

**EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS DE
PRODUCCIÓN DE CARNE VACUNA DE BASE PASTORIL.
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

***Greenhouse gas emissions in pasture-based beef cattle
production systems. A review***

Faverin¹, C., Gratton^{2†}, R. y Machado³, C.F.

Unidad Integrada FCA-INTA Balcarce-FCEyN. UNMDP
CONICET- IFAS UNICEN. Facultad de Ciencias Veterinarias, UNICEN

Resumen

En Argentina, los gases de efecto invernadero (GEI) provenientes del sector ganadero no tienen aún una incidencia directa en el valor del producto o en la definición de políticas sectoriales de mitigación. Por tal motivo, en la actualidad las investigaciones locales del tema son incipientes aunque de creciente interés. Sin embargo, por las señales que surgen a nivel internacional es indudable que los efectos del cambio climático (CC) sobre los sistemas productivos requerirán una mayor atención local. El CC está relacionado con las concentraciones de GEI en la atmósfera, como el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O). A nivel nacional, se le atribuye al sector ganadero en su totalidad el 30% de las emisiones antropogénicas de GEI, las cuales provienen mayoritariamente (26%) de vacunos para producción de carne. Debido a que la unidad decisional productiva es la empresa y es donde se pueden aplicar medidas de mitigación, un primer paso es cuantificar las emisiones a nivel de establecimiento. Los modelos a nivel de establecimiento ganadero (MEG) son herramientas utilizadas para predecir efectos de cambios de manejo e interacciones entre factores a este nivel, así como para la cuantificación de medidas de mitigación. Las estimaciones de las emisiones para los sistemas de cría, recría y/o engorde y ciclo completo están en el orden de 22,4-37,5, 6,3-32,2 y 15,9-36,4 kg CO₂equivalente/kg res, respectivamente. Esta información se basa en bibliografía internacional, ya que Argentina cuenta aún con información parcial y preliminar sobre estimaciones similares para bovinos para carne. La primera parte de esta revisión se centra en describir las principales emisiones y sumideros de GEI presentes a nivel de establecimiento en sistemas pastoriles de producción bovina para carne de clima templado. En la segunda parte, se presentan distintos estudios internacionales basados en MEG como una estrategia de abordaje para la evaluación y/o mitigación de GEI. La bibliografía destaca la importancia de una evaluación holística de las emisiones de GEI por unidad de producto, utilizando modelos MEG o de análisis de ciclo de vida, contrastados con la información de campo disponible. Las mejoras en la eficiencia productiva de sistemas de producción de carne de Argentina, muy por debajo de sistemas pastoriles de países desarrollados, ofrecen interesantes oportunidades de mitigación con el debido estímulo de políticas específicas.

Palabras clave: ambiente, metano, óxido nitroso, dióxido de carbono, simulación.

Summary

In Argentina, greenhouse gases (GHG) emitted from beef cattle production systems do not have yet a direct incidence on the product's value or on definitions of local mitigation farming policies. Therefore, the research efforts related to this topic within the livestock sector is increasing, but they are still incipient in magnitude. However, it is clear from the international context, that the effects of climate change (CC) on production systems will require more local attention. The CC is related to the concentrations of GHG in the atmosphere, as carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O). In Argentina, it is estimated that livestock production systems account for 30% of national anthropogenic GHG emissions, which are derived mostly from non-dairy cattle (26%). Because the farm is the decision-making unit and where mitigation strategies may be applied, the first step is to quantify emissions at the farm level. Beef production whole-farm models (WFM) are widely recognized as tools to predict effects of changes caused by farm management and mitigation strategies. Emission estimations for cow-calf, backgrounding and/or fattening and whole-cycle systems are in the order of 22.4-37.5, 6.3-32.2 y 15.9-36.4 kg CO₂ equivalent/kg carcass, respectively. This information is based

Recibido: julio de 2013

Aceptado: abril de 2014

1. Investigador de EEA INTA Balcarce y docente de la FCEyN, UNMDP. faverin.claudia@inta.gob.ar

2[†]. (Q.E.P.D.) Investigador Superior. CONICET- IFAS UNICEN.

3. Profesor Asociado de la FCV, UNICEN

on international publications, as only preliminary and partial estimates in beef cattle are available in Argentina. The first part of this review describes the main GHG emissions and sinks at the farm level in a temperate, grazing beef cattle production system. Secondly, different international modelling studies about GHG quantification and mitigation based on WFM are presented. The importance of a holistic approach for GHG emission and mitigation by using WFM or Life Cycle Assessment models is highlighted in the reviewed literature. Beef cattle systems from Argentina present a low productive efficiency contrasting with those from developed countries, which offer interesting mitigation opportunities if improved by the promotion of specific policies.

Key words: environment, methane, nitrous oxide, carbon dioxide, simulation

Introducción

La emisión de los gases de efecto invernadero (GEI) en el contexto del cambio climático global está presente en la preocupación y debate científico y político a nivel mundial. Los GEI son constituyentes de la atmósfera, capaces de absorber parte de la radiación infrarroja y reemitir radiación del mismo tipo en todas las direcciones hacia la superficie de la Tierra y a la misma atmósfera. Ante la evidencia que la temperatura terrestre va en aumento (IPCC, 2009), se han establecido acuerdos internacionales para reducir los GEI. Al aumento en la concentración de GEI se le atribuye la responsabilidad de cambios regionales y globales en la humedad del suelo, incrementos en el nivel del mar y derretimiento de glaciares, así como la mayor frecuencia de eventos extremos como huracanes, inundaciones y sequías (IPCC, 2001).

La ganadería mundial es reconocida como un sector que contribuye a la emisión de GEI, particularmente de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O), con cifras que oscilan entre 10-12% (Smith et al, 2007), 14,5 (Gerber et al, 2013) y 18% (Steinfeld et al, 2006). La Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO) menciona que sector ganadero sería responsable del 9% de las emisiones globales de CO_2 , del 35-40% de las de CH_4 y del 65% de las de N_2O (Steinfeld et al, 2006).

Los rumiantes en pastoreo tienen la capacidad de convertir materiales indigestibles de la planta ricos en celulosa en carne, leche, lana y cuero, de manera que no compiten directamente con los seres humanos por el alimento (Buddle et al, 2011). Aun así, los sistemas de producción de rumiantes, particularmente de bovinos, se asocian a problemas de impacto ambiental (cambio climático, degradación de la tierra, contaminación del agua, pérdidas de biodiversidad), donde el gas CH_4 proveniente de la fermentación entérica es el que tiene mayor contribución en el caso particular de los GEI (Steinfeld et al, 2006; Gerber et al, 2013).

En Argentina, los GEI provenientes del sector ganadero no tienen aún una incidencia directa en el valor de la carne, ni en la definición de políticas sectoriales de mitigación. Sin embargo, es muy posible que los países desarrollados, como compradores de alimentos, trasladen las obligaciones de reducción a los países oferentes de los productos agrícolas y ganaderos (Basso et al, 2013). Por lo tanto, el interés en el tema va en aumento tanto en ámbitos académicos, organismos de control ambiental y del sector productivo. Por consiguiente este trabajo se orienta a analizar información que contribuya a la com-

prensión de las implicancias ambientales y de potenciales estrategias de mitigación que surgen de la investigación de la temática.

La primera parte de esta revisión se centra en describir las principales emisiones y sumideros de GEI (particularmente de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso) presentes a nivel de establecimiento en sistemas pastoriles de producción bovina para carne de clima templado. En la segunda parte, se presentan distintos estudios con modelos de simulación a nivel de establecimiento ganadero (MEG) como una estrategia de abordaje para la evaluación y/o mitigación de GEI, donde se destacan sus ventajas y limitaciones.

Emisiones de GEI y contribución de la ganadería de Argentina

La República Argentina ocupa el puesto 24 con el 0,9% del total de las emisiones mundiales antropogénicas (Baumert et al, 2005). Argentina es parte de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) y del Protocolo de Kyoto, y como país adherente está comprometida a reducir las emisiones o, al menos, a no incrementarlas, así como a la formulación de programas nacionales y a la realización periódica de inventarios nacionales de las emisiones de origen humano y de la absorción de los GEI por sumideros.

La producción de carne bovina en Argentina es una actividad económica muy importante siendo el *stock* ganadero nacional de 50,9 de cabezas (SENASA, 2013). El sector ganadero nacional, y particularmente la ganadería bovina de base pastoril, es considerada responsable de la mayor parte de las emisiones de GEI de este sector (SAYDS, 2007). El relevamiento nacional muestra que el sector energético junto con la agricultura y ganadería son los responsables de más del 90% de las emisiones (SAYDS, 2007; Figura 1). Particularmente, la ganadería en general es responsable del 30% (Figura 1), siendo las emisiones más importantes las de CH_4 (68%) y de N_2O (32%).

En las Figuras 1 y 2 los GEI son expresados en una unidad conocida como dióxido de carbono (CO_2) equivalente. Esta medida resulta de la suma de las emisiones de cada gas multiplicadas por su potencial de calentamiento global (PCG), es decir en cuanto a capacidad de contribuir al efecto de calentamiento relativo al CO_2 en una proyección de 100 años (IPCC, 2007a). Los distintos GEI difieren en su PCG, donde el CH_4 y el N_2O aportan 25 y 298 veces más, respectivamente, que el CO_2 al calentamiento global (IPCC, 2007a; 2007b).

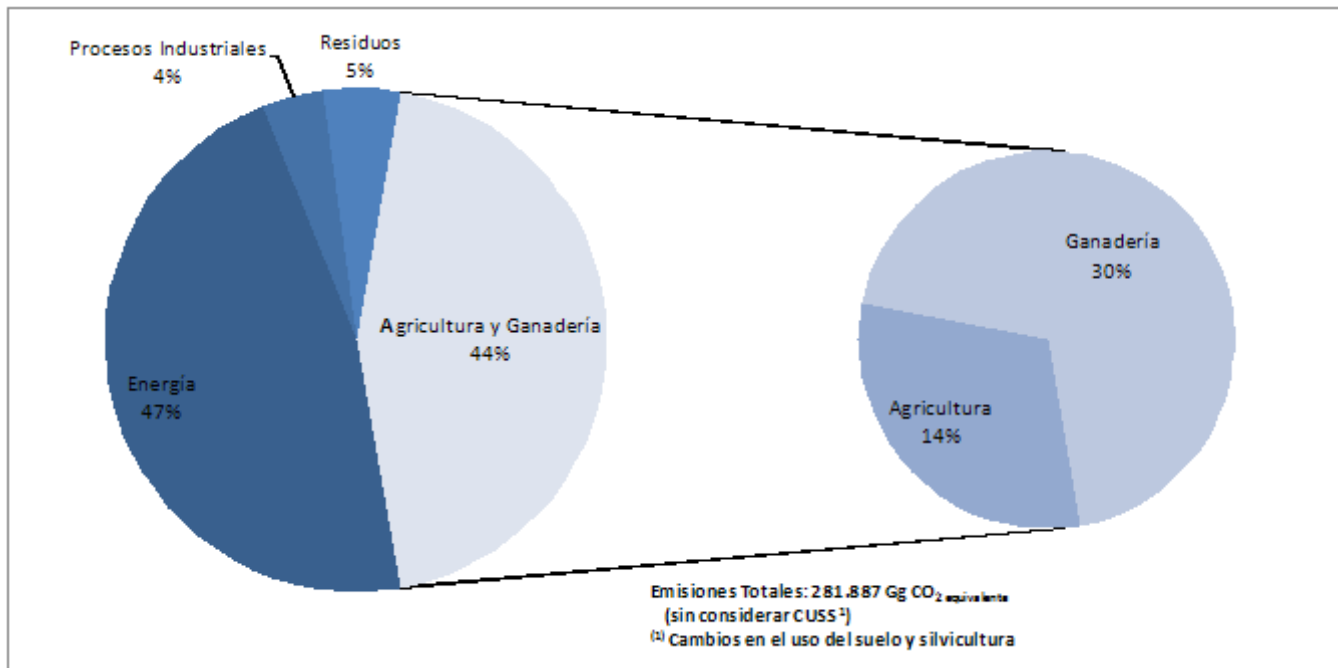


Figura 1. Emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de los diversos sectores en la República Argentina (excluyendo sector CUSS1). Año 2000 (SAyDS, 2007)

Figure 1. Greenhouse gas emissions from different sectors in Argentina (excluding LULUCF). Year 2000 (SAyDS, 2007).

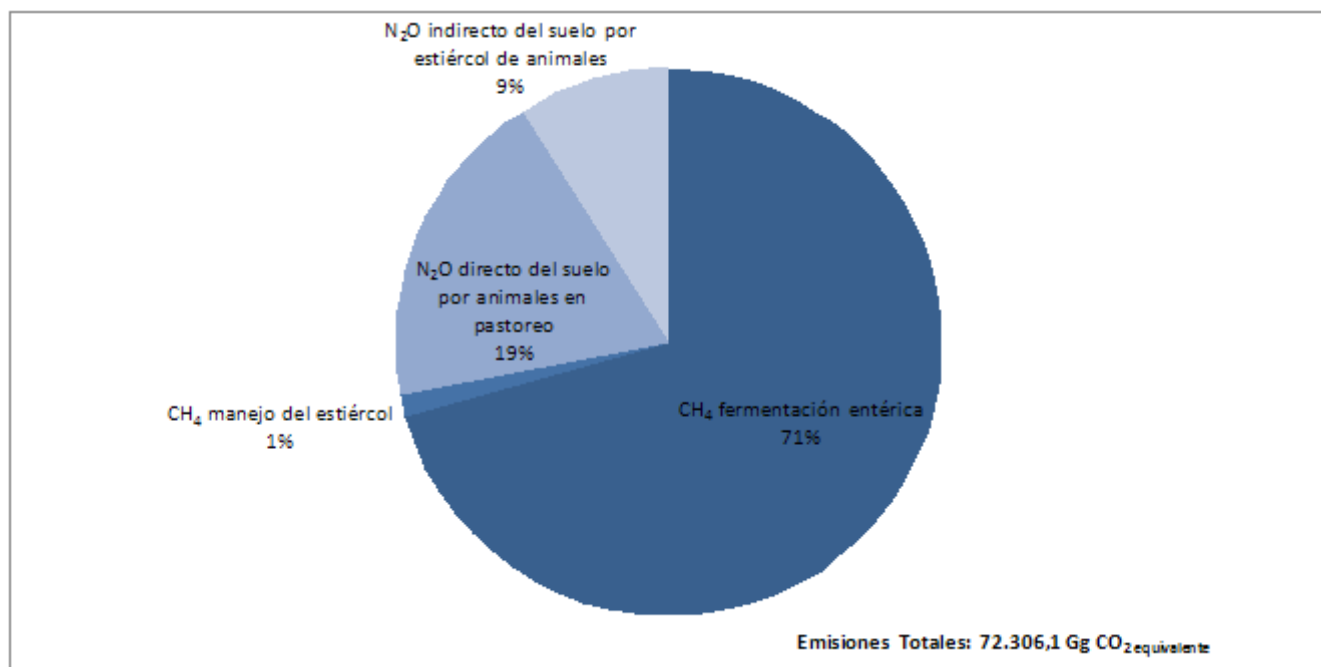


Figura 2. Emisiones de gases de efecto invernadero nacionales provenientes de los bovinos no lecheros. Año 2000 (Elaborado a partir de datos de SAyDS, 2007)

Figure 2. National greenhouse gas emissions from no-dairy cattle. Year 2000 (Elaborated from SAyDS data, 2007).

En la Figura 2 se presentan las emisiones a nivel nacional de los bovinos no lecheros (denominación utilizada en el inventario nacional, que discrimina entre bovinos lecheros y no lecheros), los cuales contribuyen al 84% de las emisiones totales correspondientes al sector ganadero (Figura 2; SAyDS, 2007). Las estimaciones del inventario nacional de GEI fueron obtenidas a través de la metodología propuesta por el IPCC versión revisada 1996. Las emisiones de CH₄ provienen de la fermentación entérica, así como el N₂O de suelos en pastoreo, representan en conjunto el 90% de las emisiones. Las emisiones de CH₄ del manejo del estiércol y las emisiones de N₂O indirectas del suelo representan en conjunto sólo el 10% (Figura 2). Las emisiones directas de N₂O de los suelos proceden desde las heces y orina de animales mantenidos en pastoreo, mientras que las indirectas lo hacen a partir del nitrógeno excretado que se volatiliza y/o lixivia, y aparece luego en ríos y arroyos. Las emisiones de CO₂ (no contempladas en la parte de ganadería de los inventarios, pero sí se integran en análisis a nivel de cadena) del sector pecuario provienen básicamente de la utilización de combustibles fósiles para el transporte, y de la generación de calor y de electricidad.

En el país, la preocupación ambiental vinculada al sector ganadero es emergente y existen iniciativas locales que han evaluado algunas de las emisiones de GEI provenientes del sector. Entre ellas cabe mencionar trabajos sobre emisiones de CH₄ provenientes de la fermentación entérica (Bárbaro et al, 2008; Berra et al, 2009; Berra et al, 2010a y 2010b; Colombatto et al, 2010; Finster et al, 2010; Gere et al, 2010; Jaurena et al, 2013; Guzmán y Sager, 2013; Rearte y Pordomingo, 2014, entre otros) y sobre evaluaciones mediante cartografía satelital de las correlaciones entre la emisión de CH₄ con la población bovina en la Provincia de Buenos Aires (Huarte et al, 2010). Estas iniciativas serán las que permitirán comprender tanto los riesgos actuales y la vulnerabilidad específica de cada territorio, así como los escenarios futuros a los que deberá adaptarse un determinado espacio geográfico en el corto, mediano y largo plazo.

Principales fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero en los sistemas ganaderos pastoriles

Metano

Los rumiantes producen anualmente aproximadamente 80 millones de toneladas de CH₄ (80 Tg), que representan aproximadamente el 33% de las emisiones antropogénicas mundiales del gas mencionado (Lassey, 2007; Beauchemin et al, 2008). A los sistemas de alimentación de base pastoril, se les atribuye más del 50% (44 Tg/año) de la emisión anual (Clark et al, 2005). Las emisiones de CH₄ en sistemas pastoriles pueden originarse a partir de diversas fuentes (De Klein et al 2008): 1) la fermentación entérica, 2) la deposición de las heces y orina en el campo y 3) los suelos en pastoreo, y las plantas forrajeras (Figura 3), las cuales se describen a continuación.

Fermentación entérica

La producción de CH₄ representa una pérdida de la energía de la dieta para el rumiante (Eckard et al, 2010; De Klein et al, 2008), que pueden variar entre 2 y 12% de la EB ingerida (Johnson y Johnson, 1995) que para pasturas templadas es del orden del 6-7% de la energía bruta (EB) consumida, y cerca del 10% de la energía absorbida (Waghorn y Woodward, 2006). Las emisiones de CH₄ entérico se producen como resultado de la fermentación de los componentes de la dieta. Durante el proceso de degradación del alimento, tanto en el rumen como en el intestino grueso, se forman ácidos grasos volátiles (AGV), H₂, CO₂, amonio y calor (McAllister et al, 1996). Los principales AGV (acético, propiónico y butírico), constituyen la mayor fuente de energía para los rumiantes, son absorbidos y utilizados por los bovinos, donde la proporción sintetizada de cada uno de ellos dependerá del tipo de alimento consumido por el animal. La conversión de alimento a CH₄ en el rumen involucra diferentes especies microbianas, pero son las bacterias metanogénicas las que forman CH₄ a partir del CO₂ e H₂, reduciendo el H₂ producido durante el metabolismo microbiano (McAllister y Newbold, 2008). La síntesis de CH₄ será más alta cuando las condiciones en el rumen favorezcan la producción de acético sobre la de propiónico, asociable a un excedente de H₂ (Moss et al, 2000). La mayor producción de CH₄ por fermentación ocurre en el retículo-rumen (85-90%) (Nicol et al, 2003), y es expulsado principalmente por eructación (Bertrand y Hacala, 2007); en tanto que la mayoría del CH₄ que surge de la fermentación en el intestino grueso es absorbido en la sangre y exhalado con los gases respiratorios, de manera que los flatos presentan menos del 2% de la fermentación entérica total (Pinares-Patiño et al, 2009).

I. Efecto de composición de la dieta y el consumo

Cuando las dietas están basadas en forrajes, la producción de CH₄ está positivamente correlacionada con la digestibilidad de la materia orgánica y la proporción de FDN (Archimède et al, 2011). Por la misma razón, se menciona menor producción de CH₄ con forrajes inmaduros (Blaxter y Clapperton, 1965; Moe y Tyrell, 1979; McAllister et al, 1996) y menor emisión en leguminosas que en gramíneas (McCaughey et al, 1999). En situaciones de pastoreo, la digestibilidad del forraje es un factor que está estrechamente relacionado con el consumo. Blaxter y Clapperton (1965) estimaron que al incrementar el nivel de alimentación desde el mantenimiento a dos veces este valor, el porcentaje de EB que se pierde como CH₄ se reduce cuando se incrementa la digestibilidad. Clark et al (2011) mencionan que dado que el contenido de fibra y la digestibilidad de los forrajes se encuentran negativamente correlacionados, se podría esperar que la mejora en la digestibilidad del forraje permita disminuir la emisión en animales en pastoreo. Sin embargo, en un análisis integrando varias experiencias, Johnson y Johnson (1995) hallaron que la digestibilidad de la dieta sólo explicaba el 5% de la variación en el Y_m, es decir, la proporción de EB que se pierde como CH₄ (Lassey, 2007).

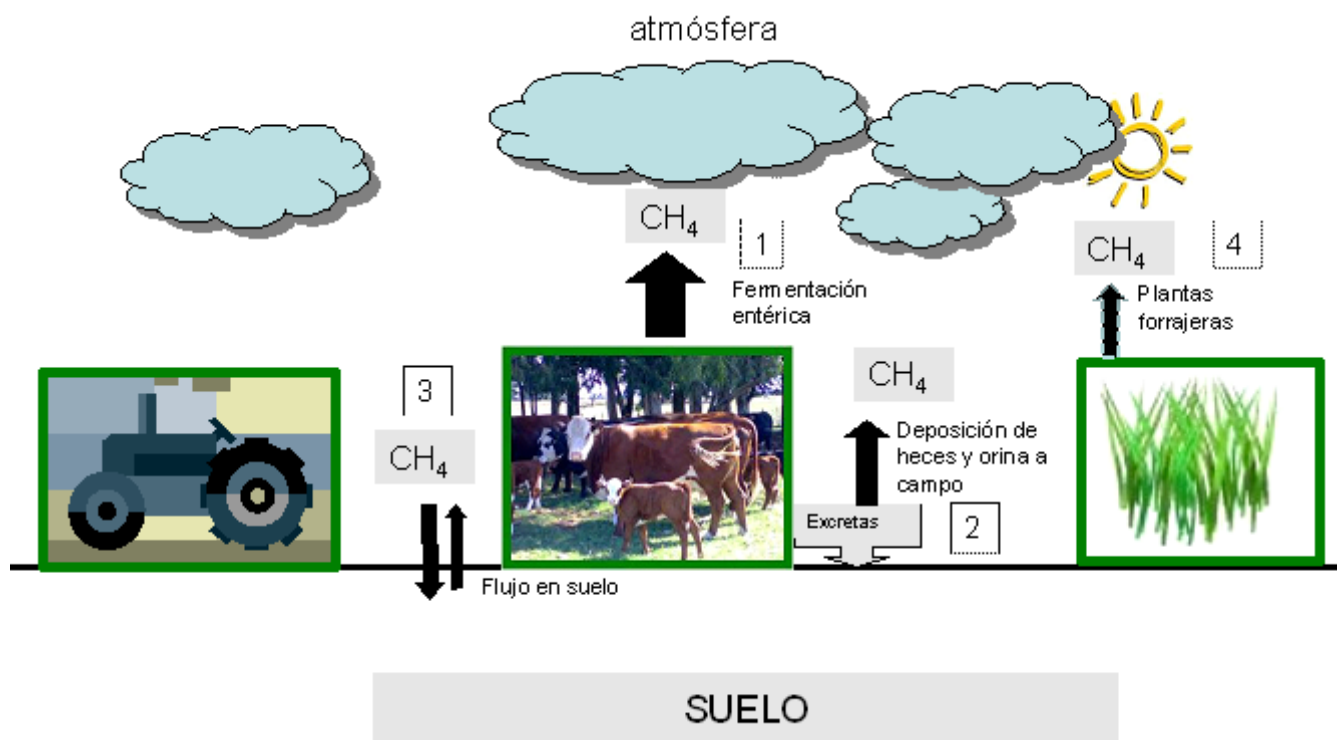


Figura 3. Diagrama esquemático de las fuentes de emisión y sumideros de metano en sistemas ganaderos pastoriles (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto)

Figure 3. Schematic diagram of the sources of methane emission and sinks in grazing-based livestock production systems (numbers indicate the order in the sources/sinks signed in the text).

En otro trabajo, Hammond et al (2009) evaluaron las emisiones de CH₄ sobre pasturas basadas en raigrás perenne y hallaron que la composición química podría explicar sólo el 19% de la producción de CH₄. Parte de esta aparente controversia puede ser explicada a través del consumo de alimentos. El consumo en rumiantes en pastoreo es el resultado complejo entre el nivel de oferta de alimentos, forma física, características de la calidad nutritiva que afectan la tasa de pasaje hacia tracto digestivo posterior, además de las características del animal, que suma factores adicionales cuando se incluyen suplementos (Forbes, 1995; Pittroff y Kothmann, 2011). Si bien su análisis excede a esta revisión, es necesaria una mención particular debido que el consumo de energía bruta (CEB) es considerado la principal variable integradora asociada a las emisiones de CH₄ entérico (IPCC, 2006; Ricci et al, 2013). La cantidad absoluta de CH₄ (g/d) aumenta en la medida que aumenta el consumo (Lassey et al, 1997), pero la producción de CH₄ expresado en g/kg materia seca consumida (CMS) o KJ/100 KJ de EB consumida tiende a disminuir (Blaxter y Clapperton, 1965; Ulyatt y Lassey, 2000).

Otro aspecto a considerar cuando se analizan las fuentes de emisión de CH₄ es la relación forraje:concentrado de la dieta. La producción de CH₄ será mayor con dietas de tipo fibroso, intermedia cuando se trata de una

dieta rica en azúcares solubles y más baja con dietas que contengan una mayor proporción de almidón (IPCC, 2006; AAFUA, 2003) asociado a un incremento de la producción de propionato en el rumen (Beauchemin y McGinn, 2005), donde también hay una mayor tasa de pasaje y puede disminuir el pH ruminal (Moss et al, 2000). Un buen resumen de los resultados de las interacciones entre la calidad de la dieta, tipo de animal, nivel de suplementación con concentrados altos en almidón, lo aporta el metaanálisis desarrollado por Ricci et al (2013). Estos autores encontraron que las mejores variables explicatorias (R²= 96%) de la producción de CH₄ entérico fueron el CEB, el nivel de suplementación (bajo, alto) y el estado fisiológico del animal (seca o lactando) sin ser seleccionadas las variables de calidad del alimento.

II. Estimación de su producción

Una revisión efectuada sobre valores de CH₄ por kg de CMS para pasturas templadas muestra que las emisiones estarían en el orden de los 20 g/kg MS, siendo importantes las variaciones entre estudios (Cuadro 1; De Klein et al, 2008). Hammond (2011) informa valores entre 19,5 a 35,1 g CH₄/kg MS para bovinos alimentados con dietas basadas tanto en pasturas como leguminosas para las condiciones de Nueva Zelanda. Bárbaro et al (2008) mencionan para Argentina tasas de emisión para bovinos en pastoreo

Cuadro 1. Emisiones de metano de ganado alimentado con forrajes de buena calidad (datos basados en grupos de medias) (extraído de De Klein et al, 2008).

Table 1. Methane emissions from beef cattle fed with good quality forages (data based on group means) (extracted from De Klein et al, 2008)

Tipo de pastura	Nº de casos	CH ₄ (g/kg MS) ¹ (media; rango)	Consumo (kg MS/día) (media; rango)	FDN (fibra) ² (media; rango)	Proteína bruta (media; rango)
Raigrás	24	20,4; 15,1–26,1	14,1; 3,6–19,1	44,6; 35–57	23,1; 15–30
Raigrás + otros forrajes	11	20,0; 16,6–26,4	17,4; 14,1–20,5	40; 35–44	21; 15–29

(1): CH₄: metano; MS: material seca; (2): FDN: fibra detergente neutra

del orden de los 170 g de CH₄/d (el inventario nacional menciona estudios que varían entre 160-162 g CH₄/d para pasturas naturalizadas y no fertilizadas a 177 g CH₄/d para pasturas implantadas y fertilizadas).

Las mediciones de la producción de CH₄ en animales requieren de equipamientos complejos y costosos (como por ejemplo, cámaras respiratorias, utilización de trazadores como el hexafluoruro de azufre-SF₆), por lo cual las ecuaciones de predicción han sido utilizadas para estimar su emisión. Las mismas pueden tener distinto grado de complejidad (desde el animal a procesos en el rumen). Los modelos propuestos involucran relaciones simples entre parámetros de la dieta (por ejemplo: Moe y Tyrrel, 1979; Blaxter y Clapperton, 1965) a modelos mecanísticos y dinámicos (Baldwin et al, 1987; Mills et al, 2001).

El IPCC en sus documentos de referencia utilizados para la elaboración de los inventarios nacionales (el más reciente es del año 2006) plantea tres métodos para estimar las emisiones de CH₄ entérico que poseen distintos niveles de complejidad y detalle que dependen de la base de datos de cada país. Los métodos van desde el Nivel 1 (el más simple) al Nivel 3 (más complejo y que requiere datos propios). En caso del Nivel 1 (o Tier 1) se utilizan factores de emisión (FE) que son provistos por el IPCC con una perspectiva regional y que provienen de estudios previos (IPCC, 2006). En el caso de América Latina el valor propuesto de FE es de 56 kg CH₄/cabeza/año para bovinos no lecheros y está basado en un valor de Ym de 6,5%, tomado de estimaciones realizadas en Brasil (IPCC, 2006). Sin embargo, el inventario nacional utiliza el Nivel 2 (o Tier 2) para la estimación de emisiones de CH₄ entérico para los bovinos no lecheros (SAyDS, 2007), donde el FE anual (kg CH₄/cabeza/año) depende de la cantidad de animales, el consumo de EB (MJ/cabeza) y del Ym por categoría. Los valores de Ym propuestos por el IPCC (2006) varían entre 3% ± 1% (vacunos alimentados a corral con 90% o más de la dieta como concentrado) a 6,5% ± 1% (vacunos en pastoreo). Por ejemplo, para Argentina el FE es en promedio de 51,78 kg CH₄/cabeza/año para bovinos no lecheros; no obstante, este valor puede variar según la categoría, el consumo y el nivel de producción (SAyDS, 2007). Por último, el método de Nivel 3 también requiere información propia para la determinación de Ym, donde se apunta a desarrollo de modelos propios del país, pero su aproba-

ción para uso oficial depende del acuerdo y publicación de las ecuaciones en revistas internacionales (IPCC, 2006).

Deposición de heces y orina a campo

Otra fuente de emisión de CH₄ la constituyen las provenientes de las heces y orina depositadas a campo (Figura 3: 2); sin embargo, esta fuente es considerada relativamente pequeña cuando es comparada con la fermentación entérica (Pinares-Patiño et al, 2009). Por ejemplo, en Argentina, sólo el 2% de las emisiones de CH₄ atribuidas a la ganadería en el inventario nacional proceden de la materia fecal (SAyDS, 2007). La mayor contribución a las emisiones es cuando el estiércol se maneja en sistemas líquidos, usuales en corrales de engorde de vacunos, en producción lechera, en cría intensiva de cerdos, y en almacenamiento húmedo de estiércol en producciones avícolas (SAyDS, 2007). Específicamente, el inventario de la República Argentina considera que el FE promedio es 1 kg CH₄/cabeza/año para los bovinos no lecheros (SAyDS, 2007).

En el caso particular de sistemas de producción pastoril, las deposiciones que realizan los animales a campo se secan rápidamente bajo condiciones aeróbicas, y en consecuencia, se produce poco CH₄. Por ejemplo, Flessa et al (2002) mencionan que la emisión total de CH₄ de los parches de estiércol en vacunos en pastoreo se encontraría en el orden de los 0,5 g/kg de MS de heces. En tanto, Jarvis et al (1995) indican valores de 0,14-1,10 g de CH₄/kg de MS de estiércol para vacas alimentadas con dietas de forraje con baja proporción en C/N. El CH₄ de las heces puede provenir de dos fuentes potenciales, una de ellas es el gas atrapado en la MS originado en la fermentación entérica y la otra por la propia fermentación microbiana de las excretas (De Klein et al, 2008). Las condiciones de calor y humedad de las excretas, la microflora apropiada y los sustratos contenidos en ellas proveen un ambiente favorable para la producción de H₂ y la formación de CH₄ por vía fermentativa (De Klein et al, 2008). Sin embargo, la cantidad de CH₄ emitido dependerá de la forma física (forma, tamaño, solidez, humedad), la cantidad de materia digestible, el clima (temperatura y humedad) y por cuánto tiempo permanecieron las heces sin perturbación (González-Ávalos y Ruiz-Suarez, 2001; Sagar et al, 2004; De Klein et al, 2008).

Un aspecto a considerar es que en los sistemas pastoriles o semipastoriles si bien se reduce el riesgo de la contaminación localizada por la acumulación del

estiércol y la infiltración o escorrentía de efluentes líquidos, se incrementa el riesgo de contaminaciones semilocalizadas, alrededor de aguadas y áreas donde se suministran los suplementos (Pordomingo, 2002).

Suelo y plantas forrajeras

Otros dos factores que involucran los flujos de CH_4 son su producción y oxidación en el suelo y emisiones por las plantas, los cuales inciden mucho menos que la fermentación entérica (De Klein et al, 2008) (Figura 3: 3 y 4). Los suelos pueden actuar como fuentes o sumideros de CH_4 atmosférico (Dasselaar et al, 1999; Dutaur y Verchot, 2007). Sin embargo, la mayoría de los estudios consideran las tierras cultivadas como una fuente de poca importancia o un sumidero muy pequeño de CH_4 a lo largo del año productivo (Chianese et al, 2009a). Los flujos de CH_4 del suelo son determinados por el balance entre la oxidación de CH_4 por bacterias metanotróficas y la emisión por Archaea metanogénicas (Dasselaar et al, 1999). Las bacterias aeróbicas metanotróficas (metano-oxidativas) están presentes en los suelos aireados donde contribuyen a la oxidación del CH_4 proveniente desde la atmósfera y que difunde en el suelo, así como del que difunde desde zonas metanogénicas (Le Mer y Roger, 2001). Las emisiones netas de CH_4 del suelo pueden ocurrir en microambientes anóxicos y también en suelos aeróbicos bien drenados (Nicol et al, 2003). Cuando el CH_4 se forma en suelos anaeróbicos, la mayor parte es oxidado por bacterias metanotróficas en la interfase aeróbica de la zona saturada (Le Mer y Roger, 2001).

Los suelos con pasturas (sin depósito de heces frescas) pueden ser sumidero de CH_4 (Mosier et al, 1997; Chan y Parkin, 2001) o actuar como fuentes pequeñas a moderadas (Yamulki et al, 1999; Flessa et al, 2002; Allard et al, 2007), dependiendo de los factores que regulen la actividad de las bacterias responsables de la producción y consumo de CH_4 atmosférico (Paul y Clark, 1996). De Klein et al (2008) mencionan valores aproximadamente de 1,1 kg CH_4 /ha/año para las pasturas en Nueva Zelanda. Por otra parte, los pastizales son considerados sumideros de CH_4 (Dasselaar et al, 1999; De Klein et al, 2008) variando las tasas entre 0,4-1,9 kg CH_4 /ha/año (Gregorich et al, 2005; Dutaur y Verchot, 2007; Johnson et al, 2007). En relación a las plantas como emisoras de CH_4 (Figura 3: 4) en condiciones aeróbicas (Keppler et al, 2006) es un punto que permanece en discusión (Hurkuck et al, 2012) y, aún si fuera el caso, la bibliografía menciona que esta fuente emitiría menos del 3% del que es emitido por fermentación entérica (De Klein et al, 2008).

Estrategias de mitigación de CH_4

Las estrategias de mitigación planteadas en la bibliografía son numerosas, pero aquellas referidas al CH_4 entérico es donde se han realizado mayores esfuerzos por el peso relativo del mismo en la emisión global. En los últimos años se han realizado muchos trabajos de investigación para comprender las emisiones de CH_4 (punto 1.1), sus alternativas de mitigación y algunas se

encuentran en desarrollo (Smith et al, 2007; Eckard et al, 2010; Beauchemin et al, 2011; Buddle et al, 2011; Gerber et al, 2013; Hristov et al, 2013a y 2013b; entre otros). Las mismas, pueden diferir por su factibilidad, costo y posibilidad de aplicación por los usuarios finales (Buddle et al, 2011), donde particularmente algunas de ellas pueden ser aplicadas en sistemas de producción intensiva, pero no así, en sistemas de base pastoril (Pinares-Patiño et al, 2009; Eckard et al, 2010).

Las propuestas de mitigación mencionadas pueden clasificarse en categorías generales tales como: prácticas de alimentación mejorada (por ejemplo, utilización de concentrados (Beauchemin y McGinn, 2005; Sauvant y Giger-Reverin, 2009), adición de lípidos (Johnson y Johnson, 1995; Beauchemin et al, 2008; Martin et al, 2010)) y mejoras en la calidad de las pasturas (McCaughey et al, 1999; Hammond et al, 2009), el uso de agentes específicos o aditivos dietarios (ionóforos (Beauchemin et al, 2008), compuestos halogenados (Cottle et al, 2011), la utilización de taninos condensados como en el caso de *Lotus* (Woodward et al, 2004), saponinas (Goel y Makkar, 2012), aceites esenciales y probióticos (Hristov et al, 2013a), entre otros) y el desarrollo de vacunas para la supresión de *Archaea* del rumen (Hristov et al, 2013c). También existen estudios que han tratado de capitalizar la variabilidad animal a través de la selección de animales individuales que producen menores emisiones de CH_4 por unidad de MS consumida. La selección por animales por bajo consumo residual se desarrolla en Australia desde 1994 (Arthur, 2010) y su contribución a la reducción de las emisiones se estima en un 3,4% (Alford et al, 2006).

Las medidas orientadas a la mejora de la dieta y las condiciones de alimentación (Grainger y Beauchemin, 2011; Gerber et al, 2013; Hristov et al, 2013a) resultan en las alternativas de mayor potencial para aquellos sistemas con posibilidades importantes de mejora en esas variables, como es el caso de Argentina (Rearte y Pordomingo 2014). Se estima que la mejora en la calidad del forraje puede tener un potencial de mitigación de hasta el 30%, sostenible en el largo plazo y con efectos amigables con el medio ambiente (Hristov et al, 2013a). Por otro lado, en países con alta adopción efectiva de buenas prácticas de manejo forrajero y animal (asociadas a menor emisión de CH_4 producido por kg de carne o leche) como el caso de Nueva Zelanda y Australia, no se vislumbran métodos rentables para alcanzar en el corto plazo reducciones substanciales adicionales de las emisiones actuales (Waghorn y Clark, 2006; Pinares-Patiño et al, 2009; Eckard et al, 2010).

El aumento en proporción de concentrado resulta en este contexto como una alternativa interesante para lograr reducciones en la producción de CH_4 . Sauvant y Giger-Reverin (2009) hallaron que la relación entre la producción de CH_4 por unidad de energía consumida y la proporción de concentrado en la dieta es curvilínea, con pérdidas de CH_4 de 6-7% relativamente constantes cuando el nivel de concentrado es de 30-40%, y que decrecen a 2-3% de la energía consumida cuando el nivel

de concentrado es de 80-90%, cifras que se reflejan en el Ym diferencial que aplica IPCC (2006).

Aunque por lo expuesto los concentrados puede visualizarse inicialmente como una forma de mitigación de CH₄ con respecto a los forrajes (Hristov et al, 2013c), su impacto positivo disminuye de forma importante si se incluye la emisión de GEI asociada a la producción del concentrado (Gerber et al, 2013). Es así que las estrategias de mitigación no deben ser examinadas en forma aislada, sino en un contexto sistémico, donde su aplicación debe ser evaluada y, a su vez, considerar cómo puede repercutir la reducción de un gas con respecto a los otros (Hristov et al, 2013c).

Es importante entonces realizar un análisis sistémico del impacto de las medidas mencionadas. Las mejoras en la calidad de la dieta, inducen un aumento de la CEB y, por ende, en la emisión total por animal o por unidad de superficie (Clark et al, 2005). Por lo tanto, la intensidad de la emisión de CH₄ por unidad de producto (kg de CH₄ producido por kg de carne) es un buen indicador de eficiencia del sistema (Rearte y Pordomingo, 2014). Es así que asegurar animales más productivos y fértiles, y la adopción de sistemas de manejo que aseguren una buena utilización de alimento surgen como alternativas para la reducción de las emisiones por unidad de producto (Waghorn, 2011; Hristov et al, 2013 a y b). En mediciones locales se han documentado importantes variaciones en el rendimiento de CH₄ por kg de ganancia de peso vivo (Bárbaro et al, 2008).

A partir de un 59% de destete y una tasa de extracción de 25% del rodeo nacional, Rearte y Pordomingo (2014) estimaron 36 kg CH₄ como CO₂ equivalente por kg de res para el rodeo nacional. Este valor estimado de emisión por kg de res, es alto cuando se lo compara con las estimaciones internacionales (Cuadro 2), de todas formas pone en evidencia el gran impacto positivo que podría tener en mitigación si se mejorara los índices de eficiencia de producción del rodeo nacional mediante la adopción de tecnologías de procesos, muchas de las cuales son de bajo costo y obedecen a las mismas buenas prácticas para lograr una mejor conversión de alimento en producto.

Óxido Nitroso

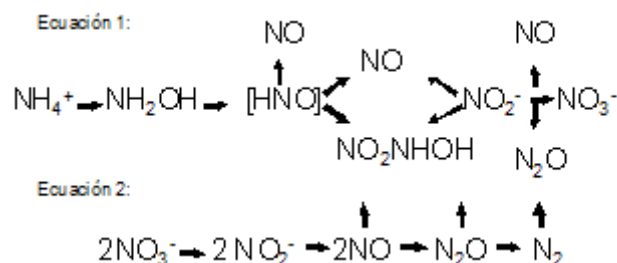
Las emisiones de óxido nitroso constituyen aproximadamente el 10% de las emisiones mundiales de GEI, y el 85-90% provienen de las prácticas agropecuarias (EPA, 2006; Smith et al, 2007). Existen dos fuentes principales de N₂O en los sistemas pastoriles que derivan: a) del nitrógeno dietario excretado y b) de los fertilizantes sintéticos aplicados (Figura 4). No es considerada aquí la utilización del estiércol como abono porque esta práctica, en general, no es utilizada extensivamente en los sistemas de producción vacuna de la Argentina.

Emisiones directas de N₂O: excretas y fertilizantes sintéticos

En sistemas pastoriles las fuentes de N provienen del uso de fertilizantes y de la aplicación del estiércol (Figura 4: 2), de la fijación biológica de N por leguminosas (Figura

4: 3) y de las heces y orina depositadas a campo por los animales (Figura 4: 1). Los ruminantes son relativamente poco eficientes en convertir el N ingerido en producto, donde la retención de N en carne, lana o leche puede variar entre 3-25% del N ingerido (Whitehead, 1995) mientras que el remanente es excretado en heces y orina (De Klein et al, 2008) (Figura 4: 1). Esto implica que grandes cantidades de N se reciclan en las pasturas y el suelo vía las excreciones depositadas por el ganado. Las emisiones directas de las excretas depositadas en el campo derivan la mayor parte del N urinario, más que del N en heces (Pinares-Patiño et al, 2009). De Klein et al (2008) mencionan que los factores de emisión de N₂O (como porcentaje de N excretado) son en promedio de 1,5% para la orina y de 0,2% para las heces. Sin embargo, la cantidad de N₂O producido es altamente variable (Mosier et al, 1997), ya que depende de la composición del estiércol y la orina, del tipo de bacterias involucradas en el proceso y de la cantidad del oxígeno y del líquido en el sistema de manejo de las excretas (Garnett, 2007).

Las prácticas agrícola-ganaderas introducen compuestos nitrogenados por la utilización de fertilizantes, leguminosas y residuos de cultivos (Figura 4: 2 y 3). Los procesos de pérdidas de N en esos sistemas incluyen la volatilización, nitrificación (ecuación 1), y denitrificación (ecuación 2) que da lugar a la liberación a la atmósfera de gases nitrogenados, tal como se detalla en las siguientes ecuaciones (Robertson y Groffman, 2007):



El N₂O se produce naturalmente en los suelos durante los procesos microbiológicos de nitrificación (ecuación 1) y denitrificación (ecuación 2) (Saggar et al, 2004) (Figura 4), especialmente de los parches de orina (Pinares-Patiño et al, 2009) que pueden explicar la mayoría de las emisiones en muchos ambientes (De Klein et al, 2008). La denitrificación es la fuente primaria de emisiones de N₂O de los suelos en pastoreo, y ocurre en anaerobiosis, en suelos inundados y en micrositios anaeróbicos aún en suelos aireados (Bertrand y Hacala, 2007), y es más alta cuando está disponible NO₃⁻ y el carbono orgánico está presente como reductor (Niklaus et al, 2006) (Figura 4). Aunque el proceso aeróbico de nitrificación es una fuente de menor importancia en la producción de N₂O, esta provee el NO₃⁻ y es un prerrequisito frecuentemente crítico para la denitrificación (Pinares-Patiño et al, 2009) (Figura 4).

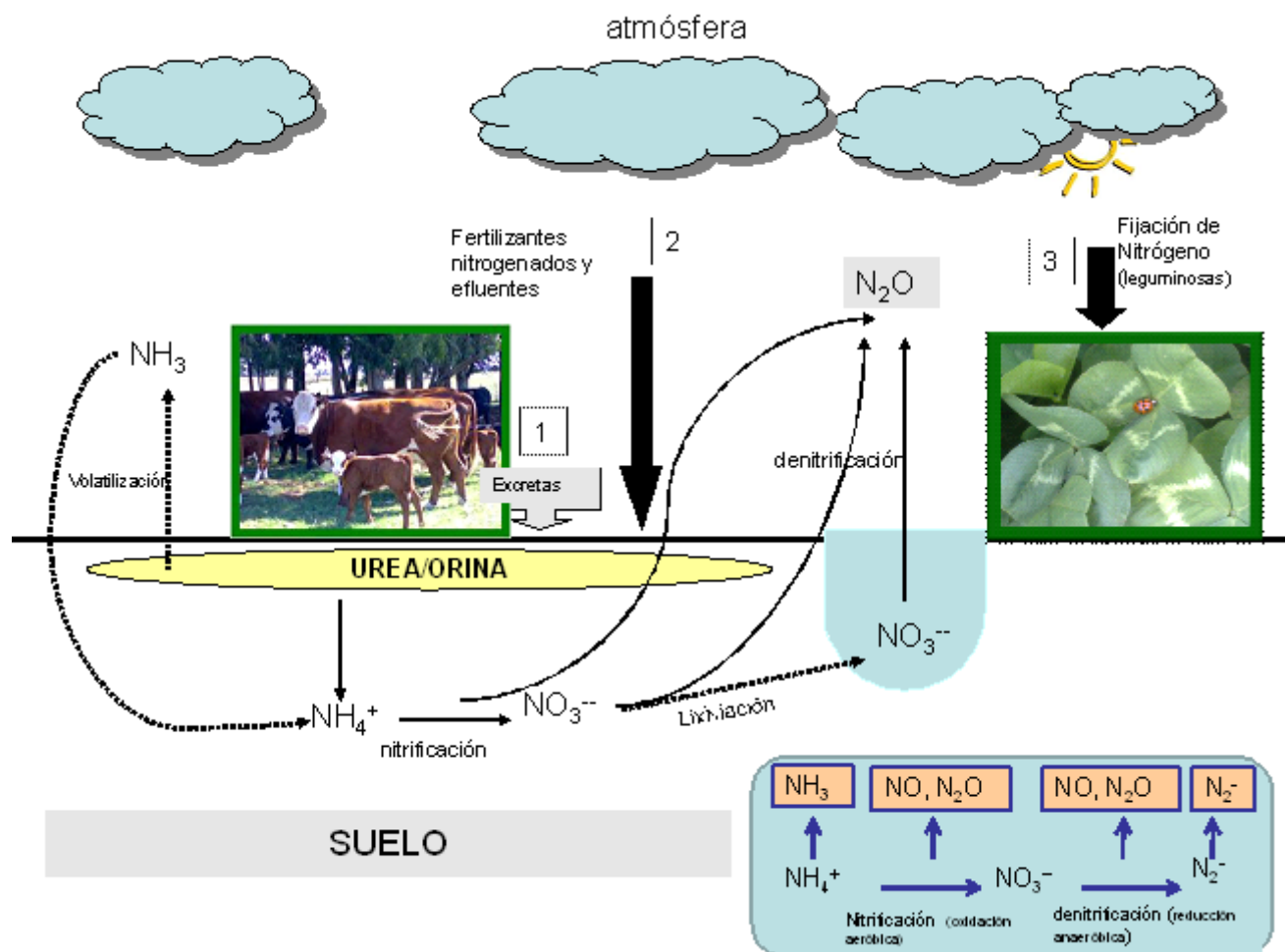


Figura 4. Diagrama esquemático del ciclo del nitrógeno y de las emisiones de óxido nítrico en sistemas ganaderos pastoriles en el extremo inferior derecho se presenta una breve descripción de los procesos de denitrificación y nitrificación (adaptado de De Klein et al, 2008) (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto).

Figure 4. Schematic diagram of the nitrogen cycle and nitrous oxide emissions in grazed-based livestock production systems; a brief description of denitrification and nitrification processes are shown in the bottom right corner (adapted from De Klein et al, 2008) (numbers indicate the order in which the different sources and sinks are addressed in the text).

La compactación del suelo conduce a mayores tasas de denitrificación y emisiones de N_2O debido a que la baja porosidad de estas zonas incrementa la proporción de espacios porosos llenos de agua y limita la tasa de difusión de oxígeno, lo cual da lugar a un incremento en el volumen del suelo en estado anaeróbico (Gregorich et al, 2006; Ball et al, 2008). La aireación reducida del suelo incrementa la tasa de denitrificación de N_2O a N_2 (Bolan et al, 2004). No obstante, las emisiones dependerán no sólo de la compactación de suelo, sino también de la lluvia caída o el riego y del sistema de manejo (De Klein y Eckard, 2008). En este contexto, las emisiones de N_2O pueden ser reducidas evitando la compactación, mejorando la estructura del suelo y, controlando el drenaje y el

riego para evitar una excesiva humedad (Beauchamp, 1997).

Otra fuente de emisión de N_2O puede darse después de la aplicación de fertilizantes nitrogenados y antes que el N sea utilizado por el sistema planta-animal (De Klein et al, 2008). Particularmente, las emisiones de este gas en suelos ganaderos son altamente variables, no sólo espacial sino temporalmente, y se han observado altas tasas de emisión circunscriptas a pequeñas áreas, atribuibles a los aportes de N recibidos por fertilización y por las excretas (Oenema et al, 1997), por lo que resultan muy difíciles y costosas las mediciones de emisiones de este gas (Soussana, 2005; Bertrand y Hacala, 2007).

Emisiones indirectas de N₂O: lixiviación y volatilización de compuestos nitrogenados

Además de las emisiones directas de N₂O de las deposiciones de excretas y de la fertilización, pueden ocurrir emisiones indirectas desde estas fuentes que se deben a pérdidas de NO₃⁻ por lixiviación o volatilización de NH₃ y óxidos de N, los que posteriormente retornan a aguas superficiales o son redepositados como NH₃ en la suelo (Bertrand y Hacala, 2007; De Klein et al, 2008) (Figura 4). Las mediciones indirectas de la cantidad de N₂O a partir de NH₃ que es volatilizado y redepositado en suelos pastoriles, son muy limitadas (De Klein et al, 2008). Lo mismo ocurre con la fracción de N que es lixiviado y que se convierte en N₂O, lo cual se refleja en los altos grados de incertidumbre que informa el IPCC (2006) sobre estas fuentes. Las pérdidas de N de los sistemas a través de lixiviación y escorrentía entran en las aguas subterráneas y superficiales, zonas ribereñas, ríos y, eventualmente, el océano (Mosier et al, 1997). De Klein et al (2008) señalan que aunque existe información disponible sobre la cantidad de nitratos que se pierden por lixiviación y escorrentía en suelos pastoreados, poco se sabe acerca de la fracción del N lixiviado que es convertido en N₂O.

En conclusión, el óxido nitroso proviene de los procesos biológicos de nitrificación y denitrificación del N orgánico principalmente depositado en el suelo a través de la orina y secundariamente de las heces del ganado y de la aplicación de fertilizantes nitrogenados. El N que se deposita en el suelo puede alcanzar mayores concentraciones de lo que el sistema suelo-planta puede utilizar, dando origen a la formación de N₂O.

Estimación de su producción

Los inventarios actuales del sector ganadero argentino sólo incluyen las emisiones de N₂O relacionadas con las aplicaciones en el suelo de diferentes fuentes. El inventario nacional considera las emisiones directas de N₂O de los suelos debido al N excretado por los bovinos no lecheros mantenidos en pastoreo y las emisiones indirectas de N₂O de los suelos a partir de volatilización y lixiviación del nitrógeno contenido en heces y orina del ganado.

Las fuentes mencionadas, así como otras emisiones producidas fuera de los límites de la empresa agropecuaria (ej. producción de fertilizantes nitrogenados) también deberían ser consideradas cuando se efectúa una evaluación de emisiones a nivel de establecimiento ganadero. No obstante, existen discrepancias metodológicas a nivel de inventarios entre las estimaciones que utilizaron la metodología recomendada por el IPCC hace unos años (IPCC, 1997; IPCC, 2001) y la que se recomienda en la actualidad (IPCC, 2007b). Particularmente, Rochette y Janzen (2005) demostraron una doble contabilidad entre el N aportado por la fijación biológica de las leguminosas y el aportado por los residuos de los cultivos. Por consiguiente, la nueva metodología de IPCC (2006), la cual será adoptada en el próximo inventario nacional, no incluirá la fijación simbiótica como fuente.

Estrategias de mitigación de N₂O

Las estrategias para reducir las emisiones de N₂O deberían enfocarse a mejorar la eficiencia del uso del N de las excretas y/o de los fertilizantes, a reducir la cantidad total de N que retorna a la pastura en forma de excretas y evitar las condiciones del suelo que favorezcan las emisiones. En el caso de los fertilizantes se deberían ajustar las aplicaciones, los momentos y la forma de aplicación a los requerimientos de las pasturas. Sin embargo, para las condiciones de la ganadería de base pastoril de Argentina usualmente con uso de fertilizante reducido y baja carga animal, sería factible esperar que las emisiones de N₂O fueran menores a las de sistemas extensivos de otros países con altas tasas de aplicación de fertilizantes nitrogenados (ej. Nueva Zelanda).

Por otra parte, De Klein y Eckard (2008) mencionan como una medida de mitigación el uso de inhibidores de la nitrificación. Uno de los inhibidores utilizado en varios países es la dicianidamida (DCD), cuya eficacia en la reducción de emisiones de N₂O en las pasturas y en parches de orina ha sido razonablemente establecida (Smith et al, 2008; Qiu et al 2010; Misselbrook et al, 2014). Este producto ha sido usado comercialmente en Nueva Zelanda en forma directa sobre las pasturas entre 2004 y 2013. Sin embargo, cierta controversia sobre su traspaso a la leche ha hecho que el DCD haya sido retirado del mercado en Nueva Zelanda, aún cuando los niveles detectados en leche no significarían una amenaza a la seguridad alimentaria.

Dióxido de Carbono

El balance de CO₂ está relacionado con procesos naturales y con aquellos vinculados al desarrollo humano; en el último caso los flujos antropogénicos circulan en una sola dirección lo que genera un desequilibrio en el balance global de carbono (Steinfeld et al, 2006). Este último tipo de emisiones son adicionales netas al ciclo biológico o el resultado de modificaciones de los flujos dentro del ciclo. Las principales fuentes de emisión provienen del uso de combustibles fósiles (petróleo, carbón y gas natural) para producir energía a ser utilizada en el transporte, generación de calor y de electricidad, y de cambios en el uso de la tierra, fundamentalmente deforestación, que destruyen el carbono orgánico del suelo (Steinfeld et al, 2006).

En el caso particular de los sistemas agropecuarios, varios procesos son los que incorporan y emiten CO₂. En primer lugar, los procesos naturales, tales como la *fotosíntesis* y la *respiración de las plantas, animales y de los microorganismos* responsables de la descomposición de la materia orgánica de los excrementos y de los residuos de cultivos (IPCC, 2007a) (Figura 5: 1). En segundo lugar, las emisiones asociadas a las actividades humanas, como las resultantes de la utilización de los combustibles fósiles en los establecimientos (Figura 5:2) y, en un sentido más amplio, las emisiones indirectas debidas a la producción de los insumos utilizados en los mismos.

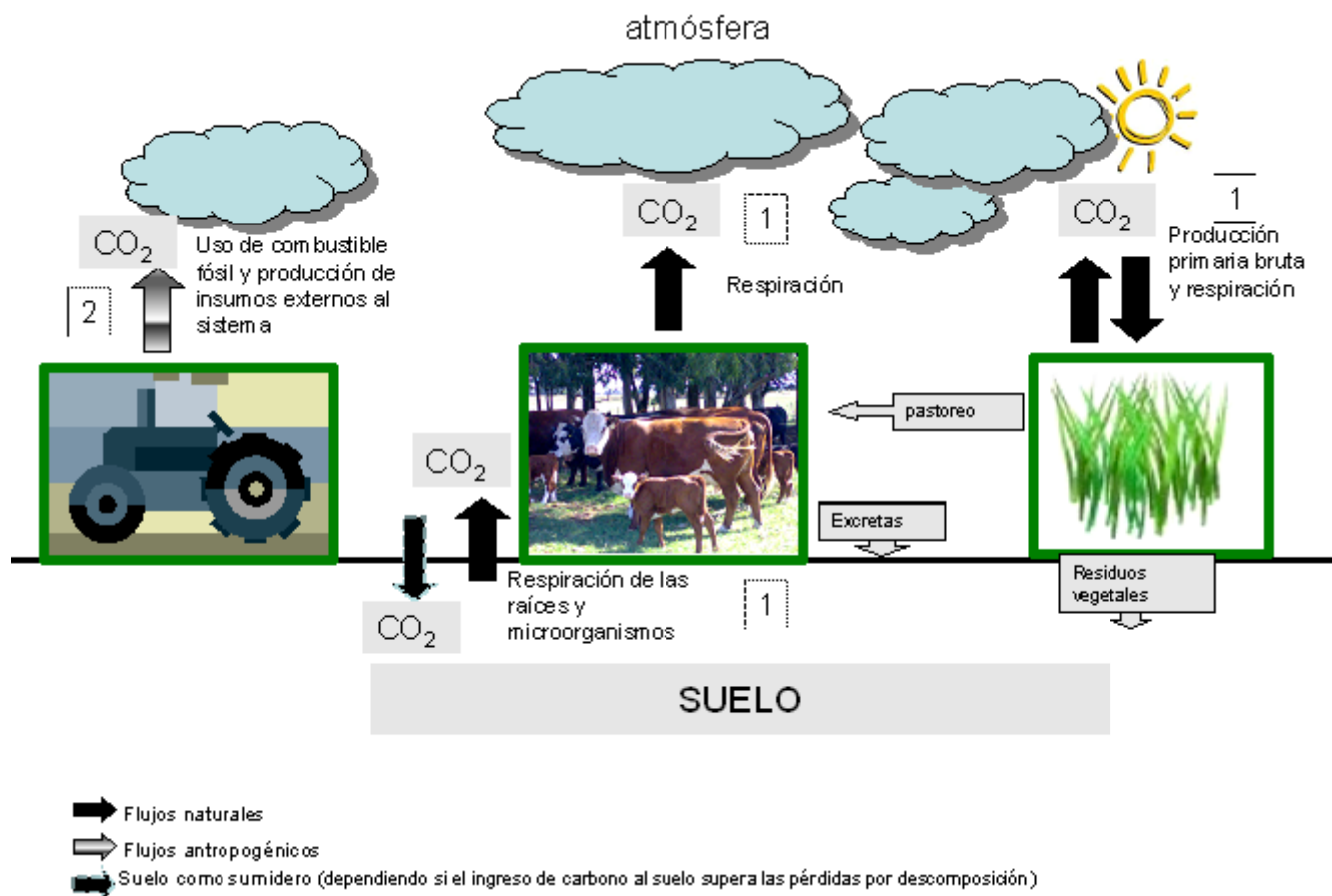


Figura 5. Diagrama esquemático de las fuentes de emisión y sumideros de dióxido de carbono en sistemas ganaderos pastoriles (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto).

Figure 5. Schematic diagram of the carbon dioxide sources/sinks in grazing-based livestock production systems (numbers indicate the order in which the different sources and sinks are addressed in the text).

Fotosíntesis y respiración

La materia orgánica del suelo representa el principal reservorio de carbono terrestre y contribuye a mantener su estructura, retener la humedad, prevenir la erosión y puede actuar como reservorio de nutrientes y como fuente y sumidero de CO₂. En su estado nativo, las praderas son ecosistemas estables, los suelos se encuentran en estado estacionario (no son una fuente neta de carbono atmosférico) (AAFUA, 2003). Smith et al (2007) señalan que aunque los suelos de uso agropecuario generan flujos muy grandes de CO₂ hacia y desde la atmósfera, el flujo neto es pequeño (menos del 1% de las emisiones antropogénicas de CO₂). Existen algunas prácticas de manejo, tal como la labranza reducida, la aplicación de fertilizantes y el uso mejorado de residuos y rotaciones extendidas de cosechas, especialmente con leguminosas y forrajes, que pueden incrementar el contenido de carbono orgánico del suelo (Follet, 2001). La posibilidad de lograr el incremento dependerá del contenido inicial de carbono del suelo, del balance entre ingreso y egresos de carbono bajo las nuevas condiciones de manejo y de la duración de la

práctica antes de que el incremento de carbono orgánico del suelo comience a declinar.

En el caso particular de los suelos pastoreados, los mismos también pueden actuar como sumidero de CO₂ atmosférico dependiendo si el ingreso de carbono al suelo desde los residuos vegetales y heces supera las pérdidas de carbono por la descomposición de la materia orgánica del suelo (De Klein et al, 2008). El factor clave para controlar la cantidad de carbono que retornará a los suelos pastoriles es la cantidad de estructuras fotosintéticas responsables de la producción primaria neta que son removidas por los animales en pastoreo (De Klein et al, 2008).

Además de las prácticas de manejo que fueron mencionadas, las acciones que favorezcan la tasa de crecimiento de las pasturas pueden también afectar la relación entre lo emitido y lo secuestrado de CO₂ (intensidad de pastoreo, condiciones climáticas) y determinar que el suelo sea fuente o sumidero del carbono durante un año determinado. A pesar de que los suelos en pastoreo suelen acumular materia orgánica, lo cual favorece la

estructura del suelo, los procesos de pisoteo y de compactación del suelo pueden disminuir la aireación e infiltración del suelo, causar el deterioro de las plantas y una disminución del forraje cosechable (Greenwood y McKenzie, 2001; Cuttle et al, 2008), lo cual puede impactar sobre el flujo de CO₂.

El CO₂ es a veces ignorado en la evaluación de las emisiones de GEI procedentes de los establecimientos agropecuarios (IPCC 2001; IPCC, 2007a), así como en la evaluación de los inventarios nacionales, salvo por efecto de cambios en el uso de la tierra (Pinares-Patiño et al, 2009). Esto se debe a que, excepto por el carbono del CH₄, la mayoría del carbono del forraje es reciclado a la atmósfera como CO₂, directamente a través de la respiración o indirectamente a través de la oxidación del carbono de las excretas y de la utilización del carbono en productos de origen animal (Pinares-Patiño et al, 2009).

Uso de energía fósil en el predio y emisiones indirectas

Cuando la evaluación de emisiones de CO₂ se efectúa a nivel de empresa ganadera, se deberían considerar fuentes directas e indirectas de origen antropogénico. Dentro de las **directas** se puede mencionar la utilización de combustibles fósiles para las distintas actividades realizadas en el predio (ej. distribución de alimentos, confección de rollos, etc.) (Figura 5: 2), mientras que entre las **indirectas** se cuentan las emisiones externas al establecimiento, pero que tienen su impacto en el proceso de producción. Según la FAO, la liberación indirecta sería mucho mayor que la directa (Steinfeld et al, 2006). La contribución del ganado a la liberación *indirecta* de carbono proviene de procesos tales como la quema de combustibles fósiles para la producción de fertilizantes minerales destinados a la producción de alimentos, la liberación de CH₄ procedente de la descomposición de fertilizantes y del estiércol animal, de los cambios en el uso de la tierra por la expansión de pastos y cultivos forrajeros, uso de combustibles fósiles para la producción pecuaria y de alimentos para el ganado, así como para los procesos de producción y transporte de productos elaborados y refrigerados (Steinfeld et al, 2006).

En consecuencia, la ganadería no es considerada una fuente importante de CO₂ a nivel de establecimiento ganadero (Cuadros 2 y 3). Las fuentes primarias de emisión provienen del suelo, de las plantas y de animales. Por lo general, este gas no ha sido incluido en los inventarios en el sector ganadero, y lo mismo ocurre en algunos trabajos de investigación vinculados con este tipo de evaluación. Pero, para obtener una contabilidad completa y un balance de todos los flujos de carbono en el establecimiento, es aconsejable considerar todas las fuentes de emisión de carbono (Chianese et al, 2009b). No obstante, no todas las medidas de mitigación apuntan a reducir las tasas de emisiones netas de GEI a la atmósfera, sino que otras están enfocadas a incrementar la tasa de secuestro de carbono en el suelo, y así contribuir a mitigar el aumento en la concentración atmosférica de CO₂. Es así que las pasturas y las pastizales son considerados importantes sumideros de carbono, que puede medirse por cambios en el stock de carbono orgánico del suelo o

indirectamente por el balance neto de flujos de carbono (Soussana et al, 2010). Asimismo, el secuestro de carbono por el suelo puede brindar beneficios adicionales como la mejora en la calidad, estructura y la capacidad de retención de agua del suelo, así como en el ciclo de nutrientes y una menor erosión, que pueden redundar en mayores ingresos potenciales para los productores.

Modelación y cuantificación de emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas pastoriles

A la luz del desafío global de producir más alimentos se vislumbra una mayor demanda internacional en la mitigación de GEI, por lo cual gran parte de los esfuerzos se enfocan a reducir las intensidades de emisión por unidad de producto (kg de GEI por unidad de producto). Los inventarios nacionales de GEI, en general, usan las directrices propuestas por el IPCC e informan las emisiones sectoriales pero no las estimaciones por producto. Un informe elaborado por la FAO denominado *La larga sombra del ganado* (Steinfeld et al, 2006) que se basa en un enfoque de cadena alimentaria llamó la atención sobre la considerable huella ambiental de la ganadería mundial. En un trabajo más reciente (Gerber et al, 2013), se modera la información al destacar el rol de la función de la ganadería en aspectos socio-económicos y su potencialidad para reducir las emisiones globales hasta en un 30%. Particularmente, este documento menciona que las emisiones de GEI de origen antropogénico asociadas a las cadenas productivas sería de 14,5% de todas las emisiones de GEI, donde se enfatiza la relación entre la eficiencia en el uso de los recursos y la intensidad de emisiones (Gerber et al, 2013). Si bien existen discrepancias en las estimaciones globales de GEI en los informes elaborados por el IPCC y la FAO, y aunque esto puede crear confusión entre los responsables de las políticas y el público, las estimaciones son consideradas confiables y similares, donde las diferencias conciernen al uso de la tierra y a los cambios asociados a las actividades productivas desarrolladas (Herrero et al, 2011).

En el caso particular de la guía del IPCC se encuentra dividida en sectores/categorías responsables de emisiones y es sometida a un proceso de revisión continua por expertos a escala mundial. Si bien es utilizada para la estimación de las emisiones mundiales y/o nacionales de GEI, esta guía necesita ser adaptada si se la utiliza para realizar un análisis integrado a nivel de establecimiento ganadero (Crosson et al, 2011). Las emisiones provenientes del sector agropecuario están informadas en tres sectores de acuerdo a la guía de IPCC del año 1996¹ (agricultura, cambios en el uso de la tierra y silvicultura, y energía) y las emisiones indirectas pueden surgir de las categorías de procesos industriales y desechos (Crosson et al, 2011)².

¹ Guía usada para la 2da. (y última hasta el momento) Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (2007)

² La guía 2006 (IPCC, 2006) redujo el número de categorías. En el caso de los sistemas agropecuarios, las categorías de agricultura y cambios en el uso de la tierra y silvicultura fueron unidos en una sola.

Cuadro 2. Resumen de estudios de modelación de emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de sistemas de producción de carne (Cría, recría y engorde)

Table 2. Summary of modeling studies of greenhouse gas emission from beef cattle production systems (cow-calf, backgrounding and fattening systems).

Autor/es	País	Descripción del sistema/estudio de caso	Unidad de referencia	Emisión total	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
CRÍA							
Phetteplace et al (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne	kg CO ₂ eq./kg GDPV	20,6	8,65 (8,4)	10,99	0,94
			kg CO ₂ eq./animal	2788	1174 (1140)	1487	127
			kg CO ₂ eq./kg res	37,5*			
Ogino et al (2007)	Japón	Estimaciones basadas en un sistema de cría. Metodología: ACV	kg CO ₂ eq./animal	4550	2962	662	926
Browne et al (2011)	Australia	Modelo biofísico mecanístico a nivel de establecimiento (Grass-Gro model). Establecimientos de base pastoril	kg CO ₂ eq./kg res	22,8 (promedio) 22,4 (Top)	17,7 (promedio) 16,9 (Top)	5,1 (promedio) 5,5 (Top)	--
RECRÍA Y ENGORDE							
Phetteplace et al (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne. <i>Recría</i>	kg CO ₂ eq./kg GDPV	14,4	6,58 (6,4)	6,41	1,4
			kg CO ₂ eq./animal	3874	1773 (1725)	1721	380
			kg CO ₂ eq./kg res	26,2*			
Phetteplace et al (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne. <i>Feedlot</i>	kg CO ₂ eq./kg GDPV	5,66	1,32 (1,3)	2,22	2,1
			kg CO ₂ eq./animal	3294	755 (743)	1294	1245
			kg CO ₂ eq./kg res	10,3*			
Ogino et al (2004)	Japón	Estimaciones basadas en un sistema de engorde a terminación japonés. Metodología: ACV	kg CO ₂ eq./animal	5959	2985 (2860)	912	2062
			kg CO ₂ eq./kg res (rendimiento 40%)	32,3	16,2	4,9	11,2
Browne et al (2011)	Australia	Modelo biofísico mecanístico a nivel de establecimiento (Grass-Gro model). Establecimientos de base pastoril	kg CO ₂ eq./kg res	6,7 (promedio) 6,3 (Top)	5,1 (promedio) 4,6 (Top)	1,6 (promedio) 1,7 (Top)	--

a. Emisiones totales con asterisco (*) fueron extraídas de Crosson et al (2011); b. valores en *itálica* fueron estimados a partir de información extraída de artículos originales. Valores de CH₄ entre paréntesis atribuibles a las emisiones de metano entérico

Una herramienta comúnmente utilizada en estudios internacionales para la estimación de variables productivas, económicas y de emisión son los modelos de simulación. Los modelos, con la debida calibración y evaluación, constituyen una herramienta muy útil para contribuir al análisis de sistemas bajo condiciones donde la experimentación a campo no es factible por una cuestión de costos, recursos humanos y económicos, tiempo, variabilidad climática, entre otros (Bryant y Snow, 2008). Asimismo, en algunos modelos es posible incorporar elementos de incertidumbre propios de los sistemas biológicos y de la toma de decisiones, así como trabajar de manera simultánea con gran cantidad de variables, lo cual permite obtener resultados en relativamente poco tiempo en comparación con la evaluación de sistemas reales (Woodward et al, 2008). Los modelos permiten obtener un enfoque integral a nivel de establecimiento, lo cual es muy importante ya que a menudo los intentos por reducir las

emisiones en una parte del sistema de producción pueden conducir a un aumento de las emisiones procedentes de otro sector (Janzen et al, 2006; Stewart et al, 2009). En este sentido, en general, los modelos son utilizados desde el punto de vista ambiental para evaluar el costo y la efectividad de las opciones de mitigación de GEI (Crosson et al, 2011).

La modelación a nivel de establecimiento ganadero (MEG), se realiza mediante modelos denominados "*whole-farm models*", y se justifica debido a que es el nivel organizacional desde donde se pueden tomar las decisiones de mitigación (Del Prado et al, 2013). En particular, los MEG han sido ampliamente usados para evaluar las emisiones de GEI en sistemas ganaderos de producción de carne (Cuadros 2 y 3) y de leche (Phetteplace et al, 2001; Haas et al, 2001; Cederberg y Stadig, 2003; Schils et al, 2005; Olesen et al, 2006; Thomassen et al, 2008; Beukes et al, 2010 y 2011; Rotz et al, 2010). Muchos de los estudios a

Cuadro 3. Resumen de estudios de modelación de emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de sistemas de producción de carne (Ciclo Completo)**Table 3.** Summary of modeling studies of greenhouse gas emission from beef cattle production systems (whole cycle).

Autor/es	País	Descripción del sistema/estudio de caso	Unidad de referencia	Emisión total	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
Phetteplace et al (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne	kg CO ₂ eq./kg GDPV	15,5	6,28 (6,1)	7,84	1,3
			kg CO ₂ eq./animal	2944	1201(1167)	1490	252
			kg CO ₂ eq./kg res	28,2*			
Cassey and Holden (2006a)	Irlanda	Modelo a nivel de establecimiento. Basado en un establecimiento típico de cría a terminación irlandés. Un año. Metodología: ACV	kg CO ₂ eq./kg PV/año	11,3			
			kg CO ₂ eq./kg res	20,1*			
Cassey and Holden (2006b)	Irlanda	Modelo a nivel de establecimiento. Basado en un establecimiento típico de cría a terminación irlandés. Un año. Sistema convencional. Metodología: ACV	kg CO ₂ eq./kg PV/año	12,7-13,3			
			kg CO ₂ eq./kg res	23,2*			
			kg CO ₂ eq./kg PV/año	11,9-12,5			
Ogino et al (2007)	Japón	Estimaciones basadas en un sistema de cría y engorde	kg CO ₂ eq./kg res	21,8*			
			kg CO ₂ eq./kg PV/año	10,5-11,7			
Cederberg et al (2009)	Brasil	Estimaciones nacionales promedio (año 2005)	kg CO ₂ eq./kg res	28	21,6	6,3	0,3
			kg CO ₂ eq./kg PV	13,04	8,9	3,5	0,7
Beauchemin et al (2010)	Canadá	Modelo a nivel de establecimiento. Usado para estimar la contribución de la cría y <i>feedlot</i> a las emisiones. Basado en un establecimiento típico de Canadá establecimientos que incluyen cultivos-ganadería. Varios años durante la vida útil de los vientres. Metodología: LCA	kg CO ₂ eq./kg res	21,73	14,8	5,9	1,1
			kg CO ₂ eq./kg PV	14,8			
Pelletier et al (2010)	USA	Un año. Modelo de sistema a nivel de establecimiento donde los terneros son terminados a grano o en pasturas. Sistemas de producción de carne en el Medio Oeste superior de USA. Metodología: ACV. Terminados en <i>feedlot desde el destete</i>	kg CO ₂ eq./kg res	26,9*			
			kg CO ₂ eq./kg PV	16,2			
			kg CO ₂ eq./kg res	29,5*			
			kg CO ₂ eq./kg PV	19,2			
Beauchemin et al (2011)	Canadá	Mismo estudio. Terminados en <i>backgrounded /feedlot</i>	kg CO ₂ eq./kg res	34,9*			
			kg CO ₂ eq./kg PV	13,04	8,9	3,5	0,7
			kg CO ₂ eq./kg res	21,73	14,8	5,8	1,1
			kg CO ₂ eq./kg PV	12,8-13,9	8,7-9,6	3,5-3,7	0,6-0,7
Beauchemin et al (2011)	Canadá	Mismo estudio. Varios escenarios de mitigación aplicados a <i>feedlot</i>	kg CO ₂ eq./kg res	21,35-23,14	14,5-15,9	5,8-6,2	1-1,1
			kg CO ₂ eq./kg PV	11,94-12,98	7,8-8,9	3,4-3,5	0,7
			kg CO ₂ eq./kg res	19,89-21,63	13,1-14,8	5,7-5,8	1,1-1,2
Foley et al (2011)	Irlanda	Modelación de sistemas contrastantes de producción de carne en sistemas pastoriles. <i>Sistema representativo</i>	kg CO ₂ eq./kg res	23,1			
			kg CO ₂ eq./kg res	18,9-22,0			

a. Emisiones totales con asterisco (*) fueron extraídas de Crosson et al (2011); b. valores en *itálica* fueron estimados a partir de información extraída de artículos originales. Valores de CH₄ entre paréntesis atribuibles a las emisiones de metano entérico

nivel internacional sobre emisiones de GEI con MEG apuntan a comparar distintos sistemas de producción (Cuadros 2 y 3) y/o evaluar estrategias de mitigación (Chianese et al, 2009b; Salètes et al, 2004; Schils et al, 2005; Soussana et al, 2005). Otros trabajos han resumido estas estrategias y evaluado la posibilidad de reducir las emisiones en el corto, mediano y largo plazo (Beauchemin et al, 2008; De Klein y Eckard, 2008; Eckard et al, 2010; Schils et al, 2007). En muchos casos, las aproximaciones usadas para las evaluaciones con MEG, se basan en el uso integrado de más de un modelo, donde las salidas de uno son los datos de ingreso de otro. Este abordaje se ha desarrollado en producción de carne (Crosson et al, 2010; Peters et al, 2010 citado por Crosson et al, 2010; Veysset et al, 2010) y también para producción lechera (Salètes et al, 2004; Schils et al, 2005; Del Prado et al, 2006; Olesen et al, 2006; Schils et al, 2007; Beukes et al, 2010; Rotz et al, 2010).

Crosson et al (2011) categorizan a los MEG utilizados para la estimación de GEI en dos tipos: modelos para el análisis de sistemas (ej. Schils et al, 2005) y modelos de evaluación de ciclos de vida (ej. Ogino et al, 2004, 2007; Thomassen et al, 2008). Sin embargo, aun tratándose de modelos distintos, en el caso que los supuestos subyacentes de análisis sean los mismos (por ejemplo, límites, unidad funcional, método de asignación, factores de emisión), se espera que ambos proporcionen resultados similares (Crosson et al, 2011). Las metodologías siguen aproximaciones semejantes, aunque la evaluación de *Ciclo de Vida del Producto* (ACV) está formalizada en las normas como las ISO 14040 y 14044 (ISO, 2006a, 2006b). Ambos tipos de modelos han sido aplicados en un amplio rango de estudios para establecer las emisiones en sistemas de producción ganadera para carne (Cuadros 2 y 3). El ACV, comúnmente utilizado para el cálculo de la huella de carbono de un producto, es una herramienta que compila un inventario parcial o completo de los ingresos y egresos al sistema durante el curso de vida de un producto, y que permite evaluar y valorar los impactos ambientales relevantes mediante un pequeño número de indicadores. Las diferencias entre estas evaluaciones se basan fundamentalmente en la elección de la unidad de referencia o indicadores (Unidad Funcional en el caso de ACV) y el límite del sistema a estudiar, en su forma de modelación y, fundamentalmente, en que las evaluaciones de ACV ofrecen la posibilidad de clasificar las cargas ambientales (emisiones y consumos de recursos) y asignarlas a una categoría de impacto ambiental específica (ej. calentamiento global, eutroficación, acidificación, consumo de energía) (Ogino et al, 2007). Sin embargo, independientemente de la metodología, distintos autores destacan que se requieren métodos eficientes que combinen indicadores adecuados y que permitan comprender y evaluar los impactos ambientales (Haas et al, 2001; Halberg et al, 2005). Recientemente, Del Prado et al (2013) destacan la potencialidad de los MEG para cuantificar no sólo la emisión de GEI y posibles medidas de mitigación, sino

también de las alternativas de adaptación de los sistemas a las condiciones de CC.

Los estudios de ACV pueden abarcar toda la cadena productiva de la carne bovina, por ejemplo desde la extracción y pre-proceso de materias primas necesarias para la producción de la carne y su proceso de producción, hasta su uso, reciclaje y/o gestión final. Este tipo de análisis se conoce como de la cuna a la tumba (*“cradle to grave”*); sin embargo, las evaluaciones efectuadas con frecuencia en sistemas de producción de alimentos son aquellas que van desde la cuna hasta la tranquera del establecimiento (*“cradle to farm-gate”*) (Cuadros 2 y 3). Cederberg y Stadig (2003) la definen como las que incluye *“la producción de todos los insumos de entrada al sistema de producción y todas las emisiones salidas desde el sistema. El borde geográfico es la tranquera del establecimiento”*. Asimismo, las emisiones de la producción de insumos externos al establecimiento (en particular, fertilizantes y alimentos concentrados) pueden ser incluidas tanto en los modelos de análisis de sistemas como en los ACV (Pletcher et al, 2001; Ogino et al, 2004; Schils et al, 2005; Olesen et al, 2006; Ogino et al, 2007; Pelletier et al, 2010; Beukes et al, 2010; Cuadros 2 y 3). Los estudios mencionados en los Cuadros 2 y 3 realizaron evaluaciones hasta la tranquera y en su mayoría anuales, excepto Beauchemin et al (2010) cuyo estudio involucró varios años ya que usó la vida útil de la vaca como tiempo de referencia.

Los indicadores utilizados en los MEG para expresar las emisiones de GEI pueden ser muy diversos (Cuadros 2 y 3), ya sea en referencia a las emisiones de gases individuales o totales en unidades de CO₂ equivalente en relación al animal, la superficie o al producto. En el caso de los sistemas de bovinos para carne, en general, la unidad de referencia es el kilogramo de carne o de res, en otras palabras, la masa del producto que sale de la tranquera del establecimiento (Crosson et al, 2011) (Cuadros 2 y 3). Habitualmente la unidad de referencia, particularmente en el caso de ACV, es elegida dependiendo de la forma en que cada *“commodity”* es comercializada y se evita favorecer prácticas que reducen las emisiones a expensas de la productividad (Beauchemin et al, 2010). En el caso de los modelos de análisis de sistemas, en general los indicadores utilizados pueden ser de área o de producto (Crosson et al, 2011). En los Cuadros 2 y 3 también fueron incluidas las emisiones de GEI por kg de peso vivo, ganancia de peso vivo y por animal cuando fueron informadas. Sin embargo, aun cuando la unidad de referencia sea, por ejemplo, el kg de carne o de res, las estimaciones de GEI pueden variar ampliamente, lo cual refleja las diferencias atribuibles en la forma de modelar, a los objetivos del establecimiento, y a los distintos objetivos, propósito y límites impuestos, por ejemplo en los estudios de ACV (Beauchemin et al, 2010; Cuadros 2 y 3). Otro punto a considerar es que algunos estudios difieren en los valores de PCG considerados al momento de estimar los valores de emisiones por CO₂ equivalente; el IPCC en el año 2007 propuso un incremento en PCG del

CH₄ de 21 a 25 y una reducción para el N₂O de 310 a 298 (Forster et al, 2007).

De acuerdo a lo expuesto en los Cuadros 2 y 3, los rangos e intensidades de emisión hasta la tranquera (kg CO₂ equivalente/kg res) para los sistemas de cría pueden variar entre 22,4 a 37,5, para los de recría y/o engorde entre 6,3 a 32,2 y para los de ciclo completo entre 15,9 a 36,4. Grainer y Beauchemin (2011) mencionan que, aunque las metodologías varían, el consenso es que la fase de cría contribuye en mayor proporción a las emisiones totales de GEI de la producción de bovinos para carne (60% a 84%), en contraste con las fases de crecimiento y terminación. Las estimaciones presentadas en los Cuadros 2 y 3 no pueden ser estrictamente comparadas debido a la diversidad de los sistemas considerados, sin embargo confirman que el CH₄ resultó el principal gas emitido en todos los estudios, especialmente en sistemas de producción de base pastoril. En tanto, en las publicaciones que involucraron alimentos concentrados, es decir, sistemas más intensivos, se presentaron comparativamente mayores emisiones de N₂O y CO₂ y menores de CH₄ (Cuadros 2 y 3). Sin embargo, tanto en sistemas pastoriles como con mayor uso de insumos, el CH₄ contribuyó a las emisiones en mayor proporción. Por lo cual, Beauchemin et al, (2010) plantean que reducir las emisiones de CH₄ fermentación entérica en esta fase sería una forma muy efectiva de mitigación. En general, algunos aspectos que diferenciaron los estudios fueron su duración, el límite de los establecimientos, las fuentes y factores de emisión, los rendimientos de la res, y la unidad funcional utilizada; sin embargo, la mayor parte de la variación de los resultados puede ser atribuida a las diferencias en el proceso de producción (Crosson et al, 2011). Otro aspecto importante para cuantificar el peso relativo de diferentes modificaciones dentro del sistema modelado es el análisis de incertidumbre o la sensibilización de variables (Olesen et al, 2006).

Las metodologías de análisis presentadas para la evaluación de las emisiones de GEI no son excluyentes, sino complementarias. Waghorn y Clark (2006) y Eckard et al (2010) señalan que para evaluar el potencial neto de reducción de GEI, cada estrategia debe ser sometida tanto a MEG como de ACV para asegurar que la reducción en las emisiones se refleje de modo integral en los GEI y a nivel de sistema productivo. El trabajo realizado por Gregorini et al (2010) evidencia la importancia de la integralidad, ya que estos autores encontraron que la modificación de la alimentación con el propósito de reducir el N urinario podría resultar en una contraparte negativa que involucró un incremento colateral en las emisiones de CH₄ entérico. En consecuencia, tal como fue mencionado, en el contexto de las reducciones de emisiones de GEI a nivel de establecimiento, es importante tener en cuenta que las evaluaciones de las prácticas de mitigación que tengan como propósito reducir las emisiones de un GEI determinado puede llegar a aumentar otro o causar incrementos o decrementos en la emisión del mismo GEI, y por ende las interacciones potenciales a nivel de sistema completo de producción (Del Prado et al, 2013; Hristov et al, 2013c).

Diferentes modelos internacionales han sido aplicados a evaluaciones en Sudamérica. Por ejemplo, Gerber et al (2013) estudiaron mediante el uso de GLEAM (*Global Livestock Environmental Assessment Model*) distintas intervenciones para mitigar las emisiones de GEI en sistemas especializados en la producción de carne en América del Sur, la mejora en la calidad de las pasturas, la mejora en la salud de los animales y en la cría, y la mejora el secuestro de carbono por el suelo a través de un manejo intensivo del pastoreo. Estos autores informan que el mayor impacto podría ser logrado por una reducción de la mortalidad (entre un 20 a un 28%), la mejora en la fertilidad de los rodeos (7,5 a 12%), mejoras en la calidad del alimento (4,4 a 20%) y la retención de carbono del suelo (7,5%) (éste último es especialmente importante en esta región). En nuestro país existen diferentes MEG orientados a producción de carne (Feldkamp, 2004; Romera et al, 2004; Machado et al, 2010), pero centrados en la evaluación de sistemas productivos desde el punto de vista biofísico y económico sin incluir la dimensión de GEI. Debido a que los mismos han mostrado flexibilidad para el estudio de diferentes estrategias de manejo de los sistemas nacionales, la incorporación de esta funcionalidad podría abrir una oportunidad de incluir criterios de evaluación y/o mitigación de GEI bajo diferentes alternativas tecnológicas, incluso como herramienta de planificación estratégica a escala regional o nacional, en este caso, y/o contribuir a la priorización de líneas de investigación desde una perspectiva ambiental (Janssen y van Ittersum, 2007; Del Prado et al, 2013; Vogeler et al, 2014). Otra opción de evaluación que involucra la utilización de balances de nutrientes a nivel de establecimiento, tal como el OVERSEER (<http://www.overseer.org.nz/OVERSEERModel.aspx>) que fue desarrollado para las condiciones de Nueva Zelanda (Wheeler et al, 2006). Este modelo es utilizado para brindar recomendaciones para la toma de decisiones y brinda el balance para los nutrientes principales del suelo (N, P, K, S, Ca, Mg y Na) además de las emisiones de GEI.

Conclusiones

La producción bovina es de gran importancia y enorme potencialidad para la Argentina. La preocupación internacional en las emisiones de GEI ha estado determinada principalmente por el aumento creciente en la demanda mundial de alimentos, lo cual también es visto con preocupación por países productores y que comercializan productos agropecuarios como nuestro país. Según el inventario nacional, la ganadería aporta el 30% de las emisiones nacionales, donde la mayoría proviene de los bovinos para carne. Sin embargo, si bien es sumamente importante tener evaluaciones nacionales sobre los GEI en los sistemas ganaderos, sobre lo que se está avanzando, es claro que los esfuerzos de investigación deben estar enfocados a mejorar la eficiencia en el uso de los recursos, y en consecuencia, así potencialmente reducir las externalidades ambientales negativas que son atribuidas al sector.

Es recurrente en los distintos trabajos el destacar la importancia de una evaluación holística de las emisiones de GEI por unidad de producto. De la comparación relativa de múltiples evaluaciones internacionales, surge que las emisiones para los sistemas de cría, recría y/o engorde y ciclo completo están en el orden de 22,4-37,5, 6,3-32,2 y 15,9-36,4 kg CO₂ equivalente/kg res, respectivamente. Sin duda que los estudios de campo en marcha en Argentina, permitirán confirmar o refinar estas cifras, de modo de mejorar modelos MEG o ACV para estudios complementarios de oportunidades de mitigación.

La reducción de GEI debería ser una consecuencia (más que un fin) de mejoras en la eficiencia, en las prácticas que estimulen la producción y que aseguren un ingreso adecuado para los productores, asociadas a políticas sectoriales y/o incentivos y donde estén involucrados todos los actores involucrados.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el Proyecto de Tesis Doctoral de Claudia Faverin que se encuentra realizando en la FCV-UNICEN. Este trabajo fue financiado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de una beca de postgrado y proyectos de la Institución, y por un subsidio de la FCA de la UNMDP.

Dedicatoria

Este trabajo está dedicado a la memoria del Dr. Roberto Gratton, uno de los autores de este trabajo, que falleció en noviembre de 2014.

Bibliografía

- AAFUA (Alberta Agriculture and Food and University of Alberta). 2003. Development of a Farm-Level Greenhouse Gas Assessment: Identification of Knowledge Gaps and Development of a Science Plan -AARI Project Number 2001J204. 203pp. http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/GHG_Report_AB_2003.pdf.
- Alford, A.R., Hegarty, R.S., Parnell, P.F., Cacho, O.J., Herd, R.M. and Griffith, G.R. 2006. The impact of breeding to reduce residual feed intake on enteric methane emissions from the Australian beef industry. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 46: 813-820.
- Allard, V., Soussana, J.F., Falcimagne, R., Berbigier, P., Bonnefond, J.M., Ceschia, E., D'hour, P., Henault, C., Laville, P., Martin, C. and Pinares-Patiño, C. 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, CH₄, N₂O) of semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121: 47-58.
- Archimède, H., Eugène, M., Magdeleine, M., Boval, M., Martin, C., Morgavi, D.P., Lecomte, P. and Doreau, M. 2001. Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 59-64.
- Arthur, P.f., Herd, R.M. y Basarab, J.A. 2010. The role of cattle genetically efficient in feed utilisation in an Australian carbon trading environment. *AFBM Journal* 7(2): 5-14 (INK"<http://www.csu.edu.au/faculty/science/saws/afbmnetwork/>"<http://www.csu.edu.au/faculty/science/saws/afbmnetwork/>).
- Baldwin, R.I., Thornley, J.H.M. and Beever, D.E. 1987. Metabolism of the lactating cow. II. Digestive elements of a mechanistic model. *Journal of Dairy Science* 54: 107-131.
- Ball, B.C., Crichton, I. and Horgan, G.W. 2008. Dynamics of upward and downward N₂O and CO₂ fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil y Tillage Research* 101: 20-30.
- Bárbaro, N., Gere, J., Gratton, R., Rubio, R. and Williams, K. 2008. First measurements of methane emitted by grazing cattle of the Argentinean beef system. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51: 209-219.
- Basso, L.R., Pascale Medina, C., De Obschatko, E.S. y Preciado Patiño, J. 2013. Agricultura Inteligente: la iniciativa de la Argentina para la sustentabilidad de la producción de alimentos y energía. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Buenos Aires, 124 p.
- Baumert, K.A., Herzog, T. and Pershing, J. 2005. Navigating the numbers: Greenhouse gas data and international climate policy. World Resources Institute. http://pdf.wri.org/navigating_numbers.pdf.
- Beauchamp, E.G. 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 77: 113-123.
- Beauchemin, K.A. and McGinn, S.M. 2005. Methane emissions from feedlot cattle fed barley or corn diets. *Journal of Animal Science* 83: 653-661.
- Beauchemin, K.A., Kreuzer, M., O'Mara, F. and Mcallister, T.A. 2008. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 48: 21-27.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., Mcallister, T.A. and McGinn, S.M. 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems* 103(6): 371-379.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., Mcallister, T.A. and McGinn, S.M. 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 663-677.
- Berra, G., Finster, L. y Valtorta, S.E. 2009. Una técnica sencilla para la medición de emisiones de metano entérico en vacas. *Revista FAVE - Ciencias Veterinarias* 8 (1): 49-56.
- Berra, G., Valtorta, S., Bualo, R. y Finster, L. 2010a. Determinación de gases de efecto invernadero "on line" por telemetría. *In: Jornadas de Nutrición Animal. Programa Nacional de Carnes. Proyecto Integrado Nutrición. Rearte, D.; Santini, F. (eds.) Ediciones INTA. pp: 19-23.*
- Berra, G., Bualo, R., Finster, L. and Valtorta, S.E. 2010b. Measurement of bovine enteric methane emission: an on-line recording technique. *Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canadá. 3-8 October 2010. p: 54.*
- Bertrand, S. and Hacala, S. 2007. Generation and sources of greenhouse gases in the dairy industry. *In: Reduction of Greenhouse gases emissions at farm and manufacturing levels. Bulletin of the International Dairy Federation* 422: 10-21.
- Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G. and Waghorn, G.C. 2010. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral

- dairy farms in New Zealand. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 136: 358-365.
- Beukes, P.C., Gregorini, P. and Romera, A.J. 2011. Estimating greenhouse gas emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model and inventory methodology. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 708-720.
- Blaxter, K.L. and Clapperton, J.L. 1965. Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *British Journal of Nutrition* 19:511-521.
- Bolan, N.S., Surinder, S., Luo, J., Rita, B. and Jagrati, S. 2004. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: processes, measurements and modelling, environmental implications, and mitigation. *Advances in Agronomy* 84: 37-120.
- Browne, N.A., Eckard, R.J., Behrendt, R. and Kingwell, R.S. 2011. A comparative analysis of on-farm greenhouse gas emissions from agricultural enterprises in south eastern Australia. *Animal Feed Science and Technology* 166: 641-652.
- Bryant, J.R. and Snow, V.O. 2008. Modelling pastoral agro-ecosystems: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51: 349-363.
- Buddle, B.M., Denis, M., Attwood, G.T., Altermann, E., Janssen, P.H., Ronimus, R.S., Pinares-patiño, C.S., Muetzel, S. and Wedlock, N. 2011. Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture. *The Veterinary Journal* 188: 11-17.
- Cassey, J.W. and Holden, N.M. 2006a. Greenhouse gas emissions from conventional agri-environmental scheme and organic Irish sucker-beef units. *J. Environ. Qual.* 35: 231-239
- Cassey, J.W. and Holden, N.M. 2006b. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. *Agric. Syst.* 90: 79-98.
- Cederberg, C. and Stadig, M. 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. LCA* 8: 350-356.
- Cederberg, C., Meyer and Flysjö, D. 2009. Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK Report N° 792. ISBN 978-91-7290-283-1. 77 p.
- Clark, H., Pinares-Patiño, C. and De Klein, C.A.M. 2005. Methane and nitrous oxide emissions from grazed grasslands. *In: McGilloway, D.A. (ed.) Grassland: A global resource. Plenary and Invited Papers from the XX International Grassland Congress Dublin Ireland 26 June-1 July 2005.* Wageningen Academic Publishers. Wageningen, the Netherlands, pp: 279-293.
- Clark, H., Kelliher, F. and Pinares-Patiño, C. 2011. Reducing CH₄ emissions from grazing ruminants in New Zealand: Challenges and opportunities. *Asian-Australian. J. Anim. Sci.* 24 (2) : 295 - 302.
- Colombatto, D., Moscoso, M.R. and Feldkamp, C.R. 2010. Assessment of methane emissions from cattle as affected by different future scenarios in Argentina: A methodological approach. *Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canada. 3-8 October 2010.* pp: 164-165.
- Cottle D. J., Nolan, J. V. and Wiedemann, S.G. 2011. Ruminant enteric methane mitigation: a review. *Animal Production Science* 51: 491-514.
- Crosson, P., Foley, P.A., Shalloo, L., O'Brien, D. and Kenny, D.A. 2010. Greenhouse gas emissions from Irish beef and dairy production system. *Proceedings of the British Society of Animal Science and the Agricultural Research Forum 2010. Advances in Animal Biosciences.*p:350.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A. and Boland, T.M. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology* 166: 29-45.
- Cuttle, S.P. 2008. Chapter 2. Impacts of pastoral grazing on soil quality. pp. 33-74 *In: McDowell, R.W (ed.) Environmental Impacts of Pasture-based Farming.* CAB International, Wallingford, UK.
- Chianese, D.S., Rotz, C.A. and Richards, T.L. 2009a. Whole-farm greenhouse gas emissions: A review with applications to a Pennsylvania dairy farm. *Applied Engineering in Agriculture* 25: 431-472.
- Chianese, D.S., Rotz, C.A. and Richard, T.L. 2009b. Simulation of carbon dioxide emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Trans. ASABE* 52(4): 1301-1312.
- Chan, A.S.K. and Parkin, T.B. 2001. Methane oxidation and production activity in soils from natural and agricultural ecosystems. *J. Environ. Qual.* 30:1896-1903.
- Dasselmar, A.P., Van Beusichem, M.L. and Oenema, O. 1999. Effects of nitrogen input and grazing on methane fluxes of extensively and intensively managed grassland in the Netherlands. *Biology and Fertility of Soils* 29: 24-30.
- De Klein, C.A.M. and Eckard, R.J. 2008. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Proceedings of the 3rd Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Aust. J. Exp. Agric.* 48: 14-20.
- De Klein C.A.M., Pinares-Patiño C.S. and Waghorn, G.C. 2008. Chapter 1. Greenhouse gas emissions. pp. 1-32 *En: McDowell, R.W (ed.) Environmental Impacts of Pasture-based Farming.* CAB International, Wallingford, UK.
- Del Prado, A., Scholefield, D., Chadwick, D., Misselbrook, T., Haygarth, P., Hopkins, A., Dewhurst, R., Davison, P., Lord, E., Turner, M., Aikman, P. and Schröder, J. 2006. A modeling framework to identify new integrated dairy production systems. EGF: 21st General Meeting on "Sustainable Grassland Productivity", Badajoz, Spain. 3-6 April.
- Del Prado, A., Crosson, P., Olesen, J.E. and Rotz, C.A. 2013. Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperate grassland ruminant-based farming systems. *Animal* 7:s2: 373-385.
- Dutaur, L. and Verchot, L.V. 2007. A global inventory of the soil CH₄ sink. *Global Biogeochemical Cycles* 2 (GB4013): 1-9.
- Eckard, R.J., Grainger, C. and De Klein, C.A.M. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130: 47-56.
- EPA. 2006. Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990-2020. Unites States Environmental Protection Agency. June 2006. <http://www.epa.gov/methane/pdfs/GreenhouseGasReport.pdf>.
- Feldkamp, C.R. 2004. Cow-calf operation in Argentina. A systems approach to intervention assessment. *Pro-Business Verlag, Berlin, Alemania.* 205 p.
- Finster, L., Berra, G., Buala, R. and Valtorta, S. 2010. Enteric methane emission factors for dairy and beef cattle in Argentina. *Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canada. 3-8 October 2010.* pp: 7-8.
- Flessa, H., Ruser, R., Dorsch, P., Kamp, T., Jimenez, M.A., Munch, J.C. and Beese, F. 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agric. Ecosyst. Environ.* 91:1175-1189.
- Foley, P.A., Crosson, P., Lovett, D.K., Boland, T.M., O'Mara, F.P. and Kenny, D.A. 2011. Whole-farm systems modeling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142: 222-230.

- Follet, R.F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil y Tillage Research* 61: 77-92.
- Forbes, J.M. 1995. The voluntary feed intake of farm animals. Wallingford. CAB International. 532 p.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Bernsten, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., LEAN, J., LOWE, D.C., MYHRE, G., NGANGA, J., PRINN, R., RAGA, G., SCHULZ, M. and Van Dorland, R. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf>.
- Garnett, T. 2007. Meat and dairy production y consumption. Exploring the livestock sector's contribution to the UK's greenhouse gas emissions and assessing what less greenhouse gas intensive systems of production and consumption might look like. Centre for Environmental Strategy University of Surrey: 169. <http://www.fcrcn.org.uk/fcrnPublications/index.php?id=6>.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Faluccci, A. y Tempio, G. 2013. Hacer frente al cambio climático a través de la ganadería. Evaluación global de las emisiones y las oportunidades de mitigación. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO), Roma. 129 p.
- Gere, J.I., Williams, K.E., Gratton, R., Juliarena, M.P. y Pinares-Patiño, C. 2010. The SF6 tracer technique for methane emission estimation: The normalized mixing ratio of SF6 across days of breath sampling. *Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canadá. 3-8 October 2010.* p: 61.
- Goel, G. and Makkar, H.P. 2012. Methane mitigation from ruminants using tannins and saponins. *Trop. Anim. Health Prod.* 44(4):729-39.
- González-Avalos, E. and Ruiz-Suárez, L.G. 2001. Methane emission factors from cattle manure in México. *Biores. Technol.* UK 80: 63-71.
- Grainer, C. and Beauchemin, K.A. 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 308-320.
- Greenwood, K.L. and McKenzie, M. 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Animal Production Science* 41: 1231-1250.
- Gregorich, E.G., Rochette, P., Vandenbygaart, A.J. and Angers, D.A. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil y Tillage Research* 83: 53-72.
- Gregorich, E.G., Rochette, P., Hopkins, D.W., McKim, U.F. and St-Georges, P. 2006. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. *Soil Biology y Biochemistry* 38: 2614-2628.
- Gregorini, P., Beukes, P.C., Bryant, R.H. and Romera, A.J. 2010. A brief overview and simulation of the effects of some feeding strategies on nitrogen excretion and enteric methane emission from grazing dairy cows. *Proceeding of the 4th Australasian Dairy Symposium* 29-43.
- Guzmán, M.L. y Sager, R.L. 2013. Inventario de metano entérico de los sistemas de producción de carne para San Luis en el año 2009. *RIA* 39 (1): 88-94.
- Haas, G., Wetterich F. and Kopke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 43-53.
- Halberg, N., Van Der Werf, H.M.G., Basset-Mens, C., Dalgaard, R. and De Boer, I.J.M. 2005 Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science* 96: 33-50.
- Hammond, K.J., Muetzel, S. Waghorn, G.C., Pinares-Patiño, C.S., Burke, J.L. and Hostin, S.O. 2009. The variation in methane emissions from sheep and cattle is not explained by the chemical composition of ryegrass. *Proceedings of the New Zealand of Animal Production* 69:174-178.
- Hammond, K.J. 2011. Methane emissions from ruminants fed white clover and perennial ryegrass forages. PhD Thesis. Massey University, Palmerston North, New Zealand.
- Herrero, M., Gerber, P., Vellinga, T., Garnett, T., Leip, A., Opio, C., Westhoek, H.J., Thornton, P.K., Olesen, J., Hutchings, N., Montgomery, H., Soussana, J.F., Steinfeld, H. and McCallister, T.A. 2011. Livestock and greenhouse gas emissions: The importance of getting the numbers right. *Animal Feed Science and Technology* 166- 167 : 779- 782.
- Hristov, A.N., OH, J., Firkins, J.L., Dijkstra, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Makkar, H.P., Adesogan, A.T., Yang, W., Lee, C., Gerber, P.J., Henderson, B. and Tricarico, J.M. 2013a. Special topics--Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *Journal of Animal Science.* 91(11):5045-5069.
- Hristov, A.N., Ott, T., Tricarico, J., Rrotz, A., waghorn, G., Adesogan, A., Dijkstra, J., Montes, F., Oh, J., Kebreab, E., Oosting, S.J., Gerber, P.J., Henderson, B., Makkar, H.P. and Firkins, J.L. 2013b. Special topics--Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options. *Journal of Animal Science.* 91(11):5095-5113.
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W.Z., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. and Oosting, S. 2013c. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production--A review of technical options for non-CO₂ emissions. Gerber P., Henderson B., Makkar H., editors. *FAO Animal Production and Health Paper No. 177.* FAO, Rome, Italy.
- Huarte, A., Cifuentes, V., Gratton, R. and Clause, A. 2010. Correlation of methane emissions with cattle population in Argentine Pampas. *Atmospheric Environment* 44: 2780-2786.
- Hurkuck, M., Althoff, F., Jungkunst, H.F., Jugold, A. and Keppler, F. 2012. Release of methane from aerobic soil: an indication of a novel chemical natural process? *Chemosphere* 86(6):684-689.
- IPCC. 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Workbook, vol.2. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC. 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Working Group I, Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linder, X. Dai, K. Maskell, and H.L. Miller, Eds.) New York, N.Y.: Dambridge University Press. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/pu-blications_and_data_reports.shtml.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: Eggleston, H., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *The National Greenhouse Gas Inventories Programme, Intergovernmental Panel on Climate Change IGES, Hayama, Kanagawa, Japan.*

- http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html.
- IPCC. 2007a. Climate Change 2007: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Avery, M. Tignor, and Miller, H.L. eds.) New York, N.Y.: Cambridge University Press. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>
- IPCC. 2007b. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf.
- IPCC. 2009. Historical Overview of Climate Change Science: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Geneva, Switzerland. <http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/wg1-report.html>.
- ISO. 2006a. ISO 14040. Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and Framework.
- ISO. 2006b. ISO 14044. Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines.
- Janzen, H.H., Angers, D.A., Boehm, M., Bolinder, M., Desjardins, R.L., Dyer, J.A., Ellert, B.H., Gibb, D.J., Gregorich, E.G., Helgason, B.L., Lemke, R., Massé, D., McGinn, S.M., McCallister, T.A., Newlands, N., Pattey, E., Rochette, P., Smith, W., Vandenbygaart, A.J. and Wang, H. 2006. A proposed approach to estimate and reduce net greenhouse gas emissions from whole farms. *Can. J. Soil Sci.* 86, 401–418.
- Janssen, S. and Van Ittersum, M.K. 2007. Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems* 94 (2007) 622–636.
- Jarvis, S.C., Lovell, R.D. and Panayides, R. 1995. Patterns of methane emission from excreta of grazing animals. *Soil Biology and Biochemistry*. 27: 1581–1588.
- Jaurena, G., Cantet, J.M., Colombatto, D., Arroquy, J.I., Palladino, A.R. y Wawrzekiewicz, M. 2013. Modelo predictivo del factor de conversión de metano (Ym). 36 Congreso Argentino de Producción Animal, Revista Argentina de Producción Animal 33 (Supl. 1): 150.
- Johnson, K.A. and Johnson, D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 73: 2483-2492.
- Johnson, J.M.F., Franzleubbers, A.J., Weyers, S.L. and Reicosky, D.C. 2007. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution* 150: 107-124.
- Keppler, F., Hamilton, J.T.G., Bra, M. and Röckmann, T. 2006. Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature* 2006, 439, 187–191.
- Lassey, K.R., Ulyatt, M.J., Martin, R.J., Walker, C.F. and Shelton, I.D. 1997. Methane emissions measured directly from grazing in New Zealand. *Atmospheric Environment*. 31: 2905-2914.
- Lassey, K.R. 2007. Livestock methane emissions: from the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 142: 120-132.
- Ledgard, S.F., Menneer, J.C., Dexter, M.M., Kear, M.J., Lindsey, S., Peters, J.S. and Pacheco, D. 2008. A novel concept to reduce nitrogen losses from grazed pastures by administering soil nitrogen process inhibitors to ruminant animals: A study using sheep. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 148-158.
- Le Mer, J. and Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Biology* 37: 25-50.
- Machado, C.F., Morris, S.T., Hodgson, J.H., Arroqui, M.A. and Mangudo, P.A. 2010. A web-based model for simulating whole-farm beef cattle systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 74 (1): 129-136.
- Martin, C., Morgavi, D.P. and Doreau, M. 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* 4:3: 351–365.
- McCaughey, W.P., Wittenberg, K. and Corrigan, D. 1999. Impact of pasture on methane production by lactating beef cows. *Canadian Journal Animal Science* 79: 221-226
- McCallister, T.A., Okine, E.K., Mathison, G.W. and Cheng, K.J. 1996. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. *Canadian Journal of Animal Science* 76: 231-243.
- McCallister, T.A. and Newbold, C.J. 2008. Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 7-13.
- Mills, J.A.N., Dijkstra, J., Bannink, A., Cammell, S.B., Kebreab, E. and France, J. 2001. A mechanistic model of whole tract digestion and methanogenesis in the lactating dairy cow: model development, evaluation and application. *Journal of Animal Science* 79:1584-1597.
- Misselbrook, T.H., Cardenas, L.M., Camp, V., Thorman, R.E., Williams, J.R., Rollett, A.J. and Chambers, B.J. 2014. An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. *Environ. Res. Lett.* 9: 1-11.
- Moe, P.W. and Tyrrell, H.F. 1979. Methane production in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 62:1583–1586.
- Mosier, A.R., Delgado, J.A., Cochran, V.L., Valentine, D.W. and Parton, W.J. 1997. Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 49:71–83.
- Moss, A.R., Jouany, J.P. and Newbold, J. 2000. Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Ann. Zootech.* 49: 231-253.
- Nicol, G.W., Anne Glover, L. and Prosser, J.I. 2003. Molecular analysis of methanogenic archaeal communities in managed and natural upland pasture soils. *Global Change Biology* 9: 1451-1457.
- Niklaus, P.A., Wardle, D.A. and Tate, K.R. 2006. Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and trace gas balance of soils. *Plant and Soil* 282: 83–98.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S. and Jarvis, S.C. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13: 288–295.
- Ogino, A., Kaku, K., Osada, T. and Shimada, K. 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science* 82: 2115–2122.
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K. and Hirooka, H. 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow–calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal* 78: 424–432.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H. and Djurhuus, J. 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 207–220.
- Paul, E.A. y Clark, F.E. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. 2nd ed. Academic Press, San Diego, CA.
- Pelletier, N., Pirog, R. and Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production

- strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 103: 380-389.
- Phetteplace, H. W., Johnson, D.E. and Seidl, A.F. 2001. Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 60: 99-102.
- Pinares-Patiño, C.S., Waghorn G.C., Hegarty, R.S. and Hoskin, S.O. 2009. Effects of intensification of pastoral farming on greenhouse gas emissions in New Zealand (Review Article). *New Zealand Veterinary Journal* 57: 252-261.
- Pittroff, W. and Kothmann, M.M. 2001. Quantitative prediction of feed intake in ruminants. II. Conceptual and mathematical analysis of models for cattle. *Livestock Production Science* 71: 151-169.
- Pordomingo, A.J. 2002. Efectos Ambientales de la Intensificación Ganadera. *IDIA XXI*: 208-211.
- Rearte, D.H. and Pordomingo, A.J. 2014. The relevance of methane emissions from beef production and the challenges of the Argentinean beef production platform. *Meat Science* 98(3):355-60.
- Ricci, P., Rooke, J.A., Nevison, I. and Waterhouse, A. 2013. Methane emissions from beef and dairy cattle: Quantifying the effect of physiological stage and diet characteristic. *Journal of Animal Science* 91:5379-5389.
- Robertson, G.P. and Groffman, P.M. 2007. Nitrogen transformations. p. 341-364. *In* E.A. Paul (ed.) *Soil microbiology, biochemistry and ecology*. 3rd ed. Academic Press, New York, USA.
- Rochette, P. and Janzen, H.H. 2005: Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73: 171-179.
- Romera, A.J., Morris, S.T., Hodgson, J., Stirling, W.D. and Woodward, S.J.R. 2004. A model for simulating rule-based management of cow-calf systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 42: 67-86.
- Rotz, C.A., Montes, F. and Chianese, D.S. 2010. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science* 93: 1266-1282.
- Saggar, S., Bolan, N.S., Bhandral, R., Hedley, C.B. and Luo, J. 2004. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal Of Agricultural Research* 47: 513-544.
- SAYDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación). 2007. Segunda Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Buenos Aires. 201 p. <http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/Segunda%20Comunicacion%20Nacional.pdf>.
- Salètes, S., Fiorelli, J., Vuichard, N., Cambou, J., Olesen, J.E., Hacala, S., Sutton, M., Fuhrer, J. and Soussana, J.F. 2004. Greenhouse gas balance of cattle breeding farms and assessment of mitigation options. *In*: Kaltschmitt, M., Weiske, A. (Eds.), *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture. Mitigation Options and Strategies*. Institute for Energy and Environment, Leipzig, pp. 203-208.
- Sauvant, D. and Giger Reverdin, S. 2009. Modélisation des interactions digestives et de la production de méthane chez les ruminants. *INRA Prod. Anim.* 22:375-384.
- Schils, R.L.M., Verhagen, H.F.M. and Sebek, L.B.J. 2005. A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71: 163-175.
- Schils, R.L.M., Olesen, J.E., Del Prado, A. and Soussana, J.F. 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science* 112: 240-251.
- SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria). 2013. Sistema de Gestión Sanitaria. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria, Buenos Aires, Argentina. <http://www.senasa.gov.ar>.
- Smith, L.C., De Klein, C.A.M. and Catto, W.D. 2008. Effect of dicyandiamide applied in a granular form on nitrous oxide emissions from a grazed dairy pasture in Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51: 387-396.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B. and Sirotenko, O. 2007. Agriculture. *In*: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Soussana, J.F. 2005. Sources and sinks of greenhouse gases from European grasslands and mitigation option. The GreenGass project. XX International Grassland Congress: Offered papers, Wageningen Academic Publishers, pp: 564.
- Soussana, J.F., Tallec, T. and Blanfort, V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4 (3): 334-350.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. y Haan Cees, D.E. 2006. La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y opciones. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, 493 p.
- Stewart, A.A., Little, S.M., Ominski, K.H., Wittenberg, K.M. and Janzen, H.H. 2009. Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems: an illustration of a whole-farm approach. *J. Agr. Sci.* 147: 367-382.
- Thomassen, M.A., Van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.I. and De Boer, I.J.M. 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agric. Syst.* 96:95-107.
- Ulyatt, M.J. and Lassey, K.R. 2000. Methane emissions from pastoral systems: the situation in New Zealand. XVI Meeting of the Archivos Latinamericanos de Producción Animal, Montevideo, March, 2000. pp: 118-126.
- Veysset, P., Lherm, M. and Bébin, D. 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems* 103 (2010) 41-50.
- Vogeler, I., Vibart, R., Mackay, A., Dennis, S., Burggraaf, V. and Beutrais, J. 2014. Modelling pastoral farm systems--scaling from farm to region. *Sci Total Environ.* 482-483:305-17.
- Waghorn, G.C. 2011. Can livestock production be increased without increasing greenhouse gas emissions? *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* 71: 156-162.
- Waghorn, G.C. and Clark, D.A. 2006. Greenhouse gas mitigation opportunities with immediate application to pastoral grazing for ruminants. *Int. Congr. Series* 1293: 107-110.

- Waghorn, G.C. and Woodward, S.L. 2006. Ruminant contributions to methane and global warming—a New Zealand perspective. *In*: J.S. Bhatti, R. Lal, M.J. Apps and M.A. Price, Editors, *Climate Change and Managed Ecosystems*, CRC Press, Taylor y Francis Group, Boca Raton, Florida. pp. 233–260.
- Wheeler, D.M., Ledgard, S.F., Monaghan, R.M., McDowell, R., De Klein, C.A.M. 2006. OVERSEER_nutrient budget model – what it is, what it does. *In*: L.D. Currie, J.A. Hanly (Eds.), *Implementing Sustainable Nutrient Management Strategies in Agriculture*. Occasional Report No. 19 Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North, New Zealand, pp. 231–236.
- Whitehead, D.C. 1995. *Grassland nitrogen*. CAB International, Wallingford, UK. 397 p.
- Woodward, S.L., Waghorn, G.C. and Laboyrie, P.G. 2004. Condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) reduce methane emissions from dairy cows. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* 64: 160-164.
- Woodward, S.J.R., Romera, A.J., Beskow, W.B. and Lovatt, S.J. 2008. Better simulation modelling to support farming systems innovation: review and synthesis. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51: 235-252.
- Yamulki, S., Jarvis, S.C. and Owen, P. 1999. Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. *J. Environ. Qual.* 28:676–682.