

CAPÍTULO 3

ELIMINACIÓN DE DESECHOS SÓLIDOS

Autores

Riitta Pipatti (Finlandia), Per Svardal (Noruega)

Joao Wagner Silva Alves (Brasil), Qingxian Gao (China), Carlos López Cabrera (Cuba), Katarina Mareckova (República Eslovaca), Hans Oonk (Países Bajos), Elizabeth Scheehle (Estados Unidos), Chhemendra Sharma (India), Alison Smith (Reino Unido) y Masato Yamada (Japón)

Autores colaboradores

Jeffrey B. Coburn (Estados Unidos), Kim Pingoud (Finlandia), Gunnar Thorsen (Noruega) y Fabian Wagner (Alemania)

Índice

3	Eliminación de desechos sólidos	
3.1	Introducción	3.6
3.2	Cuestiones metodológicas.....	3.6
3.2.1	Elección del método	3.6
3.2.2	Elección de los datos de la actividad.....	3.13
3.2.3	Elección de los factores y parámetros de emisión	3.14
3.3	Uso de las mediciones en la estimación de las emisiones de CH ₄ procedentes de los SEDS.....	3.21
3.4	Carbono almacenado en los SEDS.....	3.25
3.5	Exhaustividad.....	3.25
3.6	Desarrollo de una serie temporal coherente	3.26
3.7	Evaluación de incertidumbre.....	3.27
3.7.1	Incertidumbre atribuible al método	3.27
3.7.2	Incertidumbre atribuible a los datos	3.28
3.8	GC/CC, generación de informes y documentación	3.30
	Referencias	3.32
Anexo 3A.1	Modelo de descomposición de primer orden	3.32
	Referencias	3.44

Ecuaciones

Ecuación 3.1	Emisiones de CH ₄ provenientes de los SEDS	3.8
Ecuación 3.2	COD disuelto a partir de los datos sobre eliminación de desechos	3.9
Ecuación 3.3	Transformación de DDOCm en L ₀	3.10
Ecuación 3.4	DDOCm acumulado en los SEDS al término del año T	3.10
Ecuación 3.5	DDOCm acumulado en los SEDS al término del año T	3.10
Ecuación 3.6	CH ₄ generado a partir de los DDOCm en descomposición.....	3.11
Ecuación 3.7	Estimación del DOC con los valores de contenido de carbono por defecto.....	3.14
Ecuación 3A1.1	Ecuación diferencial para la descomposición de primer orden	3.35
Ecuación 3A1.2	Ecuación de la descomposición de primer orden	3.35
Ecuación 3A1.3	DDOCm restante después de 1 año de descomposición	3.36
Ecuación 3A1.4	DDOCm descompuesto después de 1 año de descomposición	3.36
Ecuación 3A1.5	DDOCm descompuesto durante el año T.....	3.36
Ecuación 3A1.7	Ecuación FOD para una descomposición que comienza después de 3 meses.....	3.36
Ecuación 3A1.8	DDOCm descompuesto en el año de deposición (3 meses de retardo)	3.37
Ecuación 3A1.9	DDOCm descompuesto en el año (t) (3 meses de retardo)	3.37
Ecuación 3A1.10	Masa del carbono orgánico degradable acumulado al final del año T	3.38
Ecuación 3A1.11	Masa del carbono orgánico degradable descompuesto durante el año T.....	3.38
Ecuación 3A1.12	DDOCm restante al término del año de la eliminación.....	3.38
Ecuación 3A1.13	DDOCm descompuesto durante el año de la eliminación.....	3.39
Ecuación 3A1.14	DDOCm acumulado al término del año T.....	3.39
Ecuación 3A1.15	DDOCm descompuesto durante el año T.....	3.39
Ecuación 3A1.16	Cálculo del DOCm disuelto con los datos sobre eliminación de desechos	3.40
Ecuación 3A1.17	CH ₄ generado a partir del DDOCm descompuesto	3.40
Ecuación 3A1.18	CH ₄ emitido desde los SEDS	3.40
Ecuación 3A1.19	Cálculo del DOCm almacenado a largo plazo a partir de los datos de la eliminación de desechos	3.41
Ecuación 3A1.20	Ecuación de la tasa (o velocidad) de reacción de primer orden	3.41
Ecuación 3A1.21	Ecuación de las <i>Directrices del IPCC de 1996</i> para el DOC que reacciona en el año T	3.42
Ecuación 3A1.22	Ecuación FOD del IPCC 2000GPG para el DDOCm que reacciona en el año T	3.42
Ecuación 3A1.23	FOD con tasa de eliminación D(t).....	3.43
Ecuación 3A1.24	Carbono orgánico degradable acumulado durante un año.....	3.44

Ecuación 3A1.25 CH₄ generado durante un año 3.44

Figuras

Figura 3.1 Árbol de decisión para las emisiones de CH₄ provenientes de los sitios de eliminación de los desechos sólidos..... 3.8

Figure 3A1.1 Error introducido al no integrar por completo la curva de la tasa de reacción 3.42

Figure 3A1.2 Efecto del error en la ecuación de *GPG2000* 3.43

Cuadros

Cuadro 3.1 Clasificación de los SEDS y factores de corrección de metano (MCF) 3.16

Cuadro 3.2 Factor de oxidación (OX) para los SEDS 3.17

Cuadro 3.3 Valores del índice de generación de metano (*k*) por defecto, recomendados para el Nivel 1 3.18

Cuadro 3.4 Valores de vida media (*t*_{1/2}) por defecto, recomendados para el Nivel 1 3.19

Cuadro 3.5 Estimaciones de incertidumbres asociadas con los datos de la actividad y los parámetros por defecto del método FOD para las emisiones de CH₄ procedentes de los SEDS 3.29

Cuadro 3A1.1 Nuevo método de cálculo FOD..... 3.38

Recuadros

Recuadro 3.1 Mediciones directas en los sistemas de captación de gases para estimar los parámetros del modelo FOD 3.21

Recuadro 3.2 Medición directa de la emisiones de metano procedentes de la superficie de los SEDS 3.23

3 ELIMINACIÓN DE DESECHOS SÓLIDOS

3.1 INTRODUCCIÓN

El tratamiento y la eliminación de los desechos sólidos municipales, industriales y otros producen cantidades significativas de metano (CH_4). Además del CH_4 , los sitios de eliminación de desechos sólidos (SEDS) producen también dióxido de carbono biogénico (CO_2) y compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM), así como cantidades más pequeñas de óxido nitroso (N_2O), óxidos de nitrógeno (NO_x) y monóxido de carbono (CO). El CH_4 producido en los SEDS contribuye con aproximadamente un 3 a un 4 por ciento de las emisiones de gases de efecto invernadero antropogénicas mundiales anuales (IPCC, 2001). En muchos países industrializados, la gestión de los desechos ha cambiado mucho en la última década. Se han introducido políticas de minimización, reciclado y/o reutilización de los desechos para reducir la cantidad de desechos generados y se implementan de manera creciente prácticas de gestión alternativas para la eliminación de los desechos sólidos en la tierra y reducir los impactos ambientales de esta gestión. También, hoy es más común la recuperación de gas de vertedero como una medida de reducción de las emisiones de CH_4 generadas por los SEDS.

La descomposición de la materia orgánica derivada de las fuentes de biomasa (p. ej., cultivos, madera) es la fuente principal de liberación de CO_2 a partir de desechos. Estas emisiones de CO_2 no están incluidas en los totales nacionales porque el carbono es de origen biogénico y las emisiones netas se contabilizan en el Sector AFOLU. Las metodologías para los COVDM, NO_x y CO están cubiertas en las directrices bajo otras convenciones tales como el Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de la UNECE (CLRTAP, del inglés *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*). En el Capítulo 1 de este volumen se proveen vínculos para consultar estas metodologías e informaciones complementarias en el Capítulo 7 del Volumen 1. No se proporciona ninguna metodología para las emisiones de N_2O procedentes de los SEDS pues éstas no son significativas.

En las *Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996 (1996 Guidelines, IPCC, 1997)* y en la *Orientación del IPCC para las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GPG2000, IPCC, 2000)* se describen dos métodos para estimar las emisiones de CH_4 provenientes de los SEDS: el método del equilibrio de masas (Nivel 1) y el método de descomposición de primer orden (FOD, del inglés, *First Order Decay*) (Nivel 2). En este Volumen se desaconseja fuertemente el uso del método de equilibrio de masas pues produce resultados que no son comparables con los del método FOD, que permite obtener estimaciones más exactas de las emisiones anuales. En lugar del método de equilibrio de masas, este capítulo proporciona una versión de Nivel 1 para el método FOD, que incluye un modelo simple de hoja de cálculo con una orientación paso a paso y datos por defecto mejorados. Con esta orientación, todos los países deben estar en condiciones de implementar el método FOD.

3.2 CUESTIONES METODOLÓGICAS

3.2.1 Elección del método

La metodología del IPCC para estimar las emisiones de CH_4 provenientes de los SEDS se basa en el método de descomposición de primer orden (FOD). En este método se formula la hipótesis de que el componente orgánico degradable (carbono orgánico degradable, COD) de los desechos se descompone lentamente a lo largo de unas pocas décadas, durante las cuales se forman el CH_4 y el CO_2 . Si las condiciones permanecen constantes, el índice de producción del CH_4 depende únicamente de la cantidad de carbono restante en los desechos. De aquí resulta que las emisiones de CH_4 generadas por los desechos depositados en un vertedero son las más altas durante los primeros pocos años siguientes a la eliminación y que, luego, éstas decaen a medida que el carbono degradable de los desechos es consumido por las bacterias responsables de la descomposición.

La transformación de la materia degradable de los SEDS en CH_4 y CO_2 se produce a través de una cadena de reacciones y de reacciones paralelas. Un modelo completo tiende a ser muy complejo y varía con las condiciones prevalecientes en los SEDS. Sin embargo, los datos de las observaciones de laboratorio y de campo sobre la generación de CH_4 sugieren que el proceso global de descomposición puede aproximarse por una cinética de primer orden (p. ej., Hoeks, 1983), y esto ha sido ampliamente aceptado. El IPCC ha adoptado, por lo tanto, el relativamente simple modelo FOD como base para la estimación de las emisiones de CH_4 generadas por los SEDS.

Las vidas medias para los diferentes tipos de desechos varían en un intervalo que va de unos pocos años a varias décadas o más. Para alcanzar una exactitud aceptable en los resultados, el método FOD exige recopilar o estimar datos sobre las eliminaciones históricas de desechos durante un periodo de 3 a 5 vidas medias. Por lo tanto, es una *buena práctica* usar datos sobre eliminaciones de desechos realizadas al menos durante 50 años, pues este lapso proporciona un resultado aceptablemente exacto para la mayoría de las prácticas y condiciones de la eliminación. Si se escoge un periodo más corto, el compilador del inventario debe demostrar que no habrá subestimaciones significativas de las emisiones. Estas *Directrices* brindan orientación sobre cómo estimar los datos de las eliminaciones históricas de desechos (Sección 3.2.2, Elección de los datos de la actividad), los valores por defecto para todos los parámetros del modelo FOD (Sección 3.2.3, Elección de los factores de emisión y de los parámetros) y un modelo simple de hoja de cálculo para ayudar a los países a implementar el método FOD.

Se describen tres niveles para estimar las emisiones de CH₄ generadas por los SEDS:

Nivel 1: las estimaciones de los métodos de Nivel 1 se basan en el método FOD del IPCC que usa principalmente datos por defecto de la actividad y parámetros por defecto.

Nivel 2: los métodos de Nivel 2 utilizan el método FOD del IPCC y algunos parámetros por defecto, pero requieren datos de la actividad específicos del país de buena calidad sobre la eliminación actual e histórica de desechos en los SEDS. Los datos históricos sobre la eliminación de desechos para 10 años o más deben basarse en estadísticas específicas del país, estudios u otras fuentes similares. Se necesitan los datos sobre las cantidades eliminadas en los SEDS.

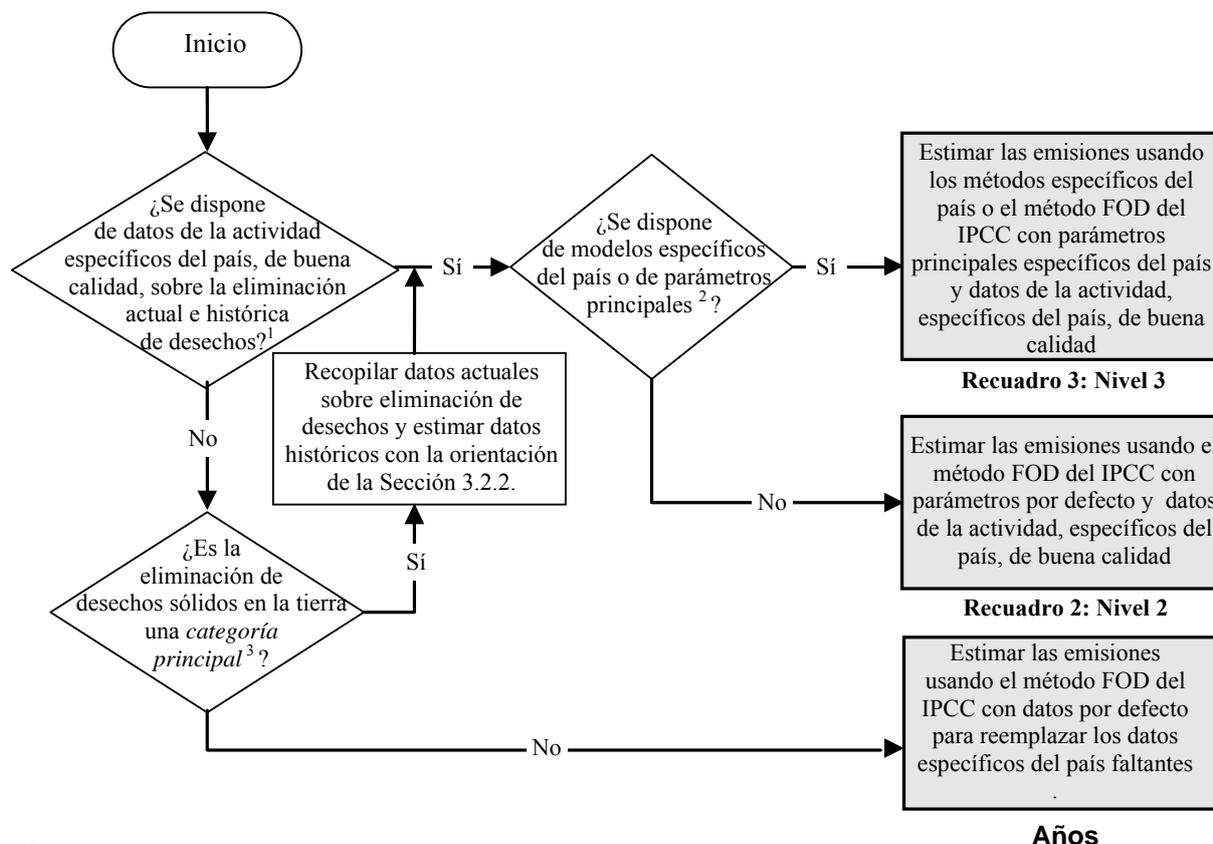
Nivel 3: los métodos de Nivel 3 se basan en el uso de datos de la actividad específicos del país, de buena calidad (véase Nivel 2) y en el uso del método FOD, ya sea con (1) parámetros principales desarrollados al nivel nacional, o (2) parámetros específicos del país derivados de mediciones. El compilador del inventario puede utilizar métodos específicos del país que sean de igual o superior calidad que el método de Nivel 3 basado en el método FOD definido más arriba. Los parámetros principales incluyen la vida media y, ya sea el potencial de generación de metano (L_0), o bien el contenido COD en los desechos y la fracción de COD que se descompone (COD_f). Estos parámetros pueden basarse en mediciones, como se describe en el Recuadro 3.1.

En la Figura 3.1 se presenta un árbol de decisión para escoger el método más apropiado. Para todos los países es una *buena práctica* usar el método FOD o un método validado específico del país con el fin de dar cuenta de la dependencia temporal de las emisiones.

El método FOD se describe brevemente en la Sección 3.2.1.1 y con más detalles en el Anexo 3A.1. El IPCC ha desarrollado un modelo de hoja de cálculo para asistir a los países a implementar el FOD: *IPCC Spreadsheet for Estimating Methane Emissions from Solid Waste Disposal Sites (IPCC Waste Model)*¹. El modelo del IPCC *IPCC Waste Model* se describe con más detalle más abajo y puede ser modificado y utilizado para todos los niveles.

¹ Véanse las hojas de cálculo adjuntas en formato Excel <IPCC_Waste_Model.xls>.

Figura 3.1 **Árbol de decisión para las emisiones de CH₄ provenientes de los sitios de eliminación de los desechos sólidos**



Nota :

1. Los datos de la actividad específicos del país, de buena calidad, significan los datos específicos del país sobre desechos eliminados en SEDS durante 10 años o más
2. Los parámetros principales significan: COD/L₀, COD_F y la vida media
3. Para un análisis de las categorías principales y uso de los árboles de decisión, véase el Volumen 1, Capítulo 4, «Opción metodológica e identificación de categorías principales» (nótese la Sección 4.1.2 sobre recursos limitados)

3.2.1.1 DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN (FOD)

EMISIONES DE METANO

Las emisiones de CH₄ procedentes de la eliminación de desechos sólidos durante un solo año pueden estimarse con la Ecuación 3.1. El CH₄ se genera como resultado de la descomposición de materias orgánicas bajo condiciones anaeróbicas. Una parte del CH₄ generado se oxida en la cubierta de los SEDS o puede recuperarse para obtener energía o la quema en antorcha. La cantidad de CH₄ realmente emitido a partir de los SEDS será, por lo tanto, inferior a la cantidad generada.

ECUACIÓN 3.1
EMISIONES DE CH₄ PROVENIENTES DE LOS SEDS

$$Emisiones\ de\ CH_4 = \left[\sum_x CH_4\ generado_{x,T} - R_T \right] \cdot (1 - OX_T)$$

Donde:

Emisiones de CH₄ = CH₄ emitido durante el año T, Gg
 T = año del inventario

- x = categoría o tipo de desecho y/o material
 R_T = CH_4 recuperado durante el año T , Gg
 OX_T = factor de oxidación durante el año T , (fracción)

El CH_4 recuperado debe restarse de la cantidad de CH_4 generada. Sólo la fracción de CH_4 que no se recupera está sujeta a la oxidación en la capa de la cubierta de los SEDS.

GENERACIÓN DE METANO

El potencial de generación de CH_4 de los desechos que se eliminan en un año determinado decrece gradualmente a través de las décadas siguientes. En este proceso, la liberación de CH_4 a partir de esta cantidad específica de desechos decrece gradualmente. El modelo FOD se funda en un factor exponencial que describe la fracción de material degradable que se descompone cada año en CH_4 y CO_2 .

Una entrada principal del modelo es la cantidad de materia orgánica degradable (DOCm) contenida en los desechos eliminados en los SEDS. Esto se estima sobre la base de información sobre la eliminación de diferentes categorías de desechos (desechos sólidos municipales (DSM), lodos, desechos industriales y otros desechos) y los diferentes tipos de desecho y/o materiales (alimentos, papel, madera, textiles, etc.) incluidos en estas categorías, o bien como COD promedio en el grueso de los desechos eliminados. Se necesita también información sobre los tipos de SEDS que existen en el país y los parámetros descritos en la Sección 3.2.3. Para el Nivel 1, pueden utilizarse los datos de la actividad regional por defecto y los parámetros por defecto del IPCC y éstos están incluidos en el modelo de hoja de cálculo. Los Niveles 2 y 3 requieren datos de la actividad específicos del país y/o parámetros específicos del país.

Las ecuaciones para estimar la generación de CH_4 se presentan más abajo. Dado que las matemáticas son las mismas para estimar las emisiones de CH_4 a partir de todas las categorías y/o tipos de desechos y/o materiales, en las ecuaciones siguientes no se usan índices que se refieran a las diferentes categorías y/o tipos de desechos y/o materiales.

El CH_4 potencial que se genera a través de los años puede estimarse sobre la base de las cantidades y la composición de los desechos eliminados en los SEDS y de las prácticas de gestión en los sitios de eliminación. La base para el cálculo es la cantidad de carbono orgánico degradable disuelto (DDOC, del inglés, *Decomposable Degradable Organic Carbon*) (DDOCm) como se define en la Ecuación 3.2. DDOCm es la parte del carbono orgánico que se degrada en condiciones anaeróbicas en los SEDS. Se emplea en las ecuaciones y hojas de cálculo como DDOCm. El índice m se refiere a la masa. DDOCm es igual al producto de la cantidad de desechos (W), de la fracción de carbono orgánico degradable contenido en los desechos (DOC), de la fracción de carbono orgánico degradable que se descompone bajo condiciones anaeróbicas (DOC_f) y de la parte de los desechos que se descomponen bajo condiciones aeróbicas (antes de que las condiciones se vuelvan anaeróbicas) en los SEDS, lo cual se interpreta con el factor de corrección del metano (MCF)

ECUACIÓN 3.2 COD DISUELTO A PARTIR DE LOS DATOS SOBRE ELIMINACIÓN DE DESECHOS

$$\text{DDOC}_m = W \cdot \text{DOC} \cdot \text{DOC}_f \cdot \text{MCF}$$

Donde:

- DDOC_m = masa del DDOC depositado, Gg
 W = masa de los desechos depositados, Gg
 DOC = carbono orgánico degradable durante el año de deposición, fracción, Gg de C/Gg de desechos
 DOC_f = fracción del DDOC que puede descomponerse (fracción)
 MCF = Factor de corrección de CH_4 para la descomposición aeróbica durante el año de deposición (fracción)

Aunque el potencial de generación (L_0)² de CH_4 no se utiliza explícitamente en estas *Directrices*, es igual al

² En las *Directrices de 2006*, se estima L_0 (Gg CH_4 generado) a partir de la cantidad de COD disuelto en los SEDS. La ecuación en *GPG2000* es diferente pues L_0 se estima como Gg de CH_4 por Gg de desechos eliminados y las emisiones se obtienen al multiplicarlo por la masa eliminada.

producto de DDOC_m, la concentración de CH₄ en el gas (F) y el cociente del peso molecular del CH₄ y el C (16/12).

ECUACIÓN 3.3
TRANSFORMACIÓN DE DDOC_m EN L_o

$$L_o = DDOC_m \cdot F \cdot 16/12$$

Donde:

- L_o = potencial de generación de CH₄, Gg de CH₄
 DDOC_m = masa del DOC disuelto depositado, Gg
 F = fracción de CH₄ en el gas de vertedero generado (fracción de volumen)
 16/12 = cociente de pesos moleculares CH₄/C (cociente)

Al utilizar el DDOC_{ma} (DDOC_m acumulado en los SEDS) de las hojas de cálculo, puede emplearse la ecuación precedente para calcular el potencial total de generación de CH₄ de los desechos que permanecen en los SEDS.

ELEMENTOS DE LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN

En una reacción de primer orden, la cantidad de producto es siempre proporcional a la cantidad de material reactivo. Esto significa que el año en el cual el material de desecho fue depositado en el SEDS no es pertinente para determinar la cantidad de CH₄ generado cada año. Lo único que cuenta es la masa total de material en descomposición que existe actualmente en el sitio.

Esto significa también que cuando se conoce la cantidad de material en descomposición en los SEDS al comienzo del año, en el método de estimación, cada año puede considerarse como el año 1 y los cálculos básicos de primer orden pueden efectuarse con estas dos ecuaciones simples, donde la reacción de descomposición comienza el 1° de enero de cada año posterior a la eliminación.

ECUACIÓN 3.4
DDOC_m ACUMULADO EN LOS SEDS AL TÉRMINO DEL AÑO T

$$DDOC_{ma_T} = DDOC_{md_T} + (DDOC_{ma_{T-1}} \cdot e^{-k})$$

ECUACIÓN 3.5
DDOC_m ACUMULADO EN LOS SEDS AL TÉRMINO DEL AÑO T

$$DDOC_{m\ descomp_T} = DDOC_{ma_{T-1}} \cdot (1 - e^{-k})$$

Donde:

- T = año del inventario
 DDOC_{ma_T} = DDOC_m acumulado en los SEDS al final del año T, Gg
 DDOC_{ma_{T-1}} = DDOC_m acumulado en los SEDS al final del año (T-1), Gg
 DDOC_{md_T} = DDOC_m depositado en los SEDS durante el año T, Gg
 DDOC_{m descomp_T} = DDOC_m descompuesto en los SEDS durante el año T, Gg
 k = constante de reacción, $k = \ln(2)/t_{1/2}$ (años⁻¹)
 t_{1/2} = vida media (años)

El método puede ajustarse para fechas de comienzo de la reacción anteriores al 1° de enero del año posterior a la deposición. Las ecuaciones y las explicaciones se presentan en el Anexo 3A.1

CH₄ generado a partir del DDOCm disuelto

Para determinar la cantidad CH₄ que se forma a partir del material que puede descomponerse, se multiplica la fracción de CH₄ contenida en el gas de vertedero generado por el cociente de pesos moleculares CH₄/C.

ECUACIÓN 3.6
CH₄ GENERADO A PARTIR DE LOS DDOCm EN DESCOMPOSICIÓN

$$CH_4 \text{ generado}_T = DDOCm \text{ descomp}_T \cdot F \cdot 16/12$$

Donde:

CH ₄ generado _T	=	cantidad CH ₄ generado a partir del material en descomposición
DDOCm descomp _T	=	CH ₄ descompuesto durante el año T, Gg
F	=	fracción volumétrica de CH ₄ en el gas de vertedero generado (fracción)
16/12	=	cociente de pesos moleculares CH ₄ /C (cociente)

En el Anexo 3.A1 se entregan más detalles sobre los antecedentes del FOD y una explicación de las diferencias respecto de los enfoques de las versiones anteriores de las directrices (IPCC, 1997; IPCC, 2000).

MODELO SIMPLE DE HOJA DE CÁLCULO PARA EL FOD

El modelo simple de hoja de cálculo para el FOD (*Modelo de desechos del IPCC*) se ha desarrollado sobre la base de las Ecuaciones 3.4 y 3.5 expuestas más arriba. La hoja de cálculo mantiene un total actualizado de la cantidad de DDOC descompuesto en el sitio de eliminación que da cuenta de la cantidad depositada cada año y de la cantidad restante de los años anteriores. Se usa para calcular la cantidad de DOC que se descompone en CH₄ y CO₂ cada año.

La hoja de cálculo permite también que los usuarios definan un tiempo de retardo entre la deposición de los desechos y el comienzo de la generación de CH₄. Esto representa el tiempo necesario para que se genere una cantidad sustancial de CH₄ a partir de los desechos depositados (véase la Sección 3.2.3 y el Anexo 3A.1).

El modelo calcula luego la cantidad de CH₄ generada a partir del DDOCm y resta el CH₄ recuperado y el CH₄ oxidado en el material de la cubierta (para las ecuaciones, véase el Anexo 3A.1) y produce como resultado la cantidad de CH₄ emitido.

El *Modelo de desechos del IPCC* proporciona dos alternativas para estimar las emisiones a partir de los DSM, entre las cuales se puede escoger según la disponibilidad de los datos de la actividad. La primera opción es un modelo por fases múltiples basado en **datos sobre la descomposición de los desechos**. Las cantidades de cada tipo de material de desecho degradable (alimentos, desechos de jardines³ o parques, papel y cartón, madera, textiles, etc.) en los DSM se registran de manera separada. La segunda opción es un modelo por fase única basado en los **desechos brutos** (DSM). Las emisiones provenientes de los desechos y lodos industriales se estiman de una manera similar que para los DSM brutos. Los países que escogen la utilización del modelo de hoja de cálculo pueden emplear, ya sea la opción de la composición de los desechos o la de los desechos brutos, según el nivel de los datos disponibles. Cuando la composición de los desechos es relativamente estable, ambas opciones dan resultados similares. Sin embargo, cuando se producen cambios rápidos en la composición de los desechos las opciones pueden producir resultados diferentes. Por ejemplo, los cambios en la gestión de los desechos, tales como las prohibiciones de eliminar desechos alimenticios o materiales orgánicos degradables, pueden provocar cambios rápidos en la composición de los desechos eliminados en los SEDS.

Ambas opciones pueden utilizarse para estimar el carbono de los productos de madera recolectada (PMR) que se almacena a largo plazo en los SEDS. Si no se dispone de datos nacionales sobre los desechos brutos, es una *buena práctica* utilizar la opción de la composición de los desechos en las hojas de cálculo y los datos por defecto proporcionados por el IPCC para la composición de desechos.

En el modelo de hoja de cálculo, se pueden especificar valores separados para el DOC y la vida media de descomposición para cada categoría de desechos y en la opción de la composición de desechos, también para cada tipo y/o material de desecho. Se puede suponer que la vida media de descomposición es la misma para

³ en inglés «garden waste», que en Estados Unidos suele denominarse «yard waste».

todas las categorías de desechos y/o tipos de desechos. En el primer enfoque se supone que la descomposición de los diferentes tipos y/o materiales de desecho de un SEDS es totalmente independiente de la de los demás y en el segundo enfoque se supone que la descomposición de todos los tipos de desechos es totalmente dependiente de la de los demás. Al momento de escribir estas *Directrices* no existe ninguna prueba de que un enfoque sea mejor que el otro (véase la Sección 3.2.3, Vida media).

La hoja de cálculo computa, en una hoja de trabajo separada, la cantidad de CH₄ generado a partir de cada uno de los componentes de los desechos. El factor de corrección de metano (MCF – véase la Sección 3.2.3) se introduce como promedio ponderado para todos los sitios de eliminación del país. El factor MCF puede variar con el tiempo para dar cuenta de los cambios en las prácticas de gestión de los desechos (como las mejoras en la gestión de los SEDS o el empleo de sitios más profundos). Por último, las cantidades de CH₄ generadas a partir de cada categoría y tipo y/o material de desecho se suman y las cantidades de CH₄ recuperado y oxidado en el material de la cubierta se restan (cuando sea aplicable), para obtener una estimación del total de las emisiones de CH₄. Para la opción de los desechos brutos, el DOC puede ser un promedio ponderado para los DSM.

El modelo de hoja de cálculo es de máxima utilidad para los métodos de Nivel 1, pero puede adaptarse para emplearlo con todos los niveles. Para el Nivel 1, la hoja de cálculo puede estimar los datos de la actividad a partir de los datos sobre población y sobre eliminación *per cápita* (para los DSM) y del PIB (para los desechos industriales); véase la Sección 3.2.2 para una orientación más completa. Cuando se emplean los enfoques de Nivel 2 y 3, los países pueden extender el modelo de hoja de cálculo para satisfacer sus propias exigencias o crear sus propios modelos. El modelo de hoja de cálculo puede extenderse, si fuere necesario, a más hojas para calcular las emisiones de CH₄. Para los desechos brutos, se puede hacer variar los MCF, OX y DOC a través del tiempo. Lo mismo se puede hacer con otros parámetros como el DOC_r. Los cambios de las vidas medias exigen el uso de nuevas hojas de cálculo para el CH₄. Los países que posean buenos datos sobre los desechos industriales pueden añadir nuevas hojas de cálculo para el CH₄ y calcular las emisiones de CH₄ de manera separada para los diferentes tipos de desechos industriales. Cuando se modifica el modelo de hoja de cálculo o se emplean modelos específicos de los países, las hipótesis y parámetros principales deben documentarse de manera transparente. En la hoja de trabajo Instrucciones se pueden consultar los detalles sobre cómo utilizar el modelo de hoja de cálculo.

El modelo puede copiarse del CDROM de la *Directrices de 2006* o descargarse del sitio Web del IPCC–NGGIP <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/>>.

Modelización de las diferentes regiones geográficas o climáticas

Es posible estimar la generación de CH₄ en las diferentes regiones geográficas del país. Por ejemplo, si el país presenta una región cálida y húmeda y una región cálida y seca, las tasas de descomposición serán diferentes en cada región.

Manejo de las diferentes categorías de desechos

Algunos usuarios pueden considerar que sus estadísticas nacionales sobre desechos no se corresponden con las categorías utilizadas en este modelo (alimentos, desechos de jardines y parques, papel y cartón, textiles y otros, así como los desechos industriales). Donde éste sea el caso, el modelo de hoja de cálculo necesitará correcciones para corresponderse con la categorización utilizada por el país o los tipos de desechos específicos del país necesitarán una reclasificación en términos de las categorías del IPCC. Por ejemplo, ropas, cortinas y alfombras se incluyen en los textiles, los desechos de cocina son similares a los desechos alimenticios, y la paja y el bambú son similares a la madera. Las estadísticas nacionales pueden contener una categoría llamada barrido de calles. El usuario debe estimar la composición de estos desechos. Por ejemplo, puede haber desechos con 50 por ciento de material inerte, 10 por ciento de alimentos, 30 por ciento de papel y 10 por ciento de desechos de jardines y parques. La categoría barrido de calles puede dividirse entonces en estas categorías del IPCC y añadirse a los desechos que ya están en estas categorías. De manera similar, el mobiliario puede dividirse en desechos de madera, plásticos o metales y la electrónica en desechos de metales, plásticos y vidrios. Esto puede realizarse en una hoja de trabajo separada preparada por el compilador del inventario.

Ajuste de la composición de los desechos en el instante de la generación respecto de la composición en los SEDS

El usuario debe determinar si las estadísticas nacionales sobre la composición de los desechos se refieren a la composición de los desechos generados o a la de los desechos recibidos en los SEDS. Las estadísticas sobre la composición por defecto de los desechos que se presentan aquí corresponden a la composición de los desechos generados, no a la de los desechos enviados a los SEDS. Por lo tanto, si fuere necesario, la composición debe ajustarse para tomar en cuenta el impacto de las actividades de reciclado y de preparación de abono orgánico en la composición de los desechos enviados a los SEDS. La mejor manera de hacerlo es en una hoja de cálculo

aparte, preparada por el compilador, para estimar las cantidades de cada material de desecho generado y restar luego las estimaciones de las cantidades de cada material de desecho reciclado, incinerado o preparado para abono orgánico y establecer la nueva composición de los desechos residuales enviados a los SEDS.

Incineración abierta de desechos en los SEDS

La incineración abierta en los SEDS es común en muchos países en desarrollo. La cantidad de desechos (y de DDOCm) disponible para la descomposición en los SEDS debe ajustarse para las cantidades incineradas. En el Capítulo 5 se proporcionan métodos sobre cómo estimar la cantidad de desechos incinerados. La estimación de las emisiones procedentes de los SEDS debe ser coherente con las estimaciones para la incineración abierta de desechos en los sitios de eliminación.

3.2.2 Elección de los datos de la actividad

Los datos de la actividad incluyen la generación de desechos para desechos brutos o por componente de desechos y la fracción de los desechos eliminados en los SEDS. La generación de desechos es el producto del índice de generación de desechos *per cápita* (toneladas/cápita/año) para cada componente por la población (cápita). En el Capítulo 2 se brinda orientación para la recopilación de datos sobre la generación de desechos y la composición de los desechos, así como sobre las prácticas de gestión de los desechos. Los valores regionales por defecto para los DSM pueden consultarse en el Cuadro 2.1 para los índices de generación y la fracción eliminada en los SEDS y el Cuadro 2.3 para la composición de los desechos. Para los desechos industriales, los datos por defecto pueden consultarse en el Cuadro 2.2. Para lograr estimaciones exactas de las emisiones en los inventarios nacionales, por lo general, es necesario incluir los datos sobre la eliminación de desechos sólidos (cantidad, composición) para 3 a 5 vidas medias (véase la Sección 3.2.3) de los desechos depositados en los SEDS y las especificaciones de las diferentes vidas medias para los diferentes componentes de la corriente de desechos o para los desechos brutos por tipo de SEDS (IPCC, 2000). Al compilar los datos históricos deben tomarse en cuenta también los cambios en las prácticas de gestión de los desechos (p. ej., cubierta del sitio, mejoras al drenaje por lixiviación, compactado y prohibición de la eliminación de desechos peligrosos junto con los DSM).

Los métodos FOD requieren datos sobre la eliminación de desechos sólidos (cantidades y composición) que se recopilan por defecto para 50 años. Los países que no tienen datos estadísticos históricos o datos equivalentes sobre la eliminación de desechos sólidos que se remonten hasta 50 años atrás o más, necesitarán estimarlos utilizando sustitutos (extrapolación con factores de población, económicos u otros factores impulsores). La elección del método depende de la disponibilidad de los datos en el país.

Para los países que utilizan datos por defecto sobre la eliminación de DSM en tierras, o para los países cuyos datos propios no cubren los últimos 50 años, se puede estimar que los datos históricos faltantes son proporcionales a la población urbana⁴ (o a la población total, cuando no se dispone de datos históricos sobre población urbana o en aquellos casos en los que la recolección de desechos cubre a la población entera). Para los países que disponen de datos nacionales sobre la generación de DSM, las prácticas de gestión y la composición que cubren un periodo de años (FOD Nivel 2), se los alienta a efectuar el análisis de los factores impulsores en la eliminación de desechos sólidos. Los datos históricos pueden ser proporcionales a los indicadores económicos o a las combinaciones de población e indicadores económicos. La extrapolación de las tendencias puede dar también buenos resultados. Las políticas de gestión de desechos destinados a reducir la generación de desechos y promover alternativas a la eliminación de desechos sólidos deben tomarse en cuenta en los análisis. Se recomiendan los datos sobre producción industrial (cantidad o valor de la producción, de preferencia por tipo de industria, según la disponibilidad de los datos) como sustitutos para la estimación de la eliminación de los desechos industriales (Nivel 2). Si no se dispone de datos sobre la producción, se puede estimar que las eliminaciones históricas de desechos industriales son proporcionales al PIB u a otros indicadores económicos. En el método de Nivel 1 se utiliza el PIB como factor impulsor.

Los datos históricos sobre la población urbana (o población total), el PIB (u otros indicadores económicos) y las estadísticas de la producción industrial pueden obtenerse a través de las estadísticas nacionales). Las bases de datos internacionales pueden ayudar cuando no se dispone de datos nacionales, por ejemplo:

- Los datos de población (a partir de 1950, con intervalos de 5 años) pueden encontrarse en las Estadísticas de la ONU (véase <http://esa.un.org.unpp/>).
- Los datos del PIB (a partir de 1970, datos anuales a precios actuales en moneda nacional) pueden encontrarse en las Estadísticas de la ONU (véase <http://unstats.un.org/unsd/snaama/selectionbasicFast.asp>).

⁴ La elección entre población urbana y población total debe orientarse según el nivel de cobertura de la recolección de desechos. Cuando no se dispone de datos sobre la cobertura de la recolección de desechos, se recomienda utilizar a la población urbana como factor impulsor.

Para los años sobre los cuales no se dispone de datos, se puede utilizar la interpolación y la extrapolación.

En la bibliografía se han propuesto métodos alternativos que pueden utilizarse si se puede mostrar que producen mejores estimaciones que los métodos por defecto mencionados más arriba.

La elección del método y del sustituto, así como el razonamiento que justifica la opción deben documentarse de manera transparente en el informe del inventario. El uso de métodos sustitutos, de la interpolación y la extrapolación como medios para derivar los datos faltantes se describe con mayor detalle en el Capítulo 6, Coherencia de la serie temporal, del Volumen 1.

3.2.3 Elección de los factores y parámetros de emisión

CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE (DOC, del inglés, *DEGRADABLE ORGANIC CARBON*)

El carbono orgánico degradable (DOC) es el carbono orgánico de los desechos que puede acceder a la descomposición bioquímica y debe expresarse en Gg de C por Gg de desechos. El DOC en los desechos brutos se estima sobre la base de la composición de los desechos y puede calcularse a partir del promedio ponderado del contenido de carbono degradable de los diversos componentes (tipos y/o materiales de desecho) de la corriente de desechos. La ecuación siguiente permite estimar el DOC con los valores de contenido de carbono por defecto:

ECUACIÓN 3.7
ESTIMACIÓN DEL DOC CON LOS VALORES DE CONTENIDO DE CARBONO POR DEFECTO

$$DOC = \sum_i (DOC_i \cdot W_i)$$

Donde:

- DOC = fracción de carbono orgánico degradable en los desechos brutos, Gg de C/Gg de desechos
- DOC_{*i*} = fracción de carbono orgánico degradable en los desechos de tipo *i*
p. ej., el valor por defecto para el papel es de 0,4 (sobre la base del peso húmedo)
- W_{*i*} = fracción de tipo de desecho *i* por categoría de desecho
p. ej., el valor por defecto para el papel en los DSM de Asia Oriental es de 0,188 (sobre la base del peso húmedo)

Los valores DOC por defecto de estas fracciones para los DSM pueden consultarse en el Cuadro 2.4 y para los desechos industriales por industria, en el Cuadro 2.5 del Capítulo 2 de este Volumen. Se puede utilizar un enfoque similar para estimar el contenido de DOC en el total de los desechos eliminados en el país. En el modelo de hoja de cálculo, la estimación del DOC en los DSM se necesita sólo para la *opción de desechos brutos* y corresponde al DOC promedio para los DSM eliminados en los SEDS, incluidos los materiales inertes.

La parte inerte de los desechos (vidrio, plásticos, metales y otros desechos no degradables, véanse los materiales por defecto en el Cuadro 2.3 del Capítulo 2) es importante cuando se estima la cantidad total de DOC en los DSM. Por lo mismo, se aconseja no emplear los datos de composición de desechos por defecto del IPCC junto con los datos sobre eliminación de DSM específicos del país, sin verificar que la parte inerte se asemeje a la parte inerte considerada en los datos por defecto del IPCC.

Si se dispone de los datos, se alienta a utilizar los valores específicos del país. Estos valores pueden obtenerse a través de la realización de estudios sobre la generación de desechos, tomando muestras en los SEDS combinadas con análisis del contenido de carbono degradable dentro del país. Si se emplean los valores nacionales, deben declararse los datos de los sondeos y los resultados de los muestreos (véase también la Sección 3.2.2, para datos de la actividad, y la Sección 3.8 para la generación de informes).

FRACCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE QUE SE DESCOMPONE (DOC_{*r*})

La fracción del carbono orgánico degradable que se descompone (DOC_{*r*}) es una estimación de la fracción de carbono que se degrada en última instancia y que se libera desde un SEDS y refleja el hecho de que una parte del carbono orgánico degradable no se degrada, o se degrada muy lentamente, bajo condiciones anaeróbicas en el

SEDS. El valor por defecto recomendado para DOC_f es de 0,5 (bajo la hipótesis de que el ambiente del SEDS es anaeróbico y que los valores del DOC incluyen la lignina, véase el Cuadro 2.4 del Capítulo 2 para los valores de DOC por defecto) (Oonk y Boom, 1995; Bogner y Matthews, 2003). El valor de DOC_f depende de muchos factores, como la temperatura, la humedad, el pH, la composición de los desechos, etc. Los valores nacionales de DOC_f o los valores de países similares pueden utilizarse, pero deben basarse en investigaciones bien documentadas.

La cantidad de DOC lixiviado desde los SEDS no se considera en la estimación de DOC_f . En general, las cantidades de DOC que se pierden por lixiviación son inferiores al 1 por ciento y pueden omitirse en los cálculos⁵.

Las metodologías de niveles superiores (Nivel 2 ó 3) pueden emplear valores diferentes de DOC_f para tipos específicos de desechos. Existe cierta bibliografía que proporciona información acerca de la degradabilidad anaeróbica (DOC_f) para tipos de materiales (Barlaz, 2004; Micales & Skog, 1997; US EPA, 2002; Gardner *et al.*, 2002). Las degradabilidades declaradas, especialmente para la madera, varían en un amplio intervalo todavía bastante incierto. También pueden variar según las especies de árboles. El uso de valores diferentes de DOC_f para los tipos específicos de desecho implica suponer que la degradación de los diferentes tipos de desechos es independiente de los otros. Como se analiza más adelante en Vida media, al momento de redactar estas *Directrices*, el conocimiento científico aún no ofrece certezas sobre este tema.

Por ello, el uso de valores específicos de los tipos de desecho para DOC_f puede introducir incertidumbre adicional a las estimaciones cuando los datos sobre la composición de los desechos se basan en valores por defecto, en modelizaciones o en estimaciones basadas en dictámenes de expertos. Por lo tanto, es una *buena práctica* usar valores de DOC_f específicos de los tipos de desecho sólo cuando los datos sobre la composición de los desechos se basan en muestreos representativos y en análisis.

FACTOR DE CORRECCIÓN PARA EL METANO (MCF, DEL INGLÉS, METHANE CORRECTION FACTOR) ⁶

Las prácticas de eliminación de desechos varían respecto del control, la disposición de los desechos y la gestión del sitio. El factor de corrección de CH_4 (MCF) da cuenta del hecho de que, a partir de una cantidad dada de desechos, los SEDS no gestionados producen menos CH_4 que los SEDS anaeróbicos gestionados. En los SEDS no gestionados, una fracción mayor de desechos se descompone aeróbicamente en la capa superior. En los SEDS no gestionados con eliminación profunda y/o con un alto nivel freático, la fracción de desechos que se degrada aeróbicamente debe ser más pequeña que en un SEDS de poca profundidad. Los SEDS semi-aeróbicos gestionados lo son de manera pasiva por introducción de aire en la capa de desechos para crear un entorno semi-aeróbico dentro del SEDS. En relación con la gestión de los desechos sólidos, el MCF es específico a esa área y debe interpretarse como el factor de corrección para la gestión de desechos que refleja el aspecto de la gestión abarcado.

Se asigna un MCF a cada una de las cuatro categorías, como se muestra en el Cuadro 3.1. Se proporciona un valor por defecto para los países donde no se conoce la cantidad de desechos eliminados en cada SEDS. La clasificación de sus sitios desechos por un país en gestionados o no gestionados puede variar al cabo de algunos años en la medida en la que se implementan políticas nacionales de gestión de desechos.

La fracción de desechos sólidos eliminados en los sitios de eliminación de desechos sólidos (SW_F) y MCF reflejan la manera en la que los desechos se gestionan y el efecto de la estructura del sitio y de las prácticas de gestión en la generación de CH_4 . La metodología requiere que los países aporten datos o estimaciones sobre las cantidades de desechos que se eliminan hacia cada una de las cuatro categorías de sitios de eliminación de desechos sólidos (Cuadro 3.1) Sólo si los países no pueden categorizar sus SEDS dentro de las cuatro categorías de SEDS gestionados y no gestionados, pueden emplear el MCF para los «SEDS no categorizados».

⁵ En los países con altos índices de precipitación, la cantidad de DOC que se pierde por lixiviación puede ser superior. En Japón, donde las precipitaciones son altas, se ha observado que los SEDS con altos índices de penetración lixivian cantidades significativas de DOC (a veces más del 10 por ciento del carbono de los SEDS) (Matsufuji *et al.*, 1996).

⁶ En este contexto, el término factor de corrección para el metano (MCF) no debe confundirse con el factor de conversión de metano (MCF) utilizado en el Sector Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra en relación con las emisiones provenientes de la gestión del estiércol de ganado.

CUADRO 3.1
CLASIFICACIÓN DE LOS SEDS Y FACTORES DE CORRECCIÓN DE METANO (MCF)

Tipo de sitio	Valores por defecto del Factor de corrección de metano (MCF, del inglés, <i>Methane Correction Factor</i>)
Gestionado – anaeróbico ¹	1,0
Gestionado – semi-aeróbico ²	0,5
No gestionado ³ – profundo (>5 m desechos) y/o capa freática elevada.	0,8
No gestionado ⁴ – poco profundo (<5m de desechos)	0,4
SEDS no categorizado ⁵	0,6

¹ **Sitios anaeróbicos no gestionados de eliminación de desechos sólidos:** Deben implementar la colocación controlada de los desechos (o sea: los desechos son dirigidos a áreas específicas de deposición donde se ejerce un cierto control sobre la recuperación informal de residuos reciclables y la quema de basuras) e incluir por lo menos uno de los siguientes elementos: (i) material protector de la cubierta; (ii) compactación mecánica o (iii) nivelación de los desechos.

² **Sitios semi-aeróbicos gestionados de eliminación de desechos sólidos:** deben garantizar la ubicación controlada de los desechos e incluir todas las estructuras siguientes para introducir aire en las capas de desechos: (i) material de la cubierta permeable; (ii) sistema de drenaje para la lixiviación; (iii) estanques de regulación y (iv) sistema de ventilación de gases.

³ **Sitios no gestionados de eliminación de desechos sólidos - profundos y/o con capa freática elevada:** Todos los SEDS que no cumplen con los criterios de los SEDS gestionados y que tienen profundidades mayores o iguales a 5 metros y/o una capa freática elevada cercana al nivel del suelo. La última situación corresponde al llenado con desechos de un terreno con aguas fluviales, como un estanque, río o humedal.

⁴ **Sitios no gestionados poco profundos de eliminación de desechos sólidos:** todos los SEDS que no cumplen con los criterios de los SEDS gestionados y que tienen profundidades de menos de 5 metros.

⁵ **Sitios no categorizados de eliminación de desechos sólidos:** Sólo si los países no pueden categorizar sus SEDS dentro de las cuatro anteriores categorías de SEDS gestionados y no gestionados pueden emplear el MCF para esta categoría

Fuentes: IPCC (2000); Matsufuji *et al.* (1996)

FRACCIÓN DE CH₄ EN EL GAS DE VERTEDERO GENERADO (F)

En los SEDS, la mayor parte de los desechos generan un gas con aproximadamente 50 por ciento de CH₄. Sólo los materiales que incluyen cantidades sustanciales de grasa o aceite pueden generar gas con mucho más del 50 por ciento de CH₄. Por lo tanto se alienta a emplear el valor por defecto del IPCC para la fracción de CH₄ en el gas de vertedero generado (0,5).

La fracción de CH₄ en el gas de vertedero generado no debe confundirse con el CH₄ medido en el gas emitido desde los SEDS. En éstos, el CO₂ se absorbe en el agua infiltrada por percolación y la condición neutra de los SEDS transforma una gran parte del CO₂ absorbido en bicarbonato. Por lo tanto, es una buena práctica ajustar la absorción del CO₂ en el agua percolada, si la fracción de CH₄ en el gas de vertedero se basa en mediciones de las concentraciones de CH₄ medidas en el gas de vertedero emitido desde los SEDS (Bergman, 1995; Kämpfer y Weissenfels, 2001; IPCC, 1997).

FACTOR DE OXIDACIÓN (OX)

El factor de oxidación (OX) refleja la cantidad de CH₄ de los SEDS que se oxida en el suelo u otro material que cubre los desechos.

La oxidación del CH₄ se produce por la acción de microorganismos metanotrópicos en los suelos de la cubierta y puede variar desde lo insignificante hasta el 100 por ciento del CH₄ producido internamente. El espesor, las propiedades físicas y el contenido de humedad de los suelos de la cubierta afectan directamente la oxidación del CH₄ (Bogner y Matthews, 2003).

Algunos estudios muestran que los SEDS salubres y bien gestionados tienden a tener índices de oxidación más elevados que los vertederos no gestionados. El factor de oxidación en los sitios cubiertos con capas gruesas de materiales bien aireados puede diferir de manera significativa de los sitios sin cubierta o donde grandes cantidades de CH₄ pueden escaparse a través de fracturas y/o fisuras en la cubierta de protección.

Las mediciones de las concentraciones de CH₄ y CO₂ en las emisiones y en los flujos, realizadas en el campo y en el laboratorio, que determinan la oxidación del CH₄ en capas uniformes y homogéneas del suelo, no deben emplearse directamente para determinar el factor de oxidación, pues, en realidad, sólo una fracción del CH₄ generado se difunde a través de una capa homogénea como esa. Otra fracción se escapa a través de las fracturas y/o fisuras o por difusión lateral sin llegar a oxidarse. Por lo tanto, a menos que la extensión espacial de las mediciones sea suficientemente amplia y que las fracturas y/o fisuras se incluyan explícitamente, los resultados de los estudios de campo y de laboratorio pueden conducir a una sobreestimación de la oxidación en los suelos de la cubierta de los SEDS.

El valor por defecto para el factor de oxidación es cero. Véase el Cuadro 3.2. El uso del valor de oxidación de 0,1 se justifica en los SEDS cubiertos y bien gestionados para estimar tanto la difusión a través de la cubierta como las fugas a través de las fracturas y/o fisuras. El uso de un valor de oxidación mayor que 0,1 debe ser claramente documentado, referenciado y sostenido con datos pertinentes para las circunstancias nacionales. Es importante recordar que todo CH₄ que se recupera debe restarse de la cantidad generada antes de aplicar un factor de oxidación.

CUADRO 3.2 FACTOR DE OXIDACIÓN (OX) PARA LOS SEDS	
Tipo de sitio	Factor de oxidación (OX) Valores por defecto
SEDS gestionados ¹ , no gestionados y no categorizados	0
Gestionado cubierto con material oxidante del CH ₄ ²	0,1
¹ Gestionado, pero no cubierto con material aireado	
² Ejemplos: suelo, abono orgánico (<i>compost</i>)	

VIDA MEDIA

El valor de la vida media, $t_{1/2}$, es el tiempo necesario para que el DOCm de los desechos de descomponga hasta la mitad de su masa inicial. En el modelo FOD y en las ecuaciones de este volumen, se usa la constante de reacción k . La relación entre k y $t_{1/2}$ es la siguiente: $k = \ln(2)/t_{1/2}$. La vida media está afectada por una amplia variedad de factores relacionados con la composición de los desechos, las condiciones climáticas del lugar donde se sitúa el SEDS, las características del SEDS, las prácticas de eliminación de desechos y otros (Pelt *et al.*, 1998; Environment Canada, 2003).

El valor de la vida media que se aplica a cada SEDS en particular está determinado por un gran número de factores asociados con la composición de los desechos y las condiciones del sitio. Estudios recientes han proporcionado más datos sobre las vidas medias (experimentales o a través de modelos), pero los resultados obtenidos se basan en las características de los países desarrollados bajo condiciones de climas templados. Se dispone de pocos resultados que reflejen las características de los países en desarrollo y de las condiciones tropicales. Las mediciones realizadas en SEDS de Argentina, Nueva Zelanda, los Estados Unidos, el Reino Unido y los Países Bajos indican valores para $t_{1/2}$ en el rango de 3 a 35 años aproximadamente (Oonk y Boom, 1995; USEPA, 2005; Scharff *et al.*, 2003; Canada, 2004; y Argentina, 2004).

Las tasas más rápidas ($k = 0,2$ o una vida media cercana a los 3 años) están asociados a condiciones de gran humedad y de materiales altamente degradables tales como los desechos alimenticios. Las tasas más lentas ($k = 0,02$ o una vida media de cercana a los 35 años) están asociados a condiciones de sequedad y de materiales lentamente degradables tales como la madera o el papel. Una vida media mucho más larga de 70 años o más puede justificarse para SEDS secos y poco profundos en un clima templado o para desechos de madera en un clima seco y templado. Una vida media de menos de 3 años puede ser apropiada para SEDS gestionados en un clima húmedo y templado o para desechos de degradación rápida en un clima húmedo tropical. Se alienta al compilador del inventario a determinar los valores de vidas medias específicos del país. Los conocimientos actuales y los datos limitados dificultan el desarrollo de una metodología por defecto para estimar las vidas medias a partir de datos de terreno en los SEDS.

Existen dos enfoques alternativos para seleccionar la vida media (o valor de k) para los cálculos: (a) calcular un promedio ponderado de $t_{1/2}$ para los DSM (Jensen y Pipatti, 2002) o (b) dividir la corriente de desechos en categorías de desechos según la velocidad de degradación (Brown *et al.*, 1999). El primer enfoque supone que la degradación de cada tipo diferente de desecho depende totalmente de la de los demás. De este modo, la descomposición de la madera se ve aumentada debido a la presencia de desechos alimenticios y la descomposición de éstos es frenada debido a la madera. El segundo enfoque supone que la degradación de cada tipo diferente de desecho es independiente de la de los demás. La madera se degrada como madera, independientemente de si se halla en un SEDS casi inerte o en uno que contiene grandes cantidades de desechos que se degradan más rápidamente. En la realidad, la verdad se halla en algún punto intermedio de estos extremos. Sin embargo, hay muy poca investigación realizada para identificar al mejor de estos dos enfoques (Oonk y Boom, 1995; Scharff *et al.*, 2003) y lo que se ha investigado no es concluyente. Dos opciones del modelo de hoja de cálculo del IPCC se aplican a cualquiera de los dos enfoques mencionados para seleccionar la vida media como sigue:

Opción de los desechos brutos: requiere la alternativa (a) que es apropiada para los países sin datos o con datos limitados sobre la composición de los desechos, pero con una buena información sobre los desechos brutos eliminados en los SEDS. Los valores por defecto se estiman en función de la zona climática.

Opción de la composición de los desechos: requiere la alternativa (b) y se aplica a los países que poseen datos sobre esta composición. Para alcanzar resultados aceptablemente exactos se requiere la especificación de la vida media ($t_{1/2}$) de cada componente de la corriente de desechos (IPCC, 2000).

Para ambas opciones, los valores por defecto de la vida media se estiman como función de la zona climática. Las hipótesis y consideraciones principales efectuadas son las siguientes:

- La composición de los desechos (particularmente el componente orgánico) es uno de los factores principales que influyen tanto en la cantidad como en la oportunidad de la producción de CH₄.
- El contenido de humedad de los SEDS es un elemento esencial para la descomposición anaeróbica y la generación de CH₄. Un método simplificado supone que el contenido de humedad de un SEDS es proporcional a la precipitación media

anual (MAP, del inglés, *Mean Annual Precipitation*) y de la evapotranspiración potencial (PET, del inglés *Potential Evapotranspiration*).

- La medida en la cual la temperatura del aire ambiente influye sobre la temperatura de los SEDS y sobre los índices de generación de gas depende principalmente del nivel de gestión y de la profundidad de los SEDS.
- Los desechos en vertederos abiertos se descomponen por lo general de manera aeróbica, producen poco CH₄ y las emisiones disminuyen en menos tiempo que para las condiciones anaeróbicas. Los SEDS gestionados (y también los gestionados profundos) crean condiciones anaeróbicas.

Los países pueden desarrollar los valores de vidas medias (o valores *k*) más apropiados a sus circunstancias y características. Es una *buena práctica* que los países que desarrollan sus propios valores de vidas medias documenten los procedimientos experimentales utilizados para derivarlos.

En los Cuadros 3.3 y 3.4 siguientes se proporcionan valores *k* por defecto y sus correspondientes vidas medias.

CUADRO 3.3									
VALORES DEL ÍNDICE DE GENERACIÓN DE METANO (<i>k</i>) POR DEFECTO, RECOMENDADOS PARA EL NIVEL 1									
(Derivados de los valores <i>k</i> obtenidos por mediciones experimentales, calculado con modelos o utilizados en los inventarios de gases de efecto invernadero y otros estudios)									
Tipo de desechos		Zona climática*							
		Boreal y templada (MAT ≤ 20°C)				Tropical¹ (MAT > 20°C)			
		Seco (MAP/PET < 1)		Húmedo (MAP/PET > 1)		Seco (MAP < 1000 mm)		Húmedo y seco (MAP ≥ 1000 mm)	
		Por defecto	Rango²	Por defecto	Rango²	Por defecto	Rango²	Por defecto	Rango²
Desechos de degradación lenta	Desechos de papel/textiles	0,04	0,03 ^{3,5} – 0,05 ^{3,4}	0,06	0,05 – 0,07 ^{3,5}	0,045	0,04 – 0,06	0,07	0,06 – 0,085
	Desechos de madera/paja	0,02	0,01 ^{3,4} – 0,03 ^{6,7}	0,03	0,02 – 0,04	0,025	0,02 – 0,04	0,035	0,03 – 0,05
Desechos de degradación moderada	Otros putrescibles orgánicos (no alimenticios)/ desechos de jardín y parques	0,05	0,04 – 0,06	0,1	0,06 – 0,1 ⁸	0,065	0,05 – 0,08	0,17	0,15 – 0,2
Desechos de degradación rápida	Desechos alimenticios/ lodo de aguas servidas	0,06	0,05 – 0,08	0,185 ⁴	0,1 ^{3,4} – 0,2 ⁹	0,085	0,07 – 0,1	0,4	0,17 – 0,7 ¹⁰
Desechos brutos		0,05	0,04 – 0,06	0,09	0,08 ⁸ – 0,1	0,065	0,05 – 0,08	0,17	0,15 ¹¹ – 0,2

¹ La información disponible sobre la determinación de *k* y de la vida media en condiciones tropicales es bastante limitada. Los valores incluidos en el cuadro, para estas condiciones, son indicativos y la mayoría han sido derivados a partir de las hipótesis descritas en el texto y de los valores obtenidos para las condiciones templadas.

² El rango se refiere a los datos mínimos y máximos declarados en la bibliografía o estimados por los autores de este capítulo. Básicamente, se incluye para describir la incertidumbre asociada al valor por defecto.

³ Oonk y Boom (1995).

⁴ IPCC (2000).

⁵ Brown *et al.* (1999). En el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002) se utilizó un valor cercano (16 años) para la degradabilidad lenta.

⁶ Environment Canada (2003).

⁷ En este rango se han declarado valores de vidas medias más largas (hasta 231 años) que no fueron incluidos en el cuadro pues fueron derivados de valores *k* extremadamente bajos utilizados en sitios con una temperatura media diurna < 0°C (Levelton, 1991).

⁸ Estimado a partir de RIVM (2004).

⁹ Valor utilizado para la degradabilidad rápida en el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002).

¹⁰ Estimado a partir de Jensen y Pipatti (2003).

¹¹ Considerando t1/2 = 4 - 7 años como valores característicos para la mayoría de los países en desarrollo en climas tropicales. Condiciones de humedad elevada y de desechos altamente degradables.

*Adaptado de: Capítulo 3 de *GPG-LULUCF* (IPCC, 2003).

MAT – temperatura media anual; MAP – precipitación media anual; PET – evapotranspiración potencial.

MAP/PET es el cociente de MAP y de PET. Para estimar las emisiones debe seleccionarse el promedio de los MAT, MAP y PET durante la serie temporal, según lo indicado por la estación meteorológica representativa más cercana.

CUADRO 3.4
VALORES DE VIDA MEDIA ($t_{1/2}$) POR DEFECTO, RECOMENDADOS PARA EL NIVEL 1

(Derivados de los valores k obtenidos por mediciones experimentales, calculado con modelos o utilizados en los inventarios de gases de efecto invernadero y otros estudios)

Tipo de desechos		Zona climática*							
		Boreal y templada (MAT ≤ 20°C)				Tropical ¹ (MAT > 20°C)			
		Seco (MAP/PET < 1)		Húmedo (MAP/PET > 1)		Seco (MAP < 1000 mm)		Húmedo y seco (MAP ≥ 1000 mm)	
		Por defecto	Rango ²	Por defecto	Rango ²	Por defecto	Rango ²	Por defecto	Rango ²
Desechos de degradación lenta	Desechos de papel/textiles	17	14 ^{3,5} – 23 ^{3,4}	12	10 – 14 ^{3,5}	15	12 – 17	10	8 – 12
	Desechos de madera/paja	35	23 ^{3,4} – 69 ^{6,7}	23	17 – 35	28	17 – 35	20	14 – 23
Desechos de degradación moderada	Otros putrescibles orgánicos (no alimenticios)/ desechos de jardín y parques	14	12 – 17	7	6 – 9 ⁸	11	9 – 14	4	3 – 5
Desechos de degradación rápida	Desechos alimenticios/ lodo de aguas servidas	12	9 – 14	4 ⁴	3 ^{3,4} – 6 ⁹	8	6 – 10	2	1 ¹⁰ – 4
Desechos brutos		14	12 – 17	7	6 – 9 ⁸	11	9 – 14	4	3 – 5 ¹¹

¹ La información disponible sobre la determinación de k y de la vida media en condiciones tropicales es bastante limitada. Los valores incluidos en el cuadro, para estas condiciones, son indicativos y la mayoría han sido derivados a partir de las hipótesis descritas en el texto y de los valores obtenidos para las condiciones templadas.

² El rango se refiere a los datos mínimos y máximos declarados en la bibliografía o estimados por los autores de este capítulo. Básicamente, se incluye para describir la incertidumbre asociada al valor por defecto.

³ Oonk y Boom (1995).

⁴ IPCC (2000).

⁵ Brown *et al.* (1999). En el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002) se utilizó un valor cercano (16 años) para la degradabilidad lenta.

⁶ Environment Canada (2003).

⁷ En este rango se han declarado valores de vidas medias más largas (hasta 231 años) que no fueron incluidos en el cuadro pues fueron derivados de valores k extremadamente bajos utilizados en sitios con una temperatura media diaria < 0°C (Levelton, 1991).

⁸ Estimado a partir de RIVM (2004).

⁹ Valor utilizado para la degradabilidad rápida en el modelo de verificación GasSim (Attenborough *et al.*, 2002).

¹⁰ Estimado a partir de Jensen y Pipatti (2003).

¹¹ Considerando $t_{1/2} = 4 - 7$ años como valores característicos para la mayoría de los países en desarrollo en climas tropicales. Condiciones de humedad elevada y de desechos altamente degradables.

*Adaptado de: Capítulo 3 de *GPG-LULUCF* (IPCC, 2003).

MAT – temperatura media anual; MAP – precipitación media anual; PET – evapotranspiración potencial.

MAP/PET es el cociente de MAP y de PET. Para estimar las emisiones debe seleccionarse el promedio de los MAT, MAP y PET durante la serie temporal, según lo indicado por la estación meteorológica representativa más cercana.

RECUPERACIÓN DE METANO (R)

El CH₄ generado en los SEDS puede recuperarse y quemarse en antorcha o en un dispositivo energético. La cantidad de CH₄ que se recupera se expresa en la Ecuación 3.1 como R. Si el gas recuperado se utiliza para generar energía, las emisiones resultantes de gas de efecto invernadero deben declararse bajo el Sector Energía. Sin embargo, las emisiones provenientes de la quema en antorcha son insignificantes, pues las emisiones de CO₂ son de origen biogénico y las emisiones de CH₄ y N₂O son muy pequeñas, de modo que, en el sector de los desechos, la *buena práctica* no exige su estimación. No obstante, si se desea hacerlo, estas emisiones deben declararse en el Sector Desechos. En el Volumen 2, Energía, Capítulo 4.2, se presenta un análisis de las

emisiones procedentes de la quema en antorcha y otra información más detallada. Las emisiones provenientes de la quema en antorcha no son tratadas en el Nivel 1.

El valor por defecto para la recuperación de CH₄ es cero. La recuperación de CH₄ debe declararse sólo cuando se disponga de referencias que documenten la cantidad de CH₄ recuperado. Las declaraciones basadas en mediciones de todo gas recuperado para energía y quema en antorcha, o las declaraciones sobre recuperación de gas basadas en el monitoreo de la cantidad de electricidad producida a partir del gas (considerando la disponibilidad de los factores de carga, el valor de calefacción y la correspondiente tasa calórica, así como otros factores que influyen sobre la cantidad de gas utilizado para producir la cantidad de electricidad monitoreada) son coherentes con la *buena práctica*.

La estimación, con métodos más indirectos, de la cantidad de CH₄ recuperado debe realizarse con gran cuidado, aportando hipótesis fundamentadas. Los métodos indirectos pueden basarse en la cantidad de SEDS del país que practican la captura del CH₄ o en la capacidad total de utilización de los equipos o la capacidad de las antorchas vendidas.

Cuando la recuperación de CH₄ se estima sobre la base de la cantidad de SEDS que practican la recuperación de gas de vertedero, una estimación de recuperación por defecto sería del 20 por ciento. Este valor se sugiere debido a las numerosas incertidumbres asociadas al uso de esta metodología. Se han realizado algunas mediciones de las eficiencias de los proyectos de recuperación de gas y las eficiencias declaradas se sitúan entre 10 y 85 por ciento. Oonk y Boom (1995) midieron eficiencias de SEDS cerrados, sin revestimiento, entre un 10 y un 80 por ciento, con un promedio sobre 11 SEDS del 37 por ciento. Más recientemente, Scharff *et al.* (2003) midieron eficiencias en cuatro SEDS del orden del 9 por ciento, 50 por ciento, 55 por ciento y 33 por ciento. Spokas *et al.* (2006) y Diot *et al.* (2001) midieron recientemente eficiencias superiores al 90 por ciento. En general, las eficiencias elevadas de recuperación pueden estar relacionadas con los SEDS cerrados, con flujos de gases reducidos, recuperación bien diseñada y operada, y cubiertas más gruesas y menos permeables. Las eficiencias bajas pueden estar relacionadas con SEDS en gran parte todavía en fase de explotación y con, p. ej., cubiertas arenosas.

Los valores específicos de los países pueden utilizarse pero se necesita efectuar investigaciones significativas para comprender el impacto que los siguientes parámetros tienen sobre la recuperación: tipo de cubierta, porcentaje de SEDS cubierto por proyecto de recuperación, presencia de un revestimiento, carácter abierto o cerrado y otros factores.

Cuando la cantidad de CH₄ recuperado se estima sobre la base de la capacidad total de utilización de los equipos o de las antorchas vendidas, se debe hacer un esfuerzo para identificar qué parte de estos equipos está aún en servicio. Una estimación prudente de la cantidad de CH₄ generado puede basarse en un inventario de las capacidades mínimas de los equipos y antorchas en funcionamiento. Otro enfoque conservador es el de estimar la recuperación total como un 35 por ciento de las capacidades instaladas. Basándose en Dutch y en estudios realizados en Estados Unidos (Oonk, 1993; Scheehle, 2006), las cantidades recuperadas varían entre 35 y 70 por ciento de los índices de capacidad. Las razones que explican este intervalo incluyen: (i) disminución de las horas de funcionamiento de 95 a 80 por ciento, debido a problemas técnicos o de mantenimiento; (ii) sobreestimación de la producción de gas con resultado de equipos sobredimensionados; (iii) quemas de respaldo en antorcha que permanecen inactivas. Al estimar la capacidad, los índices más altos toman ya en cuenta estas consideraciones. Si un país utiliza este método para la quema en antorcha, se debe tener cuidado de garantizar que la quema no sea una quema en antorcha de respaldo para un proyecto de conversión gas-energía. Donde sea posible, las quemas en antorcha deben coincidir con los SEDS, para garantizar que no se produzcan cálculos dobles.

En todos los casos, las cantidades recuperadas deben declararse como CH₄ y no como gas de vertedero, pues éste contiene sólo una fracción de CH₄. Los fundamentos de las declaraciones deben documentarse claramente. Cuando las declaraciones se basan en la cantidad de SEDS con recuperación de gas de vertedero o en la capacidad total de utilización de los equipos, es esencial que todas las hipótesis utilizadas para estimar la recuperación sean descritas claramente y que se justifiquen con datos y referencias específicos del país.

TIEMPO DE RETARDO

En la mayoría de los sitios de eliminación de desechos sólidos, éstos se depositan de manera continuada a lo largo del año, generalmente en forma cotidiana. Sin embargo, hay pruebas de que la producción de CH₄ no comienza inmediatamente después de la deposición de los desechos.

Primero, la descomposición es aeróbica, lo cual puede durar algunas semanas hasta que se haya gastado todo el oxígeno disponible. Luego sigue la etapa de acidificación con producción de hidrógeno. Se señala a menudo que la etapa de acidificación dura varios meses. Después hay un periodo de transición, desde condiciones ácidas a condiciones neutras, al comenzar la producción de CH₄.

El periodo comprendido entre la deposición de los desechos y la producción plena de CH₄ es químicamente complejo e implica reacciones microbianas sucesivas. Las estimaciones del tiempo de retardo son inciertas y pueden variar según la composición de los desechos y las condiciones climáticas. En la bibliografía se han proporcionado estimaciones de hasta un año (Gregory *et al.*, 2003; Bergman, 1995; Kämpfer y Weissenfels, 2001; Barlaz, 2004). El IPCC proporciona un valor por defecto de seis meses para el tiempo de retardo (IPCC, 1997). Equivale a un tiempo de comienzo de la reacción al 1° de enero del año posterior a la deposición, cuando el tiempo promedio de residencia de los desechos en los SEDS ha sido de seis meses. Sin embargo, la incertidumbre de esta hipótesis es de, por lo menos, 2 meses.

El Modelo de desechos del IPCC permite que el usuario cambie el retardo por defecto de seis meses por un valor diferente. Es una *buena práctica* escoger un tiempo de retardo entre cero y seis meses. Los valores ubicados fuera de este intervalo deben respaldarse con pruebas.

3.3 USO DE LAS MEDICIONES EN LA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE CH₄ PROCEDENTES DE LOS SEDS

El modelo FOD y otros métodos para estimar la generación de CH₄ en los SEDS se construyen sobre la base de conocimientos científicos y de hipótesis sobre el metabolismo microbiano bajo las condiciones anaeróbicas de los SEDS. Como para todos los modelos, la validación que incluye alguna forma de medición directa, para comparar las predicciones del modelo con las mediciones reales, aumenta la confianza del usuario en el modelo y puede utilizarse para mejorar las predicciones del modelo. Estas mediciones pueden utilizarse también para validar un modelo, comparando sus predicciones con los índices de generación de CH₄ desarrollados a partir de mediciones y para documentar la selección de valores específicos del país para los parámetros empleados en el modelo al preparar los inventarios nacionales.

Las mediciones pueden corresponder a cantidades medidas de gas recuperado en el sistema de captación de gases (junto con una estimación de la eficiencia de recuperación), a cantidades medidas de emisiones difusas de CH₄ hacia el aire y a combinaciones de ambas mediciones.

Varios estudios han utilizado datos de mediciones realizadas en los sistemas de captación de gases para desarrollar estimaciones de los parámetros necesarios para el modelo FOD (tales como la constante de la tasa de descomposición y el potencial de generación de CH₄) para SEDS específicos, para clases de SEDS ubicados en regiones específicas y para aplicarlos a los SEDS sobre una base nacional (Oonk y Boom, 1995; Huitric *et al.*, 1997; SWANA, 1998; SCS Engineers, 2003; U.S. EPA, 1998; U.S. EPA, 2005). La técnica utiliza procedimientos estadísticos para desarrollar los valores que ajustan mejor los parámetros del modelo, tales como una regresión no lineal que evalúa los parámetros del modelo de una manera iterativa para encontrar la mejor estimación de los parámetros del modelo, basado en la suma más pequeña de los errores cuadráticos. El análisis estadístico puede identificar, con suficientes detalles específicos del sitio y una base de datos adecuada y amplia sobre los SEDS, los efectos de la variación en la composición de los desechos, la ubicación geográfica, la pluviosidad y otros factores sobre los valores apropiados de los parámetros del modelo. Por ejemplo, varios estudios han revelado que la constante de la tasa de descomposición aumenta con las precipitaciones (U.S. EPA, 2005).

El uso de mediciones directas de las cantidades de gas extraídas para estimar los parámetros del modelo FOD es una opción de *buena práctica* en el desarrollo de los valores específicos del país. Esta técnica fue utilizada para desarrollar algunos de los valores por defecto para las vidas medias presentados en el Cuadro 3.4. Es aplicable en aquellos países que poseen datos exactos de mediciones realizadas en los sistemas de captación de gases de los vertederos, para un conjunto representativo de SEDS, con cantidades, composición y distribución de antigüedad de los desechos depositados bien conocidos. Si los datos de la captación de CH₄ específicos del sitio se usan para estimar los parámetros del modelo FOD para el inventario nacional, es una *buena práctica* garantizar que los SEDS empleados en el análisis sean representativos de todos los SEDS del país, en término de los factores que más afectan los valores de los parámetros y las emisiones de CH₄. En el Recuadro 3.1 se proporcionan detalles adicionales sobre esta técnica.

RECUADRO 3.1
MEDICIONES DIRECTAS EN LOS SISTEMAS DE CAPTACIÓN DE GASES PARA ESTIMAR LOS PARÁMETROS DEL MODELO FOD

El elemento fundamental para el desarrollo de una estimación de los parámetros del modelo FOD es una base de datos sobre vertederos representativa, que reúna las siguientes características:

- (i) Contiene tipos de desechos representativos de los vertederos a escala nacional,
- (ii) Incluye un rango de tamaños, antigüedad de los desechos y regiones geográficas (en particular, si debe evaluarse el efecto de las precipitaciones),
- (iii) Posee mediciones específicas del sitio sobre el índice de captación del gas de vertedero (LFG, del inglés *Landfill Gas*) y el porcentaje de CH₄ que incluye las variaciones estacionales a lo largo del tiempo (que cubra un periodo de por lo menos un año y de preferencia más largo),
- (iv) Posee mediciones específicas del sitio sobre las tasas anuales de aceptación de desechos o del total de desechos in situ y el año de apertura del vertedero (es decir, los desechos en el lugar o la tasa anual de aceptación promedio para el área del vertedero que está bajo la influencia del sistema de captación de gases),
- (v) Incluye estimaciones específicas del sitio sobre el porcentaje de recuperación (basado en el diseño, en las características de funcionamiento o en otras informaciones), y
- (vi) Incluye el promedio de la precipitación anual (si este efecto ha de ser evaluado).

La exactitud de las mediciones directas de la tasa de flujo del LFG, del porcentaje de CH₄ y de los índices anuales de eliminación de desechos pueden ser mejores que ± 10 por ciento. La fuente más significativa de errores en el uso de las mediciones directas de los índices de captación de CH₄ para estimar los índices de generación de CH₄ es la determinación de la eficiencia de captación de LFG. Sin embargo, este error se puede reducir y controlar si los datos sobre el índice de captación se utilizan sólo para vertederos conocidos o para los cuales se puede mostrar que poseen sistemas de captación y materiales de cubierta eficientes y bien mantenidos.

Para utilizar una eficiencia de captación es necesario investigar y justificar un valor que pueda emplearse con confianza. Deben considerarse varios factores, tales como el tipo de cubierta final, el monitoreo regular de la superficie que muestre bajos niveles o nada de CH₄ detectable y un programa de acciones correctivas para el caso de detección de CH₄ (p. ej., realizando mantenimiento para mejorar la integridad de la cubierta o aumentar el vacío en los pozos de captación). La estimación de la eficiencia de captación puede basarse en consideraciones específicas del sitio y ajustarse a los extremos superiores o inferiores del intervalo, luego de considerar estos factores. El error global y el efecto en los resultados finales tiende a ser inferior cuando se lo promedia sobre una gran base de datos de vertederos, pues los errores tienden a cancelarse al utilizar una estimación no sesgada en la mitad del intervalo.

Aunque pueden usarse mediciones de superficie para detectar CH₄ como ya se ha señalado, la utilización de dichas mediciones de superficie en el vertedero para estimar directamente la eficiencia de captación se recomienda sólo cuando las limitaciones de los métodos se toman totalmente en cuenta, tal como se discute más detalladamente en la sección siguiente, que describe las dificultades e inexactitudes de tales mediciones. Los efectos a tomar en cuenta al medir las eficiencias de captación son: (i) oxidación del CH₄, lo que reduce los cocientes de la cantidad de CH₄ emitido, y (ii) la disolución del CO₂ en la fase acuosa de los desechos o en la capa superior, al comparar el cociente de las emisiones de CH₄ y CO₂ y de la recuperación de CH₄ y CO₂.

Una vez establecida una base de datos representativa, hechas las mediciones y estimadas las eficiencias de captación, los datos de las mediciones pueden analizarse para determinar los parámetros específicos del país o de la región. Si un país posee buenos datos sobre la composición de los desechos por vertedero, puede usarse esta información junto con las mediciones y la modelización para deducir parámetros tales como el DDOC. Para un país con datos de composición de los desechos menos fiables, es posible que deban estimarse los parámetros a un nivel más amplio, considerando L_0 y k en vez de los parámetros más específicos del tipo de desechos. No se recomienda que un país estime las emisiones nacionales directamente a partir las mediciones. El enfoque preferido para incorporar los datos de mediciones procedentes de los sistemas de captación es el de usar las mediciones para deducir los parámetros de nivel nacional, sobre las características de los vertederos analizados.

Las mediciones directas de las emisiones de CH₄ en la superficie de los SEDS (en vez de medir la captación o generación de CH₄) para un SEDS específico pueden tener, en principio, un valor similar para validar los parámetros del modelo FOD y desarrollar las estimaciones del inventario nacional. Pero, en la práctica, existen limitaciones por varias razones:

- (i) El monitoreo y la medición de las emisiones de CH₄ en la superficie de los SEDS es una tarea exigente, y no se dispone de métodos aceptados de manera generalizada ni estandarizados para monitoreo de rutina o a largo plazo, pues las emisiones provienen de una gran área y varían a lo largo del año.
- (ii) Se dispone de muy pocos datos representativos de mediciones directas de emisiones de CH₄ para los SEDS individuales, mucho menos para producir buenas estimaciones para los inventarios nacionales de emisiones. Por ello, se considera por el momento que una buena práctica consiste en usar las estimaciones de los sitios individuales basadas en el monitoreo y las mediciones sólo si la representatividad del monitoreo puede justificarse. Si se usan los datos de emisiones específicos de los sitios para estimar las emisiones nacionales, es una buena práctica agrupar todos los SEDS del país según sus características y basar la estimación nacional en el comportamiento emisivo representativo de cada grupo.

Las técnicas atmosféricas de medición de las emisiones, sus dificultades y otras consideraciones se analizan con más detalle en el Recuadro 3.2.

RECUADRO 3.2
MEDICIÓN DIRECTA DE LA EMISIONES DE METANO PROCEDENTES DE LA SUPERFICIE DE LOS SEDS

Las emisiones de gas de vertedero de superficie (LFG) son muy variables tanto espacial como temporalmente. Las emisiones varían de manera cotidiana, como resultado de los cambios en la presión atmosférica y debido a las lluvias que afectan la permeabilidad de la capa superior. Más aún, existe una variación estacional de las emisiones como resultado de una oxidación reducida durante el invierno. Además, las emisiones varían entre las secciones de los SEDS debido a diferencias en las cantidades, la edad y la composición de los desechos. Como consecuencia de la elevada permeabilidad horizontal, comparada con la permeabilidad vertical, las pendientes de un SEDS producen más emisiones que la superficie superior. A una escala más local, las emisiones son muy variables a causa de las regiones de permeabilidad reducida en la capa sub-superficial y de las fracturas de la superficie. Como consecuencia, las emisiones procedentes de lugares ubicados a algunos metros de separación pueden variar por encima de un factor de 1000.

En este contexto, las mediciones de las emisiones de CH₄ difuso deberían dar una indicación del promedio anual de las emisiones procedentes de todo el SEDS. De este modo, las fluctuaciones temporales y estacionales de la emisión de gas (Maurice y Lagerkvist, 1997; Park y Shin, 2001) deben considerarse parte de la evaluación de los datos específicos del sitio. El periodo de recopilación de datos debe ser suficiente para cubrir la variación temporal del sitio. Por igual, la variación estacional puede tomarse fácilmente en consideración.

Cuando se realicen mediciones de emisiones difusas, hay que tener presente que el flujo se mide después de la oxidación, la cual puede constituir una parte significativa del porcentaje de CH₄ generado que no se recupera.

Se han propuesto varias técnicas para medir directamente en la superficie y/o bajo y sobre el nivel del suelo. Las técnicas más importantes son:

- (i) mediciones en cámaras estáticas o de flujo forzado,
- (ii) métodos de equilibrio de masas,
- (iii) mediciones micro-meteorológicas,
- (iv) mediciones de pluma

El *método de la cámara de flujo* se ha usado ampliamente para medir el flujo de CH₄ en la superficie de los SEDS (p. ej., Park y Shin, 2001; Mosher *et al.*, 1999; UK Environment Agency, 2004). Un inconveniente de este método es la necesidad de una gran cantidad de puntos de medición para obtener estimaciones fiables de las emisiones totales, lo cual hace que el método sea de trabajo muy intensivo y, por lo tanto, costoso. Existen varias vías para mejorar la exactitud o reducir la cantidad de mediciones requeridas, p. ej., expandir las estimaciones a partir de una sección más pequeña a la totalidad del SEDS por intermedio de métodos geoestadísticos (Börjesson *et al.*, 2000; Spokas *et al.*, 2003) o identificar las zonas principales de emisión observando las fracturas o grietas, la vegetación afectada, las interfaces entre las zonas revestidas, las condiciones de los bordes y las pendientes, etc. (UK Environment Agency, 2004), o usar medidores portátiles de gas, de olfacción o de la temperatura de superficie como un primer indicador (Yamada *et al.*, 2005).

En el *método de equilibrio de masas* las emisiones se obtienen midiendo el flujo a través de un plano vertical imaginario en el SEDS e interpretando la velocidad del viento y las concentraciones de CH₄ a diferentes alturas sobre la superficie del SEDS. Este plano puede ser tanto unidimensional (Oonk y Boom, 1995; Scharff *et al.*, 2003) como bidimensional. La ventaja que ofrece es que se automatiza fácilmente y puede medir las emisiones a partir de una superficie vasta (en muchos casos el SEDS entero) por periodos más largos (de semanas a meses). Otra ventaja es que se pueden obtener las emisiones tanto del CH₄ como del CO₂, lo cual aporta información sobre la oxidación del CH₄ y las eficiencias de captación. Las desventajas de este método es su alcance limitado (250 m) que dificulta las mediciones en los SEDS más grandes.

En el *método micro-meteorológico*, las emisiones se miden como un flujo a través de un plano horizontal imaginario y se recalculan como flujos verticales. Las concentraciones de CH₄ sobre el SEDS se usan en conjunto con información sobre el transporte y la mezcla de aire a la escala de unos pocos m³ (por lo tanto, micro-meteorológico, Fowler y Duyzer, 1989). Laurila *et al.* (2005) proponen el método micro-meteorológico de covarianza Eddy como método adecuado para la estimación de la emisión de gas de vertedero, con las ventajas de una fácil automatización que permite realizar mediciones por periodos más prolongados y el monitoreo simultáneo de las emisiones de CH₄ y CO₂. El inconveniente de este método parece ser su cobertura limitada (alrededor de 25 m), lo cual implica que no mide emisiones representativas de la totalidad del SEDS.

RECUADRO 3.2 (CONTINUACIÓN)

Las *mediciones de pluma* han sido diseñadas para medir las emisiones provenientes de la totalidad de un SEDS mediante la medición de la diferencia de flujos de CH₄ a través de la sección transversal de un tamiz a sotavento y barlovento del SEDS. Las emisiones pueden evaluarse comparando el aumento de las concentraciones de CH₄ con las concentraciones de trazadores (p. ej., a partir de una cantidad conocida de N₂O ó SF₆ liberada en el SEDS) o utilizando un modelo de dispersión. Se usan variaciones de este método en varios lugares del mundo, según Czepiel *et al.* (1996), Savanne *et al.* (1997), Galle *et al.*, (1999) y Hensen y Scharff (2001). La ventaja del método es su exactitud y la posibilidad de medir las emisiones procedentes de la totalidad de un SEDS, lo cual es muy útil para resolver el problema de la variación espacial. Sin embargo, este método es muy costoso y generalmente se aplica sólo durante unos pocos días determinados. Por lo tanto, parece que los resultados no son representativos del promedio de las emisiones anuales desde el sitio (Scharff *et al.*, 2003). Por esta razón, Scharff *et al.* (2003) desarrollaron una versión estacionaria de la medición de pluma móvil (SPM, del inglés, *mobile plume measurement*) para efectuar mediciones alrededor de los SEDS durante tiempos más largos.

En la actualidad (2006), no hay un consenso científico sobre cuál debe ser la metodología preferida para obtener el promedio de las emisiones anuales a partir de un SEDS entero. Savanne *et al.* (1995) y Scharff *et al.* (2003) están realizando comparaciones entre los métodos y la conclusión aproximada es que ningún método puede resolver por sí solo la variabilidad espacial y temporal y ser económico a la vez. Según Scharff *et al.* (2003) el método de equilibrio de masas y el método de pluma estático son los más prometedores para desarrollos más avanzados y para la validación. Sin embargo, hasta el momento de redactar estas *Directrices* hay poco debate científico respecto de esta conclusión.

3.4 CARBONO ALMACENADO EN LOS SEDS

Una parte del carbono permanece almacenada por largos periodos en los SEDS. La madera y el papel se descomponen muy lentamente y se acumulan en los SEDS (almacenamiento a largo plazo). Fracciones de carbono de otros tipos de desechos se descomponen en periodos variados de tiempo (véase Vida media en la Sección 3.2.3)

La cantidad de carbono almacenado en los SEDS puede estimarse utilizando el modelo FOD (véase el Anexo 3A.1). El almacenamiento a largo plazo del carbono del papel, cartón, la madera y los desechos de jardines y parques presenta un interés particular, así como los cambios en las existencias de carbono en los desechos originados en los productos de madera recolectada que se declaran en el volumen AFOLU (véase el Capítulo 12, Productos de madera recolectada). El modelo FOD de este volumen proporciona estas estimaciones en calidad de producto derivado. En la opción *composición de los desechos* se calcula el carbono almacenado a largo plazo a partir de desechos de madera, papel y cartón y desechos de jardines y parques en los SEDS, pues éste es simplemente la parte del DOC que no se pierde a través de la descomposición (las ecuaciones para calcular la cantidad se presentan en el Anexo 3A.1). Cuando se emplea la opción de *desechos brutos* es necesario estimar la porción adecuada de DOC cuyo origen son los productos de madera recolectada dentro del DOC total de los desechos, antes de determinar las cantidades de carbono almacenado a largo plazo. Cuando no se dispone de estimaciones específicas del país, pueden usarse las fracciones por defecto del IPCC para el papel y cartón, la madera y los desechos de jardines y parques.

El almacenamiento de carbono a largo plazo en los SEDS se declara como elemento informativo en el Sector Desechos. El valor declarado para los desechos derivados de los productos de madera recolectada (desechos de papel y cartón, madera y desechos de jardines y parques) es igual a la variable $1B, \Delta C_{HWP\ SWDS\ DC}$, es decir, el cambio en las existencias de carbono de los PMR debidos al consumo doméstico eliminado en los SEDS del país declarante utilizado en el Capítulo 12, Productos de madera recolectada, del Volumen AFOLU). Este parámetro, así como las emisiones anuales de CH₄ procedentes de la eliminación de PMR en el país, pueden estimarse con el modelo FOD (véase la hoja PMR en la hoja de cálculo).

3.5 EXHAUSTIVIDAD

Las versiones anteriores de la *Directrices del IPCC* se concentraron en las emisiones procedentes de los sitios DSM de eliminación, aunque se alentó a los compiladores del inventario a considerar las emisiones procedentes

de otros tipos de desechos. Sin embargo, actualmente se reconoce que a menudo existe un aporte significativo a las emisiones a partir de otros tipos de desechos. Por lo tanto, las *Directrices de 2006* proporcionan datos por defecto y metodologías para estimar la generación y el contenido de DOC de los tipos de desechos siguientes :

- Desechos sólidos municipales (DSM) – la definición y composición por defecto se proporciona en el Capítulo 2,
- Lodos de aguas servidas (procedentes del tratamiento de aguas servidas tanto municipales como industriales),
- Desechos sólidos industriales (incluidos los desechos de las industrias de la madera y el papel y los desechos de la construcción y la demolición, los cuales pueden ser en gran parte materiales inertes, pero pueden incluir la madera como fuente de DDOCm),
- Residuos de las plantas de tratamiento mecánico y biológico (véase el Capítulo 4, Tratamiento biológico de los desechos sólidos).

Los países deben aportar sus propias estimaciones de las fracciones de estos tipos de desechos que se eliminan en los SEDS, se incineran o reciclan.

Tipos de desechos abordados en otros lugares de las *Directrices de 2006*:

- Emisiones procedentes de la gestión del estiércol (incluido en el Sector AFOLU)

Tipos de gestión de desechos que se deben incluir:

- SEDS gestionados,
- SEDS no gestionados (vertederos abiertos, incluidas las pilas aéreas, los hoyos en el suelo y las deposiciones en sitios naturales como los barrancos o las quebradas).

Tipos de gestión de desechos abordados en otros lugares de las *Directrices de 2006*:

- emisiones procedentes de la incineración (Capítulo 5 de este Volumen),
- emisiones procedentes de la incineración abierta en los SEDS (Capítulo 5 de este Volumen),
- emisiones procedentes del tratamiento biológico de los desechos sólidos incluidas las instalaciones centralizadas de preparación de abono orgánico y la preparación de abono orgánico doméstico (Capítulo 4 de este Volumen).

Los SEDS cerrados siguen emitiendo CH₄. Esto se considera automáticamente en el método FOD pues se usan los datos históricos sobre las eliminaciones de desechos.

Todos los tipos de gestión enumerados más arriba deben incluirse en este sector si se practican de manera significativa.

3.6 DESARROLLO DE UNA SERIE TEMPORAL COHERENTE

En las *Directrices de 2006* se han introducido dos cambios mayores respecto de las *Directrices de 1996*. Tales cambios son:

- Reemplazo del antiguo método por defecto (equilibrio de masas) por el método de descomposición de primer orden (FOD),
- Inclusión de los desechos industriales y otras categorías no DSM para todos los países.

Estos dos cambios exigen que los países recalculen sus resultados para años anteriores, de modo que las series temporales sean coherentes. La nueva hoja de cálculo proporcionada por el método FOD del IPCC calcula automáticamente las emisiones para los años anteriores. Sin embargo, es importante garantizar que las entradas de datos en el modelo conformen una serie temporal coherente. El modelo FOD requiere datos históricos hasta 1950, de modo que ésta es una tarea significativa.

En la Sección 3.2.2 se brinda orientación para que los países puedan estimar las eliminaciones de desechos DSM e industriales del pasado, basándose en la población urbana, el PIB y otros factores impulsores.

Dado que las estadísticas sobre eliminación de desechos suelen mejorar con el tiempo, los países pueden descubrir que los datos específicos del país están disponibles para los años recientes pero no para toda la serie temporal. Es una *buena práctica* utilizar los datos específicos del país donde sea posible. Si en una serie

temporal se mezclan datos por defecto con datos específicos del país, es importante verificar la coherencia. También puede ser necesario utilizar una extrapolación retrospectiva o técnicas de empalme para poner los dos conjuntos de datos en concordancia. La orientación general sobre estas técnicas se brinda en el Capítulo 6 del Volumen 1 (Coherencia de la serie temporal).

3.7 EVALUACIÓN DE INCERTIDUMBRE

En la estimación de las emisiones de CH₄ procedentes de los SEDS hay dos áreas de incertidumbre: (i) la incertidumbre atribuible al método; y (ii) la incertidumbre atribuible a los datos (datos de la actividad y parámetros).

3.7.1 Incertidumbre atribuible al método

El modelo FOD consta de un término pre-exponencial que describe la cantidad de CH₄ generado a lo largo de la vida útil de los SEDS y de un término exponencial que describe cómo se genera el CH₄ en el tiempo. Por lo tanto, las incertidumbres en el uso del modelo FOD pueden dividirse en las incertidumbres en la cantidad total de CH₄ que se forma a lo largo de la vida útil de los SEDS y las incertidumbres en la distribución de esta cantidad a través de los años.

Las incertidumbres en la cantidad total de CH₄ formado durante la vida útil del SEDS tienen su origen en las incertidumbres en la cantidad y la composición de los desechos eliminados en el SEDS (W y DOC), la descomposición (DOC_f) y el factor de corrección para el CH₄ (MCF). Estas incertidumbres se abordan a continuación.

Las incertidumbres en la distribución de la generación de CH₄ a través de los años dependen, en gran medida, de la situación específica. Cuando las cantidades de desechos eliminadas y las prácticas de gestión de desechos se desarrollan sólo lentamente a través de los años, la incertidumbre debida al modelo será baja. Por ejemplo, cuando la descomposición es más lenta que lo esperado, una estimación insuficiente de la formación de CH₄ en 2005 a partir de desechos eliminados en 1990 será contrarrestada por una sobreestimación de las cantidades formadas a partir de desechos eliminados en 2000, por ejemplo. Sin embargo, cuando las cantidades anuales de desechos o la composición de los desechos cambian significativamente, los errores del modelo son importantes.

La mejor manera de evaluar el error debido al modelo en un caso específico puede obtenerse del modelo mediante un análisis de sensibilidad, variando los valores k dentro de los intervalos de error supuestos (véase el Cuadro 3.5 para los valores de incertidumbre por defecto) o con un análisis de Monte Carlo que utilice el modelo y haga variar todas las variables pertinentes.

El uso del método de equilibrio de masas, que fue el método por defecto (Nivel 1) en las versiones anteriores de la orientación del IPCC, tiende a conducir a una sobreestimación de las emisiones en los casos en los que la tendencia es la de un aumento en la eliminación de desechos en los SEDS en el tiempo. Se suponía que todo el CH₄ sería liberado en el mismo año en el que se depositaban los desechos. El uso del método FOD elimina este error y reduce la incertidumbre asociada con este método. Sin embargo, es importante recordar que el método FOD es un modelo simple para un sistema muy complejo y mal comprendido. Las incertidumbres surgen de las fuentes siguientes:

- La descomposición de los compuestos carbonados en CH₄ implica una serie de reacciones químicas complejas que puede no seguir siempre una reacción de descomposición de primer orden. Puede haber reacciones de orden superior involucradas y las velocidades de reacción pueden variar con las condiciones en los SEDS específicos. Las reacciones pueden estar limitadas por el acceso restringido al agua y a variaciones locales de la población bacteriana.
- Los SEDS son heterogéneos. Las condiciones tales como la temperatura, humedad, composición de los desechos y el compactado varían considerablemente aún dentro de un sitio único, y aún más entre los diferentes sitios de un país. La selección de valores «promedio» para los parámetros que sean típicos para todo un país es difícil.
- El uso del método FOD introduce incertidumbres adicionales asociadas con las tasas de descomposición (vidas medias) y con las cantidades históricas de desechos eliminados. Ninguno de estos factores es bien comprendido ni investigado exhaustivamente.

Sin embargo, es probable que la fuente principal de incertidumbre se deba a la selección de los valores para los parámetros del modelo, y no a la metodología del modelo en sí.

3.7.2 Incertidumbre atribuible a los datos

Esta fuente de incertidumbre es simplemente la incertidumbre atribuible a cada una de las entradas de los parámetros. La incertidumbre atribuible a los datos puede clasificarse en datos de la actividad y en parámetros.

3.7.2.1 INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD

La calidad de las estimaciones de las emisiones de CH₄ tiene relación directa con la calidad y la disponibilidad de los datos sobre generación, composición y gestión de los desechos utilizados para derivar estas estimaciones. Los datos de la actividad en el sector de los desechos incluyen el total de los desechos sólidos municipales, el total de los desechos industriales, la composición de los desechos y la fracción de desechos sólidos enviados a los sitios de eliminación de desechos sólidos.

La incertidumbre en los datos sobre eliminación de desechos depende de cómo se obtienen los datos. La incertidumbre puede reducirse cuando las cantidades de desechos en los SEDS se determinan pesándolos. Si las estimaciones se basan en la capacidad de los vehículos de entrega de desechos o en la estimación visual, la incertidumbre será mayor. Las estimaciones basadas en datos de la actividad por defecto tendrán las incertidumbres más elevadas.

Si se hurga en los desechos de los SEDS para recuperar desperdicios de manera informal, esta actividad debe tomarse en cuenta junto a los datos de eliminación de desechos pues, de lo contrario, aumenta la incertidumbre en dichos datos. La recuperación informal de residuos reciclables aumenta también las incertidumbres en la composición de los desechos eliminados en los SEDS y, en consecuencia, también el DOC total de los desechos. Las estimaciones de la incertidumbre para los parámetros del modelo por defecto se presentan en el Cuadro 3.5. Las estimaciones están basadas en dictámenes de expertos.

La generación de desechos puede estimarse a partir de la población (o la población urbana) y de los índices de generación de desechos per cápita. Se puede introducir incertidumbre si la población considerada no corresponde a la población cuyos desechos son recolectados. Típicamente, en muchos países sólo se recolectan los desechos de las poblaciones urbanas. La población urbana puede fluctuar diaria o estacionalmente por migración de la fuerza de trabajo.

3.7.2.2 INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS PARÁMETROS

Factor de corrección para el metano (MCF)

En el MCF hay dos fuentes de incertidumbre.

- La incertidumbre en el valor del MCF para cada tipo de sitio (gestionado-anaeróbico, gestionado-semi-aeróbico, no gestionado profundo y/o de alta capa freática, no gestionado poco profundo): Estos valores de MCF se basan en un estudio experimental y en dictamen de expertos, y no en datos medidos.
- La incertidumbre en la clasificación de los sitios en diferentes tipos de sitio: Por ejemplo, la distinción entre sitios profundos y poco profundos (5 m de profundidad de los desechos) se basa en la opinión de los expertos. Inevitablemente, pocos países —o ninguno— puede clasificar sus sitios de eliminación de desechos no gestionados en profundos y poco profundos basándose en datos medidos. También puede resultar difícil determinar los sitios que cumplen con los criterios del IPCC para los sitios gestionados.

Carbono orgánico degradable (DOC)

En los valores del DOC hay dos fuentes de incertidumbre.

- La incertidumbre en la determinación de DOC para los diferentes tipos de desechos y/o materiales (papel, alimentos, etc.): Hay pocos estudios sobre el DOC y los diferentes tipos de papel, alimentos, madera y textiles pueden tener valores de DOC muy diferentes. El contenido de agua en los desechos también tiene una influencia. No se conoce demasiado el DOC para los desechos industriales.
- La incertidumbre en la composición de los desechos afecta las estimaciones del DOC total en los SEDS: La composición de los desechos varía aún dentro de los países (por ejemplo, entre las poblaciones urbana y rural, entre los hogares con diferentes ingresos y entre estaciones) al igual que de un país al otro.

Fracción del carbono orgánico degradable que se descompone (DOC_F)

La incertidumbre en DOC_F es muy alta. Ha habido pocos estudios y es difícil reproducir las condiciones reales de un SEDS en los estudios experimentales.

Fracción de CH₄ en el gas de vertedero (F)

A la fracción de gas de vertedero generado, F, se le asigna generalmente el valor de 0,5, pero puede variar entre 0,5 y 0,55 en dependencia de varios factores (véase la Sección 3.2.3). La incertidumbre de esta cifra es relativamente baja, en la medida en la que F depende mucho de la estequiometría de la reacción química que produce el CH₄. La concentración de CH₄ en el gas de vertedero recuperado puede ser inferior al valor real a causa de la dilución potencial por el aire, de modo que los valores de F estimados de esta manera no necesariamente serán representativos.

Recuperación de metano (R)

La recuperación de CH₄ corresponde a la cantidad de CH₄ generado en los SEDS que se recupera y se quema en antorcha o en un dispositivo de recuperación de energía. La incertidumbre depende del método utilizado para estimar la recuperación de CH₄. Si se utiliza la medición es probable que la incertidumbre sea relativamente pequeña comparada con otras incertidumbres. Si se usan otros métodos, por ejemplo a través de la estimación de la eficiencia de los equipos de recuperación de CH₄, la incertidumbre será mayor. (Véase la Sección 3.2.3.)

Factor de oxidación (OX)

El factor de oxidación es muy incierto porque es difícil de medir, varía considerablemente con el espesor y la naturaleza del material de la cubierta, las condiciones atmosféricas y el clima, el flujo de metano y las fugas de metano a través de las fracturas y/o fisuras del material de la cubierta. Los estudios de campo y de laboratorio que determinan la oxidación del CH₄ sólo a través de capas de suelo uniformes y homogéneas pueden conducir a sobreestimaciones de la oxidación en los suelos de la cubierta de los vertederos.

Vida media

Existe una alta incertidumbre en la estimación de la vida media porque es difícil medir las tasas de descomposición bajo condiciones equivalentes a las predominantes en los SEDS reales. También, dado que la vida media varía considerablemente con la composición de los desechos, el tipo de clima y de sitio, resulta difícil seleccionar valores representativos de todo un país.

Las estimaciones de la incertidumbre para MSW_T (total de DSM generados) y MSW_F (fracción de MSW_T eliminada en los SEDS) y para los parámetros del modelo por defecto se presentan en el Cuadro 3.5. Las estimaciones están basadas en dictámenes de expertos.

CUADRO 3.5	
ESTIMACIONES DE INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS DATOS DE LA ACTIVIDAD Y LOS PARÁMETROS POR DEFECTO DEL MÉTODO FOD PARA LAS EMISIONES DE CH₄ PROCEDENTES DE LOS SEDS	
Datos de la actividad y factores de emisión	Intervalo de incertidumbre
Total de los Desechos sólidos municipales (MSW _T)	Específicos del país: 30% es un valor típico para los países que recopilan datos sobre generación de desechos de manera regular. ±10% para los países con datos de alta calidad (p. ej., pesaje en todos los SEDS y otras instalaciones de tratamiento). Para los países con datos de poca calidad: mayor que un factor de dos.
Fracción del MSW _T enviado a los SEDS (MSW _F)	±10% para los países con datos de alta calidad (p. ej., pesaje en todos los SEDS). ±30% para los países que recopilan datos sobre eliminación en los SEDS. Para los países con datos de poca calidad: mayor que un factor de dos.
Incertidumbre total de la composición de los desechos	±10% para los países con datos de alta calidad (p. ej., muestreo regular en los SEDS representativos). ±30% para los países con datos específicos del país basados en estudios que incluyen muestreos periódicos. Para los países con datos de poca calidad: mayor que un factor de dos.

CUADRO 3.5 (CONTINUACIÓN)	
Datos de la actividad y factores de emisión	Intervalo de incertidumbre
Carbono orgánico degradable (DOC) ⁷	Para los valores por defecto del IPCC: ±20% Para los valores específicos del país: Basado en muestreos representativos y en análisis: ±10%
Fracción del carbono orgánico degradable que se descompone (DOC _f)	Para el valor por defecto del IPCC (0,5): ± 20% Para el valor específico del país: ± 10% para los países que se basan en datos experimentales sobre periodos de tiempo más largos.
Factor de corrección para el metano (MCF) = 1,0 = 0,8 = 0,5 = 0,4 = 0,6	Para los valores por defecto del IPCC: -10%, +0% ±20% ±20% ±30% -50%, +60%
Fracción de CH ₄ en el gas de vertedero generado (F) = 0,5	Para el valor por defecto del IPCC: ±5%
Recuperación de metano (R)	El intervalo de incertidumbre depende de cómo se estiman las cantidades de CH ₄ recuperado y quemado en antorcha o utilizado: ± 10% si la medición se efectúa in situ. ± 50% si la medición no se efectúa.
Factor de oxidación (OX)	Incluir el OX en el análisis de incertidumbre si se usa un valor diferente de cero para OX. En este caso, la justificación de un valor no nulo debe incluir consideraciones sobre la incertidumbre.
Vida media (t _{1/2})	En el Cuadro 3.4 se presentan intervalos para los valores por defecto del IPCC. Los valores específicos del país deben incluir consideraciones sobre las incertidumbres.
Fuente: Dictamen de expertos realizado por los autores principales de este Capítulo.	

3.8 GC/CC, generación de informes y documentación

Es una *buena práctica* documentar y archivar toda la información necesaria para producir las estimaciones del inventario nacional de emisiones, como se describe en el Capítulo 6, Garantía de calidad y control de calidad y verificación, del Volumen 1, Orientación general y generación de informes. A continuación se presentan algunos ejemplos de documentación y declaración específicas, pertinentes para esta categoría de fuente.

- Los países que utilicen el modelo FOD del IPCC deben incluir el modelo en la declaración. Los países que utilicen otros métodos o modelos deben proporcionar datos similares (descripción del método, hipótesis y parámetros principales).
- Si se usan datos específicos del país en cualquier lugar de una serie temporal, éstos deben documentarse.
- También se debe documentar, con información de respaldo, la distribución de desechos hacia los sitios gestionados y no gestionados para el propósito de estimar el MCF.
- Si se declara la recuperación de CH₄, es deseable incluir un inventario de las instalaciones de recuperación conocidas. La quema en antorcha y la recuperación de energía deben documentarse por separado.
- Los cambios en los parámetros de un año para el otro deben explicarse y referenciarse claramente.

No resulta práctico incluir toda la documentación en el informe sobre el inventario nacional. Sin embargo, el inventario debe incluir resúmenes de los métodos utilizados y referencias a las fuentes de datos, de modo que las estimaciones de emisiones declaradas resulten transparentes y que las etapas de su cálculo puedan ser reproducidas.

Es una *buena práctica* efectuar verificaciones de control de calidad como se indica en el Capítulo 6 del Volumen 1, Garantía de calidad y control de calidad y verificación.

Los compiladores deben cotejar los valores específicos del país para los DSM generados, los desechos industriales generados y la composición de los desechos con los valores por defecto del IPCC, para determinar si

⁷ El intervalo de incertidumbre presentado se aplica al contenido de DOC en los desechos brutos. Los intervalos para el DOC de los diferentes componentes de los desechos en los DSM presentados en el Cuadro 2.4 pueden utilizarse para estimar las incertidumbres para estos componentes.

los parámetros nacionales utilizados pueden considerarse razonables en relación con los valores por defecto del IPCC.

Cuando, para compilar los valores nacionales de los datos de la actividad de los desechos sólidos, se utilicen datos de sondeos y muestreos, los procedimientos de GC deben incluir:

- (i) La revisión de los métodos de recopilación de datos de los sondeos y la verificación de los datos para garantizar que fueron recopilados y agregados correctamente. Los compiladores deben cotejar los datos con los de los años anteriores para garantizar que los datos sean razonables.
- (ii) La evaluación de las fuentes de datos secundarias y la referenciación de las actividades de GC/CC asociadas con la preparación de los datos secundarios. Esto es particularmente importante para los datos sobre desechos sólidos, pues la mayor parte de los datos se preparan originalmente para otros propósitos que los de los inventarios de gases de efecto invernadero.

Los compiladores del inventario deben dar a los expertos la oportunidad de revisar los parámetros de entrada.

Los compiladores deben comparar los índices de emisión nacionales con los índices de países similares que presenten atributos demográficos y económicos comparables. Deben estudiar las discrepancias significativas para determinar si representan errores de cálculo o corresponden a diferencias reales.

Referencias

- Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Del Centro De La Provincia De Buenos Aires (2004). Olavarria Landfill Gas Recovery Project, Buenos Aires, Argentina. August 2004. http://www.dnv.is/certification/climatechange/Upload/PDD_Olavarria_2004-05-21.pdf#search=%22olavarria%20landfill%20gas%20recovery%20project%22
- Attenborough, G. M., Hall, D. H., Gregory, R. G. and McGoochan, L. (2002). GasSim: Landfill Gas Risk Assessment Model. In: Conference Proceedings SITA Environmental Trust- Sponsored by SITA Environmental Trust and Organics Limited. ISBN 0-9539301.
- Barlaz, M. (2004). Critical Review of Forest Products Decomposition in Municipal Solid Waste Landfills. *NCASI Technical Bulletin*, no 872, March 2004.
- Bergman, H. (1995). Metanoxidation i täcksikt på avfallsupplag. (Methane oxidation in waste deposition covers). Licentiate thesis 1995:14L, Tekniska Högskolan i Luleå, ISSN 0280-8242. (In Swedish)
- Bogner, J. and Matthews, E. (2003). 'Global methane emissions from landfills: New methodology and annual estimates 1980 – 1996', *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 17, No. 2.
- Brown, K. A., Smith, A., Burnley, S. J., Campbell, D.J.V., King, K. and Milton, M.J.T. (1999). Methane Emissions from UK Landfills, AEA Technology, AEAT-5217, Culham.
- Börjesson, G., Danielsson, A. and Svensson, B.H. (2000). 'Methane fluxes from a Swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements', *Environ Sci Technol* 34: 4044-4050.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Harriss, R., Shorter, J.H., McManus, J.B., Kolb, C.E., Allwine, E. and Lamb, B. (1996). 'Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods', *J Geophys Res D101*: 16711-16719.
- Diot M., Bogner, J., Chanton, J., Guerbois, M., Hébé, I., Moreau le Golvan, Y., Spokas, K. and Tregourès, A. (2001). LFG mass balance: a key to optimize LFG recovery, in Proceedings of the Eighth International Waste Management and Landfill Symposium Sardinia 2001, S. Margherita di Pula (Cagliari, Italia), October 1-5, 2001.
- Environment Canada (2003). Canada's Greenhouse Gas Inventory 1990-2001. 8. Waste. Greenhouse Gas Division August 2003. The Green line Environment Canada's Worldwide Web Site.
- Environment Canada (2004). Landfill Gas Capture and Combustion Quantification Protocol. Available at: www.ec.gc.ca/pdb/ghg/lfg_protocol_e.cfm.
- Fowler, D. and Duyzer, J.H. (1989). Micrometeorological techniques for the measurement of trace gas exchange, *Exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, Andreae, M.O., Schimel, D.S. Eds., John Wiley & Sons, pp. 189-207.
- Galle B., Samuelsson, J., Börjesson, G. and Svensson, H. (1999). Measurement of methane emissions from landfills using FTIR spectroscopy. Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. Vol. IV, 47-54.
- Gardner, W.D., Ximenes, F., Cowie, A., Marchant, J.F., Mann, S. and Dods, K. (2002). Decomposition of wood products in the Lucas Heights landfill facility. Presented at the Third Australian Conference on 'Life Cycle Assessment – "Life Cycle Decision-making for Sustainability"'. Queensland, Australia, 17 – 19 July, 2002. State Forests of New South Wales, Sydney, Australia. URL:<http://www.greenhouse.crc.org.au/crc/ecarbon/enews/gardner.pdf>
- Gregory, R.G., Gillet, A.G. and Bradley, D. (2003). 'Methane emissions from landfill sites in the UK', *LQM Report* 443/1, January 2003.
- Hensen, A. and Scharff, H. (2001). Methane emission estimates from landfills obtained with dynamic plume measurements, *Water, Air and Soil Pollution, Focus*, 1(5-6): 455-464.
- Hoeks, J. (1983). Significance of biogas reduction in waste tips, *Waste management and research*, 1, pp. 323-325
- Huitric, R. and Soni, R. (1997). Making the most of LFG projection models, Proceedings from SWANA's 20th annual LFG symposium, Monterey California, USA
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Enmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K. and Tanabe K. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2001). Summary for Policymakers and Technical Summary of *Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Bert Metz *et al.* eds. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom
- IPCC (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry*. Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. and Wagner, F. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Jensen, J. E. and Pipatti, R. (2002). 'CH₄ Emissions from Solid Waste Disposal', *Background Papers. IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)-National Greenhouse Gas Inventories Programme (NGGIP), IGES, Hayama, Japan, pp 419-465.
- Kämpfer, P. and Weissenfels, W. (2001). *Biologische Behandlung organischer Abfälle*, Springer, Berlin.
- Laurila, T., Tuovinen, J.P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J. and Vesala, T. (2005). 'Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method', *Geoph. Res. Let.*, Vol. 32, L19808,
- Levelton, B.H. (1991). *Inventory of Methane Emissions from Landfills in Canada*. Levelton & Associates. Prepared for Environment Canada, June 1991.
- Matsufuji, Y., Kobayashi, H., Tanaka, A., Ando, S., Kawabata, T. and Hanashima, M. (1996). 'Generation of greenhouse gas effect gases by different landfill types and methane gas control', *Proceedings of 7th ISWA International Congress and Exhibition, 1996:10, No. 1, p. 253-254.*
- Maurice, C. and Lagerkvist, A. (1997). 'Seasonal variation of landfill gas emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 87-93.
- Micales, J.A. and Skog, K.E. (1997). 'The decomposition of forest products in landfills', *International Biodeterioration and Biodegradation* 39(2-3): pp. 145-158
- Mosher, B., Czepiel, P., Harriss, R., Shorter, J.H., Kolb, C.E., McManus, J.B., Allwine, E. and Lamb, B. (1999). 'Methane emission at nine landfill sites in the northeastern United States', *Environ Sci Technol* 33: 2088-2094.
- Oonk, H. (1993). *Overzicht van stortgasprojecten in Nederland (Overview of Dutch Landfill gas projects)*, March 1993. TNO, Apeldoorn, The Netherlands.
- Oonk, H. and Boom, T. (1995). 'Landfill gas formation, recovery and emissions', *TNO-report R95-203*, TNO. Apeldoorn, The Netherlands.
- Park J.W. and Shin H.C. (2001). 'Surface methane emission of landfill gas from solid waste landfill', *Atmospheric Environment* 35, 3445-3451
- Pelt, R., Bass, R.L., Heaton, R. E., White, Ch., Blackard, A., Burklin, C. and Reisdorph, A. (1998). *User's Manual Landfill Gas Emissions Model Version 2.0*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. February 1998, 94 pp.
- RIVM. (2004). Netherlands's National GHG Inventory Report. 8. Waste. *RIVM Report 773201008*, 8 pp.
- Savanne, D., Arnaud, A., Beneito, A., Berne, P., Burkhalter, R., Cellier, P., Gonze, M.A., Laville, P., Levy, F., Milward, R., Pokryszka, Z., Sabroux, J.C., Tauziède, C. and Tregoures, A. (1997). 'Comparison of different methods for measuring landfill methane emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 81-86.
- Scheehle, E. (2006). Personal Communication.
- SCS Wetherill Environmental (2003). *New Zealand's Greenhouse Gas Inventory 1990-2002. Chapter 8: Waste*. New Zealand Climate Change Office.
- Scharff, H., Martha, A., van Rijn, D.M.M., Hensen, A., v.d. Bulk, W.C.M., Flechard, C., Oonk H., Vroon, R., de Visscher, A. and Boeckx, P. (2003). *A comparison of measurement methods to determine landfill methane emissions*, report by Afvalzorg Deponie B.V., Haarlem, the Netherlands.
- Spokas, K., Graff, C., Morcet, M. and Aran, C. (2003). Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Management*. 23: 599-607.

- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-le-Golvan, Y. and Hebe, I. (2006). 'Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?' *Waste Management*, 26: 516-525.
- SWANA (1998). Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery, Publication No. GR-LG0075, March, Solid Waste Association of North America (SWANA).
- UK Environment Agency (2004). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions*.
URL: http://www.environment-agency.gov.uk/subjects/waste/?lang=_e
- U.S. EPA (2005). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2004. Annex 3.14. Methodology for Estimating CH₄ Emissions from Landfills. April 2005, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (2002). *Solid Waste Management and Greenhouse Gases*, 2nd Ed, EPA530-R-02-006, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (1998). Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42, Fifth Edition, Volume1: Stationary Point and Area Sources. Chapter 2: Solid waste Disposal. Section 2.4.4.1. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), November1998.
- U.S. EPA (1995). Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, AP-42, Edition 5. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).URL: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>
- Yamada, M., Ishigaki, T., Endo, K., Inoue, Y., Nagamori, M., Ono Y. and Ono Y. (2005). Distribution of temperature and methane flux on landfill surface. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy

Anexo 3A.1 Modelo de descomposición de primer orden

3A1.1 INTRODUCCIÓN

El modelo de descomposición de primer orden (FOD) introducido en el Capítulo 3 es el método por defecto para calcular las emisiones de metano (CH₄) procedentes de los sitios de eliminación de desechos sólidos (SEDS). Este Anexo brinda información complementaria acerca de este modelo:

- base matemática para el modelo FOD (véase la Sección 3A1.2),
- temas principales del modelo, tales como la estimación de la masa del carbono orgánico degradable disponible para la descomposición anaeróbica en los SEDS (DDOC_m) (Sección 3A1.2) y el tiempo de retardo entre la deposición de los desechos en los SEDS y el comienzo de la descomposición (Sección 3A1.3).
- introducción del modelo de hoja de cálculo desarrollado para utilizar el uso del método FOD (3A1.4),
- cómo estimar el almacenamiento del carbono a largo plazo en los SEDS (Sección 3A1.5),
- enfoques diferentes del modelo FOD, incluida una explicación de las diferencias entre el método actual y los métodos anteriores del IPCC (Sección 3A1.6).

3A1.2 MODELO DE LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN (FOD) – TEORÍA BÁSICA

El fundamento de una reacción de descomposición de primer orden es que la tasa o velocidad de reacción es proporcional a la cantidad de sustancia reactante restante (Barrow y Gordon, 1996), en este caso, la masa del carbono orgánico degradable disuelto (susceptible de descomposición) bajo condiciones anaeróbicas (DDOC_m). El DDOC_m que reacciona durante un periodo de tiempo dt se describe con la ecuación diferencial 3A.1.1:

<p>ECUACIÓN 3A1.1 ECUACIÓN DIFERENCIAL PARA LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN</p> $d(\text{DDOC}_m) = -k \cdot \text{DDOC}_m \cdot dt$

Donde:

- DDOC_m = masa del carbono orgánico degradable (DOC) en el sitio de eliminación en el instante t
 k = tasa constante de descomposición, en años⁻¹

La solución de esta ecuación es la ecuación básica FOD.

<p>ECUACIÓN 3A1.2 ECUACIÓN DE LA DESCOMPOSICIÓN DE PRIMER ORDEN</p> $\text{DDOC}_m = \text{DDOC}_{m_0} \cdot e^{-kt}$
--

Donde:

- DDOC_m = masa del carbono orgánico degradable que se descompone en condiciones anaeróbicas en el sitio de eliminación en el instante t
 DDOC_{m₀} = masa de DDOC en el sitio de eliminación en el instante 0, cuando comienza la reacción
 k = tasa constante de descomposición, en años⁻¹
 t = tiempo, en años.

Si se sustituye $t=1$ en la Ecuación 3A1.2 se muestra que al término del año 1 (el año siguiente a la eliminación), la cantidad de DDOC_m restante en el sitio de eliminación es:

ECUACIÓN 3A1.3
DDOCm RESTANTE DESPUÉS DE 1 AÑO DE DESCOMPOSICIÓN

$$\text{Cuando } t = 1, \text{ } DDOCm = DDOCm_0 \cdot e^{-k}$$

El DDOCm descompuesto en CH₄ y CO₂ al término del año 1 (DDOCm decomp) será entonces:

ECUACIÓN 3A1.4
DDOCm DESCOMPUESTO DESPUÉS DE 1 AÑO DE DESCOMPOSICIÓN

$$\text{Cuando } t = 1, \text{ } DDOCm_{decomp} = DDOCm_0 \cdot (1 - e^{-k})$$

La ecuación en el caso general, para el DDOCm descompuesto en el periodo T⁸ entre el instante (t-1) y t, será:

ECUACIÓN 3A1.5
DDOCm DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO T

$$DDOCm_{decomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[e^{-k(t-1)} - e^{-kt} \right]$$

Las Ecuaciones 3A1.4 y 3A1.5 se basan en el equilibrio de masas a lo largo del año.

En la Sección 3.2.3, se analiza el parámetro del tiempo de vida media de la descomposición. La vida media es el tiempo que lleva para reducir la cantidad de la reacción al 50 por ciento. La relación entre la vida media y la tasa constante *k* de la reacción se establece sustituyendo DDOCm en la Ecuación 3A1.2 por 1/2DDOCm₀, y *t* por *t*_{1/2}:

ECUACIÓN 3A1.6
RELACIÓN ENTRE LA VIDA MEDIA Y LA CONSTANTE DE LA TASA DE REACCIÓN

$$k = \ln(2) / t_{1/2}$$

3A1.3 MODIFICACIÓN DEL TIEMPO DE RETARDO EN LA ECUACIÓN FOD

En la mayoría de los SEDS, los desechos se depositan continuamente a lo largo del año, en general de manera cotidiana. Sin embargo, hay pruebas de que la producción de CH₄ no comienza inmediatamente después de la deposición de los desechos (véase la Sección 3.23 del Capítulo 3).

En las Ecuaciones 3A1.3 y 3A1.4 se supone que la reacción de descomposición comienza el 1° de enero **posterior** a la deposición, es decir, con un retardo promedio de seis meses antes de que la reacción comience.

Las ecuaciones pueden transformarse fácilmente para modelizar un comienzo más temprano de la reacción de descomposición, es decir, para comenzar la reacción de descomposición durante el año de la deposición. Esto se realiza desplazando la curva e^{-kt} hacia atrás en el eje del tiempo. Por ejemplo, para modelizar el comienzo de la reacción el 1° de octubre del año de la deposición (o sea, un retardo promedio de tres meses antes del comienzo de la reacción de descomposición, en vez de seis meses), la Ecuación 3A1.2 se transforma en la siguiente:

ECUACIÓN 3A1.7
ECUACIÓN FOD PARA UNA DESCOMPOSICIÓN QUE COMIENZA DESPUÉS DE 3 MESES

$$DDOCm = DDOCm_0 \cdot e^{-k(t+0.25)}$$

Habrán entonces dos soluciones, una para el año de la deposición y una para los demás años:

⁸ T denota el año para el cual se efectúa la estimación en relación con el año de la deposición.

ECUACIÓN 3A1.8
DDOCm DESCOMPUESTO EN EL AÑO DE DEPOSICIÓN (3 MESES DE RETARDO)

$$DDOCm_{descomp_Y} = DDOCm_0 \cdot (1 - e^{-0,25k})$$

ECUACIÓN 3A1.9
DDOCm DESCOMPUESTO EN EL AÑO (T) (3 MESES DE RETARDO)

$$DDOCm_{descomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[e^{-k(T-0,75)} - e^{-k(T+0,25)} \right]$$

Donde:

$DDOCm_{descomp_Y}$ = DDOCm descompuesto durante el año de deposición

$DDOCm_{descomp_T}$ = DDOCm descompuesto en el año T (desde el punto $t-1$ al punto t en el eje del tiempo)

T = año del punto $t-1$ al punto t en el eje del tiempo, donde el año 1 es el año siguiente a la deposición.

Y = año de la deposición.

Lo mismo puede aplicarse para deducir las ecuaciones para el comienzo de la reacción dentro del año posterior a la deposición.

3A1.3.1 Perfil de eliminación

En el método que se presenta aquí se supone que la producción de CH_4 a partir de todos los desechos eliminados durante el primer año (año Y) comienza el 1° de enero del año siguiente a la eliminación. El año 1 se define como el año siguiente a la eliminación.

Se introduce algo de inexactitud por el hecho de que, en realidad, los desechos eliminados a principios de año comenzarán a producir más CH_4 temprano y los desechos eliminados al final del año comenzarán a producir más tarde. Para evaluar este error, se ha utilizado una comparación de los resultados calculados con el método FOD simple presentado aquí con los del método exacto día por día que se presenta en la Sección 3A1.6.3. Con una vida media de 10 años, al evaluar las emisiones de CH_4 con el método exacto se obtiene un perfil de descomposición con una diferencia de un día de descomposición respecto de la versión simplificada del método. Con una vida media de 3 años, el método más simple presenta una diferencia de 3,5 días respecto del método exacto. Aún con una vida media de 1 año, la diferencia entre el método exacto y el simplificado es sólo de 10 días. El error introducido por la hipótesis en este método simple es muy pequeño comparado con otras incertidumbres en los parámetros, en particular, dado que la incertidumbre en el tiempo de retardo es de por lo menos dos meses.

3A1.4 MODELO DE HOJA DE CÁLCULO FOD

Para estimar las emisiones de CH_4 para todos los sitios de eliminación de desechos sólidos de un país, un método consiste en modelizar las emisiones procedentes de los desechos eliminados cada año como columna aparte de la hoja de cálculo. En el *Modelo de desechos del IPCC*, la formación de CH_4 se calcula por separado para cada año de eliminación y la cantidad total de CH_4 generado se determina por una suma final. En el cuadro, más abajo, se muestra un ejemplo típico para seis años de eliminación de 100 unidades de DDOCm cada año, con una tasa constante de descomposición de 0,1 (vida media de 6,9 años), y con el comienzo de la generación de CH_4 en el año siguiente a la eliminación. Las cifras del cuadro corresponden al DDOCm descompuesto a partir de esos desechos cada año y de ellas se pueden calcular las emisiones de CH_4 .

Al considerarlo sobre un periodo de 50 años, lo cual es necesario para el método FOD, esto conduce a una matriz de cálculo bastante grande. La hoja de cálculo utiliza un enfoque más compacto y elegante para realizar los cálculos. Esto se hace sumando los DDOCm eliminados dentro del sitio durante un año a los DDOCm restantes de los años precedentes. La emisión de CH_4 para el año siguiente se calcula entonces a partir del «total en curso» del DDOCm que permanece en el sitio. De esta manera, el cálculo completo para un año puede efectuarse en solamente tres columnas, en vez de dedicar una columna completa a cada año (véase el Cuadro 3A1.1).

La base de este enfoque reside en la reacción de primer orden. En una reacción de primer orden, la cantidad de producto (aquí, el DDOCm descompuesto) siempre es proporcional a la cantidad de material reactante (aquí, el

DDOCm). Esto significa que el tiempo de la eliminación del DDOCm no es pertinente respecto de la cantidad de CH₄ generado cada año— lo único que cuenta es el total de DDOCm restante en el sitio.

Esto significa también que cuando se conoce la cantidad de DDOCm en los SEDS al comienzo del año, en el método de estimación cada año puede considerarse como si fuera el año 1 y todos los cálculos pueden efectuarse con esta dos simple ecuaciones.

ECUACIÓN 3A1.10
MASA DEL CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE ACUMULADO AL FINAL DEL AÑO T

$$DDOCma_T = DDOCmd_T + (DDOCma_{T-1} \cdot e^{-k})$$

ECUACIÓN 3A1.11
MASA DEL CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO T

$$DDOCm_{descomp_T} = DDOCma_{T-1} \cdot (1 - e^{-k})$$

Donde:

la reacción de descomposición comienza el 1° de enero del año siguiente a la eliminación.

DDOCma_T = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año T

DDOCmd_T = masa del DDOC eliminado en los SEDS durante el año T

DDOCma_{T-1} = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año (T-1)

DDOCm descomp_T = CH₄ descompuesto durante el año T

CUADRO 3A1.1
NUEVO MÉTODO DE CÁLCULO FOD

año	DDOCm eliminado	DDOCm acumulado	descompuesto
0	100	100	0
1	100	190,5	9,5
2	100	272,4	18,1
3	100	346,4	25,9
4	100	413,5	33,0
5	100	474,1	39,3
6	100	529,0	45,1

3A1.4.1 Introducción de un tiempo de retardo diferente en el modelo de hoja de cálculo

El cuadro y las ecuaciones presentadas más arriba suponen que la descomposición anaeróbica del DDOCm en CH₄ comienza el 1° de enero del año siguiente a la eliminación (un tiempo de retardo promedio de 6 meses antes de que comience la reacción de descomposición).

Si se impone que la descomposición anaeróbica comience más temprano, es decir, dentro del año de la eliminación, se necesitan cálculos separados para el año de la eliminación. Puesto que las matemáticas de cada categoría de desechos o tipo/fracción de desechos es la misma, sólo los parámetros son diferentes, en las ecuaciones 3A1.12-17 y 3A1.19 se omiten los índices para las diferentes categorías de desechos y tipo/fracción de desechos.

ECUACIÓN 3A1.12
DDOCm RESTANTE AL TÉRMINO DEL AÑO DE LA ELIMINACIÓN

$$DDOCm_{rem_T} = DDOCmd_T \cdot e^{-k \cdot (13-M)/12}$$

(Columna F de las hojas de cálculo del CH₄ en el modelo de hoja de cálculo)

ECUACIÓN 3A1.13
DDOCm DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO DE LA ELIMINACIÓN

$$DDOCm\ dec_T = DDOCm\ d_T \cdot \left[1 - e^{-k \cdot (13-M)/12} \right]$$

(Columna G de las hojas de cálculo del CH₄ en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- DDOCm rem_T = DDOCm eliminado durante el año T que permanece todavía al término del año T (Gg)
- DDOCm d_T = DDOCm eliminado durante el año T (Gg)
- DDOCm dec_T = DDOCm eliminado durante el año T que se ha descompuesto al término del año T (Gg)
- T = año T (año del inventario)
- M = mes en que se impone el comienzo de la reacción, igual al tiempo de retardo promedio + 7 (mes)
- k = tasa de la constante de reacción (año⁻¹)

Las Ecuaciones 3A1.10 y 3A1.11 se transforman entonces en:

ECUACIÓN 3A1.14
DDOCm ACUMULADO AL TÉRMINO DEL AÑO T

$$DDOCm\ a_T = DDOCm\ rem_T + (DDOCm\ a_{T-1} \cdot e^{-k})$$

(Columna H de las hojas de cálculo del CH₄ en el modelo de hoja de cálculo)

ECUACIÓN 3A1.15
DDOCm DESCOMPUESTO DURANTE EL AÑO T

$$DDOCm\ decomp_T = DDOCm\ dec_T + DDOCm\ a_{T-1} \cdot (1 - e^{-k})$$

(Columna I de las hojas de cálculo del CH₄ en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- DDOCm a_T = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año T, Gg
- DDOCm a_{T-1} = DDOCm acumulado en los SEDS al final del año (T-1)
- DDOCm descomp_T = DDOCm descompuesto durante el año T, Gg

Las hojas de cálculo se basan en las Ecuaciones 3A1.12 a 3A1.15. Si el comienzo de la reacción se impone para el 1° de enero del año posterior de la eliminación, esto equivale a un tiempo de retardo promedio de 6 meses (mes 13). Las Ecuaciones 3A1.14 y 3A1.15 serán entonces idénticas a la Ecuaciones 3A1.10 y 3A1.11.

3A1.4.2 Cálculo de DDOCm a partir de la cantidad de desechos eliminados

Los datos sobre eliminación de desechos se registran en la hoja de cálculo. Estos datos pueden estar dados en términos de tipo de desechos (opción de la composición de los desechos) o como desechos brutos. En el caso de la opción de la composición de desechos, se dividen por tipo y/o material (papel y cartón, alimentos, desechos de jardines y parques, madera, textiles y otros desechos). En el caso de la opción de desechos brutos, los desechos se dividen sólo por categoría principal de desechos (DSM y desechos industriales). No todo el DOCm que entra en el sitio se descompone en condiciones anaeróbicas en los SEDS. El parámetro DOC_f es la fracción de DOCm que se degrada realmente en el SEDS (véase la Sección 3.2.3 del Capítulo 3). El DOCm disuelto (o susceptible de descomposición) (DDOCm) que entra en el SEDS se calcula de la manera siguiente:

ECUACIÓN 3A1.16
CÁLCULO DEL DDOCm DISUELTO CON LOS DATOS SOBRE ELIMINACIÓN DE DESECHOS

$$DDOCmd_T = W_T \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF$$

(Columna D de las hojas de cálculo del CH₄ en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- DDOCmd_T = DDOCm eliminado durante el año *T*, Gg
- W_T = masa de los desechos eliminados durante el año *T*, Gg
- DOC = Carbono orgánico degradable durante el año del depósito (fracción), Gg de C/Gg de desechos
- DOC_f = fracción del DOC que puede descomponerse en condiciones anaeróbicas en el SEDS (fracción)
- MCF = Factor de corrección del CH₄ para el año de la eliminación (fracción) (véase la Sección 3.2.3)

3A1.4.3 Cálculo de la generación de CH₄ a partir del DDOCm descompuesto

La cantidad de CH₄ generado a partir del DDOCm que se descompone se calcula como sigue:

ECUACIÓN 3A1.17
CH₄ GENERADO A PARTIR DEL DDOCm DESCOMPUESTO

$$CH_4 \text{ generado}_T = DDOCm \text{ descomp}_T \cdot F \cdot 16/12$$

(Columna J de las hojas de cálculo del CH₄ en el modelo de hoja de cálculo)

Donde:

- CH₄ generado_T = cantidad de CH₄ generado a partir del DDOCm que se descompone
- DDOCm descomp_T = DDOCm descompuesto durante el año *T*, Gg
- F = fracción volumétrica de CH₄ en el gas de vertedero generado
- 16/12 = cociente de peso molecular CH₄/C (cociente).

El CH₄ generado por cada categoría de desechos eliminada se suma para obtener el total del CH₄ generado durante el año. Por último, las emisiones de CH₄ se calculan restando primero el gas CH₄ recuperado desde el sitio de eliminación y luego el CH₄ oxidado en dióxido de carbono en la capa de la cubierta.

ECUACIÓN 3A1.18
CH₄ EMITIDO DESDE LOS SEDS

$$CH_4 \text{ emitido}_T = \left(\sum_x CH_4 \text{ generado}_{x,T} - R_T \right) \cdot (1 - OX_T)$$

(Columna del resultado final de los cálculos en la hoja *Results*)

Donde:

- CH₄ emitido_T = CH₄ emitido durante el año *T*, Gg
- x = categoría o tipo de desecho y/o material
- R_T = CH₄ recuperado durante el año *T*, Gg
- OX_T = factor de oxidación durante el año *T*, (fracción)

3A1.5 CARBONO ALMACENADO EN LOS SEDS

Sólo una parte del DDOCm en los desechos eliminados en los SEDS se descompone, tanto en CH₄ como en CO₂. Un valor de MCF inferior a 1 significa que una parte del DDOCm se descompone de manera aeróbica en CO₂, pero no en CH₄. El DDOCm disponible para la descomposición anaeróbica tampoco se descompone por completo.

La parte de este DOCm que se descompone (DDOCmd) está expresada en la Ecuación 3A1.16. La parte del DOCm que no se descompone se almacena a largo plazo en los SEDS, lo cual se expresa por:

ECUACIÓN 3A1.19
CÁLCULO DEL DOCm ALMACENADO A LARGO PLAZO
A PARTIR DE LOS DATOS DE LA ELIMINACIÓN DE DESECHOS

$$DOCm \text{ almacenado a largo plazo}_T = W_T \cdot DOC \cdot (1 - DOC_f) \cdot MCF$$

Al usar el valor por defecto para $DOC_f = 0,5$, 50 por ciento del DOCm eliminado permanece en el sitio a largo plazo. La Ecuación 3A1.19 describe el aumento anual de las existencias de carbono almacenado a largo plazo en los SEDS. Esta ecuación puede emplearse para estimar el carbono almacenado a largo plazo en los productos de madera recolectada (PMR) eliminados en los SEDS (véase el Capítulo 12 del volumen AFOLU). Para la opción de la composición de los desechos, la cantidad de DOCm que permanece almacenada a largo plazo en los desechos de PMR eliminados en los SEDS se calcula directamente en la hoja *Activity* a partir de la información sobre los materiales. Si se usa la opción de desechos brutos, la fracción de desechos que provienen de los PMR debe estimarse primero. Si estos datos no se conocen, se pueden usar las fracciones por defecto específicas del país para desechos de papel y cartón, desechos de jardines y parques y desechos de madera (véase la Sección 2.3). Los cálculos se efectúan en el modelo de hoja de cálculo en la hoja llamada «*Stored C*» (carbono almacenado) y «*HWP*» (del inglés en *Harvested Wood Products*).

3A1.6 DIFERENTES ENFOQUES FOD

Para estimar las emisiones de CH_4 provenientes de los SEDS se han utilizado diferentes enfoques FOD. Las diferencias entre el enfoque utilizado en estas *Directrices*, los enfoques anteriores del IPCC y los denominados métodos FOD exactos se analizan más abajo. El enfoque empleado en este Volumen ha sido escogido principalmente por las razones siguientes:

- el método describe la reacción FOD de una manera matemática más exacta que los enfoques anteriores del IPCC,
- es fácil de comprender,
- es fácil de usar en un modelo de hoja de cálculo,
- proporciona, en calidad de producto derivado, una estimación de los cambios en el carbono almacenado en los SEDS (cambios anuales en las existencias de carbono, tanto para el almacenamiento a largo plazo como para el de corto plazo, en la medida en la que el equilibrio de masas de las conversiones de carbono en CH_4 y CO_2 en los SEDS son mantenidos por el enfoque).

3A1.6.1 *Directrices de 1996* – El enfoque de la tasa de reacción

En las *Directrices del IPCC, versión revisada en 1996* (IPCC, 1997) la estimación de las emisiones de CH_4 provenientes de los SEDS se basaba en la ecuación de la tasa (o velocidad) de reacción. Ésta es una manera corriente de considerar la transformación de masas en una reacción química. Se obtiene diferenciando la Ecuación 3A1.2 respecto del tiempo:

ECUACIÓN 3A1.20
ECUACIÓN DE LA TASA (O VELOCIDAD) DE REACCIÓN DE PRIMER ORDEN

$$DDOCm \text{ tasa de reacción} = -d(DDOCm)/dt = k \cdot DDOCm_0 \cdot e^{-kt}$$

La ecuación de la tasa (o velocidad) de reacción muestra la evolución de la velocidad de reacción en todo instante y esta tasa de reacción se desplaza a lo largo de una curva. Por ello, debe integrarse para encontrar la cantidad de DDOCm que ha reaccionado durante un periodo de tiempo.

Se desea encontrar el DDOCm descompuesto en CH_4 y CO_2 por año calendario. El año de comienzo es el año número 1, que va desde el punto 0 hasta el punto 1 sobre el eje temporal. El año número 1 está asociado al punto 1 sobre el eje temporal. Por lo tanto, la integración debe realizarse desde $t-1$ hasta t , lo cual conduce a una ecuación idéntica a la Ecuación 3A1.5.

Sin embargo, la ecuación presentada en las *Directrices de 1996* (Ecuación 4, Capítulo 6) es:

ECUACIÓN 3A1.21

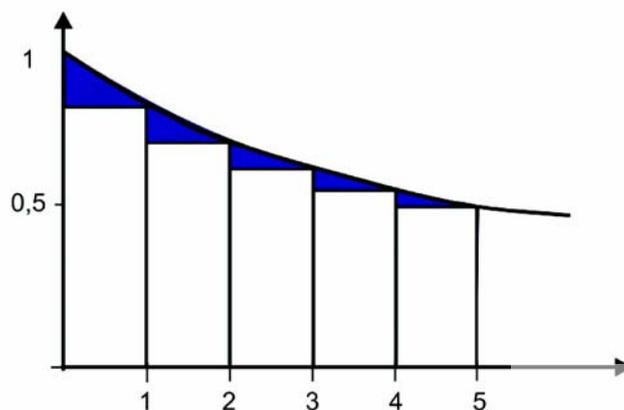
ECUACIÓN DE LAS DIRECTRICES DEL IPCC DE 1996 PARA EL DOC QUE REACCIONA EN EL AÑO T

$$DDOCm_{descomp_T} = k \cdot DDOCm_0 \cdot e^{-kt}$$

De hecho, ésta es la ecuación de la tasa de reacción. En efecto, significa que la producción anual de CH₄ se calcula a partir de la tasa de reacción al final del año. Constituye una aproximación que implica sumar una serie de rectángulos bajo la curva de la tasa de reacción, en vez de integrar exactamente el área total bajo la curva. Esta aproximación introduce un error; los pequeños triángulos que se muestran en la parte superior de las columnas de la Figura 3A1.1 se ignoran y no se logra el equilibrio de masas a lo largo del año. El método basado en la ecuación de las *Directrices de 1996* que usa una vida media de 10 años dará resultados inferiores en un 3,5 por ciento al de los cálculos del balance completo con equilibrio de masas utilizado en estas *Directrices* (véanse las Ecuaciones 3A.1.4-5).

Sin embargo, allí donde el método de las *Directrices de 1996* se utilice con las vidas medias desarrolladas específicamente para este método, los cálculos serán correctos.

Figure 3A1.1 Error introducido al no integrar por completo la curva de la tasa de reacción



3A1.6.2 Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas de 2000

En la *Orientación del IPCC para las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GPG2000, IPCC, 2000)*, en la Ecuación 5.1, se introduce un factor de normalización A en la ecuación de la tasa de reacción. Cuando este «factor de normalización» se multiplica en la Ecuación 5.1, el resultado es una integral resuelta:

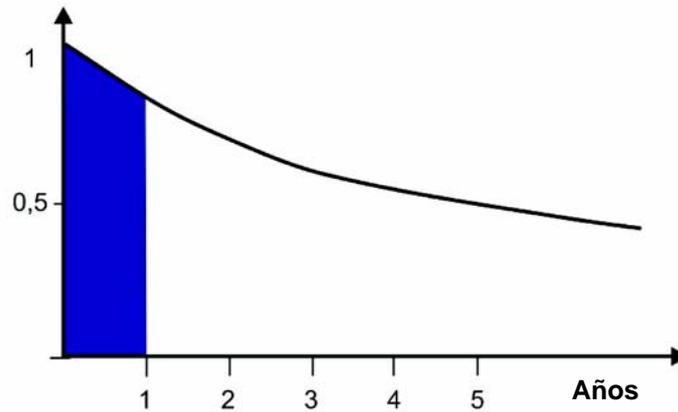
ECUACIÓN 3A1.22

ECUACIÓN FOD DEL IPCC 2000GPG PARA EL DDOCm QUE REACCIONA EN EL AÑO T

$$DDOCm_{descomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[e^{-kt} - e^{-k(t+1)} \right]$$

Es equivalente a la ecuación correcta (Ecuación 3A1.5) pues corresponde a la integral de la curva de descomposición. Sin embargo, para el año 1 se integra desde el punto 1 hasta el punto 2 sobre el eje temporal y, por lo tanto, el CH₄ formado durante el primer año de la reacción no se contabiliza (véase la Figura 3A1.2). Esto significa que con una vida media de 10 años la ecuación de *GPG2000* calcula resultados 7 por ciento inferiores a los calculados con el enfoque que toma en cuenta un balance completo con equilibrio de masas.

Figure 3A1.2 Efecto del error en la ecuación de GPG2000



La intención de la introducción del factor de normalización ha sido obviamente llenar los pequeños triángulos de la parte superior de las columnas de la Figura 3A1.1. Esto falla porque el factor de normalización utilizado equivale a una integración que va desde el punto t a $(t + 1)$ en el eje del tiempo. Como la integración que utiliza un número de año como base debe realizarse desde $t-1$ hasta t , el factor de normalización que llena toda el área bajo la curva de la tasa de reacción sería $A = ((1/e^{-k}) - 1)/k$.

3A1.6.3 Modelo de descomposición de primer orden matemáticamente exacto

Se puede mostrar que el modelo de descomposición de primer orden (FOD), tal como está descrito más arriba, es matemáticamente equivalente a un modelo para el cual se supone que la cantidad total de DOC se elimina en un punto singular del tiempo en cada año, es decir, en una sola fecha. Si no hay retardo al comienzo del proceso de descomposición, esta fecha se sitúa a la mitad del año, o sea, el 1° de julio; con un retardo de 6 meses, el comienzo de la reacción supuesta con la cantidad total del material es el 31 de diciembre/1° de enero. Esta hipótesis, aunque contraria a la intuición, conduce a errores numéricos que son pequeños comparados con las incertidumbres en la comprensión de los procesos químicos, los datos de la actividad, los factores de emisión y otros parámetros del cálculo de las emisiones.

Para la exhaustividad, se presenta aquí una formulación alternativa del método FOD. Se puede representar el retardo en el comienzo del proceso de descomposición y se pueden dar formulaciones recursivas simples.

La Ecuación 3A1.23 representa la formulación del FOD con una tasa de eliminación $D(t)$. El primer término de la expresión entre corchetes representa el flujo de entrada hacia el depósito de carbono en el SEDS (eliminación), el segundo término representa el flujo de salida desde el sitio (carbono en forma de CH_4); la suma de ambos términos representa el cambio global en las existencias de carbono en el SEDS.

ECUACIÓN 3A1.23
FOD CON TASA DE ELIMINACIÓN $D(t)$

$$dDOCm(t) = [D(t) - k \cdot DDOCm(t)] dt$$

Donde:

- $dDDOCm(t)$ = cambio en el DDOCm en el instante t
- $D(t)$ = tasa de eliminación de DDOCm en el instante t
- $DDOCm(t)$ = DDOCm disponible para la descomposición en el instante t

Si hay un retardo de Δ años al comienzo del proceso de descomposición después que el DDOCm ha sido eliminado, será necesario distinguir la parte de las existencias que están disponibles para la descomposición, a la cual se aplica la Ecuación 3A1.23, de la parte inerte de las existencias. Para una tasa de eliminación $D(t)$ que permanece constante durante cada año de eliminación (e igual a la cantidad de DDOC eliminado durante ese año, dividido por un año) se puede mostrar que las existencias de carbono al final del año i pueden expresarse en términos de las existencias de carbono al final del año $i-1$ y de las cantidades eliminadas durante el año i y el año $i-1$ (Pingoud and Wagner, 2006):

ECUACIÓN 3A1.24**CARBONO ORGÁNICO DEGRADABLE ACUMULADO DURANTE UN AÑO**

$$DDOCma(i+1) = a \cdot DDOCma(i) + b \cdot DDOCmd(i-1) + c \cdot DDOCmd(i)$$

Donde:

$DDOCma(i)$ = existencias de DDOCm en los SEDS al comienzo del año i , Gg de C

$DDOCmd(i)$ = DDOCm eliminado durante el año i , Gg de C

a = e^{-k} (constante)

b = $1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k}$ (constante)

c = $1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) + \Delta$ (constante)

Δ = constante de retardo, en años (entre 0 y 1 años)

Para una descomposición que comienza inmediatamente ($\Delta=0$), la constante b es igual a cero, de modo que la Ecuación 3A1.24 se reduce a una ecuación que relaciona el depósito de carbono en un año dado i con el depósito de carbono del año anterior $i-1$ y con la cantidad de DOC que se deposita durante el año i .

Se puede mostrar incluso que esta forma puede usarse para calcular recursivamente el CH_4 correspondiente producido durante un año dado:

ECUACIÓN 3A1.25 **CH_4 GENERADO DURANTE UN AÑO**

$$CH_4 \text{ gen}(i) = q \cdot [a' \cdot DDOCma(i) - b' \cdot DDOCmd(i-1) + c' \cdot DDOCmd(i)]$$

Donde:

$CH_4 \text{ gen}(i)$ = CH_4 generado durante el año i , Gg de C

$DDOCma(i)$ = existencias de DDOCm en los SEDS al comienzo del año i , Gg de C

$DDOCmd(i)$ = DDOCm eliminado durante el año i , Gg de C

q = $MCF \cdot F \cdot 16/12$

a' = $1 - e^{-k} = 1 - a$ (constante)

b' = $1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k} = b$ (constante)

c' = $1 - \Delta - 1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) = 1 - c$ (constante)

Referencias

Pingoud, K. and Wagner, F. (2006). Methane emissions from landfills and decay of harvested wood products: the first order decay revisited. IIASA Interim Report IR-06-004.

Barrow, Gordon M. (1996). *Physical Chemistry*, Mc Graw Hill, New York, 6th ed.

IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman, J., Kruger D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Enmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K. and Tanabe, K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.