

Algoritmos de cálculo de las emisiones de metano y óxido nítrico de la gestión de los estiércoles y purines en rumiantes en condiciones españolas

María Cambra López^{1,*}, Verónica Moset Hernández^{1,2}, Fernando Estellés¹, Nemesio Fernández¹, Ángeles Cristóbal³, Ana Rodríguez⁴, Antonio G. Torres¹

¹Instituto de Ciencia y Tecnología Animal - UPV. Camino de Vera, s/n. 46020 - Valencia.

²Centro de Tecnología Animal - IVIA. Polígono de la Esperanza, 100. 12400 - Segorbe, Castellón.

³Ministerio Medio Ambiente. Área Calidad del Aire. Plaza San Juan de la Cruz, s/n. 28071 - Madrid.

⁴Ministerio Medio Ambiente. Área de Residuos. Plaza San Juan de la Cruz, s/n. 28071 - Madrid.

* Autor de contacto: macamlo@upvnet.upv.es

Resumen

La cría intensiva de rumiantes representa una fuente importante de gases de efecto invernadero a la atmósfera. La fermentación entérica es una de las principales fuentes de metano de esta actividad. No obstante, la gestión de las deyecciones ganaderas sólidas (estiércoles) y líquidas (purines) genera también emisiones tanto de metano (CH₄) como de óxido nítrico (N₂O). Dentro de las emisiones de gases procedentes de la gestión de los estiércoles y purines, los rumiantes se sitúan en segundo lugar de importancia después de la ganadería porcina. El origen de estos gases se encuentra en la descomposición de la materia orgánica que se produce a lo largo de todas las fases de la gestión de las deyecciones ganaderas. La estimación de estas emisiones es obligatoria y debe reflejarse en los Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera. Para ello, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) proporciona unas ecuaciones de cálculo de las emisiones que dependen de una serie de factores, de los cuales el sistema de gestión del estiércol o purín es determinante. Sin embargo, en la mayoría de los casos, estas ecuaciones no pueden aplicarse a las condiciones españolas debido a la falta de concordancia entre los sistemas de gestión de las deyecciones ganaderas del IPCC y los que se dan actualmente en España. Por ejemplo, en el caso del ganado ovino y caprino, el sistema más habitual (cama profunda) no se contempla, y en el ganado bovino predominan unos sistemas de operaciones secuenciales y concatenadas que no se ajustan a estas ecuaciones tal y como se plantean. El objetivo de este trabajo es presentar unos algoritmos alternativos, para la estimación de las emisiones de CH₄ y N₂O derivadas de la gestión de los estiércoles y purines de los rumiantes en España.

Palabras clave

Emisiones; IPCC; Metano; Óxido nítrico; Rumiantes.

INTRODUCCIÓN

Los gases efecto invernadero (GEI) son constituyentes de la atmósfera que son capaces de absorber y radiaciones y emitirlas posteriormente (Seinfeld y Pandis, 1998). De todos los GEI, el dióxido de carbono (CO₂) es el de mayor emisión a la atmósfera debido a las actividades antropogénicas, seguido del metano (CH₄) y del óxido nítrico (N₂O). La concentración de estos gases ha aumentado rápidamente desde el comienzo de la Era Industrial, de modo que en los últimos 200 años, la concentración atmosférica del CH₄ y del N₂O se ha visto incrementada en un 151 y un 17% respectivamente (IPCC, 2001). Además, estos GEI poseen un potencial de calentamiento de la tierra superior al del CO₂, siendo el del CH₄ 23 veces mayor y el del N₂O 296 veces al CO₂ (IPCC, 2001); es decir que cada kilo de N₂O liberado a la atmósfera contribuye al calentamiento global relativo como la emisión de 296 kg de CO₂, calculado para un horizonte temporal de 100 años.

La ganadería, debido a la fermentación entérica y a la gestión de las deyecciones ganaderas, contribuye en gran medida a la emisión de estos dos gases (Neftel *et al.*, 2006). En particular, la gestión de las deyecciones ganaderas tanto sólidas (estiércol) como líquidas (purín), es responsable del 18% de las emisiones de estos dos gases, en CO₂-equivalentes, de los que alrededor del 75% corresponden al CH₄ (UNFCCC, 2007). En España, el ganado bovino, seguido del ganado porcino

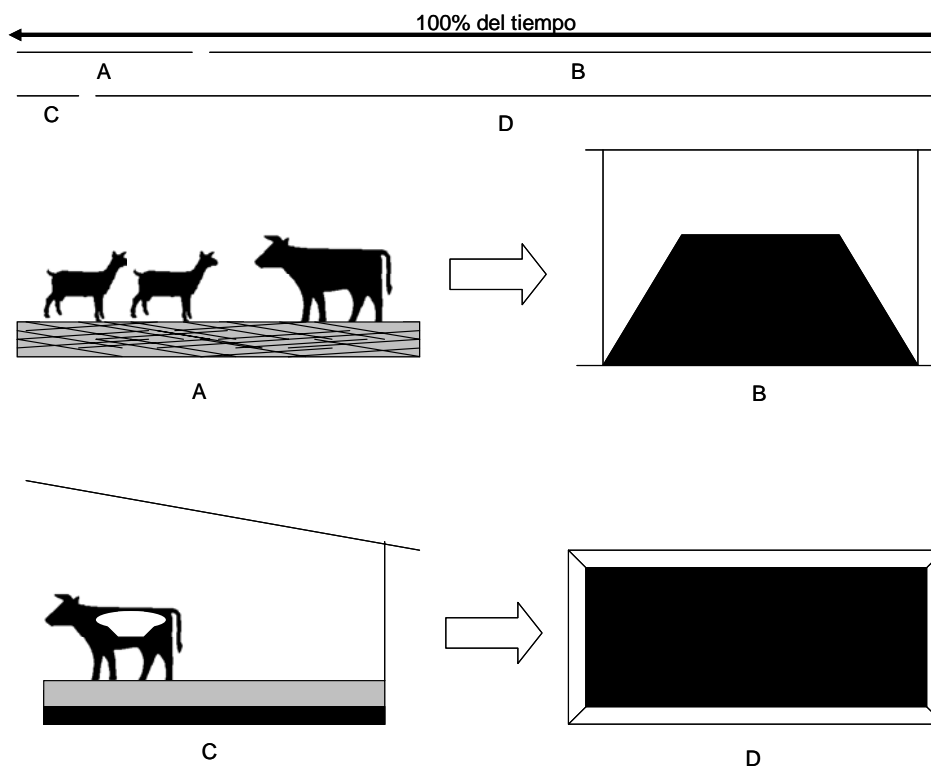
son los mayores productores de deyecciones ganaderas (MAPA, 2007), y de su gestión se producen el 95% de las emisiones de CH₄ (UNFCCC, 2007).

Los mecanismos y reacciones que conllevan a la formación de estos gases son muy distintos. En general, dependen de una serie de factores relacionados con la composición de las deyecciones ganaderas, sus características fisicoquímicas, su contenido en agua y su consistencia, así como de las condiciones meteorológicas, principalmente la temperatura y la tasa de aireación, y del sistema de gestión que se realice (Hellebrand y Kalk, 2001). La presencia o no de oxígeno es fundamental para la producción de estos GEI, y depende principalmente del tipo de gestión y/o almacenamiento a que se encuentren sometidas las deyecciones. Así, las emisiones de N₂O son mucho mayores en sistemas de almacenamiento de deyecciones sólidas en forma de estiércol seco y bajo condiciones de aireación, sin embargo las mayores producciones de CH₄ se producen bajo condiciones de anaerobiosis y con purines líquidos o semilíquidos (Monteny *et al.*, 2001).

Debido al rápido aumento en las concentraciones de estos gases en la atmósfera en los últimos años, así como a sus efectos sobre el clima, las emisiones de CH₄ y N₂O deben ser controladas y reducidas. El Protocolo Internacional de Kioto (1997) establece límites para los distintos GEI y contiene el compromiso de los países desarrollados a evaluar y cuantificar las concentraciones de estos gases, y a desarrollar técnicas para reducirlos. En España, como en los demás países, las emisiones de GEI se cuantifican obligatoriamente en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero, por lo que resulta imprescindible realizar las estimaciones lo más precisas posibles. Por ello, es necesario disponer de datos sobre la cabaña ganadera, de los distintos sistemas de producción y de gestión de los estiércoles y purines, y particularmente de aquellos parámetros clave para el cálculo de las emisiones. El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC), proporciona una serie de ecuaciones sencillas para el cálculo de las emisiones de estos gases, basadas en el número de animales y en unos “factores de emisión” (emisión por animal y año), estimados a partir de los sistemas de gestión de los estiércoles y purines.

Actualmente, en España, las emisiones de CH₄ y N₂O procedentes de la gestión de los estiércoles y purines se calculan mediante la metodología IPCC, aplicando el método Tier 2, que es el más detallado y complejo de todos los métodos propuestos (IPCC, 2006). Esta metodología es fácilmente aplicable a sistemas de gestión de las deyecciones ganaderas diferenciadas en el tiempo y cuando se trata de sistemas excluyentes. Sin embargo, en España, suelen presentarse, frecuentemente, fórmulas de gestión de deyecciones ganaderas no excluyentes, como, por ejemplo, ocurre en los sistemas de producción de ganado bovino de cebo, ganado ovino y ganado caprino. En estos casos, la fórmula predominante se basa en un proceso concatenado, consistente en un almacenamiento interno en los alojamientos en forma de estiércol (17% del tiempo total del almacenamiento), seguido de un sistema de almacenamiento exterior sólido apilado o en estercolero (83% del tiempo total). En el bovino intensivo de leche, aparte del sistema anterior de cama profunda, se puede encontrar un almacenamiento en el interior del alojamiento (menos del 5% del tiempo total) como purines, para posteriormente ser almacenados en fosas exteriores (Figura 1). En consecuencia, la aplicación de las ecuaciones del IPCC en estas situaciones, resulta complicada.

El objetivo de este trabajo es presentar unos algoritmos alternativos, derivados de los propuestos en la metodología IPCC Tier 2, para la estimación de las emisiones de CH₄ y N₂O de la gestión del estiércol y purín de los rumiantes, adaptados a los sistemas de gestión de las deyecciones y a las peculiaridades y condiciones de la ganadería española.



A= Sistema de almacenamiento de deyecciones sólidas en cama de paja en los alojamientos; B= Estercolero exterior de almacenamiento de deyecciones sólidas; C= Sistema de almacenamiento de deyecciones líquidas bajo foso en los alojamientos; D= Tanque de almacenamiento exterior de deyecciones líquidas.

Figura 1. Sistema secuencial de gestión de estiércoles en el ganado bovino de cebo y leche, ovino y caprino y porcentaje de permanencia de las deyecciones en cada etapa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Modelo IPCC

Según la metodología del IPCC (IPCC, 2006), las emisiones de CH₄ para una determinada categoría de animales (*T*) se calculan mediante la suma de los productos del número de animales (*N*) por un factor de emisión (*EF_T*). Atendiendo a este modelo, los principales factores que afectan a las emisiones de CH₄ son la cantidad de estiércol producido y la proporción de éste que se descompone de forma anaeróbica, lo que depende a su vez de cómo se gestionen las deyecciones. En este sentido, la excreción de sólidos volátiles (*VS*) y el sistema de gestión de los estiércoles y purines (*S*) son los más influyentes. También la temperatura es determinante, y el potencial de producción de CH₄ de un determinado estiércol va a depender de la región climática en la que se encuentre.

Es decir:

$$Emisión\ CH_4\ (kg\ /\ año) = \sum_{(T)} N_{(T)} \times \underbrace{\left[(VS_{(T)} \times 365) \times [B_{0i} \times 0,67 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times MS_{(T,S,k)}] \right]}_{EF_{(T)}} \quad [1]$$

Donde:

N_(T) = número de animales de la categoría *T*; *VS_(T)* = producción diaria de sólidos volátiles para la clase de animales *T* [kg VS/día]; 365 = días del año [días/año]; *B_{0(T)}* = potencial de producción de metano de los sólidos volátiles excretados [m³ CH₄/kg VS]; 0,67= densidad del metano [kg/m³]; *MCF_{Sk}* = porcentaje de *B_{0i}* que se emite, en función de *S* y de *k*; *S* = sistema de gestión de los

estiércoles y purines; k = zona climática; MS_{TSk} = proporción de animales de la población y que utilizan el sistema j en la zona climática k .

Por otro lado, las emisiones directas de N_2O para una determinada categoría de animales (T) se calculan en función del nitrógeno excretado (Nex), del sistema de gestión del estiércol y purín (S), del factor de emisión (EF) y del número de animales (N). Los principales factores que afectan a las emisiones de N_2O son el contenido de nitrógeno y de carbono de las deyecciones, la duración del almacenamiento y del sistema de gestión. Estas emisiones se calculan independientemente de la temperatura mediante la expresión:

$$Emisión\ N_2O\ (kg\ /\ año) = \left[\sum_S \left[\sum_T (N_{(T)} \times Nex_{(T)} \times MS_{(T,S)}) \right] \times EF_{(S)} \right] \times \frac{44}{28} \quad [2]$$

Donde:

$N_{(T)}$ = número de animales de la categoría T ; $Nex_{(T)}$ = nitrógeno excretado anual por cabeza de animal de la categoría T [kg N/animal/año]; $MS_{(T,S)}$ = proporción del nitrógeno total excretado anualmente por los animales de la categoría T que es gestionado mediante el sistema de gestión de estiércoles y purines S ; $EF_{(S)}$ = factor de emisión directo de N_2O del sistema de gestión S [kg N- N_2O /kg N]; $44/28$ = conversión de emisiones de N- N_2O a emisiones de N_2O .

Componentes clave para las estimaciones

En base a las ecuaciones que se plantean en la metodología del IPCC, son necesarios una serie de *inputs* o datos de actividad. Entre ellos, el primero es la caracterización del ganado y el número de animales de cada categoría (N). Estos datos se recogen del Anuario de Estadística Agroalimentaria que publica anualmente el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Para el resto de datos necesarios, en ausencia de fuentes a nivel nacional, el IPCC proporciona unos valores por defecto que pueden utilizarse (por ejemplo para los sólidos volátiles, el nitrógeno excretado o los factores de emisión). No obstante, el IPCC anima a la utilización de datos y factores propios, específicos del país, cuando existan, para obtener unas emisiones más precisas y fiables. Hasta el momento, no se dispone de datos españoles sobre la mayoría de los datos de actividad necesarios para el cálculo, y estos se estiman a partir de los valores por defecto que propone el IPCC.

Por otro lado, para ajustarse más fielmente a la realidad de la gestión de los estiércoles y purines, es preciso definir la evolución de algunas de las variables de actividad con el tiempo. Las deyecciones ganaderas pueden descomponerse y experimentar cambios físicos, químicos y microbiológicos al atravesar distintas etapas, en función del tiempo (Martinez *et al.*, 2003), tal y como se ilustra en la Figura 1. Las características y volumen de las deyecciones ganaderas variarán considerablemente con el tiempo de permanencia en cada etapa de gestión, en función del propio sistema de gestión, de la temperatura, precipitación y de las posibles variaciones estacionales, así como con la adición de sustratos como la paja. Si estos factores no se tienen en cuenta, se puede sobreestimar las emisiones (Husted, 1994), ya que la metodología del IPCC no explicita si incluye la influencia dinámica de un ciclo completo de las deyecciones. De esto se concluye que los factores de emisión que proporciona el IPCC no contemplan las posibles diferencias que pudieran existir en los ciclos de almacenamiento y/o gestión de los estiércoles y purines entre países. Es por ello, que se considera una estimación más bien estática, que sólo representa una tasa general de emisión a lo largo de un año, y que no contempla la dinámica asociada a los periodos de almacenamiento en los que se producen cambios de temperatura, y cambios en variables tan influyentes en las emisiones como los sólidos volátiles para el CH_4 o el nitrógeno excretado para el N_2O , y, en consecuencia, de las tasas de emisión.

En este sentido, es necesario definir para cada sistema de producción, en primer lugar, la distribución de los sistemas de gestión y el tiempo medio de cada etapa, así como la proporción de animales que utilizan un determinado sistema de gestiona (MS). Es decir, el tiempo de permanencia

de las deyecciones en los alojamientos, en los estercoleros y/o en las fosas exteriores, y la proporción de las deyecciones totales que se encuentra en cada etapa. En segundo lugar, es preciso determinar la evolución con el tiempo de los factores que intervienen en el cálculo. Así, la evolución de los sólidos volátiles (VS), del potencial de producción de CH_4 (B_0), y su adaptación a las zonas climáticas españolas (MCF) son imprescindibles para realizar la estimación. En el caso del N_2O , es necesario conocer el contenido en nitrógeno del estiércol recién excretado (N_{ex}), y su evolución, así como las pérdidas que se puedan producirse en el transcurso del tiempo, según el tipo de gestión realizada.

Otros modelos (aproximación bibliográfica)

La variación existente de las características y composiciones de las deyecciones de los animales rumiantes domésticos, tanto sólidas como líquidas, ha sido ampliamente estudiada por algunos autores. No obstante, todavía existe un gran desconocimiento en cuanto a la evolución de los componentes de las deyecciones ganaderas, en las condiciones ambientales y de gestión de los estiércoles y purines en España.

En este sentido, en algunos países, se ha intentado determinar la evolución de los sólidos volátiles de las deyecciones ganaderas y del flujo de nitrógeno, así como la capacidad de producción de CH_4 por masa de VS , para condiciones de gestión de estiércoles y purines diferentes, a lo largo del tiempo y en función de la temperatura, para purines (Kahn *et al.*, 1997; Mangino *et al.*, 2001; Petersen *et al.*, 2004; Sommer *et al.*, 2004). Husted (1994) proporciona datos de VS para purines almacenados, y determinó su B_0 en función de la temperatura, identificando una buena relación entre la temperatura ambiente y la del purín. Sin embargo, Safley y Westerman (1990) no encontraron relación con la temperatura para B_0 en uno de los casos estudiados, debido a la influencia de otros factores tales como algún tipo de inhibición que pudiera darse en los digestores. Sneath *et al.* (2006) tampoco obtuvieron buena correlación entre B_0 y la temperatura, probablemente debido a que se trataba de un tanque exterior de almacenamiento de hormigón que podría haber disipado este posible efecto.

En el caso de los estiércoles, la relación con la temperatura es más compleja y está relacionada con la aireación. Husted (1994) y Petersen *et al.*, 1998 identificaron, en almacenamientos de estiércol de bovino sólido, un aumento de la producción de metano en aquellas zonas anaeróbicas del montón, por aumento de la temperatura, como resultado de los procesos de compostaje que se producen en dichas zonas. En otros casos, se demuestra una influencia estacional, con un aumento de la producción de CH_4 en verano respecto a invierno (Clemens *et al.*, 2006).

No obstante, la dependencia de las emisiones de CH_4 con la temperatura sólo se encuentra reflejada, en la metodología IPCC, dentro del factor de conversión de CH_4 (MCF), aunque sería conveniente que esta relación fuera expresada de una manera más clara. En este sentido, se han identificado relaciones exponenciales de la tasa de emisión de metano con la temperatura de los purines (Haeussermann *et al.*, 2006; Khan *et al.*, 1997; Sommer *et al.*, 2000), expresadas en la ecuación de Van't Hoff-Arrhenius, habitualmente utilizada para expresar la dependencia de los procesos biológicos con la temperatura, aunque no resultando satisfactorias para el caso de los estiércoles (Petersen *et al.*, 1998). Dicha ecuación, para purines, fue modificada por Sommer *et al.* (2002 y 2004), quedando de la siguiente manera:

$$\text{Tasa de emisión (g } CH_4 / \text{kg } VS \text{ h)} = VS_D \times b_1 \times \exp\left[\ln A - E \times \left(\frac{1}{RT}\right)\right] + VS_{ND} \times b_2 \times \exp\left[\ln A - E \times \left(\frac{1}{RT}\right)\right] \quad [3]$$

Donde:

VS_D = concentración de sólidos volátiles degradables [g/kg purín]; VS_{ND} = concentración de sólidos volátiles no degradables [g/kg purín]; b_1 , b_2 = factores de corrección para las proporciones de VS

degradables y no degradables [adimensionales]; A = parámetro de Arrhenius; E = energía de activación; R = constante de los gases; T = temperatura [K].

Para el N_2O , la influencia de la temperatura sobre los estiércoles no ha sido claramente definida, ya que en principio, se trata de un gas que se emite como resultado de la nitrificación de amonio (NH_4^+) en las zonas aeróbicas y de la desnitrificación en las anaeróbicas (Clemens *et al.*, 2006), situaciones que se dan en la heterogeneidad de un montón de estiércol (Sommer y Moller, 2000; Chadwick, 2005). No obstante, durante el almacenamiento de estiércol, generalmente se libera más N_2O en las zonas más superficiales (Petersen *et al.*, 1998; Sommer y Moller, 2000; Sommer, 2001). Por otro lado, Amon *et al.* (2001) identificaron menores pérdidas de N_2O en estiércol compostado que en montones aeróbicos, debido a que la formación de N_2O durante la desnitrificación es mayor.

Por lo tanto, la información disponible es contradictoria y, dada su complejidad, todavía se desconocen las condiciones de los procesos implicados en su producción (Monteny *et al.*, 2001). Algunos autores no han encontrado relación entre la producción de N_2O y la temperatura (Yamulki, 2006), mientras que en otros estudios se ha observado una dependencia de la emisión de N_2O con las condiciones climáticas (Skiba *et al.*, 2006) y que los procesos de nitrificación y desnitrificación se aceleran a medida que aumenta la temperatura ambiente (Petersen *et al.*, 1998; Kebreab *et al.*, 2006). Por otro lado, el almacenamiento de estiércol con paja favorece la formación de N_2O , si se mantienen condiciones de oxigenación buenas en los montones (Jungbluth *et al.* 2001; Osada *et al.*, 2001).

En conclusión, es preciso entender cómo varían los distintos estiércoles y purines en función de su gestión (Martinez *et al.*, 2003). No obstante, la variabilidad en los resultados y la falta de concordancia con los sistemas de gestión españoles, en muchos casos, no permiten la utilización de los datos disponibles.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Con esta información, se proponen los siguientes algoritmos de cálculo para calcular las emisiones de CH_4 y N_2O en condiciones españolas. Para el CH_4 :

$$Emisión\ CH_4\ (kg\ /\ año) = [(EF_{(T)/S1} \times t_{S1}) + (EF_{(T)/S2} \times t_{S2}) + \dots + (EF_{(T)/Sn} \times t_{Sn})] \times N_{(T)} \quad [4]$$

Donde:

$EF_{T/Si\ i=1 \rightarrow n}$ = factor de emisión diario de la población de animales y del sistema de gestión S [kg CH_4 /día] para la zona climática k ; $t_{Si\ i=1 \rightarrow n}$ = tiempo que sigue el sistema S [días/año] en la zona climática k ; $N_{(T)}$ = población emisora (número de animales de la categoría T).

A su vez, el $EF_{(T)/Sn}$ se calcularía de la siguiente manera:

$$EF_{i/Sn}\ (kg\ cabeza/\ día) = VS_i \times [B_{O_i} \times 0,67 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times 1] \quad [5]$$

Donde:

VS = producción diaria de sólidos volátiles de la materia seca orgánica que emite el metano [kg VS /día]; es decir, lo que corresponde a la cantidad de sólidos volátiles que entran en cada fase, que sería igual al de sólidos volátiles excretados menos los que van emitiendo durante las fases en cuestión; B_{O_i} = potencial de producción de metano de los sólidos volátiles [$m^3\ CH_4$ /kg SV]; $0,67$ = densidad del metano [kg/m^3]; $MCF_{S,k}$ = proporción de B_{O_i} que se emite, en función de S y de k ; 1 = como toda la población y utiliza el sistema S , la proporción $MS_{S,k}$ es la unidad.

En el caso del N₂O, el procedimiento es similar; la propuesta es:

$$\text{Emisión } N_2O \text{ (kg/año)} = [(N_{exci} \times 1 \times EF_{(T)/S1} \times t_{S1}) + (N_{inpin} \times 1 \times EF_{(T)/S2} \times t_{S2}) + \dots + (N_{inpn} \times 1 \times EF_{(T)/Sn} \times t_{Sn})] \times N_{(T)} \times \frac{44}{28} \quad [6]$$

Donde:

N_{exci} = nitrógeno excretado por la categoría animal T [kg N/día] que correspondiente a aquel que entra en cada fase; N_{inpin} = nitrógeno que entra en la correspondiente fase (excedente de la fase anterior); I = como toda la población y utiliza el sistema SI , la proporción $MS_{S,k}$ es la unidad; $EF_{i/Si}$ $i=1 \rightarrow n$ = factor de emisión anual de la población de animales y del sistema de gestión S [kg N₂O/Kg N]; t_{Si} $i=1 \rightarrow n$ = tiempo que sigue el sistema S [días/año]; $N_{(T)}$ = población emisora (número de animales de la categoría T); $44/28$ = conversión de emisiones de N-N₂O a emisiones de N₂O.

Los algoritmos que propone el IPCC representan una aproximación global o integrada de la realidad de las emisiones de los estiércoles en España. No obstante, la naturaleza estática de esta estimación se aleja de las emisiones de CH₄ y N₂O procedentes de la producción intensiva de rumiantes española. Para corregir estas carencias, es importante incluir el factor temporal del ciclo de gestión de los estiércoles y purines, integrando las variaciones en los parámetros más relevantes dentro de las estimaciones, sobretodo en función de la temperatura. Además, la falta de datos es evidente y resulta necesario obtenerlos bajo condiciones españolas. El conocimiento exhaustivo de la composición de los estiércoles en cuanto a los parámetros más influyentes como VS , su relación con B_0 y el contenido en nitrógeno, es fundamental.

Para mejorar la exactitud y fiabilidad de la estimación de las emisiones de estos gases procedentes de la gestión de las deyecciones ganaderas, es necesario utilizar algoritmos como los que se presentan, que reflejen con un mayor grado de representatividad, las variaciones a lo largo de los ciclos de producción de los estiércoles y purines en condiciones españolas.

REFERENCIAS

- Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J., Alt, Ch. (2001). Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 103-113.
- Chadwick, D.R. (2005). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment*, **39**(4), 787-799.
- Clemens, J., Trimbom, M., Weiland, P., Amon, B. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 171-177.
- Haeussermann, A., Hartung, E., Gallmann, E., Jungbluth, T. (2006). Influence of season, ventilation strategy, and slurry removal on methane emissions from pig houses. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 115-121.
- Hellebrand, H.J., Kalk, W.T. (2001). Emissions of methane, nitrous oxide and ammonia from dung windrows. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 83-87.
- Husted, S. (1994). Seasonal-variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality*, **23**(3), 585-592.
- IPCC (2001). Climate change 2001: the scientific basis. **In:** Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Xiaousu, D. (eds.). *Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Ginebra, Suiza, pp. 944.
- IPCC (2006). Emissions from livestock and manure management. **In:** *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Vol. 4, Agriculture, Forestry and Land Use. Kanagawa, Japón.
- Jungbluth, T., Hartung, E., Brose, G. (2001). Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 133-145.
- Kebreab, E., Clark, K., Wagner, R.C., France, J. (2006). Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Canadian Journal of Animal Science*, **86**(2), 135-158.

- Külling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P., Kreuzer, M. (2003). Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **65**(1), 13-22.
- Khan, R.Z., Muller, C., Sommer, S.G. (1997). Micrometeorological mass balance technique for measuring CH₄ emission from stored cattle slurry. *Biology and fertility of soils*, **24**(4), 442-444.
- Mangino, J., Bartram, D., Brazy, A. (2001). Development of a methane conversion factor to estimate emissions from animal waste lagoons. *USEPA*, 1-14.
- Martinez, J., Guiziou, F., Peu, P., Gueutier, V. (2003). Influence of treatment techniques for pig slurry on methane emissions during subsequent storage. *Biosystems Engineering*, **85**(3), 347-354.
- MAPA (2007). *Anuario de Estadística Agroalimentaria 2006*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Internet: <http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/anuario/introduccion.htm> (accedido en 14 de febrero de 2008).
- Monteny, G.J., Groenestein, C.M., Hilhorst, M.A. (2001). Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**(1-3), 123-132.
- Neftel, A., Fisher, C., Flechard, C. (2006). Measurements of greenhouse gas fluxes from agriculture. *International Congress Series*, **1293**, 3-12.
- Osada, T., Sommer, S.G., Dahl, P., Rom, H.B. (2001). Gaseous emission and changes in nutrient composition during deep litter composting. *Acta Agriculturae Scandinavica*, **51**(6), 137-142.
- Petersen, S.O., Lind, A. M., Sommer, S.G. (1998). Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science*, **130**(1), 69-79.
- Safley, L.M., Westerman, P.W. (1990). Psychrophilic anaerobic-digestion of animal manure - proposed design methodology. *Biological Wastes*, **34**(2), 133-148.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. John Wiley & Sons, pp. 1326.
- Skiba, U., DiMarco, C., Hargreaves, K., Sneath, R., McCartney, L. (2006). Nitrous oxide emissions from a dung heap measured by chambers and plume methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 135-139.
- Sneath, R.W., Beline, F., Hilhorst, M.A., Peu, P. (2006). Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 122-128.
- Sommer, S.G. (2001). Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*, **14**(2), 123-133.
- Sommer, S.G., Moller, H.B. (2000). Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *Journal of Agricultural Science*, **134**(3), 327-335.
- Sommer, S.G., Moller, H.B., Petersen, S.O. (2002). Reduction in methane and nitrous oxide emission from animal slurry through anaerobic digestion. *Proceedings of the Third International Symposium. Non-CO₂-Greenhouse-Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects*. Maastricht, The Netherlands.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Moller, H.B. (2004). Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **69**(2), 143-154.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sogaard, H.T. (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality*, **29**(3), 744-751.
- UNFCCC (2007). *Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera en base al Manual de Referencia IPCC y UNFCCC*. Submission 2007. Spain. CRF. Inventory 2005. Internet: http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/3929.php. (accedido en 17 de octubre de 2007).
- Yamulki, S. (2006). Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **112**(2-3), 140-145.