; q res=20%; q sat =50%; KvRSU = 86.4 cm/d; Kvcob=0.082 cm/d					
W0 (%)	thmax(d)	imax	qmax(cm/d)	β	θ_{min_v}
48.09	0.65	15.54	1.275	0.55	31.2
44.00	3.85	9.90	0.812	0.55	31.2
39.93	9.55	5.57	0.457	0.55	31.2
36.64	18.65	2.85	0.234	0.55	31.2
32.18	66.45	0.48	0.039	0.55	31.2
31.54	84.4	0.31	0.026	0.55	31.2

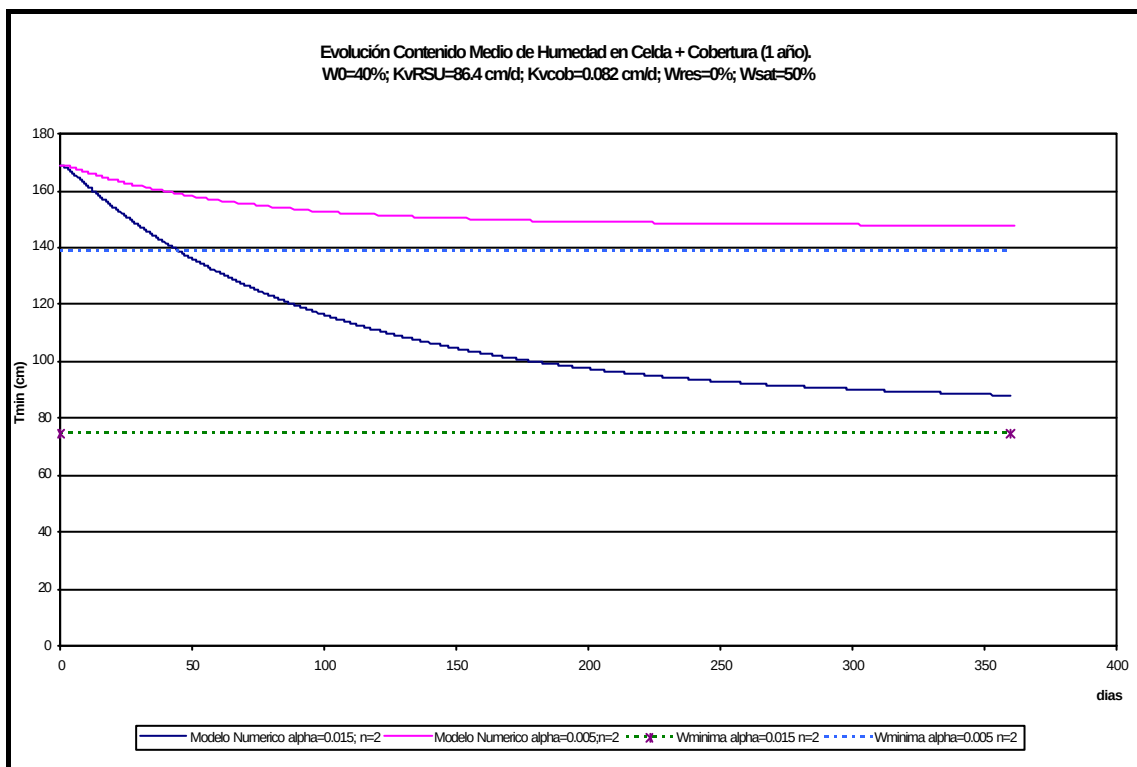
Como se puede ver, para $\alpha=0.015$, el tiempo máximo (th_{max}) puede ir desde 1 día hasta 4 meses según el contenido inicial de humedad de la celda, mientras que para $\alpha=0.005$, ese tiempo máximo se produce dentro de las dos primeras semanas. Esto parece que es debido fundamentalmente al cambio que se observa en la humedad mínima (θ_{min_v}), ya que para un mismo contenido de humedad (con θ_{res} y θ_{sat} fijos y sólo variando α) el tiempo máximo (th_{max}) no es tan diferente, - siempre que esa humedad sea superior a la humedad mínima de ambos casos -.

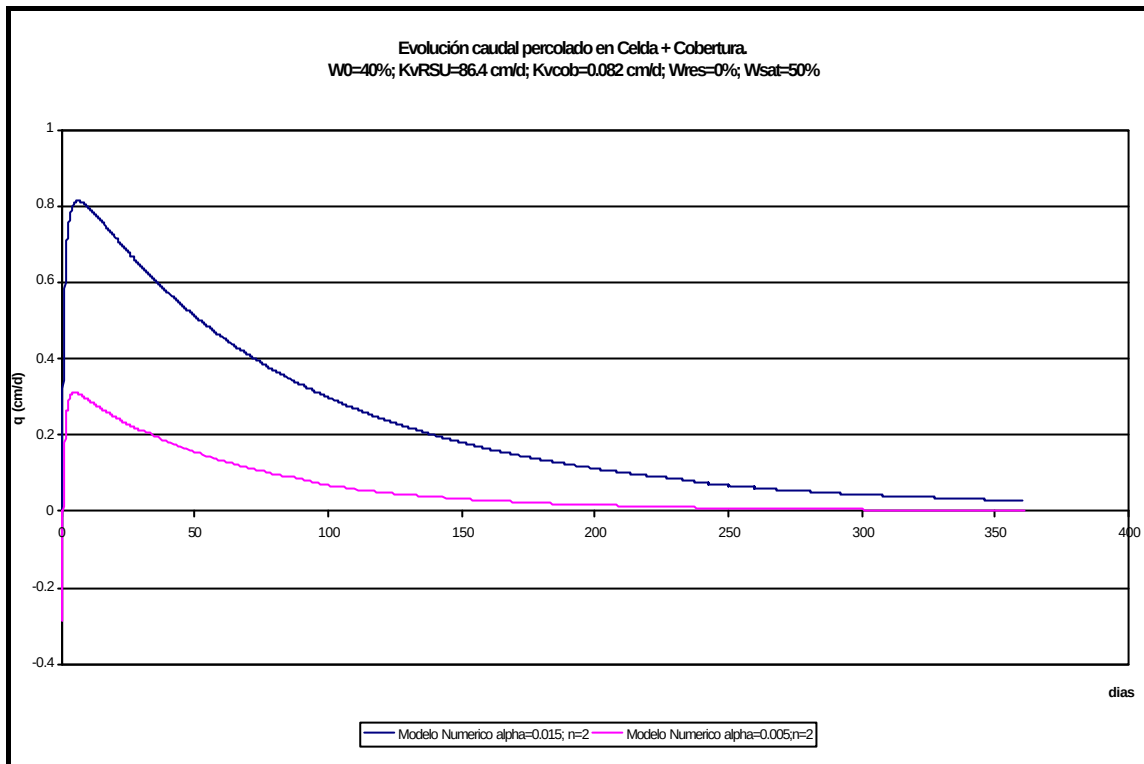
En números para que se entienda mejor, por ejemplo, mirando la Tabla 2, para un contenido de humedad inicial del 44%, los valores de th_{max} no son tan distintos:

- $th_{max} (\alpha=0.005) = 3.05$ días
- $th_{max} (\alpha=0.0015) = 3.85$ días

En cuanto al "vaciado" total de la celda pasa más o menos lo mismo. Por ejemplo, para $\alpha=0.005$, $\theta_{res}=20\%$ y $\theta_o = 44\%$, el caudal que percola a través de la cobertura es nulo a partir del día **520** (aprox. 1,5 años), mientras que para $\alpha=0.015$, $\theta_{res}=20\%$ y $\theta_o=44\%$, ese caudal es nulo a partir del día **1080** (3 años).

Si representamos la evolución del caudal y el contenido de humedad para una celda con cobertura en la que sólo cambia el parámetro α del residuo, tenemos:





Como ya sabíamos, cuanto mayor sea α , más alargamos el fenómeno en el tiempo y permitimos un mayor vaciado de la celda.

Dado que no queremos que nuestro usuario tenga que introducir el valor de α para cada suelo (ya que no se trata de un parámetro que se pueda conocer a priori), deberemos adoptar nosotros un valor que consideremos adecuado para los residuos.

El único parámetro que nos puede servir para guiarnos, es el contenido mínimo de humedad (θ_{min_v}) que se debería corresponder con el parámetro "Capacidad de Campo" que utilizan el resto de modelos y que según estudios de campo debe estar comprendido entre el 25 y el 35 (% vol), - de esta forma vamos a permitir que nuestra basura se quede más o menos con el mismo contenido de humedad que esos modelos cuando el tiempo sea suficientemente largo -.

Si tenemos en cuenta los distintos valores que puede adoptar el parámetro α {0.005, 0.0075, 0.01, 0.015} y θ_{res} (0 al 20 % vol), los valores que obtenemos para θ_{min_v} son:

Valores de q_{min_v} (%vol) ($q_{sat} = 50 \%$)			
	$q_{res} = 0\%$	$q_{res} = 20\%$	PF
a = 0.005	34.7 %	40.8 %	2.3178
a = 0.01	23.8 %	34.3 %	2.265
a = 0.015	18.7 %	31.2 %	2.219

Por lo que el parámetro que mejor aproxima este valor mínimo es

a=0.01 (cm^{-1}), en el que **PF=2.265**, unos 185 cm de succión. (será el considerado internamente por el programa).

Dependiendo de los valores de θ_{res} (%vol) y θ_{sat} (%vol) que introduzca el usuario para cada tipo de suelo, el valor de θ_{min_v} (%vol) que utilizará el programa, - equivalente al concepto de Capacidad de Campo -, será:

$q_{sat} = 50 \%$ vol; a = 0.01; n=2		$q_{sat} = 60 \%$ vol; a = 0.01; n=2	
q_{res} (%vol)	q_{min_v} (%vol)	q_{res} (%vol)	q_{min_v} (%vol)
0	23.8 %	0	28.6 %
5	26.5 %	5	31.2 %
10	29.1 %	10	33.8 %
15	31.7 %	15	36.5 %
20	34.3 %	20	39 %

3.2.3.7 Influencia de la Permeabilidad del Residuo Sólido Urbano y de la Cobertura

A partir de los submodelos planteados anteriormente y dado que se ha mantenido constante en todos los escenarios la permeabilidad vertical del residuo ($86.4 \text{ cm/d} = 10^{-5} \text{ m/s}$) y de la cobertura ($0.0864 \text{ cm/d} = 10^{-8} \text{ m/s}$), es necesario ajustar los cálculos para hacerlos depender de dichas permeabilidades.

Las permeabilidades hidráulicas características de los residuos municipales obtenidos mediante revisión bibliográfica se han resumido en la tabla adjunta:

Autor	Conductividad Hidráulica (cm/s)	Método de obtención
Oweis y Khera (1986)	del orden de 10^{-3}	Estimación basada en datos de campo
Oweis, Smith, Ellwood y Green	10^{-3}	Test de Bombeo
Oweis, Smith, Ellwood y Green	$1.5 \cdot 10^{-4}$	Test Falling head field
Koriatis et al. (1983)	$5.12 \cdot 10^{-3}$ a $3.15 \cdot 10^{-3}$	Test en Laboratorio
Fungaroli et al. (1979)	10^{-3} a $2 \cdot 10^{-2}$	Lisímetros

Por lo tanto, se analizarán permeabilidades comprendidas entre 10^{-4} cm/s y 10^{-2} cm/s (8.64 cm/d y 8640 cm/d). En cuanto a la cobertura, se analizan permeabilidades comprendidas entre 8.64 cm/d y 0.0864 cm/d (10^{-4} cm/s y 10^{-6} cm/s).

Se realizan diferentes modelos con cada una de las permeabilidades a analizar y se compara con los resultados ofrecidos por los submodelos de los apartados anteriores, definiendo así las correcciones necesarias en cada caso debidas a la permeabilidad de la cobertura y del residuo.

3.2.3.7.1 Resultados Obtenidos con el Modelo Numérico.

Algunos de los resultados obtenidos con el Modelo Numérico para distintos valores de las permeabilidades del residuo y la cobertura con $\alpha = 0.005$ y $n=2$, se presentan en la tabla adjunta.

	Kvcob=0.82 cm/d		Kvcob = 0.082 cm/d		Kvcob=0.82 cm/d		Kvcob=0.82 cm/d	
W_0	KvRSU=86.4 cm/d		KvRSU = 259.2 cm/d		Kv = 432 cm/d		Kv=864 cm/d	
% vol/vol	thmax (d)	imax	thmax (d)	imax	thmax (d)	imax	thmax (d)	imax
45.44	0,95	3,99	0,8	6,17	0,35	5,51	0,2	5,61
44.00	1,55	2,46	1,3	4,03	0,5	3,52	0,3	3,63
42.58	2,45	1,33	2	2,14	0,8	1,85	0,5	1,92
42.30	2,65	1,15	2,25	1,79	0,9	1,56	0,55	1,61
41.75	3,3	0,79	2,7	1,12	1,1	1,02	0,7	1,02
41.48	3,55	0,64	3,15	0,74	1,2	0,71	0,75	0,73

Si analizamos el comportamiento de una celda para distintas permeabilidades y cuyo contenido de humedad es constante ($W_0 = 44\%$), los resultados que obtenemos con el modelo numérico son:

Kv cob (cm/d)	0,082				
KvRSU (cm/d)	8,64	86,4	259,2	432	864
KvRSU/Kvcob	105,37	1053,66	3160,98	5268,29	10536,59
imax	2,461	3,79	4,03	4,09	4,14
thmax (d)	15,15	3,05	1,3	0,85	0,5
KvRSU (cm/d)	0,82				
KvRSU (cm/d)	8,64	86,4	259,2	432	864
KvRSU/Kvcob	10,54	105,37	316,10	526,83	1053,66
imax	0,7268	2,461	3,248	3,52	3,789
thmax (d)	6,9	1,55	0,75	0,5	0,3
Kv cob (cm/d)	8,2				
KvRSU (cm/d)	8,64	86,4	259,2	432	864
KvRSU/Kvcob	1,05	10,54	31,61	52,68	105,37
imax	0,098	0,7268	1,47	1,88	2,461
thmax (d)	4,65	0,7	0,35	0,25	0,15

Como se puede ver, para un mismo valor de la relación $\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}}$, el gradiente máximo (imax) coincide y el tiempo máximo (thmax) es proporcional al valor de Kv_{cob} . Por lo tanto, los submodelos que van a depender de las permeabilidades del residuo y la cobertura son:

- estimación de θ_{min_v}
- estimación de thmax
- estimación del gradiente máximo (imax)

3.2.3.7.2 Sobre la Humedad Mínima (q_{min_v})

Dado que el valor del gradiente máximo, para un contenido de humedad constante, depende de la relación $\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}}$, se puede pensar que el valor de la humedad mínima (θ_{min_v}) va a depender también de esa misma relación.

Poniendo en orden los resultados que hemos obtenido del modelo numérico para una celda con un contenido inicial de humedad del 44%, y teniendo en cuenta la expresión utilizada para la estimación de θ_{min_v} del apartado 3.2.3.1, tenemos:

Celda RSU W0 = 44%		
a =0.005 n=2 q _{sat} =50% q _{res} =20%		
KvRSU/Kvcob	q min v	PF
10,537	40,8	2,3178
105,366	40,8	2,3178
526,829	40,8	2,3178
3160,976	40,8	2,3178
10536,585	40,8	2,3178
105365,854	40,8	2,3178

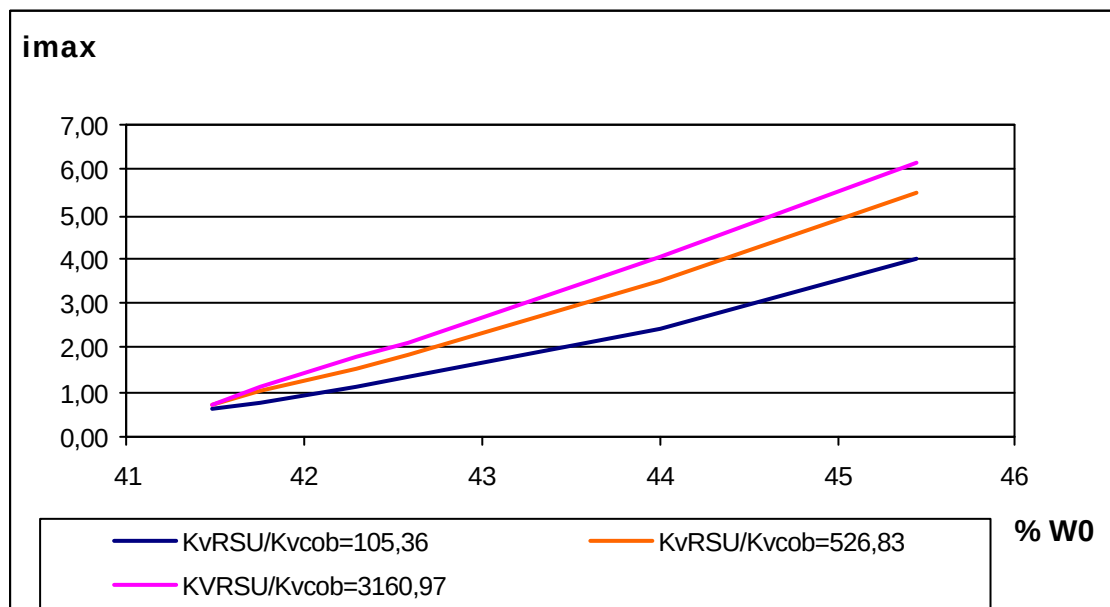
A la vista lo anterior, el potencial mátrico correspondiente a la humedad mínima es independiente de la relación de permeabilidades entre el residuo y la cobertura. ste parámetro sólo depende de las características hidráulicas del suelo modelizado (θ_{res} , θ_{sat} , α , n)

3.2.3.7.3 Sobre el Gradiente Máximo (i_{max})

El valor del parámetro β de la expresión de cálculo del gradiente máximo

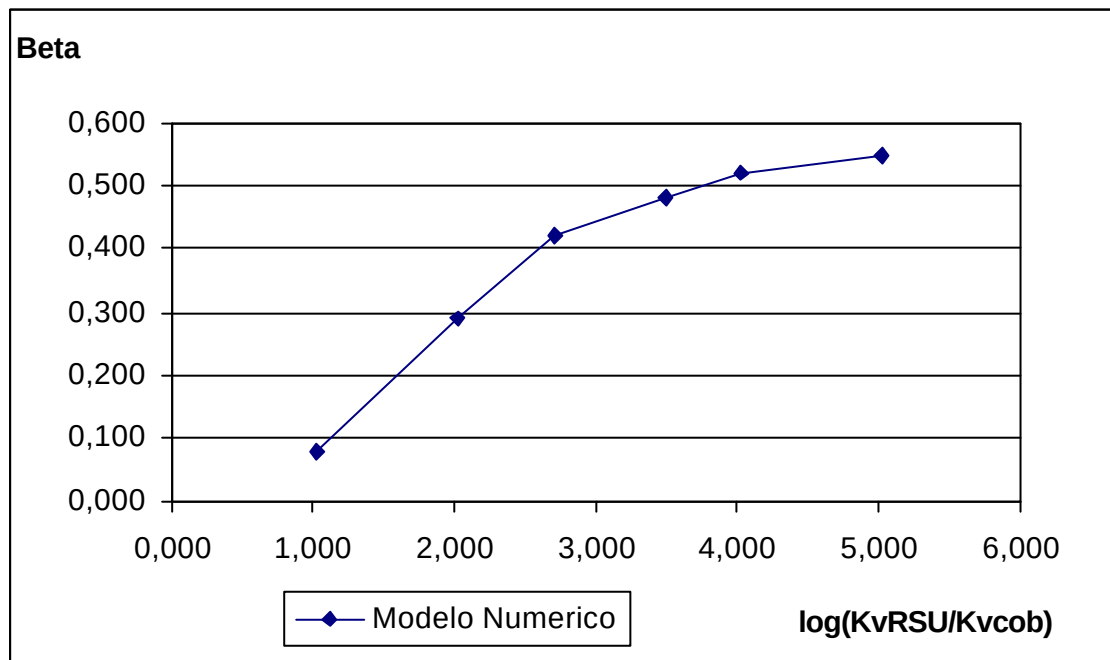
$$i(q_{corregido}) = i_{saturación} \left[1 - (1 - \Theta_{corregido})^b \right] \text{ va a depender de la relación } \frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}}, \text{ y de}$$

los parámetros α y n , siendo independiente del contenido inicial de humedad de la celda.



Poniendo en orden los resultados que hemos obtenido del modelo numérico y teniendo en cuenta la expresión de cálculo del gradiente máximo, tenemos, para $\alpha=0.005$ y $n=2$:

Celda RSU W0 = 44% $\alpha = 0.005$ $n = 2$ $\alpha = 0.005$ $n = 2$ $q_{sat} = 50\%$ $q_{res} = 20\%$		
Kv_{RSU}/Kv_{cob}	i_{max}	b
10,537	0,75	0,085
105,366	2,46	0,30
1053,6	3,79	0,45
10536,585	4,14	0,52
105365,854	4,20	0,53



A la vista del gráfico anterior, el parámetro β se puede estimar mediante una función de 2º grado:

$$b = a_1 \left(\log \left(\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}} \right) \right)^2 + b_1 \log \left(\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}} \right) + c_1$$

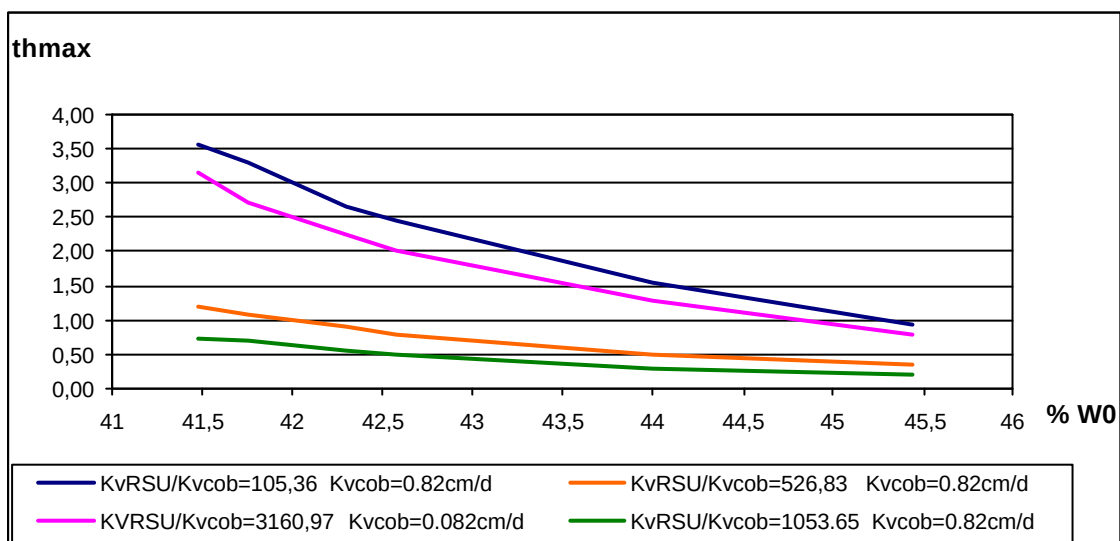
siendo los valores de a_1 , b_1 y c_1 función de α y n .

	a_1	b_1	c_1
$a=0.005$	-0.0376	0.3394	-0.229
$a=0.01$	-0.0379	0.3919	-0.3109
$a=0.015$	-0.0379	0.3919	-0.3109

3.2.3.7.4 Sobre el Tiempo máximo (th_{max})

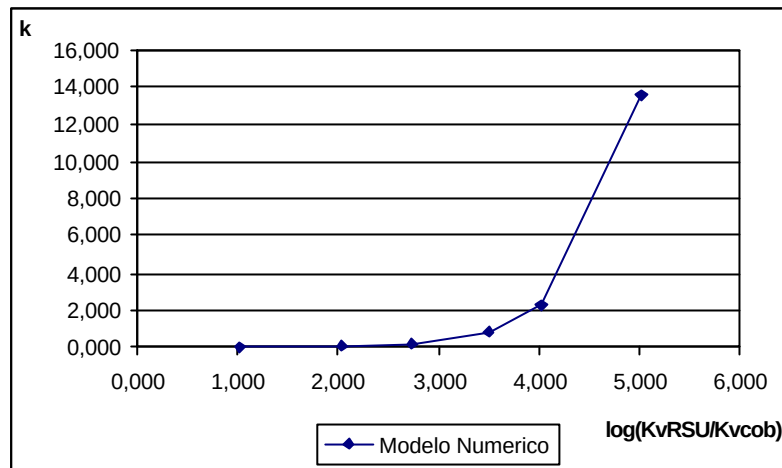
El parámetro k de la expresión de cálculo de th_{max} depende de la relación

$$\frac{K_{v_{RSU}}}{K_{v_{cob}}} \text{ y del valor } K_{v_{cob}}.$$



Poniendo en orden los resultados que hemos obtenido del modelo numérico y teniendo en cuenta la expresión de cálculo del apartado 3.2.3.3 tenemos para $\alpha = 0.005$ y $n=2$:

Celda RSU W0 = 44%			
$K_{v_{RSU}}/K_{v_{cob}}$	$K_{v_{cob}}$	th_{max} (d)	k
10,537	0,820	6,900	0,147
105,366	0,820	1,550	0,670
526,829	0,820	0,500	2,100
3160,976	0,082	1,300	0,820
10536,585	0,082	0,500	2,265
105365,854	0,082	0,080	13,600



A la vista del gráfico anterior, el parámetro k se puede estimar mediante la expresión:

$$k = a_2 \cdot \exp(b_2 X) \cdot \frac{Kv_{cob}}{0.082} \cdot \left[1 + \frac{\theta_{res}}{30} \right]$$

siendo:

$$X = \text{Log} \left(\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}} \right)$$

a_2 , b_2 y γ función de α y n

θ_{res} (%vol)

$Kv_{cob} = \text{cm/d}$

	a_2	b_2	γ
$a=0.005$	1 e-3	1.793	1
$a=0.01$	6.5 e-4	1.56	1.25
$a=0.015$	5.3 e-4	1.442	1.25

$$th_{\max}(\Theta_0, Kv^{cob}) = -\frac{\text{Ln}(\Theta_0)^g}{k}$$

3.2.3.8 Comparativa Valores Estimados - Modelo Numérico

A.- (para $\alpha = 0.015$, $N=2$ y $K_v=0.082$ cm/d y $K_vRSU = 86.4$ cm/d)

Caso	Wo % vol	thmax numérico (d)	thmax estimado (d)	h max numérico (cm)	h max estimado (cm)	i max numérico	i max estimado	q max numérico (cm/d)	q max estimado (cm/d)
	48.09	0.65	0.88	290.8	280.4	15.54	15.02	1.275	1.23
	44.00	3.85	4.38	178	175.8	9.90	9.79	0.812	0.803
	39.93	9.55	10.4	91.4	102.06	5.57	6.103	0.457	0.500
	36.64	18.65	18.96	37	51.8	2.85	3.59	0.234	0.294
	32.18	66.45	56.12	-10.4	-8	0.48	0.60	0.039	0.049
	31.54	84.4	82.3	-13.8	-15.8	0.31	0.209	0.026	0.017

B.- (para $\alpha=0.005$; $N=2$; $K_v=0.082$ cm/d y $K_vRSU = 864$ cm/d)

Caso	Wo % vol	thmax numérico (d)	thmax estimado (d)	h max numérico (cm)	h max estimado (cm)	i max numérico	i max estimado	q max numérico (cm/d)	q max estimado (cm/d)
C1b-3	45,44	0,3	0,32	106,01	108,45	6,30	6,42	0,516	0,526
C0-3	44,00	0,5	0,49	62,88	63,18	4,14	4,16	0,339	0,341
C1d-3	42,58	0,75	0,77	24,18	23,36	2,21	2,17	0,181	0,177
C1e-3	42,30	0,85	0,86	16,96	15,95	1,85	1,80	0,151	0,147
C1f-3	41,75	1	1,08	3,04	1,76	1,15	1,09	0,094	0,089
C1g-3	41,48	1,2	1,25	-4,89	-5,04	0,76	0,75	0,061	0,061

C.- (para $\alpha = 0.005$, $N=2$ y $K_v=0.082$ cm/d y $K_vRSU = 259.2$ cm/d)

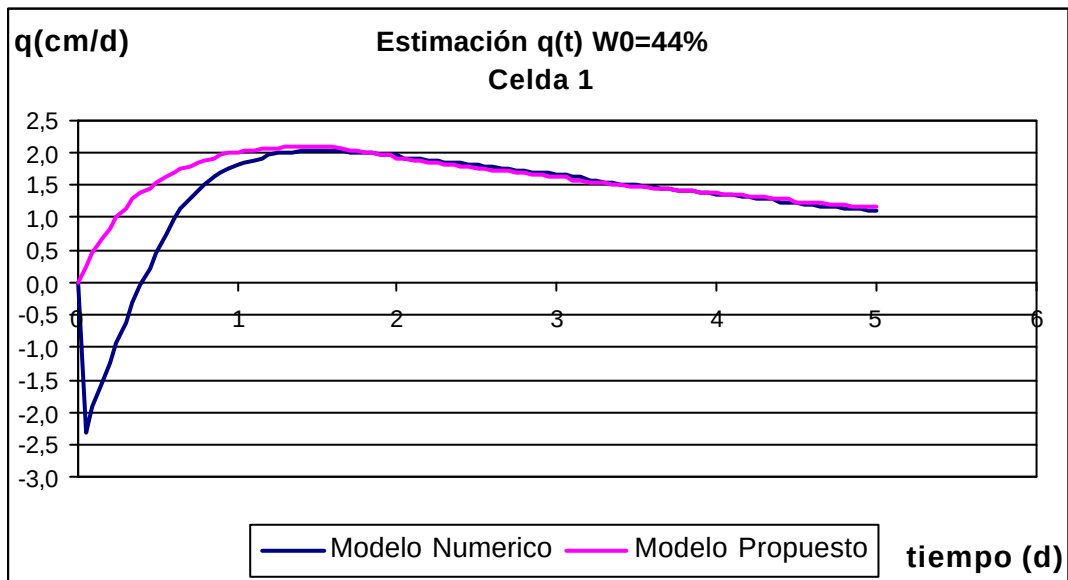
Caso	Wo % vol	thmax numérico (d)	thmax estimado (d)	h max numérico (cm)	h max estimado (cm)	i max numérico	i max estimado	q max numérico (cm/d)	q max estimado (cm/d)
C1b-4	45,44	0,8	0,82	103,38	101,97	6,17	6,10	0,505	0,500
C0-4	44,00	1,3	1,26	60,63	59,08	4,03	3,95	0,330	0,324
C1d-4	42,58	2	1,96	22,76	21,68	2,14	2,08	0,175	0,170
C1e-4	42,30	2,25	2,17	15,78	14,75	1,79	1,74	0,146	0,142
C1f-4	41,75	2,7	2,72	2,42	1,50	1,12	1,08	0,091	0,088
C1g-4	41,48	3,15	3,13	-5,17	-4,84	0,74	0,76	0,060	0,062

D.- (para $\alpha = 0.005$, $N=2$ y $K_v=0.82$ cm/d y $K_{vRSU} = 432$ cm/d)

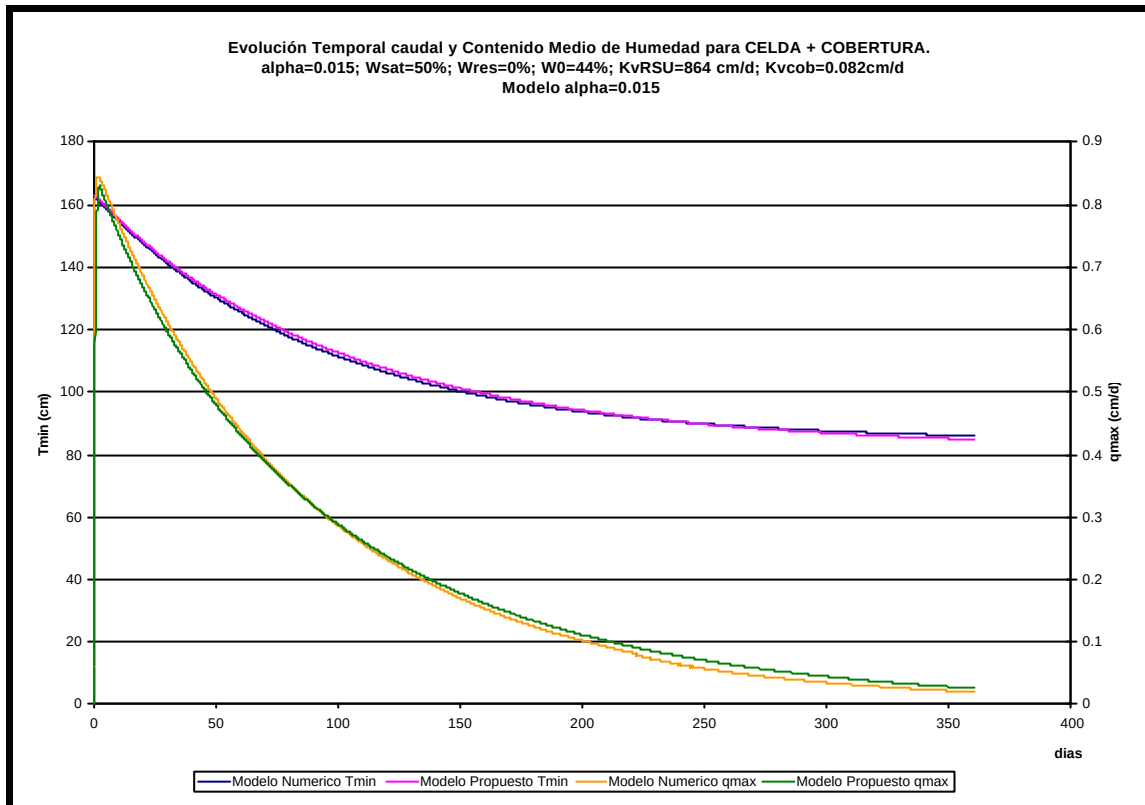
Caso	Wo % vol	thmax numérico (d)	thmax estimado (d)	h max numérico (cm)	h max estimado (cm)	i max numérico	i max estimado	q max numérico (cm/d)	q max estimado (cm/d)
C1b-5	45,44	0,35	0,32	90,24	84,62	5,51	5,23	4,519	4,289
C0-5	44,00	0,5	0,49	50,40	47,65	3,52	3,38	2,886	2,773
C1d-5	42,58	0,8	0,76	16,99	16,07	1,85	1,80	1,516	1,479
C1e-5	42,30	0,9	0,84	11,13	10,28	1,56	1,51	1,276	1,241
C1f-5	41,75	1,1	1,04	0,31	-0,73	1,02	0,96	0,832	0,790
C1g-5	41,48	1,2	1,18	-5,88	-5,98	0,71	0,70	0,578	0,574

E.- Evolución Temporal de los Caudales en el Tiempo

E.1.- Celda $W_o = 44$ % (vol) $K_v^{cob} = 0.82$ cm/d y $K_v^{RSU} = 86.4$ cm/d, $\alpha=0.005$ $n=2$

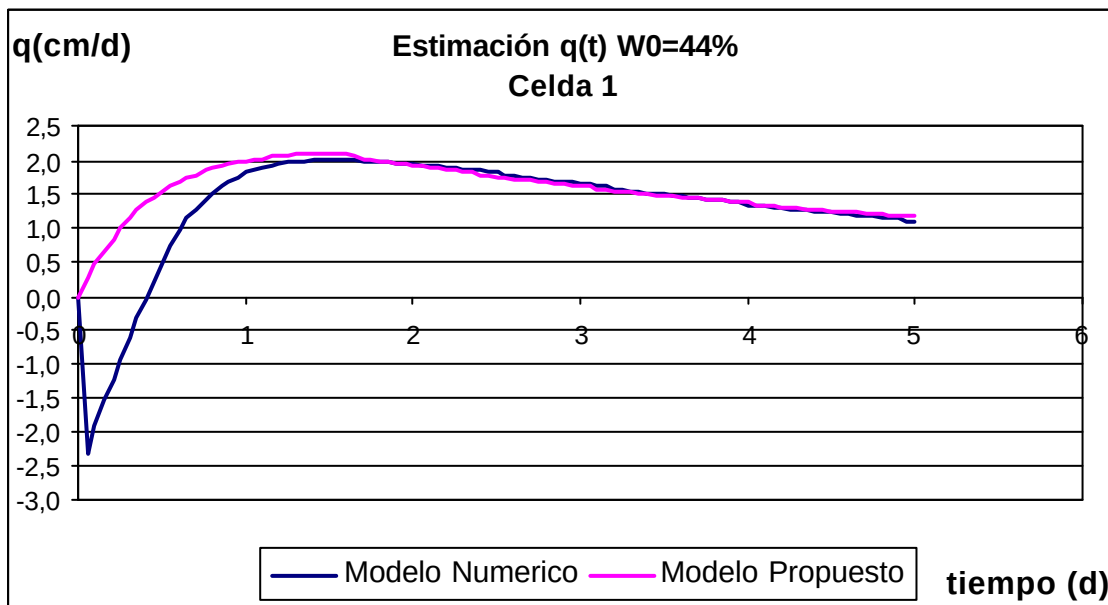


E.2.- Celda $W_0 = 44 \%$ (vol) $Kv^{cob} = 0.082 \text{ cm/d}$ y $Kv^{RSU} = 864 \text{ cm/d}$, $\alpha=0.015$, $n=2$

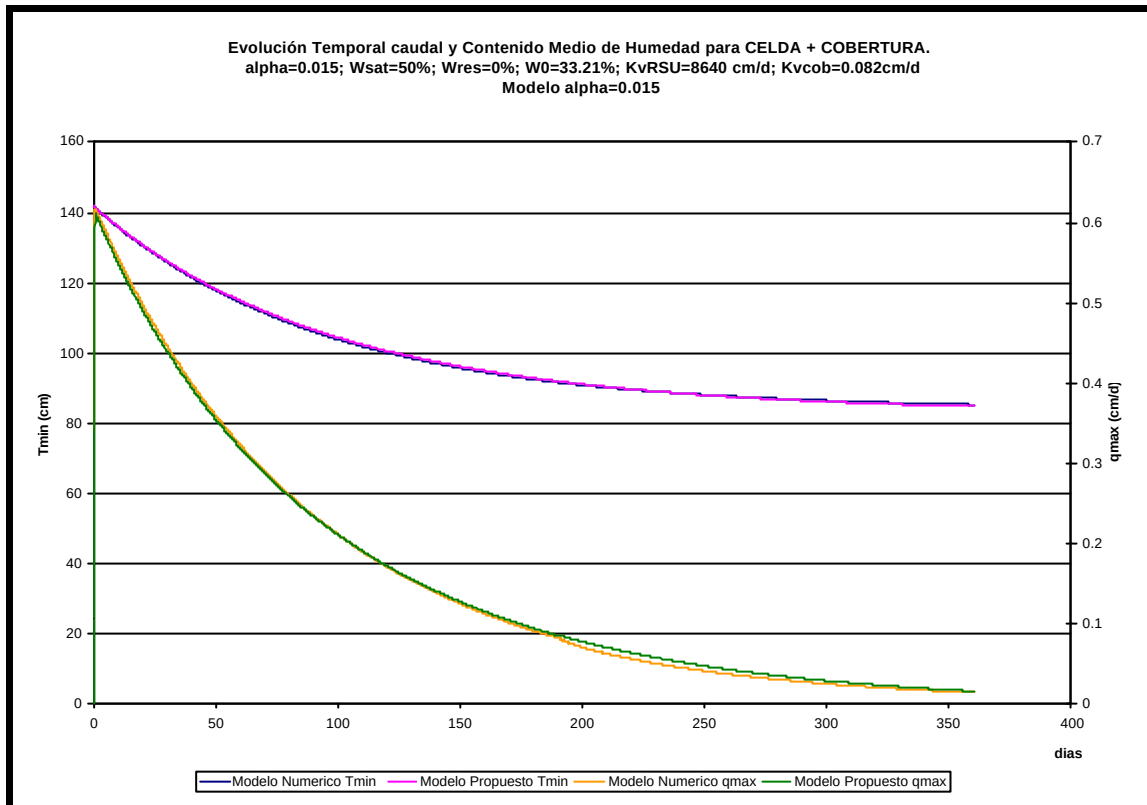


M NUMERICO $\Rightarrow$ Tmin (360 días) = 85.97 cm M. PROPUESTO $\Rightarrow$ Tmin (360 días) = 84.34 cm

E.3.- Celda $W_0 = 44 \%$ (vol) $Kv^{cob} = 0.82 \text{ cm/d}$ y $Kv^{RSU} = 86.4 \text{ cm/d}$, $\alpha=0.005$ $n=2$

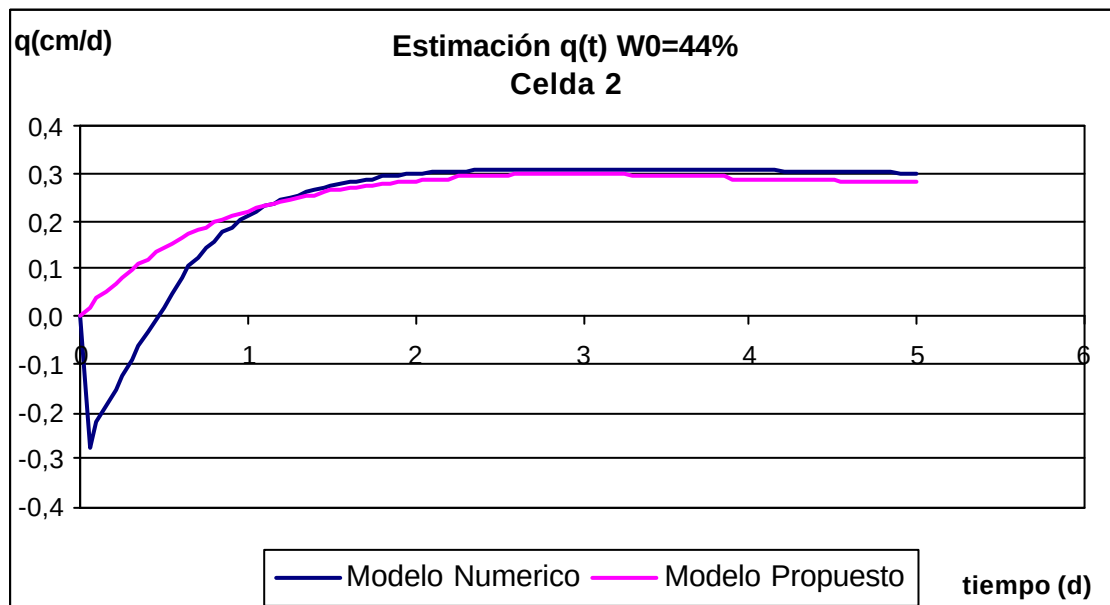


E.4.- Celda $W_0 = 33.21 \%$ (vol) $Kv^{cob} = 0.082 \text{ cm/d}$ y $Kv^{RSU} = 8640 \text{ cm/d}$, $\alpha=0.015$, $n=2$

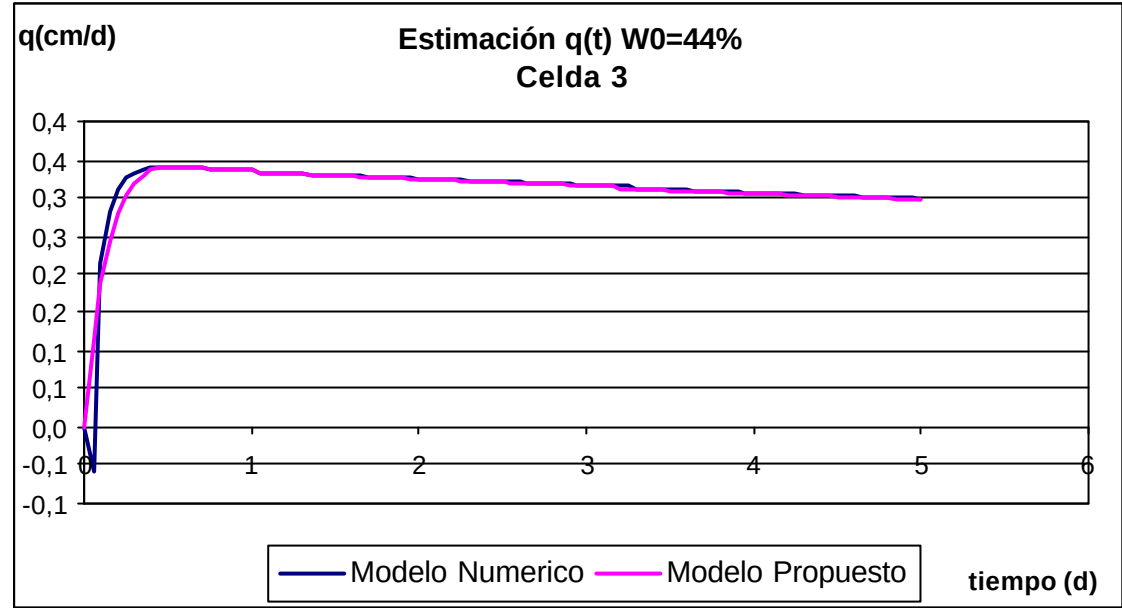


M. NUMERICO $\Rightarrow$ Tmin (360 días) = 85.34 cm M. PROPUESTO $\Rightarrow$ Tmin (360 días) = 84.84 cm

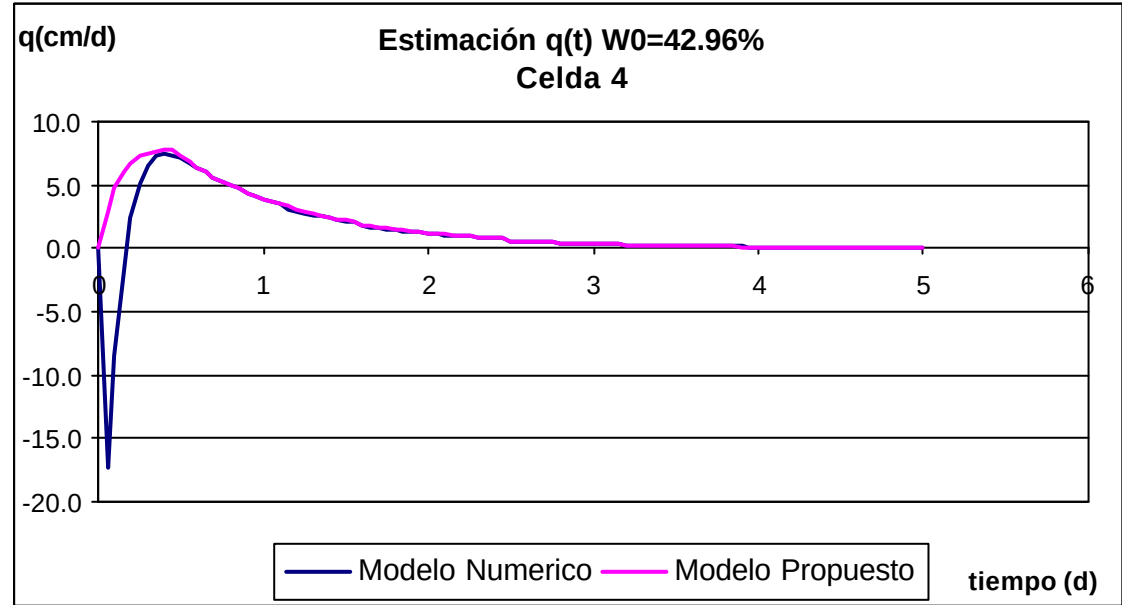
E.5.- Celda $W_0 = 44 \%$ (vol) $Kv^{cob} = 0.082 \text{ cm/d}$ y $Kv^{RSU}=86.4 \text{ cm/d}$, $\alpha=0.005$, $n=2$



E.6.- Celda $W_0 = 44 \%$ (vol) $K_{vcob} = 0.082 \text{ cm/d}$ y $K_{vRSU} = 864 \text{ cm/d}$; $a=0.005$, $n=2$



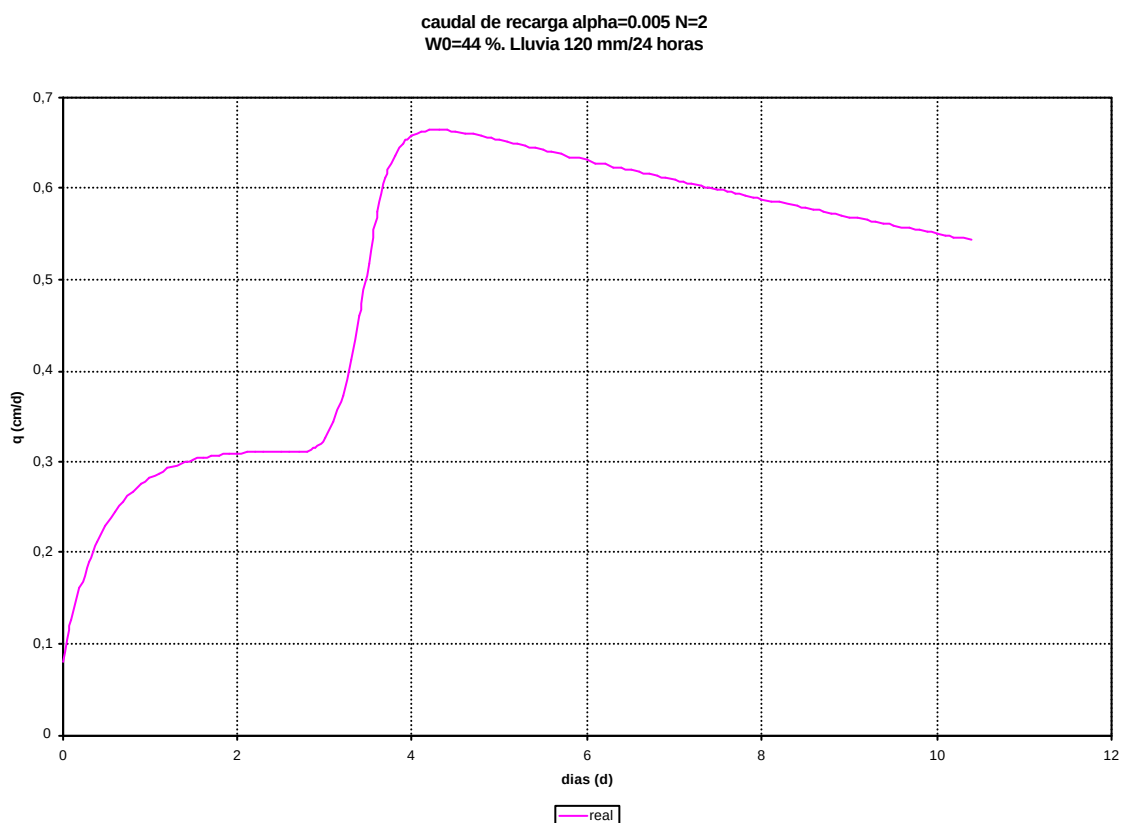
E.7.- Celda $W_0 = 42.29 \%$ (vol) $K_{vcob} = 8.2 \text{ cm/d}$ y $K_{vRSU} = 432 \text{ cm/d}$; $a=0.005$, $n=2$



3.2.3.9 Aportaciones o Pérdidas de Humedad

Con el fin de comprobar el efecto de un aporte instantáneo de humedad sobre la evolución temporal de flujo vertical, se impone una lluvia de 5 l/m^2 durante 24 horas (entre los días 2.5 y 3.5), sobre una celda de residuo de humedad inicial del 44% (vol).

El aporte de humedad afecta fundamentalmente a la zona superficial de la celda, redistribuyéndose rápidamente hacia el fondo y provocando de forma instantánea (día 3.5 en el que finaliza la lluvia) un crecimiento del caudal hasta alcanzar un nuevo valor máximo. Una vez alcanzado este máximo y dado que no existen más aportes o pérdidas de humedad, se produce el vaciado de la celda por "Efecto Ducha". Es decir, ante un aporte externo de humedad, cambian las condiciones internas de la celda, creándose una nueva curva creciente y decreciente de caudal con valores distintos de th_{max} , h_{max} e i_{max} .



Para simplificar el fenómeno, se va a considerar que una vez producido el aporte externo de humedad, éste se distribuye homogéneamente en toda la profundidad de la celda de residuos y a partir de esta disposición se produce la

redistribución interna de la humedad siguiendo las ramas creciente y decreciente definidas en los apartados 3.2.3.4 y 3.2.3.5.

Para explicar mejor la forma de proceder en los aportes de humedad, plantearemos numéricamente el ejemplo de la figura anterior.

En el caso del gráfico, para un contenido inicial de humedad del 44% (vol), una permeabilidad vertical del residuo igual a 86.4 cm/d y una permeabilidad vertical de la cobertura igual a 0.086 cm/d (10^{-8} m/s), $\alpha=0.005$, $n=2$, $\theta_{res}=20\%$ y $\theta_{sat}=50\%$, el valor máximo alcanzado por el caudal una vez que se ha producido la lluvia es aproximadamente 0.66 cm/d $\Rightarrow i_{max} = 8.04$ el día 4,2 (desde el inicio de la simulación), es decir, a los 0,7 días desde el final de la lluvia. Antes de la lluvia (día 2,5) el caudal vertical de la celda era 0,30 cm/d $\Rightarrow i(t=2.5) = 3.66$. Tras la lluvia, la humedad de la celda de residuo ha pasado a tener un contenido medio de humedad del 47% (44% inicial + 12cm lluvia / 4 metros de RSU).

Para simplificar, vamos a considerar que el aporte externo de humedad provoca un incremento instantáneo del contenido de humedad de la celda (repartido uniformemente), que se traduce en una modificación de los parámetros th_{max} e i_{max} y, por lo tanto, modifica las ecuaciones de rama creciente y decreciente. Es decir, a partir del final de la lluvia (día 3.5), se deberá reiniciar el proceso de cálculo, modificando los valores de th_{max} e i_{max} y el tiempo de la simulación (ya que no se parte de una situación inicial, sino que parte de la humedad ya está acumulada en el fondo de la celda).

Los parámetros th_{max} e i_{max} se calcularán para un contenido de humedad igual al contenido de humedad antes de la lluvia más el aporte instantáneo ($\theta + \Delta\theta = 47\%$). Con este nuevo contenido de humedad, y aplicando los submodelos definidos en los apartados 3.2.3.3 y 3.2.3.2, los nuevos valores estimados son los siguientes:

$$\Theta_0 = \frac{q_0 - q_{\min_v}}{q_{sat} - q_{\min_v}} = \frac{47 - 40.8}{50 - 40.8} = 0.674$$

$$th_{max}(\Theta_0) = -\frac{Ln(\Theta_0)^g}{k} = -\frac{Ln(0.674)^1}{0.376} = 1.05 \text{ días} \approx 1 \text{ día}$$

$$i_{\max}(\Theta_0) = i_{\text{saturación}} \left(1 - (1 - \Theta_0)^b \right) = i_{\text{saturación}} \left(1 - (1 - 0.674)^{0.453} \right) = 8.36$$

Según los datos estimados, el caudal máximo se produciría el día 4,5 (t_{po final} de lluvia + t_{hmax} = 3.5 + 1) con un valor 0.685cm/d (K_{v_{cob}} * i_{max}). A partir de ese instante el gradiente se calcularía a partir de la expresión de "Curva Decreciente", según lo indicado en el apartado 3.2.3.5, ya que dependen únicamente del contenido de humedad instantáneo de la celda.

Para la estimación de la "Curva Creciente", - desde el día 3,5 hasta el día 4,5 -, deberemos calcular el nuevo tiempo (t) de simulación que se utilizará en las expresiones del cálculo del gradiente en Curva Creciente, ya que aunque reiniciemos el modelo, el tiempo de redistribución de la humedad en el que se encuentra la celda no es cero dado que ya tiene cierta altura de agua acumulada en el fondo de la celda. Para ello se plantea la continuidad de la nueva curva creciente con el valor anterior al aporte instantáneo de humedad, esto es, para t=3.5 (final de la lluvia), el valor de i(t) es conocido (3.96). Como la nueva curva creciente responde a la expresión:

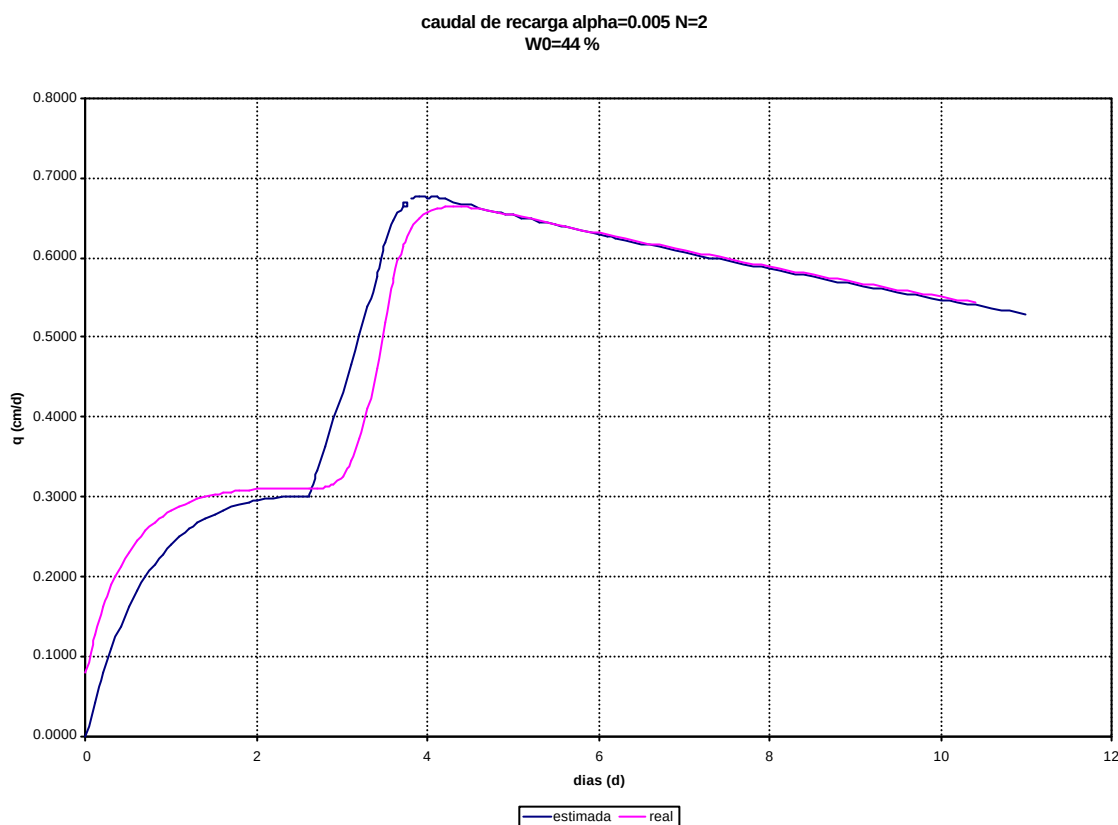
$$i(t) = 4 \cdot th^*_{\max} \cdot i^*_{\max} \frac{t}{(t + th^*_{\max})^2} = 3.96 \quad (\text{siendo } th^*_{\max} \text{ e } i^*_{\max} \text{ los}$$

parámetros de la nueva humedad).

Despejando t, obtenemos el tiempo en el que se encuentra la simulación en la nueva curva (t= 0.16 d).

Es decir, el nuevo modelo Celda Cobertura a partir del final de la lluvia responderá a los parámetros $th_{\max} = 1.0$ (días), $i_{\max} = 8.36$, $t = 0.16 + Dt$ (días); para $t \leq th_{\max}$ $\rightarrow$ Gradiente Rama Creciente; para $t > th_{\max}$ $\rightarrow$ Gradiente Rama Decreciente.

A continuación se presenta de forma gráfica la estimación realizada de esta forma, frente a los resultados del Modelo Numérico.



Aunque los resultados obtenidos difieren ligeramente de los resultados teóricos, el aire de la curva se conserva y la metodología de cálculo no es excesivamente complicada para ser implementada en el programa MODUELO.

Dado que las celdas de residuo van a ser objeto a menudo de aportes o pérdidas instantáneas de humedad, debidas fundamentalmente a los flujos verticales procedentes de las celdas superiores, flujos horizontales de las celdas adyacentes, procesos de recirculación de lixiviados, filtraciones o exfiltraciones a través del contorno o a los efectos de la climatología (lluvia o evaporación), se debe establecer un mínimo representativo de variación de la humedad a partir del cuál se lleva a cabo el “cambio de la curva de humedad y recálculo de los parámetros”, con el fin de reducir los tiempos de ejecución.

Para la aplicación de esta metodología de cálculo al programa Moduelo, se controlan para cada celda los aportes debidos al clima, Flujos Horizontales, Flujos Verticales procedentes de las celdas superiores, Flujos introducidos por Recirculación y Flujos por el Contorno. Cuando estos (acumulados en el tiempo y en valor absoluto) superan un 0.2% (vol), se lleva a cabo el cambio de la curva de humedad

representativa de la celda. Así, por ejemplo, para una celda de residuo de 4 metros de espesor y contenido inicial de humedad del 44% ($\theta_{sat} = 50\%$ (vol) y $\theta_{res} = 20\%$ (vol), $Kv^{cob} = 0.086 \text{ cm/d} = 10^{-8} \text{ m/s}$) y $Kv^{RSU} = 86.4 \text{ cm/d} = 10^{-5} \text{ m/s}$, $\alpha=0.005$ y $n=2$, el gradiente máximo estimado es igual a 3.67. En las mismas condiciones y para un contenido de humedad del 44.2 %, el gradiente máximo es igual a 3.93 (diferencia inferior al 10 %).

3.2.3.10 Proceso de Cálculo en el programa Moduelo

A la vista de los submodelos planteados para estimar los diferentes parámetros que nos permiten calcular el flujo de humedad a través de una capa de cobertura (Modelo Celda Cobertura), el proceso para realizar el cálculo es el siguiente:

1.- Instante Inicial (Celda recién colocada).

Para una celda de residuo recién colocada con capa de cobertura bajo ella y un contenido inicial de humedad θ_0 (% vol) se calcula θ_{min} y θ_{max} (%vol), i_{max} y t_{max} (d) según las expresiones de los apartados 3.2.3.1, 3.2.3.2 y 3.2.3.3, realizándose las correcciones por permeabilidades verticales según las expresiones de los apartados 3.2.3.7.2, 3.2.3.7.3 y 3.2.3.7.4. (con el valor $\alpha=0.01$ y $n=2$)

2.- Evolución en el tiempo

Para cada intervalo de tiempo durante la simulación (en Moduelo cada hora) se calcula el gradiente hidráulico según las expresiones de los apartados 3.2.3.4 o 3.2.3.5, en función de que estemos en la rama creciente ($t \leq t_{max}$) o en la rama decreciente ($t > t_{max}$) y a partir del valor de este gradiente (i), se calcula el caudal vertical hacia la celda inferior ($q_v = Ks^{cob} i$) y la altura de la lámina de agua acumulada en el fondo

$$h_{zs} = [(i - 1) e^{cob}].$$

Se almacenan los volúmenes de agua aportados o perdidos por clima, flujos verticales de las celdas superiores, flujos horizontales, recirculación y pérdidas por el contorno.

Para cada paso de tiempo, - para más exactitud -, se comprueba si los volúmenes de agua aportados o perdidos por la celda representan un incremento (o decremento) del 0.2% (vol) del contenido de humedad. Si es así, se recalculan los parámetros $imax$ y $thmax$ en las nuevas condiciones de humedad y se estima el tiempo de simulación en el que se encuentra la celda en esas nuevas condiciones. Se calculan con estos nuevos parámetros el valor del gradiente según estemos en la rama creciente ($t \leq thmax$) o decreciente ($t > thmax$) y a partir de él, se estima el caudal vertical y la altura de agua saturada en el fondo de la celda (disponible para los flujos horizontales).

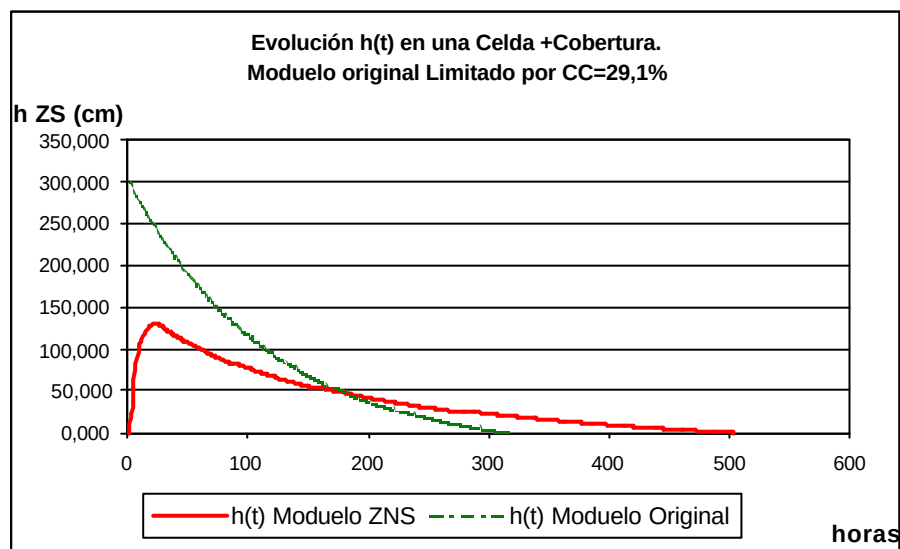
3.2.4 Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original

- El flujo vertical de humedad entre celdas con capa de cobertura entre ellas, va a depender de la redistribución interna de la humedad a lo largo del tiempo, del contenido de humedad instantáneo en la celda y de la relación entre la permeabilidad del residuo y de la cobertura. El flujo vertical máximo aparece desplazado en el tiempo, y sólo se produce cuando el contenido de humedad supera un valor mínimo muy superior a los valores habituales de la Capacidad de Campo asignada a los residuos sólidos.
- Por lo tanto, el límite de vaciado de la celda no será su Capacidad de Campo (CC), sino la Humedad residual asignada a la celda (θ_{res}) y no existirá flujo vertical para humedades inferiores a θ_{min_v} que depende de las características hidráulicas del residuo y de la permeabilidad del residuo y la cobertura.
- La redistribución interna de la humedad depende tanto del tiempo como de las posibles aportaciones o pérdidas instantáneas de humedad, y condicionan la altura de agua acumulada en el fondo de la celda, que es la que está disponible para el flujo horizontal de la celda con las adyacentes.

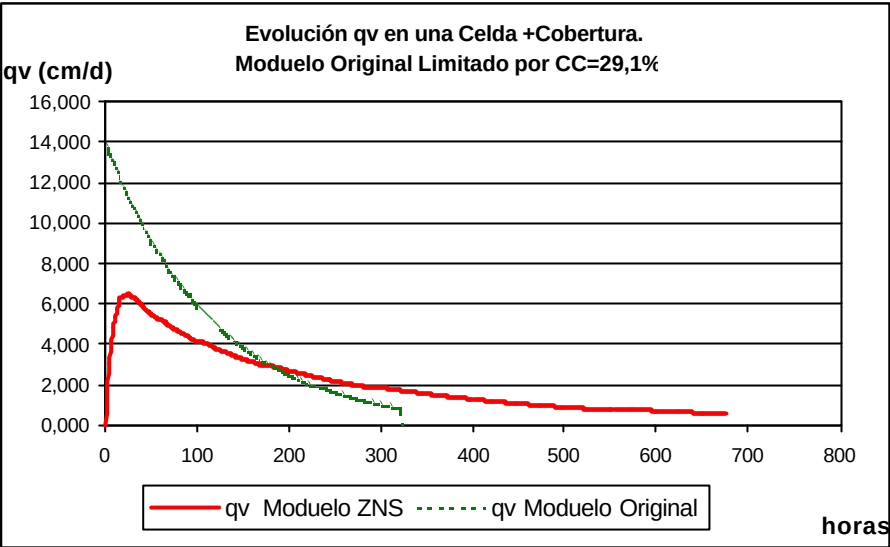
En los gráficos adjuntos se presenta de forma comparativa los resultados de la altura de agua acumulada en el fondo de la celda, el caudal vertical que pasa a la celda inferior y la evolución temporal de la humedad interna de la celda entre el

Modelo de Flujo entre Celdas con Cobertura establecido para la versión 1.0 del programa Moduelo y el Modelo de Zona No Saturada (Celda - Cobertura) que se plantea, haciendo equivalentes la Capacidad de Campo del Modelo Original con la Humedad mínima del Modelo Planteado.

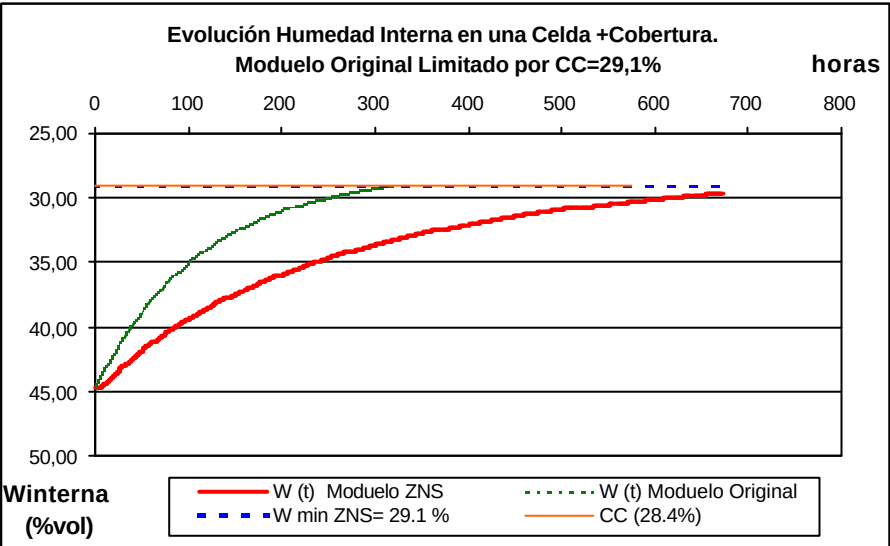
Características de la Celdas	
Wsat (%vol)	50
CC (PF=2.5) (%vol)	28.6
Wres (%vol)	10
Wmin (%vol)	29.1
W0 (%vol)	45
KvRSU (cm/d)	86.4
Kv cob (cm/d)	0.864



Evolución altura de agua acumulada en el fondo de la celda, disponible para flujos horizontales y verticales



Evolución del Caudal Vertical en el Tiempo



Evolución del Contenido interno de Humedad

3.3 CELDA DE RESIDUO U OTRO SUELO COLOCADO SOBRE OTRO MATERIAL DE PERMEABILIDAD SIMILAR O MAYOR: MODELO DE DRENAJE LIBRE

3.3.1 El modelo de flujo utilizado en Moduelo 1.0

El flujo vertical entre celdas "homogéneas" (celdas sin cobertura más impermeable) se simula mediante la Ley de Darcy con un gradiente hidráulico unitario ($i=1$) a través de un terreno con una permeabilidad vertical equivalente a las permeabilidades verticales saturadas de las dos celdas implicadas (K_{1s} y K_{2s}):

$$K_v \text{ equivalente} = 2 \frac{K_{1s} K_{2s}}{K_{s1} + K_{s2}}$$

La expresión del flujo queda de la siguiente forma:

$$q_v = Ah \cdot K_{\text{equivalente}}$$

siendo: Ah : sección horizontal atravesada por el flujo vertical

El fenómeno está limitado por la Capacidad de Campo de la celda superior (que no se puede rebajar) y la Humedad de Saturación de la inferior (que no puede ser superada), pero es independiente de la humedad de la celda en cada instante, - el fenómeno se rige por la permeabilidad vertical saturada de las celdas -.

Para el flujo entre celdas de residuo sin cobertura, utilizando valores habituales de la permeabilidad del residuo, en torno a 10^{-5} m/seg , y aplicando esta formulación teniendo en cuenta la discretización del vertedero que realiza el programa Moduelo (celdas de $20 \times 20 \text{ m}^2$ de superficie horizontal), el vaciado de la celda es prácticamente instantáneo ($q_v = 346 \text{ m}^3/\text{día}$).

En cuanto al flujo horizontal, según el modelo utilizado, las celdas de residuo siempre tendrán un contenido de humedad disponible para moverse horizontalmente entre celdas adyacentes siempre que se supere la capacidad de campo de la celda.

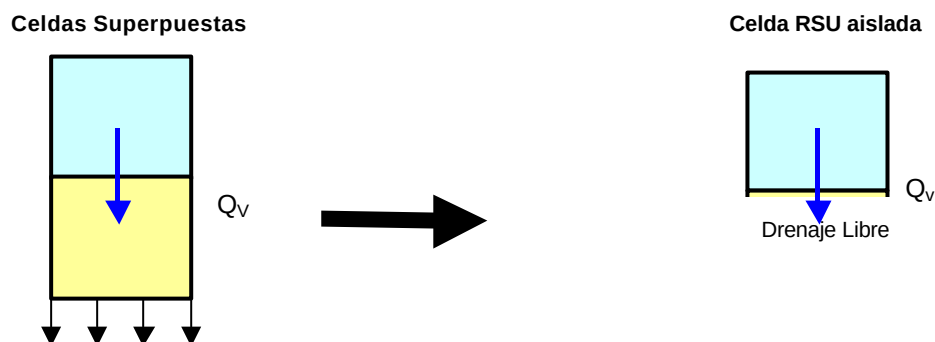
Esta altura de agua se calcula como: $h_1 = \frac{H_{\text{total}} - CC}{\text{porosidad}_{RSU_{\text{efectiva}}}}$, siendo la

$$\text{porosidad}_{RSU_{\text{efectiva}}} = q_{\text{sat}} - q_{\text{cc}} = \text{Humedad saturada} - \text{Humedad CC (\%vol)}$$

Con el fin de comprobar si estas simplificaciones pueden ser válidas, se realiza un modelo teórico que simula el flujo entre celdas de residuo sin cobertura intermedia.

3.3.2 El modelo numerico en Zona No Saturada

Para simplificar el cálculo del flujo vertical entre dos celdas de residuo superpuestas se considera que el flujo va a ser equivalente al obtenido de una única celda de residuo con Drenaje Libre en el fondo.



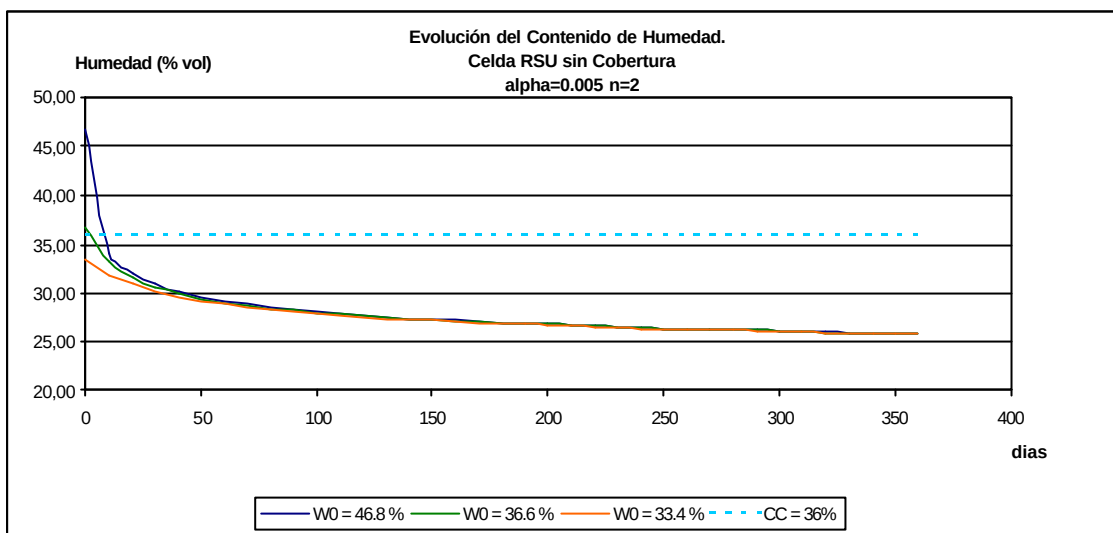
Esto es lo mismo que decir que el flujo de humedad desde la celda superior no va a estar influenciado por la celda inferior. Esta aproximación puede considerarse adecuada dada la gestión en explotación de los vertederos por capas, en los que pueden transcurrir meses o incluso años desde la colocación de una celda hasta la colocación de la celda superior. Se puede suponer que la celda inferior ya ha alcanzado un perfil de humedad estable antes de que la celda superior se coloque y por tanto, que el flujo vertical desde la superior va a ser libre y no va a estar influenciado por la distribución de humedad de la celda inferior.

En estas condiciones se construyen distintos escenarios con cada uno de los parámetros anteriormente definidos y varias humedades iniciales de las celdas, con el fin de observar la evolución del contenido de humedad y ver la influencia del contenido inicial de humedad.

3.3.2.1 Evolución del contenido de Humedad

Se analiza la evolución del contenido medio de humedad a lo largo del tiempo. Obviamente, la distribución de humedad en la vertical no es uniforme.

A modo de ejemplo, se presenta en la figura siguiente la curva de evolución obtenida para la celda de residuos con $\alpha = 0.005$ y $n = 2$, durante un año y distintos contenidos iniciales de humedad sin considerar aportes externos.

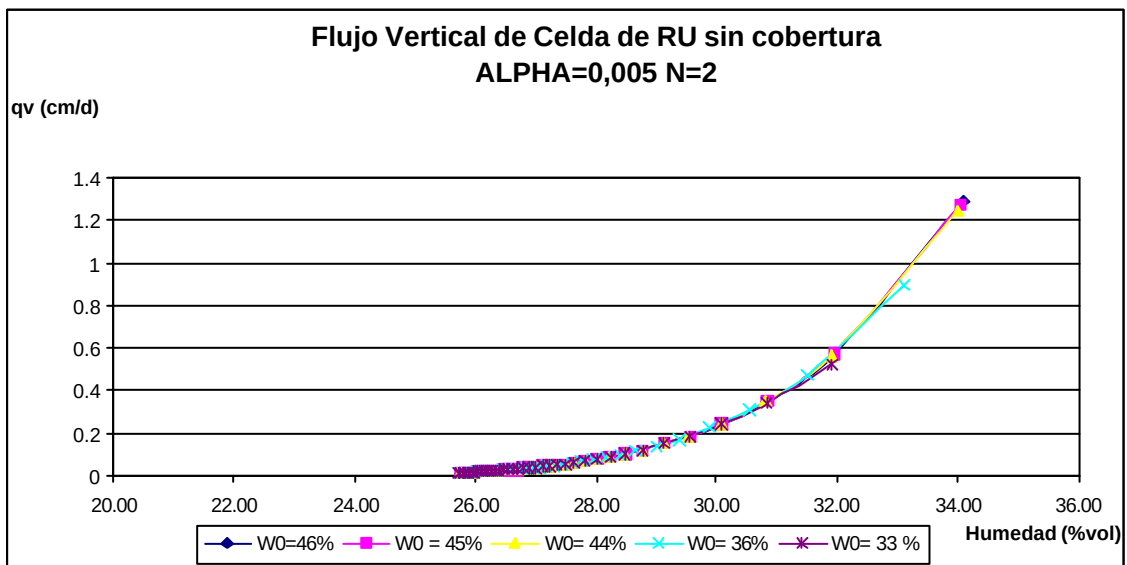
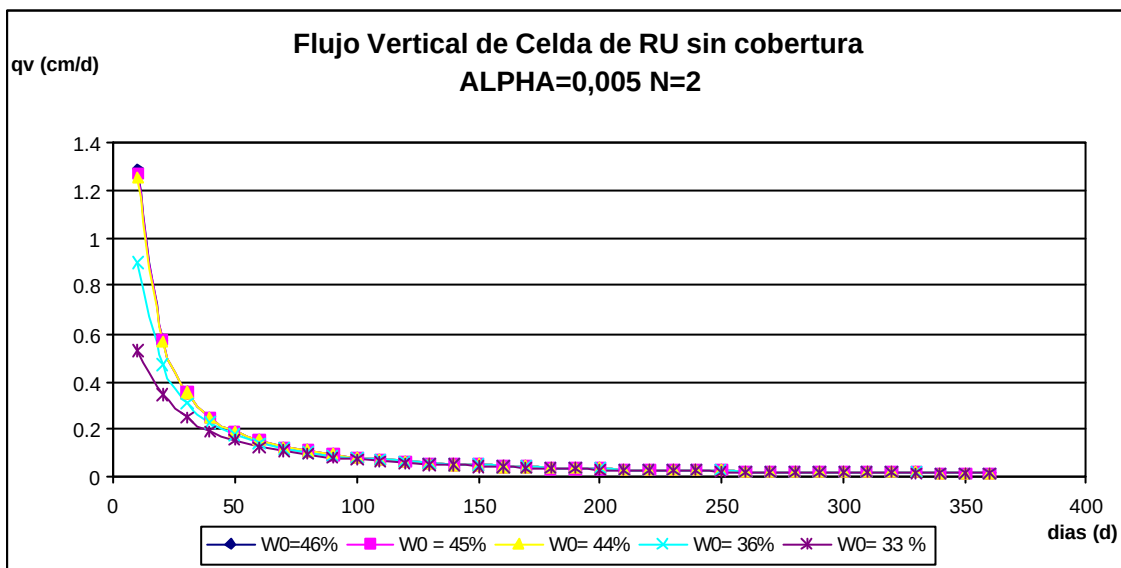


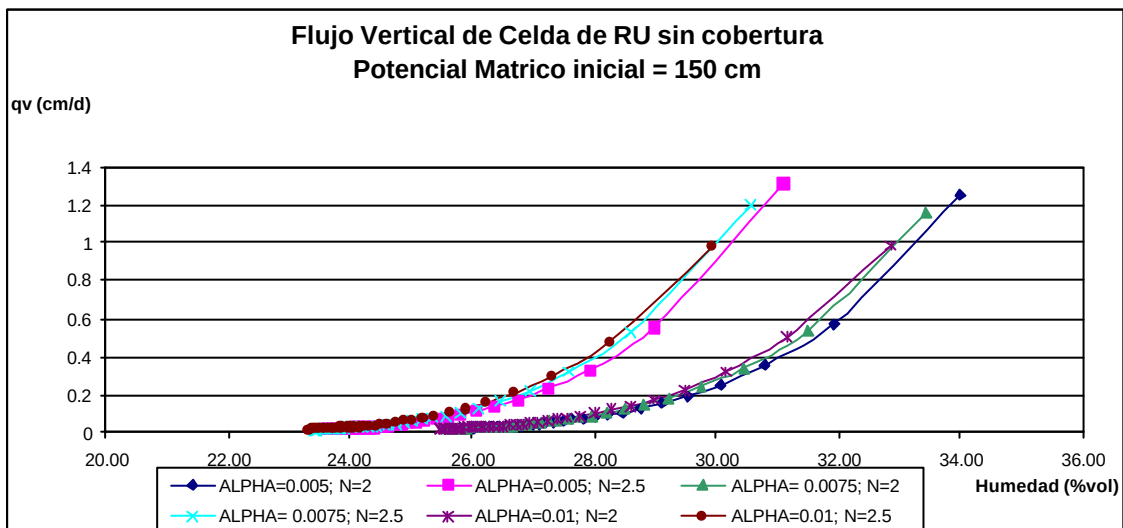
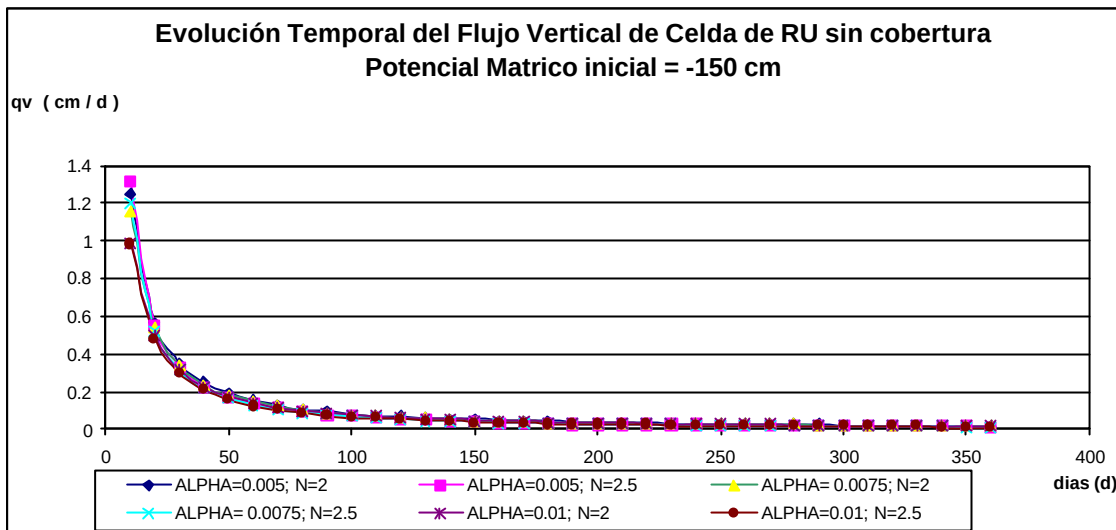
Como se puede ver en la figura anterior, el vaciado de la celda se produce de forma rápida al inicio del proceso, - cuando los contenidos de humedad son altos -, reduciendo su velocidad a lo largo del tiempo. Es importante señalar que el flujo en el fondo de la celda se produce incluso cuando el contenido de humedad es inferior a su Capacidad de Campo (36 % vol en el gráfico). Por lo tanto:

- el fenómeno de vaciado de la celda *depende* del contenido de humedad instantáneo en la celda,
- la Capacidad de Campo *no* es un límite inferior del proceso y
- aunque se produce redistribución interna de la humedad, como no existe un material más impermeable en el fondo, no se crea una lámina de agua saturada. Esto supone que no existirá flujo horizontal con las celdas adyacentes (como ya se ha indicado anteriormente, se toma como hipótesis que el flujo horizontal se produce en condiciones de saturación, esto es, desde la zona saturada en el fondo de la celda).

3.3.2.2 Caudal Percolado. Flujo Vertical

Se presenta en la figura siguiente la evolución (temporal y según el contenido medio instantáneo de humedad) del caudal vertical saliente por el fondo de la celda de residuo, para distintos contenidos iniciales de humedad (manteniendo fijos los parámetros α y n) y para distintos valores de α y n (manteniendo fijo el potencial mátrico de la celda).





La expresión que se va a utilizar para representar el flujo vertical en drenaje libre es:

$$q_v = K_v * \text{gradiente},$$

en el que K_v es la permeabilidad vertical No Saturada, que dependerá del contenido de humedad en cada instante.

A.- PERMEABILIDAD VERTICAL NO SATURADA

K_v es la permeabilidad vertical No Saturada. De acuerdo con el modelo de Van Genuchten, se calculará multiplicando la permeabilidad saturada de la celda por un

factor (K_r) función del contenido de humedad en cada instante de tiempo y de los parámetros α y n característicos del terreno.

$$K_v = K_{v\text{sat}} * K_r(q, \alpha, n)$$

$$K_r(q, \alpha, n) = \Theta^{1/2} \left(1 - \left(1 - \Theta^{1/m} \right)^m \right)^2$$

donde :

$$m = 1 - \frac{1}{n}$$

$$\Theta = \frac{q - q_{\text{res}}}{q_{\text{sat}} - q_{\text{res}}}$$

B.- GRADIENTE

Según los distintos modelos creados, el valor del gradiente es dependiente de K_r para contenidos de humedad cercanos a saturación ($>0.9 \theta_{\text{sat}}$) y constante para el resto.

Las expresiones que representan este fenómeno son:

$$\text{grad} = 60 \alpha + 1.3 \quad \text{para } \theta_{\text{res}} \leq \theta \leq 0.9 \theta_{\text{sat}}$$

$$\text{grad} = (70 \alpha + 1.4) - (70 \alpha + 0.4) K_r \quad \text{para } \theta > 0.9 \theta_{\text{sat}}$$

Los coeficientes de correlación obtenidos con estas expresiones para los distintos valores de los parámetros α y n son en todos los casos superiores a 0.96 (para $K_v = 86.4 \text{ cm/d}$), sin embargo, este ajuste no representa una curva continua por lo que a la hora de introducirlos en el algoritmo de cálculo del programa informático puede dar resultados erróneos en los puntos cercanos a la discontinuidad ($\theta = 0.9 \theta_{\text{sat}}$).

Así, si se considera el gradiente constante, independientemente del contenido de humedad y sólo función del valor de α , el error que se comete sólo afecta al tramo final de la curva, esto es, cuando los contenidos de humedad son cercanos a la humedad de saturación de la celda. En estos casos, el vaciado de la celda se realizará de una forma más rápida que los resultados ofrecidos por el modelo numérico y el

caudal percolado será algo superior. Sin embargo, en el resto de los casos el ajuste será bueno y se simplifica el proceso de cálculo.

3.3.3 El Modelo Propuesto

El modelo adoptado para simular el flujo vertical entre celdas de permeabilidad semejante, se ajusta a la siguiente expresión.

$q_v = K_s * K_r * \text{gradiente}$	
• K_s = permeabilidad vertical saturada • $K_r = \Theta^{1/2} \left(1 - \left(1 - \Theta^{1/m} \right)^m \right)^2$ Θ = Contenido instantáneo de la humedad (%vol) • $\text{gradiente} = 60 \alpha + 1.3$	$m = 1 - \frac{1}{n}$ $\Theta = \frac{q - q_{res}}{q_{sat} - q_{res}}$ $\alpha = 0.01 \text{ y } n = 2$

*.-Todos los parámetros están referidos a los valores de la celda superior

El proceso estará limitado por la humedad de saturación (θ_{sat}) de la celda inferior (que no se puede superar) y la humedad residual (θ_{res}) de la superior (que no puede ser rebajada).

En cuanto al flujo horizontal, no existirá altura de agua disponible en el fondo de la celda superior, por lo que no existirá flujo horizontal con la celda adyacente (se desprecia el flujo horizontal de la zona no saturada).

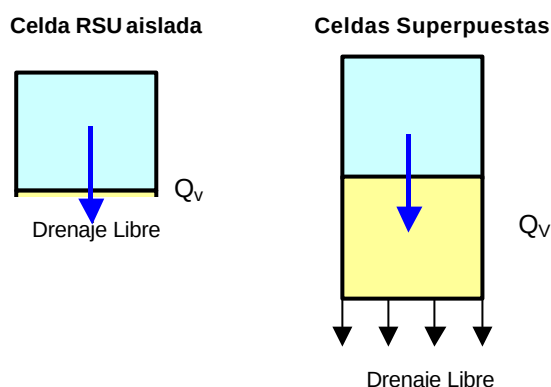
3.3.3.1 Adecuación de la Condición de Contorno Drenaje Libre

Como ya se ha comentado al principio del apartado 3.3.2, se toma como condición de contorno del modelo teórico que el flujo vertical entre celdas de permeabilidades similares es equivalente al flujo vertical de una celda con Drenaje Libre en el fondo. Esto significa, que el flujo de humedad entre la celda superior y la inferior no se ve afectada por el estado hidráulico de la celda inferior.

Esta aproximación puede considerarse adecuada dada la gestión en explotación de los vertederos por capas, en los que pueden transcurrir meses o

incluso años desde la colocación de una celda hasta la colocación de la celda superior. Se puede suponer que la celda inferior ya ha alcanzado un perfil de humedad estable antes de que la celda superior se coloque y por tanto, que el flujo vertical entre ellas no va a estar influenciado por la celda inferior.

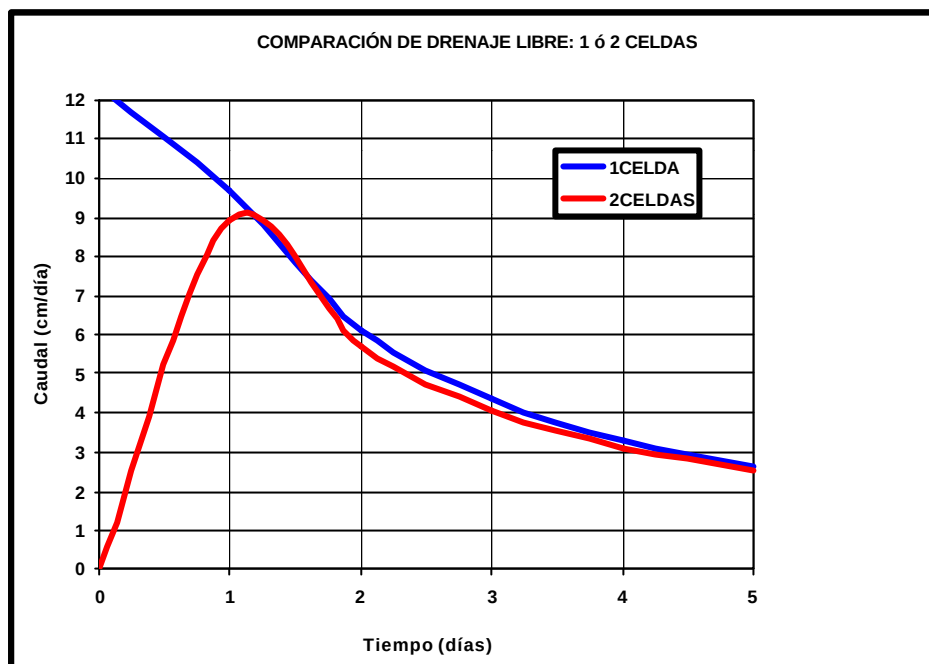
Para ver la adecuación a la realidad de esta hipótesis, se lleva a cabo una comparación entre el caudal percolado por el fondo de una celda de residuo aislada modelizada con la condición de drenaje libre y el caudal que fluye entre dos celdas superpuestas de residuo cuando la inferior es colocada 4 meses antes.



Para ello, se simula con el modelo teórico la evolución de humedad de la celda de residuo inferior, y pasados 125 días, se coloca la celda superior, controlando el flujo vertical que se genera en el contacto de ambas celdas.

Este flujo se compara con los resultados de la Celda de residuo aislada. Se presenta a continuación el gráfico comparativo del caudal Q_v (cm/d) durante un año entre ambos modelos.

Si se observan los cinco primeros días, se puede ver cómo los caudales con ambos modelos coinciden prácticamente a partir del día 1 de simulación, por lo que la diferencia a medio - largo plazo no es significativa. Por lo tanto, se puede concluir que la condición de contorno de drenaje libre en el fondo es una simplificación válida del comportamiento de las celdas de residuo en el vertedero.



3.3.3.2 Influencia de a y n

Como se ha podido ver en las figuras que representan la evolución del caudal en el tiempo, la influencia de los valores elegidos para los parámetros α y n no es muy significativa. Para evitar que el usuario de Moduelo tenga que introducir para cada tipo de celda los valores de estos parámetros (que no son fáciles de estimar), se tomará **$a = 0.01$ y $n = 2$** como valores internos del programa para la aplicación de estos modelos (la justificación de la elección de estos parámetros se realiza en "*Influencia de a y n* " apartado 3.2.3.6 del Modelo Celda - Cobertura).

3.3.3.3 Aportaciones o Pérdidas de Humedad

Dado que el factor de corrección de la permeabilidad del modelo que rige el flujo vertical es el único parámetro que depende del contenido de humedad de la celda, cualquier aportación de humedad (flujo desde una celda superior, lluvia, recirculación, ...) o pérdida (debida a evaporación), será evaluada como un incremento o decremento de humedad instantáneo.

3.3.3.4 Influencia de la Permeabilidad Vertical

Este modelo que a partir de ahora se denominará Modelo de Drenaje Libre, se utilizará tanto para el flujo entre celdas de residuo sin capa de cobertura como para el cálculo del flujo vertical entre celdas de permeabilidades similares o incluso para el flujo desde una celda situada sobre otra de permeabilidad superior (por ejemplo residuo sobre una capa drenante). Por esta razón se deberá comprobar la adaptación y limitaciones del modelo propuesto al rango de permeabilidades aplicables, ya que las expresiones han sido calculadas para una permeabilidad estándar del residuo. Es decir, debemos analizar el Dominio de validez del Modelo Propuesto.

El rango de permeabilidades en los que se va a aplicar este modelo abarca desde el flujo entre celdas dren (permeabilidad del dren en torno a 0.05 m/s), flujo entre celdas de residuo sin cobertura (permeabilidad de RSU en torno a 10^{-5} m/s) y el flujo entre celdas de relleno.

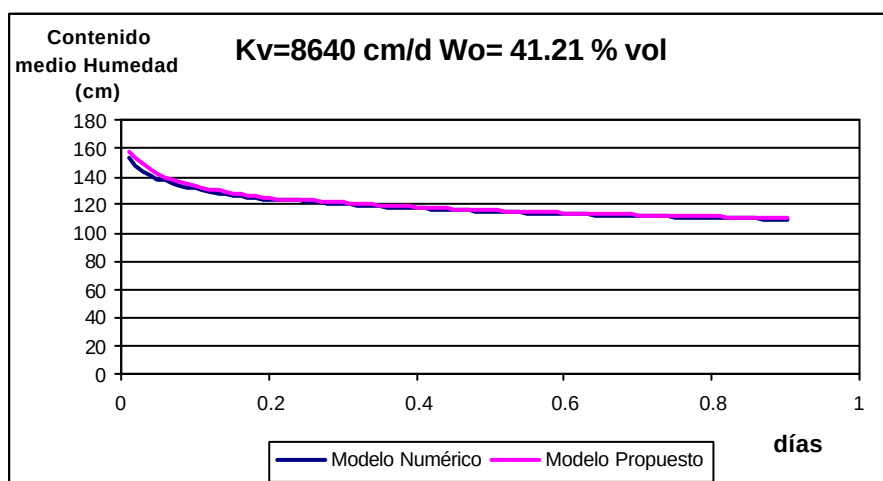
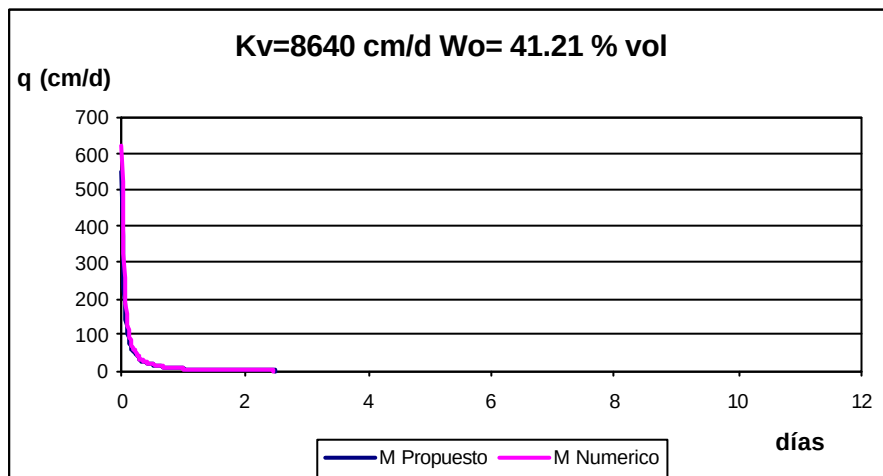
En la primera versión de Moduelo, las "Celdas Relleno" (tipo 1 o 2) se utilizan para la definición de zonas impermeables (permeabilidades nulas) y aunque se le permite al usuario la introducción del valor de su permeabilidad, no se permiten flujos desde o hacia este tipo de celdas.

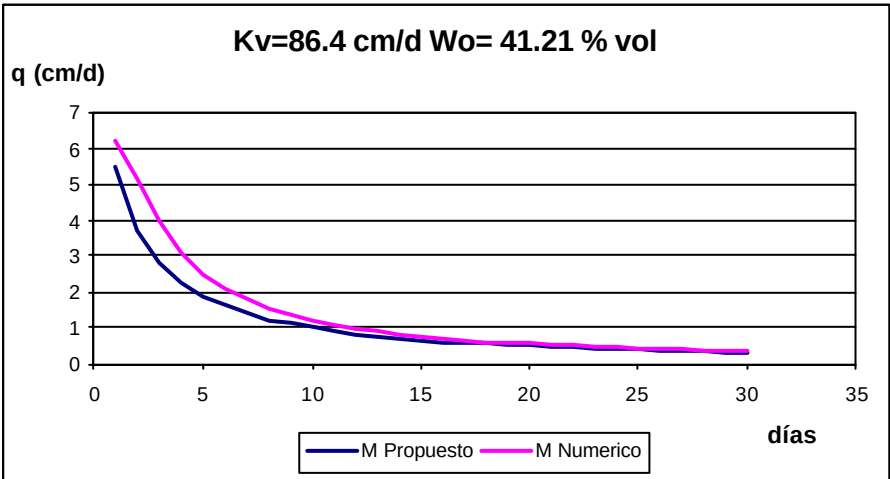
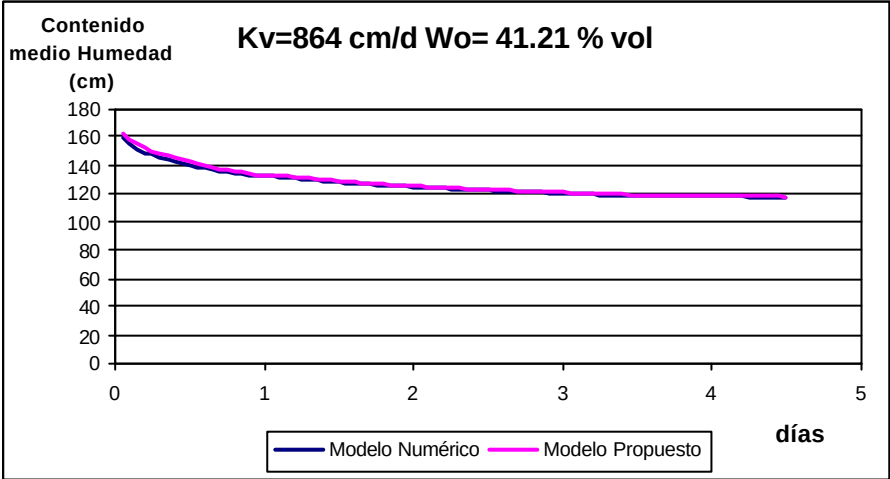
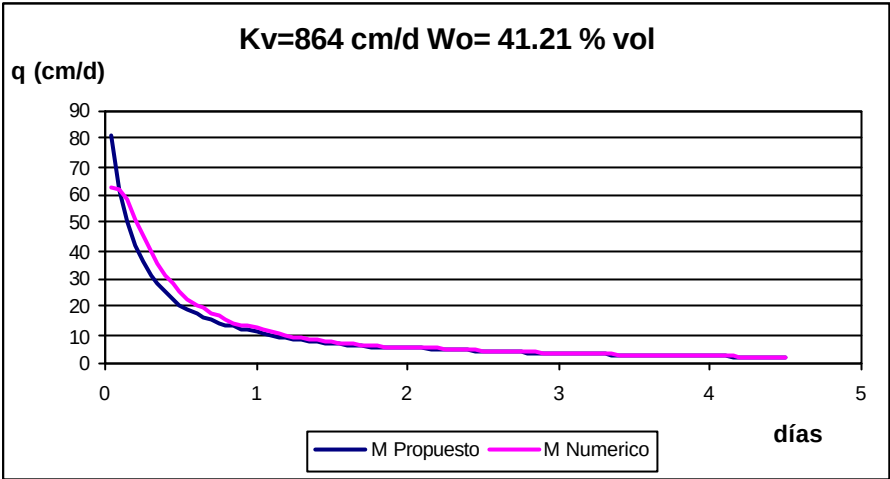
Sin embargo, puede resultar útil la utilización de esta tipología para representar otros residuos o rellenos que, presentes en el vertedero, posean comportamientos y características diferentes a las Celdas Vertedero y puedan ser objeto de los flujos de humedad. Entre este tipo de celdas también se utilizará el Modelo de Zona No Saturada de Drenaje Libre anteriormente definido. Pero ¿hasta qué permeabilidad de la celda se ajusta adecuadamente este modelo?.

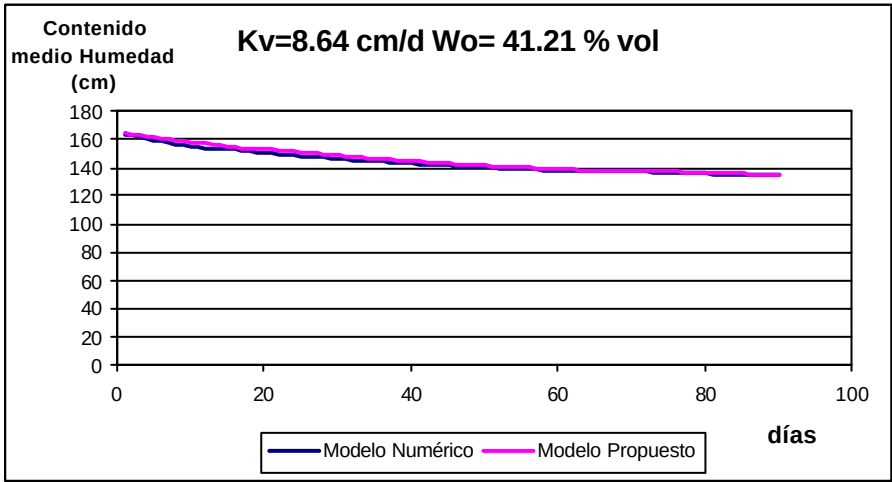
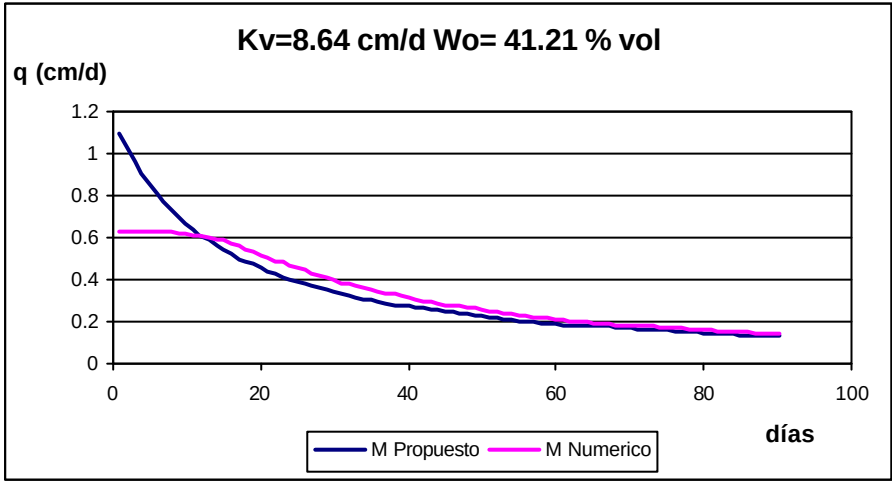
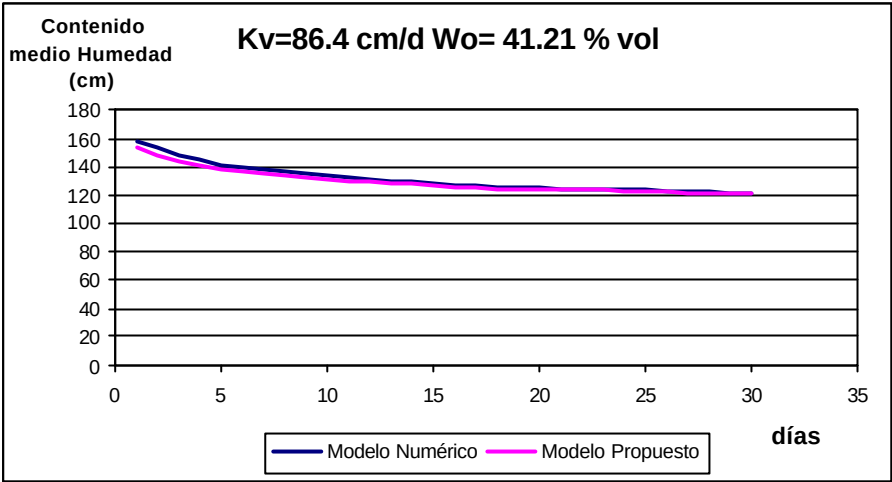
Para localizar las limitaciones, se comparan las soluciones que ofrece el modelo numérico de Zona No Saturada con los resultados estimados a partir del Modelo Propuesto de Drenaje Libre, utilizando distintas permeabilidades y fijando los parámetros $\alpha = 0.01$ y $n = 2$, tal y como se indicó con anterioridad.

A continuación se presentan los gráficos comparativos para $K_v = 8640$ cm/d (10^{-1} cm/s), $K_v = 864$ cm/d (10^{-2} cm/s), $K_v = 86.4$ cm/d (10^{-3} cm/s) y $K_v = 8.64$ cm/d (10^{-4} cm/s), para un contenido de humedad inicial del 41.2% (vol).

A modo de resumen, se puede decir que para permeabilidades superiores a 86.4 cm/d (10^{-3} cm/s), - suelos más permeables -, el Modelo Propuesto de Drenaje Libre se ajusta sin problemas al Modelo Numérico. Para permeabilidades inferiores (terrenos más impermeables), se observa que el Modelo de Drenaje Libre provoca un vaciado más rápido que el teórico en los primeros días de simulación. Así, por ejemplo, para una permeabilidad de 8.64 cm/d (10^{-4} cm/s), el caudal percolado estimado es superior al teórico hasta el día 15. A partir de ahí, la evolución temporal del caudal es similar en ambos casos. Sin embargo, esa diferencia de caudal durante el periodo de tiempo inicial, sólo se traduce en una aceleración del vaciado de la celda inferior a 3 cm del contenido medio de humedad, por lo que se puede concluir que el error cometido al aplicar directamente el modelo de Drenaje Libre para celdas con estas permeabilidades no va a ser significativo.





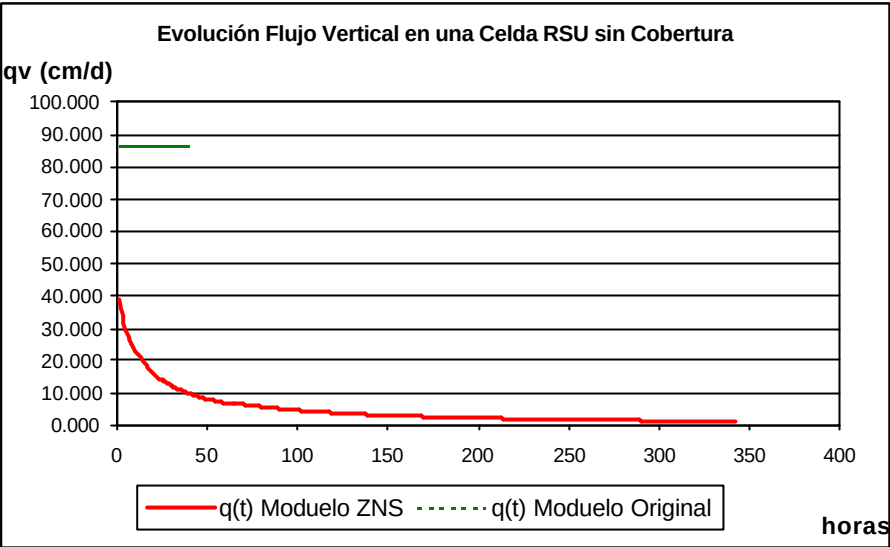


3.3.4 Mejoras que se obtienen frente al modelo original

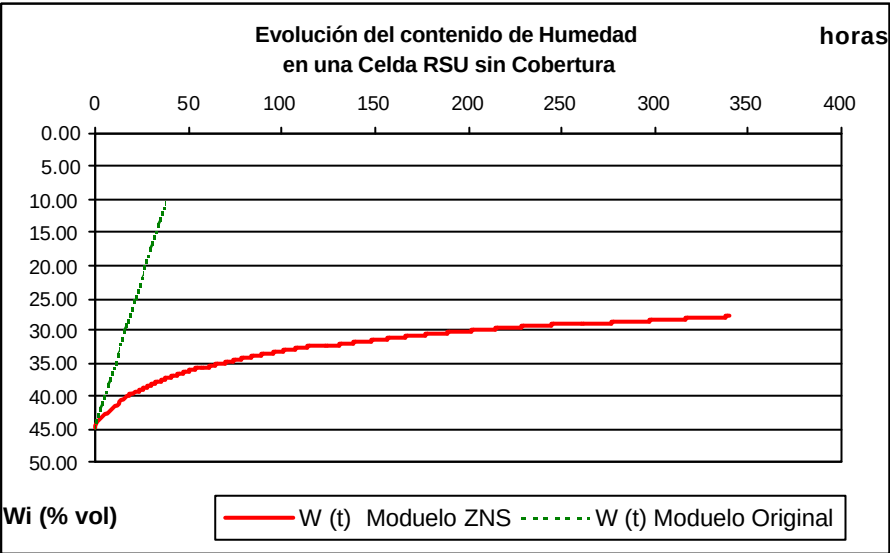
- El flujo de humedad entre celdas de permeabilidades semejantes va a depender del contenido de humedad instantáneo en la celda, disminuyendo a medida que la celda va tendiendo a su humedad residual y aumentando a medida que se acerca a su humedad saturada, ajustándose más a la realidad.
- El límite de proceso de vaciado de la celda no será su Capacidad de Campo, sino que será la Humedad residual asignada a la celda.
- Aunque se produce redistribución interna de la humedad, como no existe un material más impermeable en el fondo, no se crea una lámina de agua saturada, por lo que *no* existirá flujo horizontal con las celdas adyacentes.

En los gráficos adjuntos se presenta de forma comparativa los resultados del flujo vertical (q_v [cm/d]) que pasa a la celda inferior y la evolución de la humedad interna de la celda para el Modelo de Flujo entre Celdas sin Cobertura establecido para la versión 1.0 del programa Moduelo y el Modelo de Zona No Saturada de Drenaje Libre que se plantea.

Características de la Celda	
Wsat (% vol)	50
CC (% vol)	28.6
Wres (% vol)	10
W0 (%vol)	45
KvRSU (cm/d)	86.4



Evolución del Caudal Vertical en el Tiempo



Evolución del Contenido interno de Humedad

3.4 CELDA DE RESIDUO U OTRO SUELO COLOCADO SOBRE UNA CAPA IMPERMEABLE O PRÁCTICAMENTE IMPERMEABLE: MODELO CELDA IMPERMEABLE

3.4.1 El Modelo de flujo utilizado en Moduelo 1.0

La versión 1.0 del programa Moduelo considera el vaso de vertido “impermeable”, es decir, no contempla la posibilidad de flujo a través de defectos, poros, fisuras o vasos del vertedero no impermeabilizados totalmente. Por esta razón, en una celda de residuo colocada sobre una celda impermeable o sobre el vaso de vertido, sólo se produce flujo horizontal con las celdas adyacentes, ya que el flujo vertical con la celda inferior está totalmente impedido.

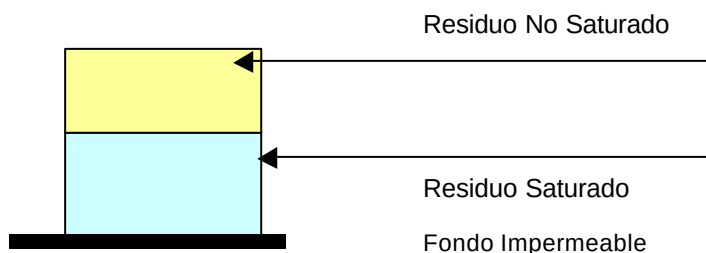
La forma en la que se evalúa cuál es la altura de agua acumulada en el fondo de cada celda, - que es la que define la humedad disponible para el cálculo del flujo horizontal con las celdas adyacentes -, es suponer que toda la humedad que supera la Capacidad de Campo formará instantáneamente dicha lámina de agua (h_1).

El concepto de Capacidad de Campo para este modelo se corresponde con la mínima humedad que puede tener un suelo, la cuál no se puede reducir y además es la humedad a partir de la cuál comienza a haber acumulación de agua en el fondo de la celda y, por tanto, flujos horizontales (cuando $H_{total} > CC \Rightarrow h_1 > 0$).

Con el fin de comprobar si estas simplificaciones pueden ser válidas, se realiza un modelo teórico que simula el flujo entre celdas de residuo con fondo impermeable ($K_v = 0$ m/s).

3.4.2 El Modelo Numérico en Zona No Saturada

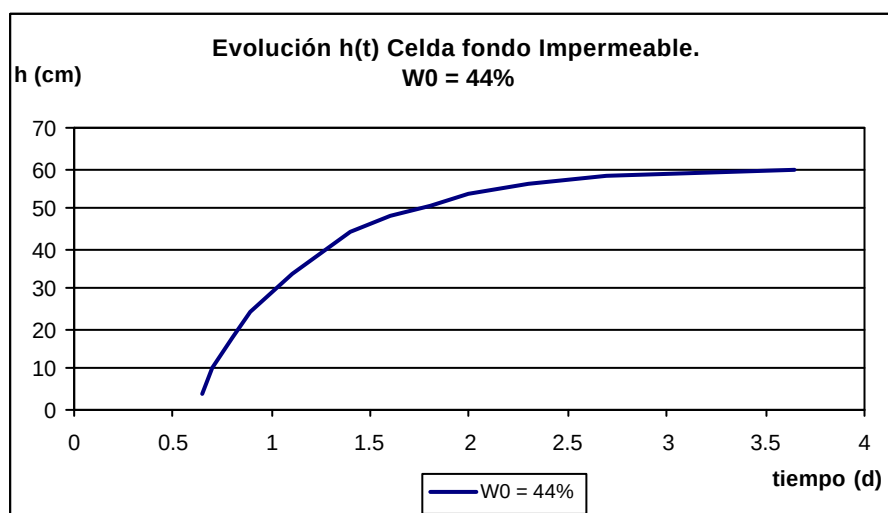
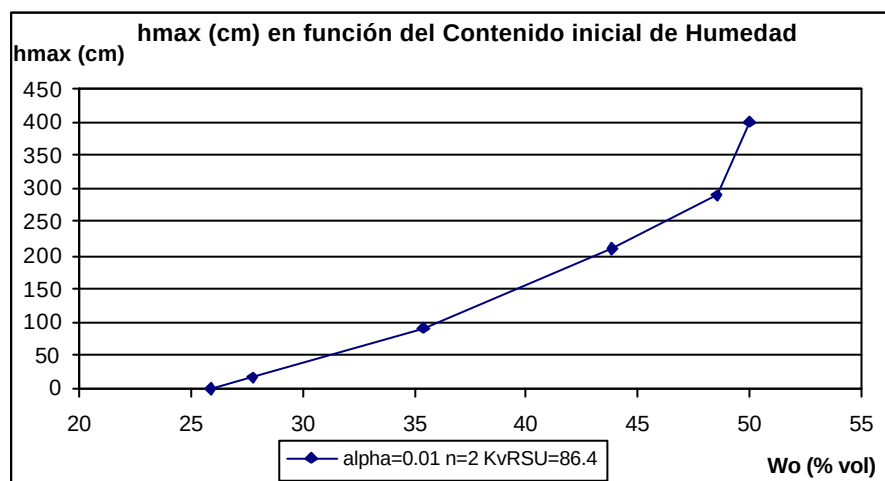
Se considera una celda de residuo de 4 metros de espesor y permeabilidad saturada 86.4 cm/d (10^{-5} m/s), colocada sobre una lámina impermeable ($K_v = 0$ m/s).



En principio, y para reducir los fenómenos a contemplar, no se van a considerar aportes o pérdidas instantáneas de humedad. Posteriormente se verá cómo afectan estos aportes externos al comportamiento de la celda.

En estas condiciones se construyen distintos escenarios con cada uno de los parámetros que caracterizan el residuo y varias humedades iniciales de las celdas, con el fin de observar tanto la evolución temporal de la redistribución de la humedad interna de la celda como la formación de la lámina de agua saturada sobre la capa impermeable. Aunque dichos cálculos se han llevado a cabo con distintos valores de α y n , se representan en este informe los resultados obtenidos para $\alpha = 0.01$ y $n = 2$ (valores que se han fijado para el Modelo de Drenaje Libre).

3.4.2.1 Evolución Temporal



Como se puede ver en el gráfico anterior, ante un contenido uniforme de humedad inicial en el residuo, la lámina de agua saturada en el fondo de la celda va aumentando en el tiempo hasta alcanzar un valor máximo. Como el modelo numérico no considera flujos horizontales ni pérdidas o aportes de humedad, esa altura de agua se mantiene fija a lo largo del tiempo.

Es decir, la redistribución interna de la humedad en vertical va generando la formación de la lámina de agua en el fondo de la celda de forma progresiva, alcanzando su valor máximo no instantáneamente, sino retrasado en el tiempo. También existe un tiempo inicial en el que no se produce flujo horizontal, pero no se considerará ya que es muy pequeño. Se supondrá que la acumulación de agua en el fondo de la celda comenzará desde el instante inicial.

Siguiendo una nomenclatura similar a la utilizada en el Modelo Celda con Cobertura, tenemos:

- t_{hmax} (d) tiempo en el que se produce la altura máxima de la lámina acumulada en el fondo.
- h_{max} (cm) el valor máximo de la lámina de agua acumulado en el fondo de la celda.
- θ_{min_H} % (vol) contenido mínimo de humedad por encima del cuál se produce acumulación de agua en el fondo de la celda y por tanto, flujo horizontal con las celdas adyacentes.

Numéricamente, los resultados que hemos ido obteniendo en función del contenido inicial de humedad son para $\alpha=0.01$, $n=2$, $\theta_{res}=0\%$ y $\theta_{sat}=50\%$:

$a = 0.01 \quad n = 2 \quad K_v^{RSU} = 10^{-5} \text{ m/s}$		
W0 (% vol)	t_{hmax} (d)	h_{max} (cm)
48.51	0.7	290.00
43.81	7.5	210.00
35.36	22.25	90.00
27.74	79.55	16.00
25.80	-	0

A la vista de estos primeros resultados, se puede ver que para contenidos de humedad iniciales inferiores al 25.8 % (vol), no se produce flujo vertical hacia la celda inferior ($\theta_{\min_H} = 25.8 \%$). Para $\theta_{\text{res}} = 20\%$, el valor de $\theta_{\min_H} = 35.48 \%$. Esto indica que con los valores habituales que se da a la Capacidad de Campo de los residuos (29 a 37 (%vol) - Canziani y Cossu (1989)-; 20 a 35 (%vol) - Oweis et al. (1990) -) con nuestro modelo numérico y una humedad residual igual al 20%, no se produce acumulación de agua en fondo de la celda, y por tanto, no existen flujos horizontales hacia sus adyacentes, - siempre teniendo en cuenta las condiciones de homogeneidad del residuo y sin la consideración del flujo a través de canales preferenciales -.

Dado que estamos intentando diferenciar el flujo rápido a través de canales preferenciales del flujo lento a través del residuo, se considera adecuado sustituir el concepto de Capacidad de Campo como límite del flujo horizontal en una celda con fondo impermeable por el de Humedad mínima para flujo horizontal ($\theta_{\min_H}$)

Asimismo, vamos a intentar reproducir el aire de la redistribución interna de la humedad en el tiempo, es decir, vamos a considerar un periodo (desde que se coloca la celda hasta t_{hmax}) en el que la rama es creciente hasta que alcanza un valor máximo.

Al igual que en el Modelo Celda con Cobertura, será necesario definir varios submodelos que nos permitan:

- la estimación de $\theta_{\min_H}$ (%vol)
- la estimación de la altura máxima de agua acumulada (h_{max})
- la estimación tiempo en el que se produce la altura máxima (t_{hmax})
- la estimación de la evolución de la altura de agua acumulada en el fondo (cuando $t \leq t_{\text{hmax}}$)

3.4.3 El Modelo Propuesto [$\alpha = 0.01$, $n=2$]

3.4.3.1 Estimación de la Humedad Mínima $q_{\min_H}$

Para los parámetros propuestos ($\alpha = 0.01$, $n=2$, $\theta_{\text{sat}} = 50$ (%vol) y $\theta_{\text{res}} = 20$ (% vol), $K_{v_{\text{RSU}}} = 86.4$ cm/d (10^{-5} m/s) la humedad mínima $\theta_{\min_H} = 35,48$ (% vol). Por debajo de este contenido de humedad no existe acumulación de agua en el fondo de la celda ($h_{\text{ZS}}=0$).

Como ya se indicó en el apartado 3.1.2, las expresiones matemáticas y los valores de los coeficientes de cada uno de los modelos propuestos han sido obtenidos de ajustes numéricos de los diferentes escenarios modelizados. Posteriormente se ha analizado la bondad del ajuste y el dominio de validez de las expresiones propuestas.

De forma general, la expresión de estimación de $\theta_{\min_H}$ es:

$$q_{\min_H} = q_{\text{res}} + \frac{q_{\text{sat}} - q_{\text{res}}}{\left(1 + (\alpha |h|)^n\right)^m}$$

$$\text{donde:} \quad h = 10^{\text{PF}} \quad \text{PF} = -12.58 \cdot \alpha - 0.0134 \cdot n + 2.3726$$

$$m = 1 - \frac{1}{n}$$

$$\text{Para } \alpha = 0.01 \text{ y } n = 2 \Rightarrow \text{PF} = 2.22$$

3.4.3.2 Estimación de la altura máxima acumulada [$h_{\max}(\Theta_0)$]

Condiciones de Contorno que debe cumplir la expresión:

- $\theta = \theta_{\min_H} \quad \Rightarrow \quad h_{\max} = 0$
- $\theta = \theta_{\text{sat}} \quad \Rightarrow \quad h_{\max} = h_{\text{RSU}}$; siendo h_{RSU} el espesor de la capa de residuo

Se propone la siguiente expresión:

$$h_{\max}(\Theta_0) = h_{\text{RSU}} \left(1 - (1 - \Theta_0)^{1/2}\right) \text{ siendo}$$

$$\Theta_0 = \frac{q_0 - q_{\min_H}}{q_{\text{sat}} - q_{\min_H}}$$

θ_0 = Contenido inicial de humedad de la celda (% vol)

$\theta_{\min_H}$ = según expresión del apartado 3.4.3.1

3.4.3.3 Estimación del Tiempo en el que se produce la altura máxima

Condiciones de Contorno que debe cumplir la expresión:

- $\theta = \theta_{\min_H} \Rightarrow th_{\max} = \infty$ (infinito)
- $\theta = \theta_{\text{sat}} \Rightarrow th_{\max} = 0$

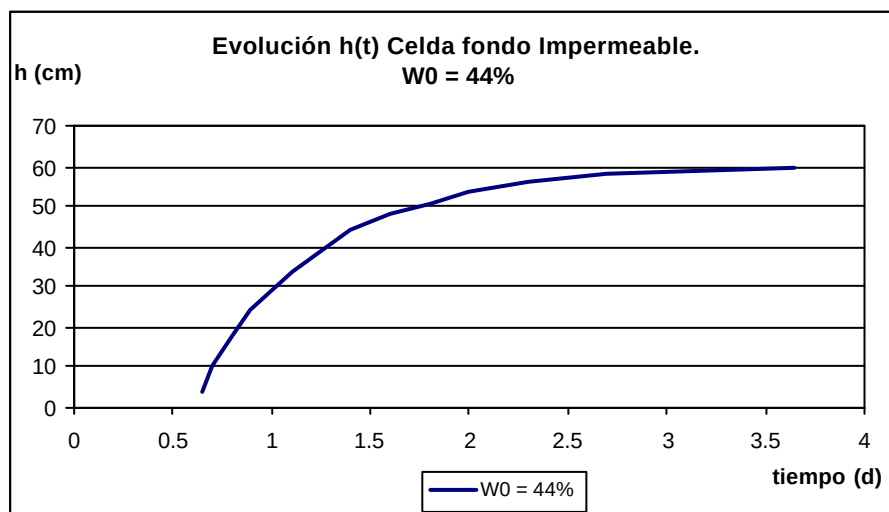
Se propone una expresión semejante a la del Modelo Celda con Cobertura:

$$th_{\max}(\Theta_0) = -\frac{\ln(\Theta_0)^g}{k} \text{ siendo}$$

$$\Theta_0 = \frac{q_0 - q_{\min_H}}{q_{\text{sat}} - q_{\min_H}} \text{ y}$$

$k = 0.041$ para $\alpha = 0.01$, $n = 2$, $\theta_{\text{res}} = 0\%$ y $K_{V_{RSU}} = 86.4 \text{ cm/d}$ (10^{-5} m/s)

3.4.3.4 Redistribución interna de humedad. [$h_{zs}(t)$]



Como ya hemos dicho anteriormente, se desprecia el tiempo inicial en el que no se produce altura de agua acumulada en el fondo de la celda.

Como condiciones de contorno tenemos :

- $t=0 \Rightarrow h(t)=0$
- $t=t_{hmax} \Rightarrow h(t)=h_{max}$
- tangente horizontal para $(t = t_{hmax})$

Se propone una expresión semejante a la utilizada en la rama creciente del Modelo Celda con Cobertura:

$$h(t) = 4 \cdot t_{hmax} \cdot h_{max} \frac{t}{(t + t_{hmax})^2}$$

3.4.3.5 Influencia de la Permeabilidad del residuo:

A partir de los submodelos planteados anteriormente y dado que se ha mantenido constante en todos los escenarios la permeabilidad vertical del residuo ($K_{VRSU} = 86.4 \text{ cm/d} = 10^{-5} \text{ m/s}$), es necesario ajustar los cálculos para hacerlos depender de la permeabilidad vertical. Atendiendo a la discretización que realiza Moduelo según la tipología de los suelos a representar, este modelo se puede aplicar cuando la celda que está colocada sobre la capa impermeable es "Celda Residuo" o cuando se trate de "Celda Relleno" o "Celda Dren".

Las permeabilidades que se analizan para definir los modelos están comprendidas entre 8640 cm/d (10^{-3} m/s "Celda Dren") y 43.5 cm/d ($5 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ "Celda Relleno"), teniendo en cuenta que la permeabilidad media de los residuos es de 86.4 cm/d (10^{-5} m/s).

Se ejecutan diferentes modelos con cada una de las permeabilidades a analizar y con distintos contenidos de humedad ($W_0 = 48.51\% \text{ (vol)}$, $W_0 = 43.81\% \text{ (vol)}$ y $W_0 = 35.36\% \text{ (vol)}$) y se compara con los resultados ofrecidos por los submodelos de los apartados anteriores, definiendo así las correcciones necesarias en cada caso debidas a la permeabilidad de la celda.

3.4.3.5.1 Resultados Obtenidos con el Modelo Numérico.

W ₀ % vol/vol	Kv=86.4 cm/d (q _{res} =0%)		Kv = 864 cm/d (q _{res} = 0%)		Kv = 86.4 cm/d (q _{res} = 20%)		Kv = 864 cm/d (q _{res} = 20%)	
	thmax (d)	hmax (cm)	thmax (d)	hmax (cm)	thmax (d)	hmax (cm)	thmax (d)	hmax (cm)
48.51	0.7	290.00	0.1	290.00	0.35	290.00	0.05	290.00
43.81	7.5	210.00	0.7	210.00	3.25	210.00	0.3	210.00
35.36	22.25	90.00	2.25	90.00	13.1	90.00	1.3	90.00
27.74	79.55	16.00	8	16.00	46.15	16.00	4.6	16.00

Como refleja la tabla anterior, la altura máxima de agua acumulada en el fondo de la celda es independiente de la permeabilidad vertical del material colocado sobre la capa impermeable.

Esta altura de agua sólo va a depender de los parámetros hidráulicos que caracterizan el suelo (α , n , θ_{sat} y θ_{res}) que en estos modelos se han mantenido constantes (sólo se ha variado la permeabilidad y el contenido inicial de humedad).

Para una humedad inicial determinada (θ_0) y fijando como hemos hecho θ_{sat} y θ_{res} en todas los escenarios, si tenemos en cuenta la expresión de la altura máxima acumulada en el fondo de la celda (ver apartado 3.4.3.2) y, como hemos visto que esta altura es independiente de la permeabilidad:

$$h_{max}(\theta_0) = hRSU \left(1 - (1 - \theta_0)^{1/2} \right) = \text{Cte} \quad \text{y} \quad \theta_0 = \frac{q_0 - q_{min_H}}{q_{sat} - q_{min_H}} = \text{Cte}$$

Por lo tanto, la humedad mínima para flujo horizontal θ_{min_H} es también independiente de la permeabilidad. Este parámetro sólo depende de las características hidráulicas del suelo modelizado (θ_{res} , θ_{sat} , α , n)

Esto significa que el único submodelo que se va a ver influenciado por la permeabilidad es el del cálculo de th_{max} .

3.4.3.5.2 Sobre el Tiempo máximo (th_{max})

El parámetro $k = 0.041$ ($\alpha = 0.01$, $n=2$, $Kv^{RSU} = 86.4 \text{ cm/d} = 10^{-5} \text{ m/s}$) de la expresión de cálculo de th_{max} , depende de la permeabilidad de suelo situado sobre la capa impermeable, de tal forma que:

$$k(Kv) = k(Kv^{RSU} = 10^{-5} \text{ m/s}) \cdot \frac{Kv^{RSU}}{86.4} \cdot \left(1 + \frac{q_{res}}{30}\right) \quad (Kv^{RSU} \text{ en cm/d})$$

$$th_{max}(\Theta_0, Kv^{RSU}) = - \frac{Ln(\Theta_0)^{1.25}}{0.04 \cdot \frac{Kv^{RSU}}{86.4} \cdot \left(1 + \frac{q_{res}}{30}\right)}$$

3.4.3.6 Aportaciones o Pérdidas de Humedad

Al igual que en el Modelo de Celda con Cobertura, el aporte de humedad afecta fundamentalmente a la zona superficial de la celda, redistribuyéndose rápidamente hacia el fondo y provocando de forma casi instantánea (dependiendo del volumen de agua aportado o perdido) un crecimiento del volumen de agua acumulado en el fondo de la celda hasta alcanzar un nuevo valor máximo. Es decir, cambian las condiciones de humedad, creándose una nueva curva creciente con valores distintos de th_{max} y h_{max} .

Para simplificar, vamos a considerar que el aporte externo provoca un incremento instantáneo del contenido de humedad de la celda (repartido uniformemente), que se traduce en una modificación de los parámetros th_{max} y h_{max} y del tiempo t del submodelo de "Redistribución interna de Humedad $h(t)$ ".

Los parámetros th_{max} y h_{max} se calcularán para un contenido de humedad igual al contenido de humedad antes de la lluvia más el aporte (o menos la pérdida) instantánea según las expresiones de los apartados 3.4.3.2 y 3.4.3.3.

Para el cálculo de t , se plantea la continuidad de la nueva curva creciente con el valor de $h(t)$ anterior al aporte instantáneo de humedad, - que es conocido y lo denominaremos $h1$ -.

$$h(t) = h1 = 4 \cdot th^*_{max} \cdot h^*_{max} \frac{t}{(t + th^*_{max})^2} \quad (\text{siendo } th^*_{max} \text{ y } h^*_{max} \text{ los}$$

parámetros de la nueva humedad). Despejando t , obtenemos el tiempo en el que se encuentra la simulación en la nueva curva de redistribución de humedad.

Dado que las celdas de residuo van a ser objeto a menudo de aportes o pérdidas instantáneas de humedad, debidas fundamentalmente a los flujos verticales procedentes de las celdas superiores, flujos horizontales de las celdas adyacentes, procesos de recirculación de lixiviados o a los efectos de la climatología (lluvia o evaporación), se debe establecer un mínimo representativo de variación de la humedad a partir del cuál se lleva a cabo el *“cambio de la curva de humedad y recálculo de los parámetros”*, con el fin de reducir los tiempos de ejecución.

Para la aplicación de esta metodología de cálculo al programa Moduelo, se controlan para cada celda los aportes debidos al clima, Flujos Horizontales, Flujos Verticales procedentes de las celdas superiores, recirculación y filtraciones o exfiltraciones a través del contorno.

Cuando estos (acumulados en el tiempo y en valor absoluto) superan el 0.2% del contenido inicial de humedad en % (vol), se lleva a cabo el cambio de la curva de humedad representativa de la celda.

Así, por ejemplo, para una celda de residuo de 4 metros de espesor y contenido inicial de humedad del 44% ($\theta_{sat} = 50\%$ (vol) y $\theta_{res} = 20\%$ (vol)), la altura máxima acumulada en el fondo de la celda es de 143 cm y para un 44.2 % es de 147 cm.

3.4.3.7 Proceso de Cálculo en el programa Moduelo

A la vista de los submodelos planteados para estimar los diferentes parámetros que nos permiten estimar la redistribución interna de humedad de una celda de residuo sobre un material impermeable (Modelo Celda Impermeable), el proceso para realizar el cálculo es el siguiente:

1.- Instante Inicial (Celda recién colocada).

Para una celda de residuo (u otro material) recién colocada con capa impermeable bajo ella y un contenido inicial de humedad θ_0 (% vol) se calcula h_{max} (cm) y t_{hmax} (d) según las expresiones de los apartados 3.2.3.2 y 3.2.3.3, realizándose las correcciones por permeabilidad distinta a 86.4 cm/d (10^{-5} m/s) según las expresiones de los apartados 3.4.3.5.

2.- Evolución en el tiempo

Para cada intervalo de tiempo durante la simulación (en Modulo cada hora) se calcula la altura de agua acumulada [$h_{zs}(t)$] según la expresión del apartado 3.4.3.4. A partir de esta altura, se pueden calcular los flujos horizontales hacia las celdas adyacentes y/o los flujos a través del contorno.

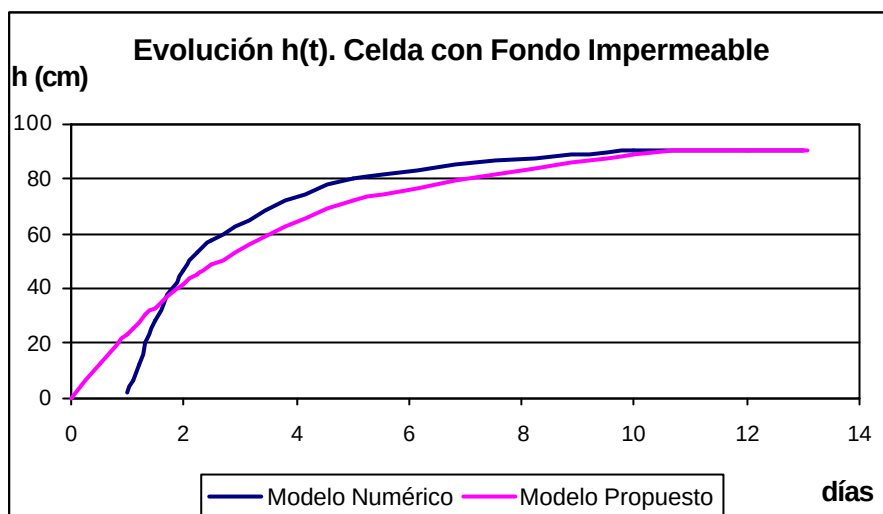
Se almacenan los volúmenes de agua aportados o perdidos por clima, flujos verticales de las celdas superiores, flujos horizontales, recirculación y filtraciones a través del contorno.

Para cada paso de tiempo, se comprueba si los volúmenes de agua aportados o perdidos por la celda aumentan (o disminuyen) en un 0.2% (vol) el contenido inicial de humedad. Si es así, se recalculan los parámetros h_{max} y th_{max} en las nuevas condiciones de humedad y se estima el tiempo de simulación en el que se encuentra la celda en esas nuevas condiciones. Se calculan con estos nuevos parámetros el valor de la altura de agua saturada en el fondo de la celda (disponible para los flujos horizontales y flujo a través del contorno).

3.4.3.8 Comparativa Valores Estimados - Modelo Numérico

Parámetros. $\alpha = 0.01$, $n = 2$, $\theta_{sat} = 50$ % (vol) , $\theta_{res} = 20$ % (vol) , $K_v^{RSU} = 86.4$ cm/d

W0 % (vol)	thmax numérico (d)	thmax estimado (d)	hmax numérico (cm)	hmax estimada (cm)
49.10	0.35	0.48	290.00	300.65
46.29	3.25	3.27	210.00	197.71
41.21	13.1	13.69	90.00	88.83
36.64	46.15	47.77	16.00	16.32
35.45	infinito	infinito	-	-

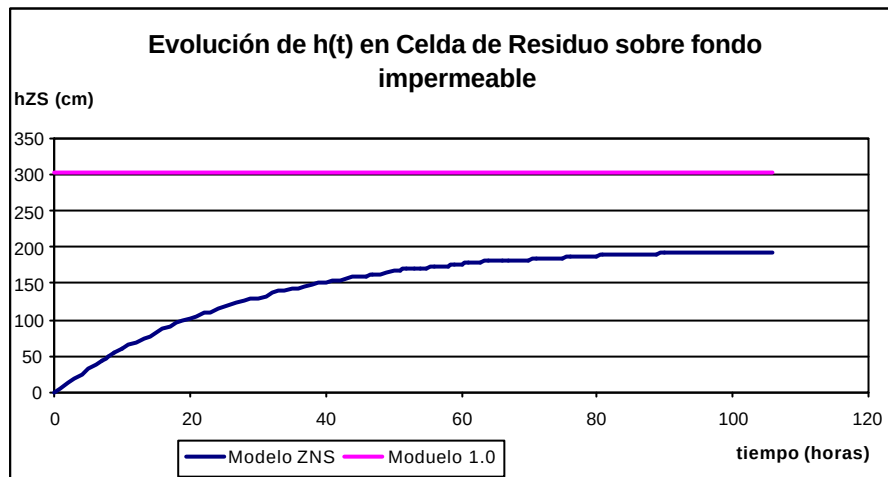


3.4.4 Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original

- El límite de humedad a partir del cuál no se produce acumulación de agua en el fondo de una celda de residuo colocada sobre una capa impermeable no se corresponde con los valores habituales de la Capacidad de Campo (CC), sino con una humedad mayor denominada Humedad mínima para flujo Horizontal (θ_{min_H}) que depende de las características hidráulicas del residuo (α , n , θ_{sat} y θ_{res}). Su valor es 35.45 % (vol) para $\alpha = 0.01$, $n=2$, $\theta_{sat} = 50$ % (vol) y $\theta_{res} = 20$ % (vol)
- La redistribución interna de la humedad depende tanto del tiempo como de las posibles aportaciones o pérdidas instantáneas de humedad, y condiciona la altura de agua acumulada en el fondo de la celda, que es la que está disponible para el flujo horizontal de la celda con las adyacentes.

En los gráficos adjuntos se presenta de forma comparativa los resultados de la altura de agua acumulada en el fondo de la celda (sin aportaciones ni pérdidas externas) entre el Modelo establecido para la versión 1.0 del programa Moduelo y el Modelo de Zona No Saturada (Celda - Impermeable) que se plantea para una humedad inicial del 44.75 % (vol).

Características de la Celda	
Wsat (%vol)	50
CC (PF=2.5) (%vol)	28.6
Wres (%vol)	10
Wmin (%vol)	30.64
Wo (%vol)	44.75
KvRSU (cm/d)	86.4
Kv cob (cm/d)	0



Evolución altura de agua acumulada en el fondo de la celda, disponible para flujos horizontales

3.5 RESUMEN Y CONCLUSIONES

En la Versión 1.0 del programa MODUELO, las ecuaciones utilizadas para la modelización del flujo hidráulico entre las celdas de vertedero, fueron seleccionadas teniendo en cuenta que su aplicación principal, - vertedero de Meruelo-, estaba localizado en una climatología húmeda sin grandes periodos de sequía. De esta forma, se considera que los flujos entre celdas se realizan en condiciones de saturación.

Con el fin de mejorar el modelo hidráulico, se ve la necesidad de implementar un modelo de flujo de humedad de tipo No Saturado en medio poroso que nos permita predecir la redistribución de la humedad interna y el flujo de humedad a través de los distintos tipos de suelo que configuran los vertederos, e incorporar modelos que representen de forma más o menos aproximada los flujos a través de canales preferenciales. En estos modelos habrá que distinguir tres conceptos claros:

- la mínima humedad que puede tener un suelo y que no puede reducirse en condiciones naturales, - la denominaremos humedad residual (θ_{res}) -.
- la humedad del suelo por encima de la cuál se produce flujo vertical hacia las celdas inferiores, - la denominaremos humedad mínima para flujo vertical (θ_{min_v}) -.
- la humedad del suelo por encima de la cuál se forma una lámina de agua saturada en el fondo de la celda (cuando existe un material más impermeable bajo ella) y que supone el inicio de los flujos horizontales hacia las celdas adyacentes , - la denominaremos humedad mínima para flujo horizontal (θ_{min_h}) -.

Si nos centramos en los modelos de Flujo No Saturado y teniendo en cuenta la tipología de celdas que podemos introducir en el programa Moduelo, los casos que se pretende analizar son:

- Celda de residuo u otro componente colocado sobre una capa de permeabilidad similar o mayor (MODELO DRENAJE LIBRE)
- Celda de residuo u otro componente colocado sobre una capa de menor permeabilidad vertical (MODELO CELDA COBERTURA)
- Celda de residuo u otro componente colocado sobre una capa impermeable o prácticamente impermeable (MODELO CELDA IMPERMEABLE)

Para cada uno de los casos se realiza un modelo numérico en Zona No Saturada (solución numérica por diferencias finitas y elementos finitos de tipo Galerkin de la ecuación unidimensional de flujo saturado/no saturado desarrollada por Van Genuchten) que simula una celda del vertedero en esas condiciones, con unas dimensiones semejantes a las que se utilizan habitualmente en vertederos y se analiza en varios escenarios teniendo en cuenta distintos parámetros hidráulicos (α , n , θ_{sat} , θ_{res}), diferentes contenidos iniciales de humedad y distintos valores de permeabilidades verticales, con el fin de observar cuál es la sensibilidad del sistema a cada uno de estos parámetros. A partir de estos modelos numéricos podremos

conocer cómo se va produciendo la *redistribución de la humedad* bajo la influencia de los efectos climatológicos del lugar (lluvia y evaporación) y los *flujos de humedad* hacia las celdas inferiores.

3.5.1 Modelo de drenaje libre

3.5.1.1 Características del Modelo Original

- Se obtiene el caudal mediante la Ley de Darcy con un gradiente hidráulico unitario y Permeabilidad Saturada vertical de la celda
- Fenómeno limitado por la Capacidad de Campo de la celda superior (que no se puede rebajar) y la Humedad de Saturación de la inferior (que no puede ser superada)
- las celdas de residuo siempre tendrán un contenido de humedad disponible para moverse horizontalmente entre celdas adyacentes siempre que se supere la capacidad de campo.

3.5.1.2 Modelo Propuesto

$q_v = K_s * K_r * \text{gradiente}$	
K_s = permeabilidad vertical saturada $K_r = \Theta^{1/2} \left(1 - \left(1 - \Theta^{1/m} \right)^m \right)^2$ Θ = Contenido instantáneo de la humedad (%vol)	$m = 1 - \frac{1}{n}$ $\Theta = \frac{q - q_{res}}{q_{sat} - q_{res}}$
$\text{gradiente} = 60 \alpha + 1.3$	$\alpha = 0.01 \text{ y } n = 2$

3.5.1.3 Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original

- El flujo de humedad entre celdas de permeabilidades semejantes va a depender del contenido de humedad instantáneo en la celda, disminuyendo a medida que la celda va tendiendo a su humedad residual y aumentando a medida que se acerca a su humedad saturada, ajustándose más a la realidad.
- El límite de proceso de vaciado de la celda no será su Capacidad de Campo, sino que será la Humedad residual asignada a la celda.
- Aunque se produce redistribución interna de la humedad, como no existe un material más impermeable en el fondo, no se crea una lámina de agua saturada, por lo que no existirá flujo horizontal con las celdas adyacentes.

3.5.2 Modelo Celda - Cobertura

3.5.2.1 Características del Modelo Original

- Se considera que toda la humedad que supera la Capacidad de Campo formará instantáneamente una lámina de agua saturada en el fondo de la celda. Esta altura de agua saturada es la que controla los flujos desde la celda hacia sus adyacentes (flujos verticales y horizontales)
- El concepto de Capacidad de Campo para este modelo se corresponde con la mínima humedad que puede tener un suelo, la cuál no se puede reducir y además es la humedad a partir de la cuál comienza a haber acumulación de agua en el fondo de la celda y, por tanto, flujos horizontales (cuando $H_{total} > CC \Rightarrow h_1 > 0$) y flujos verticales

3.5.2.2 Modelo Propuesto.

$qv = Kv^{cob} i(t) Ah$	
-	Para $t < th_{max}$ $i(t) = 4 \cdot th_{max} \cdot i_{max} \frac{t}{(t + th_{max})^2}$
-	Para $t \geq th_{max}$ $i(q_{corregido}, Kv^{cob}, Kv_{RSU}) = i_{saturación} (1 - (1 - \Theta_{corregido})^b)$
•	$q_{min_v} = q_{res} + \frac{q_{sat} - q_{res}}{(1 + (a h)^n)^m}$ $h = 10^{PF}$ $PF = 2.265$ ($\alpha = 0.01$, $n = 2$)
•	$\Theta_0 = \frac{q_0 - q_{min_v}}{q_{sat} - q_{min_v}}$
•	$i_{max}(\Theta_0, Kv) = i_{saturación} (1 - (1 - \Theta_0)^b)$
•	$b = a_1 \left(\log \left(\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}} \right) \right)^2 + b_1 \log \left(\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}} \right) + c_1$
•	$a_1 = -0.0379$ $b_1 = 0.3919$ $c_1 = -0.3109$
•	$th_{max}(\Theta_0, Kv^{cob}, Kv_{RSU}) = - \frac{Ln(\Theta_0)^g}{k(Kv_{cob}, Kv_{RSU})}$
•	$k = a_2 \cdot \exp(b_2 X) \cdot \frac{Kv_{cob}}{0.082} \cdot \left[1 + \frac{q_{res}}{30} \right]$ $X = \log \left(\frac{Kv_{RSU}}{Kv_{cob}} \right)$
•	$a_2 = 6.53 \cdot 10^{-4}$ $b_2 = 1.56$ $\gamma = 1.25$
•	$\Theta_0 =$ Contenido inicial humedad (%vol) $Kv =$ permeabilidad vertical (cm/d)
	$m = 1 - \frac{1}{n}$
•	$\alpha = 0.01$ y $n = 2$
-	Aporte externo de Humedad $\Rightarrow$ Incremento instantáneo de la Humedad de la Celda

3.5.2.3 Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original

- El flujo vertical de humedad entre celdas con capa de cobertura entre ellas, va a depender de la redistribución interna de la humedad a lo largo del tiempo y del contenido de humedad instantáneo en la celda. El flujo vertical máximo aparece desplazado en el tiempo, y sólo se produce cuando el contenido de humedad supera un valor mínimo muy superior a los valores habituales de la Capacidad de Campo asignada a los residuos sólidos.

- Por lo tanto, el límite de vaciado de la celda no será su Capacidad de Campo (CC), sino la Humedad residual asignada a la celda (θ_{res}) y no existirá flujo vertical para humedades inferiores a $\theta_{min\ v}$ que depende de las características hidráulicas del residuo (α , n , θ_{sat} , θ_{res} y Kv^{RSU}) y de la permeabilidad de la cobertura (Kv^{cob}).
- La redistribución interna de la humedad depende tanto del tiempo como de las posibles aportaciones o pérdidas instantáneas de humedad, y condicionan la altura de agua acumulada en el fondo de la celda, que es la que está disponible para el flujo horizontal de la celda con las adyacentes.

3.5.3 Modelo Celda - Impermeable

3.5.3.1 Características del Modelo Original

- La forma en la que se evalúa cuál es la altura de agua acumulada en el fondo de cada celda, - que es la que define la humedad disponible para el cálculo del flujo horizontal con las celdas adyacentes -, es suponer que toda la humedad que supera la Capacidad de Campo formará instantáneamente dicha lámina de agua (h_1).
- El concepto de Capacidad de Campo para este modelo se corresponde con la mínima humedad que puede tener un suelo, la cuál no se puede reducir y además es la humedad a partir de la cuál comienza a haber acumulación de agua en el fondo de la celda y, por tanto, flujos horizontales (cuando $H_{total} > CC \Rightarrow h_1 > 0$).

3.5.3.2 Modelo Propuesto

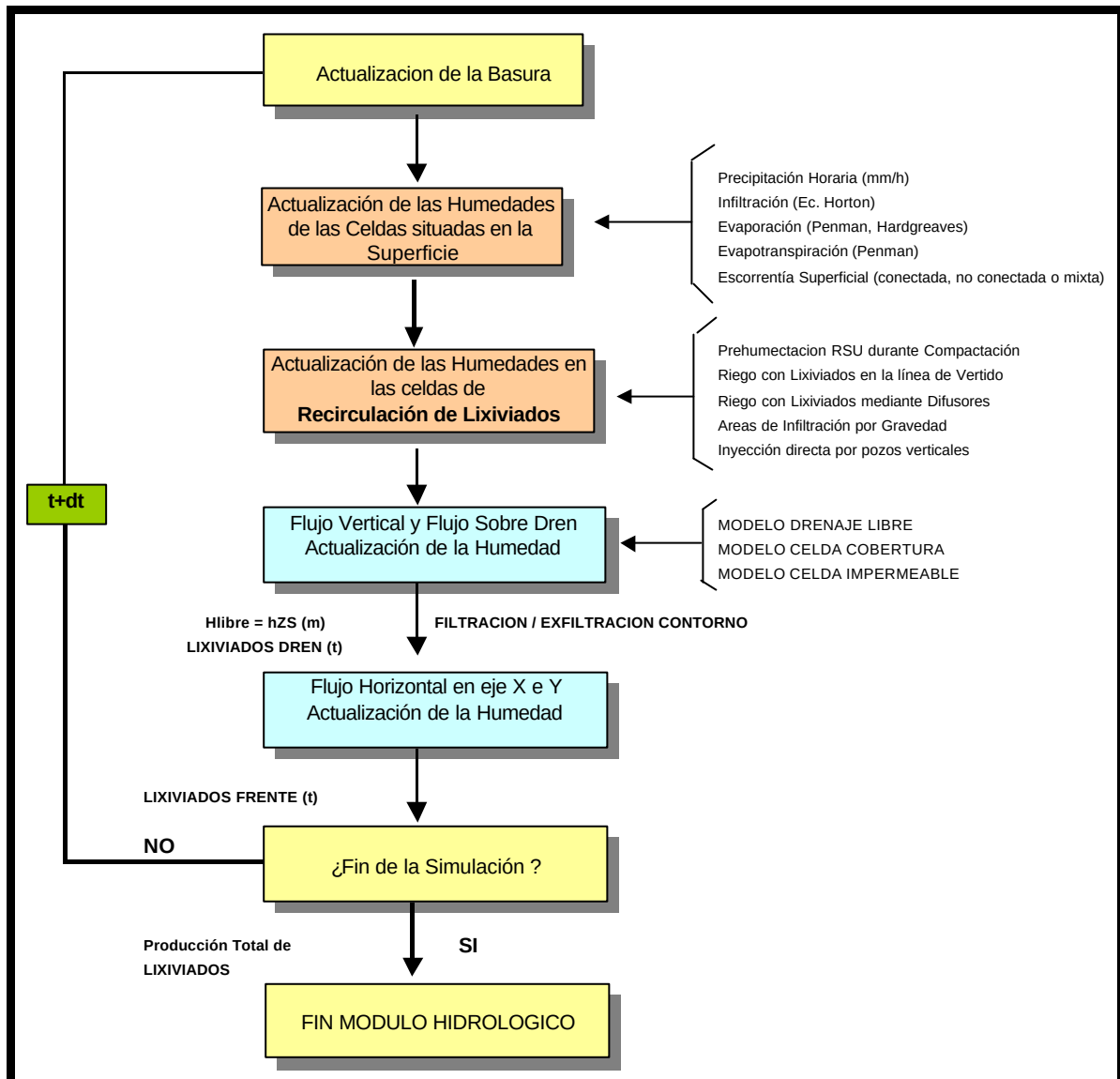
Para $t < t_{h\max}$ $\Rightarrow h(t) = 4 \cdot t_{h\max} \cdot h_{\max} \frac{t}{(t + t_{h\max})^2}$	
Para $t \geq t_{h\max}$ $\Rightarrow h(t) = h_{\max}$	
• $h_{\max}(\Theta_0) = h_{RSU} \left(1 - (1 - \Theta_0)^{1/2}\right)$	$\Theta_0 = \frac{q - q_{\min_H}}{q_{\text{sat}} - q_{\min_H}}$
• $t_{h\max}(\Theta_0, K_v^{RSU}) = - \frac{\ln(\Theta_0)^{1.25}}{0.04 \cdot \frac{K_v^{RSU}}{86.4} \cdot \left(1 + \frac{q_{\text{res}}}{30}\right)}$	Θ_0 = Contenido inicial humedad (%vol) K_v = permeabilidad vertical (cm/d)
- $q_{\min_H} = q_{\text{res}} + \frac{q_{\text{sat}} - q_{\text{res}}}{\left(1 + (\alpha h)^n\right)^m}$	$h = 10^{PF}$ $PF = 2.22$ $m = 1 - \frac{1}{n}$
- $\alpha = 0.01$ y $n = 2$	
-	Aporte externo de Humedad $\Rightarrow$ Incremento instantáneo de la Humedad de la Celda

3.5.3.3 Mejoras que se obtienen frente al Modelo Original

- El límite de humedad a partir del cuál no se produce acumulación de agua en el fondo de una celda de residuo colocada sobre una capa impermeable no se corresponde con los valores habituales de la Capacidad de Campo (CC), sino con una humedad mayor denominada Humedad mínima para flujo Horizontal ($\theta_{\min_H}$) que depende de las características hidráulicas del residuo (α , n , θ_{sat} y θ_{res}). Su valor es 35.45 % (vol) para $\alpha = 0.01$, $n=2$, $\theta_{\text{sat}} = 50$ % (vol) y $\theta_{\text{res}} = 20$ % (vol)
- La redistribución interna de la humedad depende tanto del tiempo como de las posibles aportaciones o pérdidas instantáneas de humedad, y condiciona la altura de agua acumulada en el fondo de la celda, que es la que está disponible para el flujo horizontal de la celda con las adyacentes.

3.6 APLICACIÓN AL PROGRAMA MODUELO 3.0

3.6.1 Algoritmo



3.6.2 Submodelo de Flujo Vertical

Este submodelo nos calcula el flujo vertical entre dos celdas sin cobertura (Modelo Drenaje Libre), o bien a través de la capa de cobertura de la inferior (Modelo Celda-Cobertura), o a través de una capa impermeabilizante (Modelo Celda Impermeable), aplicando el modelo de Zona No Saturada que sea necesario en cada caso en función de las condiciones de contorno.

En el caso de Celdas con Cobertura, la figura 10.5 representa un esquema de la modelización adoptada:

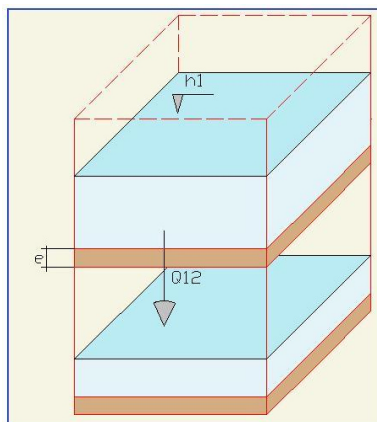


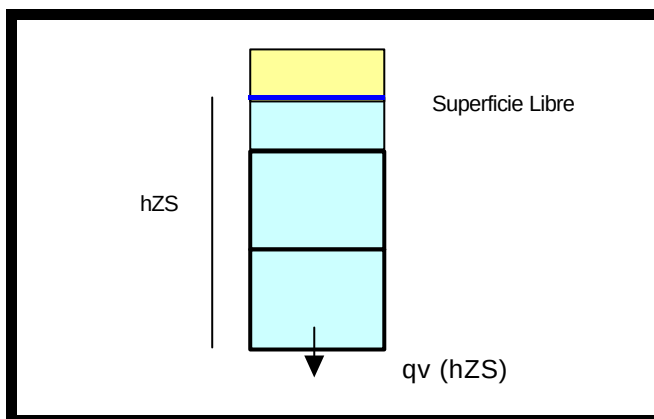
Fig. 10.5 Esquema de flujo vertical

El caudal Q_{12} se calcula en función de la permeabilidad saturada de la cobertura mediante la expresión $q_v = K_v^{cob} i(t) Ah$ donde $i(t)$ se calcula siguiendo las tabla resumen del apartado 3.5.2.2.

En el caso de Celdas sin Cobertura, como ya hemos explicado en el Modelo de Flujo en Zona No Saturada, no se producirá acumulación de agua en el fondo de las celdas (excepto si la inferior se satura), por lo que el cálculo del caudal que pasa de la superior a la inferior se estima a partir de la permeabilidad vertical saturada de la superior mediante la expresión **$q_v = K_s * K_r * \text{gradiente}$** donde K_r y el gradiente se calcula siguiendo las indicaciones de la tabla resumen del apartado 3.5.1.2.

h_1 es la altura de agua acumulada en el fondo de la celda en cada instante de tiempo (t) que se calculará para cada celda en función del Modelo de Zona No Saturada a aplicar en cada caso (DRENAJE LIBRE o el MODELO CELDA COBERTURA)

Si la celda se encuentra saturada ($H_{libre} = h_{RSU}$) se deberá calcular la cota de la "Superficie Libre" para el estimar el flujo vertical entre la celda y la que está colocada bajo ella. La cota de la Superficie Libre será la de la lámina de agua en la primera celda que estando sobre ella no esté totalmente saturada.



3.6.3 Submodelo de Drenaje

Se aplica sobre aquellas celdas de vertedero, en la que se ha definido un dren inferior compuesto por una capa de gravas y una tubería de extracción del lixiviado recogido.

En el caso de que bajo este sistema de drenaje se haya dispuesto una capa de geotextil u otro sistema impermeabilizante, se considerará la permeabilidad de este material como condicionante para la transmisión de flujos hacia la celda inferior. En caso de que no se haya llevado a cabo la impermeabilización del fondo, se considerará la permeabilidad del material colocado justo bajo el dren:

- $K_v^{\text{cobertura}}$ en el caso de que la celda inferior sea RSU cobertura entre capas
- K_v^{RSU} en el caso de que sea celda RSU sin cobertura o
- K_v en el caso de que se trate de una celda relleno o celda dren.

Consideremos una celda por la que pasa una de las tuberías de drenaje, que se supone dispuesta en el fondo de aquélla. Este submodelo da la cantidad de agua que se filtra, a través del material contenido en la misma, hacia el dren y pasa a formar parte del lixiviado.

Analicemos la figura 10.6, esquema de la modelización adoptada:

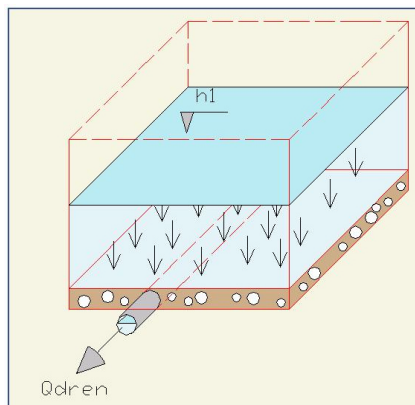


Fig. 10.6 Esquema de flujo por dren

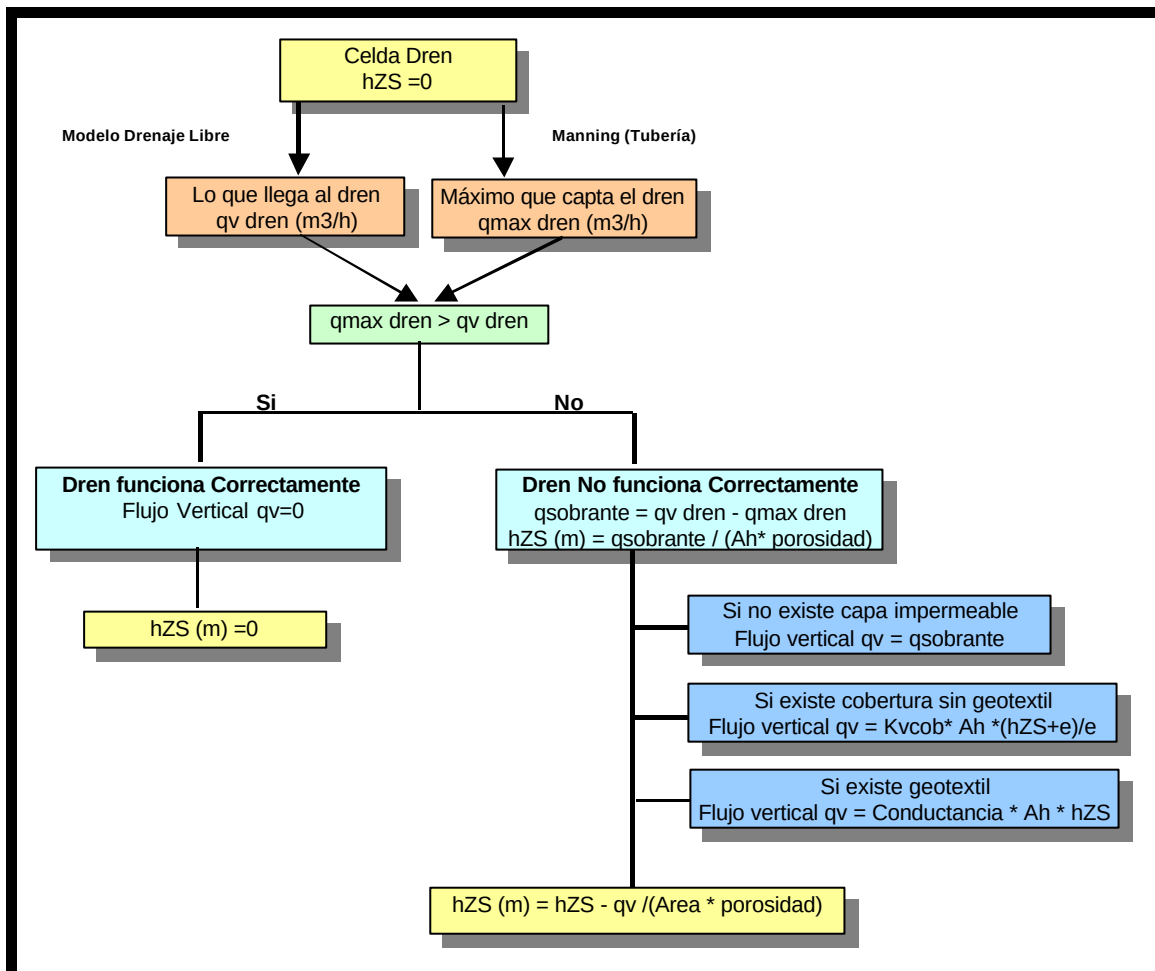
En principio, se supone que el fondo de la celda tiene una capa de grava capaz de evacuar todo el agua que le llegue hacia la tubería de drenaje. El flujo dentro de la celda hacia la capa de gravas se calcula mediante el Modelo de Drenaje Libre. La permeabilidad vertical aplicable es la del suelo que se sitúa sobre el dren (en este caso la permeabilidad saturada del RSU). $q_v = K_s * K_r * \text{gradiente}$ y donde K_r y el gradiente se calcula siguiendo las indicaciones de la tabla resumen del apartado 3.5.1.2.

En caso de que el sistema de drenaje no sea capaz de extraer todo el agua que le llega, comenzará a acumularse agua en la celda y el modelo de cálculo de flujo vertical cambiará.

A continuación se presenta la forma de cálculo en cada caso.

3.6.3.1 Algoritmo de cálculo

3.6.3.1.1 Funcionamiento del Stma de Drenaje Sin agua Acumulada en el Fondo



El flujo de humedad que llega al dren en cada instante, suponiendo que éste es capaz de evacuar todo el agua que le llega, se calcula aplicando el MODELO DE DRENAJE LIBRE, que como ya se ha indicado anteriormente es función del contenido de humedad instantáneo de cada celda (apartado 3.3.3).

$$qv_{\text{dren}} (\text{m}^3 / \text{hora}) = Kv * Kr (\theta) * \text{gradiente} * Ah * 3600$$

A cada celda que posee un dren inferior se le asocia su pequeña porción de tubería de drenaje de tal manera que, una vez que el agua está dentro de ella, sale automáticamente como lixiviado. Para representar la capacidad máxima de la tubería de drenaje (restricción al flujo en tubería con la expresión de Manning), que puede limitar el lixiviado con grandes lluvias, se define el parámetro *área de tubería de*

drenaje por celda como propiedad del dren (módulo de terreno), que debería ser el área de la tubería de drenaje principal o secundaria en una capa dividido por el número de celdas que forman parte del dren en esa capa.

De esta forma, el caudal máximo que es capaz de extraer el dren de cada capa se producirá cuando la tubería vaya a sección llena, que se calculará a través de la fórmula de Manning.

$$q_{\max_{\text{dren}}} (\text{m}^3 / \text{hora}) = \frac{1}{n} i^{1/2} R_H^{2/3} A_{\text{sección llena}} 3600 = \frac{1}{n} i^{1/2} \left(\frac{D}{4} \right)^{2/3} \frac{P D^2}{4} 3600$$

- Si $q_{v_{\text{dren}}} \leq q_{\max_{\text{dren}}} \Rightarrow$ el dren funciona correctamente y todo lo que le llega sale por el dren ($Lix_{\text{dren}} = q_{v_{\text{dren}}}$)
- Si $q_{v_{\text{dren}}} > q_{\max_{\text{dren}}} \Rightarrow$ el dren no es capaz de evacuar todo el lixiviado que le llega ($lix_{\text{dren}} = q_{\max_{\text{dren}}}$), quedando un caudal sobrante ($q_{\text{sobrante}} = q_{v_{\text{dren}}} - q_{\max_{\text{dren}}}$)

Este caudal sobrante tenderá a acumularse en el fondo de la celda, formando una lámina de agua en el caso de que exista una capa más impermeable bajo ella (bien cobertura, un relleno más impermeable que el RSU o bien un geotextil). En caso de que no exista esta capa más impermeable (por ejemplo, capas de RSU sin cobertura entre ellas o Celda Vertedero sobre Celda Dren), todo el caudal sobrante pasará a la celda inferior.

En el primer caso, esto es, si existe un material más impermeable, la altura de agua acumulada en el fondo de la celda en una hora se puede estimar como:

$$h (\text{m}) = \frac{q_{\text{sobrante}} (\text{m}^3 / \text{hora})}{A h (\text{m}^2) \cdot \text{porosidad}_{\text{RSU}}}$$

y parte de ese agua acumulada intentará pasar a la celda inferior en función de la "permeabilidad del material bajo el dren".

Si la celda inferior tiene cobertura y el dren no está impermeabilizado (con un geotextil, por ejemplo),

$$qv(m^3 / h) = Kv^{cob} \frac{h + e_{cob}}{e_{cob}} Ah \cdot 3600$$

Si está impermeabilizado, el agua que pasa a través del geotextil dependerá de las características de éste ("Conductancia" [T^{-1}]) y de la altura de agua acumulada sobre él, de tal forma que:

$$qv(m^3 / h) = Conduc tan cia \cdot h \cdot Ah \cdot 3600$$

Estos caudales verticales hacia la celda inferior están limitados por el volumen de agua acumulado en el fondo de la celda y la humedad de saturación de la celda inferior.

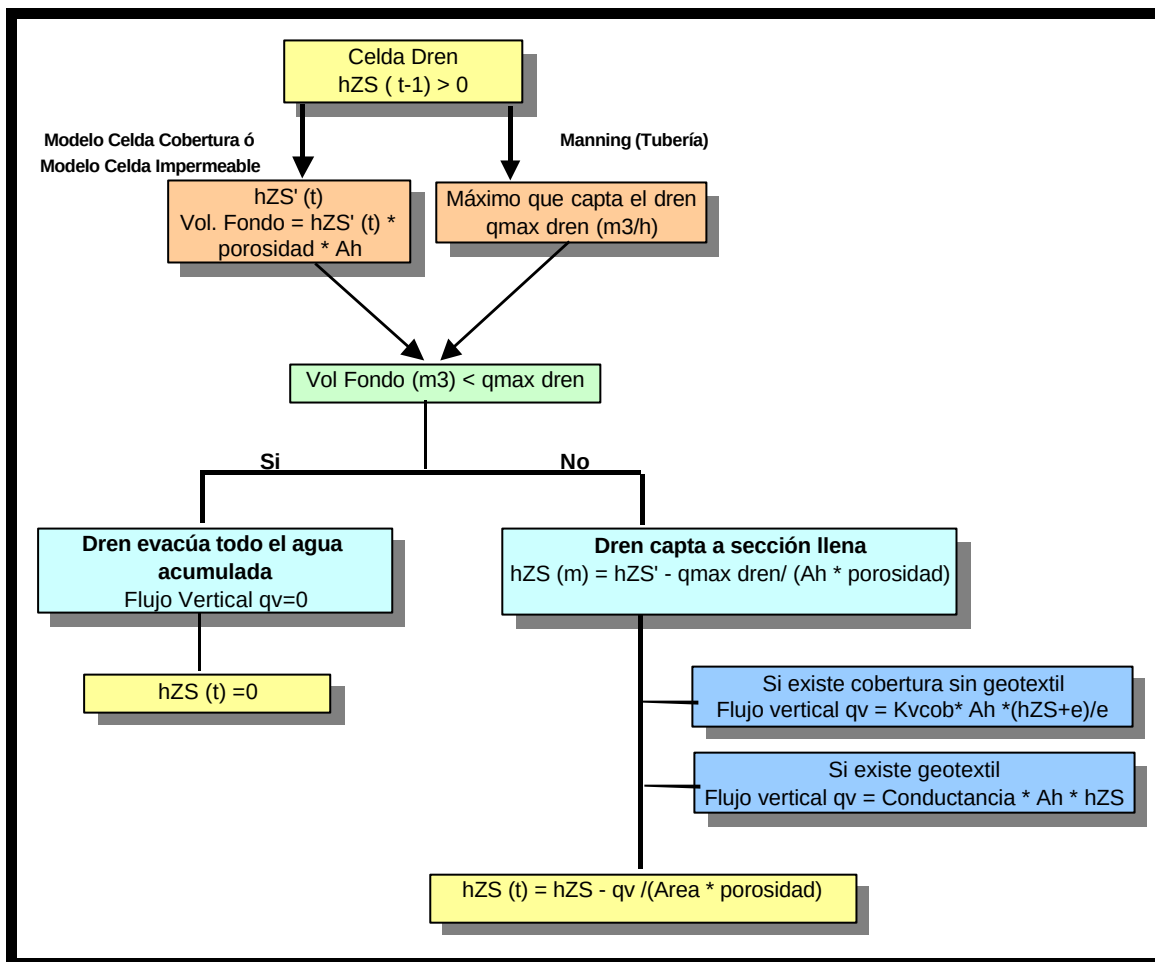
Una vez producidos los flujos verticales hacia la celda inferior, la altura de agua acumulada en el fondo se reduce, pasando a ser:

$$h_t (m) = \frac{qsobrante - qv}{Ah (m^2) \cdot porosidad_{RSU}}$$

Producido el flujo hacia el dren y el flujo vertical hacia la celda inferior, se llevará a cabo el flujo horizontal hacia las celdas adyacentes siempre que quede agua acumulada en el fondo de la celda.

Si despues de realizados todos los flujos de humedad (dren, verticales y horizontales), queda agua acumulada en el fondo de una celda con sistema de drenaje inferior (porque el sistema de drenaje no sea capaz de captar todo el agua que le llega y la impermeabilización o la cobertura no permite el paso de todo el caudal sobrante), en el paso de tiempo siguiente el flujo hacia el dren no podrá calcularse con el Modelo Drenaje Libre (ya que no cumple las hipótesis de cálculo), sino que a partir de ese momento, el comportamiento dependerá del material de la celda situada debajo de la de cálculo. Así, se aplicará:

- Modelo Celda - Cobertura si tiene una celda de residuo con capa de cobertura y sin impermeabilizar
- Modelo Celda - Impermeable si se ha llevado a cabo la impermeabilización del sistema de drenaje

3.6.3.1.2 Funcionamiento del Stma de Drenaje con Agua Acumulada en el Fondo

Tal y como hemos explicado en el apartado anterior, si para el cálculo del flujo que llega al dren en un instante de tiempo existe agua acumulada en el fondo de la celda $h_t (m) > 0$ del instante anterior, - debido a que el sistema de drenaje no es capaz de captar todo el lixiviado que le llega y la cobertura o el material impermeable no permite el paso de todo el caudal sobrante-, no se puede aplicar el MODELO DE DRENAJE LIBRE.

En este caso, se calculará la nueva altura saturada en el fondo de la celda a partir del MODELO CELDA - COBERTURA o del MODELO CELDA IMPERMEABLE en función de las características del material que posea debajo ($h (m)$).

Es necesario definir cuál es el caudal que es capaz de captar el sistema de drenaje en esta nueva situación. Para ello, se va a considerar que el dren tenderá a

captar el máximo volumen de lixiviado posible, es decir, tenderá a ir a sección llena siempre que exista suficiente volumen de agua acumulado en el fondo de la celda.

Si el volumen de agua acumulado en el fondo es menor o igual que el máximo caudal que puede extraer el dren, la tubería captará todo lo disponible, eliminando todo el agua acumulada ($h_{t+1} (m) = 0$) y no existirá flujo vertical hacia la celda inferior.

Si el volumen de agua acumulada es mayor que el máximo que puede extraer el dren, el tubo irá a sección llena y la nueva altura de agua acumulada será:

$$h'_t (m) = h_t (m) - \frac{q_{\max_{dren}} (m^3 / h)}{Ah \cdot \text{porosidad}}$$

y parte de ese agua acumulada intentará pasar a la celda inferior en función de la *"permeabilidad del material bajo el dren"*.

El caudal que pasará a la celda inferior si ésta tiene cobertura y el dren no está impermeabilizado será,

$$qv (m^3 / h) = Kv^{cob} \frac{h'_t + e_{cob}}{e_{cob}} Ah \cdot 3600$$

Si está impermeabilizado, el agua que pasa a través del geotextil dependerá de las características de éste ("Conductancia" [T^{-1}]) y de la altura de agua acumulada sobre él, de tal forma que:

$$qv (m^3 / h) = \text{Conductancia} \cdot h'_t \cdot Ah \cdot 3600$$

Estos caudales verticales hacia la celda inferior están limitados por el volumen de agua acumulado en el fondo de la celda y la humedad de saturación de la celda inferior.

Una vez que se producen los flujos verticales, la altura de agua acumulada en el fondo se reduce, pasando a ser:

$$h_{t+1} (m) = h'_t (m) - \frac{qv (m^3 / h)}{Ah \cdot \text{porosidad}}$$

Esta altura de agua es la que queda disponible para que se produzcan los flujos horizontales hacia las celdas adyacentes.

3.6.4 Submodelo de Flujo Horizontal

Este submodelo da el flujo horizontal entre dos celdas. A la hora de ajustar las humedades en horizontal, se aplica en ambas direcciones, X e Y.

En la figura 10.4 aparece representado el esquema de la modelización adoptada:

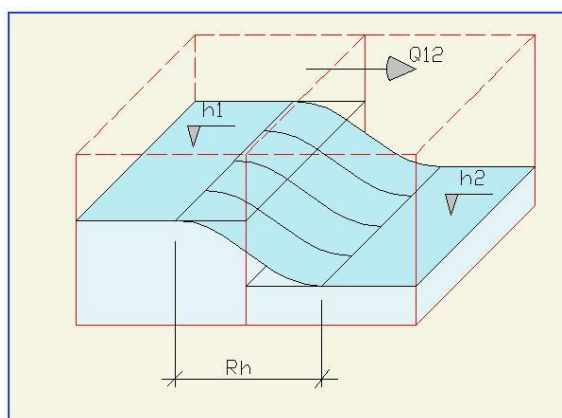


Fig. 10.4 Esquema de flujo horizontal

Se trata de un modelo muy simplificado pero de gran efectividad computacional para su uso en cálculos en elementos finitos del flujo a través de una malla horizontal.

Se han idealizado las celdas como depósitos con una altura de agua acumulada en el fondo, h_1 y h_2 que se obtiene tras el cálculo del flujo vertical y del flujo al dren, tal y como se indica en los apartados anteriores.

En el flujo de una celda a otra, podemos admitir que el agua recorre el trayecto entre centros de celdas (L_x) y atravesando un área vertical:

$$A_x = ((h_1 + h_2)/2) * L_y$$

Por discurrir a través de las dos celdas, la mitad del flujo se lleva a cabo con una permeabilidad k_1 la otra mitad con una permeabilidad k_2 , en donde 1 y 2 se corresponden con la celda 1 y celda 2 respectivamente. Por este motivo se define una permeabilidad equivalente:

$$K_x \text{ equivalente} = 2 \cdot k_1 \cdot k_2 / (k_1 + k_2)$$

Se ha asumido la hipótesis de que el flujo entre celdas es un flujo en medio poroso donde es válida la ley de Darcy:

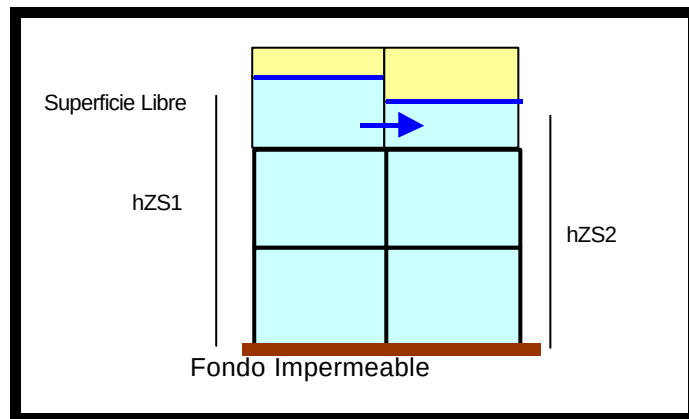
$$Q = - \Delta h \cdot L_x \cdot L_y / \Delta t = K_{xeq} \cdot A_x \cdot i$$

siendo Δt : el incremento de tiempo (paso de tiempo del programa, 1 hora)

Para obtener una expresión del gradiente hidráulico i , se ha supuesto que entre dos celdas con distinta altura de agua (h_1 y h_2), se produce una transición del nivel h_1 al nivel h_2 en una distancia horizontal L_x .

Existe un caso particular de flujo horizontal de una celda hacia el vacío, que ocurrirá cuando la celda contigua esté aún sin colocar en el tiempo actual de la simulación. Se resuelve con la misma fórmula que en el caso general, pero teniendo en cuenta que la altura de agua de la celda vacía (h_2) es nula.

En el caso de que existan celdas saturadas, se tendrá en cuenta la altura de agua entre la Superficie Libre y el Fondo impermeable (cota del fondo de la primera celda inferior que está saturada) y el flujo se le asignará a la celda que no está totalmente saturada.



$$q_{Hx} (m^3 / s) = K_{x_{eq}} \frac{(h_{ZS1}^2 - h_{ZS2}^2)}{2 L_x} L_y$$

Esto es muy importante cuando se consideran en el Módulo Geotécnico los asentamientos debidos a compactación y degradación. En esos casos, existirán asentamientos

diferenciales entre los fondos impermeables de las celdas adyacentes que influirán en el gradiente hidráulico para el cálculo de los flujos horizontales.

Dado que se trata de una fórmula simplificada, puede ocurrir que, si el intervalo de tiempo es suficientemente grande, el flujo sea mayor que el agua realmente disponible para el mismo. Por ello, tanto en este submodelo como en los siguientes, al resultado de la expresión del flujo entre celdas se le aplican unas condiciones para que la humedad resultante en cada una de las dos celdas entre las que actúa el flujo, ni exceda la humedad de saturación ni rebaje la capacidad de campo.

3.6.5 Submodelo de Flujo Preferencial

Al asumir un flujo vertical Darciniano según los nuevos modelos de flujo en Zona No Saturada, no estamos considerando los flujos preferenciales a través de canales que ocurren en la realidad por la no uniformidad del suelo, por lo que se sobrestima el almacenamiento de agua y el tiempo de retención del lixiviado en las celdas.

Por esta razón es necesario idear una metodología de cálculo de flujos rápidos que sea compatible con los modelos de flujo existentes.

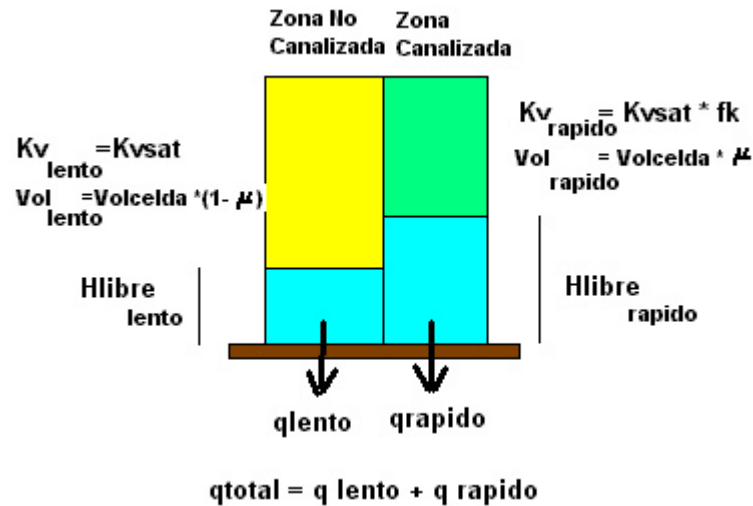
De una revisión bibliográfica exhaustiva sobre el tratamiento que otros autores realizan de este tema, se observa que se puede subdividir el volumen de la celda en dos partes: un % del volumen de la celda (entre el 55 y el 70%) se puede analizar como calizado y sometido a estos flujos preferenciales, mientras que el volumen restante se puede analizar como flujo Darciniano lento.

Dado que el resultado de estos flujos preferenciales es disminuir el tiempo de retención de la humedad en la celda y aumentar la velocidad del flujo, la forma más simple de representar estos fenómenos en base a los modelos de flujo no saturado planteados es asignar al volumen canalizado una permeabilidad superior a la permeabilidad saturada propia de la celda.

Por esta razón, para representar el flujo a través de canales preferenciales, el usuario de MODUELO deberá introducir dos nuevos parámetros:

- μ = % del Volumen de la celda que se encuentra con canales preferenciales.
- f_K = factor de la permeabilidad saturada del material en la zona canalizada.

La celda se puede considerar dividida en dos partes:



1.- La Zona no Canalizada en la que se producirá flujo lento (q_{lento}), con una permeabilidad vertical $Kv = Kvsat$ y en un volumen de la celda $Vol_{lento} = Vol_{total} * (1 - \mu)$

2.- La Zona Canalizada, en la que se producirá el flujo rápido (q_{rapido}), con una permeabilidad vertical $Kv = Kvsat * f_K$, en un volumen de la celda $Vol_{rapido} = Vol_{total} * \mu$.

En cada una de las partes se aplicará el modelo de flujo vertical que corresponda (Drenaje Libre, Celda Cobertura o Celda Impermeable), según el estado hidráulico de la celda y sus condiciones de contorno, siendo el caudal total que pasa a la celda inferior la suma de cada una de las partes $q = q_{lento} + q_{rapido}$.

Una vez que se produce el flujo vertical, la altura de agua libre para el flujo horizontal se calculará repartiendo en el fondo de la celda el volumen de agua acumulada en el fondo de cada una de las partes. Así:

$$Vol_{lenta} = Hlibre_{lenta} * porosidad * (1 - \mu) * Ah$$

$$Vol_{rapido} = Hlibre_{rapido} * porosidad * \mu * Ah$$

$$H_{\text{libre flujo hzta.}} = \frac{H_{\text{libre lenta}} \text{ porosidad } (1 - m) Ah + H_{\text{libre rapida}} \text{ porosidad } m Ah}{\text{porosidad } Ah}$$

$$H_{\text{libre flujo hzta.}} = H_{\text{libre lenta}} (1 - m) + H_{\text{libre rapida}} m$$

4 FILTRACIÓN A TRAVÉS DEL CONTORNO

Los impactos ambientales que puede generar un vertedero de residuos sólidos urbanos se centran fundamentalmente en la afección al agua, al suelo y al aire. Todos ellos se producen como resultado de la degradación de la materia orgánica presente en el residuo gracias a la humedad propia de la basura y al agua infiltrada en el interior del vertedero, que facilita la disolución de componentes orgánicos y otras sustancias, arrastrándolos y pudiendo alcanzar los terrenos adyacentes y aquellos sobre los que se sitúa el vertedero, así como los cursos de agua y acuíferos subterráneos que puedan localizarse en las cercanías del vaso de vertido. Además, durante la degradación de la materia orgánica, se produce generación de gas, metano y dióxido de carbono, que es emitido a la atmósfera.

Si nos centramos en las emisiones de las sustancias arrastradas por los lixiviados, se disponen en los vertederos más actuales sistemas de impermeabilización de los vasos de vertido cuyo objetivo es limitar las filtraciones o exfiltraciones a los terrenos adyacentes, evitando en lo posible la afección a los acuíferos subterráneos de la zona.

Debido a las limitaciones técnicas que ofrecen las barreras impermeables dispuestas en los vasos de vertido, bien por ser defectuosas o por aparición de grietas en la misma, - lo cual es habitual al envejecer los materiales -, no se pueden evitar flujos a través de las mismas y, por tanto, exfiltraciones hacia los terrenos que contienen el vertedero o infiltraciones desde ellos hacia el vaso de vertido. Esto es lo que llamaremos "fenómenos de filtración a través del contorno".

La magnitud de los flujos filtrados dependerá fundamentalmente de la carga hidráulica de lixiviados sobre el vaso de vertido, las características del sistema de impermeabilización en caso de haberse utilizado y la conductividad hidráulica del material sobre el que se sitúa la protección impermeable.

Desde el punto de vista del diseño y gestión de vertederos, así como el comportamiento post-clausura del mismo, es muy importante ser capaz de cuantificar el lixiviado que es capaz de salir a través del vaso de vertido y contaminar los terrenos adyacentes, tanto en cantidad, - volúmenes de lixiviado -, como en calidad, - contaminación potencial -.

En base a la información recopilada y con el fin de representar este fenómeno, se plantea la incorporación en MODUELO de un módulo que permita la estimación de los caudales percolados y su contaminación, a través de:

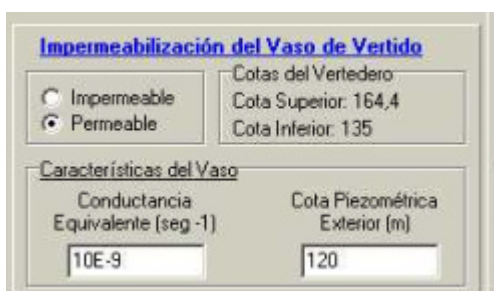
- terreno natural sin impermeabilizar (situación habitual de suelos contaminados por vertido incontrolado
- filtración a través de capas de escasa permeabilidad
- filtración a través de imperfecciones en capas de impermeabilización (pequeños y grandes defectos) con distintas condiciones de contacto interfacial.

Habitualmente, se utilizan los siguientes sistemas de impermeabilización para preparar los vasos de vertido antes de la colocación de los residuos:

1. Terreno natural sin preparar
2. Materiales minerales de baja permeabilidad dispuestos en capa simple o doble
3. Membranas de muy baja permeabilidad, dispuestas en capa simple o doble
4. Sistemas mixtos de material mineral y membranas (incluyendo materiales geosintéticos con arcillas).

4.1 MODELIZACION DEL FENOMENO EN MODUELO

Con el fin de simular estos fenómenos con el programa MODUELO, es necesario caracterizar las propiedades que posee el vaso del vertedero. Esto se hace a través de la pantalla de definición del "*drenaje inferior e Impermeabilización del vaso de vertido*" a la que se accede desde el Módulo de "Terreno".



En primer lugar, el usuario deberá definir si su vaso de vertido es "Impermeable" o "Permeable".

En el primer caso, no será necesario introducir más valores, y el programa considerará que no existen intercambios de agua con el terreno.

Si se elige la segunda opción, el programa calcula automáticamente las cotas superior e inferior del vertedero, con el fin de que el usuario conozca si la cota piezométrica del acuífero exterior que va a introducir está por encima (entrada de agua al vertedero) o por debajo del vertedero (salida de agua y contaminación).

El usuario deberá introducir cuál es la conductancia equivalente que caracteriza el sistema de impermeabilización utilizado. Se introduce en seg^{-1} [m^2 /seg / m^2 impermeabilización]

Estas características son asignadas a cada una de las celdas (no vacías) que se sitúan sobre una "Celda Terreno".

Así, para cada paso de tiempo, se calculará el volumen de agua intercambiado con el terreno por cada m^2 de celda mediante la expresión:

$$Vol_{\text{fondo}} (\text{m}^3 / \text{m}^2 \text{ celda}) = C \cdot (H_{\text{libre}} - H_{\text{exterior}}) \cdot \Delta t$$

donde:

- C: Conductancia [$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$ / m^2 impermeabilización] que caracteriza las propiedades hidráulicas del sistema de impermeabilización del terreno por Área horizontal de la celda.
- Hlibre: cota del agua acumulada en la celda sobre la capa impermeabilizante [m] (Se estima con el Modelo Celda - Impermeable)
- Hexterior: cota piezométrica del acuífero regional existente en la zona del vertedero [m]
- Δt : intervalo de tiempo de cálculo (1 hora = 3600 s)

Este volumen estará limitado por:

- si es positivo (salida de agua hacia el terreno), no podrá superar el volumen disponible de agua acumulada en el fondo de la celda (hlibre: altura de agua acumulada [m]; η : porosidad de la celda (%vol))

$$\text{Vol}_{\text{disponible}} (\text{m}^3 / \text{m}^2 \text{ celda}) = \text{hlibre} * \eta$$

- si es negativo (entrada de agua desde el terreno) no se podrá superar la Humedad saturada de la celda

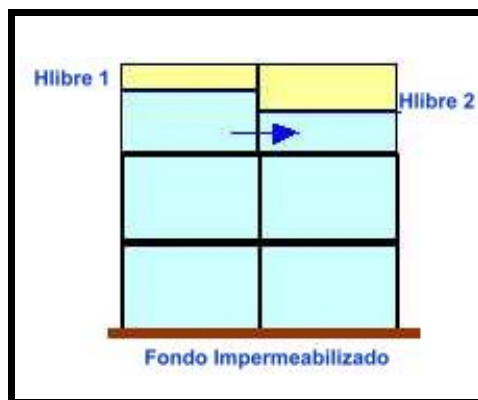
Si $H_{\text{exterior}} < H_{\text{libre}}$, la cota del acuífero por debajo del vertedero, sólo se producirán intercambios de agua si la celda tiene altura de agua acumulada en el fondo.

Si el volumen de agua intercambiado con el terreno es positivo (salida de agua) y se está simulando degradación, se calculará la contaminación que supone ese volumen en función de la materia disuelta que está presente en cada celda (de la misma forma que se calculan los flujos de materia entre celdas).

4.1.1 Estimación de Hlibre en cada celda

Para la estimación de la altura de agua acumulada en el fondo de la celda sobre el terreno, se aplicarán los Modelos de Zona No Saturada, definidos para MODUELO.

En caso de que la celda situada sobre el terreno esté totalmente saturada, Hlibre se corresponderá con la cota de la superficie libre sobre esa celda.



4.1.1.1 Celda sobre Terreno con Capa de Gravas

Si sobre el terreno se dispone de una capa de gravas como sistema de extracción de lixiviados, se deberá modelizar como "Celdas con Drenaje Inferior", asignando a cada celda el área equivalente de la tubería de extracción, pendiente, ... con el que se calculará el máximo volumen de agua que se puede extraer de cada una de las celdas.

El flujo que llega al dren se calculará con el Modelo de Drenaje Libre mientras el sistema de extracción de lixiviados sea capaz de extraer todo el agua que le llega: no se acumulará agua en el fondo y por tanto *no* se producirán filtraciones desde el vertedero hacia el suelo (si la cota exterior del acuífero está por debajo del nivel del vertedero). Si la cota exterior del acuífero está por encima de la cota inferior de la celda, se producirá entrada de agua, limitada por la humedad de saturación de cada celda. Esta entrada de agua se considera instantánea y uniformemente repartida en toda la celda afectada.

Si el sistema de drenaje no es capaz de extraer todos los lixiviados que le llegan, parte se acumulará en el fondo de la celda. La evolución del agua acumulada se estimará mediante el Modelo Celda Impermeable, el dren tenderá a captar el máximo volumen posible y se producirán intercambios de humedad con el exterior.

Cualquier intercambio de agua con el exterior se considerará en cada celda como una pérdida o aporte instantáneo de humedad que se distribuye uniformemente, siguiendo los Modelos en Zona No Saturada.

4.1.1.2 Celda sobre el Terreno sin Stma. de Extracción de Lixiviados

Si sobre el terreno no se dispone de un sistema de extracción de lixiviados, no será necesario definir un sistema de drenaje inferior.

La evolución del agua acumulada en el fondo de cada celda se estimará mediante el Modelo Celda Impermeable, y al igual que en el caso anterior, cualquier pérdida o aporte de agua con el exterior se considerará instantáneo y distribuido uniformemente en cada celda.

4.1.2 Filtración a través del terreno natural sin preparar

El flujo percolado a través del contorno dependerá de la relación existente entre las conductividades hidráulicas del RSU del vertedero y del terreno que lo contiene, así como de la carga hidráulica existente sobre el fondo.

En condiciones normales, la permeabilidad del terreno será inferior a permeabilidad vertical del residuo, por lo que el proceso lo controlará la conductividad hidráulica del suelo ($K_{v_{\text{suelo}}} [L T^{-1}]$).

En cuanto a la carga hidráulica existente sobre el fondo del vertedero, si sobre el terreno se dispone de una capa de gravas que facilite la extracción de los lixiviados que llegan al fondo, se reducirá el "agua disponible" para infiltrarse en el suelo.

Sin embargo, en caso de que estos sistemas de extracción de lixiviados en el fondo del vertedero no funcionen correctamente, esto es, no sean capaces de extraer todo el agua que les llega o no estén colocados, el agua acumulada en el fondo tenderá a salir del vertedero arrastrando su correspondiente contaminación.

Además, si la cota piezométrica del acuífero regional presente en la zona de vertido está por encima de las cotas donde se deposita el residuo (esto puede ocurrir estacionalmente durante el periodo de lluvias), el fenómeno se invierte, y el agua entra en el vertedero.

Para su modelización en MODUELO se introducirá como Conductancia Equivalente del vaso de vertido la relación obtenida de aplicar la ley de Darcy entre el residuo y el terreno bajo el vertedero.

$$Q_1 = K_{v_{RSU}} \frac{H_{\text{libre}} - H_1}{RSU} Ah = Q_2 = K_{v_{\text{terreno}}} \frac{H_1 - H_{\text{ext}}}{T} Ah$$
$$\frac{\frac{H_{\text{libre}} - H_1}{RSU}}{K_{v_{RSU}} Ah} = \frac{\frac{H_1 - H_{\text{ext}}}{T}}{K_{v_{\text{terreno}}} Ah} = \frac{\frac{H_{\text{libre}} - H_1 + H_1 - H_{\text{ext}}}{RSU}}{\frac{K_{v_{RSU}} Ah}{K_{v_{\text{terreno}}} Ah} + \frac{K_{v_{\text{terreno}}} Ah}{K_{v_{\text{terreno}}} Ah}} = C (H_{\text{libre}} - H_{\text{ext}}) Ah$$

donde la Conductancia equivalente (C) por m² a introducir en el programa se obtiene mediante la expresión :

$$\frac{1}{\frac{RSU}{Kv_{RSU}} + \frac{T}{Kv_{terreno}}}$$

$$Vol_{fondo} (m^3 / m^2 celda) = C \cdot (H_{libre} - H_{exterior}) \cdot \Delta t$$

4.1.3 Filtraciones a través de impermeabilización con barreras minerales, membranas o sistemas mixtos

4.1.3.1 Filtración a través de una capa de materiales minerales

Consideraremos como materiales minerales para la impermeabilización del vaso, aquellos de permeabilidades inferiores a 10⁻⁹ m/seg y espesores de al menos 1 metro. Estos materiales se consideran homogéneos e isótropos y no se ven afectados por fracturas o defectos.

El flujo percolado a través de una capa de estas características se estima en función de su conductividad hidráulica y su espesor.

Del mismo modo que en el caso anterior, la modelización de este tipo de impermeabilización en el programa MODUELO se realizaría calculando la Conductancia Equivalente del conjunto de capas que forman el sistema.

Aplicando la ley de Darcy y la continuidad entre caudales, en los distintos materiales que conforman el sistema de impermeabilización, la conductancia equivalente a introducir se deberá calcular mediante la expresión:

$$C = \frac{1}{\frac{RSU}{Kv_{RSU}} + \frac{e_{imper}}{Kv_{imper}} + \frac{T}{Kv_{terreno}}}$$

$$Vol_{fondo} (m^3 / m^2 celda) = C \cdot (H_{libre} - H_{exterior}) \cdot \Delta t$$

4.1.3.2 Filtración a través de materiales minerales dispuestos en doble capa

Con este nombre nos referimos a la disposición bajo el RSU de dos capas de materiales de permeabilidad igual o inferior a 10^{-9} m/seg y espesor no inferior a 1 metro y separados por un sistema de drenaje que permitirá la extracción de parte de los flujos percolados a través de la primera capa impermeable.

Para modelizar este sistema con MODUELO se podrá simplificar el sistema colocando el drenaje inferior bajo la celda de residuos con unas características equivalentes a las existentes e introduciendo una conductancia equivalente entre el residuo y la doble capa impermeable.

Aplicando la ley de Darcy y la continuidad entre caudales, en los distintos materiales que conforman el sistema de impermeabilización, la conductancia equivalente a introducir se deberá calcular mediante la expresión:

$$C = \frac{1}{\frac{RSU}{Kv_{RSU}} + \frac{e_{capa1}}{Kv_{imperml}} + \frac{e_{capa2}}{Kv_{imperml2}} + \frac{T}{Kv_{terreno}}}$$

$$Vol_{fondo} (m^3 / m^2 celda) = C \cdot (H_{libre} - H_{exterior}) \cdot \Delta t$$

El sistema de funcionamiento es el siguiente: el volumen de agua afluente al sistema de drenaje inferior se calculará mediante el Modelo de Drenaje Libre mientras dicho sistema sea capaz de evacuar todo el agua que le llega. En esta situación, no se producirán flujos a través de la impermeabilización. Cuando el sistema de drenaje colocado no funcione correctamente, el volumen de agua que no es capaz de salir se acumulará en el fondo de la celda, estando disponible para atravesar el sistema de impermeabilización en función de la Conductancia Equivalente introducida por el usuario y calculada mediante la expresión anterior. En esta situación, la redistribución de humedad en la celda de residuo se estimará a través del Modelo Celda Impermeable y el sistema de drenaje tenderá a captar el máximo caudal posible según su geometría.

4.1.3.3 Membrana simple y sistema mixto en una capa

Consideramos como sistema de impermeabilización de Membrana Simple aquel formado por una membrana de características muy impermeables (p. ejemplo geotextil) situada sobre el terreno del vaso del vertedero. El fenómeno de percolación hacia del terreno del vaso del vertedero va a ser debido a los posibles defectos de este material impermeable.

El sistema mixto de impermeabilización estará formado por una membrana de características muy impermeables y bajo ella sobre el terreno del vaso de vertido, una capa de arcillas.

Diversos autores establecen que el contacto puede ser perfecto o imperfecto en función del tipo de contacto entre la membrana y el material que posee debajo, y los defectos los clasifican como circulares o grandes defectos. En el apartado 4.1.4 del presente documento se incluyen algunas expresiones de estimación de los flujos a través de estos defectos.

Para la modelización de este tipo de impermeabilización, proponemos se haga equivalente la expresión que se considere representativa del flujo a través del defecto con una Conductancia equivalente ($\text{m}^2 / \text{seg} / \text{m}^2 \text{ celda}$) que será la que se introduzca en el programa.

4.1.3.4 Membrana doble y sistema de impermeabilización mixto de doble capa (sandwich)

El sistema de impermeabilización de Membrana Doble está formado por una doble membrana de material impermeable situada sobre el terreno del vaso de vertido. Entre ambas membranas se dispone un material drenante que permite la extracción de parte del flujo que atraviesa la primera membrana.

El sistema de impermeabilización mixto de doble capa está constituido por un doble sistema de membrana impermeable sobre una capa arcillosa situada sobre el terreno del vaso de vertido. Entre ambos sistemas se coloca un material drenante que permite la extracción de parte del flujo que atraviesa la primera barrera impermeable.

Para la modelización de este tipo de impermeabilización, proponemos se haga equivalente la expresión que se considere representativa del flujo a través del defecto con una Conductancia equivalente ($\text{m}^2 / \text{seg} / \text{m}^2 \text{ celda}$) que será la que se introduzca en el programa.

4.1.4 Estimación de la Conductancia Equivalente del Sistema de impermeabilización

Realizando una revisión bibliográfica, hemos recopilado algunas ecuaciones que pueden representar el flujo a través de defectos en sistemas de impermeabilización con membranas.

4.1.4.1 Defectos Circulares (contacto Perfecto)

$Q_c = F_c K_s h_t r$ ($\text{m}^3/\text{seg}/\text{defecto}$) siendo:

$$F_c = 4 + 3.35 \frac{r}{L_s}$$

Q_c : flujo a través de un defecto circular
 r = radio del defecto

L_s = espesor de la impermeabilización
 F_c = factor adimensional función del defecto
 K_s = Conductividad hidráulica de la impermeabilización

Si el número de defectos por m^2 de impermeabilización lo denominamos D , el volumen de agua que pasa a su través es para cada intervalo de tiempo:

$$Vol_c = F_c K_s h_t r D \Delta t \quad (\text{m}^3 / \text{m}^2)$$

4.1.4.2 Grandes Defectos (contacto Perfecto)

$Q_l = F_l K_s h_t$ ($\text{m}^3/\text{seg}/\text{longitud de defecto}$) siendo:

$$F_l = \frac{1}{0.52 - 0.76 \log\left(\frac{w}{L_s}\right)} \quad \text{donde:}$$

Ql: flujo a través del defecto
w = longitud del defecto

Ls = espesor de la impermeabilización
Fl= factor adimensional función del defecto
Ks = Conductividad hidráulica de la impermeabilización

Si la longitud de defectos por m² de impermeabilización lo denominamos L, el volumen de agua que pasa a su través es para cada intervalo de tiempo:

$$Voll = Fl Ks h_t L \Delta t \text{ (m}^3/\text{m}^2\text{)}$$

4.1.4.3 Barrera Impermeable Compuesta (espesor >60cm)

Válida para una relación entre la permeabilidad de la interfase y la impermeabilización mayor de 10^{4.5}.

$Ql = Fl Ks h_t$ (m³/seg/longitud de defecto) siendo:

$$Fl = \frac{2}{Ls} \left[\frac{w}{2} + \sqrt{\frac{Ls T}{Ks}} \right] \quad \text{donde:}$$

Ql: flujo a través del defecto
w = longitud del defecto
T = transmisividad (m²/s)

Ls = espesor de la impermeabilización
Fl= factor adimensional función del defecto
Ks = Conductividad hidráulica de la impermeabilización

Si la longitud de defectos por m² de impermeabilización lo denominamos L, el volumen de agua que pasa a su través por m² de impermeabilización es para cada intervalo de tiempo:

$$Voll = Fl Ks h_t L \Delta t \text{ (m}^3/\text{m}^2\text{)}$$

4.1.4.4 Membrana Geosintética sobre arcilla

Para una relación entre la permeabilidad de la interfase y la impermeabilización mayor de 10⁴, se utilizará la misma expresión del apartado anterior (4.1.4.3)

Cuando la relación entre las permeabilidades sea menor de 10⁴, el caudal que pasa a través del defecto, se puede estimar mediante la expresión:

$$Q_a = 2.85 Q_R \left[\log \left(\frac{K_i}{K_s} \right) \right]^{-0.73} \quad (\text{m}^3/\text{seg}/\text{longitud de defecto})$$

$$Q_R = Fl K_s h_t \quad Fl = \frac{2}{L_s} \left[\frac{w}{2} + \sqrt{\frac{L_s T}{K_s}} \right]$$

Qa: flujo a través del defecto

w = longitud del defecto

T = transmisividad (m^2/s)

Ki = Conductividad hidráulica de la interfase

Ls = espesor de la impermeabilización

Fl= factor adimensional función del defecto

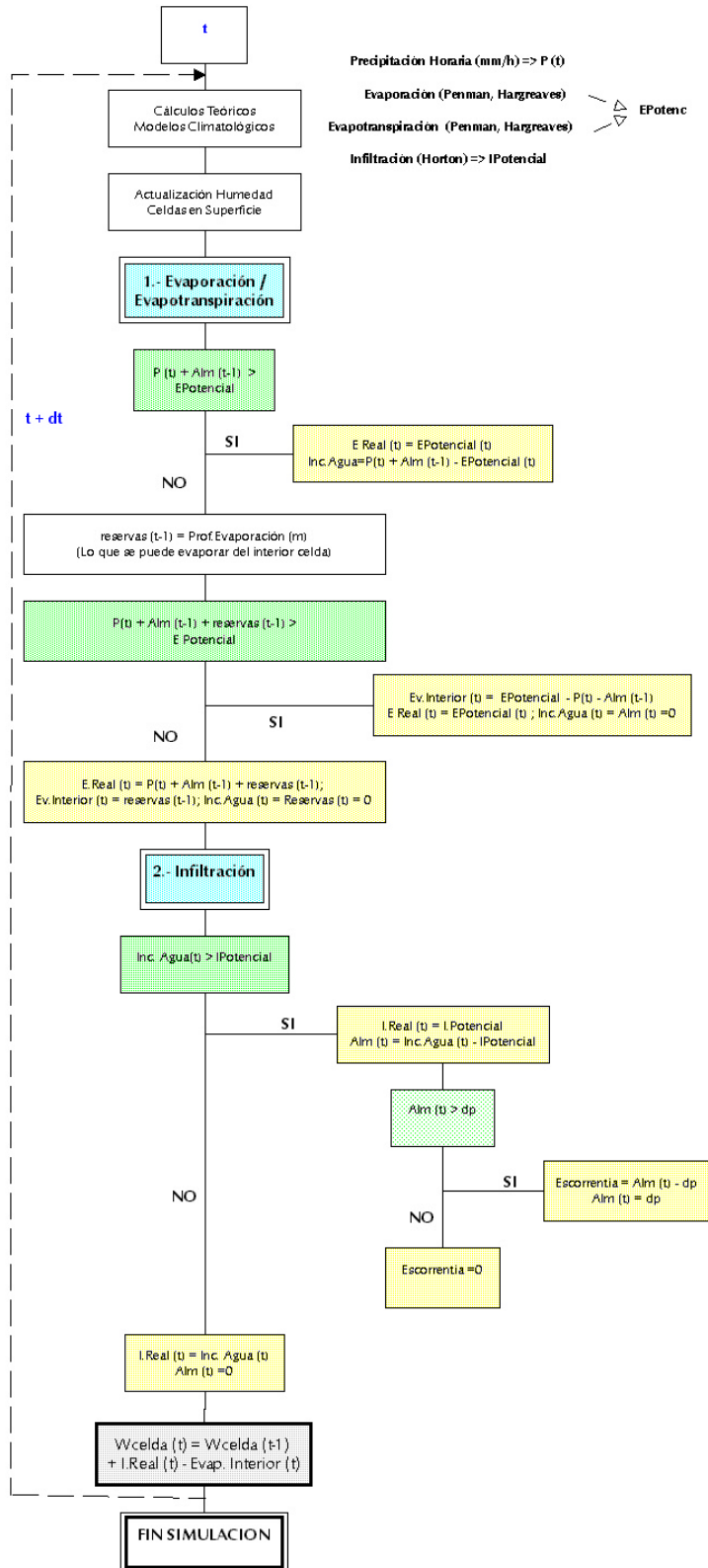
Ks = Conductividad hidráulica de la impermeabilización

Si la longitud de defectos por m^2 de impermeabilización lo denominamos L, el volumen de agua que pasa a su través por m^2 de impermeabilización es para cada intervalo de tiempo:

$$Vola = 2.85 Fl K_s h_t L \left[\log \left(\frac{K_i}{K_s} \right) \right]^{-0.73} \Delta t \quad (\text{m}^3/\text{m}^2)$$

5 MODELO CLIMATOLÓGICO

5.1 ALGORITMO



5.2 MODELO DE PRECIPITACION

La lluvia caída sobre las celdas situadas en la superficie del vertedero durante la simulación del vertedero se obtiene a través de los datos horarios ofrecidos por las estaciones meteorológicas cercanas al vertedero. Esta precipitación se transforma en intensidad horaria (mm/h), sin más que dividir su valor por el tiempo que está lloviendo. Esta intensidad es la que posteriormente se comparará con el valor de la Infiltración Potencial. Sin embargo, para la asignación de la duración de la lluvia en el caso de que sea aislada o se trate de la primera o la última hora de un aguacero de mayor duración, es necesario realizar una estimación del tiempo durante el cuál llueve. Para ello, se define la variable "duración de lluvia aislada", que es introducida por el usuario con el fin de que pueda ponderar la intensidad horaria en este tipo de lluvias. Su valor estará comprendida entre 1 y 60 minutos.

5.3 MODELO DE INFILTRACIÓN

Para descomponer la lluvia caída sobre el vertedero en agua infiltrada y escorrentía se utiliza la fórmula de Horton:

$$f = f_c + (f_0 - f_c) \cdot e^{-kt}$$

Donde f representa la capacidad de infiltración de ese tipo de suelo.

El programa necesita la introducción por parte del usuario de los parámetros de Horton f_c , f_0 y k , que deberán ser estimados para el tipo de suelo expuesto a la lluvia.

t : tiempo transcurrido desde que se inició la lluvia.

f_c : capacidad de infiltración mínima de ese tipo de suelo, alcanzada al cabo de un cierto tiempo

f_0 : capacidad de infiltración máxima de ese tipo de suelo, que se da al iniciarse la lluvia.

Estos parámetros de Horton son fácilmente estimables a partir de las tasas de infiltración del suelo. Esta estimación consiste en dibujar la curva infiltración-tiempo y escoger f_0 la infiltración en el instante $t=0$, al iniciarse la lluvia, y f_c es el valor al que tiende la infiltración cuando el tiempo se hace infinito.

Cada hora en la que existe precipitación se compara la intensidad de la misma, I , con la capacidad de infiltración en ese instante y se hace lo siguiente:

Si $I < f$, se infiltra toda la lluvia.

Si $I > f$, sólo se infiltra una parte de la lluvia mientras que el resto da lugar a la escorrentía.

La infiltración no va a ser la misma cuando tengamos el vertedero abierto que cuando ya esté clausurado. La causa radica en que la capa de cobertura es más potente cuando se clausura el vertedero y, por tanto, la infiltración mucho menor. Por esta razón se han distinguido dos tipos de celdas: Las celdas de vertedero normales y las celdas de vertedero sellado. Cada uno de los dos tipos de celda vertedero posee sus propios parámetros de Horton, con lo que se puede controlar la disminución de la infiltración.

5.4 MODELO DE EVAPORACIÓN

En este modelo se distinguen dos formas diferentes de evaporación: la evaporación simple y la evapotranspiración. La primera de ellas es la que se produce en el suelo árido mientras que la otra es la que se da cuando se clausura el vertedero en la que, además de considerar la evaporación simple, se debe tener en cuenta el agua evaporada por la transpiración de las plantas.

La evaporación sólo va a tener efecto sobre las celdas superficiales, es decir, nunca va a influir en las interiores. Esto significa que la cantidad de agua resultante de aplicar este modelo es potencial y únicamente será real cuando exista agua disponible en la celda superficial. Esta circunstancia presenta un problema y es que la cantidad de agua evaporada dependería del espesor elegido para la citada celda. Por este motivo en ambos casos se introduce un parámetro ficticio con el fin de controlar el alcance de la evaporación. Se le ha denominado “Profundidad de Evaporación” y es la profundidad máxima, en metros, que es afectada por la evaporación, de manera que cuando la evpaoración dada por cualquiera de los métodos siguientes (potencial) sea superior al agua almacenada en esa zona sólo se evaporará esta cantidad de agua (ev. real).

Por otra parte, al dar el valor al parámetro, conviene tener en cuenta que la evaporación se produce realmente sobre la capa de cobertura mientras que

MODUELO no considera esta capa a efectos de almacenamiento de agua. Quiere esto decir que el parámetro es ficticio porque no se puede introducir el valor del alcance que tiene la evaporación medido sobre el terreno, en su capa de cobertura, sino un valor equivalente referido a profundidad evaporable sobre los RSU.

La manera de obtener este valor equivalente es obligando a que el volumen de agua evaporable sea el mismo con el valor medido sobre la capa de cobertura y con el valor ficticio sobre los RSU. La expresión es la siguiente:

$$H_{\text{ficticio en RSU}} * P_{\text{orosidadRSU}} = H_{\text{medido en cobertura}} * P_{\text{orosidad cobertura}}$$

5.4.1 Modelo de Evaporación Simple

En el caso de la evaporación se han distinguido dos casos en función de los datos de los que disponga el usuario: Estación Meteorológica Completa o Estación Meteorológica Básica.

En el caso de disponer de los datos de una estación meteorológica completa (precipitaciones horarias, temperatura media diaria, velocidad del viento diaria, horas diarias de sol) se utilizará la fórmula de Penman dada por:

$$E = (\Delta * R_n + \gamma * E_a) / (\Delta + \gamma) \quad \text{donde}$$

E: evaporación en mm/día

γ : constante psicrométrica

Δ : pendiente de la curva de la tensión de saturación

R_n : radiación neta, traducida a mm de agua que pueden evaporarse

E_a : depende de la velocidad del viento a 2m de la superficie, de la tensión de saturación y de

la tensión de vapor en el aire.

La fórmula de Penman da la evaporación en el caso de suelo permanentemente saturado, es decir, que exista una aportación constante de agua que reponga la pérdida por evaporación.

Esta fórmula precisa otro dato adicional, el albedo. Se ha supuesto como superficie evaporante el suelo desnudo sin vegetación, cuyo albedo es $r=0.14$.

En el caso de disponer de una estación meteorológica Básica (Precipitación horaria y temperatura máxima y mínima diaria) se utilizará la expresión de Hargreaves, dada por:

$$E = \frac{0.0023 (T_{\max} - T_{\min})^{0.5} Ra \left(\frac{T_{\max} + T_{\min}}{2} + 17.8 \right)}{59.732 - 0.0564 \frac{T_{\max} + T_{\min}}{2}}$$

E: evaporación en mm/día

Tmax: Temperatura máxima del día en °C

Tmin: Temperatura mínima del día en °C

Ra: Radiación solar función de la latitud y la época del año

En cuanto al dato de la Profundidad de Evaporación, se permiten dos posibilidades: que el usuario introduzca un valor fijo en metros, o que lo calcule el propio programa en función de la permeabilidad vertical de la cobertura. En el caso de que se introduzcan ambos valores, el programa tomará el más limitante de los dos.

La expresión que estima la profundidad de evaporación, en metros, en función de la permeabilidad de la cobertura es:

$$prof.evaporación(m) = 0.0458 (1.5952)^{\log(K_v)}$$

5.4.2 Modelo de Evapotranspiración

El modelo anterior de evaporación funciona mientras el vertedero se encuentra en explotación. Ahora bien, una vez es clausurado, se dispone una capa final de cobertura en la que crecerán vegetales. La evaporación a partir de entonces no solo es directa sino que hay que considerar la producida por la transpiración de las plantas. Éstas interceptan el agua de lluvia y absorben agua del suelo que es evaporada en la fotosíntesis.

Para la estimación de la evapotranspiración potencial, utilizaremos las mismas expresiones anteriores (Penman y Hargreaves) pero con algunas correcciones en los resultados.

En el caso de que dispongamos de los datos de una estación meteorológica completa, utilizaremos la expresión de Penman, con un albedo 0.25 correspondiente a hierba húmeda, un factor de resucción en la Energía aerodinámica de evaporación (E_a) y un factor 0.95 sobre la radiación reflejada de onda larga. Así:

$$E_a = 0.35 \cdot (0.5 + 0.54 \cdot (V/3.6)) \cdot (e_a(t) - e(H_r, t)); \Rightarrow \text{Para evaporación}$$

$$E_a = 0.35 \cdot (1 + 0.54 \cdot (V/3.6)) \cdot (e_a(t) - e(H_r, t)); \Rightarrow \text{Para evapotranspiración}$$

siendo:

V = velocidad media diaria del viento en Km/h

$e_a(t)$ = tensión de saturación, función de la temperatura, en mm de Hg

$e(H_r, t)$ = tensión de vapor de agua en el aire en mm Hg, función de la humedad relativa (H_r) y la tensión de saturación

En el caso de que dispongamos de los datos de una estación meteorológica básica, utilizaremos la expresión de Hargreaves aplicando un factor que dependerá de la época del año. Así:

- noviembre a febrero: factor = 0.6
- marzo, abril, septiembre y octubre = 0.7
- mayo a agosto = 0.8

Estas expresiones nos ofrecen la ETP (Evapotranspiración potencial) que representa la capacidad evaporante de la atmósfera. La ETR (Evapotranspiración real) vendrá limitada por el contenido de humedad del suelo o, lo que es lo mismo, por la precipitación total mensual y el volumen de agua acumulada sobre las celdas en el intervalo de tiempo anterior. Con el fin de tener presente esta circunstancia se procede como sigue:

A) Las precipitaciones del mes y el agua acumulada en superficie son superiores a la ETP. La evapotranspiración real es igual a la potencial, esto es, la capacidad evaporante de la atmósfera no está limitada por la humedad disponible.

B) Las precipitaciones del mes y el agua acumulada en superficie son inferiores a la ETP. La evapotranspiración real es la suma de las precipitaciones, el agua acumulada en superficie y de toda o parte de la reserva del suelo. Si la reserva de agua del terreno (humedad libre de la celda superficial correspondiente), al comienzo del mes, es suficiente para completar la diferencia entre la ETP y las precipitaciones del mes, P , la ETR sigue siendo igual a la potencial y la reserva del suelo se reduce en la diferencia: $(ETP - (P + \text{Almacenamiento}))$. Si, por el contrario, la reserva es insuficiente, la ETR es igual a las precipitaciones del mes más la reserva de agua del suelo.

5.5 MODELO DE ALMACENAMIENTO SUPERFICIAL Y ESCORRENTÍAS SUPERFICIALES

Dado que el efecto de la escorrentía superficial sobre el vertedero provoca una mayor permanencia del agua en la superficie, sometida a fenómenos de evaporación o filtración, se simula un efecto similar con la definición de un parámetro (dp en mm) que representa la acumulación de agua máxima que se permite sobre la superficie de cada celda. Si después de producidos los fenómenos de evaporación, evapotranspiración e infiltración, queda agua en la superficie, ésta se almacenará hasta un máximo definido por " dp ", y estará disponible sobre la celda para el periodo siguiente. Superada esta altura, se producirá la escorrentía superficial.

Es importante tener en cuenta el tratamiento que se debe dar a este almacenamiento superficial cuando por la explotación del vertedero se coloca una celda encima. En este caso, el almacenamiento entrará a formar parte de la humedad de la nueva celda. Si ésta supera su Humedad de Saturación, la diferencia escurrirá hacia las adyacentes según las pendientes de la superficie. Existen en este caso dos nuevas posibilidades:

- Que la celda adyacente en el sentido de la pendiente está ya colocada, en cuyo caso este escurrido formará parte de su humedad.

- Que la celda adyacente en el sentido de la pendiente no esté colocada, en cuyo caso el escurrido formará parte del Almacenamiento Superficial de la última celda colocada en superficie y podrá producirse Escorrentía Superficial si se supera la altura de almacenamiento dp.

El reparto del volumen de agua escurrido se realiza proporcionalmente a las componentes según los ejes principales X e Y de la pendiente del terreno. Por esta razón, se recomienda que la dirección del drenaje del vertedero se haga coincidir con uno de los ejes principales del módulo Terreno.



En primera aproximación, este fenómeno sólo se considera en cuanto al Balance Hidrológico del vertedero, es decir, que no se va a considerar la parte biológica de los escurridos.

En cuanto al registro del agua de escorrentía superficial, se ha considerado dos posibilidades:

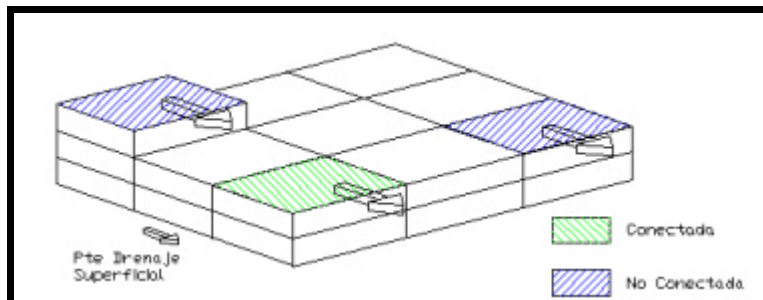
- Escorrentía de Celdas Conectadas: aquellas cuyos drenes superficiales estén conectados al sistema de recogida de lixiviados
- Escorrentía de Celdas No Conectadas: aquellas cuyos drenes superficiales siguen una línea de flujo independiente del sistema de recogida de lixiviados.

Para representar los sistemas de gestión de Escorrentías Superficiales que se utilizan en Vertederos, se permite también comportamientos mixtos, esto es, celdas que se pueden comportar como Conectadas o No Conectadas en función del estado de explotación del vertedero. Así se permite la definición de Celdas Mixtas o gestión por Caballones.

5.5.1 Sistema de Gestión de Escorrentía Superficial Mixto.

Este caso intenta representar el funcionamiento de los sistemas de drenaje inferior, los cuales se construyen en una capa durante la explotación de la capa inferior y no suelen conectarse inmediatamente al drenaje general del vertedero, sino cuando empieza a explotarse la capa a la que pertenecen. En este caso una celda se va a

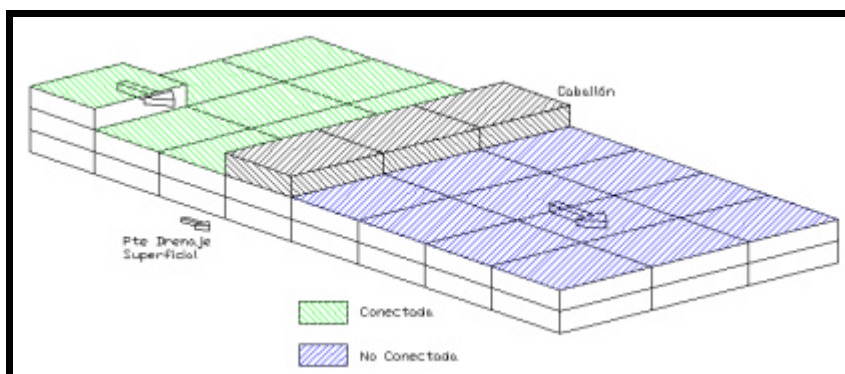
considerar No Conectada mientras no se haya colocado otra celda en su misma capa y aguas arriba de la dirección de drenaje, (el sistema de drenaje inferior de esa capa aún no está conectado a la red general de drenaje) mientras que se considerará conectada en caso contrario.



5.5.1.1 Sistema de Gestión de Escorrentía Superficial a través de Caballones.

En muchos vertederos, la colocación de los residuos se realiza compartimentando la superficie mediante caballones de baja permeabilidad que permiten controlar las escorrentías, conectándolas con la red general de lixiviados.

En este caso, cuando comience a explotarse un determinado compartimento (limitado por uno o más caballones), toda la escorrentía de las celdas colocadas aguas arriba de la dirección de drenaje de dicho caballón se considerará Escorrentía Conectada, mientras que la escorrentía de las celdas situadas aguas abajo, se considerará como Escorrentía No Conectada. Según se va realizando la explotación de la superficie del vertedero, los caballones "activos" irán variando, permitiendo de esta forma considerar la escorrentía en las distintas celdas como conectada o no conectada.



Durante la explotación de la capa, si se ha colocado una celda aguas arriba del caballón (el caballón está "activo"), toda el volumen escurrido de cualquier celda situada a ese lado se considerará Escorrentía Conectada, mientras que el volumen escurrido de las celdas situadas en el otro lado del caballón se considerarán como Escorrentía No Conectada.

6 MODELO DE RECIRCULACIÓN

El objetivo fundamental de los sistemas de protección que se colocan en vertederos - desviación de las aguas superficiales, captación de los lixiviados generados, etc. - es aislar el vertedero impidiendo la entrada de agua desde el exterior, reduciendo de esta forma la presencia de agua en el interior del mismo y limitando tanto la degradación del residuo urbano como el flujo de lixiviados extraídos, fuente fundamental de la contaminación.

Sin embargo, a largo plazo, este aislamiento no resuelve la situación. El residuo permanece en "estado latente" y cualquier aporte de humedad (por un fallo en la impermeabilización utilizada) restablece los procesos de biodegradación y con ello la contaminación provocada por el vertedero. Dado el riesgo potencial que representa un vertedero de residuos sólidos, la normativa vigente - Real Decreto 1481/2001- que regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, establece períodos de vigilancia post-clausura nunca inferiores a treinta (30) años.

Con el fin de buscar alternativas diferentes que permitan mejorar la gestión medioambiental de los vertederos, tanto durante su explotación como en el periodo post-clausura, surge el planteamiento de la aceleración controlada del proceso de biodegradación, hasta conseguir la estabilización del residuo.

La aceleración del proceso de degradación de la materia orgánica por los microorganismos se puede conseguir principalmente de dos formas: aireando artificialmente la masa de residuos y mejorando de este modo las reacciones aerobias, o bien, garantizando unas condiciones óptimas de humedad en todo momento por aporte de agua o recirculación del propio lixiviado, mejorando así las reacciones anaerobias. Esta segunda posibilidad no sólo acelera el consumo de la materia orgánica biodegradable presente en el residuo, sino que produce un efecto de lavado por arrastre de otros contaminantes, que de otra forma permanecerían en el vertedero.

Estas prácticas suelen realizarse tanto en periodo de explotación como para medidas de biorrecuperación en vertederos abandonados o clausurados.

Durante las primeras etapas de vida del vertedero, el sistema de recirculación suele utilizarse como método de tratamiento del lixiviado generado por el propio

vertedero. Entre las ventajas fundamentales que representa la recirculación de lixiviados están no sólo la aceleración de los fenómenos de degradación del residuo y estabilización del vertedero, sino también mejora las propiedades del lixiviado a tratar (aumentando sus cargas contaminantes y mejorando los rendimientos de los sistemas de tratamiento), permite la distribución de nutrientes y enzimas, diluye compuestos inhibitorios de los procesos de degradación y mejora la distribución de los microorganismos metagénicos (responsables de la transformación de la parte orgánica del residuo en gas metano).

El objetivo que se plantea con MODUELO, desde el punto de vista del diseño, gestión y comportamiento post-clausura del vertedero, es incorporar un módulo que permita modelizar la recirculación de lixiviados, su almacenamiento y regulación, permitiendo la desviación de cierta parte del caudal a plantas de tratamiento. Y ello tanto durante la explotación del vertedero como una vez clausurado, teniendo en cuenta los sistemas de gestión más utilizados en vertederos existentes.

6.1 SISTEMAS DE RECIRCULACION DE LIXIVIADOS

De la revisión bibliográfica realizada, los sistemas de recirculación de lixiviados utilizados habitualmente en vertederos de residuos sólidos urbanos son:

1. Prehumectación del residuo: consiste en el aumento de la humedad del residuo mediante riego con lixiviados durante su colocación y compactación en vertedero. Este sistema se ha practicado desde hace muchos años como método de mejora de los rendimientos de compactación del residuo y gestión de lixiviados. Entre sus ventajas destacan la simplicidad del proceso, la posibilidad de evaporación del lixiviado (disminuyendo los volúmenes a tratar) y la distribución homogénea de la humedad. Como es obvio, este sistema sólo puede ser utilizado durante las etapas de explotación del vertedero.
2. Riego con lixiviados en la línea de vertidos: el lixiviado se aplica en todo el frente de vertido. Sus ventajas y funcionamiento son semejantes a la prehumectación del residuo y, como éste, sólo puede ser utilizado durante la etapa de explotación del vertedero.

3. Riego con lixiviados mediante difusores: consiste en la colocación en la superficie del terreno de un sistema de difusores que distribuyen los lixiviados. Este se filtrará en las celdas de la superficie. El principal inconveniente que presenta son olores y riesgos potenciales para la salud al emitir los lixiviados al aire (se recomienda sólo utilizar este método cuando COD < 1000 mg/l. Doedens & Cord-Landwehr(1989)). Es un sistema muy flexible con infraestructuras muy sencillas y fáciles de disponer en distintas zonas del vertedero. No se deben utilizar en condiciones de lluvia o hielo.
4. Lagunas sobre la superficie: consiste en la creación en la superficie del vertedero de lagunas de pequeña profundidad, en las que el lixiviado se filtra en el residuo por gravedad. Este sistema de recirculación no es compatible con coberturas impermeables de clausura del vertedero.
5. Inyección directa del lixiviado: Con estos sistemas se consigue que el lixiviado alcance a los residuos situados a mayor profundidad. Suelen utilizarse tuberías horizontales, pozos verticales o un sistema mixto.
 - a. *mediante tuberías horizontales* que pueden ser utilizadas durante la explotación del vertedero o tras la clausura. El principal problema que presenta es el efecto de los asentos del vertedero (que pueden llegar a inutilizar los sistemas de tuberías) y la formación de biopelículas en los poros de las conducciones, reduciendo su permeabilidad y por tanto su rendimiento.
 - b. *mediante pozos verticales*. Suelen ser de diámetro entre 1 y 1,2 metros, espaciados entre 0,16 ha a 0,8 ha (aprox. 40 a 100 m). Es el sistema más utilizado en la actualidad para la recirculación, pudiendo utilizarse como sistema de inyección o extracción de lixiviados en el interior del vertedero. Cuando estos pozos están muy próximos, interfieren con la colocación del residuo y su compactación

Como ya hemos señalado, excepto la prehumectación del residuo y el riego de la línea de vertido que son exclusivos de la fase de explotación del vertedero, el resto

de sistemas pueden utilizarse tanto en explotación como con el vertedero clausurado. Asimismo, no suele utilizarse un único sistema en cada vertedero, sino que lo habitual son los sistemas mixtos formados por los anteriormente señalados según la etapa de funcionamiento, disponibilidad de lixiviados, etc.

Por todo ello, MODUELO deberá permitir la modelización de estos sistemas de recirculación, asignando cada uno a distintas áreas del vertedero que se puedan explotar independientemente según las necesidades del gestor del vertedero.

6.2 MODELO DE RECIRCULACION EN MODUELO

6.2.1 Sistema de Almacenamiento

El sistema de almacenamiento de lixiviados es considerado como un depósito donde se producen aportes y pérdidas instantáneas de agua, así como fenómenos de depuración e intercambios de temperatura que modifican las características biológicas del lixiviado almacenado.

Como aportes de agua, al depósito pueden llegar los lixiviados extraídos por los sistemas de drenaje del vertedero (lixiviados Dren, que por simplificación llegarán a la temperatura de su celda origen) y las escorrentías superficiales "conectadas" y "no conectadas" (que llegarán a la temperatura ambiente del día en el que se producen) calculadas durante la simulación del vertedero, en función de lo que haya definido el usuario.

En cuanto a las pérdidas de agua, del depósito se puede extraer parte de su volumen almacenado bien para llevar a estación de tratamiento o bien para recirculación en vertedero.

A todo ello hay que añadir que el depósito puede estar sometido a fenómenos climatológicos, principalmente aportes debidos a la lluvia (que se considera con una temperatura igual a la ambiente) y pérdidas por evaporación.

Así, en cada instante de tiempo durante la simulación y tras un Balance Hidráulico y térmico realizado sobre el depósito, en el sistema de almacenamiento de lixiviados existirá un volumen de agua con unas características biológicas determinadas disponibles para su recirculación.

6.2.1.1 Efectos Climatológicos

1. Entrada de Lluvia:

En caso de que se seleccione "Considerar entrada de lluvia", para cada hora de la simulación, el volumen de agua que entra en el depósito de agua se calcula con la lluvia del fichero climatológico correspondiente a esa hora por la superficie horizontal media del sistema de almacenamiento (m^3/hora) y a temperatura ambiente.

2. Evaporación:

Al igual que en el modelo climatológico al que va a estar sometido el vertedero, como Modelo de Evaporación se va a considerar el "Modelo de Penman" o el "Modelo de Hargreaves" según dispongamos de datos procedentes de una Estación Meteorológica Completa o Básica.

Asimismo, el usuario podrá definir un valor de evaporación fijo (m^3/d) tomando en ese caso el programa el valor más limitante de los dos durante la simulación, esto es, el valor máximo entre la evaporación calculada (Penman o Hargreaves) y la introducida (valor fijo).

6.2.1.2 Extracción de lixiviados a Estación de Tratamiento

Para que durante la simulación el programa conozca cuál es el volumen máximo de lixiviados que el usuario quiere extraer a Estación de Tratamiento, se le debe proporcionar una Base de Datos en la que, para cada día de simulación se obtenga el volumen a extraer (m^3/d). Este volumen estará limitado durante la simulación por el volumen disponible en el sistema de almacenamiento de lixiviados.

6.2.1.3 Modelo de Depuración de Lixiviados

El modelo de Depuración de los Lixiviados retenidos en el Sistema de Almacenamiento es semejante a un "Modelo de Lagunaje", en el que se produce por un lado degradación de la Materia Disuelta Biodegradable presente en el lixiviado y por otro lado sedimentación de la fracción sedimentable. Ambos fenómenos están regidos por una cinética de primer orden.

Degradación:

$$\frac{d DMb}{DMb} = - K' bl (T dep) dt \Rightarrow \Delta DMb = - K' bl (T dep) \Delta t DMb$$

$$K' bl (T dep) = Kbl (10^{\circ} C) q^{(T dep - 10)} \quad q = coef. Arrhenius$$

Sedimentación:

$$\frac{d DM}{DM} = - Kdl dt fs \Rightarrow \Delta DM = - Kdl \Delta t fs DM$$

siendo:

Kbl: Tasa de degradación biológica de la materia disuelta biodegradable a 10° C (d⁻¹)

K'bl: Tasa de degradación biológica de la materia disuelta biodegradable a la temperatura del lixiviado almacenado (T dep °C)

Tdep : Temperatura del lixiviado almacenado (°C). A falta de modelo se considerará que Tdep = Mezcla de Temperatura del lixiviado y escorrentías o lluvias que accedan al depósito de almacenamiento

θ: Coeficiente de Arrhenius para Kbl

Kdl: Tasa de sedimentación (d⁻¹)

DM: Materia disuelta en el lixiviado almacenado

DMb : Materia disuelta biodegradable en el lixiviado almacenado

fs: fracción sedimentable de la Materia disuelta en el lixiviado almacenado

6.2.2 Datos para la Recirculación

En el caso de Recirculación en Explotación MODUELO permite la modelización de los seis sistemas de recirculación de lixiviados descritos en el apartado 6.1, mientras que en el caso de Recirculación en Vertedero Sellado, sólo será posible modelizar los cuatro últimos. Para cada uno de ellos, serán necesarias sus

características correspondientes (volúmenes máximos a recircular, condiciones para que se ejecute la recirculación, periodos de recirculación, etc.) lo que da al programa muchas posibilidades para modelizar conjuntamente distintos sistemas de recirculación que funcionarán independientemente unos de otros según las condiciones y periodos que haya introducido el usuario.

A continuación se describen con detalle los datos que debe introducir el usuario para cada uno de los sistemas de recirculación que desee modelizar.

6.2.2.1 Volumen máximo diario a recircular por celda (m³/d)

Es el volumen máximo que quiere introducir el usuario diariamente, el cuál estará limitado durante la simulación del vertedero por el volumen de lixiviados disponibles en el sistema de almacenamiento y el estado hidráulico de cada celda sometida a recirculación, esto es, la humedad de saturación de cada celda nunca podrá ser superada. Este volumen se aplicará a cada una de las celdas afectadas de forma uniformemente distribuido en cada hora a lo largo del día (el cálculo hidráulico en MODUELO se realiza cada hora).

Como ya hemos dicho, para cada sistema de recirculación, el volumen introducido por el usuario está limitado por la humedad de saturación de la celda y el volumen de lixiviados disponibles en el sistema de almacenamiento. Así, para cada sistema de recirculación tendremos:

- Prehumectación del Residuo durante la Compactación: el volumen introducido por el usuario, si está disponible en el depósito de almacenamiento, se sumará a la última celda colocada, siempre que no esté saturada. Si con el volumen a introducir se satura la celda, sólo se considerará el volumen necesario hasta saturación. Si se está simulando la degradación, se añaden las características biológicas del lixiviado procedente del depósito (sometido a efectos climatológicos, sedimentación y degradación) a las propias características biológicas de la celda.
- Riego de lixiviados sobre la línea de Vertido: Al igual que en el caso anterior, el volumen introducido por el usuario, si está disponible en el

depósito de almacenamiento, se sumará a todas las celdas que formen el frente de vertido en cada instante, siempre que no estén saturadas o no las sature, teniendo en cuenta también la parte biológica. El frente de vertido se calcula en cada instante como aquellas celdas de residuo ya colocadas que, situadas en superficie, aún no se haya dispuesto la celda de residuo adyacente (según el eje X o el eje Y).

- Riego con lixiviados mediante difusores: El volumen de agua indica el máximo diario que es capaz de aportar el difusor a *cada celda* de residuo. Si está disponible y la celda con difusor está en superficie y no está saturada, se sumará a su humedad total y a sus características biológicas.
- Areas de infiltración por gravedad: El volumen de agua introducido indica el máximo que es capaz de infiltrarse en las celdas de residuo diariamente. Como en los casos anteriores, se sumará a la humedad total de la celda si está en superficie, no está saturada y si ese volumen está disponible en el depósito. Se tienen también en cuenta las características biológicas del lixiviado que se añaden a las de cada celda afectada por el sistema de recirculación.
- Inyección directa mediante tubos horizontales: El volumen de agua indica el valor máximo diario que puede aportar el tubo horizontal a cada celda, limitado por la humedad saturada y el volumen de lixiviados disponibles.
- Inyección directa mediante pozos verticales: No se introduce el volumen de agua que se quiere recircular, sino que es el propio programa el que da como resultado el máximo volumen que admiten las celdas de residuo según su estado hidráulico y geometría del pozo (ver apartado 6.3). En caso de que este volumen esté limitado por la disponibilidad de lixiviados en el sistema de almacenamiento, sólo se recirculará el máximo disponible.
- Extracción directa mediante pozos verticales: El programa da como resultado el máximo volumen que se puede extraer de las celdas

afectadas en función de su estado hidráulico y de las características geométricas del pozo (ver apartado 6.3).

6.2.2.2 Lixiviados Disponibles para recircular.

Aquí el usuario puede especificar los volúmenes de agua procedentes del vertedero que van a llegar al depósito de lixiviados y que, por tanto, van a estar disponibles para ser recirculados. Podemos seleccionar entre: Lixiviados por Dren, Escorrentía Superficial Conectada y Escorrentía Superficial No Conectada.

En el depósito de lixiviados se producirá la mezcla de los volúmenes de agua que haya seleccionado el usuario y sus temperaturas, pudiendo estar sometidos a fenómenos climatológicos (evaporación y lluvia), sedimentación y degradación que modificarán sus características térmicas y biológicas iniciales. Además, parte de ellos podrán ser extraídos a Estación de Tratamiento.

Según la capacidad del depósito, los volúmenes de lixiviados que le llegan y los extraídos a tratamiento, en cada instante de tiempo existirá un volumen de lixiviados disponibles para ser recirculados, con unas características térmicas y biológicas determinadas, que serán las que se añadan instantáneamente a cada una de las celdas afectadas por recirculación.

6.2.2.3 Condición para que se realice la Recirculación

Con el fin de que el usuario pueda limitar los periodos en los que se va a realizar la recirculación de lixiviados, se permiten tres tipos de condicionantes para cada tipo de gestión de recirculación:

1. lluvia del periodo anterior (mm/d) "menor" o "menor o igual" a un valor introducido por el usuario. Si la lluvia del día anterior no es inferior al valor introducido por el usuario, no se realizará la recirculación. De esta forma, por ejemplo, se puede recircular más volumen de lixiviados en periodos secos y menos en húmedos o impedir la recirculación en caso de que haya llovido una determinada cantidad el día anterior.

2. volumen de biogás producido (m³/d). "mayor" que un valor introducido por el usuario. Si el volumen de biogás producido (CH₄ + CO₂ + H₂) no supera el valor introducido, no se producirá la recirculación. Esto puede representar el sistema de recirculación de lixiviados cuando se utiliza para optimizar la producción de biogás, en el que sólo se recirculará cuando el vertedero comience a producir un determinado volumen de biogás y finalizará cuando la producción caiga por debajo de un valor.
3. recirculación siempre, es decir, no limitado por ninguno de los anteriores.

6.2.2.4 Periodo de Recirculación

Además de la condición anterior, el usuario puede introducir unas fechas en las que se va a producir la recirculación del tipo seleccionado y con un volumen distinto al introducido al principio: esto nos permite recircular más o menos volumen en periodos determinados (con la condición añadida de que estén disponibles y las celdas los admitan hidráulicamente). Se permite hasta un máximo de cuarenta (40) intervalos en cada tipo de sistema de recirculación.

Así, para que se realice la recirculación de lixiviados en una celda en un instante determinado durante la simulación, se deberá cumplir la doble condición: por un lado que el día de la simulación esté dentro del "periodo de recirculación" (si se ha definido) y, por otro, que se cumpla la condición de lluvia o biogás, en caso de haber sido elegida.

6.2.2.5 Definición de Zonas

Una vez introducidos todos los datos relativos a las características de los sistemas de recirculación que se van a utilizar en la simulación, se definirán sobre el vertedero las celdas que están afectadas por cada uno de los sistemas. De esta forma se podrán haber definido las características de cada uno de los sistemas de recirculación y luego localizar sobre el terreno cuáles se utilizan y sobre que zonas, permitiendo de esta forma independizar las características básicas de recirculación

(que se almacenarán en el fichero *.sim) y los sistemas de recirculación utilizados en cada escenario (que se almacenarán en el fichero morfológico *.mrf).

De esta forma se facilita la simulación de distintos escenarios con diferentes sistemas de recirculación de lixiviados.

6.3 MODELO TEÓRICO PARA RECIRCULACION MEDIANTE POZOS VERTICALES

6.3.1 Modelo teórico para Pozos de Inyección de Lixiviados

Características del pozo de inyección:

- H_p (m) = Cota del Nivel de agua en el pozo (suponemos que se mantiene constante)
- z_p (m) = Cota del fondo del pozo
- r_p (m) = radio del pozo. Normalmente en los pozos que se utilizan en vertederos, suele estar entre 0,5 y 0,6 metros.
- Sh (%) = porcentaje de perforaciones de la superficie lateral

Características de la Celda de Residuo:

- h_{RSU} (m) = altura
- z_{celda} (m) = Cota del fondo de la celda
- H_{libre} (m) = cota de la lámina de agua acumulada en el fondo de la celda
- h_{libre} (m) = altura de la lámina de agua acumulada en el fondo de la celda $\Rightarrow (H_{libre} - z_{celda})$
- K_h (m/s) = permeabilidad horizontal saturada del residuo (aprox. 10^{-4} m/s)
- η_e = porosidad de la celda (Volumen huecos / Volumen total)

- r_f (m) = frente del volumen de agua inyectado a la celda

Para la estimación del caudal inyectado a cada celda atravesada por el pozo, utilizamos la Ecuación de Thiem para acuíferos confinados, en el que el nivel del pozo se mantiene constante en el tiempo:

$$Q(t) = 2 p K_H h_{RSU} \frac{H_p - h_c}{\ln\left(\frac{r_f(t)}{r_p}\right)} \text{ (m}^3/\text{s)}$$

$$\Delta \text{Volumen}_{\text{inyectado}} (\Delta t) = Q \Delta t \text{ (m}^3\text{)}$$

donde vamos a considerar que $h_c = z_{\text{celda}} + h_{RSU}$ (cota superior de la celda)

El volumen de agua que entra en cada instante de tiempo desde el pozo de inyección a cada una de las celdas afectadas rellenará el volumen de huecos no saturados en ese instante, esto es, una altura ($h_{RSU} - h_{\text{libre}}$), desplazando el frente como si se tratase de un émbolo.

$$r_f(t+1) = \left[r_f(t)^2 + \frac{\Delta \text{Volumen}}{p h_e (h_{RSU} - h_{\text{libre}})} \right]^{1/2} \text{ (m)}$$

Con la nueva posición del frente, se podrá calcular el caudal que entra en el instante de tiempo siguiente, por lo que el cálculo se realizará de una forma iterativa (con un paso de tiempo Δt) hasta que la celda se sature totalmente o finalice el periodo de recirculación.

Sin embargo, en el instante de tiempo inicial (cuando comienza la recirculación de lixiviados), la posición del frente coincide con el radio del pozo ($r_f = r_p$) y por tanto la ecuación de Thiem, nos dará un caudal infinito. Por esta razón, necesitamos otra expresión que nos permita iniciar el proceso de cálculo.

Se va a considerar que en el instante inicial del proceso, el caudal que entra en la celda sólo depende de las características del tubo que constituye el pozo de inyección, esto es, flujo a través de los orificios del tubo perforado.

$$Q_{\text{perforaciones}} = \sqrt{2 g (H_p - H_{\text{libre}})} S_{\text{lateral}} \text{ (m}^3/\text{s)}$$

$$\text{siendo } S_{\text{lateral}} = 2\pi r_p h_{\text{RSU}} S_h \text{ (m}^2\text{)}$$

Sin embargo, deberemos determinar hasta qué instante se puede considerar esta hipótesis, sin que afecte de forma notable a los resultados globales obtenidos (flujo por orificio + flujo Darcyniano).

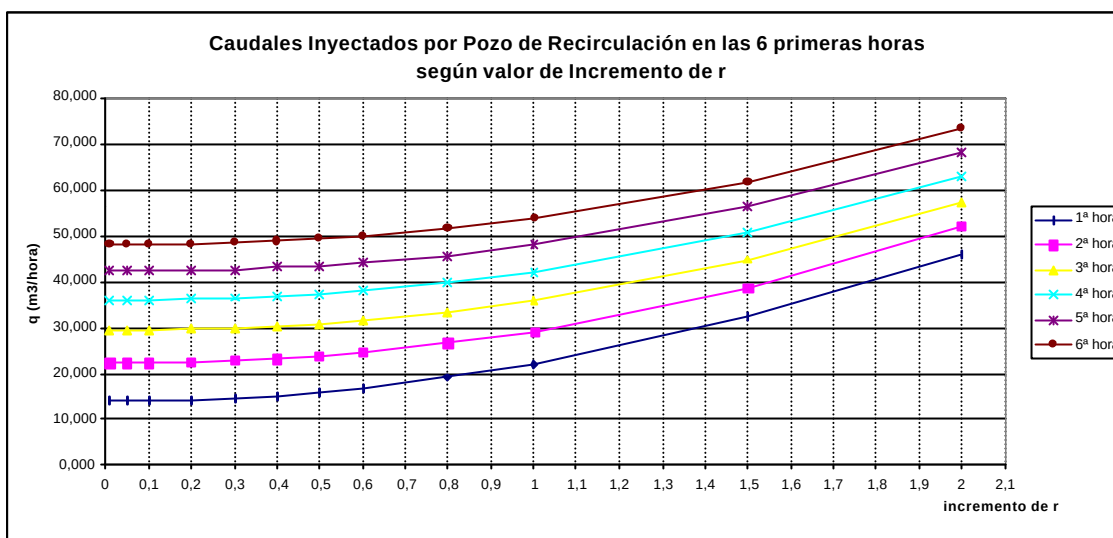
Para ello, vamos a simular el comportamiento de una celda de RSU de características estándar, situada sobre una capa impermeable y atravesada por un pozo de 0,6 metros de radio.

Para ver la sensibilidad del proceso de cálculo a la condición inicial (flujo a través del tubo perforado), vamos a considerar que dicha condición inicial se mantiene hasta que el frente alcanza una posición determinada ($r_p + \Delta r$) y a partir de ese instante comienza el flujo Darcyniano a través del residuo. Variando el valor de Δr podemos ver cómo cambian los volúmenes inyectados en cada instante de tiempo (hemos considerado las 6 primeras horas) y hasta dónde se puede tomar la hipótesis de partida sin que afecte notablemente a los resultados globales.

El rango considerado para Δr es (0.01 ... 2 metros) y el paso de tiempo para las iteraciones es un segundo (luego analizaremos la sensibilidad de los resultados respecto al paso de tiempo para intentar reducir los tiempos de ejecución del programa sin tener mucho error de cálculo).

Datos de partida:

Geometría Pozo		Geometría Celda		Hidráulica Celda	
Hpozo(m)	112	z celda (m)	107	Wres (%)	0
Zpozo(m)	107	hRSU(m)	4	Wsat (%)	50
radio pozo(m)	0,6	hc(m)	111	KhRSU (m/s)	1,00E-04
Sh (%)	30	Lx (m)	20	KvRSU(m/s)	1,00E-05
Superficie Lateral	4,524	Ly (m)	20	Wo (%)	26
				Wmin (%)	25.805



A la vista del gráfico anterior, (fijándonos por ejemplo en los caudales inyectados en la primera hora), para $\Delta r \leq 0.2$ m, (incluso podría decir que hasta 0,5 metros) no se aprecia influencia de la hipótesis de partida. Sin embargo, a partir de 0.5 m se ve claramente como aumenta el volumen de agua que entra en la celda, provocado por el flujo a través del orificio considerado.

Por lo tanto, la hipótesis de partida se considerará hasta que el volumen de agua provoque que el frente se sitúe en $[r_p + 0.1]$ (m) ; a partir de ese instante el sistema funcionará con la expresión de Thiem. (Esto es muy fácil de programar, ya que a partir de la geometría del pozo y características de la celda yo conozco el volumen de agua que voy a tener entre r_p y $(r_p + \Delta r)$, y el tiempo en el que me encuentro lo puedo calcular como $\frac{Volumen(r + \Delta r)}{Q_{perforaciones}}$. A partir de ese instante, calcularemos con la fórmula de Thiem).

6.3.1.1 Paso de tiempo para los cálculos

Para intentar reducir el tiempo de ejecución del programa, analizo la influencia de Δt en los resultados obtenidos con la expresión de Thiem.

Como Moduelo calcula la parte hidráulica cada hora, vamos a intentar que el paso de tiempo para el cálculo del volumen de recirculación sea también una hora. Sin

embargo, para el volumen de la primera hora, vamos a necesitar reducir este paso de tiempo para no cometer errores importantes en los resultados.

Si fijo Δr en 10 cm, los caudales horarios inyectados en las seis primeras horas para un $\Delta t = \{30' \text{ a } 1''\}$ se presentan en la tabla siguiente:

Caudales horarios inyectados (m^3/h)					
$\text{Dr} = 0,1 \text{ m}$	Dt (segundos)				
tiempo (h)	60"	30"	15"	5"	1"
1ª hora	14,224	14,132	14,093	14,068	14,058
2ª hora	22,441	22,359	22,323	22,300	22,292
3ª hora	29,607	29,530	29,496	29,475	29,467
4ª hora	36,200	36,127	36,094	36,074	36,066
5ª hora	42,413	42,341	42,310	42,290	42,282
6ª hora	48,346	48,277	48,246	48,227	48,219

Caudales horarios inyectados (m^3/h)					
$\text{Dr} = 0,1 \text{ m}$	Dt (segundos)				
tiempo	30'	15'	10'	5'	2'
1ª hora	33,554	21,739	18,342	15,580	14,463
2ª hora	39,996	29,063	26,032	23,620	22,651
3ª hora	46,096	35,746	32,926	30,698	29,803
4ª hora	51,942	42,020	39,342	37,234	36,387
5ª hora	57,586	47,998	45,426	43,406	42,592
6ª hora	63,066	53,749	51,260	49,307	48,521

Si no queremos cometer errores importantes, los cálculos de la primera hora debemos hacerlos con un paso de tiempo de al menos **un minuto** (el error del caudal que obtenemos con $\text{Dt}=60''$ no llega al 1% respecto del caudal que obtendríamos con iteraciones cada segundo).

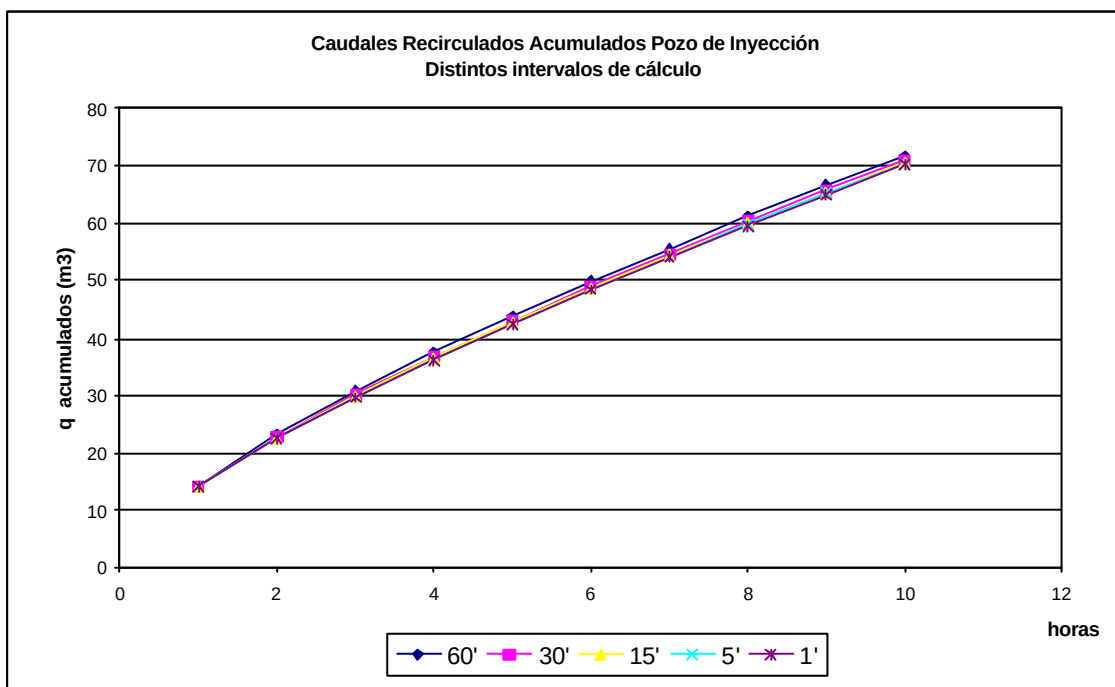
Si supongo que esa primera hora la calculo con pasos de un minuto, voy a ver qué pasa si, a partir de esa primera hora, calculo el resto con pasos de tiempo mayores.

Caudales horarios inyectados (m^3/h)					
$\text{Dr} = 0,1 \text{ m}$	Dt (minutos)				
	60'	30'	15'	5'	1'
1º hora(*)	14,22	14,22	14,22	14,22	14,22
2º hora	23,32	22,82	22,61	22,49	22,44
3º hora	30,77	30,13	29,85	29,67	29,61

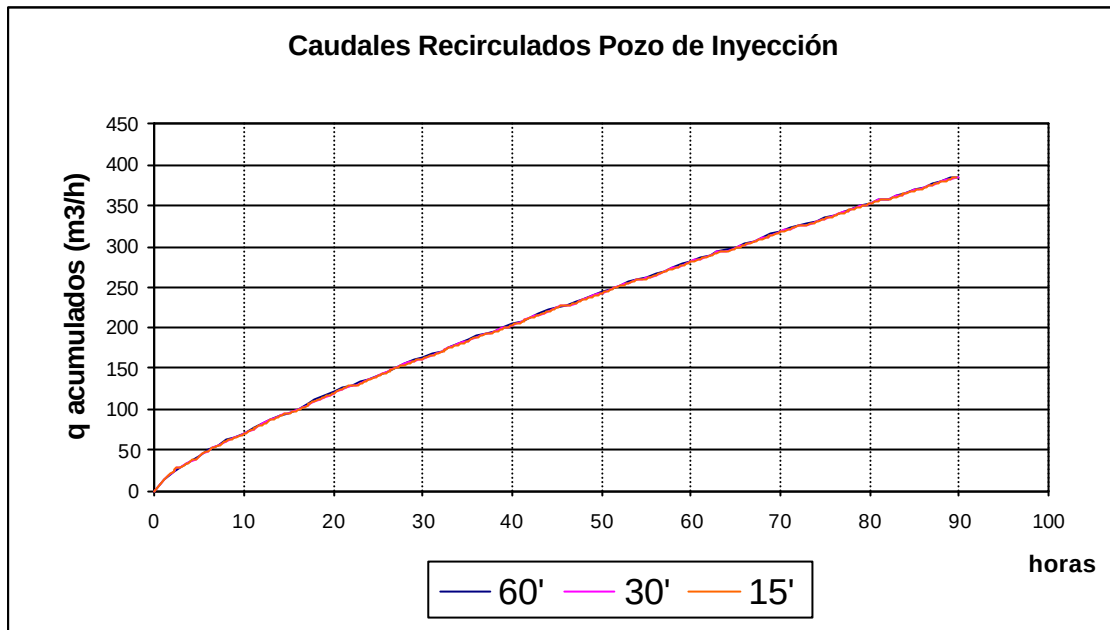
4º hora	37,51	36,79	36,48	36,28	36,20
5º hora	43,81	43,05	42,71	42,50	42,41
6º hora	49,81	49,02	48,66	48,43	48,35
7º hora	55,57	54,76	54,39	54,15	54,06
8º hora	61,14	60,32	59,94	59,70	59,60
9º hora	66,56	65,72	65,34	65,09	64,91
10º hora	71,86	71,01	70,61	70,36	70,18

(*) Obtenido mediante iteraciones de 1' con $D_r = 0,1$ m

Para un intervalo de 60', el error máximo que cometemos se produce en la 2ª hora y no alcanza el 4% respecto a lo que obtendríamos con un cálculo cada minuto. Gráficamente, podemos ver que las diferencias que se producen no son significativas.



Si analizamos el comportamiento de la celda hasta que se satura totalmente, las diferencias al utilizar un $Dt = 60$ minutos aún son menos significativas.



Por todo ello, en el programa se deberá introducir una subrutina que nos calcule el volumen de agua que inyecta el pozo durante la primera hora, en cada celda afectada por el pozo de inyección, con un incremento de tiempo de un (1) minuto, mientras que para las horas restantes, el cálculo se realizará cada hora.

6.3.2 Modelo Teórico para Pozos de Extracción de Lixiviados

Para estimar los volúmenes de agua extraídos por unidad de tiempo de cada una de las celdas atravesadas por un pozo de extracción de lixiviados, vamos a intentar relacionarlo teóricamente con la altura de la superficie libre (hlibre) de la celda en cada instante, considerando que en todo momento el nivel de agua en el pozo es constante (en principio nulo).

Si considero que en la celda de RSU se ha alcanzado el estado estacionario, el caudal que podemos extraer se calcula mediante la expresión:

$$Q = p K_H \frac{h_0^2 - h_p^2}{\ln\left(\frac{r_0}{r_p}\right)} \text{ (m}^3/\text{s)}$$

donde:

- h_0 (m) es la altura de la superficie libre a una distancia del pozo r_0 (radio de influencia)
- h_p (m) es la altura del nivel de agua en el pozo (para simplificar, vamos a considerar que el sistema de bombeo colocado, garantiza que el nivel de agua en el pozo es nulo)
- r_p (m) es el radio del pozo y
- K_H (m/s) es la permeabilidad horizontal saturada del residuo.

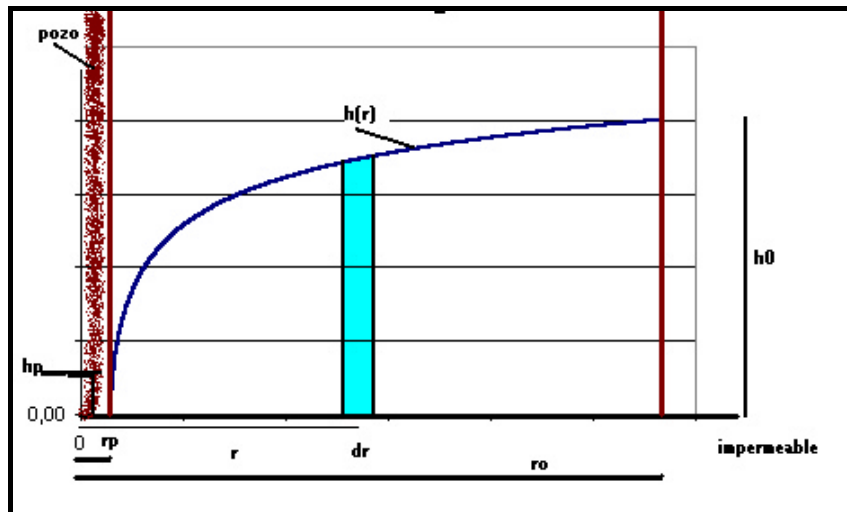
Si consideramos que el radio de influencia es el radio de la circunferencia cuyo área coincide con el área horizontal de la celda (esto supone que el pozo va a actuar directamente sobre la propia celda y será el "Modelo de Flujo Horizontal" el que se encargue de mover el agua entre ellas):

$$r_0 = \left[\frac{L_x L_y}{P} \right]^{1/2} \text{ (m)}$$

Para relacionar el caudal extraído con la altura de agua acumulada sobre el fondo impermeable de la celda de residuo (h_{libre}) que es el dato que conocemos para cada celda en cada instante de tiempo, vamos a igualar el volumen de agua que representa h_{libre} con el volumen de agua bajo la superficie libre en estado estacionario.

Si en la ecuación anterior despejamos $h(r)$, tenemos:

$$h(r) = \left[\frac{Q}{P K_H} \ln \frac{r}{r_p} \right]^{1/2}$$



El volumen de agua bajo la Superficie libre en estado estacionario lo calculo como:

$$\int_{r_p}^{r_0} h(r) dr \cdot 2\pi r \cdot h_e = 2\pi h_e \left(\frac{Q}{pK} \right)^{1/2} \int_{r_p}^{r_0} r \left[\ln\left(\frac{r}{r_p}\right) \right]^{1/2} dr = Vol_1$$

El volumen de agua contenido en hlibre:

$$Vol_2 = Hlibre \cdot p \cdot (r_0^2 - r_p^2) \cdot h_e$$

Igualando ambos volúmenes y despejando Q, tenemos

$$Q = pK_H \left[\frac{Hlibre (r_0^2 - r_p^2)}{2 \int_{r_p}^{r_0} r \left[\ln\left(\frac{r}{r_p}\right) \right]^{1/2} dr} \right]^2$$

$$\int_{r_p}^{r_0} r \left[\ln\left(\frac{r}{r_p}\right) \right]^{1/2} dr = 0.4 r^2 \left[\frac{\ln(r)}{r_p} \right]^{1/2} \Big|_{r_p}^{r_0} = 0.4 r_0^2 \left[\frac{\ln(r_0)}{r_p} \right]^{1/2}$$

despreciando r_p^2 frente a r_0^2 y simplificando:

$$Q = pK_H r_p \frac{(1.25 Hlibre)^2}{[\ln(r_0)]} \text{ (m}^3\text{/s)}$$

Luego para cada intervalo de tiempo, podemos calcular el volumen de agua que extraemos de cada celda afectada por un pozo de extracción, conociendo las características del pozo y la altura libre en cada celda mediante la expresión:

$$Vol = p K_H r_p \frac{(1.25 H_{libre})^2}{[Ln(r_0)]} \Delta t \text{ (m}^3\text{) donde } \Delta t = 1 \text{ hora (paso de tiempo de las}$$

ejecuciones con Modulo)

7 MODELO DE DEGRADACIÓN

7.1 LOS PROCESOS DE BIODEGRADACIÓN EN EL VERTEDERO

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 contaminación de lixiviado. 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 pueden causar 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, que se resume en la FIGURA 7.1. 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 7.2).

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.

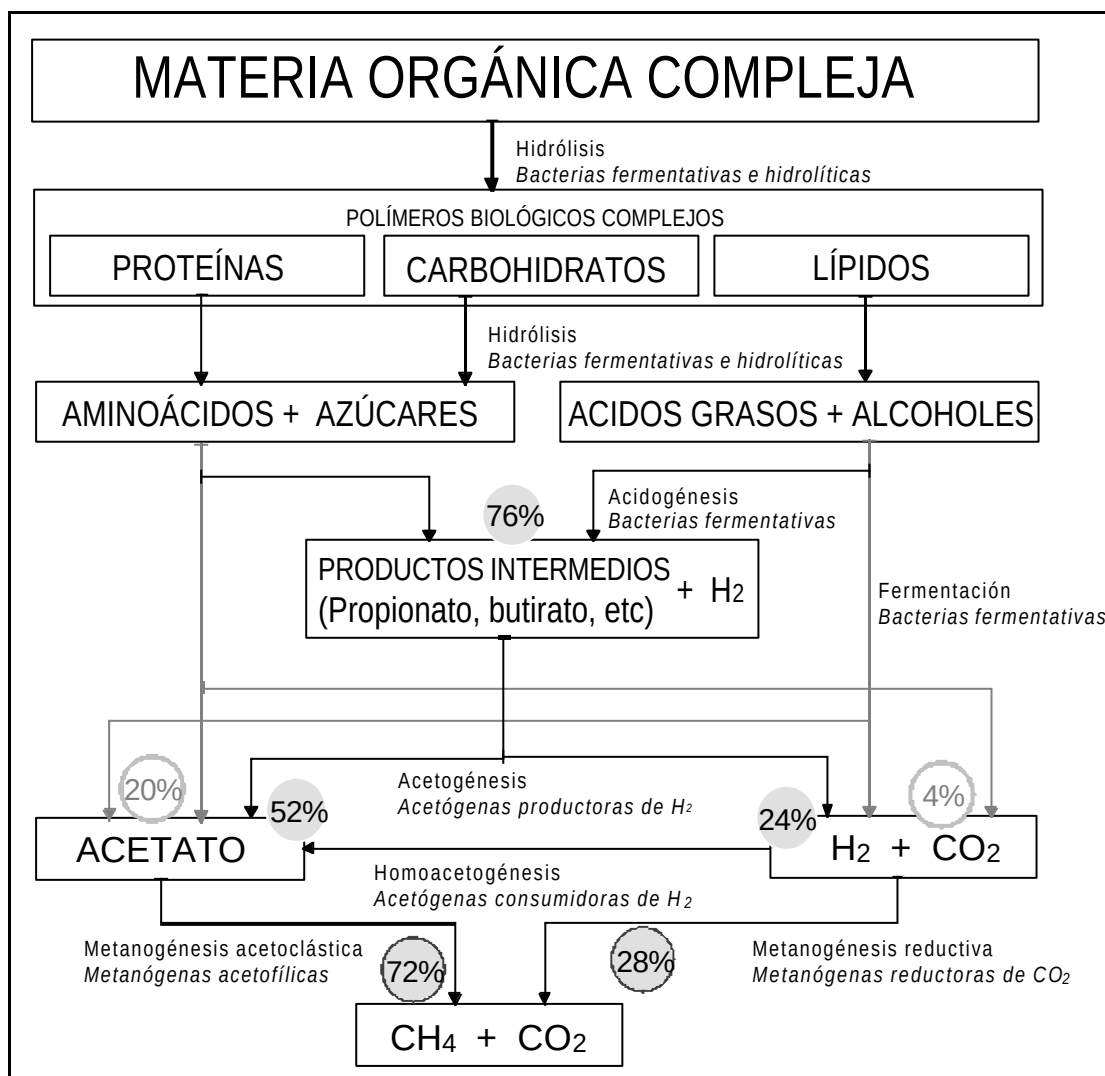


FIGURA 7.1. Esquema de las reacciones en la digestión anaerobia de materiales poliméricos (adaptado de Zehnder, 1982).

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).

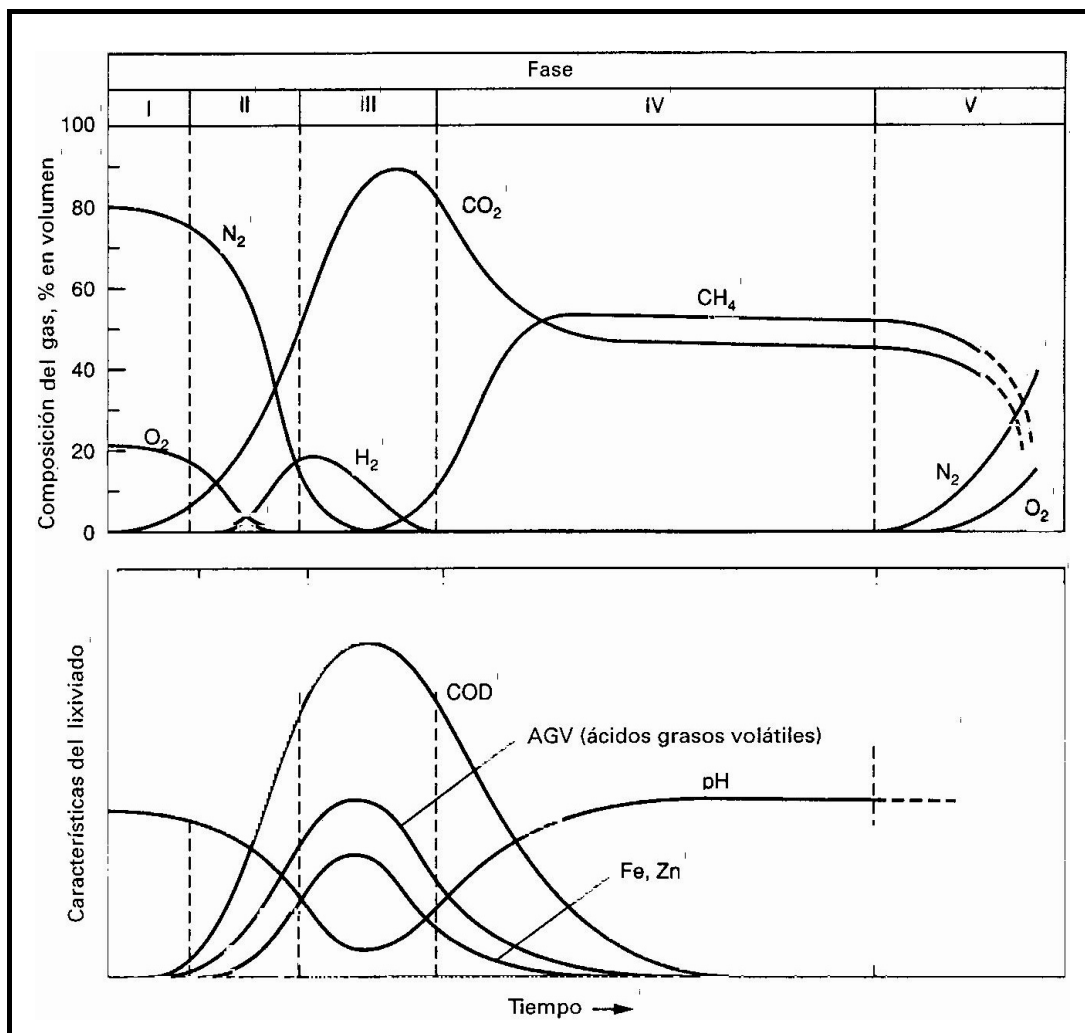


FIGURA 7.2. Evolución en el tiempo de las emisiones del vertedero. Fases “de ajuste inicial” (I y II), “ácida” (III), “metanogénica” (IV) y de “maduración” (V). (Fuente: Tchobanoglous et al., 1996).

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.

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, etc, humedad, ...). Así mientras en la 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.

- Factores influyentes

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/o laboratorio, para observar la influencia de estos parámetros, pero casi siempre las relaciones establecidas han sido sólo cualitativas.

Los investigadores coinciden en señalar que, de entre todos, 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., 1996 y 1997). 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., 1997).

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).

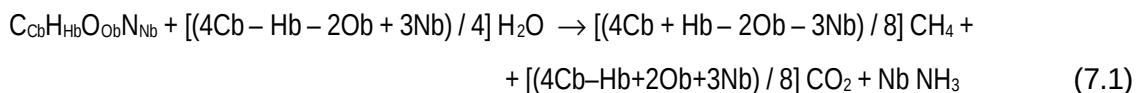
7.2 ESTUDIOS SOBRE LA DEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS EN EL VERTEDERO

7.2.1 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) ; Owens et al., 1993; Laquidara et al., 1986; Cossu et al. (2001) ; Harries et al., (2001); Heerenklage et al. (2001)), 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 7.1 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. (1996), 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 (7.1) al residuo, compuesto por C, H, O y N en las proporciones recogidas en la tabla.



Si en este caso se producen desviaciones importantes 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 inmediata¹, como el contenido en sólidos volátiles (SV), carbono orgánico total (COT), la demanda química de oxígeno (DQO), contenido en celulosa, (Cossu et al. (2001), Martín (1997), Harries et al. (2001); Bertanza et al. (2001)) ... Con este tipo de relaciones se puede estimar la cantidad total de biogás que podría generarse en vertedero. 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, 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.

¹ No se olvide que la obtención de la cantidad de metano a que puede dar lugar un material al ser totalmente degradado exige un tiempo de experimentación muy prolongado, tanto más cuanto más lenta sea la degradabilidad del mismo.

TABLA 7.1. 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 (mLCH ₄ /g seco) (2)		74 - 217	152	301	31 - 144	63	-	-
Fracción biodegradable correspondiente		19% - 56%	39%	70%	7% - 34%	14%	-	-
PBM (mLCH ₄ /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. (1996) y Bonori et al. (2001). El PBM se obtiene aplicando la reacción (7.1) a la "fórmula química" correspondiente.

(2) Barlaz et al. (1997)

(3) Harries et al. (2001) * Incluye residuos de jardín

7.2.2 Modelos de biodegradación

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.*, 1997a), 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 *et al.*, 1995; Al-Yousfi *et al.*, 1998], HEAT-GAS [El-Fadel *et al.*, 1996a, 1996b, 1996c y 1997]). 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 *et al.*, 2001, Shelley *et al.*, 2001, White *et al.*, 2001, Zacharof *et al.*, 1999 y 2001).

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 biomásas 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 et al., 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 et al. (2001) o en fundamentos biocinéticos, como lo están los propuestos por McDougall et al. (2001), Manna et al. (1999) y el mismo modelo MODUELO.

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.

7.2.2.1 Caracterización de la degradabilidad del residuo

En los modelos objeto de esta revisión se consideran más o menos detalladamente según la complejidad de los mismos.

En las expresiones simplistas "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 et al., 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; Swarbrick et al., 2001).

McDougall et al. (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 et al. simulan una "fracción de sólidos orgánicos" cuantificada en mg/L.

Swarbrick et al. (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 et al., 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, ...) que estudios específicos de su biodegradabilidad.

Zacharof et al. (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.

7.2.2.2 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 et al. (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 et al. transforman 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 (1982a), 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 (1982a) 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. (1996a) 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 et al. (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. En Haarstric et al. (2001) 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. Swarbrick et al. (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 sintrofía 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.

TABLA 7.2. Modelos de degradación del residuo orgánico en vertedero publicados por otros autores (1 de 2).

REFERENCIA	ETAPAS CONSIDERADAS (Modelo)	DEFINICIÓN DEL RESIDUO	CARACTERÍSTICAS (componentes/influencia parámetros)	APLICACIÓN
AL-YOUSFI, BASEL, A. y POHLAND, Frederick G. (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)
BONORI, B.; PASQUALI, G. y BERGONZONI, M. (2001)	Hidrólisis (P.O.) Metanogénesis (P.O.)	Por componentes (lentamente y rápidamente biodegradables)	Generación de biogás	Vertedero real (0D)
EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. y LECKIE, J.O. (1996), a partir de FINDIKAKIS, Angelos N. y LECKIE, James O. (1979)	Hidrólisis (orden 1) Acidogénesis (Monod) Metanogénesis (Monod) ²	Lentam. Moderadamente Rápidamente Khi (no explica qué residuo en cada)	Generación y transporte de biogás y calor Influencia de T y pH	Vertedero real (1D)
HAARSTRICK, A.; HEMPEL, D.C.; OSTERMANN, L.; AHRENS, H.; DINKLER, D. (2001)	Hidrólisis (orden1) 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, J.J.; JUNG, I.H.; LEE, W.B. y KIM, J.O. (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, Kang-Kun; SUK Heejun; CHOI, Sang-il; LEE, Cheol Hyo y CHUNG, Sang-Young (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

² Halvadakis, 1983

TABLA 7.3. Modelos de degradación del residuo orgánico en vertedero publicados por otros autores (2 de 2).

REFERENCIA	ETAPAS CONSIDERADAS (Modelo)	DEFINICIÓN DEL RESIDUO	CARACTERÍSTICAS (componentes/influencia parámetros)	APLICACIÓN
MANNA, L.; ZANNETTI, M.C. y GENON, G. (1999)	Metanización (P.O.)	Por componentes: cada uno fracción biodegradable y velocidad de degradación	Generación de biogás Influencia de T, ...	Vertedero real (1D)
McDOUGALL, J.R. y PHILP, J.C. (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.
SHELLEY, M.L.; NIXON, W.B.; BLECKMANN, C.A.; COLDORN, P.A. y BENTER, B.D. (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, G.; LETHLEAN, J. y PANTELIS, G. (1995) y SWARBRICK, G. y LETHLEAN, J. (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)
VINCENT, F.; BEAUDOING, G. y COLIN, F. (1991)	Disolución de componentes	Global	Generación y transporte de contaminantes en el lixiviado	Experimental (1D)
YOUNG Alan (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)
ZACHAROF, A.I. y BUTLER, A.P. (1999) ZACHAROF, A.I. y BUTLER, A.P. (2001)	Hidrólisis (orden 1) Acidogénesis (exponen) Metanogénesis (expon)	Global, aunque proponen: Carbohidratos (CH ₂ O) _{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)

7.2.2.3 La modelización de factores influyentes

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 *et al.*, 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 *et al.*, 1982b; McDougall *et al.*, 2001; Haarstric *et al.*, 2001) y estructura del residuo en la hidrólisis (Lee *et al.*, 1983; McDougall *et al.*, 2001), y de la temperatura y pH en la metanización (Young, 1995; El-Fadel, 1996; Haarstric *et al.*, 2001).

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.* (1996a), 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.* (1996a) simulan 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 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 et al. (2001) introducen la humedad efectiva con el factor F_{humedad} (7.2) (θ es humedad, R y S residual y de saturación respectivamente).

$$F_{\text{humedad}} = \frac{q - q_R}{q_S - q_R} \quad (7.2)$$

El efecto de la temperatura se describe en próximos apartados, al hablar de los cambios de éste parámetro en el vertedero.

7.3 EL MODELO MODUELO 1

El bloque de “contaminación” o “biodegradación” del modelo MODUELO I calcula, a partir de la humedad en cada celda a lo largo del tiempo, la materia orgánica disuelta en el lixiviado (expresada como contenido en C, H, N, O y S en forma de materia biodegradable y no biodegradable, NH_3 procedente de la degradación del nitrógeno orgánico y los parámetros DBO y DQO), la que permanece como parte del residuo y el volumen de biogás generado, desglosado en CH_4 y CO_2 .

Los fenómenos de descomposición se simplificaron en dos, ambos con cinética de primer orden: la disolución de la materia orgánica sólida hidrolizable y la degradación biológica anaerobia de la materia disuelta biodegradable. La materia que aparece contaminando el lixiviado está constituida por sustancias que han sido disueltas pero no degradadas hasta biogás, bien por ser no biodegradables, bien por no haber transcurrido tiempo suficiente.

7.3.1 Datos previos

En la materia orgánica que constituye el residuo se diferencian tres fracciones, atendiendo a su capacidad de hidrolización (“inertes”, “lenta” y “rápidamente hidrolizable”). Para cada componente primario (papel, cartón, residuos de comida, madera, textiles, goma y cuero, residuos de poda y siega, materiales celulósicos, plásticos, vidrio, metales y otros inorgánicos) ha de definirse la proporción que representa respecto al volumen total anual, su “fórmula química” (contenido en C, H, N, O, S y cenizas), la naturaleza de su “degradabilidad” (si es lenta o rápidamente hidrolizable o, por el contrario, es inerte) y las fracciones de residuo total que son hidrolizables (“ f_{hidro} ”) y biodegradables (“ f_{bio} ”). Éste último factor establece la parte que finalmente puede ser convertida en biogás, por lo que parece más adecuado hablar de parte “gasificable” más que “biodegradable” (la fracción que puede hidrolizarse, tal y como se definió, lo será precisamente porque puede ser degradada biológicamente).

Se proponía para cada componente la fórmula química publicada por Tchobanoglous et al. (1996) y unas fracciones f_{hidro} y f_{bio} obtenidas por calibración, sin fundamento justificado.

7.3.2 Hidrólisis

Bajo el nombre de “hidrólisis” se reúnen todos los fenómenos que dan lugar a la disolución de la materia sólida que conforma el residuo inicialmente. Esta fase se simula con una expresión de primer orden que se aplica a cada clase de material biodegradable presente en la celda. La masa de material sólido de tipo “ij” (SM_{ij} ; “i” = “rápidamente”, “lentamente hidrolizable”; “j” = “biodegradable”, “no biodegradable”) que es descompuesta en material disuelto de tipo “j” (DM_j) durante un paso de tiempo (Δt) en la celda número “k”, dependerá de la cantidad total de materia sólida de tipo “j” que queda en ella (7.3).

$$\Delta DM_{j\text{HID}}(k;t) = - \sum_i \Delta SM_{ij}(k;t) = \sum_i kh_i' \cdot SM_{ij}(k;t) \cdot \Delta t \quad (7.3)$$

$$SM_{ij}(k;t+\Delta t) = SM_{ij}(k;t) - \Delta SM_{ij}(k;t) \quad (7.4)$$

kh_i' es la tasa efectiva de hidrólisis correspondiente a las características de hidrolización “j”. La velocidad de hidrólisis varía en este caso con la humedad y la

temperatura. $kh_j' = kh_j \cdot FW \cdot FT$, donde kh_j = máxima tasa de hidrólisis, “ kh_r ” para sustancias rápidamente hidrolizables y “ kh_l ” para sustancias lentamente hidrolizables; FW = factor de influencia de la humedad (TABLA 7.4) y FT = factor de influencia de la temperatura, no implementado en esta versión.

FW surge del análisis de datos obtenidos en el vertedero de Meruelo (Arias et al., 1995). Para otros vertederos habría que obtener las relaciones correspondientes.

Se incluye además otro parámetro, el “tiempo de activación” (t_{act}), que retrasa el comienzo de la degradación en cantidades diferentes para la materia rápidamente y la lentamente hidrolizable. Finalmente en el modelo original se incluían dos parámetros de calibración más, “ k_{hidro} ” y “ k_{bio} ”, que representaban “las fracciones que, siendo hidrolizables o biodegradables, llegan a hidrolizarse o biodegradarse” frente a las que permanecen inalteradas por su situación específica en el vertedero.

TABLA 7.4. Valores del factor de influencia de la humedad sobre la hidrólisis

Humedad (% en peso seco)	Coeficiente FH
$0 < H < 15$	0
$15 < H < 35$	$(H-15)/80$
$35 < H < 65$	$0.25 + (H-35)/60$
$65 < H < 90$	$0.75 + (H-65)/100$
$90 < H$	1

Para simplificar los cálculos se acepta que la hidrólisis afecta proporcionalmente a todos los elementos que componen cada sustancia j (C, H, O, N, S y cenizas). Su fórmula química (la fracción de masa total correspondiente a cada elemento) permanece constante. Esto evita la necesidad de elegir un compuesto como representante de las sustancias disueltas. La masa de sustancias disueltas, degradables y no, será la suma de las masas de los elementos (C, H, O, N, S y cenizas) de cada tipo (FIGURA 7.3). Así todas las expresiones que desarrollan la transformación (hidrólisis y gasificación) y transporte de los residuos (7.3, 7.4, 7.5, 7.6, 7.7, 7.10) pueden aplicarse en global (a las masas biodegradable y no biodegradable) o elemento a elemento.

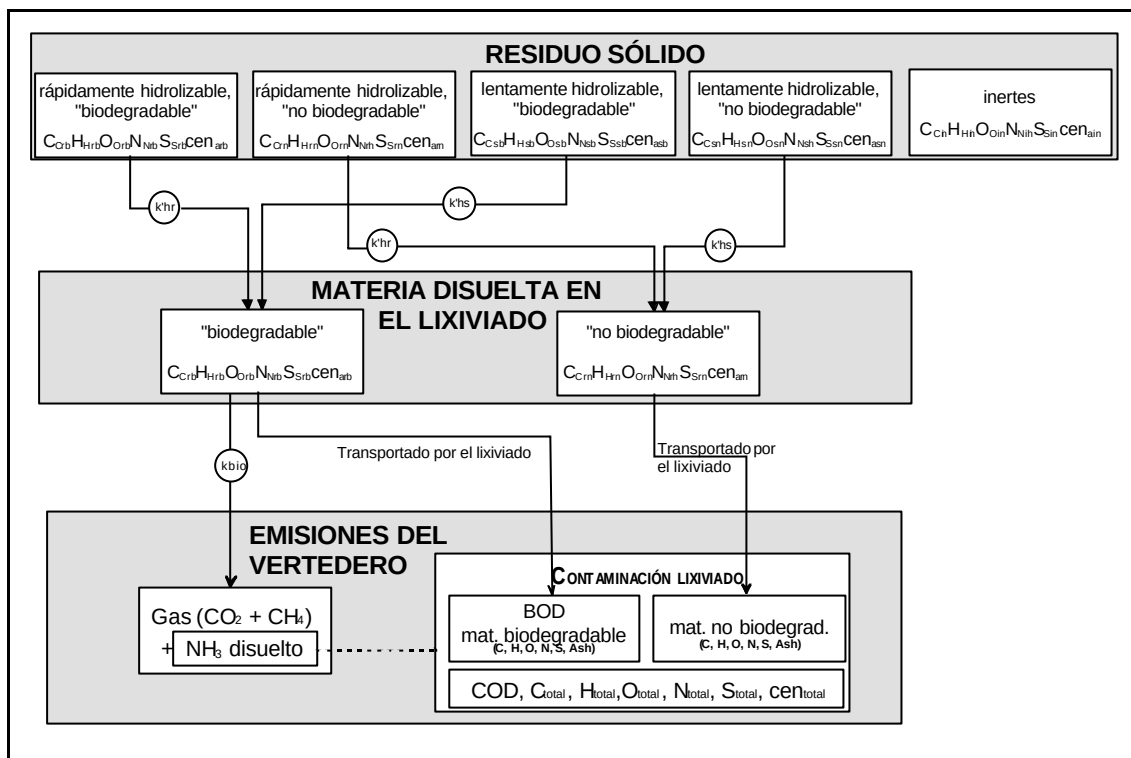


FIGURA 7.3. Diagrama de flujos de las distintas sustancias en su proceso de degradación según MODUELO 1.

7.3.3 Transporte de contaminantes

Los fenómenos de propagación de los contaminantes se simplifican despreciando fenómenos como la difusión y las reacciones químicas a que pueden dar lugar. El transporte de sustancias disueltas en el modelo se produce por advección con el líquido intercambiado, produciéndose la mezcla instantánea en cada celda destino. Se ha supuesto que cada elemento de los considerados en las fórmulas químicas de los residuos se encuentra en forma libre, sin formar moléculas y distribuido homogéneamente en cada celda.

Considerando una celda “k”, conocidos los volúmenes de agua afluentes desde las seis celdas adyacentes “i”, en el tiempo t, “ $Q_{ik}(t)$ ”, la masa transportada de cada componente disuelto (se consideran doce componentes (C, H, O, N, S y cenizas, cada uno “biodegradable” y “no biodegradable”) será “ $\Delta DM_{\pi}(k;t)$ ” (7.5).

$$\Delta DM_{\pi}(k;t) = \sum_i [Q_{ik}(t) \cdot \Delta t \cdot DM(i;t) / h(i;t)] \quad (7.5)$$

Donde Δt es el paso de tiempo; $h(i;t)$: contenido de humedad de la celda i en el instante t , calculado por el modulo hidrológico. El cambio total en la masa de contaminantes disueltos en la celda I sera el resultado de la suma de este término de transporte, $\Delta DM_{TT}(k;t)$, y los de transformación por hidrólisis $[\Delta DM_{HID}(k;t)]$ y gasificación $[\Delta DM_{GAS}(k;t)]$.

7.3.4 Biodegradación

La descomposición de la materia biodegradable dsuelta (DMb) a gas (BM) sigue una cinética de primer orden (7.6) con velocidad, k_{bio} , constante e igual para todas las sustancias biodegradables.

$$\Delta D \text{ Mb}_{GAS}(k;t) = - k_{bio} \cdot DMb(k;t) \cdot \Delta t$$

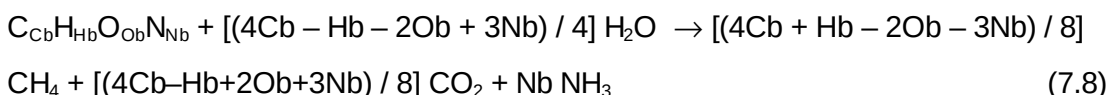
(7.6)

$$\Delta BM(t) = - \sum_k \Delta DMb_{GAS} (k;t)$$

(7.7)

$\Delta D \text{ Mb}_{GAS}(k;t)$: incremento en el contenido de sustancia biodegradable en la celda k debido a su conversión en biogás.

La degradación se lleva a cabo completamente: toda la materia biodegradable hidrolizada ($C_{Cb}H_{Hb}O_{Ob}N_{Nb}$) se transforma en dióxido de carbono, metano y amonio, según (7.10). Se observa en esta expresión que la cinética de degradación final (7.6 y 7.7) sólo es aplicable a la fracción biodegradable del carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno (azufre y cenizas no sufren degradación final).

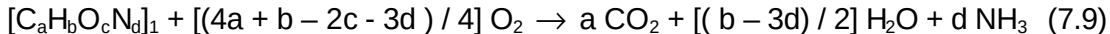


Tanto el metano como el dióxido de carbono se gasifican de manera inmediata y son extraídos directamente, mientras el NH_3 permanece disuelto en el lixiviado: no se consideran por tanto los fenómenos de disolución de gas en el lixiviado, migración del mismo en las capas del vertedero, etc. La materia orgánica que ha sido hidrolizada pero no degradada aparece como contaminación en el líquido infiltrado.

Con las simplificaciones presentadas se estiman las cantidades globales de biogás y contaminantes que serán emitidos por el vertedero con una precisión temporal siempre menor que diaria (en plazos mayores) porque no se incluyen los fenómenos que retardan el movimiento de gas en su salida al exterior. Así por ejemplo la cantidad mensual de biogás emitido podría conocerse con aproximación aceptable (suponiendo que al cabo del tiempo sale todo el gas generado), pero no la que emana del vertedero día a día.

7.3.5 Parámetros de contaminación orgánica

El resultado directo del modelo presentado sería las cantidades de materia orgánica hidrolizada no biodegradable y de materia biodegradable remanente (que todavía no ha sido gasificada) en el lixiviado. Para expresar estos valores de contaminación orgánica según parámetros ampliamente utilizados en el campo de la calidad del agua como son DBO y DQO, el modelo realiza las operaciones de cuantificación del oxígeno consumido en las reacciones (7.9) y (7.10), respectivamente.



Donde el subíndice “1” indica “materia orgánica biodegradable disuelta” y el subíndice “2” la “suma de materiales orgánicos disueltos biodegradables y no biodegradables).

7.4 MODELO PROPUESTO

7.4.1 Caracterización del residuo

Para modelizar la degradabilidad del residuo en el vertedero se mantiene el concepto del modelo original, pero se redefine la forma de establecer qué partes pueden ser descompuestas y de especificar las restricciones locales a la degradación.

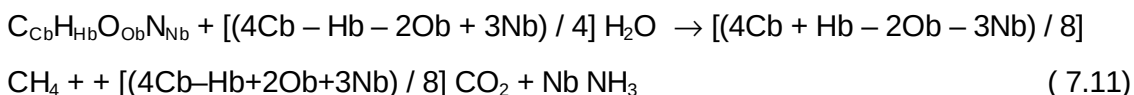
Si bien el residuo está formado por compuestos orgánicos e inorgánicos, el modelo de biodegradación se centra sólo en procesos que afectan a los primeros. La materia orgánica está formada por dos fracciones: una biodegradable y una no

biodegradable. En la fracción biodegradable una parte es rápidamente hidrolizable (MS_{rhb}) y otra lentamente hidrolizable (MS_{lhb}). Ambas se caracterizan por su “fórmula química” ($C_{c_{rhb}}H_{h_{rhb}}O_{o_{rhb}}N_{n_{rhb}}S_{s_{rhb}}$ y $C_{c_{lhb}}H_{h_{lhb}}O_{o_{lhb}}N_{n_{lhb}}S_{s_{lhb}}$).

Para identificar cada una puede darse la situación en que se disponga de una caracterización del residuo por clasificación en grandes componentes (papel, cartón, residuos de alimento, plásticos, metales, etc) o no. En cualquier caso sólo un ensayo de biodegradación de la masa establecería claramente la división entre fracciones, pero pueden realizarse algunas aproximaciones.

Conociendo la masa que de cada componente llega al vertedero se puede llegar a estimar su biodegradabilidad a partir de estudios de potencial bioquímico de metano (PBM). Estos análisis obtienen la cantidad de metano a que puede dar lugar el residuo estudiado al degradarse completamente en condiciones de laboratorio.

Por otro lado se dispone también de las “fórmulas químicas” representativas de cada componente ya recogidas en MODUELO 1. Con esta formulación y siguiendo las reacciones teóricas de degradación total (7.11) se llega a cantidades de metano superiores a las experimentales, lo cual es lógico si se recuerda que no toda la masa que forma cada componente es biodegradable.



La relación PBM observado (experimental) / PBM teórico de cada componente es el factor “ f_{bio} ”, que aplicado a la masa total del mismo que llega a vertido permite obtener la fracción que podría degradarse (“fracción biodegradable o gasificable”) en condiciones ideales. “ f_{bio} ” se aplica a todos los elementos químicos de cada componente, de manera que la fórmula química de la fracción biodegradable del mismo conserva las proporciones entre elementos de la fórmula original. Las masas biodegradables obtenidas para cada componente con igual velocidad de hidrolización (TABLA 7.5), se suman elemento a elemento hasta dar lugar a las fórmulas globales de toda la materia biodegradable ($C_{c_{rhb}}H_{h_{rhb}}O_{o_{rhb}}N_{n_{rhb}}S_{s_{rhb}}$ y $C_{c_{lhb}}H_{h_{lhb}}O_{o_{lhb}}N_{n_{lhb}}S_{s_{lhb}}$). Haciendo lo mismo con el factor complementario ($1 - f_{bio}$) se obtienen las masas de materia no biodegradable. De esta manera cobra sentido el parámetro “ f_{bio} ” original, eliminando además el uso innecesario de “ f_{hidro} ”.

En la TABLA 7.1 se muestran los valores de biodegradabilidad final (fracción gasificable, $f_{\text{hidro}} \cdot f_{\text{bio}}$) que se proponían en MODUELO 1, junto a los valores publicados por otros autores. Para su comparación se muestran en estos últimos el PBM y la biodegradabilidad correspondiente al mismo, expresada como porcentaje de masa biodegradable respecto al total. Esta última se obtiene por aplicación de la transformación teórica (7.11) “a la inversa” (a partir de la cantidad de metano producido se obtiene la proporción degradable del componente). Se observa que los valores propuestos en MODUELO 1 quedan muy por debajo del resto, moviéndose éstos en rangos muy similares. Promediando los valores publicados por Tchobanoglous et al. (1996) y Bonori et al. (2001), Barlaz et al. (1997) y Harries et al. (2001) se obtienen las propuestas para f_{bio} en MODUELO 2.

TABLA 7.5. Clasificación propuesta en MODUELO para los componentes principales del residuo según su biodegradabilidad.

RÁPIDAMENTE HIDROLIZABLES	LENTAMENTE HIDROLIZABLES	INERTES
Papel	Madera	Plásticos
Cartón	Textiles	Vidrio
Residuos de comida	Goma y cuero	Metales
	Residuos de poda y siega	Otros inorgánicos
	Materiales celulósicos	

A la masa “gasificable”, definida por “ f_{bio} ”, se añade, en la primera etapa de degradación, otro tipo de sustancias no incluidas en el primer modelo: aquellas que, no siendo degradables por los microorganismos, pueden ser “arrastradas” por efecto de la hidrólisis de los componentes de su entorno o consecuencia directa de procesos físico-químicos como arrastre con el agua en su percolación y/o disolución química. Esta parte trata de modelizar los compuestos orgánicos no biodegradables que aparecen en el lixiviado y muchas veces se agrupan bajo la denominación “compuestos húmicos” o DQO “refractaria”. Se ha incluido a través de un coeficiente “ f_{ar} ”, “fracción de arrastre”, tal que la materia orgánica inerte que irá pasando al lixiviado acompañando a la sustancia rápidamente hidrolizada y a la hidrolizada lentamente serán, respectivamente, $f_{\text{ar}} \cdot \text{MS}_{\text{rhd}}$ y $f_{\text{ar}} \cdot \text{MS}_{\text{lhb}}$.

Los “parámetros locales de calibración” k_{hidro} y k_{bio} propuestos en la versión inicial se sustituyen por un nuevo factor único, “de accesibilidad”, que separa la parte

de la fracción biodegradable que será disuelta en el vertedero de la que no podrá serlo por diversas razones, como quedar encerrada en zonas aisladas del agua. Este factor “ f_{ac} ”, “fracción degradable accesible”, aplicado a la masa degradable en condiciones ideales, expresa la parte de la misma que será realmente hidrolizada en las condiciones específicas del vertedero estudiado. Su valor variará de unos lugares a otros entre 0 (los microorganismos no pueden acceder a ninguna fracción del residuo y el vertedero se mantendría “momificado”) y 1 (la situación ideal en que toda la materia degradable puede ser descompuesta).

La FIGURA 7.4 y FIGURA 7.5 resumen la nueva conceptualización del residuo según su biodegradabilidad en vertedero. La FIGURA 7.4 es un esquema del reparto de masa de un componente en las distintas clases, mientras que la segunda presenta el diagrama de flujos de materia en su proceso de descomposición.

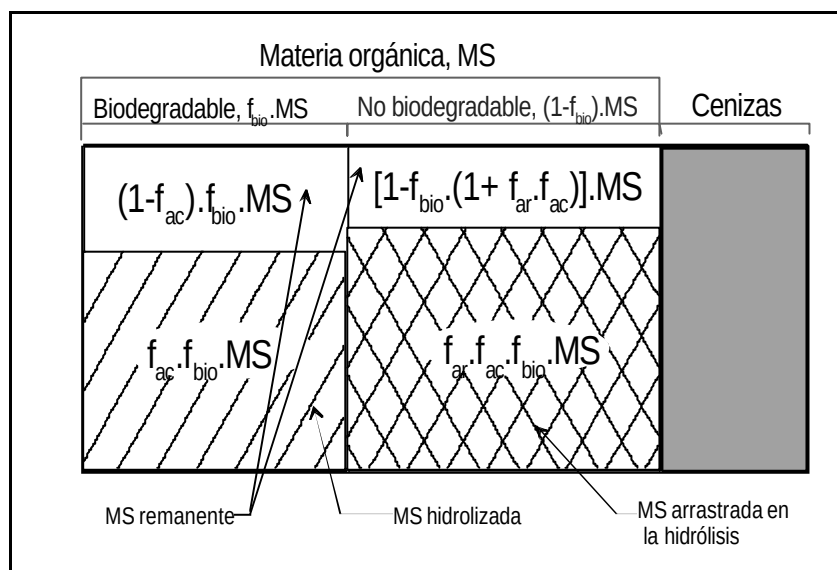


FIGURA 7.4. Descomposición de un componente del residuo según fracciones de biodegradabilidad

En caso de no conocer la composición por clases de un residuo ya depositado deberá recurrirse a ensayos de potencial de metano que podrían completarse con estudios de simulación. El resultado será una división de la masa orgánica en tres fracciones de las cuales las dos degradables (la rápida y la lentamente hidrolizable) los son en su totalidad. Para definirlas se establece la composición global del residuo

(carbono, hidrógeno, oxígeno nitrógeno, azufre y cenizas) y dos factores “ f_{bio} ”, “ f_{biorap} ” y “ f_{biolen} ” que definen las dos fracciones degradables.

El resto del modelo no sufre variación. Esta vez el material no biodegradable que se arrastrará en la hidrólisis tiene la misma fórmula para la hidrólisis rápida y la lenta.

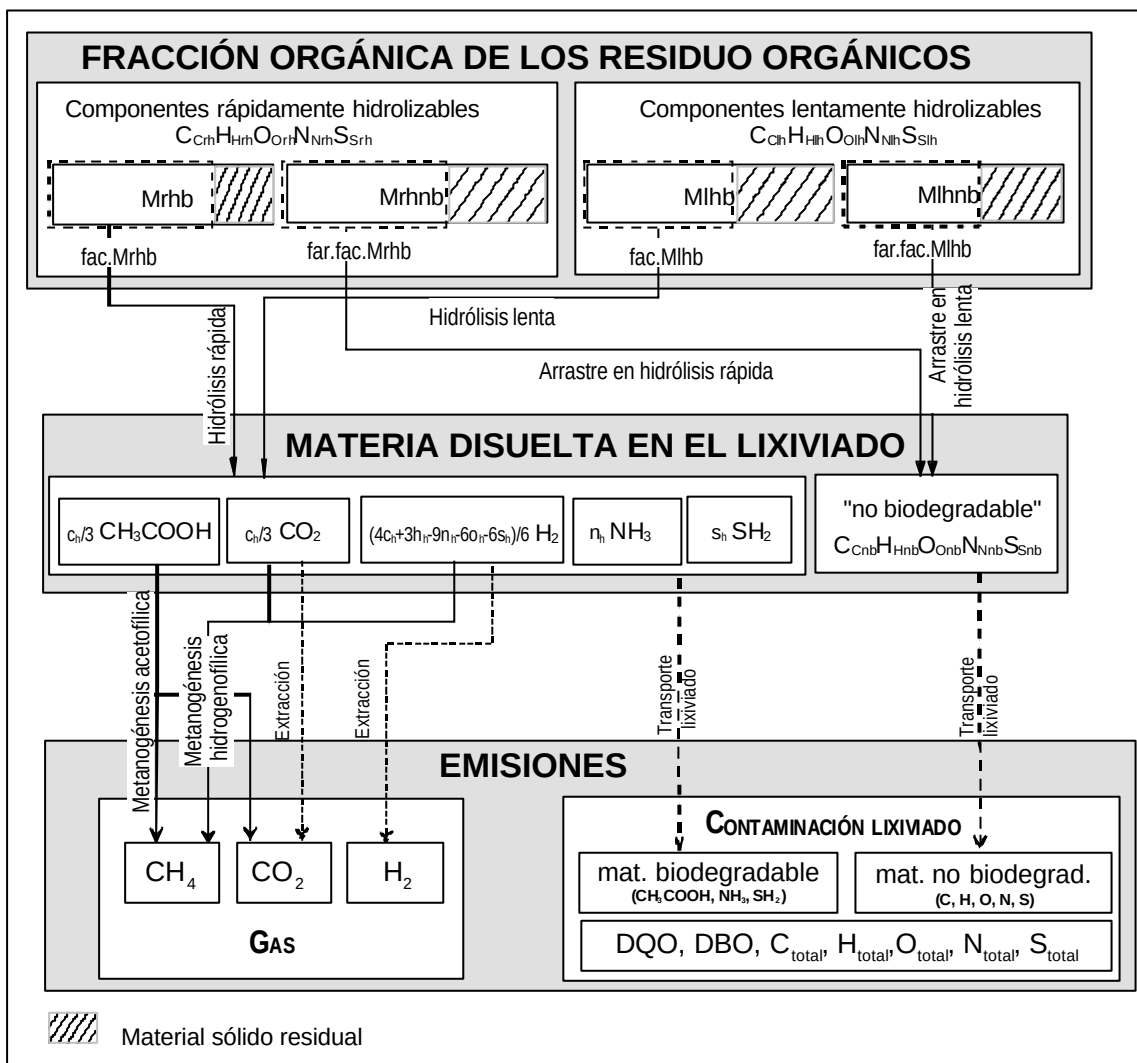


FIGURA 7.5. Diagrama de flujos en degradación de los residuos en MODUELO 2 (definición de los factores de biodegradabilidad, accesibilidad y arrastre).

7.4.2 Procesos de degradación

7.4.2.1 Bioquímica

Para simular la aparición sucesiva de materia contaminante en el lixiviado y de biogás la secuencia de descomposición de los residuos se simplifica, como inicialmente, en dos etapas: la “hidrólisis” y la “gasificación”. Ambas etapas se redefinen ahora, buscando mejorar la estimación de la variación de la contaminación orgánica del lixiviado y del biogás a lo largo del tiempo.

La “hidrólisis” representa el paso de la materia sólida al lixiviado por degradación biológica de los compuestos orgánicos o por acciones de “arrastre” químico o físico. Se distinguen dos reacciones, según el tipo de materia que sufra el proceso.

Mientras en MODUELO 1 no se especifican los compuestos intermedios, ahora las sustancias biodegradables sólidas dan lugar directamente a ácido acético, amonio, ácido sulfhídrico, dióxido de carbono e hidrógeno en las proporciones que indican 1 y 2 (

TABLA 7.6). Se agrupan así en una etapa única los procesos de conversión de los complejos orgánicos en compuestos más sencillos, de formación de ácidos y compuestos intermedios a partir de éstos y su posterior transformación a acetato, CO_2 y H_2 . De esta manera pueden estimarse las cantidades de éstos últimos gases que emite el vertedero en las primeras etapas de degradación.

El acetato en este caso representaría la cantidad de este compuesto presente en el lixiviado más todos los compuestos intermedios que darán lugar al mismo antes de su metanización. Y su velocidad de aparición está controlada por la hidrólisis, una etapa típicamente limitante, junto con la metanización, en los procesos de formación de biogás a partir del residuo (El-Fadel *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 1993).

Se estima que en procesos de digestión anaerobia un 70% del metano es producido a partir de acetato (Zehnder *et al.*, 1982). Siguiendo el esquema de la FIGURA 7.6, cada mol de carbono a descomponer dará lugar aproximadamente a 2/3 de mol de carbono en forma de acetato y 1/3 de dióxido de carbono. La primera etapa de descomposición puede entonces modelizarse según 1 y 2 (

TABLA 7.6).

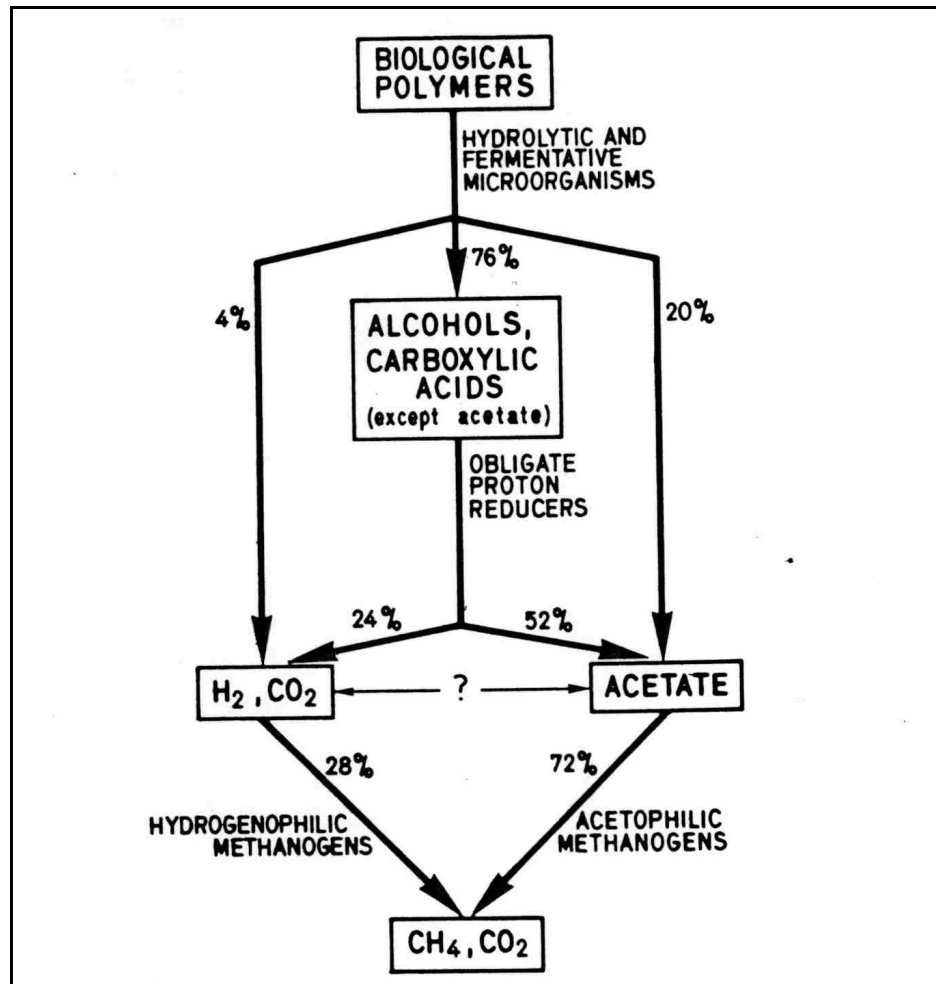


FIGURA 7.6. Flujo del sustrato en ecosistemas anaerobios (Zhender et al., 1982).

Por su parte la materia no biodegradable que es arrastrada no varía su composición, no dando lugar a subproductos específicos (3 y 4 en

TABLA 7.6), como se proponía para todos los compuestos en MODUELO 1.

El proceso final de descomposición transforma la materia en biogás y por eso se ha denominado “gasificación”. La creación de metano en sistemas biológicos se produce a través de dos vías (FIGURA 7.6): por utilización del acetato (metanógenos acetófilos) y por reducción del CO_2 con H_2 (metanógenos hidrogenófilos). Lee *et al.* (1993) y El-Fadel *et al.* (1996a) proponen simular la generación de metano por reducción del dióxido de carbono como una fracción de la producida a partir de acetato. Para ello se basan en el esquema de la FIGURA 7.6, según el cual el 28% del metano total en un sistema cerrado es generado en la vía hidrogenofílica, proviniendo el resto de la acetofílica. Sin embargo esto no significa que las cinéticas de metanización sean simultáneas. Cada una tendrá lugar en función de la presencia de los compuestos origen y las especies consumidoras, y por tanto de manera independiente. En este modelo se proponen dos transformaciones independientes (5 y 6 en la

TABLA 7.6), una para cada proceso de generación de metano.

Este nuevo planteamiento pretende resolver los problemas principales encontrados en las aplicaciones del modelo anterior (Lobo *et al.*, 2002), relacionado con la simulación de la contaminación nitrogenada y la composición del biogás. En MODUELO 1 el nitrógeno disuelto permanece en forma orgánica hasta que se produce la metanización. Esto da lugar a concentraciones de amonio menores que las observadas. En realidad la amonificación no es simultánea con la generación de metano, sino que se produce mucho antes. La etapa que retrasa la aparición del nitrógeno amoniacal disuelto es la hidrólisis de la materia orgánica y así se ha asumido en el nuevo modelo. En la “hidrólisis” se genera directamente NH₃ a partir del material biodegradable, mientras que el nitrógeno orgánico lixiviado solo corresponde a los compuestos no biodegradables arrastrados.

Por otro lado, al simular en una sola etapa todos los fenómenos de generación de gas que en realidad tienen lugar secuencialmente la composición del biogás simulado solo era sensible a los cambios en la “fórmula química” del material biodegradable. No se podían simular variaciones temporales y además se despreciaba la masa perdida como gas antes de la metanización, lo que conducía a valores de producción de metano por encima de los reales. El nuevo modelo trata de resolver esa dificultad introduciendo la generación de gas (CO₂ y H₂) en etapas previas dentro de la “hidrólisis”.

7.4.2.2 Cinéticas

Siguiendo MODUELO 1, todas las reacciones presentadas se desarrollan según cinéticas de primer orden respecto a la masa de sustancia a degradar.

β *Hidrólisis de las fracciones biodegradables rápidamente y lentamente hidrolizables con arrastre de una fracción no biodegradable.*

β

$$\frac{dMS_{rhh}}{dt} = -kh_r \cdot MS_{rhh} \quad (7.12)$$

$$\frac{dMS_{lhb}}{dt} = -kh_l \cdot MS_{lhb} \quad (7.13)$$

$$\frac{dMS_{rhnb}}{dt} = -f_{ar} \cdot \frac{dMS_{rhb}}{dt} = -f_{ar} \cdot kh_r \cdot MS_{rhb} \quad (7.14)$$

$$\frac{dMS_{lhnb}}{dt} = -f_{ar} \cdot \frac{dMS_{lhb}}{dt} = -f_{ar} \cdot kh_l \cdot MS_{lhb} \quad (7.15)$$

MS_{rhb} y MS_{lhb} : materia sólida biodegradable, rápidamente hidrolizable y lentamente hidrolizable respectivamente;

kh_r y kh_l sus respectivas tasas de hidrólisis (d^{-1});

MS_{rhnb} : materia sólida orgánica no biodegradable de los componentes rápidamente hidrolizables;

MS_{lhnb} : materia sólida orgánica no biodegradable de los componentes lentamente hidrolizables;

f_{ar} : coeficiente de arrastre de materia inerte en la hidrólisis.

TABLA 7.6. Reacciones de degradación del residuo según MODUELO 2.

Nº REF.	DESCRIPCIÓN	TRANSFORMACIÓN	VELOCIDAD
1	Hidrólisis del material rápidamente hidrolizable biodegradable	$Cc_{rhh}Hh_{rhh}Oo_{rhh}Nn_{rhh}Ss_{rhh} + \frac{4.c_{rhh} - 3.o_{rhh}}{3} H_2O \rightarrow \frac{c_{rhh}}{3} CH_3COOH + \frac{c_{rhh}}{3} CO_2 +$ $+ \frac{4.c_{rhh} + 3.h_{rhh} - 9.n_{rhh} - 6.o_{rhh} - 6.s_{rhh}}{6} H_2 + n_{rhh}NH_3 + s_{rhh}SH_2$	$kh_r \cdot MS_{rhh}$
2	Hidrólisis del material lentamente hidrolizable biodegradable	$Cc_{lhb}Hh_{lhb}Oo_{lhb}Nn_{lhb}Ss_{lhb} + \frac{4.c_{lhb} - 3.o_{lhb}}{3} H_2O \rightarrow \frac{c_{lhb}}{3} CH_3COOH + \frac{c_{lhb}}{3} CO_2 +$ $+ \frac{4.c_{lhb} + 3.h_{lhb} - 9.n_{lhb} - 6.o_{lhb} - 6.s_{lhb}}{6} H_2 + n_{lhb}NH_3 + s_{lhb}SH_2$	$kh_l \cdot MS_{lhb}$
3	Arrastre de material no biodegradable en la hidrólisis rápida	$Cc_{rhn}Hh_{rhn}Oo_{rhn}Nn_{rhn}Ss_{rhn} \rightarrow Cc_{nb}Hh_{nb}Oo_{nb}Nn_{nb}Ss_{nb} (disueltos)$	$f_{ar} \cdot kh_r \cdot MS_{rhh}$
4	Arrastre de material no biodegradable en la hidrólisis lenta	$Cc_{lhn}Hh_{lhn}Oo_{lhn}Nn_{lhn}Ss_{lhn} \rightarrow Cc_{nb}Hh_{nb}Oo_{nb}Nn_{nb}Ss_{nb} (disueltos)$	$f_{ar} \cdot kh_l \cdot MS_{lhb}$
5	Metanogénesis acetofílica	$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$	$K_{ac} \cdot AC$
6	Metanogénesis hidrogenofílica	$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	$k_{H_2} \cdot H_2$

Las tasas de hidrólisis, como en el modelo original, tendrán la forma (7.16) donde kh es la tasa máxima de hidrólisis y FH el factor de influencia de la humedad. Se ha modificado el factor de variación de este parámetro para acotar la hidrólisis entre valores de humedad que realmente puedan darse en vertederos. La adoptada inicialmente en MODUELO, como las propuestas por Williams *et al.* (1987) o Young (1995), sólo anulan la hidrólisis para contenido de humedad 0, que no puede darse nunca en condiciones reales.

La ley variación de FH , en tres tramos lineales se mantiene, dependiendo ahora del porcentaje de humedad sobre la mínima relativo al intervalo total de variación de la misma (humedad de saturación menos la mínima, que en MODUELO se ha aproximado como la mitad de la capacidad de campo). En la FIGURA 7.7 se presenta un ejemplo de esta variación de FH con la humedad.

$$kh = kh'.FH. \quad (7.16)$$

$$P = \frac{w - w_{cc}}{w_{SAT} - w_{CC}} \quad (7.17)$$

TABLA 7.7. Valores del factor de influencia de la humedad sobre la hidrólisis

P(%)	Coeficiente FH
$0 < P < 15$	0
$15 < P < 35$	$(P-15)/80$
$35 < P < 65$	$0.25 + (P-35)/60$
$65 < P < 90$	$0.75 + (P-65)/100$
$90 < P$	1

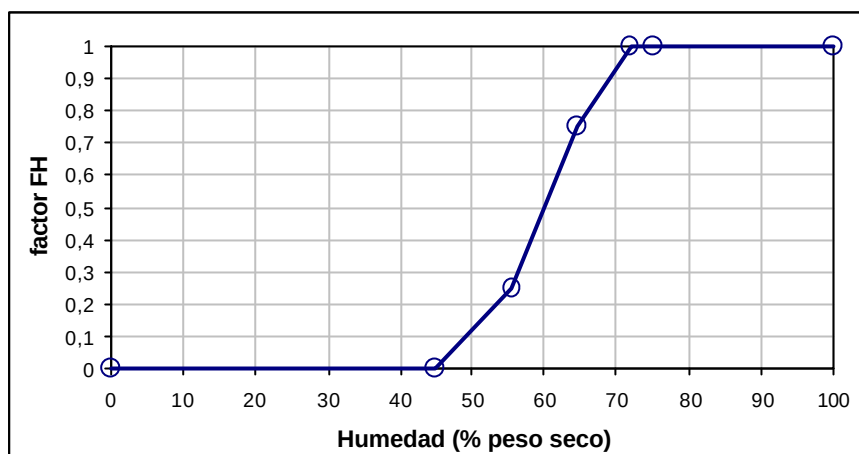


FIGURA 7.7. Variación de FH con la humedad del residuo

(ejemplo para $w_{CC}= 45\%$ y $w_{SAT}= 75\%$)

Se conserva además del modelo original el concepto de “tiempo de activación”, que representa dos realidades que se dan en el vertedero. Existe cierto retraso en los procesos de degradación respecto a la situación ideal en que el sólido está completamente rodeado de agua y microorganismos que realizan un ataque enzimático inmediato. Los residuos han de ser colonizados una vez depositados (Pohland, 1975), y no siempre pueden serlo con igual facilidad (dependerá de su estado de mezcla con antiguos residuos, trituración, encerramiento en bolsas, existencia o no de recirculación en el vertedero,...). Este retardo inicial se ve incrementado por un período de aclimatación, tiempo que los microorganismos necesitan para acostumbrarse al nuevo sustrato, que variará según el residuo sea más o menos fácilmente degradable. La suma de estos dos períodos para las sustancias rápidamente y lentamente hidrolizables respectivamente, da como resultado el parámetro “tiempo de activación” correspondiente ($t_{act,r}$ y $t_{act,l}$).

β Gasificación

El biogás está formado por el H_2 , CO_2 y CH_4 generados en la primera, primera y segunda y segunda etapas respectivamente. Las cinéticas de generación y consumo de estos compuestos dependen de la presencia de H_2 en el sistema. En MODUELO, a falta de un modelo de transporte de gases en la masa de residuos, se asume que todo el gas generado en un paso de tiempo es liberado al final del mismo. Esta simplificación del cálculo implica que la vía metanogénica utilizadora de H_2 está

limitada por la cantidad de H₂ liberada en la hidrólisis en el mismo intervalo de tiempo. Resolviendo numéricamente, si se cumple (7.18) no hay limitación por presencia del compuesto sino por la capacidad de consumo de los microorganismos, y el hidrógeno transformado en metano en ese paso de tiempo será (7.19). En caso contrario sería (7.20). En ambas circunstancias las cinéticas de liberación de los tres gases serán (7.21), (7.22) y (7.23).

$$\frac{4.c_{rhh} + 3.h_{rhh} - 9.n_{rhh} - 6.o_{rhh} - 6.s_{rhh}}{6} .kh_r .MS_{rhh} + \frac{4.c_{lhb} + 3.h_{lhb} - 9.n_{lhb} - 6.o_{lhb} - 6.s_{lhb}}{6} .kh_l .MS_{lhb} > 4.kH_2 .H_2 \quad (7.18)$$

$$H_2met = 4.kH_2 .H_2 .\Delta t \quad (7.19)$$

$$H_2met = \left(\frac{4.c_{rhh} + 3.h_{rhh} - 9.n_{rhh} - 6.o_{rhh} - 6.s_{rhh}}{6} .kh_r .MS_{rhh} + \frac{4.c_{lhb} + 3.h_{lhb} - 9.n_{lhb} - 6.o_{lhb} - 6.s_{lhb}}{6} .kh_l .MS_{lhb} \right) \Delta t \quad (7.20)$$

$$\frac{\Delta CH_4}{\Delta t} = k_{ac} .AC + \frac{H_2met}{4.\Delta t} \quad (7.21)$$

$$\frac{\Delta CO_2}{\Delta t} = \frac{c_{rhh}}{3} .kh_r .MS_{rhh} + \frac{c_{lhb}}{3} .kh_l .MS_{lhb} + k_{ac} .AC - \frac{H_2met}{4.\Delta t} \quad (7.22)$$

$$\frac{\Delta H_2}{\Delta t} = \frac{4.c_h + 3.h_h - 9.n_h - 6.o_h - 6.s_h}{6} .kh_r .MS_{rhh} + \frac{4.c_h + 3.h_h - 9.n_h - 6.o_h - 6.s_h}{6} .kh_l .MS_{lhb} - \frac{H_2met}{\Delta t} \quad (7.23)$$

CH₄, CO₂, H₂ y AC: cantidad de metano, dióxido de carbono, hidrógeno y acetato en la celda

k_{ac}: tasa de producción de metano a partir de acetato (d⁻¹)

kH₂: tasa de producción de metano a partir de hidrógeno (d⁻¹)

La TABLA 7.9, presenta en forma de matriz de Petersen, el modelo descrito aquí.

En la TABLA 7.8 se resumen los cambios propuestos para el modelo de degradación de MODUELO que se han ido describiendo en estos apartados.

TABLA 7.8. Resumen de cambios en el modelo MODUELO de degradación.

CONCEPTO	MODUELO 1	MODUELO 2
CARACTERIZACIÓN DEL RESIDUO		
Fracciones según biodegradabilidad	Inerte Hidrolizable gasificable Hidrolizable no gasificable	Biodegradable No biodegradable
Fracciones según biodegradabilidad	Lentamente hidrolizable Rápidamente hidrolizable	= =
“Fórmula química”	CHONS cenizas	CHONS (no considera fracciones inorgánicas)
Fracción “lixiviable” no “gasificable”	f_{hidro}	f_{ar}
Fracción “gasificable”	$f_{\text{hidro}} \cdot f_{\text{bio}}$	f_{bio}
Limitación “local” a la degradación	$k_{\text{hidro}}, k_{\text{bio}}$	f_{ac}
PROCESOS DE DEGRADACIÓN		
<i>Hidrólisis (primer orden)</i>		
Productos	CHONS biod. disuelto CHONS no biod. disuelt	CH_3COOH , CO_2 , H_2 , NH_3 , SH_2 CHONS no biod. dis.
<i>Gasificación (primer orden)</i>		
Producción de metano	Conversión total de CHONS biod. disueltos	Consumo de acetato y de CO_2 y H_2

7.4.3 Transporte de contaminantes

Para simular el movimiento de los contaminantes en el agua se conservan los modelos de mezcla completa adoptados en el algoritmo original. Igualmente se cuantifica el gas producido en cada paso de tiempo como liberado al exterior instantáneamente.

TABLA 7.9. Parámetros del modelo de degradación propuesto

Parámetro	Descripción
f_{bio}	Fracción biodegradable del componente considerado
f_{ac}	Fracción de la parte biodegradable accesible al ataque de los microorganismos
kh_r	Máxima velocidad de hidrólisis rápida (d^{-1})
kh_l	Máxima velocidad de hidrólisis lenta (d^{-1})
$t_{\text{act},r}$	Tiempo de activación de la hidrólisis de los compuestos rápidamente biodegradables (años)
$t_{\text{act},l}$	Tiempo de activación de la hidrólisis de los compuesto lentamente biodegradables (años)
f_{ar}	Factor de arrastre: fracción de material inerte arrastrada por unidad de masa de material biodegradable hidrolizada
ka_c	Velocidad de producción de metano a partir de acetato (d^{-1})
kh_2	Velocidad de producción de metano a partir de hidrógeno (d^{-1})

TABLA 7.10. Matriz de procesos del modelos de degradación de MODUELO 2.

	Materia Sólida Biodegradable Rápidamente Hidrolizable $C_{rnb}H_{rnb}O_{rnb}N_{rnb}S_{rnb}$	Materia Sólida Biodegradable Lentamente Hidrolizable $C_{lnb}H_{lnb}O_{lnb}N_{lnb}S_{lnb}$	M. S. No Biodegradable de componentes rápidamente hidrolizables $C_{rnhb}H_{rnhb}O_{rnhb}N_{rnhb}S_{rnhb}$	M. S. No Biodegradable de componentes lentamente hidrolizables $C_{lnhb}H_{lnhb}O_{lnhb}N_{lnhb}S_{lnhb}$	Agua	Acetato	Dióxido de carbono gas	Hidrógeno gas	Amonio disuelto	Ácido sulfhídrico disuelto	Metano gas	Materia disuelta no biodegradable	
Procesos/Variables	MS_{rnb}	MS_{lnb}	MS_{rnhb}	MS_{lnhb}	H_2O	CH_3COOH	CO_2	H_2	NH_3	SH_2	CH_4	MD_{nb}	Tasa
Hidrólisis rápida	-1	-	- f_{ar}	-	- b_{rnb} (1)	$c_{rnb}/3$	$c_{rnb}/3$	a_{rnb} (2)	n_{rnb}	s_{rnb}	-	f_{ar}	$kh_r.MS_{rnb}$
Hidrólisis lenta	-	-1	-	- f_{ar}	- b_{lnb} (1)	$c_{lnb}/3$	$c_{lnb}/3$	a_{lnb} (2)	n_{lnb}	s_{lnb}	-	f_{ar}	$kh_l.MS_{lnb}$
Metanogénesis acetofílica	-	-	-	-	-	-1	1	-	-	-	1	-	$kac.AC$
Metanogénesis hidrogenofílica	-	-	-	-	2	-	-1	-4	-	-	1	-	$kH_2.H_2$

$$(1) b_{hb} = \frac{4.c_{hb} - 3.o_{hb}}{3}$$

$$(2) a_{hb} = \frac{4.c_{hb} + 3.h_{hb} - 9.n_{hb} - 6.o_{hb} - 6.s_{hb}}{6}$$

7.5 COMPARACIÓN CON EL MODELO ANTERIOR

7.5.1 Simulación de una celda cerrada

Como primer paso para contrastar el modelo propuesto se ha simulado la degradación de los residuos urbanos en un caso ideal, en condiciones más sencillas que las de un vertedero real. Para ello se ha tomado una celda cerrada, en la que no existen aportes (ni extracción) de agua ni residuos, de 14x14 m² en planta y 1'9 m de altura de residuos con densidad 0'9 T/m³ y humedad del 48% en peso seco, que puede representar la capacidad de campo de los residuos. Se tienen en este ejemplo, por tanto, 226459 T de residuo con 108701 T de agua. Se ha supuesto una composición del residuo similar a la de Meruelo I, quedando definida su biodegradabilidad por las proporciones que se resumen en la TABLA TABLA 7.1.

Los parámetros del modelo de biodegradación se han ido variando para ajustar los resultados a datos de tendencia general encontrados en la bibliografía, que pueden resumirse en los siguientes criterios:

- Ajuste de las curvas de evolución de la contaminación generada a las publicadas por Pohland *et al.* (1985), que han servido como referencia en muchos otros trabajos de distintos autores y que aquí se presentan en la FIGURA 7.2. Esta gráficas muestran de forma “semicuantitativa” (se cuantifican los porcentajes relativos pero no se acota el tiempo ni las concentraciones en el líquido) la evolución de la composición del biogás y las sustancias disueltas generadas en la degradación anaerobia de los residuos.

- A los 30 años las emisiones han de estar ya muy atenuadas, como es habitual en vertederos reales (Ehrig et al., 2001).

- El CH₄ generado vía hidrógeno al cabo de ese tiempo (30 años) es aproximadamente el 28% del CH₄ total.

- Los valores resultantes se ajustan a los rangos encontrados en publicaciones de otros autores.

Así, tras varias pruebas, se adoptaron los valores que aparecen en la TABLA 7.11. Hay que considerar que los resultados obtenidos variarían si el residuo fuese más degradable o su composición fuese diferente: por ello se han adoptado criterios generales de tendencias más que valores absolutos en esta calibración. Con estas hipótesis se realizaron dos simulaciones iniciales de 4000 días (casi 11 años), una con el modelo MODUELO inicial y otra con el nuevo, que permiten comparar ambos planteamientos.

TABLA 7.11. Valores de los parámetros de biodegradación adoptados en la simulación de la celda cerrada.

Parámetro	Valor adoptado
$t_{act,r}$ (d)	0
$t_{act,l}$ (d)	365
kh_r (d ⁻¹)	0'00500
kh_l (d ⁻¹)	0'00025
kac (d ⁻¹)	0'00050
kH_2 (d ⁻¹)	0'08000

En la FIGURA 7.8 se recogen los resultados de las simulaciones con MODUELO 1 y MODUELO 2. Se comprueba que el descenso en la masa de residuo en fase sólida es igual en ambas gráficas, puesto que los modelos son iguales. La contaminación en el lixiviado no es directamente comparable salvo tras una sencilla transformación: C_{bio} en MODUELO 1 es $3/2$ del AC del nuevo modelo. Ambos muestran el mismo ascenso pronunciado consecuencia de la hidrólisis y un descenso más suave al irse consumiendo en la metanogénesis. Esta desaparición es más rápida en MODUELO 1 al ser la cinética directamente proporcional al C_{bio} , presente en mayor cantidad que el AC en MODUELO 2.

En cuanto al biogás las tendencias son muy diferentes. En el modelo anterior su aparición se va incrementando a medida que aumenta la materia orgánica disuelta para su metanización, mientras que en el nuevo se genera CO_2 desde el principio de la biodegradación. Por otro lado en el primero CH_4 y CO_2 aparecen simultáneamente (lo que constituyó una de las razones para modificar el modelo), siendo siempre, para

la composición simulada en este caso, el volumen de metano superior al CO_2 , lo cual en realidad sólo se produce una vez alcanzada la fase de metanización.

Para comparar con las gráficas de referencia se han representado las proporciones que cada componente representa en el biogás a lo largo del tiempo. La presencia inicial en la celda de gases atmosféricos no se contempla en MODUELO, puesto que en estas versiones sólo se incluye el factor de producción de gas y no de transporte. Por este motivo en la parte inicial en las gráficas no se parece en absoluto, pues para ello deberían considerarse en las de referencia únicamente las fracciones relativas en la mezcla hidrógeno-dióxido de carbono-metano, como se hace en MODUELO.

La relación metano – dióxido de carbono generados en MODUELO 2 responde aproximadamente a lo esperado. Sin embargo se observa una gran punta inicial de producción de hidrógeno gaseoso que en principio no está justificada. Esta gran producción inicial de gas que predice el modelo podría aparecer atenuada si no se agrupasen todos los procesos secuenciales de descomposición de la materia orgánica hidrolizada en subproductos cada vez más simples en un solo paso. De todas maneras hasta la fecha no se han publicado resultados de modelos de degradación de residuos que se ajusten a la evolución mostrada en las curvas de Pohland y tampoco proliferan registros experimentales de gas en las primeras etapas de descomposición del residuo que permitan ajustar los modelos adecuadamente.

Muchos autores no incluyen el hidrógeno como variable (sólo modelizan, en la fase gaseosa, el CO_2 y el CH_4) ni consideran la vía del hidrógeno en la generación de metano. Otros (Lee *et al.*, 1993 y El-Fadel *et al.*, 1996) incluyen una metanización hidrogenofílica como productora de una fracción del metano total, calculado a partir de la acetoclástica, ahorrándose así la simulación del H_2 . Y los autores que llegan a incluir el gas como variable no obtienen resultados satisfactorios en su simulación. El modelo Oxford (Young, 1995) aplicado a una celda ideal predice concentraciones de hidrógeno en la fase gaseosa hasta del 50%, mayores de las habitualmente observadas (según el autor la presión parcial del hidrógeno en instalaciones reales no suele superar el 20%, aunque en alguna ocasión ha llegado al 40%). Swarbrick y Lethlean (2001), en la validación de su modelo “termodinámico” de degradación en el vertedero en un reactor de laboratorio obtienen concentraciones de H_2 simuladas “menores de las esperadas”, aunque no tienen datos experimentales para contrastar.

Shelley et al. (2001) aplican su “complicado” modelo a la degradación de una celda imaginaria de residuo urbano de $1000 \times 1000 \times 3 \text{ m}^3$. En la prueba inicial obtienen una generación de hidrógeno “anormalmente elevada”, que provoca valores relativos del 80% en la mezcla gaseosa. En busca de proporciones relativas entre especies gaseosas acordes con las gráficas de referencia prueban a introducir una tasa de consumo de H_2 de primer orden, suponer que parte del hidrógeno de la materia compleja se libera formando sustancias distintas del H_2 , e incorporar la inhibición de los procesos generadores de hidrógeno por presencia del mismo. Con la segunda opción obtienen curvas muy aproximadas a las buscadas, pero no la aceptan alegando que una menor producción de H_2 disminuye la generación de CH_4 . Estos autores concluyen que para obtener un balance como el de referencia en la generación de H_2 y CO_2 ha de simularse una vía de descomposición de los compuestos orgánicos que generadora de CO_2 y no de hidrógeno que predomine sobre el resto, pero no llegan a resolver el problema. Únicamente Haarstric et al. (2001) obtienen evoluciones para el hidrógeno que aparentan aproximarse a las publicadas por Pohland *et al.* (1985). Sin embargo las curvas que muestran esta evolución representan la variación de la concentración del gas en una celda cerrada, que dista mucho de la concentración del mismo en la mezcla de gases generados. Al no permitir su salida el hidrógeno acumulado va siendo consumido por los metanógenos, y por eso se produce un descenso rápido tras la producción inicial.

La desviación de los resultados de simulación con MODUELO 2 respecto a las curvas teóricas puede deberse a varias razones, entre las que se encuentran los efectos de solubilidad del hidrógeno en el lixiviado o a la existencia de un sumidero biológico de H_2 distinto de la metanogénesis. Para contrastar estas hipótesis se han realizado tres nuevas simulaciones modificando el modelo MODUELO 2:

- a) Considerando la capacidad de disolución de los gases en el líquido (el modelo aplicado para simulación del equilibrio gaseoso se presenta en el apartado siguiente).
- b) Suponiendo la celda cerrada (no se permite la liberación del gas producido).
- c) Incorporando el efecto de un fenómeno desconocido que consume el 92% del hidrógeno generado.

Los resultados obtenidos con estas tres modificaciones se presentan en la FIGURA 7.9.

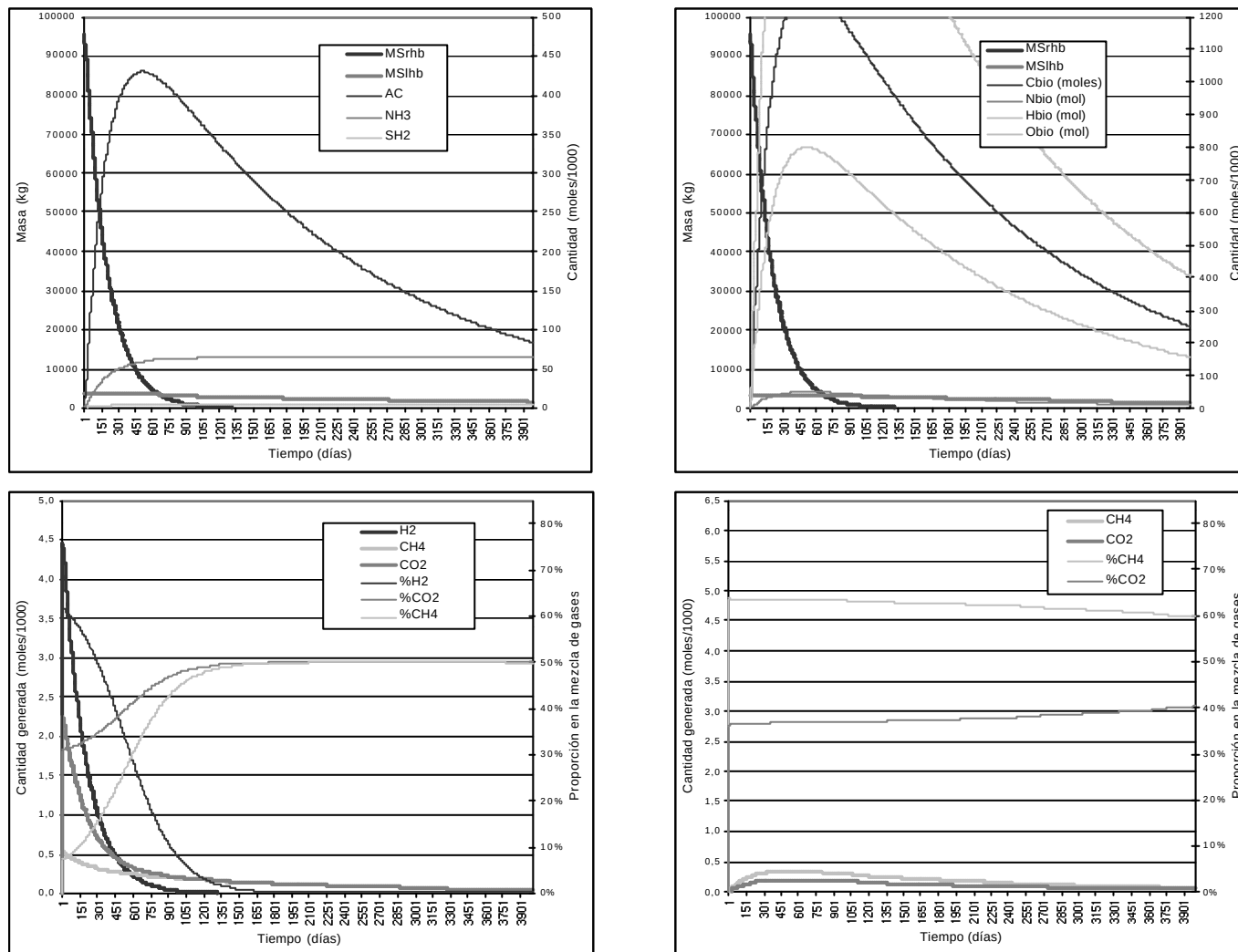


FIGURA 7.8. Evolución de la degradación de los residuos (materia sólida, contaminantes disueltos y biogás) en una celda cerrada según los modelo MODUELO 1 (derecha) y MODUELO 2 (izquierda).

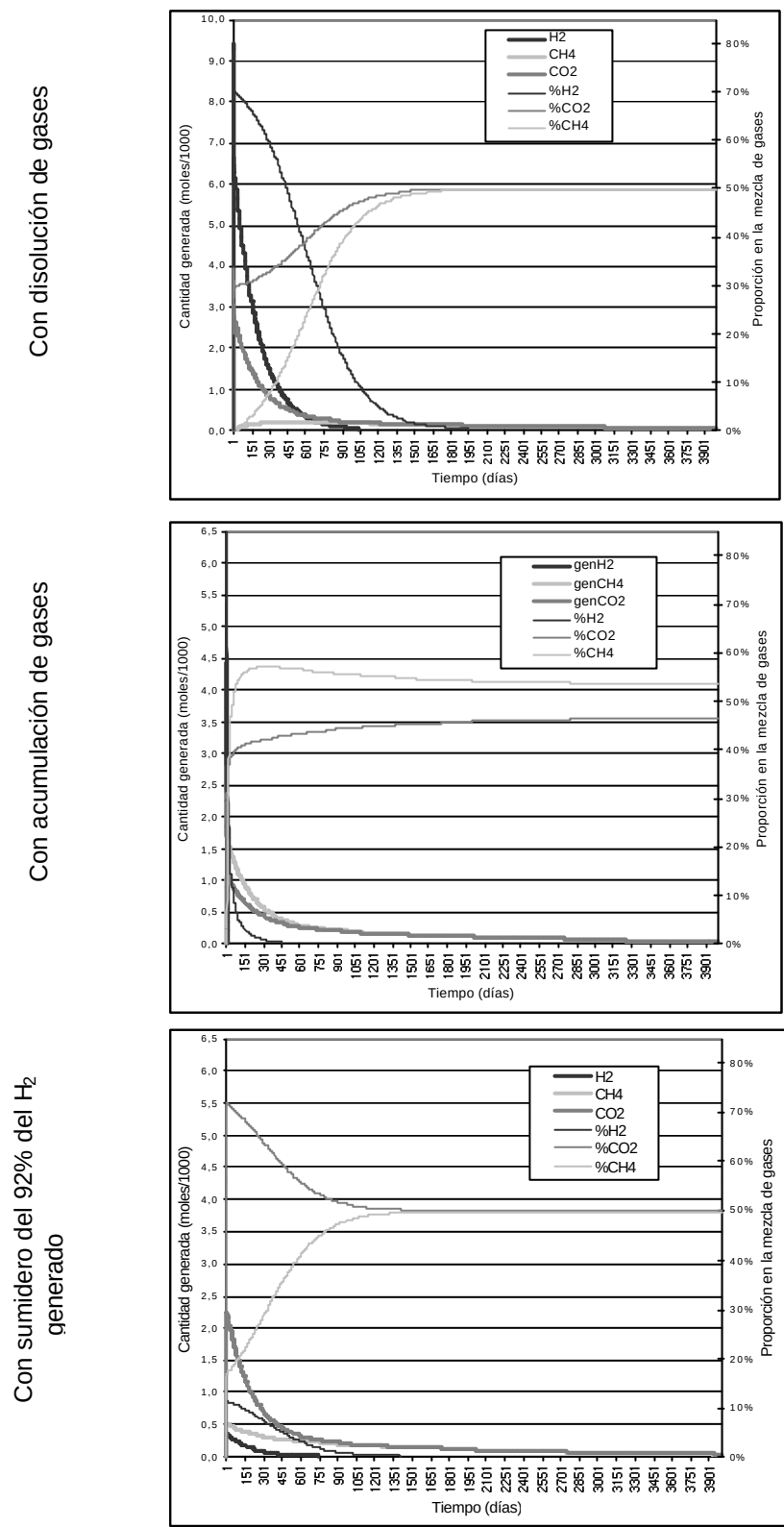


FIGURA 7.9. Resultados de las simulaciones de la celda cerrada con MODUELO 2 modificado.

En los casos a) y b) la alta generación de H_2 se mantiene. Cuando hay acumulación en la celda (caso b) el H_2 disminuye más rápidamente, pues se acelera su consumo, dando lugar a cantidades mucho mayores de CH_4 por esta vía (ver TABLA 7.12). En el caso contrario, en que el equilibrio entre fase gaseosa y líquida es instantáneo, no existe H_2 disuelto suficiente para la metanogénesis. En realidad tanto la generación como la liberación del gas se produce gradualmente. El H_2 que se va creando puede ser utilizado para reducir el CO_2 antes de salir de la celda. Por eso se considera adecuada la simplificación de considerar como disponible para metanización en cada paso de tiempo el hidrógeno que se ha generado en el mismo. Y no se modeliza su disolución (tampoco en trabajos de otros autores) porque no afecta significativamente a los procesos de degradación; un modelo de este tipo deberá incluir además una cinética de equilibrio entre fases para tener en cuenta las velocidades de liberación frente a la de utilización.

TABLA 7.12. Cantidades de gas liberado de la celda cerrada, acumuladas al día 4000, según los distintos modelos estudiados.

Modificación/Gas liberado (moles)	MODELO 2	Disolución	Acumulación	Eliminación
CO_2	965	1068 ‘	742	1029
H_2	893	1314 ‘	47	92
CH_4 de acetato*	515	515	515	515
CH_4 de hidrógeno*	105	0	329	41
CH_4 total	620	512 ‘	844	556

(*) Cantidades generadas

(‘) Cantidades liberadas

En el caso “Eliminación” la evolución de las proporciones relativas entre los gases producidos reproducen muy aproximadamente las gráficas de referencia a partir de un máximo de CO_2 y H_2 sobre el 80 y el 15% respectivamente. Este resultado coincide cualitativamente con el de Shelley et al. (2001), ya comentado, que consiguen un aire adecuado en sus curvas de simulación con la hipótesis de desviación del 20% del hidrógeno producido hacia otros compuestos diferentes al H_2 . Aceptar esta hipótesis supondría incluir otro compuesto en la fórmula 1 de hidrólisis presentada en la

TABLA 7.6 que se lleve el 92% del H_2 generado sin alterar la cantidad de CO_2^3 , lo que reduce la cantidad global de metano generado (TABLA 7.12). Para aceptar este hecho es necesaria mayor información experimental.

Sin modificar el modelo, considerando sólo el dióxido de carbono y el metano generados, se obtienen unas curvas de evolución como las de la FIGURA 7.10, que sí recuerdan a las tendencias habituales, con el volumen de dióxido de carbono descendente respecto al metano a medida que se impone la fase de metanización.

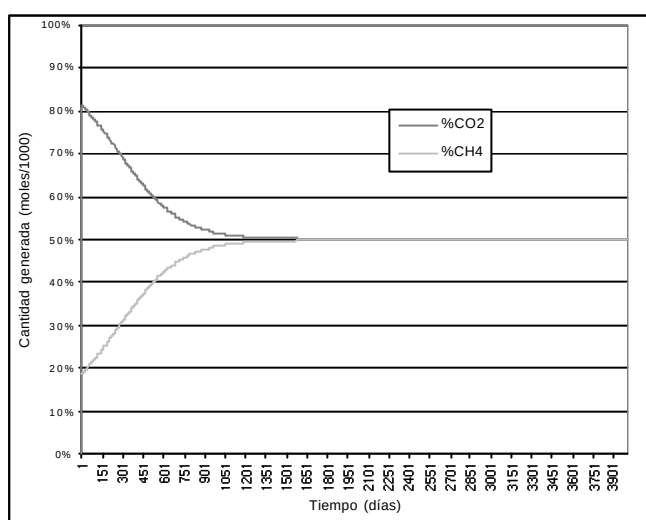


FIGURA 7.10. Fracción de cada gas en el conjunto $CO_2 + CH_4$ generados según MODUELO 2.

Finalmente también puede criticarse la posición del máximo en las curvas de generación de metano, al principio de la degradación.

En realidad puede producirse un retardo: depende del tipo de residuo y de la secuencia de colocación en el vertedero. En el modelo se modificará con la clasificación de los componentes del residuo en rápidamente y lentamente biodegradables y con el tiempo de activación de cada clase. Por otro lado en la

³ Esto significa precisamente potenciar la producción del CO_2 frente al H_2 como creen necesario Shelley et al. (2001).

comparación con otras curvas publicadas tener en cuenta que en vertedero es la suma de una serie de curvas como la presentada.

7.5.2 Modelo de equilibrio gaseoso empleado en el caso a)

Si se pretende simular la liberación de dióxido de carbono e hidrógeno gaseoso al descomponerse las sustancias sólidas quedando una parte disuelta para su posterior utilización por organismos metanogénicos es necesario tener en cuenta su solubilidad en el medio.

La concentración de equilibrio de un gas disuelto en agua en contacto con una fase gaseosa viene dada por la ley de Henry (7.24).

$$C_{Li} = C_{gi} \cdot K_H \quad (7.24)$$

Donde C_{gi} : concentración del gas disuelto i en el líquido en condiciones de equilibrio; C_{gi} : concentración del gas i en la fase gaseosa; K_H : constante de Henry expresada en mol/L/mol/L, por ejemplo.

La concentración de cada gas en el líquido dependerá de su participación en la mezcla gaseosa y la presión total a que ésta se encuentre.

Aplicando la ley de continuidad o de conservación de la masa del gas en una celda del vertedero modelizado, se tiene (7.25) para la fase gaseosa y (7.26) en la fase líquida. Se asume que la presión total en la fase gaseosa, saturada de vapor de agua, se mantiene constante e igual a la atmosférica, que es lo mismo que suponer que el volumen total de gas en la misma se mantiene constante (7.27). El gas generado desplaza la mezcla existente en los poros, provocando una liberación total de " L " moles (7.28) que se produce instantáneamente.

$$\frac{d(q \cdot C_{gi})}{dt} = q \cdot \frac{dC_{gi}}{dt} + C_{gi} \cdot \frac{dq}{dt} = gi - li \quad (7.25)$$

$$\frac{d(w \cdot C_{Li})}{dt} = w \cdot \frac{dC_{Li}}{dt} + C_{Li} \cdot \frac{dw}{dt} = bi - gi \quad (7.26)$$

θ es la porosidad “libre de agua” ($\omega_{SAT} - \omega$); C_{gi} : concentración del gas i en la fase gaseosa (mol/m^3); g_i : tasa de gasificación del gas disuelto i ($\text{mol}/\text{m}^3/\text{d}$); l_i : tasa a la que el gas i es liberado ($\text{mol}/\text{m}^3/\text{d}$); ω : humedad de la celda (vol/vol); CL_i : concentración del gas disuelto i en la fase líquida (mol/m^3); b_i : tasa de generación de la sustancia gaseosa i ($\text{mol}/\text{m}^3/\text{d}$);

$$\sum \left(\frac{dC_{gi}}{dt} \right)_t = 0 \quad (7.27)$$

$$Li(t) = \frac{C_{gi}(t)}{\sum C_{gi}(t)} \cdot L(t) \quad (7.28)$$

En el programa los cálculos se plantean en términos de moles de sustancia por celda. Según el algoritmo general, del módulo hidrológico se obtiene la variación de masa de cada sustancia gaseosa disuelta como consecuencia del flujo líquido, así como la variación en el contenido de agua y el volumen de poros libre. En el paso de tiempo de gas $\frac{dq}{dt} = \frac{dw}{dt} = 0$, siendo conocidas las ω' y θ' correspondientes al nuevo paso, siendo las anteriores ω y θ . Se asume además que el equilibrio entre concentraciones gaseosa y líquida se establece instantáneamente. La conservación de la sustancia gaseosa en el volumen de la celda implica que la cantidad de moles disueltos más los de la mezcla gaseosa del nuevo paso de tiempo resultan de sumar a las cantidades presentes previamente la generada menos la liberada (7.29). Las ecuaciones de contorno en estos términos son (7.30) y (7.31), puesto que el número de moles presente en la fase gaseosa se mantiene constante y la cantidad liberada de cada sustancia será proporcional a su participación en la mezcla. Hallando L como sumatorio de las cantidades liberadas de cada compuesto se llega a (7.32), donde R es la constante universal de los gases ($\text{L.atm}/\text{mol}/^\circ\text{K}$) y T la temperatura absoluta ($^\circ\text{K}$)⁴.

⁴ En el caso particular estudiado se ha tomado $R = 0.082057 \text{ L.atm}/\text{mol}/^\circ\text{K}$ y una temperatura de 298°K .

$$M'_{gi} + M'_{Li} = M'_{gi} \left(1 + \frac{K_{Hi} \cdot w'}{q'} \right) = M_{gi} + M_{Li} + B_i - L_i$$

(7.29)

M_{gi} : moles de sustancia i en la fase gaseosa; M_{Li} : moles de sustancia i disueltos en la fase líquida. Para ambas variables el superíndice "" corresponde al resultado de los fenómenos que tienen lugar en el paso de tiempo considerado, para distinguirlo de los valores iniciales, que no llevan superíndice. B_i : moles de sustancia generados en el paso de tiempo; L_i : moles de sustancia liberados en el paso de tiempo.

$$\Sigma M'_{gi} = \frac{q'}{q} \Sigma M_{gi}$$

(7.30)

$$L_i = \frac{M_{gi}}{\Sigma M_{gj}} L$$

(7.31)

$$L = \Sigma \frac{q - K_{Hi} \cdot w'}{q'} \cdot M_{gi} + \Sigma B_i + \Sigma M_{Li} - \frac{q \cdot V}{R \cdot T}$$

(7.32)

Despejando la cantidad gaseosa de la ecuación de continuidad se tiene (7.33), y directamente por equilibrio (7.34).

$$M'_{gi} = \frac{M_{gi} - L_i + B_i + M_{Li}}{1 + \frac{K_{Hi} \cdot w'}{q'}}$$

(7.33)

$$M''_{Li} = M'_{gi} \frac{K_{Hi} \cdot w'}{q'}$$

(7.34)

Antes hay que recordar la hipótesis adoptada en este modelo, de mantenimiento de la presión en 1 atmósfera. En el vertedero se producen variaciones locales de presión en zonas aisladas y también en el seno de espesores saturados pero para aumentar significativamente la solubilidad de los gases deberían producirse situaciones excepcionales de inundación de grandes alturas, lo cual es poco

probable⁵. Por este motivo los modelos de degradación en vertedero no incluyen la disolución de los gases entre los fenómenos simulados.

⁵ No se olvide que la solubilidad es directamente proporcional a la presión parcial de gas y que una atmósfera equivale aproximadamente a 10 metros columna de agua, de manera que para doblar la cantidad disuelta de equilibrio ha de darse una profundidad de 10 m de agua.

8 MODELO DE TEMPERATURAS

8.1 LA TEMPERATURA DE LOS VERTEDEROS: IMPORTANCIA

8.1.1 Introducción

En Yoshida *et al* (1997a y 1997b) se indica que muchos investigadores han destacado a la temperatura como factor importante en los fenómenos químicos, físicos y biológicos de un vertedero de residuos urbanos. Entre otros, cita a Cecchi (1993), que indica que la digestión anaerobia de los RSU puede acelerarse más activamente en condiciones termofílicas que en condiciones mesofílicas y a Rowe (1998), que obtuvo que la temperatura en el sistema de recogida de lixiviados tiene un efecto significativo en la tasa de obturación del sistema.

Rees (1980) propone que la producción de metano en los vertederos puede ser optimizada mediante control de la temperatura, y Collins (1993) establece una temperatura máxima en el vaso del vertedero de unos 65°C, pudiendo ese incremento de temperatura inducir la ruptura de las capas de sellado.

El-Fadel (1999) establece que la predicción y el control de la temperatura en los vertederos es esencial para asegurar la normal generación y recuperación del biogás y para mejorar los procesos de estabilización en el mismo.

Dach y Jager (1995) indican que “el perfil de temperaturas en el cuerpo de un vertedero puede verse como un parámetro que controla la biodegradación microbológica”. Las temperaturas óptimas para la generación de gas en el rango mesofílico estarían entre 30 y 40 °C, y en el termofílico entre 50 y 60 °C. Las temperaturas claramente superiores a los 60 °C causarían una fuerte disminución en la producción del gas.

Young (1992) establece que la temperatura máxima en un vertedero depende de su profundidad, y hace una serie de recomendaciones sobre la altura adecuada del vertedero para alcanzar unas temperaturas óptimas. Para establecer unas condiciones termofílicas que favorezcan la metanogénesis y aceleren el proceso, propone incluso calentar el vertedero introduciendo agua caliente o vapor empleando como combustible el propio metano.

Aguilar –Juárez et al. (1999) proponen diseñar las operaciones en los vertederos de forma que la fase aerobia, asociada a una fuerte generación de calor, sirva como arranque térmico para la población anaerobia, especialmente durante el periodo invernal.

Sin embargo, pocos son los estudios teóricos llevados a cabo sobre la temperatura en los vertederos. Yoshida et al. (1997a y 1997b) cita las siguientes causas:

- La temperatura ha sido reconocida como un factor importante recientemente
- La teoría del transporte de calor en vertederos no es bien conocida
- Las propiedades físicas y térmicas de los vertederos son menos conocidas

El objetivo que se plantea con MODUELO es incorporar un módulo de cálculo que permita estimar la temperatura en cada celda del vertedero y en el lixiviado en cada momento, así como incorporar los efectos de esa temperatura en los procesos de biodegradación.

8.1.2 La Temperatura como Índice de Estabilidad de los Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos

Yoshida et al. (1997a y 1997b), tras desarrollar un modelo de distribución de temperaturas en un vertedero, establecen que “la simulación demuestra que la temperatura del vertedero refleja la actividad de la descomposición biológica. Si la temperatura es alta, ello demostrará que la descomposición biológica es activa y el vertedero es biológicamente inestable. Si no, el vertedero se estará estabilizando biológicamente. Desde luego, la monitorización de datos de asientos, lixiviados y gas es también muy importante. Pero se confirma teóricamente que la temperatura es un índice efectivo para evaluar la estabilización de un vertedero”. En este sentido, estos mismos autores indican que en la guía japonesa para los vertederos de residuos sólidos urbanos revisada en 1989, se establece que la estabilización de vertederos puede confirmarse por cuatro índices: asientos, calidad del lixiviado, calidad y cantidad del gas de vertedero y temperatura en los vertederos.

Shimizu (1997) expone los resultados de mediciones de perfiles de temperaturas en distintos vertederos del Puerto de Tokio, y expone que la temperatura subterránea por profundidades y la temperatura superficial parecen ser buenos índices de estabilidad, junto con los asientos, la concentración de metano subsuperficial y la relación C/N. Para ello compara los perfiles de temperaturas de distintos vertederos tras diferentes años desde la clausura (de 5,5 a 21 años).

8.1.3 Efectos de la Temperatura en la Modelización de la Biodegradación de los Residuos Sólidos Urbanos

8.1.3.1 Modelo de El-Fadel *et al*

El-Fadel *et al* (1996a, 1996b, 1996c y 1997) desarrollaron un modelo de biodegradación de los RSU en un vertedero basado en las cinéticas del crecimiento microbiano y enfocado fundamentalmente a la estimación de la generación de gas, incluyendo en el modelo los posibles efectos de la temperatura. A continuación se resumen los parámetros afectados por la T^a y los resultados de la inclusión de la temperatura en la modelización.

8.1.3.1.1 Parámetros dependientes de la temperatura

Parámetros químicos:

- Constantes de equilibrio del carbonato (K_{a1} y K_{a2})
- Constante de solubilidad del carbonato cálcico (K_{s0})
- Producto iónico del agua (K_w)
- Constante de la ley de Henry (K_H)

Parámetros físicos:

- Viscosidad de los gases (CH_4 , CO_2 y gases del nitrógeno)
- Difusividad de los gases
- Difusividad del calor

Parámetros biológicos:

- Constantes biocinéticas
 - o De la acidogénesis:
 - Tasa de crecimiento específico (μ_A)
 - Tasa de semisaturación (K_{S_A})
 - Tasa de muerte (K_{d_A})
 - o De la metanogénesis:
 - Tasa de crecimiento específico (μ_B)
 - Tasa de semisaturación (K_{S_B})
 - Tasa de muerte (K_{d_B})

La variación de estos parámetros con la T^a sigue una distribución de Arrhenius:

$$P_{B_i} = a_B e^{\frac{-E_B}{RT}}$$

- Tasas de hidrólisis:
 - o Se consideran tres tasas de hidrólisis: rápida, moderada y lentamente biodegradable, y cada una varía con la temperatura según una ley tipo Arrhenius.

$$K_{h_i} = a_{h_i} e^{\frac{-E_B}{RT}}$$

8.1.3.1.2 Conclusiones

El efecto de la T^a sobre el sistema modelizado fue mayor al principio de la simulación. En etapas posteriores, prevalecen las condiciones estacionarias y las variaciones de T^a son mínimas.

Sin embargo, la conclusión alcanzada fue que la modelización del efecto de la T^a sin incluir otros parámetros influyentes no dio como resultado una pronunciada mejora del sistema simulado. Se considera que incluir la temperatura en el modelo es sólo un paso para comprender el funcionamiento del sistema, pero se supone que otros factores como la humedad, la estructura de la celulosa y el contenido de lignina pueden suponer una influencia mayor.

8.1.3.2 **Modelo de Young**

8.1.3.2.1 Parámetros dependientes de la temperatura

Young (1992) desarrolla un modelo de degradación a partir de las reacciones que se producen dentro de un vertedero. Considera que éstas son demasiado numerosas y complejas para modelizarlas de un modo preciso, y por eso agrupa las sustancias en una serie de categorías genéricas. Así, asume que las rutas metabólicas más importantes son la fermentación de los sustratos primarios a azúcares y alcoholes seguido de su conversión a ácidos carboxílicos, los cuales pueden descomponerse y producir metano.

Entre los factores que controlan las velocidades de los procesos, tiene en cuenta la temperatura. Si por ejemplo sólo tuviéramos en cuenta la influencia de la temperatura y la humedad, y asumiendo que ambos factores actúan independientemente, la velocidad de reacción R sería el producto de dos funciones: $R(T, \theta) = R_1(T) R_2(\theta)$

Con respecto a la degradación inicial (fermentación, hidrólisis y glicólisis), el factor de temperatura tendría la forma de la (Ecuación 1), que refleja una variación lineal hasta un valor máximo de 1 a los 60 °C, decreciendo a partir de ahí hasta un valor nulo para $T=90$ °C (relación obtenida a partir de ensayos en reactores y principios microbiológicos generales).

En la degradación secundaria, la acidogénesis, no incluye ningún efecto de la temperatura.

Con respecto a la metanogénesis, la influencia de la temperatura tiene la forma de la Figura 11, es decir, una forma similar a una campana con el valor máximo (1) en unos 38 °C. Éste es el comportamiento observado de la producción de metano con la temperatura, y se asume que la actividad de los metanógenos sigue la misma tendencia.

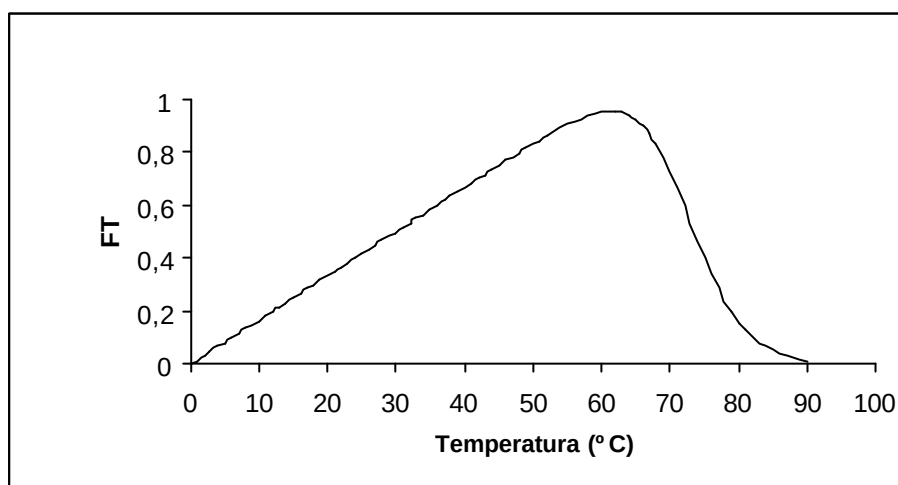


Figura 11 Velocidad de degradación en función de la temperatura

Las expresiones numéricas de la influencia de la temperatura en la descomposición y la metanogénesis son:

$$FT(\text{degradación}) = \frac{T}{60(1 + \exp(T/4 - 18))}$$

Ecuación 1

$$FT(\text{metanogénesis}) = \frac{e^{0,08T} - e^{0,05T}}{10,2745(1 + e^{0,45(T-40)})}$$

Ecuación 2

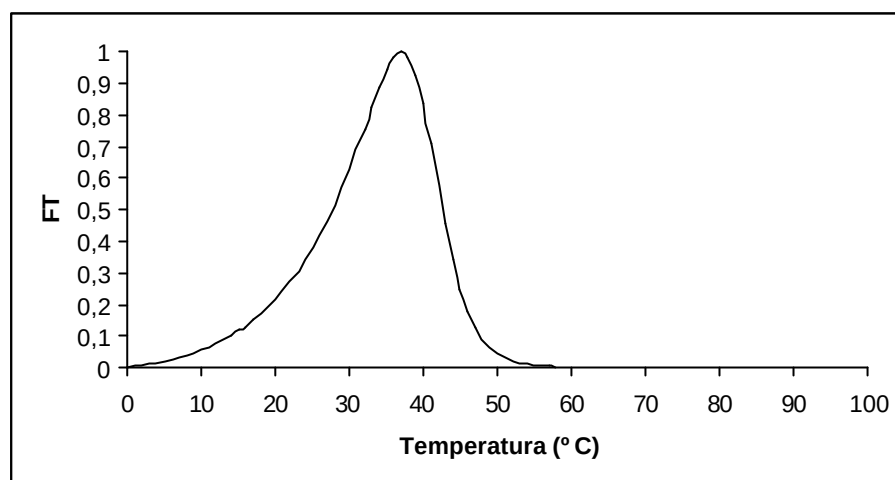


Figura 12 Metanogénesis vs temperatura

8.1.3.2.2 Conclusiones

Desafortunadamente, la simulación de temperaturas desarrollado no resultó satisfactorio, ya que la temperatura aumentaba o disminuía a velocidades mayores de lo razonable. Se establece que el problema puede estar causado por la incapacidad para aproximarse de una forma precisa, con sus funciones de pérdida de calor, a los efectos de la variabilidad espacial, particularmente en lo referente a los flujos de calor debidos a la evaporación. Parece que los efectos de feedback térmico (influencia de la temperatura en los distintos procesos simulados) no pueden ser incorporados de forma realista sin introducir una dimensión espacial.

Sin embargo, los resultados de las simulaciones térmicas mostraron más tarde que el efecto de la degradación anaerobia sobre la temperatura del vertedero es muy pequeña durante los periodos (hasta un año) en que comienza la metanogénesis. Por tanto, el despreciar el feedback térmico en el modelo biológico principal no afectaría a los resultados obtenidos ni a las conclusiones establecidas a partir del mismo.

8.1.3.3 Otros

Suk *et al*, (2000) desarrollan un modelo de transporte de solutos en las fases gas y líquida, e incluyen el efecto de la temperatura en dicho transporte, considerando su efecto en la viscosidad de los gases y en la difusividad. Para ello no desarrollan un modelo de temperaturas, sino que asumen un incremento lineal con la profundidad de tal forma que

$$T = 29.2 + 0,4 z \text{ } ^\circ\text{C}$$

Ecuación 3

siendo T la temperatura y z la profundidad.

Zanetti *et al.* (1997) consideran que la relación entre la fracción de carbono orgánico ($\dot{u}$) y la fracción de carbono orgánico total disponible del componente biodegradable ($\dot{u}_{it}$) está ligada estrictamente a la temperatura (T_w) según una expresión:

$$\dot{u}_i = [0,014 \cdot (T_w - 273,15) + 0,28] \dot{u}_{it} \quad T \leq 324,6 \text{ } ^\circ\text{K}$$

$$\dot{u}_i \approx \dot{u}_{it} \quad 324,6 \leq T \leq 353,15 \text{ } ^\circ\text{K}$$

Ecuación 4

También dicen que la producción de biogás depende de la temperatura de los residuos ya que los procesos biológicos están afectados por la variación de este parámetro.

8.1.4 Efectos de la Temperatura en las Capas de Sellado

Collins (1993) estudia el impacto de la temperatura interna de los vertederos sobre los sistemas de impermeabilización del vaso. En primer lugar, mide la temperatura en el interior de un vertedero clausurado en dos zonas distintas: una con una capa inferior de sellado, y otra sin capa de sellado. Obtiene valores máximos superiores a 60 °C. En el primer caso obtiene una temperatura de unos 60°C en contacto con la capa de sellado. En el segundo, la temperatura de contacto desciende a unos 30 °C, incrementándose en este caso la temperatura del agua subterránea a unos 19 °C frente a los valores normales de 12-15 °C.

Dos son los efectos principales de estas altas temperaturas sobre la capa de sellado de la base del vertedero:

- Incremento de la cantidad de material que es capaz de atravesar la capa de sellado, tanto por advección como por difusión, debido a la disminución en la viscosidad del agua con el aumento de temperatura.

- Deterioro de la estructura del sellado. Por un lado, las geomembranas pueden acelerar su deterioro a altas temperaturas. Por otro, debido al gradiente de temperaturas entre un lado y otro de la capa de arcilla, ésta puede sufrir un proceso de desecado que dé lugar a grietas, afectándose de este modo la capacidad de sellado.

Heibrock (1997) profundiza en el estudio de la formación de grietas por desecación en las capas de sellado del vaso de vertederos, llegando a la conclusión de que los factores más importantes son la temperatura en la parte superior de la capa y las conductividades hidráulicas insaturadas de los materiales, especialmente del subsuelo.

Thomas y Ferguson (1999) desarrollan un modelo para describir la migración del gas contaminante a través de la capa de sellado, y llegan a la conclusión de que es preciso incluir en el modelo los efectos del gradiente térmico, ya que en otro caso se obtienen concentraciones de metano menores en el entorno del vertedero.

Finalmente, amplios estudios se están llevando a cabo para profundizar en el comportamiento de diferentes geomembranas y geotextiles empleados en las capas de sellado de los vertederos, siendo la T^a uno de los principales factores implicados (Koerner, 2001)

8.2 LA TEMPERATURA DE LOS VERTEDEROS: MODELIZACIÓN

8.2.1 Introducción: Balance de Calor

Un modelo global de generación y transporte de calor en un vertedero de residuos sólidos urbanos debería tener en cuenta, a la hora de establecer el balance de calor, los siguientes procesos:

- Generación de calor debida a las reacciones bioquímicas producidas en el seno del residuo. Sería el balance de calor entre las reacciones de tipo exotérmico y las de tipo endotérmico.
- Acumulación de calor en la masa del residuo en cada una de sus fases (sólida, líquida y gas) debido a sus capacidades térmicas

- Transferencia de calor. Tres son los mecanismos de transferencia de calor: conducción, convección y radiación. En un vertedero, habrá que considerarlos en los siguientes fenómenos:
 - o Intercambio de calor en la superficie del vertedero por:
 - Radiación solar
 - Convección natural debido al aire
 - Vaporización o condensación de agua en la superficie
 - o Pérdidas de calor por conductividad térmica, tanto dentro de la masa del residuo como en el contacto con sus límites
 - o Pérdidas de calor por convección, es decir, debido a la existencia de fluidos que en su transporte a una determinada velocidad de flujo contactan con el material caliente. Aquí se incluirían el flujo del lixiviado, del gas y del vapor de agua.
 - o Pérdida/ganancia de calor por fenómenos de vaporización/condensación de agua en el seno de los residuos. (También lo podríamos considerar dentro de los procesos de convección)
 - o Pérdidas de calor por radiación del residuo. El efecto de la radiación de calor en los poros puede incluirse en el fenómeno de conductividad térmica. De todas formas, en general en un medio de este tipo, esta pérdida de calor es mínima en comparación con las pérdidas por conducción y convección.

Dentro de los mecanismos de transferencia de calor, el efecto de algunos de ellos puede considerarse despreciable. En Tabla 13 se muestran los mecanismos, tanto de generación por degradación biológica como de transferencia de calor, considerados en cada uno de los modelos revisados.

La gran mayoría de los modelos son de tipo unidimensional. Es decir, sólo contemplan la variación en el eje vertical. Esto se fundamenta a partir de datos

medidos en campo (Aguilar-Juárez, 2000), en los que sólo se apreció un fuerte gradiente de temperaturas en el eje horizontal en la proximidades a las zonas de contacto de la celda con el entorno (esta zona sería de unos 4 metros de anchura, frente a las dimensiones del vertedero de 140 x 70 m). Asimismo, Yoshida *et al.* (1999) desarrollan un modelo 3-D como extensión de un modelo suyo anterior 1-D (Yoshida *et al.*, 1996 y 1997). Llegan a la conclusión de que la distribución de temperaturas es prácticamente constante horizontalmente excepto en las interfases entre el residuo y el aire, el suelo o el dique. Por lo tanto, el perfil de la distribución de temperaturas en un vertedero puede entenderse empleando un modelo uni-dimensional.

Dach y Jager (1995) plantean que, para poder estimar las temperaturas en una columna vertical unidimensional en la sección media de un vertedero es preciso asumir las siguientes hipótesis:

- La extensión horizontal del vertedero (x/y) es grande en comparación con la altura del vertedero (z)
- El vertedero es horizontalmente homogéneo
- El vertedero no está saturado de agua, por lo que sólo hay un flujo vertical de lixiviado hacia abajo
- El gas sólo se recoge en la superficie o en el sistema de drenaje, de tal forma que dicho gas sólo puede moverse verticalmente (hacia arriba o hacia abajo)

Otras hipótesis del modelo:

- En todo momento y en todas las partes del vertedero hay suficiente agua para la vaporización, por lo que el gas está siempre saturado de vapor
- La pérdida de materia seca a través del lixiviado puede regularse en comparación con la pérdida de materia seca a través del gas
- El vertedero es considerado como un volumen constante. Una vez que se realiza la compactación de los residuos, se desprecian los asientos posteriores. Esta hipótesis sólo sería razonable en el caso de residuos pretratados

- Las partes por volumen de agua, vapor, gas y materia orgánica seca en un volumen elemental varían con el tiempo, mientras que las ppv de los plásticos, los materiales inertes y los metales se consideran constantes.
- Los parámetros de conductividad térmica, capacidad térmica y densidad se consideran independientes de la presión.

Tabla 13 Mecanismos de generación y transferencia de calor en los modelos de temperatura en vertederos

	Validado	Generación de calor		Intercambio de Q en la superficie			Conducción	Convección			Vapor/ Cond (Q latente)	Radiación residual
		Aero.	Anaer.	Radiación	Convección	Evap/Cond		Líquido	Gas	Vapor		
Rees (1980)			X	X			X					
Young (1992)			X				X		X		X	
Collins (1993) ¹		X	X		X		X	X	X			
Dach y Jager (1995)		X	X				X	X	X	X	X	
Yoshida <i>et al.</i> (1996)		X	X				X	X				
El-Fadel <i>et al.</i> (1996) (1997)	x		X				X		X			
Houi <i>et al.</i> (1997)		X					X		X			
Aguilar-Juárez (2000)	x	X		X			X					
Aguilar-Juarez <i>et al.</i> (1999) Lefebvre <i>et al.</i> (2000) Lanini <i>et al.</i> (2001)	x	X					X		X			
Thomas y Ferguson (1999) ²		-	-				X		X		X	
Swarbrick (2001) ³							X					
Zanetti <i>et al.</i> (1997)	x		X				X					
Hanel <i>et al.</i> (2001)		X	X				X	X	X		X	

¹ No desarrolla el modelo. Trata de explicar unos resultados experimentales de temperaturas obtenidos.

² Modelo de temperaturas en un medio poroso

³ Incluye todos los fenómenos de transferencia en un coeficiente de transferencia de calor global

8.2.2 Generación de Calor

La generación de calor en un vertedero es de origen biológico, debido a que la descomposición microbiológica de la fracción biodegradable de los residuos es exotérmica. Esta descomposición puede ser aerobia, si hay suficiente oxígeno disponible, o anaerobia. La mayoría de los modelos de degradación en vertederos no tienen en cuenta la fase aerobia. Respecto a los modelos de generación y transferencia de calor, en algunos sólo se considera el aporte de calor debido a las reacciones anaerobias, despreciando la fase aerobia por ser en general de corta duración. En otros se considera de algún modo ambas degradaciones, e incluso algún modelo sólo considera el aporte del calor de las reacciones aerobias. (Ver Tabla 13).

El-Fadel *et al.* (1996a, 1996b, 1996c, 1997) desarrollan un modelo complejo de biodegradación de los residuos basado en cinéticas de Monod. Consideran que una lista de reacciones posibles y probables con sus correspondientes calores de reacción (entalpías) es demasiado larga para ser de uso directo. Emplean dos enfoques para obtener una primera aproximación del calor neto generado: la diferencia de entalpías de formación de los reactivos y los productos, y el balance de entalpías de las principales reacciones bioquímicas anaerobias (ver resultados en la Tabla 15). Observan que la mayor generación de calor puede ser atribuida a la formación de los ácidos carboxílicos, y por tanto, propone que la generación de calor puede considerarse proporcional a la tasa de formación de ácido, representado por el ácido acético. La constante de proporcionalidad sería un parámetro de calibración del sistema.

Tabla 14 Generación de calor en la degradación de los RSU

Generación anaeróbica de calor		Comentarios	Generación aeróbica de calor		Comentarios	Referencia
Otras uds.	KJ/mol-CH ₄ producido		Otras uds.	KJ/mol-O ₂ consumido		
632 KJ/kg-glu	37,92 ¹	Calculado para la glucosa	-	-	-	Rees, 1980
138 KJ/mol-glu	46 ¹	Calculado para la glucosa	-	-	-	Young, 1992
100 KJ/kg-glu	33 ¹	-	1770 KJ/mol-glu 34-42 KJ/(gr carbono orgánico descompuesto)	295 ¹ 408-504 ¹	Tomado de Mudrack <i>et al</i> , 1988 Tomado de Pöpel, 1968 que lo obtuvo en un experimento de compostaje	Collins, 1993
	255,6 108,9	Haciendo balance de las entalpías de reactivos y productos Haciendo balance de las entalpías de las reacciones	-	-	-	El-Fadel <i>et al</i> , 1996
-	45	Calculado para la glucosa	-	460	Calculado para la glucosa	Yoshida <i>et al.</i> , 1996
900 KJ/Nm ³	40,3 ²	Calculado ajustando el modelo de temperaturas a los perfiles medidos en un vertedero de RSU	-	-	-	Zanetti <i>et al.</i> , 1997
-	-	-	-	460	-	Houi <i>et al.</i> , 1997
-	-	-	-	460	-	Aguilar-Juárez, 2000

¹ Planteando la reacción $C_6H_{12}O_6 \Rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$
² Suponiendo P=1 atm, T=273 °C, y que el gas se compone del mismo número de moles de CH₄ y CO₂

En negrita los valores bibliográficos originales.

Yoshida *et al.* (1996, 1997, 1999) proponen una generación de calor proporcional a la tasa de producción/consumo de gas:

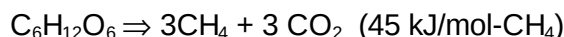
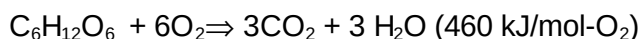
$$\dot{Q} = \dot{A}H_b R_b$$

Donde:

$\dot{A}H_b$ = generación de calor por descomposición biológica anaerobia o aerobia (J/mol-gas)

R_b = producción/consumo de gas (mol-gas/m³s)

La generación de calor la obtiene a partir la estequiometría global de las descomposiciones aerobia y anaerobia:



La producción/consumo de gas se considera constante y el parámetro más importante en la simulación de la temperatura, y debe ser determinada en base a observaciones en campo o laboratorio. Se realiza una estimación del potencial de producción/consumo de gas en función de los residuos biodegradables (el papel y los residuos de comida) considerando un equivalente de glucosa (mol glucosa)/(m³ residuo biodegradable) y aplicando entonces las reacciones estequiométricas.

Para estimar hasta qué profundidad del vertedero éste puede considerarse aerobio aplican una teoría desarrollada por Tanaka *et al.* (1986). Para las condiciones de modelización que aplican esta profundidad es de 1 m, y la velocidad de consumo de oxígeno de 10⁻⁴ mol-O₂/(m³s) (valor medio de los medidos por Tanaka *et al.* 1983, de entre 10⁻⁵ y 10⁻³).

Según Aguilar-Juárez (2000), la zona aerobia corresponde a un espesor de residuos de entre 0,5 y 0,8 m, pero la parte esencial de la actividad aerobia se desarrolla en los primeros 20 cm, con valores máximos de la tasa de consumo de oxígeno rO₂ de 38 mmol/(kgMSV-h) tras 5 días de exposición y 8 mmol/(kgMSV-h) tras 60 días de exposición. MSV es la masa seca volátil sin incluir el plástico. Esta tasa de

consumo de oxígeno se incrementa en función de la temperatura, siguiendo una ley de tipo Arrhenius.

En Yoshida *et al.* (1996, 1997, 1999) se plantean tres escenarios de modelización: aerobio, aerobio/anaerobio y anaerobio. Sólo el caso aerobio/anaerobio es capaz de simular las temperaturas observadas en el vertedero Tokyo Port Landfill, indicando además que la descomposición aerobia no contribuye mucho a la generación de calor, siendo éste de origen fundamentalmente anaerobio. Aguilar-Juárez (2000) critica estos resultados numéricos argumentando que el modelo no considera el acoplamiento entre las transferencias de masa, de calor y las actividades biológicas, y además que en la validación del modelo no se disponían de datos medidos de temperaturas durante los diez primeros años del vertedero.

Otros autores, como Young (1992), consideran también una producción de calor proporcional a los moles de biogás generado o a los moles de glucosa consumidos, aplicando la reacción de degradación anaeróbica de la glucosa.

Houi *et al.* (1997), Lanini (1998), Aguilar-Juarez *et al.* (1999), Lefebvre *et al.* (2000), Lanini *et al.* (2001), Aguilar-Juárez (2000) (investigaciones ligadas entre sí) proponen un modelo de temperaturas en el que se considera únicamente la producción de calor de la zona aerobia. Se basan en que los calores de reacción anaerobios son del orden de una veinteava parte de los aerobios. Lanini (1998) demuestra que únicamente teniendo en cuenta las reacciones aerobias pueden explicarse los incrementos de temperatura observados en los vertederos. Según Aguilar-Juárez (2000), y tras aplicar un balance térmico, más del 97% del calor almacenado proviene de la actividad aerobia, mientras que el calor de origen anaerobio permitiría mantener el perfil de temperaturas. Es preciso puntualizar que estos resultados se obtienen a partir de los datos de una celda de vertedero en la cual los residuos se depositaban una vez a la semana con un espesor de 0,2 a 0,6 m, y que sólo después de un año, en que se llenó hasta una altura de 20 m, se cubrió con una capa de tierra y una membrana impermeable. En un vertedero con otro modo de explotación, los resultados pueden ser diferentes.

Es necesario, por tanto, establecer unas cinéticas de aporte y consumo de oxígeno. Lefebvre *et al.* (2000) estiman que el calor producido por la actividad microbiana consumiendo el oxígeno inicialmente atrapado en los poros de los residuos

representa únicamente un 18,5% del total del calor producido, lo cual indica que se debe tener en cuenta el oxígeno difundido desde la superficie a través de los residuos, y que este fenómeno será cuantitativamente el más importante. Esta transferencia de oxígeno se verá afectada por las operaciones de explotación del vertedero: compactación, espesor de la capa de residuos y tiempo de exposición de la misma a la atmósfera.

Lanini *et al.* (2001) plantean dos ecuaciones: una establece la conservación de calor (generación, transporte por conducción y acumulación) y la otra la conservación del oxígeno (difusión del oxígeno y consumo en la degradación). Ambas están acopladas a través del término de velocidad de consumo de oxígeno. La generación de calor es directamente proporcional a la velocidad de consumo de oxígeno, que a su vez es función de la concentración de oxígeno en el gas y de la temperatura del residuo. Aguilar-Juárez (2000), tras la realización de una serie de test respirométricos, mejora el término de consumo de oxígeno para tener en cuenta el efecto de la concentración de oxígeno dentro de la fase gaseosa del residuo, el efecto activador o inhibidor de la temperatura y el efecto del contenido y tipo de materia orgánica (lenta y rápidamente biodegradable).

Asimismo, la generación de calor y la temperatura que alcanza una celda de residuos dependerá de las siguientes condiciones de operación del vertedero:

- Tiempo que el residuo permanece al aire sin capa de cobertura (la capa de cobertura impedirá la entrada de aire).
- Espesor de la capa de residuos aplicada. Cuando menor sea este espesor, el porcentaje de residuos con acceso al oxígeno será mayor.
- Grado de compactación del residuo, que determinará el volumen de poros inicial relleno de aire y la facilidad del mismo para introducirse en la masa de residuos (por convección o difusión).
- Temperatura ambiente durante el vertido, ya que cuanto mayor es la temperatura ambiente, menores son las pérdidas de calor y por tanto mayor es la acumulación de calor.

En la bibliografía no se ha encontrado ninguna investigación capaz de relacionar la degradación aerobia con los anteriores factores de forma cuantitativa, por lo que será preciso tenerlos en cuenta de una forma cualitativa. Como aproximación, en Aguilar-Juárez *et al.* (1999) se modeliza el valor de la máxima temperatura en una celda de vertedero de 20 m de altura en función del tiempo que cada capa está en contacto con la atmósfera, el espesor de los residuos y la porosidad de los mismos (para valores de calor específico, conductividad térmica, densidad y velocidad de consumo de oxígeno dados). Por ejemplo, para un tiempo de contacto con el aire de 4 días, la temperatura máxima en el vertedero sería 25, 30 y 45 °C para unos espesores de residuo de 2,5, 1 y 0,5 m respectivamente. En Aguilar-Juárez (2000) se profundiza en la relación entre la temperatura y los parámetros de explotación:

- Compactación del residuo: la porosidad del residuo será función del grado de compactación aplicado. La temperatura de la celda es muy sensible a este parámetro. A bajas porosidades (<40%), la actividad aerobia está controlada por la transferencia de oxígeno. Con porosidades mayores, las reacciones aerobias son controladas por la transferencia de calor (temperaturas muy altas inhiben la actividad microbiana).
- El aumento del espesor de las capas de residuo y la disminución del tiempo que permanecen en contacto con el aire reducen la proporción de residuos que desarrollan una fase aerobia. Ello implica un nivel de temperaturas más bajo y una distribución más heterogénea de la temperatura.

8.2.3 Acumulación y Transferencia de Calor: Parámetros Térmicos

En la Tabla 15 y la Tabla 4 se muestran los diversos valores de la capacidad calorífica y la conductividad térmica efectiva encontrados en la bibliografía. La Tabla 17 nos muestra estas propiedades térmicas para cada componente de los residuos.

En resumen, la capacidad calorífica media de los residuos oscila entre 0,55 y 3,24 MJ/(m³ °K) (exceptuando los que toman por defecto la del agua), y la conductividad térmica entre 0,0045 y 0,5 W/(m °K) (exceptuando los que toman por defecto la del aire).

Observamos cómo el contenido de agua, por tener ésta un calor específico muy alto, puede afectar de forma muy importante al calor específico global de una masa de residuos. En Lefebvre *et al.* (2000) se mide la conductividad térmica con una sonda de shock térmico en 23 muestras extraídas a profundidades de 1 a 10 metros. La humedad de las muestras (kg agua/kg peso húmedo) varió entre el 20 y el 50%, pero no se encontró una correlación clara entre la conductividad térmica (con valores entre 0,05 y 0,2 W/m°C) y la humedad, lo cual atribuyen a la heterogeneidad de los residuos a la escala de la muestra.

Es previsible que cualquier modelo de temperaturas en un vertedero sea muy sensible a las propiedades térmicas de los residuos. Por ejemplo, en el modelo desarrollado por Aguilar-Juárez *et al.* (1999) se constata que si la conductividad media se incrementa de 0,09 a 0,11 W/m°C, la máxima temperatura en el vertedero disminuye de 90 a 70 °C. Asimismo, Yoshida *et al.* (1997) llevan a cabo un análisis de sensibilidad de su modelo de temperaturas y concluyen que la conductividad térmica afecta de forma muy importante a la estimación de temperaturas.

Otro aspecto importante es el tiempo preciso para que una determinada cantidad de calor emitida eleve la temperatura de una determinada celda. Puesto que se trata de un sistema trifásico, el calor se distribuirá entre todas las fases a una velocidad que será función de la capacidad calorífica de cada fase. Este proceso requerirá un periodo de tiempo para que se aumente uniformemente la temperatura de una celda. El-Fadel *et al.* (1996), en su modelo de distribución de temperaturas, empleó en cada paso de tiempo de la simulación un valor medio de la generación de calor, concretamente la media de los 200 días anteriores a cada paso. El modelo utiliza una capacidad calorífica media del vertedero.

Tabla 15 Capacidad térmica y conductividad térmica de los RSU (1 de 2)

(Sigue en página siguiente)

Capacidad calorífica ($\bar{n}C_p$) $10^6 \text{ J/(m}^3 \cdot ^\circ\text{K)}$	Comentarios	Conductividad térmica efectiva $\bar{\epsilon}$ $\text{W/(m} \cdot ^\circ\text{K)}$	Comentarios	Referencia
-	-	0,06257	Estimado para un compost ($\bar{u} = 10 \%$; $\bar{n} = 384 \text{ kg/m}^3$)	Finger <i>et al.</i> , 1976
1,9-5,2	Calculado a partir del C_p del serrín ($1333,3 \text{ J/(Kg} \cdot ^\circ\text{K)}$) añadiéndde distintas cantidades de agua $\bar{u} = (20 - 55) \%$	0,058	El del serrín	Rees, 1980
2,2	Sin justificar	-	-	Young, 1992
-	Sin justificar	0,025	Toma la del aire. Supone que al haber una alta porosidad la $\bar{\epsilon}$ del aire gobernará la emisión de calor.	Collins, 1993
-	Sin justificar	0,15 a 0,4 (baja $\bar{u}$ y baja T^a) 0,4 a 1 (alta $\bar{u}$ y alta T^a)	Conductividad efectiva calculada para un residuo pretratado mecánica y biológicamente a partir de los $\bar{\epsilon}$ de cada componente de los RSU. $\bar{n}_{\text{seca}} = 1000\text{-}1200 \text{ kg/m}^3$	Dach and Jager, 1995

Tabla 16 Capacidad térmica y conductividad térmica de los RSU (2 de 2)

Capacidad calorífica ($\bar{n}C_p$) $10^6 \text{ J/(m}^3 \cdot ^\circ\text{K)}$	Comentarios	Conductividad térmica efectiva $\bar{\epsilon}$ $\text{W/(m} \cdot ^\circ\text{K)}$	Comentarios	Referencia
2,2	Sin justificar	0,3	Sin justificar	Houi <i>et al.</i> , 1997
2,17¹	Sin justificar $\bar{n}_{\text{seca}} = 600\text{-}1190 \text{ kg/m}^3$ $\bar{u} = 25\text{-}40 \%$	0,0445	Sin justificar $\bar{n}_{\text{seca}} = 600\text{-}1190 \text{ kg/m}^3$ $\bar{u} = 25\text{-}40 \%$	Zanetti <i>et al.</i> , 1997
0,55 a 2,5 (RSU modelo) 0,6 (RSU real)	Medido en un RSU modelo ($\bar{u} = 50 \%$; $\bar{n} = 800 \text{ kg/m}^3$) y en un RSU real ($\bar{u} = 33 \text{ a } 46 \%$; $\bar{n} = 600 \text{ a } 1000 \text{ kg/m}^3$)	0,028e^{3,43 u%} (RSU modelo) 0,09 (RSU real)	Medido en un RSU modelo ($\bar{u} = 50 \%$; $\bar{n} = 800 \text{ kg/m}^3$) y en un RSU real ($\bar{u} = 33 \text{ a } 46 \%$; $\bar{n} = 600 \text{ a } 1000 \text{ kg/m}^3$)	Lanini, 1998
2,24	Estimado a partir de los C_p de cada componente de los residuos. (Como Yoshida <i>et al.</i> 1996) $\bar{u} = 28,9 \%$ $\bar{n} = 1157 \text{ kg/m}^3$	0,35	Estimado a partir de los $\bar{\epsilon}$ de cada componente de los residuos. (Como Yoshida <i>et al.</i> 1996) $\bar{u} = 28,9 \%$ $\bar{n} = 1157 \text{ kg/m}^3$	Yoshida <i>et al.</i> , 1999
0,96	De bibliografía	0,5	De bibliografía	Thomas y Ferguson, 1999
4,18	La del agua	-	-	Swarbrick and Lethlean, 2001

$\bar{u}$ =humedad de los RSU (Kg agua /Kg residuo húmedo)

¹Calculado a partir del valor de la capacidad calorífica en $\text{kJ/(kg} \cdot ^\circ\text{K)}$ suponiendo una densidad de 1000 kg/m^3

Tabla 17 Propiedades físicas y térmicas de los componentes de los residuos

Componente	Densidad real Kg/m ³	Calor específico J/kg° C	Conductividad térmica J/(ms° C)
Papel	1500	1260	0,65
Residuos de comida	1400	1715	0,47
Textil	1300	1310	0,29
Lana	1500	1360	0,65
Plástico duro	1040	1300	0,12
Láminas de plástico	920	2300	0,92
Goma	940	1590	0,20
Hierro	7860	630	81,2
Aluminio	2690	880	236,0
Vidrio	2400	1160	0,90
Cerámica	2400	750	1,50
Material de cobertura	2640	800	2,60
Lecho de piedras ³	2750	900	0,20 (562 J/(m ³ .° C))
Barrera de arcilla ²	2700	800	-
Arcilla tipo Kimmeridge ²	3800	462	0,6
Aire seco	1,25	1005 (1250 ¹ J/m ³ ° C)	0,0241
Agua	1000	4195 ¹	0,585 ¹

Fuente: Yoshida *et al.* (1996) y Holman (1998)

¹ A 10 °C

² Thomas y Ferguson, (1999)

³ Con una porosidad de 0,46 y 4 cm de diámetro de partícula (Bistoni *et al.*, 2000)

8.3 EL MODELO DE TEMPERATURAS PROPUESTO PARA MODUELO

Los modelos revisados (ver Tabla 13) consideran el seno del vertedero como una masa homogénea a la que se dan unos valores medios de los parámetros

térmicos (generación de calor, calor específico y conductividad térmica). Asimismo, la mayoría son modelos unidimensionales que, entre otras hipótesis, también requieren asumir la hipótesis de la heterogeneidad de los residuos.

La concepción del modelo MODUELO en celdas nos permite obviar varias de las limitaciones de los modelos existentes:

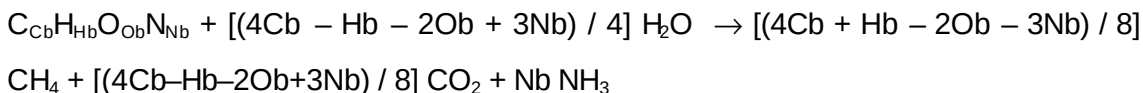
- Nos permite considerar la heterogeneidad de los residuos (a nivel de celda)
- Podremos variar las propiedades térmicas de los residuos en función de la variación de la humedad de las celdas y del volumen de huecos
- Nos ofrece la distribución de temperaturas en el vertedero en 3D

8.3.1 Generación de Calor

El modelo considerará dos fuentes de calor: el calor procedente de las reacciones aerobias y el procedente de las reacciones anaerobias.

8.3.1.1 Calor procedente de Reacciones Anaerobias

Partiremos del modelo de degradación de MODUELO, simplificando todas las reacciones anaerobias que se producen en el vertedero por una única reacción química. Aplicaremos los datos de la Tabla 14 para estimar la generación de calor por cada mol de CH₄ producido ($\dot{A}H_{ana}$). El valor de $\dot{A}H_{ana}$, según autores, oscila entre 33 y 255,6 KJ/mol-CH₄. El valor más comúnmente aceptado es el de 45 KJ/mol-CH₄.



Ecuación 5

El calor generado por las reacciones anaerobias será:

$$\dot{Q}_{ana} = M_{deg} * [(4Cb + Hb - 2Ob - 3Nb) / 8] \dot{H}_{ana} \text{ J}$$

Ecuación 6

Donde:

M_{deg} = moles degradados en el tiempo Δt .

8.3.1.2 Calor procedente de las Reacciones Aerobias

La versión actual del modelo MODUELO no incluye un módulo de degradación aerobia de los residuos que podamos acoplar al modelo de temperaturas, tal y como sucede con la degradación anaerobia. Sin embargo, sí parece oportuno incluir, por lo explicado en el punto 8.2.2, una fuente de calor de origen aerobio. Este calor depende fundamentalmente de la disposición de oxígeno por la materia orgánica, y por tanto debería verse influido por las condiciones de explotación (ver punto 8.2.2).

Puesto que MODUELO concibe las celdas tipo “celda vertedero” como la capa de residuo con su capa de cobertura correspondiente, dispuesta a sufrir las reacciones anaerobias, lo razonable es considerar que esa celda que se coloca en el vertedero ha estado sometida previamente a la degradación aerobia, fruto de la cual posee una determinada temperatura inicial.

Para determinar esa temperatura inicial, tenemos varias opciones, ordenadas en sentido de complejidad creciente:

1. Estimar directamente una temperatura inicial T_{ini} de la celda una vez colocada en vertedero.
2. Considerar una tasa de consumo de oxígeno durante el tiempo en que el residuo permanezca en contacto con el aire (sin cobertura).
3. Plantear un modelo de degradación aerobia acoplado a un modelo de difusión del aire dentro del residuo, de acuerdo con lo propuesto por Aguilar-Juárez (2000).

Desarrollaremos las tres opciones, que podrán ser implementadas en MODUELO en sucesivas versiones del mismo. En la versión actual 3.0 se ha programado la opción 2 (tasa de consumo de oxígeno).

8.3.1.2.1 Modelo en función de temperatura inicial

Se planteará que en el momento de colocar la capa de cobertura, la celda tiene una temperatura inicial, que consideraremos uniforme en todo el espesor de la misma. Esta temperatura ha de ser en todo caso superior a la temperatura ambiente en el momento de vertido de los residuos (se considera que la temperatura de vertido de los residuos es igual a la temperatura ambiente). La temperatura máxima sería de unos 70 °C, ya que a partir de este valor se considera que los microorganismos quedan inactivados (Yoshida *et al.* 1997), y coincide con los valores máximos citados en la bibliografía (Zanetti *et al.*, 1997).

A partir de esta temperatura inicial, se planteará el balance térmico de la celda.

Como criterio de comparación, tenemos los siguientes datos prácticos sobre temperaturas iniciales:

- Lefebvre *et al.* (2000). Vertedero de residuos urbanos en el sur de Francia. Capas de residuos de entre 0,2 y 0,6 m de espesor colocadas una vez al mes, sin cobertura. Densidad del residuo entre 0,6 y 0,95 t/m³. Temperatura atmosférica siempre menor de 15 °C. En los primeros veinte días la temperatura del residuo se incrementó rápidamente hasta valores entre 35 y 50 °C. Cada nueva capa de residuo o capa de cobertura detiene las degradaciones aerobias. El estudio de la variación de temperaturas en una determinada capa colocada en el vertedero muestra que tras 11 meses, y situada esa capa a 12,5 metros de profundidad, la temperatura media en la capa es de unos 50 °C. Esta temperatura es atribuible básicamente al calor generado durante las degradaciones aerobias.
- Aguilar-Juárez (2000) Residuo urbano con humedad inicial entre el 20 y el 40%. Porosidad entre el 35 y el 56%. Materia seca volátil en torno al 50 %.

En los dos primeros días tras el vertido del residuo la temperatura se incrementa de 27 °C a 65 °C.

- Lanini *et al.* (2001) Planta piloto. Residuo con un 55% de materia orgánica. Temperatura ambiental media durante el vertido 24,1 °C. El fondo de la celda se mantuvo a 40 °C. El residuo fue vertido en capas de 10 cm hasta alcanzar los 60 cm de altura total. Se desarrolló un perfil de temperaturas en profundidad con un pico a unos 10 cm de profundidad de 50 °C. La temperatura media en la celda en el momento de su cobertura final era de unos 42 °C.

Cualitativamente, esta temperatura ha de ser mayor cuanto más tiempo esté el residuo en contacto con el aire, cuanto menor sea el espesor de la capa de residuos y cuanto menor sea la compactación aplicada.

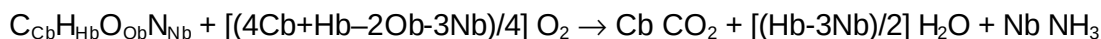
Según este modelo de generación de calor aerobio, todos los procesos de generación, acumulación y transferencia de calor aerobio quedan incluidos en un único parámetro de calibración T_{in} , que se considerará como la temperatura inicial a la cual se coloca la celda, que una vez colocada estará sometida a procesos de generación de calor anaerobio, acumulación y transferencia de calor.

8.3.1.2.2 Modelo en función de la tasa de consumo de oxígeno

En este modelo se simplifican los procesos considerados en 8.2.2, y se basa en la estimación de una tasa de consumo de oxígeno, que dará lugar a una determinada cantidad de calor sometida a unas determinadas pérdidas. Los pasos a seguir son los siguientes:

1. Estimación de la tasa de consumo de oxígeno
2. Cálculo del calor generado
3. Cálculo de las pérdidas de calor producidas
4. Cálculo de la temperatura alcanzada con el calor neto

En todo caso, partimos de una ecuación para la degradación aerobia similar a la desarrollada en MODUELO para la degradación anaerobia:



Ecuación 7

8.3.1.2.2.1 Tasa de consumo de oxígeno

Yoshida *et al.* (1996) consideraron una tasa de consumo de oxígeno constante igual a 10^{-4} mol-O₂/(m³s) , que es un valor medio de los medidos por Tanaka *et al.* 1983, de entre 10^{-5} y 10^{-3} , aplicable a una profundidad aerobia de 1m.

Aguilar-Juárez (2000) llevó a cabo un estudio más profundo de la actividad aerobia en el vertedero, estudiando la variación de las tasas de consumo de oxígeno en función de la temperatura, de la concentración de oxígeno en el gas y de la composición del residuo. Midió valores máximos de 38 mmol-O₂/kgMSV-h. Para expresarlo en las mismas unidades de Yoshida *et al.* (1996), consideramos una densidad seca de 516 kgMS/m³ y una proporción de masa seca volátil de 0,47 kgMSV/kgMS, con lo que el contenido de MSV en los residuos es 242,5 kg MSV/m³. Con estos valores se llega a una tasa de consumo de oxígeno de $2,56 \times 10^{-3}$, dentro del rango de los valores propuestos por Yoshida.

Además, Aguilar-Juárez comprobó en campo que la gran mayoría de la actividad aerobia se producía en los primeros 20 cm de residuos en contacto con el aire.

Todos los factores que influyen en la tasa de consumo de oxígeno hacen que, al medir ésta en una celda de vertedero a lo largo del tiempo, se observe una disminución de la misma.

Empleando los valores experimentales obtenidos por este autor, consideraremos los valores de la Tabla 18.

Asimilaremos la MSV (masa seca volátil) con la MD (masa degradable).

Suponemos que, en los primeros 20 cm de residuos en contacto con el aire, no existe limitación de oxígeno para la actividad aerobia (ya estaría reflejado en el valor de la tasa de consumo de oxígeno).

Suponemos que no existe limitación de sustrato para la degradación.

Se ofrece al usuario la opción de introducir una tasa de consumo de oxígeno constante rO_2 .

Tabla 18 Tasa de consumo de oxígeno en función del tiempo de contacto de la capa de residuos con el aire

Tiempo en contacto con el aire (días)	Tasa de consumo de oxígeno rO_2 mol O_2 /(kgMD-h)
0-5 días	30×10^{-3}
5-15 días	15×10^{-3}
> 15 días	10×10^{-3}

Fuente: Elaborado a partir de Aguilar-Juárez (2000)

8.3.1.2.2.2 *Tiempo de contacto con el aire*

El usuario introducirá dos parámetros representativos del modo de vertido, que se supondrá similar para todas las celdas del vertedero:

H_{ton} = espesor de cada tongada esparcida (m)

t_{ton} = tiempo transcurrido entre cada tongada esparcida (horas)

Se supone (de acuerdo con Aguilar-Juárez, 2000) que al verter cada tongada, la tongada inferior queda aislada y sin aporte de oxígeno.

El número de tongadas para rellenar una celda será entonces:

$$n_{ton} = H_{rsu} / H_{ton}$$

siendo H_{rsu} la altura de residuos de la celda (la total menos la capa de cobertura)

8.3.1.2.2.3 Calor generado

Utilizamos la tasa de generación de calor de origen aerobio (ver Tabla 14) de 460 kJ/mol-O₂.

Para calcular los moles de oxígeno consumidos (OC), le sumamos a los moles iniciales contenidos en los poros (sería el valor por defecto cuando $t_{\text{ton}} \sim 0$) los correspondientes a las tasas de consumo de oxígeno consideradas.

Los moles de oxígeno contenidos inicialmente en los poros se pueden estimar a partir de:

$$V_{\text{aire}} = H_{\text{sat}} - H_{\text{ini}}$$

donde:

H_{sat} = Humedad de saturación de los RSU, utilizada en el modelo hidrológico (m³)

H_{ini} = Humedad inicial de los RSU con que se disponen en el vertedero (m³)

Y los moles de oxígeno, suponiendo aire con un 21%, serán:

$$OC_{\text{ini}} = 0,21 \cdot V_{\text{aire}} \cdot \rho(O_2) / PM(O_2) = 0,21 \cdot (H_{\text{sat}} - H_{\text{ini}}) \cdot \rho(O_2) / PM(O_2)$$

Ecuación 8

donde:

$\rho(O_2)$ = densidad del oxígeno (1,3 kg/m³ en condiciones normales)

$PM(O_2)$ = Peso Molecular del O₂ (32 gr/mol)

Por tanto, nos queda

$$OC_{\text{ini}} = 8,53 \text{ (moles/m}^3\text{)} \cdot (H_{\text{sat}} - H_{\text{ini}}) \text{ (m}^3\text{)}$$

La cantidad de residuo biodegradable sometido a condiciones aerobias será el contenido en los primeros 20 cm de cada tongada:

$$MD_{aer} = MD \cdot n_{ton} \cdot 0,20 / H_{RSU}$$

Ecuación 9

Donde:

MD_{aer} = masa de residuo biodegradable sometido a condiciones aerobias en una celda (kg)

MD = masa biodegradable en una celda de vertedero (kg)

n_{on} = número de tongadas en una celda = H_{RSU} / H_{ton}

- Caso de rO_2 constante:

$$OC = OD_{ini} + rO_2 \cdot MD_{aer} \cdot t_{ton}$$

- Caso de rO_2 variable en el tiempo

$t_{ton} > 360$ horas (15 días)

$$OC = OC_{ini} + [7,2 + (t_{ton} - 360) \cdot 10^{-2}] \cdot MD_{aer}$$

$120 < t_{ton} < 360$ horas

$$OC = OC_{ini} + [3,6 + (t_{ton} - 120) \cdot 1,5 \cdot 10^{-2}] \cdot MD_{aer}$$

$t_{ton} < 120$ horas

$$OC = OC_{ini} + [t_{ton} \cdot 3 \cdot 10^{-2}] \cdot MD_{aer}$$

OC= moles de oxígeno consumidos

La generación de calor aerobia será:

$$\dot{Q}_{aer} = OC * \dot{H}_{aer} \text{ J}$$

Ecuación 10

$$\dot{H}_{aer} = 460.000 \text{ J/mol-O}_2$$

Este valor tendrá dos tipos de límites:

- Límite del calor por masa biodegradable disponible

Acudimos a la Ecuación 7. MODUELO nos proporciona la fórmula química del residuo biodegradable, así como el número de moles biodegradables contenidos en una celda (MD[moles]). Con ese valor, tendremos que:

$$OC_{max} = [(4Cb + Hb - 2Ob - 3Nb)/4] * MD[\text{moles}]$$

$$(\dot{Q}_{aer})_{max} = OC_{max} * \dot{H}_{aer}$$

Ecuación 11

- Límite de calor por temperatura máxima alcanzada.

Existe un límite máximo de temperatura que puede alcanzar una celda, debido a que con altas temperaturas se inhibe la actividad de los microorganismos. Consideraremos que temperatura máxima es $T_{m\acute{a}x} = 70 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Por tanto, el calor generado máximo será aquel que consiga elevar la temperatura inicial de la celda T_{amb} (la media de las temperaturas ambiente durante su vertido) hasta $T_{m\acute{a}x}$, considerando las pérdidas de calor producidas.

$$(\dot{Q}_{aer})_{m\acute{a}x} - \dot{Q}_{p\acute{e}rdidas} = (T_{m\acute{a}x} - T_{amb}) * M_{RSU} * C_{RSU}$$

Ecuación 12

siendo:

M_{RSU} = masa de residuos en la celda (kg)

C_{RSU} = calor específico de la masa de residuos (J/(kg° C))

El calor que se produce en la celda aeróbicamente será el mínimo de tres valores: el calculado por las ecuaciones Ecuación 10, Ecuación 11 y Ecuación 12.

Se considerará que el calor producido en la zona aeróbica de los residuos se distribuye homogéneamente por toda la celda.

8.3.1.2.2.4 Pérdidas de calor

Consideraremos dos pérdidas de calor durante el periodo aerobio: las pérdidas de calor superficial debidas al contacto con el aire y las debidas a la entrada de agua de lluvia en las celdas.

Consideraremos como temperatura de la celda para aplicar las ecuaciones de conducción y convección, la que alcanzaría la celda sin pérdidas de calor (T_{aer1}):

$$T_{celda} = T_{aer1}$$

$$\dot{Q}_{pérdidas} = \dot{Q}_{sup} + \dot{Q}_{lluvia}$$

$$T_{aer} = T_{aer1} - \dot{Q}_{pérdidas} / (C_{RSU} * M_{RSU})$$

Repetiremos los cálculos tomando como T_{aer1} la T_{aer} obtenida en el cálculo anterior, hasta que la diferencia entre ambos valores sea menor del 10 %. El valor final obtenido será la temperatura de la celda tras los procesos aerobios, y por tanto la temperatura inicial de la celda una vez colocada en vertedero, tal y como es considerado en MODUELO.

El calor específico en estos cálculos no incluye a la capa de cobertura. En el resto de cálculos sí incluirá la capa de cobertura.

Pérdidas de calor por convección con el aire atmosférico

$$\Delta Q_{\text{sup}} = h (T_{\text{celda}} - T_{\text{amb}}) L_x L_y \Delta t$$

donde:

ΔQ_{sup} = pérdida de calor por contacto con la atmósfera (J)

h = coeficiente de convección entre el aire y la superficie del vertedero,

Tomaremos $h = 1.52 \cdot (T_{\text{celda}} - T_{\text{amb}})^{1/3}$ J/(m² °Cs) que es la expresión correspondiente a convección natural desde placa caliente mirando hacia arriba hacia el aire a presión atmosférica y en flujo turbulento (Holman, 1998). Si empleamos como unidad de tiempo la hora, $h = 4.2 \times 10^{-4} \cdot (T_{\text{celda}} - T_{\text{amb}})^{1/3}$ J/ (m² °Ch)

L_x, L_y : dimensiones de la celda (m)

Δt : tiempo en que la superficie de las celdas está en contacto con el aire, es decir, es el tiempo de construcción de la celda.

Será $\Delta t = n_{\text{ton}} \cdot t_{\text{ton}}$ (horas)

Enfriamiento por entrada de agua de lluvia

Asumiendo que el agua de lluvia se infiltra con una temperatura igual a la del ambiente, el intercambio de calor entre el agua y el vertedero es:

$$\Delta Q_{\text{iluv}} = M_{\text{iluv}} C_{\text{iluv}} (T_{\text{aer1}} - T_{\text{iluv}})$$

donde:

ΔQ_{iluv} : calor perdido en calentar el lixiviado (J)

M_{lluv} : masa de agua de lluvia que entra en la celda durante la construcción (kg)

C_{lluv} : es el calor específico del agua de lluvia (4195 J/(kg°C))

T_{aer1} : temperatura inicial alcanzada por los residuos en la degradación aerobia

8.3.1.2.3 Modelo de degradación aerobia acoplado a un modelo de concentración de oxígeno

Se parte un modelo de degradación aerobia del mismo tipo que el existente para la degradación anaerobia (Ecuación 7).

Se definen k_{haer} y k_{baer} como las tasas de primer orden de disolución y degradación del sustrato disuelto biodegradable en condiciones aerobias. Las cinéticas son similares a las anaerobias.

La velocidad de degradación será función del oxígeno disuelto ($F(OD)$), de la temperatura ($F(T)$) y del contenido de materia orgánica degradable ($F(MOD)$) (según Aguilar-Juárez, 2000)

$$K'_{baer} = F(OD)F(T)F(MO)$$

$$F(OD) = OD/(K_0 + OD)$$

$$F(T) = (e^{k_e} e^{E_a/RT}) / (1 + K_1 e^{E_a/RT})$$

$$F(MO) = 1 \quad \text{si } OC < OR$$

$$F(MO) = e^{-B(OC-OL)/OL} \quad \text{si } OC > OR$$

$$F(MO) = e^{-B} \quad \text{si } OC > OR + OL$$

K_0 , k , K_1 y B = constantes

E_a = energía de activación

R = constante universal de los gases perfectos

OC = oxígeno consumido en la biodegradación aerobia

OR= oxígeno consumido para oxidar la materia fácilmente biodegradable

OL= oxígeno consumido para oxidar la materia fácilmente biodegradable

$$\Delta D \quad Mb(t+\Delta t) = -k'baer. \quad DMb(t) \cdot \Delta t$$

El oxígeno disuelto en cada momento será el existente en t anterior, más el oxígeno difundido menos el oxígeno consumido para la degradación:

$$\Delta OD(t) = \Delta OD_{dif} - [(4Cb+Hb-2Ob-3Nb)/4] \Delta DMb(t)$$

$$\Delta OD_{dif} = Dn^{0,4} \frac{\partial^2 OD}{\partial z^2}$$

n=porosidad

D=Difusividad

$$OD(t) = OD(t-1) + \Delta OD(t)$$

Este modelo de generación de calor se acopla a un modelo de acumulación y transferencia de calor análogo a los descritos en el punto 8.3.2.

Valores orientativos de los parámetros serían:

Tabla 19 Parámetros del modelo de velocidad de consumo de oxígeno

Parámetro	Descripción	Valor	Unidades
k	Constante	20,1	adimensional
Ea	Energía de activación	41174	J/mol

K0	Constante	0,02	mol-O ₂ /mol-aire
K1	Constante	1,7x10 ⁴²	adimensional
B	Constante	2,4	adimensional
R	Constante de los gases perfectos	8,314	J/(° Kmol)
OR	Oxígeno rápidamente asimilable	2,92	mol-O ₂ /Kg MSV
OL	Oxígeno lentamente asimilable	13,49	mol-O ₂ /Kg MSV
D	Difusividad	1,233x10 ⁻⁵	m ² /s

Fuente: Aguilar-Juárez (2000)

8.3.2 Acumulación y Transferencia de Calor

Tenemos una celda colocada en el vertedero, con una temperatura inicial tras el proceso de degradación aerobia. En esta celda se generará calor por las reacciones anaerobias. Parte del calor se acumulará y producirá un incremento en la temperatura de la celda, y el resto de calor saldrá de la celda por diferentes mecanismos.

Los parámetros capacidad calorífica y conductividad térmica de la celda se calcularán a partir de los datos de la Tabla 17, modificados en cada intervalo de tiempo por la variación de la humedad en la celda. No consideraremos su variación al modificarse el volumen de huecos por asentamiento.

Se considerarán las transferencias de calor por conducción, convección del lixiviado, calor latente de vaporización y convección del biogás, de forma que:

$$\Delta Q_{\text{trans}} = \Delta Q_{\text{cond}} + \Delta Q_{\text{lix}} + \Delta Q_{\text{vap}} + \Delta Q_{\text{gas}}$$

8.3.2.1 Acumulación de calor

El calor neto generado (el generado menos el transferido) se acumulará en el residuo y variará su temperatura según:

$$T_{t+\Delta t} = T_t + (\ddot{Q}_{ana} - \ddot{Q}_{trans}) / (C_{RSU} * M_{RSU})$$

Calculamos las transferencias de calor con la temperatura de la celda justo en el momento anterior, T_t .

La capacidad térmica de los residuos se calcula según Yoshida et al. 1996.

$$C_{RSU} = \sum_{i=1}^n x_i C_i$$

Ecuación 13

Siendo x_i la proporción en peso del componente i -ésimo y C_i el calor específico del componente i -ésimo (J/Kg°C) (ver Tabla 15 y

Tabla 16). Uno de estos componentes será el agua contenida en el residuo, que al variar hará cambiar la C_i del conjunto.

8.3.2.2 Transferencia de calor por conducción

Se compara la temperatura de la celda con la de las 6 adyacentes:

$$(\Delta Q_{i \rightarrow j})_{cond} = \ddot{e}_{RSU} L_x L_y ((T_t)_i - (T_t)_j) / e \Delta t$$

donde:

$\Delta Q_{i \rightarrow j}$: flujo de calor de la celda "i" a la adyacente, "j"

$\ddot{e}_{RSU}$: conductividad de los RSU. Varía en cada Δt por variación de la humedad.

Es el valor medio de las conductividades de la celda i y la j .

L_x, L_y : dimensiones horizontales de la celda

e : espesor de la celda (media de los espesores de las celdas "i" y "j")

$(T_t)_i$: temperatura de la celda correspondiente en el tiempo t

Δt : incremento de tiempo

Si alguna de las caras de la celda está en contacto con el vaso o los laterales de vertido, se considerará que éste está a una temperatura constante de 10 °C.

Si alguna de las caras de la celda está en contacto con una celda tipo dren o tipo relleno, se tomarán valores de la conductividad y capacidad térmica de éstos según la Tabla 17. La celda tipo relleno se asimilará al material de cobertura, y la celda tipo dren al lecho de piedras.

Si la celda superior no existe, es decir, si la celda está en contacto con la atmósfera, emplearemos para las pérdidas de calor en esta cara de la celda la formulación de la convección con el aire:

$$(\Delta Q_i)_{\text{aire}} = h (T_i - T_{\text{amb}}) L_x L_y \Delta t$$

donde:

ΔQ_{aire} =pérdida de calor por contacto con la atmósfera (J)

h = coeficiente de convección entre el aire y la superficie del vertedero,

Tomaremos $h=1'52 \cdot (T_i - T_{\text{amb}})^{1/3} \text{ J}/(\text{m}^2 \text{ }^\circ\text{Cs})$ que es la expresión correspondiente a convección natural desde placa caliente mirando hacia arriba hacia el aire a presión atmosférica y en flujo turbulento (Holman, 1998). Si empleamos como unidad de tiempo la hora, $h=4,2 \times 10^{-4} \cdot (T_i - T_{\text{amb}})^{1/3} \text{ J}/(\text{m}^2 \text{ }^\circ\text{Ch})$

L_x, L_y : dimensiones de la celda (m)

Δt : incremento de tiempo de cálculo (h)

8.3.2.2.1 Cálculo de la conductividad de la celda

La conductividad de la celda se calculará según lo propuesto por Yoshida *et al.*, (1996). Yoshida propone emplear la “conductividad térmica efectiva” k_e como la media geométrica entre la conductividad considerando los elementos colocados en serie y la obtenida considerando los distintos elementos en paralelo. Uno de estos elementos

será el contenido de agua de los residuos, que irá variando con el tiempo y por lo tanto hará variar la conductividad.

$$l_e = \sqrt{l_{serie} \cdot l_{paralelo}}$$

Ecuación 14

$$l_{serie} = \sum_{i=1}^n y_i \cdot l_i$$

Ecuación 15

$$l_{paralelo} = \frac{1}{\sum_{i=1}^n y_i / l_i}$$

Ecuación 16

Siendo y_i la fracción del componente i en volumen y l_i su conductividad térmica, que se obtiene de la Tabla 15 y la

Tabla 16.

8.3.2.3 Transferencias de calor por contacto con el lixiviado

El calor transferido por contacto con el lixiviado será:

$$\Delta Q_{lix} = M_{lix} C_{lix} (T_{celda} - T_{lix})$$

donde:

Q_{lix} : es el calor perdido en calentar el lixiviado

M_{lix} : es la masa de lixiviado que entra o sale de la celda

C_{lix} : es el calor específico del lixiviado que se asume igual al del agua (4195 J/(kg°C))

T_{celda} : temperatura de la celda tras la mezcla del lixiviado con la celda

T_{lix} : temperatura del lixiviado a su entrada a la celda

Se acepta que la transferencia de calor entre el agua y la celda es instantánea, así que podemos aplicar:

$$T_{\text{CELDA}}(t) = \frac{M_{\text{RSU}}(t) \cdot c_{\text{RSU}} \cdot T_{\text{RSU}}(t) + M_{\text{LIX}}(t) \cdot c_{\text{LIX}} \cdot T_{\text{LIX}}(t)}{M_{\text{RSU}}(t) \cdot c_{\text{RSU}} + M_{\text{LIX}}(t) \cdot c_{\text{LIX}}}$$

Ecuación 17

Consideraremos que la temperatura del lixiviado a la salida de la celda será igual a la temperatura de la celda en el momento t .

8.3.2.4 Transferencia de calor por calor latente de vaporización

El agua, al evaporarse, consume una determinada cantidad de calor denominado calor latente de vaporización. El número de moles necesario para saturar un mol de aire (N) depende fuertemente de la temperatura (T). Young (1992) ofrece una gráfica que se ajusta a la siguiente ecuación:

$$N = 0,0083 \cdot e^{0.0569Tt}$$

Ecuación 18

Si consideramos que el gas generado en el vertedero se encuentra saturado de vapor, entonces la cantidad de calor necesaria para saturar el gas generado será:

$$\Delta Q_{\text{vap}} = N \cdot G \cdot \Delta H_{\text{vap}}$$

Ecuación 19

donde:

ΔQ_{vap} : pérdida de calor por vaporización

N = número de moles necesarios para saturar un mol de gas (según Ecuación 18) a la temperatura T_t

G = moles de gas generados en la degradación anaerobia (del módulo de generación de biogás)

ΔH_{vap} = calor latente de vaporización, aproximadamente igual a 43.200 J/mol-agua (Thomas y Ferguson, 1999; Young (1992))

8.3.2.5 Transferencia de calor al biogás

El biogás sale del vertedero a una determinada temperatura, asociada a una cantidad de calor contenido.

El calor que se pierde con el gas será igual al calor que acumula el gas seco más el calor acumulado por el vapor.

$$\Delta Q_{gas} = C_{gas} * G * T_t + C_{vap} * N * G * T_t$$

Ecuación 20

Donde:

ΔQ_{gas} = pérdida de calor acumulado en el biogás

C_{gas} = calor específico del gas, igual a unos 30 J/(mol^oC), valor intermedio entre el calor específico del aire 29,22 J/(mol^oC) y el del metano 35,44 J/(mol^oC) (Thomas y Ferguson, 1999)

G = moles de gas generados en la degradación anaerobia (del módulo de generación de biogás)

T_t = Temperatura de la celda en el instante t

C_{vap} = calor específico del vapor, igual a 33,66 J/(mol.^oK)

N = número de moles necesarios para saturar un mol de gas (según Ecuación 18) a la temperatura T_i

La versión actual del modelo no posee un módulo de transporte del biogás, por lo que se considera que este gas generado en la celda, saturado de vapor, sale directamente del vertedero.

8.3.3 Resumen

En resumen, los pasos que se siguen en el establecimiento del modelo de temperaturas son los siguientes:

1. Cálculo de la temperatura inicial de la celda debido a procesos aerobios
 - a. Cálculo del calor generado: en función del consumo del oxígeno contenido en los poros más el difundido en los primeros 20 cm de cada tongada de residuos. Tendrá dos límites: el correspondiente al consumo de toda la masa biodegradable disponible, y el debido a la inhibición de los microorganismos a altas temperaturas.
 - b. Cálculo de las pérdidas de calor: por convección con el aire y por enfriamiento del agua de lluvia
 - c. Balance de calor
2. Cálculo, para cada celda y cada t , de la temperatura de la celda colocada en vertedero
 - a. La temperatura inicial será la debida a procesos aerobios
 - b. Cálculo de los parámetros térmicos: la conductividad térmica y la capacidad calorífica varían en cada momento en función del contenido de humedad de la celda.

- c. Cálculo de calor generado: en función de los moles de metano producidos
- d. Cálculo de las transferencias de calor: por conducción con las celdas adyacentes, por convección con el lixiviado circulante, por calor latente de vaporización del agua que sale con el biogás, por la salida de calor del vertedero con el gas saturado

El modelo MODUELO emplea diferentes periodos de cálculo para la transferencia de humedades dentro del vertedero (cada hora) y para la biodegradación (cada día). Por tanto, para adaptarnos a esta forma de cálculo, haremos lo siguiente:

- Cálculo de la temperatura final de la celda tras la mezcla con el lixiviado que ha entrado durante el periodo de cálculo (1 hora)
- Actualización de los valores de la capacidad térmica y la conductividad de los residuos con la humedad resultante del modelo de flujo
- Cálculo de las transferencias de calor por conducción. Actualización de la temperatura
- Cuando se calcule la degradación de la celda, primero se calcula la cantidad de calor generado, se actualiza la temperatura con esta temperatura se calculan las pérdidas de calor por vaporización y por la salida del biogás. Se actualiza la temperatura de nuevo.

Esta temperatura dentro de las celdas tendrá un valor máximo, pero no especificado en el programa, sino como producto de la autorregulación que incluye el factor de temperatura sobre los procesos de hidrólisis y degradación (punto 8.4.2). A partir de determinadas temperaturas, los procesos se hacen más lentos o incluso se inhiben, y por tanto se para la producción de calor hasta que la temperatura disminuya.

8.4 RELACIÓN DEL MÓDULO DE TEMPERATURAS CON EL RESTO DE MODULOS DE MODUELO

8.4.1 Módulo Hidrológico

El módulo de temperaturas se relaciona con el hidrológico a través de los siguientes fenómenos:

- El lixiviado, en su movimiento a través de los residuos, se convierte en un agente de transporte de calor por convección.
- El contenido de agua en las distintas celdas del vertedero afectará a los parámetros térmicos conductividad térmica y calor específico.
- La humedad de cada celda del vertedero determinará las velocidades de biodegradación, y por lo tanto, indirectamente, la generación de calor.

8.4.2 Módulo de Biodegradación

La temperatura influirá en las constantes de hidrólisis y de degradación, aumentándolas (y por tanto acelerando la biodegradación) hasta una temperatura máxima en la que se produce la inhibición de los microorganismos.

La versión inicial de MODUELO incorporaba un factor de temperatura (FT) que afectaba a la constante de hidrólisis K_h , de forma que:

$$d(MSólida)/dt = - K_h' (MSólida)$$

siendo:

$$K_h' = F_H * F_T * K_h$$

El factor F_T venía dado por la Tabla 20.

Tabla 20 Factor de temperatura FT en la primera versión de MODUELO

Temperatura en el interior de la celda (° C)	Coeficiente FT
$0 < T < 10$	0
$10 < T < 20$	$(T-10)*0.06$
$20 < T < 30$	$0.6+(T-20)*0.04$
$30 < T < 40$	1
$40 < T < 45$	$1-(T-40)*0.04$
$45 < T < 50$	$0.80+(T-45)*0.04$
$50 < T < 60$	1
$60 < T < 70$	$1-(T-60)*0.04$
$70 < T$	0

En la Figura 13 se compara este factor de temperatura con el propuesto por Young (1992) (ver punto 8.1.3.2). Asimismo, Young (1992) propone que la velocidad de degradación también depende de la temperatura según la Figura 12.

Asumiremos los factores de temperatura propuestos por Young. Por tanto, en cada etapa de cálculo de biodegradación, iremos al módulo de temperaturas para obtener la temperatura de la celda, obtendremos FTh y FTd (según las ecuaciones Ecuación 1 y Ecuación 2), factores de temperatura para la hidrólisis y la degradación respectivamente, y obtendremos las nuevas constantes de hidrólisis y degradación (factor de accesibilidad).

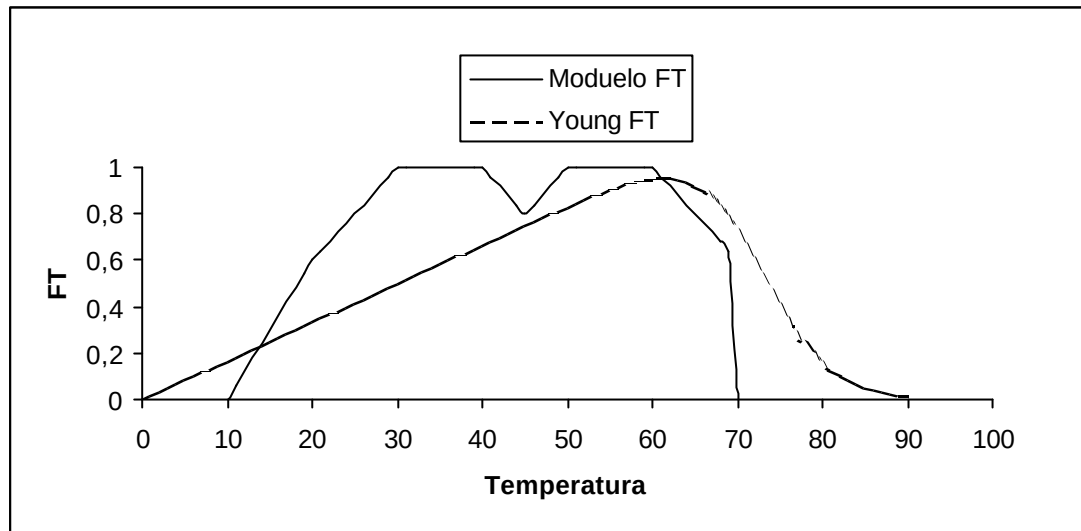


Figura 13 Factor de temperatura según MODUELO (versión inicial) y Young (1992)

$$FTh = \frac{T}{60(1 + \exp(T/4 - 18))}$$

$$FTd = \frac{e^{0,08T} - e^{0,05T}}{10,2745(1 + e^{0,45(T-40)})}$$

8.4.3 Módulo de Recirculación

La recirculación de lixiviados o aportación de agua al residuo puede influir en el campo de temperaturas de un vertedero a través de los siguientes fenómenos:

- El incremento de humedad producirá en general un aumento de la actividad biológica y por lo tanto en la generación de calor
- El aumento en el contenido de agua influirá en los parámetros térmicos, aumentando de forma importante el calor específico y disminuyendo generalmente la conductividad térmica.

- La aplicación de elevados caudales de lixiviados o agua al vertedero pueden producir un rápido enfriamiento de los residuos. Ges (1980) propone la saturación de los residuos (para operar los vertederos como biorreactores) permitiendo que el agua ascienda lentamente a través del residuo desde el fondo del vertedero, a velocidades no mayores de 1-2 m año⁻¹ para evitar estos efectos refrigerantes.

Para tener en cuenta estos efectos, MODUELO controlará la temperatura de los lixiviados a su salida por los sistemas de drenaje y llegada al depósito de almacenamiento de lixiviados, mezclándose con otros volúmenes de agua que accedan a dicho depósito (escorrentías y lluvia que se considerarán con una temperatura igual a la temperatura ambiente y las pérdidas de calor por superficie). De esta forma, el lixiviado que se va a recircular poseerá en cada instante de la simulación unas características térmicas y biológicas que serán las que modifiquen el estado de las celdas objeto de recirculación.

8.4.4 Módulo de Asientos

- La temperatura en cada punto del vertedero actúa indirectamente en los asientos, a través de su influencia en el módulo de biodegradación.
- A medida que aumentan los asientos, se reduce el volumen de huecos ocupados por aire, lo cual influirá en las propiedades térmicas de la celda. Sin embargo, esta variación no será tenida en cuenta en el modelo.

9 MODELO DE ASIENTOS

9.1 INTRODUCCIÓN

Los asientos en los espesores de residuos son uno de los principales fenómenos que es preciso tener en cuenta en la explotación y post-clausura de un vertedero. La magnitud de estos asientos es en general muy importante, pudiendo incluso alcanzar el 50% de la altura inicial de residuos depositados (Wall y Zeiss, 1992), con valores típicos entre el 5% y el 30% (Manassero *et al.*, 1997). Las implicaciones de la existencia de estos asientos, y por tanto el interés en su análisis son varias. Las más importantes son las siguientes:

- Aumento del volumen de vertedero disponible. Una parte de los asientos se producen durante el período de explotación del vertedero, en periodos relativamente cortos de tiempo. La consideración de estos asientos conlleva una importante mejora en la estimación de la vida útil de un vertedero.
- Los asientos pueden afectar a las estructuras instaladas en el vertedero (recogida de lixiviados y biogás, etc.) durante su explotación y en el periodo post-clausura (por ejemplo, provocan tensiones que dañen las capas de impermeabilización, pudiéndose producir el fallo de éstas).
- En el planteamiento de cualquier opción de rehabilitación o uso post-clausura de un vertedero, es fundamental tener en cuenta los asientos que se producen.
- Los asientos son uno de los parámetros empleados como medidores de la estabilización de los vertederos. Uno de los objetivos de llevar a cabo una aceleración del proceso de biodegradación de un determinado vertedero es precisamente minimizar la extensión de los asientos post-clausura.

El objetivo que se plantea con MODUELO, es incorporar un módulo de cálculo que permita estimar los asentamientos que va a sufrir el mismo tanto en explotación como en el periodo post-clausura. Así, se podrá estimar el incremento de vida útil del vertedero debido a los asentamientos, conocer y visualizar los asentamientos

9.2 LOS ASIENTOS EN LOS VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

El estudio de los asentamientos en los vertederos ha sido enfocado desde la perspectiva de los ingenieros geotécnicos, que han tratado de aplicar a los vertederos sus conocimientos sobre el asentamiento de suelos. En el desarrollo de este conocimiento, se han ido incorporando las peculiaridades específicas de los residuos sólidos.

9.2.1 Mecanismos de Asentamientos

Los mecanismos que gobiernan los asentamientos de los residuos urbanos son muy complicados. A la complejidad ya presente en el caso del asentamiento de suelos, se unen, entre otros factores, la extrema heterogeneidad de los residuos, la deformabilidad de sus componentes (en la mayoría de los suelos las partículas se consideran incompresibles), los grandes huecos asociados al relleno inicial y el fenómeno de la biodegradación, con la correspondiente pérdida de masa de partículas sólidas.

Estos mecanismos se pueden resumir en los siguientes:

1. Compresión física debida a distorsión mecánica, aplastamiento, doblamiento y reorientación.
2. Asentamientos debidos a “ravelling” o migración de pequeñas partículas dentro de los huecos entre las partículas grandes.
3. Comportamiento viscoso y fenómenos de consolidación tanto en el esqueleto sólido como en los componentes individuales

4. Asiento por descomposición, debido a la biodegradación de los componentes orgánicos
5. Colapso de componentes debido a cambios físico-químicos como corrosión, oxidación y degradación de componentes inorgánicos.

Estos mecanismos se pueden resumir en tres modos de asiento de los residuos sólidos urbanos (Manassero *et al*, 1997):

- Consolidación (cambio de tensiones efectivas): asiento resultante de la eliminación de agua en los materiales saturados recién depositados
- Contracción (descomposición de materia orgánica): proceso por el cual los sólidos orgánicos se descomponen gradualmente, resultando en una disminución del volumen del relleno
- Compactación (sobrecargas): reorientación de los sólidos en una configuración más densa debida a la pérdida gradual de rigidez en los sólidos fruto de un proceso de fluencia bajo sobrecarga o bien debido a su descomposición.

9.2.2 Factores

Un importante número de factores afecta a la magnitud de los asientos, y además están relacionados entre sí. Entre ellos se incluyen (Edil *et al.*, 1990):

1. Densidad inicial del residuo urbano
2. Contenido de material biodegradable
3. Altura del relleno
4. Historia tensional del residuo, incluyendo la compactación posterior al vertido
5. Nivel y fluctuación de los lixiviados

6. Factores ambientales (como el contenido de humedad y la temperatura)
7. Edad del vertedero

9.2.3 Fases en el Proceso de Asientos

En analogía con proceso de asientos de suelos, se han distinguido tres etapas fundamentales en el asentamiento de los residuos sólidos urbanos: compresión inicial, compresión primaria y compresión secundaria.

9.2.3.1 Compresión Inicial

La compresión inicial se produce directamente cuando se aplica una carga externa a un vertedero. Generalmente está asociada con la compactación inmediata de los espacios vacíos y de las partículas debidas a una carga superpuesta. Este tipo de asiento es análogo a la compresión elástica que se produce en los suelos y es prácticamente instantánea. Por ello, apenas aparece en la bibliografía sobre datos de asientos en vertederos, ya que la carga es aplicada antes del inicio de la toma de datos. En el caso de los suelos, se considera (Jiménez Salas y Justo Alpañes, 1975) que este tipo de asiento sólo es importante en suelos arcillosos muy fisurados (por cierre de las fisuras), en suelos orgánicos y en suelos parcialmente saturados.

9.2.3.2 Compresión Primaria

Es debida a la disipación del agua y el gas de los poros. En un vertedero completado, los asientos debidos a compresión primaria se producen con bastante rapidez. Algunos autores (Sowers, 1973) citan que dentro de los primeros 30 días tras la aplicación de la carga, mientras otros (De Poli *et al.*, 1999) consideran que este período es más largo, de 2 a 12 meses. Aunque las compresiones primaria y secundaria se producen simultáneamente, la magnitud de la consolidación primaria es mayor y enmascara los efectos de la consolidación secundaria en este periodo inicial. En el caso de los suelos de grano fino, estos asientos primarios son atribuidos a la expulsión del agua intersticial en un suelo saturado debido a la aplicación de cargas

(consolidación), y son analizados mediante la teoría de Terzaghi-Fröhlich. Sin embargo, en el caso de vertederos parece que otro tipo de mecanismos son los responsables de la compresión primaria (Wall y Zeiss, 1992). En primer lugar, los vertederos raramente están saturados. En segundo lugar, no se han encontrado diferencias entre celdas piloto saturadas y celdas sometidas a su humedad intrínseca. Finalmente, la permeabilidad de los residuos es muy alta, del orden de las arenas y las gravas, y por tanto no debería producirse una presión del agua en los poros intersticiales, ya que el líquido puede salir con facilidad de la masa del vertedero.

9.2.3.3 Compresión Secundaria

La compresión secundaria (Sowers, 1973) es atribuida a dos causas fundamentales: la degradación de los residuos e inestabilidades de la estructura de los mismos. Entre las inestabilidades destaca el “ravelling” o migración de pequeñas partículas dentro de los huecos (preexistentes o generados por la degradación) de las partículas grandes. Este tipo de asiento se puede producir durante largos periodos de tiempo (años). Existen pocas evidencias directas de su valor final, debido a la escasez de periodos de observación suficientemente largos, pero se establece un rango (Manassero *et al.*, 1997) entre el 10% y el 40% del espesor inicial del vertedero (al inicio de la compresión secundaria). Las expresiones para valorar el asiento por compresión secundaria son función únicamente del tiempo, aunque en los parámetros de ajuste se incluyan otros factores. Por ejemplo, se ha descrito mayores contenidos iniciales de materia orgánica o menores energías de compactación aplicadas hacen incrementar los asientos secundarios.

9.2.4 Asientos y Biodegradación

Para entender la contribución a los asientos de la descomposición de los residuos, deben considerarse tres elementos:

1. Cantidad de materia orgánica sólida que se descompone
2. La velocidad de descomposición

3. Cómo la pérdida de masa se transforma en asientos

En la degradación de los residuos, las partículas orgánicas sólidas se solubilizan y, a través de la metanogénesis, se transforman en metano y dióxido de carbono. Parece razonable que la reducción de sólidos esté directamente relacionada con un incremento en la magnitud de los asientos secundarios. Una vez en estado líquido, la materia orgánica sale del vertedero en forma de lixiviado o bien como biogás. Por tanto, la etapa fundamental a considerar es aquella en que los sólidos orgánicos pasan a fase líquida. Teniendo en cuenta que la mayoría de los compuestos degradables en los residuos urbanos son insolubles (celulosa y hemicelulosa), la mayoría del proceso de descomposición está limitado por la hidrólisis, y así es como se considera en el módulo de biodegradación de MODUELO.

9.3 MODELIZACIÓN DE LOS ASIENTOS EN UN VERTEDERO

9.3.1 Compresión Inicial

Los cálculos de la compresión inicial se han desarrollado para la estimación de los asientos inmediatos de las cimentaciones. Para ello se precisa considerar (medir o estimar) un módulo de elasticidad de los residuos definido por la Ecuación 21:

$$E_s = \frac{\Delta q H_0}{S_i}$$

Ecuación 21

donde:

E_s = módulo de elasticidad (kN/m^2)

q = incremento de tensión (kN/m^2)

H_0 = altura inicial de los residuos (m)

S_i = asiento debido a la compresión inicial (m)

Algunos valores de E_s se muestran en la Tabla 21 :

Tabla 21 Módulo de elasticidad

E_s (kN/m ²)	Comentarios	Referencia
43,57-52,23	Experimentos en celdas de 565 mm x 1710 mm. Densidad inicial 268,1-225,2 kg/m ³ El primer valor corresponde a celdas con biodegradación mejorada y el segundo a celdas con biodegradación inhibida.	Wall y Zeiss, 1995.
50-700	Función de la densidad del residuo. En vertederos reales.	Moore and Pedler, 1977
150-500	Para tensión vertical de 25 kPa	McDougall and Pyrah, 2001
200-500	Para tensión vertical de 50 kPa	McDougall and Pyrah, 2001
750-1400	Para tensión vertical de 100 kPa	McDougall and Pyrah, 2001
500-900	Para tensión vertical de 120 kPa	McDougall and Pyrah, 2001

9.3.2 Compresión Primaria

A pesar de que los principios de la teoría de Terzagui no son aplicables a las masas de residuos, y por tanto en su aplicación a vertederos es simplemente empírica, es esta formulación la que se emplea con mayor frecuencia en la descripción de los asentamientos debidos a compresión primaria. Con ella se han obtenido estimaciones razonables de la compresión primaria, y se han establecido rangos de variación para sus parámetros. La Ecuación 22 es la empleada:

$$S_p = C'_p H_0 \log \frac{s_{v0} + \Delta s_{v0}}{s_{v0}}$$

Ecuación 22

Siendo:

C'_p = índice de compresión primaria modificado = $C_p/(1+e_0)$

C_p = índice de compresión primaria

H_0 = altura inicial del relleno (m)

σ_0 = presión efectiva previa en el relleno (kPa)

$\Delta \sigma_0$ = sobrecarga efectiva (kPa)

e_0 = índice de vacíos tras la compresión inicial

9.3.3 Compresión Secundaria

La modelización de la compresión secundaria se basa fundamentalmente en leyes de ajuste empíricas (Palma, 1995). Las relaciones asiento-tiempo en este tipo de leyes han sido tradicionalmente de tipo asiento semilogarítmico, como la de Sowers, o del tipo de velocidad semilogarítmica, de Yen y Scalon. Otras relaciones son de tipo ley exponencial (como el modelo de Gandolla, el modelo reológico de Gibson y Lo, y el modelo Meruelo) o incluso hiperbólica. Salvo el modelo Meruelo, que para su desarrollo parte de fórmulas de degradación de los residuos, ningún modelo se basa para su formulación en los fenómenos biológicos que se producen dentro de un vertedero, ya que, o bien se tratan de leyes obtenidas simplemente por ajuste a datos empíricos, o bien se basan únicamente en consideraciones geotécnicas.

9.3.4 El Modelo de Asientos Secundarios “MERUELO”

El modelo MERUELO (1994) de predicción de asientos secundarios en vertederos de residuos urbanos fue desarrollado en el Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente y el Grupo de Geotecnia de la Universidad de Cantabria. En Arias (1994) se expone su formulación, mientras Palma (1995) lo aplica a resultados medidos en el vertedero de Meruelo (Cantabria) y lo compara con otros modelos existentes. Una versión modificada de este modelo, desarrollada para

ajustarlo a una serie de datos de asientos más larga, es propuesta por Díaz de Cerio, (1998).

Las principales hipótesis de MERUELO (Palma, 1995) son las siguientes:

1. Ya se ha comentado (punto 9.2.3.3) que los factores que dan lugar a los asientos secundarios son la degradación biológica y las inestabilidades en la estructura de tipo "ravelling". Estas inestabilidades corresponderían, por su descripción, a un colapso estructural. En vertederos actuales de alta e incluso media densidad, las densidades que alcanzan los residuos depositados son muy grandes para permitir la aparición de colapsos, y por lo tanto el proceso que quedaría como responsable fundamental de la producción de asientos sería la degradación. Por lo tanto, se desarrolla un modelo de asientos secundarios que depende únicamente de la biodegradación que se haya producido en el vertedero.
2. La degradación anaerobia es la responsable de los asientos a largo plazo.
3. La degradación anaerobia está condicionada por la etapa de hidrólisis de las macromoléculas orgánicas, siendo la velocidad de esta etapa la que marca la velocidad general del proceso.
4. El ritmo de hidrolización de un elemento de masa orgánica degradable varía inversamente a la masa remanente (no degradada). La relación entre ambos viene definida por la constante de hidrólisis, que se considera constante para condiciones ambientales constantes y únicamente depende de la humedad.
5. El proceso de explotación de un vertedero controlado se supone caracterizado por un ritmo de aportación de residuos constante.
6. La pérdida de masa de la fase sólida y la filtración hacia el exterior de los líquidos y gases que se producen dan lugar a una pérdida de masa

del conjunto del vertedero que sólo parcialmente se manifiestan como disminución de volumen.

7. El proceso de pérdida de masa y volumen se puede descomponer en dos sumandos: uno a volumen constante, que se manifiesta como pérdida de densidad, y otro a densidad constante que da lugar a un cambio de volumen y, en consecuencia, a asientos. El balance entre uno y otro efecto depende de las características del vertedero, fundamentalmente de la densidad y del grado de degradación de los residuos. En el caso de vertidos muy heterogéneos en tamaño, los residuos muy compactados tienen una estructura capaz de puentear las masas perdidas, traducándose la degradación en disminución de la densidad. Por el contrario, residuos de baja densidad traducirían la pérdida de masa en disminución de volumen en la misma proporción. Si la estructura es muy homogénea, la degradación también lo será, por lo que no tiene sentido que aparezcan los efectos arco o cúpula que llevan a que la pérdida de masa se traduzca en pérdida de densidad.
8. Para un tipo de residuo y una forma de compactación determinados, la relación entre las dos manifestaciones de pérdida de masa es constante (independiente del tiempo y del estado tensional).

Esta última hipótesis supone la definición de un coeficiente α como el porcentaje de asientos respecto a la altura inicial del residuo dividido entre el porcentaje de pérdida de masa respecto a la masa inicial.

Si expresamos los asientos en términos de descenso con respecto a un momento determinado, considerado como inicial, queda la siguiente formulación:

$$\Delta S = \frac{aH\text{COD}}{K_h T_c} (1 - e^{k_h T_c}) (e^{-k_h t} - e^{-k_h t_0})$$

Ecuación 23

Donde:

$\ddot{A}S$ = asientos ocurridos entre t_0 y t (mm)

t_0 = edad del relleno al inicio de las nivelaciones (días)

t = edad del relleno en la última nivelación (días)

$\acute{a}$ = coeficiente de pérdida de masa transformada en asientos

H = espesor inicial del relleno (mm)

COD = contenido de materia orgánica biodegradable de los residuos sólidos (tanto por uno)

T_c = tiempo de construcción del relleno (días)

k_h = coeficiente de hidrólisis (días)

El modelo queda definido por dos parámetros de ajuste, $\acute{a}$ y k_h . Como vemos, el modelo sigue una ley de tpo exponencial, pero, a diferencia de otros modelos, su obtención no proviene de un ajuste a datos experimentales, sino de la aplicación de una teoría de degradación de materia orgánica.

El modelo MERUELO fue aplicado a los datos de asientos obtenidos en la primera fase del vertedero de Meruelo en Cantabria. Este vertedero se fue desarrollando en 4 retranqueos, disponiéndose de medidas en varios puntos de cada retranqueo. El valor medio del coeficiente “ $\acute{a}$ ” fue de 0,264, variando entre 0,178 y 0,327. Se observó una variación de este coeficiente con la edad de los residuos, aunque menor que la de los parámetros de otros modelos comparados.

Asimismo, se aprecia una variación del coeficiente de hidrólisis con la edad media del relleno, cuando en las hipótesis del modelo éste es considerado constante. Esto indicaría que las predicciones de asiento final aumentarían, e igualmente lo haría el plazo de asiento perceptible. Cuando se trató de ajustar este modelo a una serie más larga de datos unos años después, se comprueba que los asientos son mayores

de los esperados. Por ello se desarrolla el modelo MERUELO MODIFICADO, en el que se añade un nuevo proceso de degradación, que responde también a una ley exponencial, y que sería complementario al de la hidrólisis. Así, una vez producida la primera descomposición de los residuos, el material resultante sufriría una descomposición secundaria que daría lugar a una nueva aparición de asientos. Esta segunda etapa de transformación estará ralentizada en el tiempo respecto a la etapa inicial de hidrólisis y dependería de la primera etapa de forma directa. Esta etapa queda caracterizada por el parámetro k_j . El modelo modificado se ajusta mucho mejor a los datos disponibles, apreciándose además que la proporción de asientos del nuevo proceso de degradación es mayor que la del proceso de hidrólisis ya considerado.

9.4 MODELO DE ASIENTOS PROPUESTO PARA MODUELO

Los modelos de asientos en vertederos hasta ahora han tendido a estudiar el comportamiento de la columna de residuos tras su clausura. Por tanto, estos modelos no modelizan procesos como biodegradación, compresión o transferencia de humedad dentro del vertedero, que se van produciendo durante el llenado del mismo. No tienen en cuenta cómo se lleva a cabo el proceso de aplicación de las cargas en el tiempo, ni cómo las capas inferiores de residuo (y en general las más antiguas) están sometidas a diferentes etapas en sus procesos de consolidación y degradación, y por tanto a una variación importante en sus propiedades. No pueden considerar los efectos de la heterogeneidad de los residuos, ni las distintas condiciones ambientales (mayor o menor humedad, temperatura, etc.). Todo lo anterior implica considerables limitaciones en los modelos y en el estudio de las diferentes variables que influyen en el asiento de los vertederos.

La concepción del programa MODUELO, con la división del vertedero en celdas y la simulación del historial de vertido, nos permite dar un paso más allá en la modelización del proceso de asientos.

Se ha elegido como filosofía la teoría de la consolidación unidimensional, con la división de los asientos en distintas etapas (inicial, primaria y secundaria). Se plantea

como unidad de cálculo la celda, sometida a subsiguientes incrementos de carga y evolucionando en su proceso de biodegradación.

9.4.1 Asientos Primarios

Consideraremos que los asientos iniciales se producen durante el extendido y compactación del residuo, y por tanto quedan incluidos en el espesor total final de la celda una vez acabada y cuyo dato es dado por el usuario. A partir de ahí, y una vez alcanzado un peso específico inicial, comienzan a producirse los asientos primarios por efecto del peso del propio residuo (incluido el agua que contenga) y de la capa de cobertura.

Para la estimación de los asientos primarios emplearemos la fórmula de la consolidación universal (Ecuación 22).

Los valores de C_p en la bibliografía oscilan entre **0,08** y **0,5**, estando la mayoría entre **0,15** y **0,30**. Sowers (1973) apreció un incremento de C_p al aumentar el contenido de materia orgánica del residuo. También se produce una variación en función de la compactación inicial que sufra el residuo, representado por el índice de poros inicial e_0 . A mayor compactación, menor C_p .

9.4.2 Asientos Secundarios

Para la estimación de los asientos secundarios, utilizaremos las hipótesis del modelo MERUELO, al que se le acopla el módulo de biodegradación del modelo MODUELO. Las hipótesis que se aplican son (ver punto 9.3.4):

- Los asientos secundarios se deben únicamente al proceso de biodegradación de los residuos.

- La relación entre los asientos producidos y la masa degradada es igual a una constante á característica del tipo de vertedero y los residuos depositados.

$$a = \frac{S_s / H}{RD / RT}$$

Donde:

á = coeficiente de pérdida de masa convertida en asientos

S_s= asientos (mm)

H= espesor del relleno (mm)

RD= Residuos degradados (kg)

RT= Residuos totales (kg)

9.4.3 Proceso de Cálculo de Asientos en MODUELO

En cada tiempo t, el programa calcula los asientos primarios y secundarios según los diagramas de flujo de la Figura 14 y la Figura 15. El asiento total será la suma de ambos. Se supone que sólo son posibles los asientos por eliminación de volumen de poros. Si el asiento da lugar a que la celda esté saturada, entonces el asiento estará limitado por el volumen de huecos disponible. Quedará entonces un asiento remanente que queda almacenado para producirse en cuanto exista volumen de huecos suficiente. Al saturarse la celda, tenderá a producirse un flujo de agua hacia el exterior que deje huecos vacíos para ser ocupados por nuevos asientos en el siguiente paso.

En cada paso, los asientos dan lugar a un cambio en las propiedades hidráulicas de la celda (punto 9.5).

El usuario debe introducir los valores de los parámetros C_p (asiento primario) y α (asiento secundario).

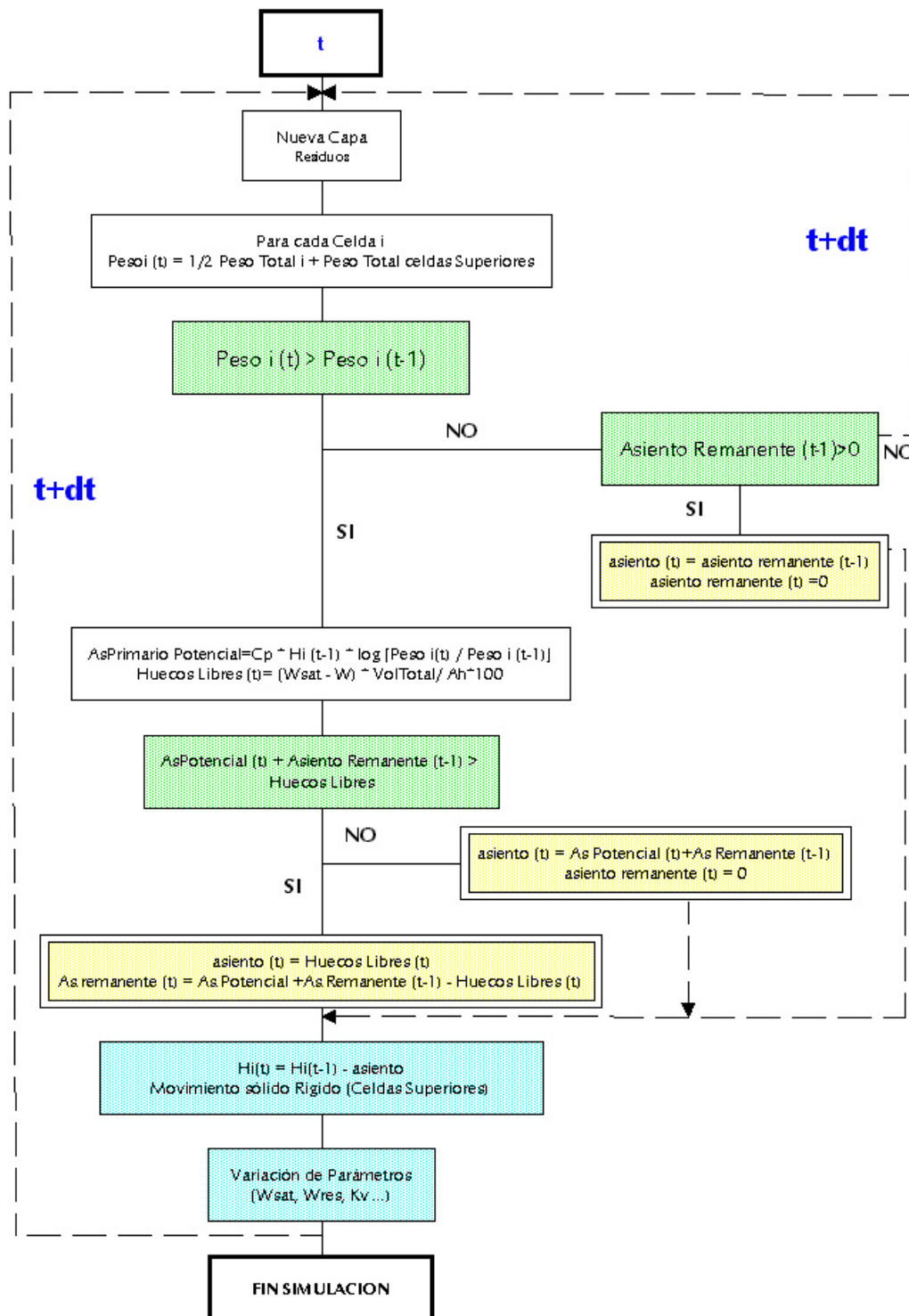


Figura 14 Diagrama de cálculo de los asientos primarios

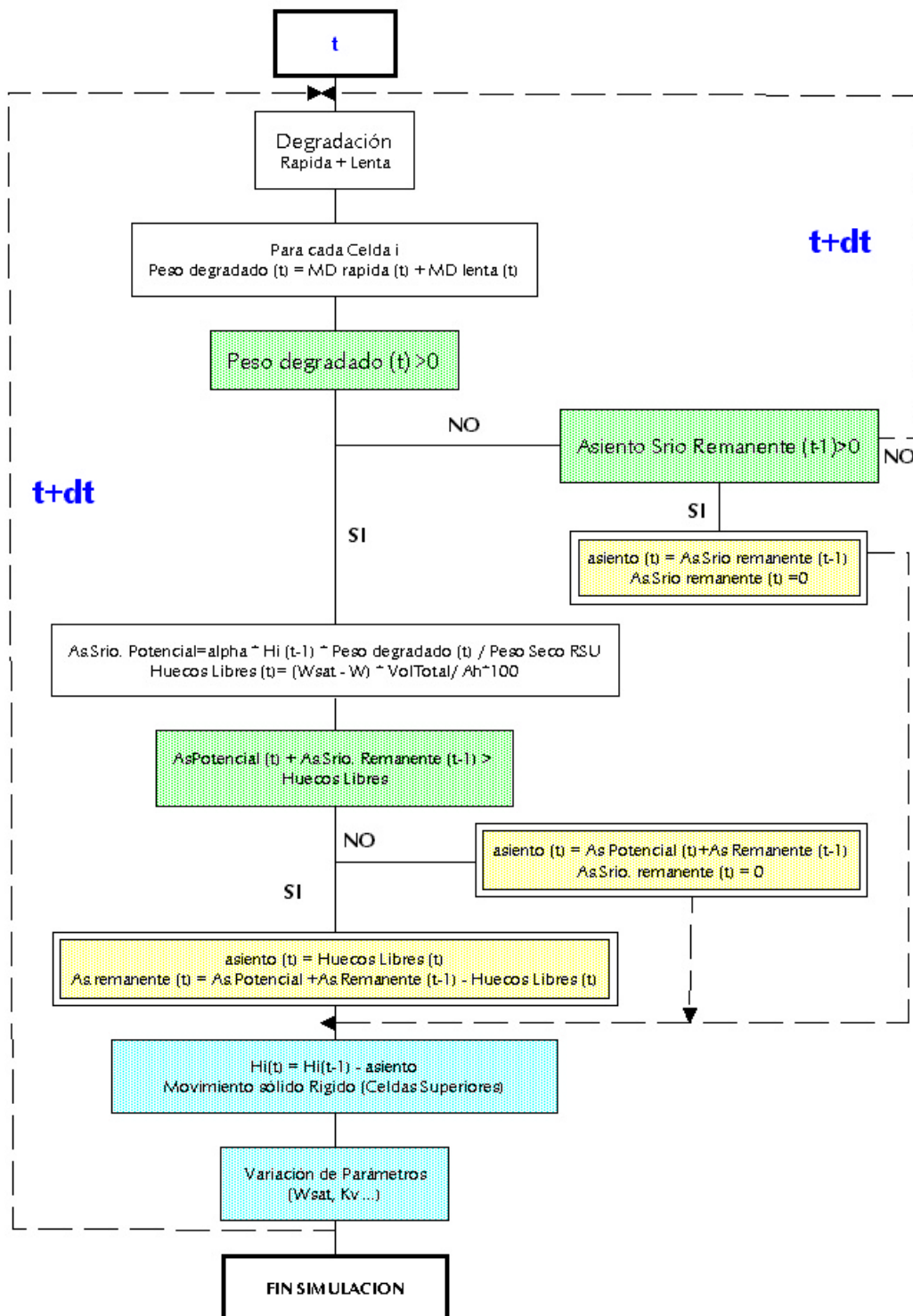


Figura 15 Diagrama de cálculo de los asientos secundarios

9.5 RELACIÓN DEL MÓDULO DE ASIENTOS CON EL RESTO DE MÓDULOS DE MODUELO

9.5.1 Módulo de Recirculación

Se ha constatado (Townsend *et al.*, 1996; El-Fadel, 1999) que la recirculación de lixiviados da lugar a un incremento en los asientos producidos.

La influencia de la recirculación sobre los asientos queda incluida en MODUELO a través de dos fenómenos:

- La aplicación de agua aumentará la humedad de los residuos, y por tanto se incrementará la constante de hidrólisis. Ello producirá una aceleración de los asientos secundarios
- El aporte de agua supone un importante incremento en el peso de las celdas y por tanto en las tensiones que sufren las celdas inferiores. De este modo, se incrementan los asientos primarios.

9.5.2 Módulo Hidrológico

9.5.2.1 Influencia de los Asientos en la Humedad de Saturación

El volumen de agua que el residuo puede ir acumulando depende directamente del volumen de huecos accesibles en relación a la masa o volumen total (huecos más sólido). Por tanto, estudiar cómo varía la humedad de saturación o contenido de agua por unidad de masa o volumen cuando todos los poros están llenos de líquido, equivale a seguir la evolución de la porosidad (n). Y ésta a su vez está estrechamente ligada a los fenómenos de asentamiento de los residuos.

Aceptando que los asientos son consecuencia de dos causas principales, la variación de la porosidad tendrá también dos componentes: uno función de la sobrecarga, que da lugar a la compresión del residuo y otro función de la degradación, que elimina masa de residuo y modifica su estructura.

9.5.2.1.1 Componente de “compresión” o “Primaria”

Se corresponde con la reducción del volumen de huecos como consecuencia de una mayor presión sobre la celda. En un paso de tiempo la variación primaria de la porosidad, Δn_{1^a} , será (Ecuación 24), donde ΔV_{1^a} es la reducción de volumen como consecuencia de la compresión.

$$\Delta n_{1^a} = \frac{\Delta V_{1^a}}{V}$$

Ecuación 24

9.5.2.1.2 Componente de “degradación” o “Secundaria”

La degradación y disolución del sólido produce una doble pérdida de volumen: se pierde volumen sólido con la masa lixiviada y además se genera una variación en la porosidad (n) que puede ser positiva o negativa (Manassero et al., 1997). En residuos con buen nivel de compactación la pérdida de masa se traduce en un aumento de la porosidad, pues el esqueleto principal en la celda se conserva, siendo mínima la reducción de volumen. En otros casos la degradación provoca no sólo un arrastre de masa sino también una reordenación de la masa remanente, disminuyendo el espacio libre entre sólidos (Ecuación 25). La densidad del sólido, r_{sol} , también puede sufrir variaciones por cambio en la estructura del residuo al degradarse, pero en primera aproximación, aceptando que esta variación no ha de ser importante, se asume constante. La densidad del sólido, r_{sol} , podrá entonces hallarse a partir de las características iniciales del residuo (Ecuación 26).

$$\Delta n_{2^a} = \frac{\Delta V_{2^a}}{V} - \frac{\Delta M}{r_{sol}}$$

Ecuación 25

$$r_{sol} = \frac{r_{ap} - w}{1 - n}$$

Ecuación 26

Donde ρ_{ap} es la densidad aparente inicial del residuo y w es la humedad.

Con estas condiciones y conocidos los asientos, la variación de $\omega_{SAT,VOL}(z;t)$ será igual a la suma de la evolución primaria y secundaria de la porosidad.

Tabla 22 Valores de la humedad de saturación publicados por varios autores

Valor (vol/vol)	REFERENCIA
0'4 – 0'5 (valores globales del vertedero)	Oweis,
0'671 (residuos “normales”) 0'168 (residuos con canalizaciones)	Schroeder
0'5 – 0'6	Korfiatis
0'3 - 0'4 (residuos de más de 15 años) 0'5 – 0'7 (residuos recientes)	Koda

9.5.2.2 Influencia de los asientos en la Capacidad de Campo

Dado que en el modelo de flujo en Zona No Saturada el concepto de la Capacidad de Campo es sustituido por el de Humedad Residual y Humedad Mínima, analizaremos los modelos existentes de la variación de la Capacidad de Campo para decidir cómo aplicarlo a los Modelos de Zona No Saturada.

El modelo de Huitric et al. (1980), relaciona la capacidad de campo de la masa de residuos en una capa i con el peso de las capas que la cubren. Es preciso adaptar la formulación a la forma de expresión de la humedad en MODUELO (% en volumen). Para ello se parte de la Ecuación 27.

$$w_{ps} = \frac{w_{VOL}}{g_{seco}} = \frac{w_{VOL}}{M(t)/V(t)}$$

Ecuación 27

De manera que el nuevo modelo de variación de la capacidad de campo será (Ecuación 28).

$$w_{CC} (\% \text{PesoSeco}) = \left[CCa_{ps} - \frac{CCa_{ps} - CCb_{ps}}{1 + CCc / W} \right]$$

Ecuación 28

siendo:

CCa = capacidad de campo inicial de los residuos, sin estar sometidos a presión, en % Peso Seco.

CCb = capacidad de campo mínima, que corresponde a la humedad que podría retener un residuo cuando está sometido a una presión infinita ($W_i = \infty$), en % Peso Seco.

CCc = un parámetro de calibración, como el anterior, que define la rapidez de la variación de la CC con la profundidad entre los valores extremos CCa y CCb, en Kg / m².

W = Peso Total sobre la celda entre area horizontal, en kg/m²

Tabla 23 Valores de la capacidad de campo de los residuos en vertedero observados por otros autores[ALG28].

Valor (vol/vol)	REFERENCIA
0'20 – 0'35 (valores globales del vertedero)	Oweis
0'292 (residuos “normales”) 0'073 (residuos con canalizaciones)	Schroeder
0'065 – 0'397	Huitric
0'25 – 0'40 (varía con la historia del vertedero)	Bengtsson
0'20 – 0'30	Korfiatis
0'32 - 0'38 (residuos de más de 15 años) 0'51 – 0'56 (residuos recientes)	Koda

Como ya hemos explicado anteriormente (punto 3), el concepto de Capacidad de Campo es sustituido en el Modelo de Flujo No Saturado por el de Humedad mínima. Según las condiciones de contorno y las características hidráulicas de una celda, la humedad mínima se estima según la expresión:

$$q_{\min_v} = q_{\text{res}} + \frac{q_{\text{sat}} - q_{\text{res}}}{\left(1 + (a|h|)^n\right)^m} \text{ (% vol)} \Rightarrow \text{Modelo Celda-Cobertura}$$

donde: $h = 10^{\text{PF}}$ $PF (a = 0.01) = 2.265$ $m = 0,5(n = 2)$

o bien

$$q_{\min_H} = q_{\text{res}} + \frac{q_{\text{sat}} - q_{\text{res}}}{\left(1 + (a|h|)^n\right)^m} \text{ (% vol)} \Rightarrow \text{Modelo Celda - Impermeable}$$

donde: $h = 10^{\text{PF}}$ $PF = 2.22$ $m = 0,5(n = 2)$

Para simplificar los cálculos en MODUELO y evitar que se convierta en un cálculo iterativo, aplicaremos la expresión de Huistic de la variación de la Capacidad de Campo a la variación de la Humedad Residual de la celda. De esta forma, y teniendo en cuenta las expresiones de cálculo de la Humedad mínima, su valor también cambiará durante la simulación.

Así, el modelo a aplicar será:

$$H_{\text{res}}(\% \text{PesoSeco}) = \left[CCa_{ps} - \frac{CCa_{ps} - CCb_{ps}}{1 + CCc/W} \right]$$

siendo:

CCa = Humedad residual inicial de los residuos, sin estar sometidos a presión, en % Peso Seco.

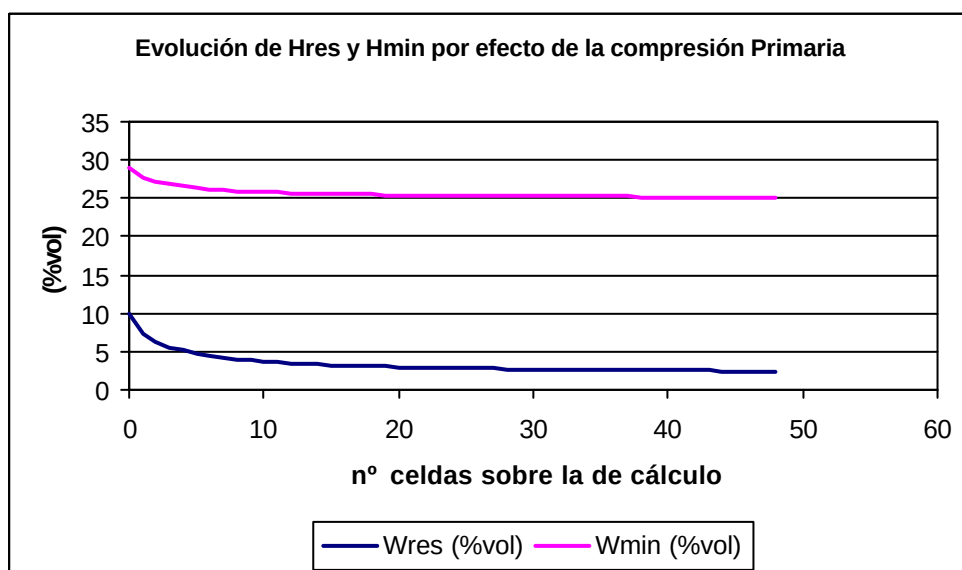
CC_b = Humedad residual mínima, que corresponde a la humedad que podría retener un residuo cuando está sometido a una presión infinita ($W_i = \infty$), en % Peso Seco.

CC_c = un parámetro de calibración, como el anterior, que define la rapidez de la variación de la Humedad Residual con la profundidad entre los valores extremos CC_a y CC_b , en Kg / m^2 .

W = Peso Total sobre la celda entre area horizontal, en kg/m^2

Así, por ejemplo, para una celda con las características que se incluyen en la tabla, si consideramos que la humedad saturada se mantiene constante y sólo varía la H_{res} (según Huistic por efecto del sobrepeso de las celdas superiores), la evolución de H_{res} y H_{min} (según las expresiones de cálculo), será del tipo:

Densidad Seca	0,42	ton/m3		
Wsat	50	%vol	119,05	% Pso Seco
Wres	10	%vol	23,81	% Pso Seco
Wtot	45	%vol	107,14	% Pso Seco
Wmin	29,1	%vol	69,27	% Pso Seco
CCa	10	%vol	23,81	% PsoSeco
CCb	2	%vol	4,75	% PsoSeco
CCc	10000	Kg/m2		



9.5.2.3 Influencia de los Asientos en la Permeabilidad

A medida que se comprimen los residuos, se producirá una reducción en la conductividad hidráulica saturada por reducción del volumen de huecos disponible para el flujo.

La influencia de los asientos en el flujo de agua dentro del vertedero se considerará únicamente con la variación de la permeabilidad saturada, que en el caso del Modelo de Drenaje Libre, también modificará la permeabilidad no saturada K_v , de acuerdo con la expresión:

$$K_v = K_{vsat} * K_r(q, \alpha, n)$$

Ecuación 29

Existen pocos datos de conductividades hidráulicas de residuos *medidas in situ*. En la Tabla 25 se muestran los resultados de diversos estudios.

En el intento de obtener la variación de la conductividad hidráulica en las distintas capas del vertedero, se han obtenido diversas relaciones en función de la profundidad, de tensión efectiva a la que está sometido el residuo, de la densidad seca y de la deformación experimentada.

Rowe, R.K. y Nadarajah, P. (1996) midieron la permeabilidad en 150 puntos a diferentes profundidades (de 1,5 a 40 m.) del vertedero Fresh Kills de Nueva York. Obtienen valores muy dispersos, atribuidos a la heterogeneidad de los residuos. Por ejemplo, para profundidades de 3 metros, presentan valores entre 10^{-6} y 5×10^{-2} . Sin embargo, la nube de puntos muestra una tendencia a la disminución de K al aumentar la profundidad, recogida en la Ecuación 30.

$$K = 0,00018e^{-0,269Z}$$

Ecuación 30

Tabla 24 Conductividad hidráulica de los residuos en distintos estudios

Densidad del residuo (húmeda) Kg/m ³	Conductividad hidráulica m/s	Condiciones	REFERENCIA
89-148 148-208 208-267 303	$10^{-4,0}$ - $10^{-3,7}$ $10^{-4,2}$ - $10^{-3,7}$ $10^{-4,4}$ - $10^{-4,2}$ $10^{-4,7}$	Lisímetro D ₅₀ =92 mm	Fungaroli&Steiner (1979)
574 787 838 1140	$10^{-3,8}$ $10^{-4,3}$ $10^{-4,5}$ $10^{-5,2}$		Oweis&Kehra (1986)
600 1000 1200	$\sim 10^{-5,8}$ $\sim 10^{-7,0}$ $\sim 10^{-8,0}$	Muestras de auger flights	Bleiker <i>et al.</i> (1984)
-	$10^{-5,7}$	Valores por defecto del HELP	Schroeder <i>et al.</i> (1984)
-	$10^{-5,0}$ - $10^{-5,8}$	Medida in situ	Oweis <i>et al.</i> (1990)
-	$10^{-2,4}$	-	Korfiatis <i>et al.</i> (1984)
-	$10^{-6,7}$ - $10^{-5,6}$	Slug tests In situ	Hentges <i>et al.</i> (1993)
- -	$10^{-2,7}$ $10^{-4,2}$	Ligeramente compactados Altamente compactados	Ettala (1987)

Fuente: Bleiker, D.E., Farquhar, G. and McBean, E. (1995)

Bleiker *et al.* (1993) estudiaron la permeabilidad de los residuos en el vertedero Keele Valley de Toronto. Muestran unos gráficos K-Tensión efectiva y K-Densidad seca, cuyos mejores ajustes corresponden respectivamente a la Ecuación 31 y la Ecuación 32.

$$K = 1,000915 s^{-1,267}$$

Ecuación 31

K =conductividad hidráulica (ms^{-1})

ó= tensión efectiva (kPa)

$$K = C_1 e^{-C_2 d_{\text{seca}}}$$

Ecuación 32

K =conductividad hidráulica (ms^{-1})

d_{seca} = densidad seca del residuo (kg m^{-3})

$C_1 = 0,0001$

$C_2 = 0,0076$

Bleiker *et al.* (1995) aplican la relación, obtenida por Parker *et al.* (1987) para espumas industriales, entre la permeabilidad y la deformación del residuo (Ecuación 33).

$$K = K_{\text{inicial}} \cdot \exp\left(-C_k \cdot \frac{H_0 - H}{H}\right)$$

Ecuación 33

K= conductividad hidráulica saturada (m s^{-1})

K_{inicial} = conductividad hidráulica saturada (m s^{-1}) sin deformación

C_K = constante adimensional

H_0 = espesor inicial de la capa de residuos (m)

H = espesor de la capa de residuos *in situ* (m)

Aplicando una serie de condiciones para ajustar esta ecuación al vertedero de Brock West, obtiene como valores de las constantes: $K_{\text{inicial}} = 0,0124 \text{ m s}^{-1}$ y $C_K = 14,8$.

La Tabla 25 muestra un ejemplo en el que se calcula la permeabilidad de cada capa de un vertedero por los diferentes métodos descritos. Para los cálculos se supone un espesor inicial de las capas de residuo de 6 m, con una cobertura de 15 cm de un material de densidad 2000 kg m^{-3} . La densidad inicial de los residuos es de 600 kg m^{-3} , siendo la densidad seca inicial de 460 kg m^{-3} . Se suponen únicamente asientos primarios, empleando la formulación de Terzaghi para su estimación. No se considera la pérdida de masa por biodegradación ni los posibles cambios de humedad con el tiempo.

Tabla 25 Ejemplo: Propiedades de las capas de residuos en un vertedero

Espesor inicial capas H0 (m)	z (m)	dinicial (kg/m3)	dseca inicial (kg/m3)	Masa húmeda (kg/m2)	Masa seca (kg/m2)	V inicial (m3/m2)	Peso cobertura (0,15 m de material de 2000 kg/m3)	ó0 (kPa)	Äó (kPa)	Espesor <i>in situ</i> (m)	Cp	Asiento (m)	dseca (Kg/m3)	d (kg/m3)	K (dseca) (m/s)	K(H) (m/s)	K(Z) (m/s)	K(ó) (m/s)
6	3,15	600	460	3600	2760	6,00	300	21	0	6,00	0,5	0,000	460	600	3,03E-06	1,24E-02	7,71E-05	3,60E-06
6	9,30	600	460	3600	2760	4,63	300	21	39	4,63	0,5	1,368	596	777	1,08E-06	1,57E-04	1,48E-05	3,60E-06
6	15,45	600	460	3600	2760	4,13	300	60	39	4,13	0,5	0,504	669	872	6,21E-07	1,51E-05	2,82E-06	8,95E-07
6	21,60	600	460	3600	2760	3,83	300	99	39	3,83	0,5	0,298	720	940	4,19E-07	2,84E-06	5,39E-07	4,68E-07
6	27,75	600	460	3600	2760	3,62	300	138	39	3,62	0,5	0,207	762	993	3,06E-07	7,56E-07	1,03E-07	3,06E-07
6	33,90	600	460	3600	2760	3,47	300	177	39	3,47	0,5	0,157	796	1038	2,36E-07	2,50E-07	1,97E-08	2,22E-07
6	40,05	600	460	3600	2760	3,34	300	216	39	3,34	0,5	0,125	826	1077	1,88E-07	9,58E-08	3,77E-09	1,72E-07
6	46,20	600	460	3600	2760	3,24	300	255	39	3,24	0,5	0,103	852	1112	1,54E-07	4,11E-08	7,21E-10	1,40E-07
6	52,35	600	460	3600	2760	3,15	300	294	39	3,15	0,5	0,088	876	1142	1,29E-07	1,92E-08	1,38E-10	1,16E-07
6	58,50	600	460	3600	2760	3,08	300	333	39	3,08	0,5	0,076	897	1171	1,09E-07	9,57E-09	2,64E-11	9,94E-08
6	64,65	600	460	3600	2760	3,01	300	372	39	3,01	0,5	0,067	917	1196	9,38E-08	5,05E-09	5,04E-12	8,63E-08
6	70,80	600	460	3600	2760	2,95	300	411	39	2,95	0,5	0,059	936	1221	8,16E-08	2,79E-09	9,64E-13	7,60E-08
6	76,95	600	460	3600	2760	2,90	300	450	39	2,90	0,5	0,053	953	1243	7,16E-08	1,61E-09	1,84E-13	6,77E-08
6	83,10	600	460	3600	2760	2,85	300	489	39	2,85	0,5	0,048	969	1264	6,33E-08	9,55E-10	3,52E-14	6,10E-08

Para la estimación de la variación de K en las distintas capas, se selecciona el método de cálculo en función de la densidad seca (Ecuación 32). Así, podremos tener en cuenta los efectos que sobre la densidad, y por tanto sobre la permeabilidad, tienen la pérdida de masa y la pérdida de volumen. En MODUELO, la pérdida de volumen en cada capa y en cada momento será la suma de los asientos primarios y los secundarios.

Dado que en MODUELO es el usuario el que introduce los valores iniciales de las permeabilidades de los distintos materiales, La Ecuación 32 deberemos modificarla de la forma (Ecuación 34). Así, el primer parámetro C'_1 representa a la permeabilidad inicial, es decir, la correspondiente a la densidad seca inicial del residuo. De este modo, si tenemos un valor de la densidad inicial pero no de su permeabilidad, la estimamos mediante la Ecuación 35.

$$K = C'_1 \exp [-C'_2 (d_{\text{seca}} - d_{\text{seca ini}})]$$

Ecuación 34

Donde:

$d_{\text{seca ini}}$ = densidad seca inicial del residuo (kg/m^3)

$$C'_1 = \exp (\ln C_1 - C_2 d_{\text{seca ini}}) = \exp (-9.21 - 0,0076 d_{\text{seca ini}})$$

Ecuación 35

$$C'_2 = C_2 = 0,0076$$

Ecuación 36

En la versión 3.0 de MODUELO se considera el parámetro $C_2 = 0.0076$ y $C_1 = K_{\text{sat ini}}(\text{material})$

Otra posibilidad es que el usuario conozca o estime los valores iniciales tanto de la densidad como de la permeabilidad del residuo que coloca en el vertedero. Entonces, lo que hacemos es suponer que la variación de la permeabilidad con la densidad seca es la que establecen tanto la Ecuación 32 como la Ecuación 34 (es

decir, la pendiente de la recta en el gráfico Log- d_{seca} es constante). Esto implica que la permeabilidad disminuye en un orden de magnitud cada vez que la densidad seca aumenta en unos 303 kg/m³. Este valor se obtiene simplemente aplicando logaritmos en base 10 en la Ecuación 34. Así, la pendiente de la recta es 0,0076*Log(e), es decir, 0,0033. Por la propia definición de pendiente de una recta, tendremos entonces que la relación entre dos puntos de valores (d_{seca1}, k_1) y (d_{seca2}, k_2) es (Ecuación 37):

$$\text{Log} \frac{k_1}{k_2} = 0,0033(d_{seca2} - d_{seca1})$$

Ecuación 37

Por tanto, la ecuación a emplear será la Ecuación 38:

$$K = K_0 \exp[-0,0076 (d_{seca} - d_{secaini})]$$

Ecuación 38

Donde:

K_0 = permeabilidad inicial del residuo (m/s)

$d_{secaini}$ = densidad seca inicial del residuo (kg/m³)

En caso de que el usuario disponga de dos pares de valores medidos densidad seca-permeabilidad (d_1, k_1) y (d_2, k_2), podrán modificarse los parámetros de ajuste dados por defecto (Ecuación 39 y Ecuación 40) (Este caso no se ha introducido en el modelo actual, ya que C_2 es fijo con un valor 0.0076). Es decir, consideramos que la variación de la permeabilidad con la densidad seca es la de la Ecuación 32 con valores de los parámetros:

$$C_2 = \frac{\ln k_2}{(d_1 - d_2) \ln k_1}$$

Ecuación 39

$$C_1 = \frac{k_1}{\exp(-C_2 d_1)}$$

Ecuación 40

9.5.2.4 Influencia de los Asientos sobre el flujo por Canales Preferenciales

El flujo a través de canales preferenciales irá disminuyendo a medida que el vertedero va envejeciendo, dado que las canalizaciones presentes inicialmente en el residuo variarán con el tiempo debido principalmente a dos fenómenos: la compactación del propio residuo y la colmatación de estas canalizaciones por el arrastre de finos y por la degradación de la materia orgánica presente en el residuo.

Si recordamos los parámetros que nos caracterizan el residuo frente al flujo preferencial, tenemos:

- μ = % del Volumen de la celda que se encuentra con canales preferenciales.
- f_k = factor de la permeabilidad saturada del material en la zona canalizada.

Como el factor f_k se aplica sobre la permeabilidad saturada del material y como ya hemos indicado en el apartado anterior, la permeabilidad variará en función de la densidad de la celda, la permeabilidad de la zona canalizada variará de forma directa por efecto de los asientos (primarios y secundarios).

En cuanto al volumen de la celda que se encuentra canalizado, deberemos introducir una expresión que nos haga variar el porcentaje a lo largo de la simulación. Dado que ningún autor consultado presenta expresiones que puedan permitir la estimación de los nuevos valores de μ , consideraremos que este sólo varía por efecto de la compactación del residuo siguiendo una tendencia análoga a la variación de la Humedad Residual. De esa forma, si μ varía entre su valor inicial (introducido por el usuario) y cero (cuando el residuo esté tan compactado que ya no se produzcan flujos preferenciales), la expresión que nos permite calcular el % del volumen canalizado a lo largo del tiempo será:

$$m(\%Vol.Canalizado) = m_{inicial} \left[1 - \frac{1}{1 + CCc / W} \right].$$

siendo:

CCc = igual al parámetro de calibración de la variación de la Humedad Residual, como el anterior, que define la rapidez de la variación de μ con la profundidad entre los valores extremos $\mu_{inicial}$ y cero, en Kg / m².

W = Peso Total sobre la celda entre area horizontal, en kg/m²

9.5.3 Módulo de Biodegradación

El modelo de asientos de MODUELO, tal y como ha quedado explicado en el desarrollo del mismo (punto 9.3.4), está íntimamente ligado al módulo de biodegradación a través del coeficiente de pérdida de masa transformada en asientos “á”.

El módulo de biodegradación no se ve directamente afectado por el proceso de asientos. Se puede apreciar una relación indirecta, puesto que la biodegradación depende de la humedad del residuo, y al influir los asientos en módulo hidrológico, se verá afectada a su vez la distribución de humedades en el vertedero.

9.5.4 Módulo de Temperaturas

La temperatura en cada punto del vertedero actúa indirectamente en los asientos, a través de su influencia en el módulo de biodegradación.

No se plantea ningún tipo de relación inversa, es decir, de los asientos en las temperaturas.

10 BIBLIOGRAFIA

10.1 LIBROS

Ven Te Chow, David Maidment y Larry Mays, *Hidrología aplicada*, McGraw-Hill Interamericana S.A., Santafé de Bogotá, Colombia,1994.

María Fantelli Lamía, *Estudio de producción en cantidad y calidad de los lixiviados del vertedero de Meruelo*, Tesina de Magíster. Dpto. Ciencias y técnicas del agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria,1990.

Miguel Ángel Gómez Martín, *Estudio hidrológico de vertederos controlados de RSU: Vertederos de Gipuzkoa y Navarra*, Tesis Doctoral, Dpto. de Geodinámica, Universidad del País Vasco,Febrero, 1997.

Arturo Arias Ibarra, *Modelo de asentamiento de vertederos controlados de RSU*, Tesina de Magíster en Ingeniería Ambiental, Universidad de Cantabria,1994.

Cristóbal Jiménez Cavallo, *Modelo de producción de biogás en vertederos controlados de RSU*, Tesina de Magíster en Ingeniería Ambiental, Universidad de Cantabria,1995.

Samuel Pineda Mazuya, *Modelo de producción de biogás y lixiviados en vertederos controlados de RSU*, Tesina de Magíster en Ingeniería Ambiental,Universidad de Cantabria,1996.

Santiago Martín Gonzalez,*Producción y recuperación del biogás en vertederos controlados de RSU: Análisis de variables y modelización*,Tesis Doctoral. Dpto. de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente,Universidad de Oviedo,1997.

Juan Palma González,*Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de RSU*,Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,Universidad de Cantabria,1995.

Tchobanoglous, Theisen y Vigil, *Gestión Integral de Residuos Sólidos*, Ed. McGraw-Hill, 1994.

Tchobanoglous, George; THEISEN, Hilary Y VIGIL, Samuel A. (1996) Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid, McGraw-Hill, Inc.

Schroeder, Dozier, Zappi, McEnroe, Sjostrom y Peyton, *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. Engineering documentation & User's Guide for Version 3*, EPA, US Environmental Protection Agency Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio, 1994.

Schroeder, McEnroe, Sjostrom y Peyton, *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. Engineering documentation & User's Guide for Version 2*, EPA, US Environmental Protection Agency Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio, 1992.

Szanto, Tejero, et al., *Asesoría técnica al desarrollo del Plan de Gestión de RSU*, Informe 2 (Junio 1990), Informe 3 (Agosto 1990) e Informe 4 (Octubre 1990), Fundación Leonardo Torres Quevedo, Universidad de Cantabria para la Consejería de Ecología, Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Diputación Regional de Cantabria, Consejería.

Varios, *Asesoría geotécnica para la construcción y explotación de vertederos y otras obras asociadas al Plan de Gestión de RSU de Cantabria*, Informe de seguimiento del 31 de Mayo de 1990, Fundación Leonardo Torres Quevedo, Universidad de Cantabria para la Consejería de Ecología, Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Diputación Regional de Cantabria.

Varios, *Los Residuos Sólidos en Cantabria*, Fundación Leonardo Torres Quevedo, Universidad de Cantabria para la Consejería de Ecología, Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Diputación Regional de Cantabria, Consejería.

M. Th. van Genuchten, *Numerical Solutions of the one-dimensional Saturated-Unsaturated Flow Equation*. Research Report 78-Wr-09. Water Resources Program Department of Civil Engineering Princeton University.

10.2 ARTÍCULOS

M.A. GÓMEZ, I. ANTIGÜEDAD Validación del HELP en el vertedero controlado de RSU Lapatx (Gipuzkoa), TecnoAmbiente, 77.

ZUBIAGA, BONILLA, ANTIGÜEDAD Y LUENGO, Cuantificación de Aguas de lixiviación en vertederos de residuos mediante simulación (Lapatx), II Congreso de Ingeniería Ambiental. Bilbao, 1991.

KHANBILVARDI, SHABBIR AHMED, GLEASON, Flow Investigation for Landfill Leachate (FILL), Journal of Environmental Engineering, vol 121, nº 1, Enero, 1995.

LANGE, CELLIER, DUNCHAK, A case study of the HELP model: actual versus predicted leachate production rates at a municipal landfill in northeastern Ohio, WQI, Nov-Dic, 1997.

PEYTON, SCHROEDER, Field verification of HELP model for landfills, Journal of Environmental Engineering, vol 114, nº 2, Abril, 1988.

TEJERO, SZANTO, FANTELLI, DÍAZ, Caracterización y tratabilidad de lixiviados de vertederos de RSU: Meruelo, Medio Ambiente-RETEMA, Nov-Dic, 1991.

KORFIATIS, DEMETRACOPOULOS, BOURODIMOS, Moisture Transport in a Solid Waste Column, Journal of Environmental Engineering, vol 110, nº 4, Agosto, 1984.

R K HAM, T J BOOKTER, Decomposition of Solid Waste in test Lysimeters, Journal of Environmental Engineering, vol 108, nº e6, Diciembre.

A. RAVEH, Y. AVNIMELECH, Leaching of pollutants from sanitary landfill models, Journal WPCF, vol 51, nº 11, Noviembre, 1979.

M. AKESSON, P. NILSSON, Seasonal changes of Leachate Production and Quality from Test Cells, Journal of Environmental Engineering, vol 123, nº 9, Septiembre, 1997.

DEMETRACOPOULOS, SEHAYEK, ERDOGAN, Modeling Leachate Production from Municipal Landfills, Journal of Environmental Engineering, vol 112, nº 5, Octubre, 1986.

POPOV, POWER, BALDASANO, BEM solution for design of trenches in multilayered landfills, Journal of Environmental Engineering, vol 124, nº 1, Enero, 1998.

ARELLANO, MONREAL, SQUELLA, Aprovechamiento del biogás de los rellenos sanitarios por la industria - caso Rancagua.

F G POHLAND Y B AL-YOUSFI, Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production, Water Science Technology, vol 30, nº 12, 1994.

ZEISS, WADE MAJOR, Moisture Flow Through Municipal Solid Waste: Patterns and Characteristics, Journal of Environmental Systems, vol 22(3), 1992-1993.

BENGTTSSON L., BENDZ D, HOGLAND W, ROSQVIST H., AKESSON M., Water balance for landfills of different age. Journal of Hydrology 158, 1994

HERRENO J. Y MONTERO O, Modulo. Modelo hidrológico, biológico u de producción para el diseño de vertederos. Manual de Usuario y Documentación Técnica. Departamento de Ciencias y Técnicas de Agua y Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

LOBO A., HERRERO J., MONTERO O., TEJERO I., Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). Waste Management & Research, 20, 2002.

BORDIER C., ZIMMER D., Drainage equations and non-Darcian modelling in coarse porous media or geosynthetic materials. Journal of Hydrology 228, 2000.

ROSQVIST H., DESTOUNI G., Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. Journal of Contaminant Hydrology, 46, 2000.

MCCREANOR P., REINHART D., Mathematical Modeling of Leachate Routing in a Leachate Recirculating landfill. Water Research, vol. 34, nº 4 , pp. 1285-1295, 2000.

POWRIE W., AL-THANI A.A., BEAVEN R.P. Y WHITE J.K., Modelling flow to Leachate Wells in Landfills. Proceedings "Sardinia 2001", 8th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy,. pp. 615-622

MCCREANOR P., REINHART D., Hydrodynamic modeling of Leachate Recirculating Landfills. Water Science Technology, vol 34, nº 78, 1996.

LEE K., SUK H., CHOI S., LEE C.H., CHUNG S., Numerical Evaluation of Landfill Stabilization by Leachate Circulation. Journal of Environmental Engineering, June, 2001.

FOOSE G., BENSON C. Y EDIL T., Predicting Leakage through Composite Landfill Liners. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, June 2001.

HORTON R. The role of infiltration in the Hydrologic Cycle, Transactions American Geophysical Union, vol 14. pp 446 - 460, 1933

HORTON R. Analysis of Tunoff Plot Experiments with Varying Infiltration Capacity. Transactions American Geophysical Union, vol 20, pp 693 - 711, 1939.

PENMAN H.L., Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. Proc. R. Soc. London A., vol 193, 120 - 146, 1948

THORNWAITE C. y MATHER J., The water balance. Climatology vol 8 (1) 1995. Centerton, New Jersey USA.: Laboratoy of Climatology.

TURC L., Evaluation des besoins en eau d'irrigation, evapotranspiration potentielle, formule climatique simplifiée et mise à jour. Annales Agronomiques Vol.12, 13-49

M A BARLAZ, R K HAM, D M SCHAEFER, Microbial, chemical and methane production characteristics of anaerobically decomposed refuse with and without leachate recycling, Waste Management & Research, 10, 1992.

CHYNOWETH, GHOSH Y PACKER, Anaerobic processes, Journal WPCF, vol 51, nº 6, Junio, 1979.

AGUILAR-JUÁREZ (2000) Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Thèse de doctorat : l'INPT , spécialité physique et chimie de l'environnement, Toulouse, 233 p.

BISTONI, S., IRIARTE, A., LUQUE, V. Y SARABIA, L. (2000) Caracterización de un acumulador de piedra con flujo de aire no reversible. Disponible desde Internet en < <http://g.unsa.edu.ar/asades/actas2000/02-63.html>>. Con acceso el 21-02-2003.

COLLINS, H.J. (1993) Impact of the temperature inside the landfill on the behaviour of barrier systems. Proceedings "Sardinia '93", 4th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, pp. 417-432

DACH, J. AND JAGER J. (1995) Prediction of gas and temperature with the disposal of pretreated residential waste. Proceedings "Sardinia '95", 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, Vol I. pp. 665-677.

EL-FADEL, M., FINDIKAKIS A.N. AND LECKIE J.O. (1996a) Temperature effects in modelling solid waste biodegradation. Environmental Technology, vol. 17, pp.915-935.

EL-FADEL, M., FINDIKAKIS, A.N. AND LECKIE, J.O. (1996b) Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in sanitary landfills II. Model application. Waste Management & Research, vol. 14, pp. 537-551.

EL-FADEL, M., FINDIKAKIS, A.N. AND LECKIE, J.O. (1996c) Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in sanitary landfills I. Model formulation. Waste Management & Research, vol. 14, pp. 483-504.

EL-FADEL, M., FINDIKAKIS, A.N. AND LECKIE, J.O. (1997) Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in sanitary landfills III. Sensivity Analysis. Waste Management & Research, vol. 15, pp. 87-102.

EL-FADEL, M., FINDIKAKIS, A.N. AND LECKIE, J.O. (1999) Simulating temperature variations in landfills. Journal of Solid Waste Technology & Management, vol. 26, nº 2, pp. 78-86.

FINGER, S.M., HATCH, R.T., REGAN, T. M. Aerobic microbial growth in semisolid matrices: heat and mass transfer limitation. Biotechnology and Bioengineering, 1976, vol. 17, pp. 1193-1218.

HEIBROCK G. (1997) Desiccation cracking of mineral sealing liners Proceedings "Sardinia '97", 6th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, Vol III, pp. 101-113

HOLMAN, J.P. (1998): Transferencia de calor. McGraw Hill/Interamericana de España S.A.U., Madrid.

HOU, D., PAUL E. AND COUTURIER C. (1997) Heat and mass transfer in landfills and biogas recovery. Proceedings "Sardinia '97", 6th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, Vol. I, pp. 101-108

KOERNER, G. (2001) Overview of GRI Projects (Research). The Geosynthetic Institute Report, Vol. 15, Nº 3, pp.2-3. Disponible desde Internet en: <http://www.geosynthetic-institute.org/news/sept2001.pdf>. [con acceso el 27-8-2002]

LANNINI, S., HOU, D., AGUILAR, O. AND LEFEBVRE, X., (2001) The role of aerobic activity on refuse temperature rise, I. Experimental and numerical modelling. Waste Management & Research, vol. 19, pp. 58-69.

LEFEBVRE, X., LANNINI, S. AND HOU, D. (2000) The role of aerobic activity on refuse temperature rise, I. Landfill experimental study. Waste Management & Research, vol. 18, pp. 444-452.

REES J.F. (1980) Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, vol. 30, pp. 458-465.

SUK, H, LEE, K.K AND LEE, C.H. (2000) Biologically reactive multispecies transport in sanitary landfill. Journal of Environmental Engineering, vol. 126, Nº 5, pp. 419-427.

SWARBRICK. G. AND LETHLEAN, J. (2001) A thermodynamic model for MSW landfill degradation. Proceedings "Sardinia '2001", 8th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, Vol I. pp. 99-108.

TANAKA, N. ET AL. (1987) Study on production process of soluble pollutants in anaerobic landfill layer of municipal solid waste. Journal of hydraulic, coastal and environmental engineering, nº 485, pp. 217-225.

THOMAS, H.R. AND FERGUSON, W.J. (1999) A fully coupled heat and mass transfer model incorporating contaminant gas transfer in an unsaturated porous medium. Computers and Geotechnics, vol. 24, pp. 65-87.

THOMAS, H.R. AND FERGUSON, W.J. (1999) A fully coupled heat and mass transfer model incorporating contaminant gas transfer in an unsaturated porous medium. Computers and Geotechnics, vol. 24, pp. 65-87.

YOSHIDA H., HOZUMI H. AND TANAKA N. (1997) Theoretical study on temperature distribution in a sanitary landfill. En: Kamon, editor. Environmental Geotechnics. Rotterdam, pp. 323-328

YOSHIDA H., TANAKA N. AND HOZUMI H. (1997) Theoretical study on heat transport phenomena in a sanitary landfill. Proceedings "Sardinia '97", 6th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, Vol. I, pp. 109-120

YOSHIDA H., TANAKA N. AND HOZUMI H. (1999) Theoretical study on temperature distribution in landfills by three-dimensional heat transport model. Proceedings "Sardinia '99", 7th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, pp. 85-94

YOUNG (1992) Applications of Computer Modelling to Landfill Processes. United Kingdom DoE Report Number: CWM 039A/92. Oxford. Disponible desde Internet en <http://users.ox.ac.uk/~ayoung/LF/cwm039b.pdf> [con acceso el 19-02-2003].

ZANETTI M.C., MANNA L. AND GENON G. (1997) Biogas production evaluation by means of thermal balances. Proceedings "Sardinia '97", 6th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, Vol. II, pp. 523-531.

ARIAS, A. (1994) Modelo de asentamientos de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos. Tesina de Magister en Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria

BLEIKER D.E., FARQUHAR G. and McBEAN E. (1995) Landfill Settlement and the Impact on Site Capacity and Refuse Hydraulic Conductivity. Waste management and Research nº 13, pp. 533-554.

DE POLI, F., FABRIZI, F. AND RINALDI, L. (1999) Modelling Landfill Settlement for the Design of Biogas Plant and Top Cover. Proc. Sardinia 99, 7th International Waste Management and Landfill Symposium. Sta. Margherita di Pula, Cerdeña, Italia.

DÍAZ DE CERIO GASTÓN, D. (1998) Caracterización geotécnica del vertedero de residuos sólidos urbanos de Meruelo: interpretación del proceso de asientos. Proyecto de Investigación-Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria.

EDIL, T.B., RANGUETTE, V.J. and WUELLNER, W.W. (1990) Settlement of Municipal Refuse. Geotechnics of Waste Fills-Theory and Practice. ASTM STP n.1070, Philadelphia.

EL-FADEL, M. (1998) Leachate Recirculation Effects on Settlement and Biodegradation Rates in MSW Landfills. Environmental Technology, vol. 20, pp. 121-133.

JIMÉNEZ SALAS, J.A. y JUSTO ALPAÑES, J.L. (1975) Geotecnia y cimientos I. Propiedades de los suelos y de las rocas. Ed. Rueda. Madrid.

MANASSERO M., VAN IMPE W.F AND BOUAZZA A. (1997) Waste Disposal and Containment. En: Kamon, editor. Environmental Geotechnics. Rotterdam, pp. 1425-1473

McDOUGALL, J.R. AND PYRAH, I.C. Settlement in Landfilled Waste: Extending the Geotechnical Approach. Proc. Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium. Sta. Margherita di Pula, Cerdeña, Italia.

PALMA, J.H. (1995) Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos. Tesis Doctoral. ETSI de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria.

ROWE, K.R. y NADARAJAH, P. (1996) Estimating Leachate Drawdown Due to Pumping Wells in Landfills. Can. Geotech. J. , nº 33, pp. 1-10

SOWERS, G.F. (1973) Settlement of Waste Disposal Fills. Proc. 8th Int. Conf. Soil Mech. and Found Engrg., part 2, 207-210. Moscú, Rusia.

TOWNSEND, T.G., MILLER, W.L., LEE, H.J. AND EARLE, J.F.K. (1996) Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle. Journal of Environmental Engineering, vol. 122, nº 4, pp. 263-268.

WALL, D.K and ZEISS, C. (1992) Municipal Landfill Biodegradation and Settlement. Journal of Environmental Engineering, vol. 121, nº 3, pp. 215-224.

ADANI, F.; CALCATERRA, E. y MALAGUTTI, L. (2001): Preparation of a test for estimating biogas production from pre-treated urban waste en Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia. Vol I., pp.571-578.

AL-YOUSFI, BASEL, A. y POHLAND, Frederick G. (1998): Strategies for simulation, design and management of solid wastes disposal sites as landfills

bioreactors en Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, Vol. 2 N°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 en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.

BARLAZ, M.A.; HAM, R.K. y SCHAEFER, D.M.(1990): Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics en Critical Reviews in Environmental Control, Vol. 19 No.6, pp.557-584.

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.

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 en Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.

BONORI, B.; PASQUALI, G. y BERGONZONI, M. (2001): Landfill gas production valued with a mathematical method en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.

BUTLER, A.P.; ZACHAROF, A.I. y SOLLARS, J. (1999): A stochastic flow and transport model for landfill leachate production en Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia

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 en Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia. Vol. I, pp. 545 – 554.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. y LECKIE, J.O. (1996a): Transport of gas and heat in sanitary landfills I. Model Formulation. en Waste Management and Research Vol.14 N°6 pp. 483 - 504.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. y LECKIE, J.O. (1996b): Transport of gas and heat in sanitary landfills II. Model Application. en Waste Management and Research Vol.14 N°6 pp. 537-551.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. y LECKIE, J.O. (1996c): Transport of gas and heat in sanitary landfills III. Sensitivity analysis. en Waste Management and Research Vol.15 pp. 87 - 102.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. y LECKIE, J.O. (1997a): Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills en Environmental Technology Vol.18 pp. 669-686.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. y LECKIE, J.O. (1997b): Gas simulation models for Solid Waste Landfills en Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Vol.27 N°3 pp. 237-283.

EHRIG, H.J. y KRUEMPELBECK, I. (2001): The emission behaviour of old landfills in the aftercare phase en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia. Vol. IV, pp 313 – 323.

HAARSTRICK, A. y HEMPEL, D.C. (2001a): Anaerobic digestion in municipal landfills – conceptual considerations and development of structured biodegradation models en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia. pp 89 – 98.

HAARSTRICK, A.; HEMPEL, D.C.; OSTERMANN, L.; AHRENS, H.; DINKLER, D. (2001b): Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills en Waste Management and Research, Vol.19, pp. 320-331.

HALVADAKIS, C.P. (1983): Methanogenesis in solid-waste landfill bioreactors. Tesis doctoral en el Department of Civil Engineering de la Stanford University, Stanford, C.A., EE.UU.

HANEL, J.; DINKLER, D. y AHRENS, H. (2001): Coupled processes of waste degradation, gas and leachate transport in municipal landfills en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.

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 en Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, 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 en Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, 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 en Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia. Vol I, pp. 563 – 570.

LAQUIDARA, M. J. ; LEUSCHNER, A. P. y WISE D. L (1986): Procedure for determining potential gas quantities in an existing sanitary landfill en Water Science and Research Vol. 18 No. 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 en Water Science and Technology Vol.27 N°2, pp 225-234.

LEE, Kang-Kun; SUK Heejun; CHOI, Sang-il; LEE, Cheol Hyo y CHUNG, Sang-Young (2001): Numerical evaluation of landfill stabilization by leachate circulation en Journal of Environmental Engineering Vol. N°127 (6) pp.555-563.

MANNA, L.; ZANNETTI, M.C. y GENON, G. (1999): Modeling biogas production at landfill site en Resources, conservation and recycling Vol N°26, pp. 1–14.

MARTIN, D.J. y POTTS, L.G.A. (2001): A micro-reactor model of solid-state digestion en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.

McDOUGALL, J.R. y PHILP, J.C. (2001): Parametric study of landfill biodegradation modelling: methanogenesis and initial conditions en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.

OWENS, J.M. y CHYNOWETH, D.P. (1993): Biochemical methane potential of municipal solid waste (MSW) components en Water Science and Technology Vol.27. No.2, pp1-14.

POHLAND, F.G. (1975) Sanitary Landfill Stabilization with Leachate Recycle and Residual Treatment. EPA/600/2-75-043. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency.

POHLAND, F.G.; DERTIEN, J.T. y GHOSH, S.B. (1985): Leachate and gas quality changes during landfill stabilization of municipal refuse en Proceedings of the Third International Symposium on Anaerobic Digestion. Massachusetts. pp 185 – 201.

SHELLEY, M.L.; NIXON, W.B.; BLECKMANN, C.A.; COLDORN, P.A. y BENTER, B.D. (2001): Dynamic simulation of landfill waste stabilization en Journal of Environmental Engineering, Vol.127 N°12.

STRAUB, W. A. y LYNCH, D.R. (1982a) Models of landfill leaching: moisture flow and inorganic strength in Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, Vol. 108, Nº 2, pp. 231–250.

STRAUB, W. A. y LYNCH, D.R (1982b) Models of landfill leaching: organic strength in Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, Vol. 108, Nº 2, pp. 251–268.

VINCENT, F.; BEAUDOING, G. y COLIN, F. (1991): “Waste behaviour modelling: a numerical model to describe the flow, transport and biodegradation processes” en Proceedings Sardinia 1991, Third International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, 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” en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia. pp 109 –118.

WILLIAMS, N.; POHLAND, F.; MCGOWAN, K. y SOUNDERS, M. (1987): Simulation of leachate generation from municipal solid waste. EPA/600/2-87/059. U.S.

YOUNG Alan (1995): “Mathematical modelling of the methanogenic ecosystem” en SENIOR, Eric (1995): Microbiology of landfill sites. Estados Unidos. Lewis Publishers.

ZACHAROF, A.I. y BUTLER, A.P. (1999): “Modelling biodegradation processes in heterogeneous landfill waste” en Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, 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” en Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.

ZHENDER, A.J.B.; INGVORSEN, Kjeld y MARTI Therese (1982): Microbiology of methane bacteria en Anaerobic digestion: second international symposium. Hughes et al., Eds., Elsevier biomedical Press, Amsterdam. Pp 45 – 66.