

estudio

MITIGACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LA PRODUCCIÓN GANADERA

Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO₂



Fotografías portada:

Imagen izquierda: ©WrenMedia/N. Palmer
Imagen central: ©Dario Sabljak/Fotolia.com
Imagen derecha: ©FAO/Thomas Hug

MITIGACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LA PRODUCCIÓN GANADERA

Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de
las emisiones de gases diferentes al CO₂

Editores

Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson y Harinder P.S. Makkar

Detalles de los autores

Alexander N. Hristov^{1*}, Joonpyo Oh¹, Chanhee Lee¹, Robert Meinen¹, Felipe Montes¹, Troy Ott¹, Jeff Firkins², Al Rotz³, Curtis Dell³, Adegbola Adesogan⁴, WenZhu Yang⁵, Juan Tricarico⁶, Ermias Kebreab⁷, Garry Waghorn⁸, Jan Dijkstra⁹ y Simon Oosting^{9*}

¹ Pennsylvania State University, University Park, PA 16802, EE.UU.

² The Ohio State University, Columbus OH 43210, EE.UU.

³ USDA-Agricultural Research Service, Pasture Systems and Watershed Management Research Unit, University Park, PA 16802, EE.UU.

⁴ University of Florida, Gainesville, FL 32608, EE.UU.

⁵ Agriculture and Agri-Food Canada, Lethbridge AB, Canadá T1J 4B1.

⁶ Innovation Center for U.S. Dairy, Rosemont, IL 60018, EE.UU.

⁷ University of California, Davis, CA 95616, EE.UU.

⁸ DairyNZ, Hamilton 3240, Nueva Zelandia.

⁹ Wageningen University, 6700 AH Wageningen, Países Bajos.

* Correspondencia: anh13@psu.edu; pierre.gerber@fao.org

Grupo asesor

Michel Doreau; Richard Eckard; Mario Herrero; Dong Hongmin; Tim McAllister; Hayden Montgomery; Kurt Roos; Sven G. Sommer; Markos Tibbo; J. Mark Powell.

Citación recomendada

Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S. 2013. *Mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción ganadera – Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO₂*. Editado por Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson y Harinder P.S. Makkar. Producción y Sanidad Animal FAO Documento No. 177. FAO, Roma, Italia.

Reconocimientos

El proyecto de Mitigación del Cambio Climático en la Agricultura (MICCA) aportó contribuciones financieras y técnicas para elaborar esta publicación.

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la FAO los apruebe o recomiende de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

Las opiniones expresadas en este producto informativo son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista o políticas de la FAO.

E-ISBN 978-92-5-307659-8 (PDF)

© FAO, 2013

La FAO fomenta el uso, la reproducción y la difusión del material contenido en este producto informativo. Salvo que se indique lo contrario, se podrá copiar, imprimir y descargar el material con fines de estudio privado, investigación y docencia, o para su uso en productos o servicios no comerciales, siempre que se reconozca de forma adecuada a la FAO como la fuente y titular de los derechos de autor y que ello no implique en modo alguno que la FAO aprueba los puntos de vista, productos o servicios de los usuarios.

Todas las solicitudes relativas a la traducción y los derechos de adaptación así como a la reventa y otros derechos de uso comercial deberán dirigirse a www.fao.org/contact-us/licence-request o a copyright@fao.org.

Los productos de información de la FAO están disponibles en el sitio web de la Organización (www.fao.org/publications) y pueden adquirirse mediante solicitud por correo electrónico a publications-sales@fao.org.

Contenido

Prefacio de los editores	vii
Resumen	ix
Abreviaturas y siglas	xiv
Introducción	1
Emisiones globales de gases de efecto invernadero, diferentes al CO ₂ , provenientes del ganado	1
Alcance y enfoque	6
Enfoque	7
Prácticas de mitigación	11
Fermentación entérica	13
Introducción a la estequiometría de la fermentación de los carbohidratos en el rumen	13
Suplementos alimenticios	17
<i>Inhibidores</i>	17
<i>Aceptores de electrones</i>	18
<i>Ionóforos</i>	22
<i>Compuestos bioactivos de las plantas (CBAP)</i>	23
<i>Lípidos dietéticos</i>	29
<i>Enzimas exógenas</i>	38
<i>Agentes microbianos en la alimentación</i>	39
<i>Desfaunación</i>	41
<i>Manipulación de las arqueas y de las bacterias del rumen</i>	42
Alimentos y gestión de la alimentación	44
<i>Efecto del consumo de alimento</i>	44
<i>Inclusión de concentrado</i>	48
<i>Calidad y manejo del forraje</i>	56
<i>Procesamiento de los alimentos</i>	63
<i>Raciones mezcladas y frecuencia de alimentación</i>	66
<i>Alimentación de precisión y análisis de los alimentos</i>	68
<i>Opciones de mitigación para los sistemas de producción basados en alimentos de baja calidad</i>	71
Estiércol y gestión del estiércol	75
Manipulación de la dieta y balance de los nutrientes	80
<i>Gestión de la dieta y de las emisiones de N₂O provenientes del estiércol</i>	80
<i>Contenido de proteína en la dieta</i>	83
<i>Taninos en la dieta (solo para rumiantes)</i>	86
<i>Manipulación de la dieta</i>	93

Estabulación	94
Biofiltración	98
Almacenamiento y separación del estiércol	99
Coberturas para el almacenamiento del estiércol	101
Acidificación del estiércol	102
Compostaje	103
Digestión anaeróbica	105
Aplicación del estiércol	109
Inhibidores de la ureasa y de la nitrificación	114
Control de las emisiones de los gases de efecto invernadero mediante prácticas de pastoreo	115
Cultivos de cobertura	116
Otros tratamientos del estiércol	118
Crianza de los animales	118
Aumentar la productividad animal	118
<i>Somatotropina recombinante bovina (rbST)</i>	123
<i>Genética Animal</i>	124
<i>Sanidad animal y mortalidad</i>	130
Fertilidad animal	132
Resumen por especies según el sistema de manejo	138
Interacciones de las prácticas de mitigación	143
Interacciones en el rumen	143
Relaciones protozoarios-metanógenos	144
Retención de N y emisiones de CH ₄	147
Interacciones entre aditivos en los alimentos, ración, CH₄ entérico y productividad animal	148
Interacciones entre las prácticas de alimentación y el almacenamiento y aplicación del estiércol	151
Interacciones entre nutrición, sanidad animal y productividad	156
ANEXO 1	
Ecuaciones de predicción del metano entérico	159
ANEXO 2	
Tabla resumen con las opciones de mitigación	161
Bibliografía	173

FIGURAS

1	Contribución de las cadenas de suministro a la huella de carbono de la leche "genérica" en los EE.UU.	3
2	Emisiones totales del sector pecuario a nivel mundial, por especies y productos animales principales	4
3	Metabolismo de los carbohidratos en el rumen	15
4	Relación entre el consumo de MS alimentaria y la producción de CH ₄ entérico	47
5	Efecto del consumo de alimento y de la proporción de concentrado en la dieta en la tasa Y _m (Energía CH ₄ % de ingestión EB)	49
6	Flujo de carbono orgánico en los sistemas de producción pecuaria, incluidas las posibilidades de mitigación de las emisiones de metano provenientes del estiércol del ganado	79
7	Flujo de N y carbono orgánico en los sistemas de producción pecuaria, incluidas las posibilidades de mitigación de las emisiones de óxido nitroso provenientes del estiércol del ganado	81
8	Proporción de N amoniacal emitido por el estiércol en el N fecal o urinario	85
9	Relaciones entre el balance de proteína metabolizable (PM) y la subestimación de la producción de leche de vacas lecheras (Tomado de Lee <i>et al.</i> , 2012b)	89
10	Producción mundial de cereales y crecimiento de la población	121

TABLAS

1	Aditivos alimenticios y estrategias de alimentación que ofrecen posibilidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO ₂	162
2	Estrategias de gestión del estiércol que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO ₂	164
3	Estrategias de manejo de los animales que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO ₂	167
4	Estrategias de manejo reproductivo que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO ₂	168
5	Ejemplos de interacciones entre las prácticas de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO ₂	170

Prefacio de los editores

Este informe presenta una revisión única y exhaustiva del conocimiento que actualmente se tiene sobre las prácticas para la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en el sector pecuario. El documento se enfoca en aquellas emisiones diversas al CO₂ provenientes de la fermentación entérica y de la gestión del estiércol.

La necesidad de elaborar esta revisión fue motivada por la carencia de información completa, consolidada y basada en hechos científicos, que diera cuenta de las prácticas de mitigación de los gases de efecto invernadero existentes y aplicables en los diferentes sistemas de producción a nivel mundial. Este trabajo hace parte de una línea de actividades que viene desarrollando la FAO con el fin de identificar las vías que conducen a un sector pecuario con bajas emisiones de gases de efecto invernadero.

Se revisaron más de 900 publicaciones relacionadas con las emisiones directas de óxido nítrico y de metano y se destacaron las opciones más promisorias, con base en la eficacia demostrada y en la viabilidad para la adopción. La revisión se circunscribió deliberadamente a los experimentos *in vivo*, buscando reflejar aquello que se puede lograr a partir de las prácticas de mitigación disponibles.

Esta detallada evaluación será una fuente de información para la industria pecuaria, la academia y las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales interesadas en diseñar estrategias de intervención para el sector. También ayudará a identificar las prioridades de investigación y de desarrollo en el área.

Es importante señalar que este trabajo proporciona información inicial, aunque fundamental, para la elaboración de análisis más profundos y cuantitativos. La revisión se enfoca en prácticas de mitigación individuales, sin embargo, es posible aumentar la eficacia de dichas prácticas cuando son combinadas en paquetes de intervención que se ajustan a los sistemas de producción y a sus entornos. El diseño de las intervenciones para disminuir las emisiones de gases en el sector requiere también un entendimiento profundo de los efectos que pueden tener estas intervenciones en factores como los costos de producción, la competitividad y los riesgos que atañen a los grupos interesados a lo largo de la cadena de suministro, así como su impacto sobre bienes y servicios ambientales como el agua y la biodiversidad. Un análisis más amplio ayudará a formular intervenciones que puedan contribuir a los múltiples objetivos sociales del sector, que incluyen la seguridad alimentaria, la reducción de la pobreza, el desarrollo económico y la sostenibilidad ambiental.

Por razones prácticas, la revisión se centró en las emisiones directas generadas por las unidades de explotación ganadera. La reducción de las emisiones producidas antes del proceso de cría (durante la producción de piensos, por ejemplo) o después del mismo (como en el procesamiento y el transporte) fueron excluidas, aunque estas pueden dar cuenta de una alta proporción de las emisiones en la cadena de suministro, especialmente en la de las especies monogástricas. Las emisiones de dióxido de carbono, que fundamentalmente se relacionan con el uso de la tierra y los cambios en el uso de la tierra, pero además con el

consumo de energía, también fueron excluidas del estudio. Existen muchas opciones para mitigar estas emisiones, aunque su cuantificación sigue siendo difícil.

Este trabajo fue realizado por un equipo de expertos que recolectaron, analizaron y sintetizaron literatura sobre las prácticas de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂. Un grupo asesor aportó comentarios y profundizó la base de los conocimientos para la revisión. Junto con el personal de la FAO, los dos grupos evaluaron las prácticas de mitigación identificadas y durante un taller expusieron y confrontaron sus ideas sobre las interacciones potenciales de estas.

Aunque la revisión se elaboró inicialmente con propósitos internos, posteriormente se consideró que sería un recurso valioso para compartir con otros grupos comprometidos con la disminución de las emisiones de gases del sector y, en consecuencia, se preparó un documento para ser difundido de manera más amplia.

Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson, Harinder P.S. Makkar

Resumen

La producción animal es una fuente importante de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en todo el mundo. Dependiendo del enfoque utilizado para la cuantificación y del tipo de emisiones estudiadas, diferentes instituciones (IPCC, FAO, EPA y otras) han calculado que la contribución del ganado a las emisiones mundiales de los GEI antropogénico representan entre el 7 y el 18 por ciento de las emisiones totales. El presente análisis se realizó para evaluar el potencial de las prácticas relacionadas con la nutrición, el estiércol y la cría de los animales en la disminución del metano (CH_4) y del óxido nitroso (N_2O), es decir, en las emisiones de los GEI diferentes al CO_2 , en la producción animal. Estas prácticas se clasificaron en prácticas de mitigación del CH_4 entérico, de gestión del estiércol y de la cría animal. Se hizo énfasis en las prácticas de mitigación del CH_4 entérico de los rumiantes (sólo se consideraron los estudios realizados *in vivo*) y en las prácticas de mitigación del estiércol tanto de especies rumiantes como monogástricas. Se revisaron cerca de 900 referencias bibliográficas excluyendo en términos generales los estudios que emplearon métodos de análisis del ciclo de vida y de simulaciones.

Para hacer la evaluación de las prácticas de mitigación es fundamental el uso de unidades adecuadas. Por ejemplo, expresar la producción de energía de la fermentación entérica a partir del consumo de energía bruta no refleja con exactitud el impacto potencial de la calidad y la composición de la dieta. Por lo tanto, se observa que las emisiones de los GEI se deben indicar con base en el consumo de energía digestible o por unidad de producto animal (es decir, la intensidad de emisión de los GEI) debido a que estos parámetros muestran con mayor precisión el efecto de una determinada práctica de mitigación en el consumo de alimentos y en la eficiencia de la producción animal.

PRÁCTICAS PARA LA MITIGACIÓN DEL CH_4 ENTÉRICO

El aumento de la digestibilidad del forraje y del consumo de forraje digestible reducirá generalmente las emisiones de GEI provenientes de la fermentación ruminal (y del estiércol almacenado), cuando se miden en relación con la unidad de producto animal. Estas son prácticas de reducción altamente recomendables. Por ejemplo, las emisiones de CH_4 entérico se pueden disminuir cuando en la dieta el maíz ensilado sustituye los pastos ensilados. Las leguminosas ensiladas pueden tener una ventaja sobre los pastos ensilados debido a su contenido menor de fibra y al beneficio adicional de reemplazar los fertilizantes nitrogenados inorgánicos. Un ensilaje eficiente mejorará la calidad del forraje en la granja y reducirá la intensidad de emisión de los GEI. La introducción de leguminosas en las praderas de gramíneas de las regiones cálidas puede ofrecer una posibilidad de mitigación, aunque es necesario más investigación sobre los desafíos asociados a los asuntos agronómicos y a las emisiones comparativas de N_2O , con los niveles de producción equivalentes obtenidos con fertilizantes nitrogenados.

Los lípidos dietéticos reducen efectivamente las emisiones de CH_4 entérico, pero la aplicabilidad de esta práctica dependerá de los costos y sus efectos en el consumo de los

alimentos y en la producción y composición de la leche. Los piensos derivados de subproductos con alto contenido de aceite, como los granos de destilería, pueden ofrecer una alternativa económicamente viable para implementar el suministro de aceite como práctica de mitigación, aunque su mayor contenido de fibra puede tener un efecto contrario en el CH_4 entérico, dependiendo de la composición de la dieta basal. La inclusión de alimentos concentrados en la dieta de los rumiantes seguramente disminuirá las emisiones del CH_4 entérico por unidad de producto animal, especialmente cuando el consumo de materia seca sea por encima del 40 por ciento. El efecto puede depender del porcentaje de concentrado en la alimentación, de la respuesta productiva, del impacto en la digestibilidad de la fibra, de los niveles de nutrición y del procesamiento de los piensos. Se espera que el suministro de pequeñas cantidades de alimento concentrado en las dietas basadas exclusivamente en pastoreo incremente la productividad animal y disminuya la intensidad de las emisiones de los GEI. No obstante, el suplemento concentrado no debería sustituir los forrajes de alta calidad. El procesamiento de los granos para aumentar su digestibilidad probablemente reducirá la intensidad de las emisiones de CH_4 entérico. Sin embargo, se debe evitar que el suplemento con concentrado y el procesamiento comprometan la digestibilidad de la fibra presente en la dieta. En muchas partes del mundo el suministro de concentrados no sería una alternativa de mitigación económicamente viable. En estas situaciones, el mejoramiento del valor nutricional de los forrajes de baja calidad en las dietas de los rumiantes puede tener un gran beneficio en la productividad del hato, a la vez que lo mantiene con una producción constante o menor de CH_4 . Los tratamientos químicos de los piensos de baja calidad, la complementación estratégica en la dieta, el balance de la ración y la selección de cultivos para obtener un heno de mejor calidad son estrategias de mitigación eficaces. No obstante, dichas tecnologías han sido poco adoptadas.

Los nitratos son agentes promisorios para la reducción del CH_4 entérico, particularmente en las dietas bajas en proteína que se pueden beneficiar con la complementación con nitrógeno, pero se requieren más investigaciones que permitan entender plenamente su impacto sobre las emisiones de los GEI de toda la granja, la productividad y la sanidad animal. La adaptación a estos compuestos es crítica y la toxicidad puede ser un problema. Los ionóforos, gracias a su efecto en la eficiencia alimenticia, pueden tener un efecto moderado en la reducción del CH_4 en los rumiantes alimentados con dietas con alto contenido de granos o de granos y forrajes. Sin embargo, esta opción ha sido restringida por la normatividad de muchos países. Para los rumiantes en pastoreo, esta alternativa no es suficientemente consistente para ser recomendada como estrategia de mitigación. Los taninos también pueden reducir el CH_4 entérico pero podrían comprometer la ingestión de los alimentos y la producción de la leche. Además, se deben considerar las características agronómicas de los forrajes taníferos cuando se proponga su uso en las opciones de reducción de los GEI. No hay suficiente evidencia de que otros compuestos bioactivos derivados de las plantas, como los aceites esenciales, tengan un efecto en la reducción del CH_4 . Algunos alimentos microbianos, como los productos basados en levaduras, pueden tener un efecto moderado en la reducción del CH_4 mediante el aumento de la productividad animal y la eficiencia alimenticia, pero es de esperar un efecto inconsistente. La vacunas contra las arqueas del rumen pueden ofrecer en el futuro oportunidades de mitigación, aunque el grado de mitigación del CH_4 parece reducido y se desconoce la adaptación y persistencia de sus efectos.

PRÁCTICAS DE MITIGACIÓN EN LA GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL

La dieta puede tener un impacto significativo en la química del estiércol (heces y orina) y, por lo tanto, en las emisiones de los GEI, durante su almacenamiento y subsiguiente aplicación en el suelo. El almacenamiento del estiércol puede ser necesario cuando se estabulan los animales o se crían en corrales de engorde, aunque un alto porcentaje de los rumiantes se alimentan en pastizales, donde las emisiones de CH_4 producto de sus excrementos es muy baja y las pérdidas de N_2O a través de la orina pueden ser importantes. Se espera que la disminución de la digestibilidad de los nutrientes de la dieta, aumente la concentración de la materia orgánica fermentable en el estiércol, lo que a su vez puede aumentar las emisiones de CH_4 del estiércol. El suministro de proteína en cantidades cercanas a los requerimientos del animal, incluida la concentración proteica correspondiente a las fases de lactancia y de levante, es recomendado como una práctica eficaz para la disminución de las emisiones de amoníaco y de N_2O provenientes del estiércol. En los rumiantes, las dietas bajas en proteína deben ser balanceadas en función de la proteína degradable en el rumen, de manera que la síntesis de proteína microbiana y la degradación de la fibra no se vean afectadas. La disminución de la proteína total en la dieta, acompañada del suministro de aminoácidos sintéticos, es una estrategia efectiva para reducir el amoníaco y el N_2O en los no rumiantes. Se deben balancear los aminoácidos en las dietas de todas las especies para evitar la disminución de la ingestión de alimentos y de la productividad animal. El pastoreo restrictivo, en los momentos en que las condiciones para la formación de N_2O sean más favorables, es una manera para distribuir más uniformemente la orina en el suelo y optimizar la aplicación de fertilizantes, y por lo tanto, es una opción posible para la disminución del N_2O producido por los rumiantes en pastoreo. Los forrajes con alto contenido de azúcares (gramíneas con alta concentración de azúcar o forrajes cosechados en las horas de la tarde cuando su concentración de azúcares es mayor) podrían reducir la excreción de nitrógeno urinario, la volatilización del amoníaco y posiblemente las emisiones de N_2O provenientes del estiércol aplicado al suelo; sin embargo, se necesita más investigaciones para comprobar esta hipótesis. Los cultivos de cobertura pueden aumentar la absorción de nitrógeno de las plantas y disminuir la acumulación de nitrato, reduciendo de esta manera las emisiones de N_2O del suelo, aunque los resultados no han sido concluyentes. La ureasa y los inhibidores de la nitrificación son también opciones prometedoras en la disminución de las emisiones de N_2O provenientes de los sistemas intensivos de producción pecuaria, pero su aplicación puede ser costosa y los beneficios para el productor limitados.

En general, la estabulación, el tipo de sistema de recolección y de almacenamiento del estiércol y la separación de sólidos y líquidos en su procesamiento, son prácticas que pueden tener impactos significativos en las emisiones de amoníaco y de los GEI provenientes de las instalaciones en donde se crían los animales. La mayor parte de las opciones de reducción de las emisiones de los GEI provenientes del estiércol almacenado, como la reducción del tiempo de almacenamiento, la aireación y el apilamiento apuntan generalmente a disminuir el tiempo necesario para que ocurra el proceso de fermentación microbiana antes de la aplicación en el suelo. Estas prácticas de mitigación son eficaces, pero su viabilidad económica es incierta. Las coberturas semipermeables son valiosas para la reducción del amoníaco, del CH_4 y de olores provenientes del almacenamiento, pero probablemente aumenten las emisiones de N_2O cuando los efluentes se apliquen a los pastos o a los cultivos. Se recomienda la combustión del CH_4 acumulado para producir electricidad o calor. La acidificación (en las áreas en que

la acidez del suelo no es un problema) y el enfriamiento son otros métodos eficaces para la reducción de las emisiones de amoníaco y de CH_4 provenientes del estiércol almacenado. El compostaje puede disminuir con eficiencia el CH_4 , pero puede tener un efecto variable sobre las emisiones de N_2O e incrementar las pérdidas totales de amoníaco y de nitrógeno.

Los digestores anaeróbicos son una estrategia de mitigación recomendada para el CH_4 , generan energía renovable y ofrecen oportunidades para el saneamiento en los países en desarrollo, pero su efecto en las emisiones de N_2O no es claro. El manejo de los sistemas de digestión es importante para evitar que se conviertan en emisores netos de GEI. Algunos sistemas requieren la inversión de un alto capital inicial y, en consecuencia, su adopción es solo posible si se ofrecen incentivos económicos. Los sistemas de digestión anaeróbica no se recomiendan en lugares con temperaturas medias por debajo de los $15\text{ }^\circ\text{C}$, a menos que se disponga de calor adicional y control de la temperatura.

La reducción de la concentración de nitrógeno en el estiércol, la prevención de la formación de condiciones anaeróbicas y la reducción de la entrada de carbono degradable en el estiércol, son estrategias eficaces para la reducción de los GEI provenientes del estiércol aplicado al suelo. La separación de los sólidos del estiércol y los tratamientos previos a la degradación anaeróbica pueden reducir las emisiones de CH_4 provenientes de las aplicaciones sub superficiales del estiércol, las cuales por lo demás pueden ser superiores a aquellas del estiércol aplicado superficialmente. El momento de la aplicación del estiércol (por ejemplo, que coincida con las demandas de nutrientes de los cultivos, que se evite su aplicación antes de la lluvia) y el mantenimiento del pH del suelo por encima de 6,5 también pueden reducir eficazmente las emisiones de N_2O .

PRÁCTICAS DE MITIGACIÓN EN LA CRIANZA DEL GANADO

El aumento de la productividad animal puede ser una estrategia muy eficaz para la reducción de las emisiones de los GEI por unidad de producto animal. Por ejemplo, el mejoramiento del potencial genético de los animales mediante los cruces planeados o la selección dentro de las razas y el logro de este potencial genético a través de una nutrición adecuada y de mejoras en la eficiencia reproductiva, en la sanidad animal y en la vida reproductiva útil son enfoques eficaces para mejorar la productividad animal y reducir la intensidad de las emisiones de los GEI. La reducción del tamaño del hato aumentaría la disponibilidad de alimentos y la productividad de cada animal y de la totalidad del rebaño, lo que disminuiría la intensidad de la emisión del CH_4 . El consumo de alimentos residuales puede ser una herramienta atractiva para la detección de animales que emiten bajos niveles de CH_4 , pero actualmente no hay una evidencia suficientemente clara que pruebe que los animales con un bajo consumo de alimento residual tienen una producción de CH_4 menor por unidad de alimento consumido o de producto animal. Sin embargo, la selección con base en la eficiencia alimenticia producirá animales con una intensidad de emisión de GEI más baja. La diferencia entre las razas con relación a la eficiencia alimentaria también se debe considerar como una opción de mitigación, aunque, en el presente los datos disponibles al respecto, son insuficientes. La reducción de la edad para el sacrificio del ganado bovino y del número de días que los animales se alimentan en los corrales de engorde, mediante mejoras en la alimentación y en la genética, pueden tener un impacto significativo en las emisiones de los GEI provenientes de los sistemas de producción de carne a partir de bovinos o de otros animales.

Se espera que el mejoramiento de la sanidad animal y la reducción de la mortalidad y la morbilidad incrementen la productividad del hato y disminuya la intensidad de las emisiones de los GEI en todos los sistemas de producción ganadera. La aplicación de un conjunto de tecnologías para el manejo de la reproducción, en condiciones intensivas y extensivas, ofrece una oportunidad significativa para la reducción de dichas emisiones. Los enfoques recomendados serán diferentes, según la región y las especies, pero se centrarán en el aumento de las tasas de concepción del ganado de leche, de carne y de los búfalos, en el aumento de la fecundidad en cerdos y pequeños rumiantes, y en la reducción de la pérdida de embriones en todas las especies. El resultado será la menor cantidad de animales de reemplazo, la disminución del número de machos allí donde se adopte la inseminación artificial, una vida productiva más larga y una mayor productividad por animal reproductor.

CONCLUSIONES

En términos generales, el mejoramiento de la calidad de los piensos y de la eficiencia general del uso de los nutrientes en las dietas constituye una práctica eficaz para disminuir las emisiones de los GEI por unidad de producto animal. Diversos suplementos alimenticios tienen el potencial de reducir las emisiones de CH_4 entérico provenientes de los rumiantes, aunque no se han establecido bien sus efectos a largo plazo y algunos son tóxicos o posiblemente no tienen viabilidad económica en los países en desarrollo. Diversas prácticas usadas en la gestión del estiércol tienen un potencial significativo para reducir las emisiones de los GEI provenientes del almacenamiento del estiércol y de su posterior aplicación en el suelo. Las interacciones entre los componentes individuales de los sistemas de producción pecuaria son muy complejas, pero deben ser consideradas cuando se recomienden prácticas para la mitigación de los GEI. Una práctica que puede ser muy exitosa en la reducción del CH_4 entérico, podría aumentar el sustrato fermentable dando lugar a emisiones de GEI desde el estiércol almacenado o aplicado en el suelo. Algunas prácticas de mitigación son sinérgicas y se espera que disminuyan las emisiones de los GEI, tanto las entéricas como las del estiércol (por ejemplo, la mejora en la sanidad y en la productividad animal). La optimización de la productividad animal puede ser una estrategia muy exitosa para la mitigación de las emisiones de los GEI provenientes del sector pecuario, tanto en los países en desarrollo como en los desarrollados.

Abreviaturas y siglas

(H₂)(aq)	Concentración de H ₂ en fase acuosa
AA	Aminoácidos
AC	Aves de corral
Ac:Pr	Relación acetato propionato
ACV	Análisis del ciclo de vida
AFM	Ácido fumárico y málico
AG	Ácido graso
AGV	Ácidos graso volátiles
AM	Agentes microbianos
ARNr	Ácido ribonucleico ribosomal
BCM	Bromoclorometano
BES	2-bromoetanosulfonato
C	Carbono
Ca	Cabras
CAB	Oficina Agrícola del Commonwealth
CAR	Consumo de alimento residual
CBA	Compuestos bioactivos
CBP	Compuestos bioactivos de las plantas
CC	Cultivo continuo
CEB	Consumo de energía bruta
CED	Consumo de energía digestible
CH₄	Metano
CMS	Consumo de materia seca
CNF	Carbohidratos no fibrosos
CO₂	Dióxido de carbono
CO₂-eq	Dióxido de carbono equivalente
CU	Cobre
DCD	Diciandiamida (inhibidor de la nitrificación)
DE	Desviación estándar
DEFRA	Ministerio del Medio Ambiente, la Alimentación y los Asuntos Rurales del Reino Unido

DMO	Digestibilidad de la materia orgánica
DPR	Tasa de preñez de las hijas
EB	Energía bruta
ED	Energía digestible
EE	Extracto etéreo
EEM	Error estándar de la media
EEX	Enzimas exógenas
EGGD	Electroforesis en gel con gradiente de desnaturalización
EM	Energía metabolizable
ENL	Eficiencia del nitrógeno en la leche
EPA	Agencia de Protección Ambiental (EE.UU.)
Eq	Equivalentes
ET	Economías en transición
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FDA	Fibra en detergente ácido
FDN	Fibra en detergente neutro
FDS	Ficha de datos de seguridad
GC	Ganado de carne
GDM	Ganancia diaria media
GEI	Gases de efecto invernadero (en este documento se refiere principalmente a CH ₄ y N ₂ O)
Gen Fec_b	Gen de la fecundidad Boorola Merino
GHD	Granos húmedos de destilería
GHDS	Granos húmedos de destilería con solubles
GL	Ganado de leche
GSD	Granos secos de destilería
GSDS	Granos secos de destilería con solubles
Gt	Gigatoneladas
IA	Inseminación artificial
IE	Intensidad de emisión
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
LCE	Leche corregida en energía
LCG	Leche corregida en grasa
LCGP	Leche corregida en grasa y proteína
ME	Muy eficaz

MO	Materia orgánica
MS	Materia seca
Mt	Millones de toneladas
N	Nitrógeno
N₂O	Óxido nitroso
N₂OR	Oxido nitroso reductasa
NAT	Nitrógeno amoniacal total
NC	Nivel de consumo
NDT	Nutrientes digestibles totales
NH₃	Amoníaco
NIRS	Espectroscopia de reflectancia en el infrarrojo cercano
NNP	Nitrógeno no proteico
NO_x	Dióxido de nitrógeno
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
P	Fósforo
PAA	Pastos con alto contenido de azúcares
PC	Proteína cruda
PCG	Potencial de calentamiento global
PDR	Proteína degradable en el rumen
PL	Productos basados en levaduras
PM	Proteína metabolizable
PnDR	Proteína no degradable en el rumen
PV	Peso vivo
rbST	Somatotropina recombinante bovina
RCP	Reacción en cadena de la polimerasa
RTM	Ración total mezclada
SF₆	Hexafluoruro de azufre
SSA	Sur y sureste de Asia
TE	Todas las especies
TR	Todos los rumiantes
TS	Torta de soja
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos
UV	Ultravioleta
Ym	Energía de CH ₄ emitida como porcentaje de la EB consumida
Zn	Zinc

Introducción

EMISIONES GLOBALES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO, DIFERENTES AL CO₂, PROVENIENTES DEL GANADO

Sin lugar a dudas, el sector pecuario representa una fuente significativa de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en todo el mundo, al generar dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) a lo largo del proceso productivo. El ganado contribuye con el cambio climático al emitir GEI, bien sea directamente (P. ej., a través de la fermentación entérica o el estiércol) o indirectamente (P. ej., por las actividades desarrolladas durante la producción de piensos y la conversión de bosques en pastizales). Se ha calculado, con base en el análisis del ciclo de vida (ACV), que el sector emite aproximadamente 7,1 Gt de CO₂-eq/año, o cerca del 18 por ciento del total de las emisiones de los GEI antrópogénicas (Steinfeld *et al.*, 2009).

Steinfeld *et al.* (2009) calcularon las principales fuentes de emisión a lo largo de la cadena de suministro pecuario de la siguiente manera (cifras en revisión):

- El uso y el cambio del uso de la tierra: 2,5 Gt CO₂-eq/año, incluyendo los bosques y otra vegetación natural reemplazada por pastizales y cultivos de piensos en el Neotrópico (CO₂) y el carbono (C) liberado del suelo, así como los pastizales y tierras cultivables dedicadas a la producción de piensos (CO₂);
- La producción de piensos (excepto el C liberado del suelo): 0,4 Gt CO₂-eq/año, incluyendo el combustible fósil usado en la elaboración de fertilizantes químicos destinados a los cultivos para la producción de piensos (CO₂) y a la aplicación de fertilizantes químicos en los cultivos para piensos, y a los cultivos de leguminosas para piensos (N₂O);
- La producción animal 1,9 Gt CO₂-eq/año, incluyendo la fermentación entérica de los rumiantes (CH₄) y el uso de combustibles fósiles en las granjas (CO₂);
- La gestión del estiércol: 2,2 Gt CO₂-eq/año, principalmente a través del almacenamiento, de la aplicación y la deposición del estiércol (CH₄, N₂O);
- Procesamiento y transporte internacional: 0,03 Gt CO₂-eq/año.

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007) que sigue un procedimiento de atribución diferente estimó las emisiones antropogénicas de los GEI totales provenientes de la agricultura entre el 5,1 y el 6,1 Gt CO₂-eq/año en el 2005 (o del 10 al 12 por ciento del total) y por encima del 30 por ciento cuando se incluían el uso y el cambio del uso de la tierra (Smith *et al.*, 2007a).

Con base en un informe de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA, 2006), es posible calcular la contribución directa del ganado a las emisiones globales diferentes del CO₂, es decir, de CH₄ y de N₂O. Según este informe, las emisiones globales de CH₄ entérico fueron calculadas y proyectadas en 2 079 y 2 344 Mt CO₂-eq/año para los años 2010 y 2020, respectivamente; y las emisiones de CH₄ del

almacenamiento del estiércol en 470 y 523 Mt CO₂-eq/año. Mientras tanto, se calculó que las emisiones de N₂O, producto de varias prácticas de cultivos (incluidas las emisiones provenientes de los fertilizantes, de la aplicación de estiércol y de su deposición directa por el ganado) ascenderían a 2 482 y 2 937 Mt CO₂-eq/año, respectivamente.

En el informe no se especificaron las emisiones de N₂O del suelo atribuibles al estiércol, pero estas fueron estimadas por O'Mara (2011), con base en las emisiones agregadas de N₂O del suelo calculadas en el informe de la EPA, en cerca del 48 por ciento del total de las emisiones de N₂O provenientes del ganado (excluido el almacenamiento de estiércol), las cuales equivaldrían a 1 191 y 1 410 Mt CO₂-eq/año, respectivamente,

Por lo tanto, de acuerdo con los datos de la EPA (2006), el total de las emisiones de los GEI, distintas al CO₂, provenientes directamente del ganado, ascienden a 3 740 y 4 277 Mt CO₂-eq/año para los años 2010 y 2020. Al proyectar los datos del IPCC (IPCC, 2007) para el 2010 y el 2020 (una relación lineal $r^2 = 0,98$), siguiendo el informe de la EPA (2006), las emisiones directas del ganado, diferentes al CO₂, contribuyen con aproximadamente entre el 7,3 y el 7,5 por ciento de las emisiones globales de los GEI en 2010 y 2020, respectivamente. Otros han calculado entre el 8 y el 11 por ciento la contribución de la producción ganadera a las emisiones globales de los GEI (O'Mara, 2011).

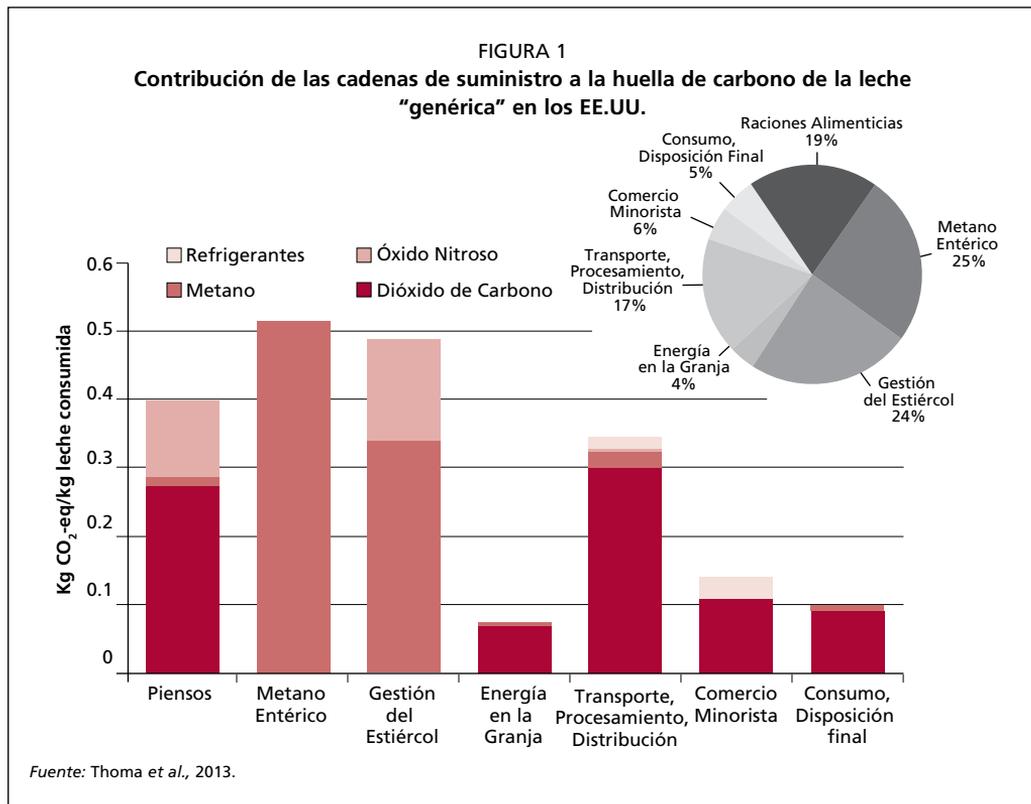
Según las estimaciones para los Estados Unidos de América (EPA, 2011), la ganadería representó alrededor del 3,1 por ciento de la emisión total de los GEI en 2009, pero fue el segundo mayor emisor de CH₄ (28 por ciento del total de emisiones) y el estiércol animal fue la tercera mayor fuente de N₂O (6 por ciento de las emisiones totales). Ambos gases son potentes GEI con un potencial de calentamiento global (PCG) de 25 y 298 CO₂-eq (kg/kg; Solomon *et al.*, 2007). En los sistemas de producción basados en pastoreo en países con un gran sector agrícola, como Argentina y Nueva Zelanda, la contribución del ganado a las emisiones de los GEI es notablemente mayor (Leslie *et al.*, 2008; O'Mara, 2011).

Los principales procesos que contribuyen a las emisiones directas de los GEI, diferentes al CO₂, provenientes del ganado son: la fermentación entérica y la descomposición del estiércol. Estos procesos constituyen la fuente principal de CH₄ y de N₂O en cualquier sistema de producción animal y son las áreas en las cuales se enfatiza en el presente estudio.

El análisis del ciclo de vida de varios sistemas de producción pecuaria han mostrado que las emisiones producidas en las granjas constituyen la mayor contribución a la huella del C en las cadenas de suministro de carne y de leche (Roy *et al.*, 2009; Beauchemin *et al.*, 2010; Peters *et al.*, 2010; FAO, 2010; Kristensen *et al.*, 2011; Thoma *et al.*, 2013; Figura 1).

En consecuencia, los rumiantes y sus emisiones gaseosas (entéricas o del estiércol) deberían ser el foco principal de un programa exitoso de mitigación de los GEI.

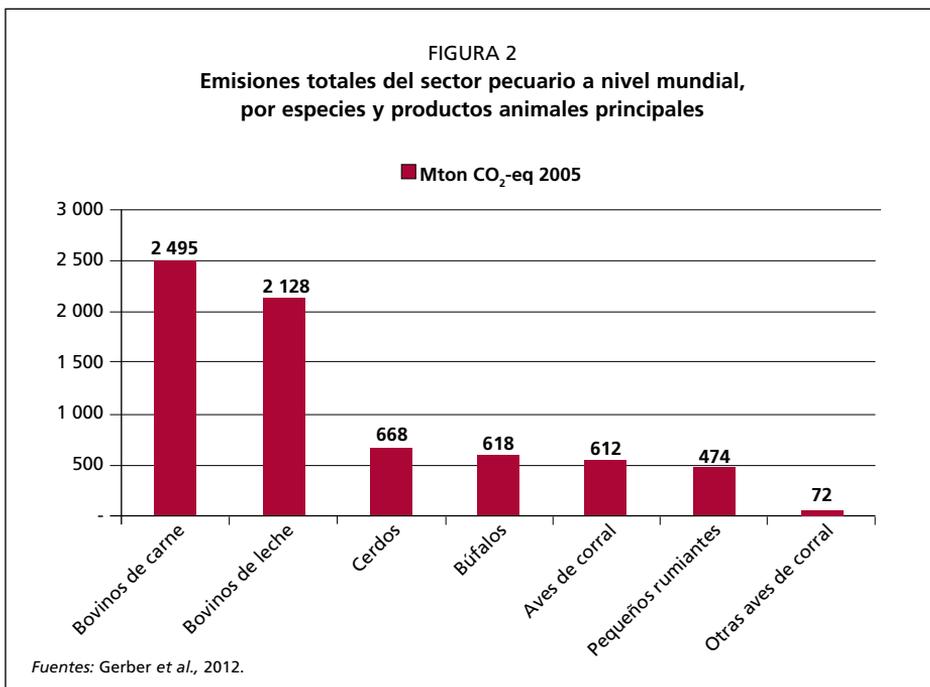
Igualmente, en la industria porcina, los animales son los principales contribuyentes a las emisiones de los GEI. Un informe sobre el ACV de esta industria en los Estados Unidos de América presentó el siguiente desglose de las contribuciones a las emisiones producidas en cada etapa del ciclo: el 9,6 por ciento corresponde a las cerdas de cría (incluyendo el alimento y el manejo del estiércol); el 52,5 por ciento, a los lechones hasta la ceba y finalización (incluyendo el alimento y el manejo del estiércol); el 6,9 por ciento, a la transformación y el embalaje (5,6 y 1,3 por ciento respectivamente); el 7,5 por ciento, al comercio minorista



(electricidad y refrigeración); y el 23,5 por ciento al consumidor (refrigeración, cocción y el CH₄ originado en los rellenos sanitarios) (Thoma et al., 2011).

Las principales fuentes de emisiones de los GEI en la industria avícola pueden ser muy diferentes según el tipo de producción. Una evaluación del ACV de la industria avícola de los Estados Unidos de América encontró que en las galpones de engorde, excluida la alimentación, el 91 por ciento de las emisiones son de tipo mecánico (compra de electricidad, maquinaria estacionaria y móvil) y solo el 9 por ciento de tipo no mecánico (fermentación entérica y gestión del estiércol). Sin embargo, se calculó que en los galpones de reproductoras el 66 por ciento de las emisiones de los GEI eran de origen no mecánico mientras que el 35 por ciento eran de tipo mecánico (Dunkley, 2012).

Sin embargo, los animales monogástricos son emisores de GEI de poca importancia con relación a los rumiantes. Para los cerdos, el IPCC (2006a) asume factores de emisión entérica de CH₄ que corresponden aproximadamente al 1,2 y 2,8 por ciento de los factores de emisión del ganado bovino [1,5 frente a 53 (animales de levante o ceba) o 128 kg CH₄ /cabeza/año (vacas lecheras de alto rendimiento en América del Norte)]. Trabajos recientes han calculado que las emisiones de los GEI provenientes de los cerdos equivalen aproximadamente al 9,5 por ciento del total de las emisiones producidas por el ganado (Gerber et al., 2012), mientras que la contribución de las aves de corral alcanza el 9,7 por ciento (Figura 2).



Los herbívoros monogástricos domésticos (caballos, asnos, mulos, burdéganos) producen metano entérico como resultado del proceso de fermentación en su intestino grueso. No obstante, como se discutirá en la sección siguiente, los fermentadores del intestino grueso no producen tanto CH₄ por unidad de alimento fermentado como los rumiantes, posiblemente por la disponibilidad de sumideros de hidrógeno diferentes al CH₄ (Jensen, 1996). El IPCC (2006a) asume unas emisiones entéricas de CH₄ para los caballos de 18 kg/cabeza/año (frente a 128 kg para una vaca lechera de alto rendimiento con el mismo peso vivo). Con una población mundial de alrededor 58,8 millones de cabezas (FAOSTAT, 2010), las emisiones entéricas globales de los equinos se pueden estimar en aproximadamente 1,1 Mt CH₄/año. Asumiendo un potencial de calentamiento global de 25, las emisiones de CH₄ entérico de los caballos representan 26,5 Mt CO₂-eq/año, lo cual equivale aproximadamente al 0,6 por ciento de las emisiones de los GEI mundiales generadas por los vacunos (basado en Gerber et al., 2012).

Las arqueas metanógenas habitan en el sistema digestivo y han sido aisladas en las heces de muchos animales monogástricos y herbívoros no rumiantes (Jensen, 1996). En estas especies el CH₄ se forma por procesos similares a los ocurridos en el rumen e igualmente se incrementa con la ingestión de alimentos fibrosos (Jensen, 1996). Sin embargo, como lo ha señalado Jensen (1996), en cerdos y probablemente en otras especies monogástricas, la formación de CH₄ no es el único sumidero de hidrógeno y los resultados de la medición de su producción son considerablemente menores que los cálculos estequiométricos. A partir de un resumen de los datos publicados, Jensen (1996) estimó que un cerdo con un peso de 100 kg produce aproximadamente el 4,3 por ciento de la emisión diaria de CH₄ de una vaca de 500 Kg (0,10 frente a 0,46 L CH₄/día por kg de peso vivo,



AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE, A. COLE

Fotografía 1
*Corral de engorde al aire libre en el Texas
Panhandle, Estados Unidos de América*

respectivamente) Los animales herbívoros como el caballo, consumen principalmente alimentos fibrosos y emiten cantidades mayores de CH_4 que las especies monogástricas que consumen dietas sin fibra, pero su producción de CH_4 por unidad de peso corporal sigue siendo significativamente más baja que la de los rumiantes (0,16 frente a 0,46 L CH_4 /día por kg de peso vivo, según Jensen, 1996).

Los animales silvestres, especialmente los rumiantes, también emiten CH_4 de la fermentación entérica en sus complejos estómagos o en el intestino grueso (Crutzen *et al.*, 1986; Jensen, 1996; Galbraith *et al.*, 1998; Kelliher y Clark, 2010). La contribución actual de los rumiantes salvajes a las emisiones globales de los GEI es relativamente baja. Crutzen *et al.* (1986) estimaron que las emisiones globales de CH_4 de estos rumiantes representa entre el 2,5 y 7,7 por ciento (2 a 6 Tg/año) del total de las emisiones de CH_4 provenientes de los animales domésticos y salvajes (78 Tg/yr). Las emisiones de CH_4 entérico de los rumiantes salvajes (bisonte, alce y ciervo) en los estados contiguos a los Estados Unidos de América se estimaron en aproximadamente 6 Tg CO_2 -eq/año, o el 4,3 por ciento de las emisiones de los rumiantes domésticos (Hristov, 2012). No obstante, en el período anterior a la colonización, los rumiantes salvajes en esta misma zona emitieron entre 62 y 154 Tg CO_2 -eq/año, dependiendo del tamaño de la población de bisontes asumida, cifra que en promedio equivale al 86 por ciento de las emisiones actuales de los rumiantes domésticos en los EE.UU. (Hristov, 2012). Kelliher y Clark (2010) también realizaron una estimación similar de las emisiones históricas del CH_4 entérico del bisonte y del actual ganado bovino en las Grandes Llanuras Norteamericanas.

En el contexto mundial, se debe prestar especial atención a la mitigación de las emisiones de los GEI en los países en desarrollo. De acuerdo con el informe del IPCC de 2007, cerca del 70 por ciento del potencial técnico de mitigación mundial de la agricultura se encuentra en los países no pertenecientes a la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico), y en las ET (economías en transición, de la antigua Unión Soviética y Europa del Este); el 20 por ciento en los países de la OCDE (es decir, los países más desarrollados) y el 10 por ciento en los países ET (Smith *et al.*, 2007a). Cálculos de la Agencia para la Protección Ambiental de los EE. UU. (2006) proyectaron para 1990-2020, tasas más elevadas de incremento de las emisiones totales de los GEI en los países en desarrollo del Oriente Medio, África, América Latina, Asia Oriental y Suroriental (tasas de crecimiento de 197, 104, 86, 64 y 58 por ciento, respectivamente) que en los países desarrollados

(se calculó que en los países de la OCDE el crecimiento de las emisiones sería del 10 por ciento). Como ha señalado O'Mara (2011), los países de Europa, de América del Norte y de la antigua Unión Soviética no europea produjeron el 46,3 por ciento de la energía en carne y leche a partir de rumiantes y solamente el 25,5 por ciento de las emisiones de CH₄ entérico en 2005. En contraste, Asia, África y América Latina produjeron una cantidad similar (47,1 por ciento) de la energía en carne y leche procedente de rumiantes, pero una proporción considerablemente más alta (casi el 69 por ciento) de las emisiones de CH₄ entérico.

ALCANCE Y ENFOQUE

Al analizar los impactos de varias prácticas en las emisiones de los GEI, diferentes al CO₂, los autores de este documento no tuvieron en cuenta el impacto de estas prácticas en el contexto de la granja en su conjunto o del ciclo productivo. Esta tarea solo se puede lograr a través del ACV, lo que está más allá del alcance de este informe. Tampoco consideraron los factores económicos de las prácticas de mitigación, que también superan el alcance de este trabajo. Además, no se realizó un análisis referente al hecho que cada sistema de producción animal tiene diferencias en sus insumos y productos (por ejemplo, gran cantidad de cereales frente al pastoreo en los sistemas de carne y leche). Igualmente, no se hizo ningún esfuerzo para recomendar un determinado sistema de producción animal. Los mercados, las relaciones de oferta y de demanda y la aceptación de los consumidores son los que definen la prevalencia de un sistema de producción en una determinada región geográfica o en un momento particular. Lo que es rentable para el consumidor y aceptable para la sociedad hoy, puede no serlo mañana.

Un ejemplo de las complejas interacciones anteriores es el sistema de producción de carne vacuna en los corrales de engorde en los Estados Unidos de América. En este sistema, el ganado se termina de cebar con dietas que contienen entre 85 y 90 por ciento de granos, lo que posibilita argumentar que, un sistema con tan alta dependencia en cereales que podrían ser usados con más eficiencia en la producción de huevos o de carne a partir de monogástricos o destinarse directamente al consumo humano, no es sostenible a largo plazo. Pero la industria de la carne en este país es impulsada por el mercado y los consumidores están dispuestos a pagar el precio de consumir carne obtenida con cereales en la fase de finalización. De otro lado, los cultivadores de cereales de los EE.UU., han alcanzado unos rendimientos excepcionalmente altos y necesitan un mercado para sus productos, que es proporcionado por la industria del ganado y más recientemente por las industrias de los biocombustibles. Este equilibrio entre la oferta y la demanda ha funcionado bien en los EE.UU, pero probablemente no será un modelo para otras condiciones geográficas o económicas.

Adicionalmente, algunos análisis basados en el ACV han mostrado que la carne producida a partir de cereales tiene un impacto ambiental menor que aquella que es producida en los sistemas de alimentación en pastizales (Crosson *et al.*, 2011; O'Mara, 2011) y que la mayor cantidad de emisiones de los GEI en un sistema de producción de carne (alrededor del 80 por ciento del total) ocurre en la fase de lactancia donde las vacas y sus terneros están consumiendo predominantemente dietas basadas en forrajes (Beauchemin *et al.*, 2011). Resultados análogos se pueden extraer para la industria de la leche (Hagemann *et al.*, 2011). Estos análisis, sin embargo, no siempre tienen en cuenta todos los insumos y productos, y las conclusiones con frecuencia dependen de los supuestos proyectados en el ACV.

De acuerdo con otras estimaciones, aspectos como la inclusión de las emisiones de CO₂ de todos los insumos, la pérdida de materia orgánica del suelo ocurrida en la producción de cereales y la contabilización del aporte de los pastizales a la captura de carbono, podrían cambiar significativamente el valor de las emisiones totales de los GEI CO₂-eq y explicar la variabilidad en los resultados en los ACV de los sistemas de producción de leche (Gill *et al.*, 2010; Martin *et al.*, 2010a; Doreau *et al.*, 2011a; Waghorn y Hegarty, 2011).

Enfoque

Durante la preparación de este documento se seleccionaron y revisaron más de 900 publicaciones. El objetivo fue resumir y evaluar críticamente las prácticas disponibles para la mitigación del CH₄ y del N₂O. Los parámetros para estimar el potencial de mitigación deberían ser estandarizados, lo que facilitaría la comparación de datos entre estudios que usan diferentes tipos de análisis. El término “intensidad de emisión” (IE - CH₄/unidad de producto animal) se introdujo para la emisión del CH₄ entérico (Leslie *et al.*, 2008) y, por el hecho de estar basado en las emisiones por unidad de producto, refleja con mayor exactitud el impacto de una determinada práctica de mitigación en la emisión de metano entérico, en el consumo de alimento y en la productividad animal, en comparación con la escala por unidad de consumo de alimento.

Este análisis se ha enfocado en el CH₄ y en el N₂O como los principales GEI, diferentes al CO₂, provenientes de los sistemas de producción pecuaria. El amoníaco (NH₃) no es un GEI pero tiene impactos ambientales significativos y por lo tanto se consideraron los efectos de las prácticas de reducción de su emisión (provenientes principalmente del almacenamiento del estiércol y de su aplicación en el suelo). Este gas es un gran contaminante del agua y del aire y sus efectos sobre el medio ambiente no se restringen a las áreas cercanas a la fuente de emisión. El tiempo de vida promedio del NH₃ atmosférico se ha estimado entre 3 y 4 días y, para citar un ejemplo, se ha calculado que el NH₃ emitido en las granjas de las cuencas centrales de Pensilvania puede alcanzar la Bahía de Chesapeake en la costa oriental de los EE.UU. en menos de 24 horas (ver la discusión en Hristov *et al.*, 2011a). Con base en un enfoque de balance de masa del nitrógeno (N), se estimó que es posible que el N ingerido por una vaca lechera desaparezca de la leche o del estiércol después de 24 horas (la mayor parte se pierde como NH₃; las pérdidas del ganado de carne en los corrales de engorde pueden ser aun más grandes y pueden alcanzar el 50 por ciento) (Hristov *et al.*, 2011a). En 100 vacas lecheras a las que se les suministra una ración con 17 por ciento de proteína cruda (estándar para la industria lechera Estadounidense.), esta pérdida puede ascender a 12 kg de N/día o 4 400 kg/año. Este N se puede depositar a través de las deposiciones secas o húmedas y puede contribuir a la lixiviación de N y a la contaminación de las aguas subterráneas al igual que a la emisión de N₂O del suelo. Por lo tanto, las emisiones de NH₃ se deben considerar en el contexto de la sostenibilidad ambiental de la granja de manera integral.

En el ACV se usa el CO₂-equivalente (CO₂-eq) para estandarizar las unidades de insumo y de producto a lo largo del sistema de producción. Un buen ejemplo de la importancia del uso de las unidades adecuadas para evaluar el potencial de mitigación de los GEI fue dado por del Prado *et al.* (2010). A partir de un análisis de simulación de las prácticas de mitigación en granjas lecheras del Reino Unido, estos autores concluyeron que la mayor parte de los métodos para reducir las emisiones de los GEI por unidad de leche se basan en

el aumento de la eficiencia del uso del N en toda la granja, con el resultado que se requería menos superficie para cultivar los forrajes necesarios para producir la misma cantidad de leche. Sin embargo, se registró un incremento en las emisiones de los GEI por unidad de tierra cultivable.

El análisis de este estudio puso especial énfasis en los datos obtenidos con experimentación en animales. Los datos obtenidos con sistemas de simulación del rumen de cultivo discontinuo o continuo fueron excluidos deliberadamente. Los sistemas *in vitro* son convenientes para la detección de un gran número de tratamientos, con suficiente replicación, en poco tiempo y a una fracción del costo de un estudio en animales. Sin embargo, debido a varios factores inherentes a todos los sistemas *in vitro*, los productos finales de la fermentación se acumulan (sistemas de cultivo discontinuo), la comunidad microbiana original se puede degenerar y los protozoarios generalmente desaparecen. Los sistemas de cultivo continuo se han diseñado para subsanar estos problemas y proporcionar un ambiente estable para ensayar los modificadores del rumen. Sin embargo, ninguno de los dos sistemas puede dar respuesta a la cuestión de la adaptabilidad a largo plazo del ecosistema del rumen a un tratamiento.

Existen numerosos ejemplos de grandes discrepancias entre los resultados *in vivo* y los cultivos continuos dentro de las mismas series experimentales¹. Un metaanálisis de estudios de cultivos continuos (180 estudios con más de 1 000 tratamientos individuales) concluyó que los sistemas de cultivo continuo generalmente se caracterizan por concentraciones más bajas de acetato, conteos extremadamente bajos de protozoarios ruminales o ausencia de estos y una digestibilidad más baja de la materia orgánica (MO) y de la fibra en detergente neutro (FDN) cuando se comparan con la digestión *in vivo* (Hristov *et al.*, 2012a). Este análisis mostró que la variabilidad fue mucho más alta en los datos de los cultivos continuos que en los *in vivo*.

Los modelos y el ACV son herramientas importantes y útiles para predecir los efectos de las prácticas individuales de mitigación y de las interacciones entre ellas. Los análisis de Velthof *et al.* (2009) y del Prado *et al.* (2010), antes mencionados, son sólo dos ejemplos de las oportunidades que ofrecen estos enfoques. Sin embargo, el propósito del siguiente análisis fue el de emplear datos experimentales *in vivo* para que las conclusiones y las recomendaciones extraídas puedan ser a su vez utilizadas en ejercicios de modelización y de ACV. Por lo tanto, se consideró que, con pocas excepciones, los datos basados en estudios *in vitro* y en trabajos de modelización no serían tenidos en cuenta en la elaboración de este documento.

Otro punto importante es que las prácticas de mitigación, en particular las relacionadas con el CH₄ entérico, se deben estudiar por la persistencia del efecto, es decir, más allá del determinado número de semanas de tratamiento que se empleen en los ensayos de cuadrado latino o diseño cruzado utilizados regularmente en nutrición animal y que también son potencialmente sujetos de efectos diferidos entre los tratamientos (Titgemeyer, 1997). El ecosistema ruminal se puede adaptar a algunos compuestos bioactivos (P.ej. saponinas) y tal vez a otros no (Makkar y Becker, 1997; Wallace *et al.*, 2002). Desafortunadamente, aunque los científicos tienen consciencia de este problema, muy pocos estudios han examinado el

¹ Ver Devant *et al.* (2001); Dann *et al.* (2006); Sniffen *et al.* (2006); Carro *et al.* (2009); Molina-Alcaide *et al.* (2009); y Cantalapiedra-Hijar *et al.* (2011).

efecto a largo plazo de los agentes o de las prácticas de mitigación. Por lo tanto, es fundamental la necesidad de datos sobre la persistencia del efecto que soportan la mayor parte de las prácticas de mitigación del CH₄ descritas en este documento.

Recientemente, Flachowsky y Lebzien (2012) propusieron un proceso de investigación para evaluar los efectos de las sustancias fitogénicas en la fermentación ruminal y en la producción de CH₄. Según estos autores el proceso de evaluación debe incluir: (1) caracterización botánica de la planta (s) y su composición; (2) caracterización analítica de las sustancias fitogénicas activas; (3) estudios *in vitro* para probar los efectos de las sustancias en la fermentación ruminal y en la metanogénesis (selección); (4) estudios *in vivo* (P. ej. consumo de alimento, fermentación ruminal, emisiones de CH₄; y (5) estudios de alimentación a largo plazo con las especies animales y categorías pertinentes (P. ej. sanidad animal y rendimiento, calidad e inocuidad de los alimentos de origen animal, impacto ambiental, adaptación de los microbios). Los dos últimos pasos de esta lista son fundamentales y se aplican claramente a todos los modificadores del rumen, y deben seguir lógicamente cualquier proyecto *in vitro* de mitigación del CH₄.

Por último, un aspecto primordial de todas las prácticas de mitigación que se debe considerar es la probabilidad de adopción que tienen. Es poco probable que los agricultores adopten prácticas que (1) no tengan beneficio económico para la operación de su granja; (2) no sean obligatorias y apoyadas por subsidios gubernamentales (P. ej. digestores anaeróbicos en los EE.UU). Un ejemplo de una práctica de mitigación económicamente viable es la reducción de la proteína en exceso en la dieta de las especies rumiantes y no rumiantes, que además de permitir la disminución de las emisiones de NH₃ y N₂O del estiércol, genera ahorros en los costos de los piensos y aumento en las ganancias del productor.

Prácticas de mitigación

Revisiones detalladas sobre las tecnologías de mitigación del N₂O y del CH₄ y de la sostenibilidad integral de la granja ya han sido publicadas² y los datos de estos informes han sido ampliamente utilizados en la preparación de este documento. EL análisis se centró principalmente en las prácticas de mitigación para los rumiantes porque las emisiones de los GEI de estas especies representan más del 75 por ciento del total de las emisiones de CO₂e_q provenientes del ganado (Steinfeld *et al.*, 2006). Se evaluaron las prácticas de mitigación en los siguientes ámbitos:

1. Fermentación entérica
2. Estiércol y gestión del estiércol
3. Crianza de los animales

La mayor parte de los estudios incluidos en este documento examinaron las prácticas de mitigación de forma aislada y rara vez discutieron las posibles interacciones en el contexto de todo el sistema de producción. Como se dijo anteriormente, las implicaciones de las diversas interacciones entre las prácticas de mitigación se pueden entender mejor a través del ACV. Como concluyó del Prado *et al.* (2010) a partir de una simulación de las explotaciones lecheras del Reino Unido, “la eficacia de una combinación de prácticas de mitigación de los GEI no se puede evaluar mediante la simple adición de la eficacia de cada método aplicado por separado”. Estos autores calcularon una reducción del 45 por ciento de las emisiones de los GEI (por litro de leche producida) cuando se aplicaron simultáneamente de 5 a 8 prácticas de mitigación, en comparación con una reducción del 55-65 por ciento cuando simplemente se añadieron los potenciales de mitigación de cada práctica aplicada singularmente. En este caso, la discrepancia en el impacto previsto se debió principalmente a las predicciones de emisión de N₂O, mientras que la discrepancia en las estimaciones de emisiones de CH₄ fue insignificante. Estos y otros resultados dependen de los insumos y los supuestos del modelo, pero también sugieren un sistema de interacciones de estiércol-suelo-planta más complejo que aquel de animal-estiércol.

Asimismo, es importante que las evaluaciones de las prácticas de mitigación tengan en cuenta la “contaminación de intercambio”, es decir, la disminución de la emisión de un GEI mientras se aumenta la de otro, o el aumento de la emisión del mismo gas aguas arriba o aguas abajo. La contaminación de intercambio puede ocurrir como resultado de la manipulación de la dieta, por ejemplo, la reducción del N dietético para mitigar las emisiones de N₂O proveniente de la aplicación del estiércol al suelo puede aumentar la emisión entérica de CH₄ debido al aumento de la ingestión de carbohidratos (asumiendo que los

² Ver Harris y Kolver (2001); Clemens y Ahlgrimm (2001); de Klein *et al.* (2001); Boadi *et al.* (2004); Clemens *et al.* (2006); Monteny *et al.* (2006); Kebreab *et al.* (2006); Beauchemin *et al.* (2007b; 2009a); Ellis *et al.* (2008); de Klein y Eckard (2008); Christie *et al.* (2008); Pollok (2008); Roy *et al.* (2009); Baudracco *et al.* (2010); Eckard *et al.* (2010); Martin *et al.* (2010a); Place and Mitloehner (2010); Sarnklong *et al.* (2010); Beauchemin *et al.* (2011); Cottle *et al.* (2011); Crosson *et al.* (2011); Hristov *et al.* (2011a); y Goel y Makkar (2012).

carbohidratos reemplazan proteína en la dieta). La contaminación de intercambio también puede ocurrir con la aplicación de prácticas de reducción de las emisiones del estiércol, por ejemplo, el uso de inhibidores de la nitrificación para disminuir las emisiones de N_2O puede aumentar la acumulación de amonio y, en consecuencia, aumentar la lixiviación de los nitratos y la volatilización del NH_3 .

La exactitud y la precisión de las técnicas de medición es otra consideración importante a la hora de examinar las prácticas de mitigación. Por ejemplo, varias publicaciones han revisado diversos aspectos de la medición del CH_4 entérico, con especial énfasis en la técnica del hexafluoruro de azufre (SF_6)³. La técnica de trazado por SF_6 ha sido criticada por producir una variabilidad mayor que las técnicas establecidas para medir la producción de CH_4 , tales como las cámaras de respiración. McGinn *et al.* (2006) y Clark (2010), por ejemplo, encontraron relativamente buena correspondencia en la media grupal de las mediciones de las emisiones de CH_4 entre los métodos de SF_6 y de cámara, pero la variabilidad fue mayor con la técnica de SF_6 (Clark, 2010). La correlación entre los valores de emisión obtenidos de animales individuales y la repetibilidad en las tasas estimadas también fue baja para el método de SF_6 (Clark, 2010; Pinares-Patiño *et al.*, 2010). Varios factores, incluidos la velocidad de penetración (Pinares-Patiño y Clark, 2008; Martin *et al.*, 2010b), la retención del trazador en el tubo digestivo (Lassey *et al.*, 2011), y el diferente comportamiento de los trazadores frente a los gases traza (Pinares-Patiño *et al.*, 2010) pueden afectar las mediciones de las emisiones de CH_4 con la técnica de SF_6 . Los sistemas de producción de gas *in vitro* se han modificado para medir el CH_4 (Pellikaan *et al.*, 2011a; Navarro-Villa *et al.*, 2011), pero adolecen de los mismos inconvenientes de todas las técnicas *in vitro* (véase la discusión anterior). Además se han propuesto nuevos enfoques *in vivo* pero no se ha establecido su exactitud y precisión (Storm *et al.*, 2012; Nelson *et al.*, 2012). Por lo tanto, en la evaluación de las prácticas de mitigación, es importante examinar exhaustivamente los métodos de medición utilizados, sobre todo con relación a la producción de CH_4 entérico.

En general, se debe tener cuidado con las expectativas poco realistas en la reducción de las emisiones de los GEI, diferentes al CO_2 , en el sector pecuario. En cualquier sistema de producción, la rentabilidad es a menudo el factor de decisión más importante para determinar la adopción de las diferentes prácticas de mitigación que se describen en este documento. Cualquier práctica que requiera una inversión adicional y que no sea compensada por una entidad externa (por ejemplo, el gobierno) o pueda disminuir la productividad animal o aumentar los costos de producción, probablemente será rechazada por el productor ganadero.

Al evaluar el potencial de mitigación de las distintas prácticas, los usuarios deben tener en cuenta los efectos combinados de las interacciones entre los procesos animal-estiércol-suelo-cultivo en relación con la rentabilidad a nivel de toda la granja, la efectividad en campo (frente a los resultados experimentales) y la tasa de adopción probable.

³ Ver Lassey *et al.* (2001); Lassey (2007); McGinn *et al.* (2006); Pinares-Patiño y Clark (2008); Williams *et al.* (2011); Lassey *et al.* (2011); y Storm *et al.* (2012).



NATIONAL DAIRY DEVELOPMENT BOARD, INDIA

Fotografía 2

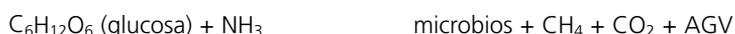
Medición del CH_4 entérico en una vaca utilizando la técnica de SF_6 en un pueblo de la India

FERMENTACIÓN ENTÉRICA

Introducción a la estequiometría de la fermentación de los carbohidratos en el rumen

El CH_4 y el CO_2 son subproductos naturales de la fermentación microbiana de los carbohidratos y, en menor medida, de los aminoácidos(AA) en el rumen y el intestino grueso de los animales de granja. El metano se produce en condiciones estrictamente anaeróbicas por procariontes metanógenos altamente especializados, los cuales son todas arqueas. En los rumiantes, la mayor parte del CH_4 entérico se produce en el retículo-rumen. Según Murray *et al.* (1976) y Muñoz *et al.* (2012) las emisiones rectales representan alrededor del 2 al 3 por ciento del total de las emisiones de CH_4 de ovejas o vacas lecheras. Murray *et al.* (1976) estimaron que del 13 por ciento del CH_4 entérico total producido en el intestino grueso de ovejas, sólo el 11 por ciento se excreta a través del ano y el 89 por ciento restante se elimina por los pulmones.

En la Figura 3 se representa un esquema simplificado de las principales rutas de fermentación de los carbohidratos y la formación del producto final en el medio ambiente del rumen. La estequiometría general de las reacciones ha sido descrita por Van Soest (1994) de la siguiente manera:



Así, los productos de la fermentación microbiana de los carbohidratos son los ácidos grasos volátiles (AGV), el metano (CH_4) y el dióxido de carbono (CO_2). Los alcoholes y el lactato también se forman durante este proceso, pero en general se reconoce que son de poca importancia en el rumen (excepto en los casos en que el lactato se acumula causando acidosis ruminal). Como lo ha indicado Van Soest (1994), el problema básico en el metabolismo anaeróbico es el almacenamiento del oxígeno (es decir, como CO_2) y la eliminación de los equivalentes de hidrógeno

(H₂) (es decir, como CH₄). El CH₄, formado a partir del CO₂ directamente o a través del formiato, es el sumidero más importante de "2H" (el aceptor último de la reducción de los equivalentes de NADH+H⁺, FADH₂, o ferredoxina reducida, comúnmente conocida como 2H porque pares de protones y electrones son donados y aceptados en las reacciones metabólicas) en el rumen:



Aunque el CH₄ se puede producir a partir de los AGV y existen sumideros de H₂ en otras rutas metabólicas (acetogénesis, por ejemplo), estos procesos parecen ser de poca importancia en el rumen (Russell y Wallace, 1997). Como se muestra en la Figura 3, los principales AGV (acetato, propionato y butirato) producen diversas cantidades de H₂ siendo el propionato un sumidero de 2H disminuyendo de este modo la cantidad total de 2H disponible para reducir el CO₂ en CH₄. El propionato se puede formar por dos vías diferentes, succinato y acrilato, que implican diferentes bacterias; la ruta del succinato es considerada de primordial importancia en el rumen (Russell y Wallace, 1997).

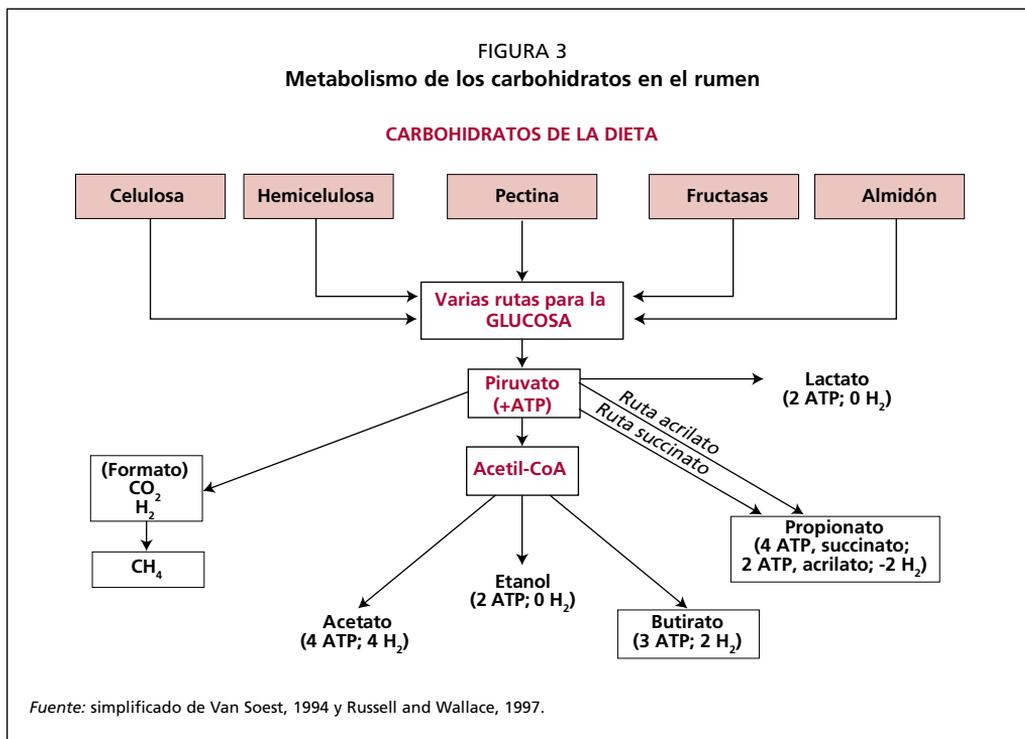
Recientemente, se ha descrito un nuevo grupo de metanógenos metilotróficos (el llamado rumen clúster-C) que no requiere hidrógeno como fuente de energía y que al parecer juega un papel importante en la formación de CH₄ en los rumiantes (Poulsen *et al.*, 2012). La función de estas arqueas en las emisiones de CH₄ *aún está por confirmarse*, pero se trata de un avance importante que podría explicar la falta de relación entre la reducción observada en la producción de CH₄ y la abundancia de los metanógenos tradicionales hidrogenotróficos del rumen (véase, por ejemplo, Karnati *et al.*, 2009; Tekippe *et al.*, 2011). Sin embargo, la importancia relativa de la ruta del acrilato se puede aumentar en las dietas con contenido alto de concentrado. El valerato, un AGV de menor importancia resultante del metabolismo de los carbohidratos, también puede ser un sumidero neto para la reducción de equivalentes (Russell y Wallace, 1997), pero debido a su menor abundancia, esta vía solo se traduce en una ligera disminución en la producción de H₂. Los otros dos AGV también de menor importancia en el rumen, isobutirato e isovalerato, se originan en el metabolismo de los aminoácidos de cadena ramificada (leucina y valina respectivamente), lo que genera en la formación de CO₂ y de NH₃ (Van Soest, 1994).

Como fue propuesto por Wolin (1960), es posible elaborar un balance teórico de fermentación para una distribución molecular dada. En este balance, los supuestos principales incluyen 1) que los únicos productos de la fermentación son acetato, propionato, butirato, CO₂ y CH₄; 2) que todos los productos de la fermentación se forman a partir de los carbohidratos de las plantas con el monómero de fórmula C₆H₁₂O₆ (glucosa). El estado de oxidación del sustrato (el número de átomos por molécula, menos la mitad del número de átomos de H por molécula) tiene que ser igual al de los productos. Por lo tanto (en las siguientes ecuaciones todos los productos se expresan en moles):



Como todo el CH₄ debe surgir a expensas del CO₂, que es un producto de la formación del acetato y del butirato:





Después de reorganizar las ecuaciones anteriores, los moles de CO₂ y de CH₄ son:

$$\text{CO}_2 = 0,5 \text{ acetato} + 0,25 \text{ propionato} + 1,5 \text{ butirato}$$

$$\text{CH}_4 = \text{acetato} + 2 \text{ butirato} - \text{CO}_2$$

Estequiométricamente, 1 mol de acetato se puede originar de la fermentación de 0,5 moles de glucosa. Del mismo modo, 1 mol de propionato se puede formar a partir de 0,5 moles de glucosa, mientras que 1 mol de butirato se puede originar de 1 mol de glucosa. Por lo consiguiente la cantidad de glucosa (moles) fermentada será:

$$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 = 0,5 \text{ acetato} + 0,5 \text{ propionato} + \text{butirato}$$

Asumiendo unas proporciones moleculares de AGV de 0,65 (acetato), 0,20 (propionato) y 0,15 (butirato), sobre la base de las ecuaciones anteriores 1 mol de AGV total surge de la fermentación de 0,575 moles de glucosa y se asocia con 0,60 moles de CO₂ y 0,35 moles de CH₄. En otras palabras, en este ejemplo, 1 mol de glucosa produce 0,61 moles de CH₄.

Es importante señalar que el balance estequiométrico anterior es válido sólo bajo dos supuestos generales (parafraseando a Van Soest, 1994 y con base en Wolin, 1960): 1) que todo el exceso de H₂ se acumula como CH₄, lo que excluye sumideros alternativos contenidos naturalmente en los alimentos o añadidos en la dieta con propósitos de mitigación y que el H₂ no se acumula y es espirado; (2) que no se considera el crecimiento microbiano, que puede proporcionar un sumidero alternativo de H₂ en la proteína y en los lípidos microbianos.

Janssen (2010) estimó que la cantidad de CH_4 formada a partir de la fermentación de la glucosa en el rumen puede variar de 0 (0,67 acetato + 1,33 propionato; ninguna producción neta de H_2) a 1 (2 acetato + 4 H_2) mol CH_4 /mol glucosa, y concluyó también que la producción de CH_4 en el rumen depende de la cantidad de H_2 formado y por lo tanto de la actividad relativa de las diversas especies microbianas, que participan en las rutas de fermentación responsables de la producción de H_2 . Según este autor, la concentración de H_2 en el rumen puede tener influencia sobre las rutas que están activas, posicionando así el H_2 como un regulador central de la selección de las vías en el rumen.

El modelo propuesto por Jansen (2010) se debe ampliar cuando se utilizan nitratos u otros compuestos que compiten por electrones. Puesto que los sulfatos presentan potenciales problemas con la producción de H_2S (Uwituze *et al.*, 2011), los nitratos se perfilan como el aditivo más prometedor. En un experimento realizado por Van Zijderveld *et al.* (2011 b), se pusieron vacas en cámaras de respiración para medir la producción de gas en tiempo real, después de un período de adaptación de los animales a los nitratos para prevenir la acumulación de nitritos. La primera medición, efectuada una hora después de la alimentación, ya mostró una producción mucho mayor de H_2 en las vacas a las que se les suministró nitrato en relación con aquellas que recibieron urea suplementaria. La producción de H_2 fue más baja la siguiente hora y luego comenzó a subir para reflejar la producción de CH_4 , que entre las seis y las ocho horas, alcanzó la misma cantidad que en las vacas complementadas con urea.

La bacteria *Wollinella succinogenes* y otras bacterias emplean nitrato en la respiración anaeróbica usando el H_2 en condiciones termodinámicas más favorables que las metanógenas (Morgavi *et al.*, 2010). Es de suponer que estas bacterias consumirían concentraciones de H_2 en fase acuosa ($[\text{H}_2](\text{aq})$) en competencia con las metanógenas para desviarlo de la metanogénesis hasta que el nitrato se agote. Sin embargo, *W. Succinogenes* aparentemente tiene un K_m (constante de Michaelis-Menten) para el H_2 de dos a cuatro veces más alto que las metanógenas (Asanuma *et al.*, 1999). Por consiguiente, se debe añadir el nitrato suficiente para superar la desventaja de afinidad. El H_2 disuelto sería removido por metanógenas o por reductores de nitrato y es probable que la producción de acetato se pueda mantener incluso cuando se reduce la metanogénesis. Por lo tanto, la observación de la termodinámica de la producción de acetato frente a la de propionato, o la medición de la acumulación de H_2 (van Zijderveld *et al.*, 2011b), probablemente no explicarían la estequiometría de los AGV de la misma manera que si se hubiera medido el $[\text{H}_2](\text{aq})$. Puesto que la entrada de H_2 en los microorganismos fermentativos es limitada, a menos que se adicionen ácidos dicarboxílicos (Martin, 1998), la producción de propionato no ofrece directa competencia por el H_2 ya presente en la fase líquida (Janssen, 2010). Van Zijderveld *et al.* (2011b) demostraron que la energía adicional perdida en la producción de H_2 en la dieta con nitrato fue inferior y representó solo el 3,6 por ciento de la disminución observada en el metano. En general, el modelo de Janssen (2010) necesita mayor desarrollo en la representación de las dinámicas de la producción y en la utilización del H_2 y del CH_4 cuando se aplican aceptores de electrones como el nitrato.

El conjunto de datos que se presentan en este documento, con referencia a la reducción del metano entérico se agruparon en las siguientes categorías: *Suplementos alimenticios* (inhibidores, aceptores de electrones, ionóforos, compuestos bioactivos de las plantas,

lípidos dietéticos, enzimas exógenas, agentes microbianos, desfaunación y manipulación de las arqueas y bacterias del rumen) y *Alimentos y gestión de la alimentación* (efectos del consumo de alimento, inclusión de concentrado, calidad y manejo del forraje, procesamiento de alimentos, raciones mezcladas y frecuencia de alimentación, alimentación de precisión y análisis de los alimentos y opciones de mitigación para los sistemas de producción basados en alimentos de baja calidad). En la Tabla A1 se presenta un resumen de las prácticas de reducción del CH₄ entérico (véase el Anexo 2).

Suplementos alimenticios

Inhibidores

La investigación en esta área se ha centrado en los compuestos químicos con un efecto inhibitorio específico sobre las arqueas de rumen. Entre los compuestos más exitosos probados *in vivo* se encuentran el bromoclorometano (BCM), el 2-bromoetano sulfónico (BES), el cloroformo y la ciclodextrina. Estos inhibidores redujeron la producción de CH₄ hasta en un 50 por ciento *in vivo* (en ovejas, cabras y vacunos). Como ejemplo se citan los trabajos de Mitsumori *et al.* (2011) e Immig *et al.* (1996) con BCM/BES, de Knight *et al.* (2011) con cloroformo y de Lila *et al.* (2004) con ciclodextrina.

Anteriormente, Johnson *et al.* (1972) habían suministrado BCM a novillos castrados [aproximadamente 1,1 g/100 kg de peso vivo (PV)/día] y no encontraron efectos en el consumo de alimento, en la ganancia diaria media de peso (GDM) y tampoco en la digestibilidad (el diseño del ensayo fue un cuadrado latino), pero reportaron una disminución drástica en la concentración de CH₄ en el gas del rumen: desde CH₄ indetectable tres horas después del tratamiento, hasta un 50 por ciento de inhibición a las 15 horas y ninguna inhibición a las 24 horas. Sawyer *et al.* (1974) alimentaron a corderos en crecimiento con un suplemento de 0, 1,5 y 3,0 mg de BCM/kg/ PV/día durante 105 días y no encontraron un efecto del tratamiento en el consumo de alimento ni en la tasa de crecimiento. En un ensayo paralelo con carneros, los autores reportaron una disminución del 85 por ciento en la producción de CH₄ y ningún efecto del BCM en la digestibilidad o en las proporciones moleculares de los AGV del fluido ruminal.

Informes más recientes también indicaron que el BCM podría ser un efectivo inhibidor *in vivo*. En una serie de ensayos con novillos cruzados con Brahman, Tomkins *et al.* (2009) observaron hasta un 93 por ciento de disminución en la producción de CH₄ cuando se suministró el BCM en el alimento en dosis de 0,3 g/100 kg PV. En un experimento de seguimiento, la misma dosis disminuyó la producción de CH₄ en aproximadamente un 50 por ciento, incluso en el día 90 del ensayo. No hubo diferencias atribuibles al tratamiento en la GDM, en el consumo de alimento, en la conversión alimenticia ni en la calidad de la canal. Asimismo, los residuos del BCM en los tejidos no fueron elevados. Aunque esta sustancia está prohibida desde 2002, debido a sus efectos en relación con el agotamiento de la capa de ozono, los autores señalaron que sus resultados pueden despertar interés por otros compuestos que tengan un modo de acción similar al del BCM.

Otro estudio más reciente con cabras, en el que éstas recibieron 0,3 g BCM/100 kg PV durante 10 semanas (Abecia *et al.*, 2012) reportaron una reducción del 33 por ciento en la producción de CH₄ por unidad de consumo de materia seca (CMS) y un aumento de la proporción molecular del propionato del rumen cercano al 40 por ciento. Estos autores

observaron un notable incremento de 36 por ciento en la producción de leche sin diferencias estadísticas en el CMS. Mientras que algunos estudios han sugerido la adaptación del ecosistema ruminal a esta clase de compuestos (por ejemplo, Johnson *et al.*, 1972 y Immig *et al.*, 1996), el efecto del BCM se mostró persistente en las investigaciones de Sawyer *et al.* (1974), Tomkins *et al.* (2009), y Abecia *et al.* (2012).

Datos recientes de Knight *et al.* (2011) exhibieron una caída inmediata y drástica en la producción de CH₄ en el rumen de vacas secas tratadas con cloroformo. El efecto persistió por 42 días, aunque la producción de CH₄ se incrementó gradualmente hasta alcanzar en el día 42 el 62 por ciento de los niveles anteriores al tratamiento, lo que sugiere la adaptación del ecosistema ruminal al cloroformo.

En conclusión, los inhibidores del CH₄, específicamente el BCM y el cloroformo, son inhibidores eficaces de este gas. Es evidente que un compuesto prohibido como el BCM no se puede recomendar como agente atenuante del CH₄, pero se pueden desarrollar compuestos con un modo de acción similar. El efecto a largo plazo de estos inhibidores es incierto y se necesitan más datos para determinar sus efectos generales en la producción animal. Además, la aceptación del público (debido a la percepción, los reglamentos vigentes o futuros, o porque son conocidos carcinógenos como el cloroformo) podría ser una barrera para la adopción. Sin embargo, los grupos de investigación en todo el mundo están trabajando en el desarrollo de compuestos naturales o sintéticos que inhiban directamente la metanogénesis ruminal y por lo tanto es posible que se logren avances en un futuro próximo.

Nuestra conclusión es que el bromoclorometano podría ser un eficiente inhibidor del CH₄ entérico pero, debido a que se trata de un compuesto que agota la capa de ozono y tiene una pobre aceptación en muchos países, no puede ser usado directamente como un agente para la reducción del CH₄. No se han obtenido suficientes datos in vivo a largo plazo para ningún otro compuesto de esta categoría de agentes reductores del CH₄.

Acceptores de electrones

Esta categoría de agentes de mitigación del CH₄ ha tenido recientemente una renovada atención. Los agentes más estudiados han sido el fumarato, los nitratos, los sulfatos y el nitroetano (Gutierrez-Banuelos *et al.*, 2007; Brown *et al.*, 2011). Leng (2008), proporcionó una revisión exhaustiva de la literatura anterior sobre nitratos. Investigaciones más recientes con ovejas (Sar *et al.*, 2004; Nolan *et al.*, 2010; van Zijderveld *et al.*, 2010) y con bovinos (van Zijderveld *et al.*, 2011a,b; Hulshof *et al.*, 2012) han mostrado resultados promisorios para los nitratos, con los que se ha logrado disminuir la producción de CH₄ entérico hasta en un 50 por ciento.

Los problemas potenciales de estos compuestos incluyen la adaptación del ecosistema ruminal, situación que no ha sido investigada en animales con experimentos diseñados a largo plazo, tal vez con una sola excepción, en la que el nitrato disminuyó con persistencia la producción de CH₄ de vacas lecheras lactantes durante cuatro períodos de 24 días consecutivos (van Zijderveld *et al.*, 2011b). Otros problemas asociados a los nitratos incluyen el aumento potencial en la producción de NH₃ y la posible toxicidad de los productos intermedios (nitritos). El problema de la toxicidad ha sido tratado en detalle por Leng (2008).

Este autor concluyó que la producción de nitrito a partir del nitrato en el rumen puede ser prevenida mediante el manejo de la alimentación.

En su revisión, Leng (2008) también hizo hincapié en la importancia fundamental de la adaptación gradual del animal al nitrato y en el hecho que las dietas bajas en proteína son el escenario natural para la utilización exitosa de los nitratos como herramienta de mitigación del CH₄. El ecosistema ruminal tiene que adaptarse claramente a los nitratos dietéticos y adquirir la capacidad para reducirlos rápidamente a NH₃. Esto es evidente por el marcado incremento en la reducción de la actividad bacteriana después de la introducción del nitrato en la dieta y por la presencia de grupos microbianos distintos en los animales adaptados al nitrato (Allison y Reddy, 1984). Por consiguiente, en los estudios de Nolan *et al.* (2010), van Zijderveld *et al.* (2010; 2011a,b), y Hulshof *et al.* (2012), el nitrato se introdujo gradualmente en la dieta para permitir la adaptación y no se presentaron problemas de salud.

Leng (2008) también señaló que el azufre puede interactuar con el metabolismo de los nitratos en el rumen y discutió el papel potencial del molibdeno y de las vías alternativas para dar nitrato suplementario en las dietas de los rumiantes (mediante bloques para lamer o reemplazando el NH₃ licuado y la urea en el tratamiento de la paja). Los bloques multinutricionales de urea-melaza están diseñados para suministrar a los animales criados en pastizales urea, mezclas de minerales y en algunos casos proteínas de lenta degradación (Sansoucy *et al.*, 1988). Si los nitratos reemplazan la urea en los bloques de melaza, el acceso a los bloques se debe limitar de manera que la ingestión de nitrato no envenene al animal. El consumo de aditivos alimenticios suministrados mediante bloques o en líquidos puede ser extremadamente variable y esta variabilidad se debe considerar cuando se incluyen sustancias potencialmente tóxicas como los nitratos. Cockwill *et al.* (2000) mostraron, por ejemplo, que la ingestión de bloques de proteína y melaza, por vacas de carne en pastizales, tuvo un promedio 445 g/día, pero se presentaron variaciones de 0 a 1,650 g/día (EEM⁴ = 438 g/día).

Es importante reconocer que la capacidad de adaptación del ecosistema ruminal para reducir el nitrato puede ser de corta duración después de la retirada de este compuesto de la dieta. Alaboudi y Jones (1985) demostraron que las actividades de reducción del nitrato del fluido ruminal de ovejas aclimatadas con dosis de 2,5 g/kg/PV/día cayeron a sus niveles iniciales cuando se retiró el suplemento de KNO₃. Esto puede ser un problema grave de seguridad y puede ser un factor limitante para que los pequeños ganaderos de los países en desarrollo apliquen esta estrategia de mitigación, debido a que en estos lugares, tanto la disponibilidad de alimentos como las dietas cambian constantemente.

También se debe considerar el nivel de nitrato de la dieta basal cuando se suministra nitrato complementario. Leng (2008) resumió los datos de Faulkner y Hutjens (1989) donde se muestra que algunos forrajes pueden alcanzar altos niveles de nitratos, como el 2,6 por ciento en el ensilaje de maíz y el 2,9 por ciento en el pasto sudán verde picado. A nivel del 2 por ciento de la materia seca (MS) de la dieta y, por ejemplo, con un suministro de una ración con el 25 por ciento de ensilaje de maíz a una vaca lechera que consume 25 kg MS/día, la cantidad de nitrato proveniente del ensilaje podría llegar a 125 g/día. Los niveles de nitrato en los forrajes y en los pastos dependen de las tasas de aplicación de los fertilizantes

⁴ EEM = error estándar de la media.

nitrogenados. Como lo indican Lovett *et al.* (2004), por cada incremento del 1 por ciento en la proteína cruda (PC) (del 13 al 23 por ciento) obtenido a partir de la fertilización nitrogenada en el pasto ballico perenne, el nitrato del forraje aumentó linealmente hasta 0,035 g/kg/MS, lo que refuerza la importancia de tener en cuenta el nitrato suministrado en la dieta basal. Estos datos indican que: (1) los rumiantes están naturalmente expuestos a los nitratos a través de su alimentación (Leng, 2008); (2) los nitratos que se ingieren con la dieta basal deben ser tenidos en cuenta cuando se usa nitrato suplementario con el propósito de reducir el CH₄.

La producción de óxido nitroso en el intestino es insignificante. Estudios realizados con anterioridad han reportado trazas de N₂O solo en el rumen como un producto de la reducción del nitrato (Kaspar y Tiedje, 1981). Estos autores encontraron hasta un 0,3 por ciento de N añadido como nitrito acumulado como N₂O, sin ninguna ulterior reducción. Con base en estos estudios *in vitro*, los autores concluyeron que el N₂O del rumen era un subproducto de la desasimilación del nitrito en amonio más que el producto de una desnitrificación y que este último proceso está ausente del rumen. En efecto, la concentración de N₂O en la parte superior del rumen de vacas lecheras lactantes fue de aproximadamente $\times 10^3$ más baja que la del CH₄ (Hristov *et al.*, 2010b; 2011b). Un estudio reportó que en las vacas Holstein secas confinadas en cámaras metabólicas de flujo continuo, las emisiones promedio diarias de N₂O eran de 10,0 mg N₂O-N (Kurihara *et al.*, 2009). Con base en los datos de sus experimentos, los autores calcularon las emisiones diarias y anuales de N₂O del ganado vacuno en $5,2 \pm 4,15$ mg y $2,64 \pm 1,65$ g N₂O-N/por animal, respectivamente. No es claro si la complementación de la dieta con nitrato pueda afectar de un modo significativo la emisión entérica de N₂O, por lo que se requiere mayor investigación.

La adición de sulfato a la dieta de ovejas redujo la producción de CH₄, y cuando se añadieron tanto sulfato como nitrato, el efecto de los dos productos fue acumulativo (van Zijderveld *et al.*, 2010). Los efectos potenciales del sulfato suplementario sobre la salud de los animales aún no son claros. La alta inclusión de granos de destilería en las dietas de los animales de carne en los Estados Unidos de América ha generado una intensa investigación sobre el efecto de las dietas (también en combinación con el agua potable) con alto contenido de azufre en la ocurrencia de la polioencefalomalacia inducida por el azufre (Gould, 2000; Cammack *et al.*, 2010; Schoonmaker y Beitz, 2012), y que es causada por la excesiva producción de H₂S en el rumen.

El potencial de mitigación de los aceptores de electrones, los nitratos en concreto, se debe estudiar más a fondo, sobre todo en las dietas bajas en proteína, donde las bacterias del rumen se pueden beneficiar de una fuente de nitrógeno no proteico (NNP), tras un período de adaptación esencial. Esta estrategia puede ser particularmente atractiva en los países en desarrollo, donde el contenido de nitratos en los forrajes es insignificante y la PC es insuficiente para mantener la producción animal. Se debe observar que la síntesis microbiana ruminal se ve reforzada por los péptidos y los AA- N (Russell *et al.*, 1992) y que cantidades excesivas de NNP en la dieta basal pueden afectar negativamente la producción o simplemente desplazar la transferencia a la sangre de urea-N en algunas situaciones dietéticas. El bajo contenido total de N en la dieta basal puede ser una condición importante para una aplicación exitosa de nitrato, de manera que la reducción del CH₄ entérico no sea contrarrestada por un aumento de las emisiones de N₂O proveniente de la aplicación del estiércol

en el suelo o por el incremento potencial de la formación de N_2O en el rumen. Se espera alguna pérdida de nitrato suplementario en la orina (Takahashi *et al.*, 1998), pero su efecto en la pérdida de N urinario total no es claro. En un estudio, la administración de suplementos de nitrato no aumentó las pérdidas de N volátil del estiércol (Van Zijderveld *et al.*, 2011b), aunque la dieta testigo fue complementada con urea y la orina y las heces no se separaron.

Los ácidos fumárico y málico también se han estudiado ampliamente como sumideros alternativos de H_2 en el rumen⁵. Su potencial de mitigación ha sido cuestionado (Ungerfeld *et al.*, 2007), ya que generalmente es más bajo que el de los nitratos y los resultados han sido inconsistentes. En una serie de experimentos, la adición de fumarato no afectó significativamente la producción de CH_4 entérico⁶. En algunos casos, el consumo de alimento disminuyó (Foley *et al.*, 2009), lo que inevitablemente tendría un impacto negativo sobre la productividad animal y la intensidad de las emisiones (IE). En un estudio a corto plazo con vacas lecheras lactantes alimentadas con pastos de alta digestibilidad, Kolver y Aspin (2006) no detectaron efectos sobre el consumo de alimento, ni sobre los sólidos de la leche (grasa y proteína) ni en la producción de CH_4 entérico al aplicar una dosis relativamente alta de fumarato (5 por ciento de la MS de la dieta). Del mismo modo, Molano *et al.* (2008) no registraron ninguna reducción de las emisiones de CH_4 /Kg de MS consumida cuando se añadió hasta un 10 por ciento de ácido fumárico en la dieta de ovejas.

Un estudio con corderos evaluó el efecto del 10 por ciento (MS de la dieta) de fumarato en forma libre o protegido del rumen (para evitar el efecto negativo en el pH ruminal) sobre la producción de CH_4 en un ensayo de relativa larga duración (43 días) (Wood *et al.*, 2009). Utilizando la técnica del túnel para la medición del CH_4 , los autores reportaron una disminución del 76 por ciento en la producción de CH_4 entérico con el producto encapsulado y la ausencia de efectos en el consumo de alimento o en la GDM general. Debido a que este efecto drástico en la reducción del CH_4 no se pudo explicar con la estequiometría de la fermentación (la reducción fue 2-2,5 veces mayor que la basada en los valores teóricos máximos de la estequiometría), los autores examinaron una posible adaptación de la población microbiana del rumen. Los datos fueron bastante variables de manera que una diferencia del 20 por ciento ($n = 4$) en la GDM entre las dos formas de fumarato no fue estadísticamente significativa. Con la excepción de este estudio, no se han establecido los efectos a largo plazo de estos compuestos cuando se utilizan con una gran variedad de condiciones dietéticas. El fumarato encapsulado no produjo ningún efecto sobre el CH_4 entérico en novillas lecheras en pastoreo en un estudio previo realizado por McCourt *et al.* (2008). Al ser ácidos orgánicos, el fumarato y el malato se consideran seguros para la alimentación.

En general, los nitratos pueden ser agentes promisorios en la reducción del CH_4 entérico, particularmente en situaciones de dietas bajas en proteína que se pueden beneficiar con el NNP suplementario. Cuando se utilizan nitratos, es de importancia fundamental la adecuada adaptación de los animales para evitar la toxicidad por nitritos. Son necesarios más estudios in vivo para entender completamente el impacto de la dieta suplementaria con nitratos sobre las

⁵ Ver Bayaru *et al.*, (2001); Molano *et al.*, (2008); Foley *et al.*, (2009); y Van Zijderveld *et al.*, (2011c).

⁶ Ver McGinn *et al.* (2004); Beauchemin y McGinn (2006); Kolver y Aspin (2006); McCourt *et al.* (2008); y Van Zijderveld *et al.* (2011c).

emisiones de los GEI de toda la granja (animales, almacenamiento del estiércol y aplicación del estiércol como medio para mejorar las condiciones del suelo), la producción y la sanidad animal. Los ácidos fumárico y málico pueden reducir la producción de CH₄ cuando se aplican en grandes cantidades, pero la mayor parte de los resultados indican que no hay efectos de mitigación. Los efectos a largo plazo de estos compuestos no han sido establecidos y es probable que el costo sea un factor que prohíba su aplicabilidad.

Ionóforos

La monensina ha sido el ionóforo más estudiado y se usa rutinariamente en la producción de carne y más recientemente en la nutrición de bovinos de leche en Norte América. Los ionóforos son prohibidos en la Unión Europea a pesar de que no hay evidencia de genes que codifiquen su resistencia, como existe en otros antibióticos administrados en los alimentos (Russell y Houlihan, 2003).

Se han realizado una serie de experimentos con monensina como modificador del rumen en diversos sistemas de producción, en los que se ha estudiado la producción de CH₄ como objetivo principal desde las perspectivas de la mitigación o de la pérdida de energía⁷. Aunque algunos estudios han reportado un efecto a largo plazo de la monensina en la reducción de la producción de CH₄ (Odongo *et al.*, 2007), en general, el efecto del ionóforo parece ser inconsistente. En un metaanálisis de 22 estudios controlados, la monensina (a una dosis de 32 mg/kg MS) redujo las emisiones de CH₄ y la tasa de conversión del CH₄ (Ym⁸) en novillos de carne alimentados con raciones totales mezcladas de 19 ± 4 g/animal por día ($P < 0,001$) y 0,33 ± 16 por ciento ($P = 0,047$), respectivamente (Appuhamy *et al.*, 2013). La reducción correspondiente en vacas lecheras fue de 6 ± 3 g/animal por día ($P = 0,065$) y 0,23 ± 14 por ciento ($P = 0,095$) para monensina a una dosis de 21 mg/kg MS. En general, la conclusión de este análisis es que la monensina tuvo efectos antimetanogénicos más fuertes en los novillos de carne que en las vacas de leche, pero los efectos en estas últimas tienen el potencial de poder ser mejorados mediante modificaciones de la dieta y del aumento de la dosis de monensina.

Los metaanálisis han demostrado que la monensina mejora la eficiencia alimenticia en el ganado de carne en corrales de engorde (en un 7,5 por ciento; Goodrich *et al.*, 1984), en el ganado de levante en pastoreo (en un 15 por ciento; Potter *et al.*, 1986), y en vacas lecheras (en un 2,5 por ciento; Duffield *et al.*, 2008), lo que puede dar lugar a la reducción de la intensidad de emisión del CH₄ entérico. Otro metanálisis ha demostrado una disminución consistente en la relación acetato: propionato (Ac:Pr) con la adición de monensina en dietas ricas en granos para el ganado de carne (Ellis *et al.*, 2012b), lo que podría conducir a una reducción de la emisión de CH₄ por unidad de alimento.

Nuestra conclusión es que los ionóforos, a través de su efecto en la eficiencia alimenticia y en la reducción del CH₄ por unidad de alimento, probablemente tendrían un efecto moderado en la reducción del CH₄ en rumiantes alimentados con dietas altas en grano o mezclas grano- forraje. El efecto depende de la dosis, de la ingestión de alimento y de la composición de la dieta. El efecto es menos consistente en rumiantes alimentados principalmente con pastos.

⁷ Ver Sauer *et al.* (1998); Van Vuýt *et al.* (2005); Waghorn *et al.* (2008); y Grainger *et al.* (2010a).

Compuestos bioactivos de las plantas (CBAP)

Esta categoría comprende una variedad de compuestos secundarios de las plantas, específicamente taninos, saponinas, aceites esenciales y sus ingredientes activos.

Los taninos y las saponinas que han sido ampliamente estudiados muestran el potencial de mitigación más promisorio dentro de esta categoría. Los taníferos como suplementos alimenticios o como plantas taníferas han mostrado con frecuencia, aunque no siempre (Beauchemin *et al.*, 2007a), que tienen un potencial de hasta 20 por ciento para reducir las emisiones de CH₄ entérico⁸. Los taninos condensados (y también hidrolizables) están distribuidos ampliamente en las ramas y en los forrajes presentes en los climas cálidos y usualmente son considerados antinutricionales, aunque pueden tener un buen potencial para disminuir la cantidad de nemátodos intestinales y permitir una producción aceptable en presencia de una carga parasitaria (Niezen *et al.*, 1995, 1998a, b; Terrill *et al.*, 1992).

Los taninos tendrán inevitablemente efectos negativos sobre la nutrición en las situaciones en que la concentración de la PC de la dieta limita la producción, debido a que estos reducen la absorción de AA (Waghorn, 2008). La estructura, el peso molecular y la concentración de taninos condensados afectan el valor nutritivo de la dieta; por lo tanto, es importante que los beneficios de la reducción del CH₄ no eclipsen cualquier efecto perjudicial producido por estos sobre la digestión y la producción, como lo han señalado Grainger *et al.* (2009a) en un ensayo con vacas lecheras en pastoreo con un suplemento alimenticio de granos, en el cual se redujeron las emisiones de CH₄ hasta en 30 por ciento, pero donde también disminuyó aproximadamente el 10 por ciento la producción de leche.

Se han realizado amplias investigaciones sobre los compuestos polifenólicos, especialmente taninos condensados, en los forrajes de climas templados con el patrocinio de los programas apoyados por la Unión Europea conocidos como "Healthy hay" y Marie Curie Legume^{ePlus} (<http://sainfoin.eu/>), sin embargo, los rendimientos de las leguminosas taníferas tropicales y templadas generalmente son inferiores a los de las gramíneas, y las propiedades agronómicas frecuentemente restringen su uso. No obstante, los beneficios de la ingestión de taninos, desde el punto de vista de la nutrición y de la sanidad animal (antihelmínticos, prevención del meteorismo), coinciden con la reducción de la metanogénesis y especialmente de las emisiones de N₂O. Asimismo, el hecho de no necesitar nitrógeno para su crecimiento (la mayor parte son leguminosas) hace que estas plantas sean de especial interés para la producción de rumiantes de manera ambientalmente sostenible.

En un informe reciente, Verdier *et al.* (2012) reportaron la expresión exitosa de un regulador clave de la producción de proantocianidinas (es decir, una forma de taninos condensados), MtRPA (Medicago trunculata regulador de la proantocianidina) en la alfalfa, que dio lugar a niveles detectables de proantocianidina en los brotes. Esto sugiere una posible vía para la producción de taninos condensados en esta popular leguminosa forrajera.

Un metaanálisis de experimentos *in vivo* con taninos realizado por Jayanegara *et al.* (2012) reveló una relación relativamente próxima entre la concentración de taninos en la dieta y la producción de CH₄ por unidad de MO digestible. Estos autores, sin embargo, reportaron una tendencia ($P = 0,08$) a la disminución en el consumo de alimento y una reducción, estadísticamente significativa, de la digestibilidad, especialmente de la PC, con el

⁸ Ver Woodward *et al.* (2001); Sliwinski *et al.* (2002); Waghorn *et al.* (2002); Zhou *et al.* (2011a); y Staerfl *et al.* (2012).

aumento de la concentración de taninos en la dieta (un 0,16 por ciento de disminución por g/kg de tanino extra en la MS de la dieta), así como una disminución para la FDN del 0,11 por ciento por g/kg de tanino extra en la MS de la dieta. Los resultados de un metaanálisis que comparaba la gramínea C3 con la C4 y las leguminosas de climas cálidos y templados, realizado por Archimède *et al.* (2011) mostraron que la producción de CH₄ fue más baja en los animales alimentados con leguminosas con altas concentraciones de taninos que en los animales alimentados con leguminosas bajas en taninos (37,2 frente a 52,2 L CH₄/kg de MO digestible consumida). En estudios realizados con dietas de buena calidad que contenían taninos condensados de baja astringencia (Waghorn, 2008), no se presentaron efectos negativos en el consumo de los alimentos ni en el rendimiento de los animales.

La digestibilidad reducida respecto a las dietas que contienen taninos condensados es casi universal (Waghorn, 2008; Patra, 2010) y es inevitable si se reduce la pérdida de N urinario porque el N dietético se desvía a las heces (reduciendo la digestibilidad de la PC y de la MO). Este es un factor importante que se debe tener en cuenta cuando a las dietas se les agrega taninos suplementarios o plantas taníferas, pues las relaciones con la digestión se ven afectadas por el tipo de tanino y la composición de la dieta. Además, la fracción de C del tanino condensado es excretada en las heces (Terrill *et al.*, 1994), por lo que altas concentraciones de taninos indigeribles en la dieta limitan aún más la MO digestible a la disposición del animal.

Hay evidencia suficiente de que los taninos disminuyen el NNP⁹ en el ensilaje, pero no es claro si esta reducción pueda tener algunos efectos medibles en la utilización de la proteína dietética y en la productividad animal. En algunos casos, la producción animal ha aumentado cuando se ha incluido en la dieta una gran proporción de plantas taníferas, a pesar de que la digestibilidad total aparente del N se redujo. La inclusión de un ensilado con el 60 por ciento de loto corniculado (*Lotus corniculatus*) que contenía de 8 a 16 g/kg de taninos condensados en la dieta de vacas lecheras lactantes incrementó la producción de leche (entre 3 y 4,5 kg/día frente al ensilaje testigo de alfalfa), aunque el consumo de materia seca fue similar a la de la muestra testigo y se reportó una disminución en la digestibilidad de la fibra y de la PC (Hymes-Fecht *et al.*, 2013). Los autores afirmaron que se había presentado una mejor utilización de la proteína con el ensilaje del loto, pero la dieta con el ensilado de alfalfa contenía una mayor cantidad de PC. La proteína en el alimento posiblemente no fue una limitante en este estudio, puesto que todas las dietas contenían cerca del 17 por ciento de PC. Investigaciones realizadas por el mismo grupo (Broderick *et al.*, 2012) en vacas lecheras no reportaron efectos estadísticamente significativos en la producción de leche al utilizar ensilajes de loto corniculado con baja, media y alta concentración de taninos. Asimismo, se presentó una disminución de la eficiencia alimentaria y de la eficiencia alimentaria de la leche corregida en energía (LCE) en la dieta con ensilaje de loto corniculado comparativamente con la dieta con el ensilaje de alfalfa.

Los forrajes taníferos pueden tener efectos benéficos en la calidad del ensilaje y en la productividad y sanidad de los rumiantes (mejoramiento del suministro proteico, prevención del meteorismo y propiedades antiparásitas; Broderick, 1995; McMahan *et al.* 2000; Frutos *et al.*, 2004). La discusión sobre los forrajes taníferos como alimento para los vacunos debe, sin embargo, incluir las características agronómicas de estas especies. En el caso del loto corniculado, lo más probable es que tenga una producción de MS inferior a la de la alfalfa.

⁹ Ver Albrecht y Muck (1991); Broderick y Albrecht (1997); Tabacco *et al.* (2006); y Colombini *et al.* (2009).



INTERNATIONAL LIVESTOCK RESEARCH INSTITUTE

Fotografía 3

Un rebaño de ovejas de la raza Horro en occidente de Etiopía

Chapman *et al.* (2008) investigaron forrajes alternativos para rumiantes silvestres en el occidente de Canadá y concluyeron que la planta de la alfalfa tenía una mayor altura, producía más MS y contenía más PC, alcanzando una producción de PC equivalente a casi el doble de los otros forrajes examinados, incluido el loto corniculado. La alfalfa también demostró mayor persistencia durante el invierno, mientras que las poblaciones de loto corniculado mostraron escasa competitividad en el año de establecimiento. No por casualidad, la alfalfa es llamada la “reina de los forrajes” y rara vez es superada por otra especie forrajera en los ensayos de rendimiento. La producción de la alfalfa fue más alta que la de cualquier otro forraje, incluso el trébol rojo y el loto corniculado, en ensayos realizados en Wisconsin¹⁰, Nueva York¹¹ y Pensilvania¹² en los Estados Unidos de América. Sin embargo, el loto corniculado podría tener una ventaja respecto a la alfalfa en suelos donde la fertilidad y la capacidad productiva son marginales. Además, el excelente potencial que tiene para crecer en las praderas y el atributo de evitar el meteorismo lo convierten en un forraje adecuado para los sistemas de producción en pastoreo¹³.

Un proyecto interdisciplinario investigó aspectos de los forrajes taníferos relacionados con las condiciones de manejo de la planta, la palatabilidad del alimento y las propiedades antiparasitarias, especialmente para su uso en la agricultura orgánica, (Häring *et al.*, 2008). Estos autores reportaron que la esparceta (*Onobrychis viciifolia*), el loto corniculado y la achicoria (*Cichorium intybus*) eran aptas para ser cultivadas bajo las condiciones climáticas y de temperatura de un área específica de Suiza donde se llevó a cabo el estudio, mientras que el cuernecillo de los pantanos (*Lotus pedunculatus*) fue superado por especies no cultivadas. La producción de materia seca aumentó cuando las especies taníferas se sembraron mezcladas con festuca pratense (*Festuca pratensis*). No obstante, en este caso la concen-

¹⁰ Fuente: <http://www.uwex.edu/ces/forage>; acceso: julio 7 de 2012.

¹¹ Fuente: <http://plbrgen.cals.cornell.edu/cals/pbg/programs/dayepartmental/forage/foragetest.cfm>; acceso: julio 7 de 2012.

¹² Fuente: <http://pubs.cas.psu.edu/FreePubs/pdfs/uc068.pdf>; acceso: Julio 7 de 2012.

¹³ Fuente: <http://pubs.cas.psu.edu/freepubs/pdfs/uc087.pdf>; acceso: Julio 7 de 2012.

tración de taninos de las mezclas fue inferior debido al efecto de la dilución. Este estudio encontró que la palatabilidad de los forrajes taníferos era comparable a la de una mezcla de raigrás y trébol cuando se suministran en forma de heno o ensilados, pero la palatabilidad de *O. viciifolia* resultó superior a aquella de mezcla raigrás-trébol. Los autores concluyeron que *O. viciifolia* era una especie de planta forrajera promisorias debido a su aptitud para el cultivo, la alta concentración de taninos, la gran palatabilidad y su actividad antiparasitaria.

Curiosamente, en algunos estudios la degradación de las proteínas de los forrajes taníferos (38 lotes de esparceta medidos en un inhibidor de corto plazo en sistemas *in vitro*) no pudo ser explicada por ninguno de los ensayos de taninos (Lorenz *et al.*, 2012). Por ello se hace hincapié en la necesidad de realizar ensayos precisos con los taninos (Makkar, 2003). La degradación de los taninos de la planta durante su ensilaje, aunque falta más investigación (Theodoridou *et al.*, 2012), podría ser otro problema de los forrajes taníferos. Oliveira *et al.* (2009), por ejemplo, señalaron que la concentración de los taninos condensados en el ensilaje de un híbrido de sorgo de alto contenido de taninos, fue el 17 por ciento del forraje original (1,0 frente a 5,9 g/kg MS). Un estudio reciente de Zhang *et al.* (2012) reveló que los taninos en la *Leucaena leucocephala* fueron degradados rápidamente durante el ensilaje, hasta aproximadamente 40 por ciento de la concentración inicial a los 30 días de ensilaje. Se informaron resultados similares para el sorgo de alta humedad (Tortero *et al.*, 2012).

Una característica de la investigación sobre los efectos de los taninos en la digestión y en la productividad animal es la variación de las respuestas entre los estudios. Algunas de estas variaciones se pueden explicar por el tipo y la concentración de taninos y su capacidad de enlace con las proteínas, lo mismo que por el contenido de PC en la dieta (Jayanegara *et al.*, 2009); otros factores que pueden causar inconsistencias son el uso de diferentes técnicas de medición de la concentración de taninos (Makkar, 2003), la falta de diferenciación entre taninos hidrolizables y condensados (Mueller-Harvey, 2006) y el nivel de ingestión esperado o requerido para una producción óptima. Los taninos condensados pueden reducir la tasa de digestión (Makkar *et al.*, 1995), aunque esto tendrá poco efecto en animales que consumen el alimento correspondiente al de la fase de mantenimiento, debido a que el rumen puede acomodar más material alimenticio; sin embargo, en un animal lactante, la producción se puede reducir porque hay limitaciones de volumen para la ingesta alimentaria (Grainger *et al.*, 2009a).

No se tiene conocimiento de alguna comparación realizada para medir la eficiencia entre los taninos que constituyen parte del alimento y aquellos que son suministrados como aditivo en la dieta, pero Waghorn y Jones (1989) demostraron que el tanino condensado de una planta se enlazó con las proteínas de otra y esto afectó su digestión, y que tanto las plantas como los extractos suplementarios fueron eficaces. Una consideración importante puede ser el costo de las emisiones de la extracción de los taninos de las plantas (P.ej., de la *Acacia mearnsii*) para uso como aditivo comparado con aquel que está presente en las plantas y es usado en la reducción del CH₄ entérico. En los sistemas basados en pastizales, los productores tendrán el interés particular que los forrajes taníferos se adecúen a su sistema de producción. No obstante, las plantas que concentran taninos condensados en su follaje (P.ej. *Lotus spp*) son menos productivas en los suelos fértiles que aquellas especies comparables de las zonas templadas (Waghorn, 2008).

En las especies monogástricas, los alimentos con taninos pueden reducir los nutrientes, afectando especialmente la digestibilidad del N. Por su parte, las semillas de leguminosas, como judías y guisantes, contienen factores no favorables para la nutrición y usualmente presentan una digestibilidad del N más baja que la soja en las especies monogástricas (Gatel, 1994). Un ejemplo del efecto del contenido de taninos en el haba caballar (*Vicia faba* L.) en la digestibilidad del N y de los AA en lechones es el estudio de Jansman *et al.* (1993). Estos autores suministraron habas (30 por ciento del contenido de la ración) con bajo y alto contenido de taninos condensados, 0,6 g/kg y 1,2 a 1,6 g/kg, respectivamente. La digestibilidad del N en el intestino delgado y en la totalidad del tracto digestivo se redujo a un mayor nivel con las variedades altas en taninos que con aquellas bajas en taninos. La digestibilidad individual de los AA también disminuyó entre 8 y 18 unidades porcentuales. Se reportó una disminución en la digestibilidad del N todavía más drástica en pollos alimentados con una variedad rica en taninos de haba caballar (*Vicia faba*) en comparación con pollos alimentados con una variedad libre de taninos (83 frente a 68 por ciento, respectivamente (Lacassagne *et al.*, 1988). Por consiguiente, no es recomendable la adición de taninos en la dieta de las especies monogástricas, especialmente cuando se suministran alimentos con bajos niveles de proteína.

Una reciente y exhaustiva revisión de los efectos de las saponinas y de los taninos en la producción de CH₄ en los rumiantes examinó principalmente estudios *in vivo* con ambos CBP (compuestos bioactivos de las plantas) (Goel y Makkar, 2012). Los autores concluyeron que el riesgo de deterioro de la función del rumen y de la productividad animal con los taninos es mayor que con las saponinas y que para disminuir la producción de CH₄ entérico, el rango de concentración para los taninos es menor que para las saponinas. En algunas situaciones dietéticas, sin embargo, una disminución de la degradación de la proteína en el rumen, combinada con un cambio de la digestión de la proteína hacia el intestino delgado, puede ser benéfica incluso si hay una disminución en el suministro de proteína no degradable en el rumen (PnDR). Un cambio como este también podría tener el beneficio de reducir las pérdidas de N urinario (frente a las pérdidas de N fecal).

Según Goel y Makkar (2012), el efecto antimetanogénico de los taninos depende de la tasa de aplicación y se relaciona positivamente con el número de grupos hidroxilo en su estructura. En general, estos autores concluyeron que los taninos hidrolizables tienden a actuar inhibiendo directamente los metanógenos del rumen, mientras que el efecto de los taninos condensados en la producción de CH₄ del rumen se da más a través de la inhibición de la digestión de la fibra. También señalaron que se necesita una mayor investigación de estos compuestos en animales, para establecer su efecto antimetanogénico. Ya se dispone de métodos para la cuantificación de los taninos hidrolizables (Makkar, 2003). Se debe tener presente que los taninos hidrolizables se hidrolizan en el rumen y que algunos de ellos pueden ser tóxicos (Lowry *et al.*, 1996; McSweeney *et al.*, 2003).

Al igual que con otros agentes de reducción del CH₄, no se han establecido los efectos a largo plazo de los taninos y las saponinas. Además, como fue indicado por Goel y Makkar (2012), una reducción sustancial del CH₄ con estos compuestos, particularmente con los taninos, sería difícil sin comprometer la producción animal. El estudio de Grainger *et al.* (2009a) es un buen ejemplo de como la digestibilidad, el consumo de alimento y fundamentalmente la producción (y el rendimiento de la grasa y proteína de la leche) pueden ser afectados negativamente si se da una sobredosis de suplemento de taninos (condensados

en este caso). Estos autores trataron vacas lecheras por un período máximo de cinco semanas con dos niveles de taninos condensados (163 y 326 g/día) y reportaron una disminución estadísticamente significativa en la producción absoluta de CH₄ con el tratamiento de taninos, pero no observaron efectos cuando la producción de CH₄ fue expresada en unidades de leche corregida en grasa y proteína.

Un estudio reciente con cabras indicó que una dieta con un contenido de taninos de 5,6 g/kg MS (hidrolizables y condensados) redujo la tasa Y_m de 7,9 (testigo) a 6,0 por ciento de los GEI, pero disminuyó la digestibilidad de la MO y de la PC en 10 y 14 unidades porcentuales, respectivamente (Bhatta *et al.*, 2012); la digestibilidad de la PC también se redujo cuando se suministraron dietas con una concentración de taninos más baja (2,8 g/kg MS). El efecto de los taninos depende de su composición (Waghorn, 2008; Goel y Makkar, 2012). Como lo informaron Pellikaan *et al.* (2011b), la producción de CH₄ y de gas *in vitro* depende de las características del tanino, tales como el tipo (condensado vs. elagitánicos vs. galotánicos), solubilidad, configuración cis-trans y tasa de pardeamiento. En este estudio, los taninos valonea y mirobálano fueron más eficaces en la reducción de la producción de CH₄ con solo un impacto menor en la producción total de gas.

De los nueve estudios con saponinas resumidos por Goel y Makkar (2012), en seis de ellos se registró una disminución del CH₄, entre el 6 y el 27 por ciento (producción absoluta, o por unidad de peso corporal o por CMS). Sin embargo, en tres de los estudios se presentaron disminuciones en la digestibilidad de la MO y en otros tres no se reportó ninguna información sobre la digestibilidad. En este análisis se constató que no hubo diferencias en el efecto de reducción del CH₄ entre las saponinas esteroidales (*Yucca schidigera*) y las saponinas triterpenoidales (*Quillaja saponaria*); *Y. schidigera* y *Q. saponaria*, que han sido las fuentes de saponinas más estudiadas debido a su disponibilidad comercial.

Estudios realizados en China investigaron el efecto de las saponinas del té (triterpenoide; Wang *et al.*, 2012) en la reducción de la producción de CH₄ entérico y en la producción animal. Hu *et al.* (2006) alimentaron cabras con saponinas del té, en dosis de 0, 3 a 6 g/día, y observaron un aumento en la ingestión de alimento y por consiguiente en la GDM con la dosis de 3 g/día. Wang *et al.* (2009) observaron una disminución aproximada del 15 por ciento en la producción de CH₄ en ovejas a las que se les suministró una dosis de 170 mg/día de extracto de *Y. Schidigera*. Mao *et al.* (2010) no reportaron efectos de la saponina del té (3 g/día) en la GDM en los corderos pero observaron una reducción del 28 por ciento en la producción de CH₄. En otro estudio del mismo grupo, Zhou *et al.* (2011a) informaron que como efecto de las saponinas del té se produjo una reducción del CH₄ entre el 6 y el 10 por ciento en ovejas con alimentación restringida. Otro grupo, Sliwinski *et al.* (2002) no observaron efectos de las saponinas (extracto de *Y. schidigera*) sobre la reducción del CH₄ en corderos alimentados con 2 y 30 mg/kg de MS de la dieta. Tampoco se registró efecto en la producción de leche, ni en la digestibilidad de los nutrientes en el tracto total, ni en la fermentación ruminal o en la producción de CH₄ cuando se suministraron 10 g/día de *Yucca schidigera* o de *Q. Saponaria* a vacas lecheras (Holtshausen *et al.* (2009). Igualmente, el suministro de 3 g en polvo de yucca por kg de MS en la dieta de vacunos de leche no afectó la ingestión de alimento, la producción y composición de la leche, la digestibilidad, el balance de energía ni la producción de CH₄ de acuerdo al estudio de Van Zijderveld *et al.* (2011c). En general, y tal vez con la excepción de algunos datos de las saponinas del té que

requieren mayor validación, no hay evidencia suficientes de efectos consistentes (o de largo plazo) de las saponinas en la producción de metano entérico o en el rendimiento animal.

Un gran número de experimentos *in vitro* han investigado el potencial de reducción del CH₄ de los aceites esenciales y sus ingredientes activos (Calsamiglia *et al.*, 2008; Bodas *et al.*, 2008; Benchaar *et al.*, 2009). Desafortunadamente, muy pocos han seguido el trabajo *in vitro* con experimentos *in vivo*. En la mayor parte de los casos estos CBP no han tenido éxito como agentes de mitigación del CH₄ (Beauchemin y McGinn, 2006; Benchaar *et al.*, 2007; Van Zijderveld *et al.*, 2011c). En su reciente revisión sobre el tema Benchaar y Greathead (2011), llegaron a la conclusión que algunos aceites esenciales (P. ej., el ajo y sus derivados y la canela reducen la producción de CH₄ *in vitro*. Estos compuestos, sin embargo, no han sido ampliamente estudiados *in vivo* y no hay evidencia de que se puedan utilizar exitosamente para disminuir la metanogénesis ruminal. En algunos casos, como con las hojas de *Origanum vulgare*, el efecto en la reducción del CH₄ fue significativo y también se observó una tendencia al aumento en la producción de leche y a la eficiencia alimentaria en las vacas de leche (Tekippe *et al.*, 2011; Hristov *et al.*, 2013), pero estos resultados aún deben ser confirmados con experimentos a largo plazo.

*En conclusión, los taninos hidrolizables y condensados son componentes bioactivos de plantas que pueden ofrecer una oportunidad para reducir la producción de CH₄ entérico, aunque la ingestión de los alimentos y la producción animal se podrían ver comprometidas. Las características agronómicas de los forrajes taníferos deben ser consideradas cuando se analizan como una opción de mitigación de los GEI. Las saponinas del té parecen tener potencial, pero se requieren más estudios realizados a largo plazo antes que su uso pueda ser recomendado. La mayor parte de los aceites esenciales o sus ingredientes activos no disminuyen la producción de CH₄ y en los casos en que la disminución se produjo *in vivo*, no se establecieron sus efectos a largo plazo.*

Lípidos dietéticos

Existen gran evidencia de que los lípidos (aceites vegetales o grasas animales) suprimen la producción de CH₄ en el rumen. Los efectos de los lípidos en las arqueas del rumen no son aislados de su efecto supresor general sobre las bacterias y los protozoos. Varios trabajos han tratado de elaborar factores de predicción para los efectos de los lípidos dietéticos en el CH₄ del rumen. Eugene *et al.* (2008) observaron una reducción del 9 por ciento en la producción de CH₄ en vacas lecheras que recibían dietas con lípidos suplementarios, pero esto fue acompañado por una disminución del 6,4 por ciento en el CMS y, por consiguiente, no se obtuvo ninguna diferencia en la producción de CH₄ por unidad de CMS. Sin embargo, estos autores también informaron que no se presentó ningún efecto en la leche corregida en grasa (LCG) al 4 por ciento, lo que al ser combinado con la disminución del CMS, resultó en una tendencia al aumento en la eficiencia alimentaria con el suplemento de lípidos. Además, al efectuar el cálculo por unidad de LCG, se observó una reducción de la producción de CH₄ con el suplemento de lípidos (0,82 vs 0,75 MJ CH₄ energía/kg LCG 4 por ciento; $P = 0,04$, $n = 25$).

Un metaanálisis más reciente de 38 trabajos de investigación reportó una disminución consistente en el CMS para todos los tipos de grasas examinadas usadas en las dietas (sebo, varias sales de calcio de AG, semillas oleaginosas, grasa comprimida) pero un aumento en la producción de leche (Rabiee *et al.*, 2012). Esta combinación de disminución del CMS

y mantenimiento o incremento de la producción de leche (asumiendo que no hay disminución en el contenido de grasa de la leche) resulta en un incremento de la eficiencia alimenticia y por consiguiente una disminución en la intensidad de las emisiones de CH₄.

El mayor efecto inhibitor de los AG insaturados con respecto a los saturados en la actividad microbiana de rumen reportado por Palmquist y Jenkins (1980) y Nagaraja *et al.* (1997), parece que no se aplica a la producción de CH₄ en la mayoría de los estudios, aunque en el análisis de Doreau *et al.* (2011a) se observó un efecto de mitigación más elevado de los AG poliinsaturados. La biohidrogenación de estos ácidos también puede actuar como sumidero de H₂, pero hay indicaciones de que solo el uno o dos por ciento del H₂ metabólico del rumen se usaría con este propósito (Czerkawski y Clapperton, 1984).

Beauchemin *et al.* (2007b) compararon la grasa animal (sebo) y el aceite de girasol (una concentración de AG insaturados de aproximadamente 48 por ciento más alta, en la dieta) en vacunos con una dosis suplementaria del 3,4 por ciento de la MS de alimento, ensayo en el que no se encontraron efectos sobre la digestibilidad de la MS y de la FDN, ni en el consumo de alimento y la GDM. La producción de metano se redujo aproximadamente el 12 por ciento con ambas fuentes de lípidos y no se observaron efectos a nivel de los AG saturados. En otro estudio del mismo grupo (Beauchemin *et al.*, 2009b), la inclusión de semillas trituradas de girasol en la ración de vacas lactantes (9 a 10 por ciento de la MS de la dieta con un porcentaje de grasa cruda del 6,7 al 7,3 por ciento) redujo la producción de CH₄ por unidad de leche corregida en grasa en cerca del 15 por ciento. Parece haber una ligera ventaja de la semilla de oleaginosa con mayor concentración de 18:3 (lino) en comparación con 18:2, o AG monoinsaturados (una diferencia cercana al 10 por ciento en la producción de CH₄). Dos de los tratamientos redujeron drásticamente la digestibilidad de la MS (entre el 10 y el 20 por ciento), pero al parecer no afectó el consumo de alimento o la productividad animal.

Van Zijderveld *et al.* (2011c) intercambiaron una fuente de grasa inerte en el rumen (aceite de palma fraccionado; principalmente C16:0) en condiciones isolípídicas con semillas extrusionadas de lino (principalmente C18:3) o con una mezcla de AG C8:0 y C10:0. En este ensayo no se observaron efectos sobre el CMS, la producción de leche, la digestibilidad de la FDN o la producción de metano (expresado en g/día, g/kg CMS, g/kg leche o porcentaje del CEB) y se llegó a la conclusión que estas fuentes de AG no difieren en su efecto sobre la mitigación del CH₄.

En un reciente metaanálisis realizado por Moate *et al.* (2011) y Grainger y Beauchemin (2011) se encontró una consistente reducción en la producción de CH₄ cuando había grasa suplementaria. Moate *et al.* (2011) reportaron la siguiente relación entre las grasas de la dieta y la producción de CH₄ por unidad de CMS:

$$\text{CH}_4 \text{ (g/kg MS)} = \exp [3,15(\pm 0,052) - 0,0035 (\pm 0,00061) \times \text{grasa, g/kg MS}]$$

Grainger y Beauchemin (2011) analizaron 27 estudios y llegaron a la conclusión que si dentro de una dieta con un contenido inferior al 8 por ciento de grasa, se aumentaba a 10 g/kg la grasa, la producción de CH₄ se reduciría en 1 g/kg CMS en bovinos y en un 2,6 g/kg en ovinos. Del mismo modo, Sauvant *et al.* (2011) encontraron una relación negativa entre la producción de CH₄ y la concentración de grasa en la dieta. Estos autores no hallaron diferencia significativa entre los lípidos (la mayor parte aceites vegetales con diferentes concentraciones

de AG insaturados, como canola, coco, semilla de lino, soja y girasol) y no reportaron efectos en la producción animal (o el consumo de alimento, aunque el efecto de mitigación del CH₄ se calculó con base en el CMS).

Un asunto de gran importancia como la persistencia del efecto de los lípidos en la producción de CH₄ no ha sido adecuadamente tratado. En un estudio con vacas lecheras en pastoreo, Woodward *et al.* (2006) examinaron el efecto de los aceites vegetales y de pescado en la producción de la leche y en las emisiones de CH₄, en experimentos de corto y largo plazo (14 días y 12 semanas, respectivamente). Los lípidos redujeron significativamente la producción de CH₄ en el experimento a corto plazo, pero este efecto no se observó después de las 11 semanas de suministro de lípidos en el experimento a largo plazo. Estos autores concluyeron que los lípidos no aportaban beneficios en la producción de leche y enfatizaron la necesidad realizar investigaciones a largo plazo cuando se vayan a desarrollar estrategias para la mitigación del metano a nivel de la explotación ganadera.

Algunos estudios han reportado efectos a largo plazo del aceite en la dieta, pero son inconsistentes. Holter *et al.* (1992) encontraron una reducción estadísticamente significativa de la producción de CH₄, en un estudio de 16 semanas, al complementar la dieta de vacas lecheras lactantes con semillas enteras de algodón (4,1 frente a 6,8 por ciento de grasa total en la dieta), pero el efecto aparentemente desapareció cuando la producción de CH₄ se expresó en unidades de CMS o en producción de leche (con una drástica caída de 5,6 kg/día en la producción de la leche con el tratamiento con semillas de algodón). No obstante, hay informes de estudios a largo plazo que revelan que la semilla de algodón entera es un suplemento eficaz en la reducción del CH₄ después de cinco y 12 semanas (Grainger *et al.*, 2008; Grainger *et al.*, 2010b).

Grainger y Beauchemin (2011) revisaron seis estudios a largo plazo (de seis a 36 semanas, principalmente con vacas lecheras), incluido el estudio de Holter *et al.* (1992), y llegaron a la conclusión que el efecto de la grasa de la dieta en la producción de metano persiste, pero también señalaron la falta de consistencia de dicho efecto entre los estudios. La persistencia de los efectos de mitigación del aceite en la dieta también se observó en la investigación realizada por Martin *et al.* (2011) con semillas de lino en vacas lecheras, aunque no se tuvo en cuenta otro estudio del mismo grupo realizado con novillos (Eugène *et al.*, 2011).

Como se indicó anteriormente, el proceso de biohidrogenación de los AG de la dieta es un competidor de menor importancia en la reducción de equivalentes en comparación con la metanogénesis (Jenkins *et al.*, 2008), pero la modelación de la biohidrogenación y la integración de los resultados con la actividad metanógena podría ayudar a predecir las condiciones dietéticas en que los lípidos son eficaces, sin correr un riesgo significativo con relación a la caída de la grasa de la leche.

Para apoyar estas hipótesis, se ha probado el uso de AG derivados de los microorganismos en la leche, con el fin de predecir la metanogénesis, no obstante, estos esfuerzos presentan grandes sesgos en la obtención de los datos (Mohammed *et al.*, 2011), lo que limita su utilidad para la predicción de condiciones futuras. Sin embargo, Dijkstra *et al.* (2011a), demostraron a partir de varios ensayos en los que determinaron la producción de los AG de la leche y del CH₄, que es posible efectuar predicciones con una precisión muy prometedora usando técnicas y equipos similares. Es probable que en el futuro los esfuerzos realizados para que estas ecuaciones sean más sólidas al aplicarse en condiciones diversas tendrán que tener en

cuenta las diferencias en la dieta, en la producción de la leche, o en la fase de la lactancia. Al inicio de la lactancia, los cambios en la relación forraje: concentrado o la adición de grasas inertes en el rumen tuvieron poco efecto en la composición de los AG de la leche (Weiss y Pinos-Rodríguez, 2009). Sin embargo, en las fases más avanzadas de la lactancia, la disminución de la relación forraje: concentrado y del suplemento de grasas inertes en el rumen disminuyó la proporción de los AG de cadena corta (disminución de la síntesis de novo), lo que aumentaría la secreción de los AG (incluidos los derivados de microorganismos) absorbidos en el intestino delgado. El balance entre la absorción y síntesis de los AG en la glándula mamaria probablemente también contribuye a las diferencias entre los AG de cadena impar y ramificada en la leche utilizados con propósitos de predicción (French *et al.*, 2012).

En el modelo de cinética del crecimiento de Monod expuesto por Janssen (2010) se predice que la metanogénesis se ajustaría a un $[H_2(aq)]$ más alto para mantener la densidad de población con el suministro de lípidos y la disminución del pH ruminal (típicamente a través del mayor suministro de dietas con más granos o menos fibra efectiva). Probablemente, estos eventos serían acumulativos, así que los lípidos y un pH más bajo tendrían el potencial de combinarse para estimular termodinámicamente la producción de propionato y disminuir la metanogénesis. Se ha sugerido que la combinación de lípidos con niveles más altos de concentrado, debido a un pH ruminal más bajo, disminuiría el conteo de protozoarios (Firkins, 1996) pero, desafortunadamente, también se esperaría una disminución en la lipólisis y una eliminación del paso terminal de la biohidrogenación (Jenkins *et al.*, 2008). En esta revisión se llevó a cabo una discusión sobre los lípidos de protozoarios altamente enriquecidos en AG poliinsaturados y trans-11, y tanto las grasas poliinsaturadas como los intermediarios de la biohidrogenación son removidos del proceso de biohidrogenación ruminal mediante el crecimiento y el pasaje ruminal de los protozoarios. De este modo, las estrategias de reducción del CH_4 , que combinan situaciones dietéticas que limitan la rumia o aumentan la acidez ruminal, pueden disminuir la metanogénesis y deprimir la síntesis de grasa de la leche. Pero si el pH ruminal no disminuye sensiblemente como respuesta a la falta de fibra efectiva, la reducción en el tamaño de la partícula de forraje podría aumentar la tasa de pasaje ruminal para elevar la tasa de lípidos entrando en el proceso de la biohidrogenación (Lewis *et al.*, 1999). El incremento en la tasa de paso de los metanógenos adheridos a las partículas o quizá los protozoarios pasando con la fase de partículas podría causar una disminución de la producción de H_2 según el modelo de Janssen (2010).

Como en algunos estudios, los lípidos tuvieron un impacto negativo y significativo en el CMS (P.ej., Martin *et al.*, 2008), este factor se debe considerar cuidadosamente. Otro aspecto para tener en cuenta con los lípidos, es que el creciente potencial para la mitigación del CH_4 tiende a corresponder con una mayor probabilidad de depresión en la grasa de la leche y en la concentración de la proteína, posiblemente con respuestas mejoradas cuando se combinan los lípidos con otras estrategias como los ionóforos (Mathew *et al.*, 2011). Algunas grasas como el aceite de coco, por ejemplo, pueden deprimir severamente el consumo de alimento, la digestibilidad de la fibra y, en consecuencia, la producción de la leche, y además en vacas lecheras causar una depresión de la grasa de la leche (Hristov *et al.*, 2004, 2009, 2011b; Lee *et al.*, 2011a; Hollmann y Beede, 2012), aunque tengan un papel positivo en la reducción del CH_4 (Machmüller y Kreuzer, 1999; Machmüller, 2006; Hristov *et al.*, 2009). Incluso se encontró que una mezcla compuesta fundamentalmente de AG saturados de cadena larga (C16:0, C18:0,

y C18:1) causaba una significativa caída en el consumo de alimento y en la producción de la leche, y un marcado descenso en la concentración de la grasa de la leche (del 3,10 al 2,51 por ciento; es decir, una indicación clara de depresión de la grasa de la leche, aunque estadísticamente no significativa), (Hollmann y Beede, 2012). Por ende, los lípidos que causan esta clase de efectos sobre la producción no se pueden recomendar como agentes de mitigación.

Las investigaciones sobre el efecto de los lípidos en la productividad animal son inconsistentes. Una revisión de Chilliard y Ferlay (2004) concluyó que en la mayor parte de los estudios, se aumentó la producción de leche de las vacas lecheras cuando la dieta era complementada con lípidos (aunque el aceite de colza parecía ser una excepción). Clinquant *et al.* (1995) realizaron una revisión sobre bovinos de ceba y sugirieron que la adición de lípidos disminuía la digestibilidad pero podía mejorar la GDM y la conversión alimenticia.

La base de datos desarrollada para el análisis, que es presentada en este documento, contenía 31 estudios, en los que la complementación con aceite mostraba el efecto principal, con 105 tratamientos. La producción media de CH₄ fue de 19,5 g/kg CMS (DE = 7,2). Los tratamientos incluyeron varios tipos de aceite, AG puros (P.ej., mirístico) y semillas de oleaginosas enteras y procesadas como canola, girasol, semilla de algodón, etc. En promedio, y en comparación con el estudio testigo, la producción de CH₄ por unidad de CMS se redujo en el 81 por ciento de los tratamientos que tuvieron un suplemento de aceite; el promedio de la reducción fue del 20 por ciento (DE = 13,9), min. = 2 y máx. = 65 por ciento (ovejas alimentadas con aceite de coco al 7 por ciento de la MS de la dieta; Machmüller y Kreuzer, 1999.); el consumo de materia seca se redujo en el 49 por ciento de los tratamientos que habían tenido aceite suplementario, con una reducción media del 5,6 por ciento (DE = 6,6), min. = 0,1 y máx. = 26 por ciento. Los tratamientos con animales lactantes (vacas lecheras en su totalidad) fueron 29, de los cuales 15 (52 por ciento) presentaron una disminución en la producción de leche como consecuencia del suministro de aceite, cuyo promedio fue del 9 por ciento (DE = 5,2), min. = 1 y máx. = 20 por ciento.

Con base en estos datos, se puede concluir que la inclusión de lípidos en las dietas de los rumiantes probablemente producirá un efecto de reducción del CH₄, pero también puede generar una disminución en el consumo de alimento y, en consecuencia, en la productividad animal. Por consiguiente, al menos parte del efecto de mitigación reportado en el conjunto de datos es el resultado de la disminución del consumo de carbohidratos debido a una reducción del CMS provocada por el reemplazo de carbohidratos por lípidos dentro de la dieta. Pocos estudios de medición de la metanogénesis han sustituido los lípidos con almidón manteniendo la misma concentración de almidón degradable en el rumen (P.ej., mediante la descamación al vapor o la molienda gruesa) o han llevado a cabo metaanálisis para separar los efectos directos de los indirectos al adicionar los lípidos.

También se deben considerar los aspectos económicos de la inclusión de los lípidos. El precio de los aceites vegetales se incrementó continuamente en los mercados mundiales durante la última década (el precio de la soja subió de 343 USD/ tonelada en enero de 2002 a 1 131 USD/tonelada en enero de 2012; <http://www.indexmundi.com>), y por lo tanto, es cuestionable si sea económico, hoy o en el futuro, alimentar animales con lípidos comestibles con el propósito de reducir las emisiones de CH₄. Además, en muchos mercados, el diferencial de la grasa de la mantequilla desalentaría las prácticas de añadir lípidos suplementarios que aumenten el riesgo de provocar una reducción de la grasa en la leche.

Aunque es discutible complementar las dietas de los animales con lípidos comestibles con el único propósito de reducir las emisiones de CH_4 , los subproductos de alto contenido de aceite provenientes de la industria de los biocombustibles [granos secos y húmedos de destilería (GSD o GHD, respectivamente) o granos secos o húmedos de destilería con solubles (GSDS o GHDS, respectivamente) y los piensos de oleaginosas extraídas mecánicamente pueden servir naturalmente como suplemento mitigador del CH_4 si se incluyen en la ración por razones económicas. McGinn *et al.* (2009) reportaron, por ejemplo, hasta un 24 por ciento menos en las emisiones de CH_4 , cuando los GSD reemplazaron el grano de cebada en la dieta basal de bovinos de carne y adicionaron un 3 por ciento de lípido a la MS del alimento.

Los efectos de los granos de destilería en la producción de CH_4 , sin embargo, no son consistentes y en gran medida pueden depender del resto de la dieta. Hales *et al.* (2012a) complementaron novillos Jersey con 0 a 45 por ciento de GHDS (sustituyendo el maíz escamado al vapor) y observaron un incremento lineal en las emisiones entéricas de metano por unidad de CMS (hasta el 64 por ciento con la tasa más alta del suplemento), debido fundamentalmente al incremento en el consumo de la FDN, aunque el contenido del extracto etéreo de la dieta aumentó del 5,9 al 8,3 por ciento. Estos autores reportaron una Y_m del 2,4 (0 por ciento GHDS) al 3,7 por ciento (45 por ciento GHDS).

Los piensos con subproductos ricos en aceite pueden producir el mismo efecto de disminución del consumo de alimento que los lípidos libres. Así que se debe tener cuidado para evitar efectos negativos sobre la producción animal o en la disminución de la grasa en la leche de las vacas lactantes (Schingoethe *et al.*, 2009). Hales *et al.* (2012a) reportaron, por ejemplo, una disminución aproximadamente del 11 por ciento en el CMS con la inclusión de la tasa más alta de GHDS en comparación con el grupo testigo. La adición de bajos niveles (del 12 al 13 por ciento) de canola extraída mecánicamente o de semillas de colza con diferentes composiciones de AG (reemplazando la formulación tradicional con alimento de canola extraída con solventes) redujo el consumo de materia seca y, por lo tanto, la producción de leche en vacas lecheras de alto rendimiento (Hristov *et al.*, 2011c). Estos suplementos también contienen mayor N total (relativamente menos digerible que el N de las semillas originales) y fósforo (P), lo que puede representar un desafío ambiental debido al alto contenido de N y P en el estiércol y consecuentemente, mayores emisiones de NH_3 y de N_2O .

Una nueva tendencia en la industria del bioetanol es la extracción parcial del aceite de los granos de destilería. Se calcula que más de la mitad de las plantas de producción de bioetanol en los Estados Unidos de América están extrayendo aceite de GSDS y se espera que otras plantas implementen estas prácticas en el futuro próximo. La industria está adoptando la extracción de aceite debido al ingreso adicional, que repone relativamente rápido la inversión inicial del capital. La extracción de aproximadamente la tercera parte de los GSDS reducirá el valor energético del producto, por lo que posiblemente también se disminuirá el efecto de mitigación del CH_4 de estos subproductos, como se discutió anteriormente.

Un problema con los granos de destilería, lo mismo que con otros subproductos como la semilla entera de algodón, es el aumento en la concentración del N en la dieta y en el consumo, que da lugar al aumento potencial de la excreción de N urinario y de las emisiones de NH_3 y de N_2O provenientes del estiércol, tanto del almacenado como del aplicado al suelo (ver Manejo de la dieta y emisiones de N_2O provenientes del estiércol).

Por ejemplo, Spiels y Varel (2009) reportaron un aumento lineal en la excreción del N urinario y del P total en el estiércol al incluir cantidades crecientes de GHD (de 0 a 60 por ciento) en la dieta de novillos de carne. Asimismo, Hales *et al.* (2012b) informaron que al suministrar un 30 por ciento de GHDS en las raciones de bovinos en lotes de engorde se aumentó en un 18 por ciento la excreción total de N y en un 35 por ciento las pérdidas de N urinario, mientras que el consumo de N en la dieta fue un 23 por ciento más alto que en la muestra testigo (0 por ciento GHDS). Los granos de destilería son inherentemente variables en su composición (Spiels *et al.*, 2002) y particularmente en la digestibilidad de la proteína no degradable en el rumen (PnDR) y de los AA específicos, factores estos que limitan la producción en los rumiantes (Boucher *et al.*, 2009).

Actualmente, los subproductos de los biocombustibles están disponibles debido al aumento de la producción de etanol (o de biodiésel) como resultado de las políticas energéticas nacionales en muchos países, pero su disponibilidad para la alimentación del ganado en el futuro no está asegurada. Según un reporte de Searchinger *et al.* (2008), cuando se hacen comparaciones con la gasolina y se consideran los cambios del uso de la tierra, la producción de maíz destinado al etanol casi duplica las emisiones de los GEI durante 30 años y aumenta las emisiones de estos gases durante 167 años. La remoción de los subsidios y el aumento del precio del maíz son una amenaza adicional a la sobrevivencia de esta industria y hace que en el futuro la disponibilidad de GSD para la alimentación animal sea más incierta. Los subproductos del biodiésel también pueden proporcionar alimentos con alto contenido de aceite para la alimentación del ganado. El biodiésel es considerado un combustible biodegradable, ambientalmente sostenible, con bajas emisiones de C, menor número de partículas en los gases de escape y una disminución considerable de las emisiones de dióxido de azufre en comparación con los combustibles fósiles (Sharma *et al.*, 2008; He *et al.*, 2009) El biodiésel se puede obtener a partir de diversas materias primas, con una inversión de capital relativamente pequeña. Por su alto rendimiento por hectárea, la canola y la colza son materias primas preferidas en la producción de este combustible. Los alimentos de canola y de colza extraídos mecánicamente pueden tener un contenido de aceite altamente residual (hasta un 17 por ciento de la MS) y como se indicó anteriormente, pueden deprimir el consumo de MS y, si se incluyen en niveles que excedan el 6 o 7 por ciento de la grasa total de la dieta, es probable que deterioren el funcionamiento del rumen.

Se han investigado numerosas plantas como materia prima para la producción de biodiésel y biocombustibles. Sharma *et al.* (2008) presentaron una lista con más de 37 especies de plantas nativas de la India con un contenido de 30 por ciento o más de aceite en sus semillas, frutas o nueces, y que cumplen con las normas establecidas en los Estados Unidos de América y en Europa en cuanto a la composición de los AG. Entre estas plantas, *Azadirachta indica* (concentraciones de ácido oleico y linoleico en el aceite de la planta: 61,9 y 7,5 por ciento, respectivamente), *Pongamia pinnata* (49,4 y 19,0 por ciento), *Jatropha curcas* (40,8 and 32,1 por ciento), *Madhuca indica* (46,3 y 17,9 por ciento) y *Calophyllum inophyllum* (42,7 y 13,7 por ciento, respectivamente) han llamado la atención de los investigadores y productores de biodiesel en la India como potenciales materias primas (Sharma *et al.*, 2008). El potencial de los alimentos a partir de estas plantas en la nutrición animal no ha sido completamente explorado pero, debido a su alto contenido de aceites (lo mismo que de AG insaturados), podrían reducir la producción de CH₄.

Algunos aceites de semillas oleaginosas ya han sido ensayados en motores y cuentan con una descripción de sus propiedades físicas y químicas y con el cálculo de su producción de aceite (Razon, 2009). Algunos de estos lípidos contienen AG únicos, pero no se han estudiado sus efectos en la fermentación ruminal. El aceite de ricino (*Ricinus communis*), por ejemplo, contiene ácido ricinoleico el cual confiere al aceite su excepcional propiedad lubricante, pero hay poca información sobre el efecto de este ácido en la fermentación ruminal (Wallace *et al.*, 2007). Si alguna de estas plantas es usada para la producción de biodiesel a mayor escala, los alimentos estarán disponibles para la producción animal y se justificará la investigación sobre sus efectos en la fermentación ruminal, en la producción de CH₄ y en el rendimiento productivo de los animales.

Una planta rica en aceite con alto contenido en AG insaturados, la camelina (*Camelina sativa*; ácido linoléico, del 20 al 40 por ciento; ácido linoleico, del 10 al 20 por ciento; ácido oleico, del 12 al 25 por ciento; ácido ecosenoico, del 13 al 21 por ciento; y ácido erúxico, del 2 al 5 por ciento del contenido de aceite de la planta) se ha investigado como alimento para rumiantes, con el objetivo específico de aumentar el AG omega-3 en la grasa de la leche (y en la carne). Hurtaud y Peyraud (2007) alimentaron vacas lecheras lactantes con semillas o harina de camelina y observaron una tendencia a la disminución del CMS (la harina contenía un 13 por ciento de extracto etéreo), un efecto no significativo en la producción de leche y una fuerte caída en la grasa de la leche. Como era de esperarse, se presentó una considerable disminución en la relación Ac: Pr después del suministro (de 2,74 a 2,02, control y harina de camelina, respectivamente). Un estudio más reciente, con aceite o torta de presión de camelina (el contenido total de AG de la camelina en la dieta fue del 3,6 por ciento de la MS) no reportó efectos en la digestibilidad, en la producción o en la composición de la leche (Halmemies-Beauchet-Filleau *et al.*, 2011). No es clara la manera como estas harinas puedan afectar la producción entérica de metano de manera absoluta o por unidad de producto animal.

Algunas harinas y tortas no comestibles provenientes de semillas oleaginosas comestibles pueden tener compuestos tóxicos con potenciales efectos adversos sobre la salud y productividad del animal (*Balanites aegyptica*, *Terminalia bellirica*, *Putranjiva roxburghii*, *Perilla frutescens*, *Madhuca indica* y *Moringa oleifera*; Abbeddou y Makkar, 2012). La torta de *Balanites aegyptica*, por ejemplo, contiene sapógenos esteroidales que no se consideran aptos para la alimentación del ganado. Otros ejemplos son la torta de *Madhuca indica* que contiene sapoglucósidos que son amargos y tóxicos para el ganado, y los granos de *Putranjiva roxburghii*, que contienen fenil, isopropil y secbutil isotiocianatos de glucósidos (Abbeddou y Makkar, 2012).

La disponibilidad de otros subproductos alimenticios provenientes de la industria de los biocombustibles, como las microalgas (la llamada tercera generación de biocombustibles¹⁴), dependerá del desarrollo de estas industrias. Las algas, levaduras, bacterias y hongos tienen la propiedad de acumular lípidos bajo ciertas condiciones especiales de cultivo (Li *et al.*, 2008) y tienen el potencial para convertirse en una importante materia prima para la industria de los biocombustibles del futuro, lo cual proporcionaría un subproducto con alto contenido de aceite para el uso en la alimentación animal (Pabbi y Dhar, 2011).

¹⁴ La primera generación hace referencia a los biocombustibles del almidón y los azúcares, la segunda generación se refiere a los biocombustibles de la celulosa y otros materiales no comestibles de las plantas.

Para algunos, los biocombustibles de las algas tendrían mayor sostenibilidad ambiental que los biocombustibles obtenidos a partir de granos de cereales y de semillas oleaginosas, y factores como el desarrollo de la biotecnología, los altos precios del petróleo crudo y la atribución de una alta huella del C a las emisiones de los GEI pueden dar lugar a que el biodiesel de algas sea competitivo con otros combustibles (Kovacevic y Wesseler, 2010). También se han investigado plantas transgénicas con mayores contenidos de aceite (Wini-chayakul *et al.*, 2008), pero no hay datos suficientes que permitan evaluar la aplicación de estas investigaciones en las estrategias de mitigación del CH₄.

Se han realizado intentos para introducir el ensilaje de maíz con alto contenido de aceite en la industria lechera de los Estados Unidos de América. No obstante, mientras que el beneficio de estos híbridos radica en el aumento del contenido de energía debido al aceite, que tiene más del doble del valor de la energía bruta de los carbohidratos, el incremento general de la energía neta para la lactancia parece ser mínimo porque el aumento de la energía proveniente del aceite se reduce debido a la proporción relativamente pequeña de aceite en la MS de toda la planta de maíz y a la disminución del contenido de almidón.

Un estudio de Atwell *et al.* (1988), examinó el efecto del grano y del ensilado de maíz, ambos con alto contenido de aceite, y de una combinación de los dos en vacas lecheras de alto rendimiento en fase de lactancia. No se observaron ventajas productivas con el uso de ninguno de los dos y en realidad, la eficiencia alimenticia disminuyó debido al aumento en el consumo de grano de maíz con alto contenido de aceite presente en la dieta. Aunque LaCount *et al.* (1995) y Whitlock *et al.* (2003), observaron un efecto inconsistente, o una falta de respuesta, cuando se suministró ensilaje o grano de maíz con alto contenido de aceite, Weiss y Wyatt (2000) reportaron un aumento en la producción de leche con el ensilado (con un CMS similar). Sin embargo, en este estudio, el contenido de la proteína de la leche fue más bajo, lo que indica una disminución de la función del rumen, que generalmente se registra con raciones que contienen alto contenido de AG insaturados (el aceite de maíz tiene aproximadamente el 80 por ciento de AG mono y poliinsaturados). Debido a la falta de respuesta en la producción, al menor rendimiento y al costo más alto de la semilla, es poco probable que el maíz con alto contenido de aceite sea un alimento viable para los bovinos o una fuente de aceites insaturados para el uso en programas de mitigación de los GEI.

Nuestra conclusión es que los lípidos son eficientes para reducir la emisión de CH₄ entérico, pero la viabilidad de esta práctica de mitigación depende de su eficacia en función a los costos y a sus efectos potenciales en el consumo de alimento (negativa), en la productividad (negativa) y en el contenido de grasa en la leche en animales lactantes (positiva y negativa). Los piensos provenientes de subproductos con alto contenido de aceite, como los granos de destilería y las harinas de la industria del biodiésel pueden ser una fuente eficaz de lípidos con potencial efecto supresor del CH₄. No obstante, el potencial de mitigación no ha sido bien establecido y en algunos casos puede aumentar la producción de CH₄ debido al incremento en el consumo de fibra. Hay un gran número de semillas oleaginosas no tradicionales que están siendo investigadas como materia prima para la elaboración de biocombustibles, que si llegaran a estar disponibles, podrían ser usadas en la alimentación del ganado y tener un efecto positivo en la productividad animal (mediante el mejoramiento en el suministro de energía y proteína), e incluso un efecto en la reducción del CH₄, aunque faltan datos para confirmar esta hipótesis.

Enzimas exógenas

El uso de enzimas exógenas (EEX) en rumiantes ha sido ampliamente estudiado durante los últimos 20 años. Grainger y Beauchemin (2011) analizaron recientemente su aplicación potencial para reducir la producción de CH₄ entérico en el rumen. No hay evidencia de un efecto directo de estas preparaciones en la producción de CH₄ en el rumen, pero, según algunos estudios, parece que mejoran la digestibilidad de la dieta y la producción animal. Las respuestas, sin embargo, son inconsistentes y no hay una comprensión total de los factores que inciden en estas respuestas.

Una revisión de estudios sobre el uso de las EEX en vacas lecheras (25 estudios publicados en revistas a las que se hace referencia) indicaron que, con pocas excepciones, las EEX después del estudio de su comportamiento *in vitro* no produjeron los efectos deseados ni las mejoras esperadas *in vivo* (A. N. Hristov, Pennsylvania State University, EE.UU.; datos no publicados). En uno o dos ensayos se observaron resultados significativos en el aumento de la producción de leche, pero no se llevaron a cabo ensayos adicionales para confirmar la efectividad de estas preparaciones. En varios estudios se registró aumento en la producción de la leche, y en la digestibilidad de la MO, de la FDN y en algunos casos de la PC en la totalidad del tracto, al suministrar las EEX. Algunos efectos fueron drásticos y sin explicación biológica. Un ejemplo típico de esta última categoría fue un estudio de Titi (2003), que mostró que las EEX fibrolíticas aplicadas en dosis de 150 g/tonelada de forraje aumentaban la producción de la leche en aproximadamente 8 kg/día, lo que significaba un impresionante incremento del 37 por ciento comparado con la muestra testigo. Al mismo tiempo, el tratamiento no presentó efectos en los componentes de la leche (no registró efecto de dilución) ni en el CMS, lo que resultó en el correspondiente aumento del 37 por ciento en la eficiencia alimenticia. Los datos gráficos publicados en este informe muestran una diferencia en la producción de leche cercana a 7 kg/día a favor del grupo tratado con las EEX en la primera semana de estudio, situación que solo puede ser el resultado de: (1) un "efecto inmediato" de la preparación de las EEX (improbable), o (2) diferencias significativas en la productividad de las vacas antes de asignar los tratamientos, las cuales no fueron tomadas en cuenta para usar un diseño experimental y un modelo estadístico adecuado.

Un ejemplo similar ha sucedido en un estudio de Gado *et al.* (2009) en el que se observó un incremento del 23 por ciento en la producción de la leche en el grupo tratado con las EEX. En este caso, sin embargo, el efecto sobre la producción se podría explicar fácilmente por un mayor CMS del grupo. Un aumento de la digestibilidad de los nutrientes en todo el tracto, particularmente de la FDN (un sorprendente 40 por ciento) no tuvo aparentemente consecuencias en la productividad de los animales tratados. Las vacas en este ensayo habían tenido un consumo de N que correspondía a más del 10 por ciento del total del CMS y retuvieron 415 g N/día (muestra testigo) [corregido para N en la leche, dado que Gado *et al.* (2009) informaron un balance de N de 486 g/día, calculado como la diferencia entre el consumo de N y el N excretado en heces y orina].

En consecuencia, la variabilidad en las respuestas, debido a datos fragmentarios, errores experimentales o el uso inapropiado de métodos de aplicación, limita la capacidad para evaluar los efectos potenciales de las EEX en la productividad animal, en la eficiencia alimenticia y en la reducción del CH₄. No obstante, el aumento de la digestibilidad es la

explicación más probable para los efectos en la producción en los ensayos donde el CMS no fue afectado por el tratamiento con las EEX suplementarias.

Algunos grupos han realizado esfuerzos para desarrollar las EEX de “segunda generación”, es decir, enzimas desarrolladas específicamente para el uso en las dietas de los rumiantes (Selinger *et al.*, 1996). Recientemente se observó un aumento en la eficiencia alimenticia en las vacas lecheras, con valores que oscilaban entre el 10 y el 15 por ciento (Arriola *et al.*, 2011; Holtshausen *et al.*, 2011) cuando se agregaban las EEX en el ensilado o en toda la dieta, resultados que se pueden explicar por un mejoramiento en la digestibilidad de la fibra. Los forrajes contienen entre el 30 y el 70 por ciento de FDN, y su digestibilidad en el tracto digestivo de los rumiantes generalmente es inferior al 65 por ciento en las dietas de América del Norte (con aproximadamente el 50 por ciento de degradación de la FDN en el rumen), pero puede ser considerablemente más altas para algunas dietas basadas en pastos y en pastos ensilados (Tas *et al.*, 2005; Huhtanen *et al.*, 2009a).

Aunque la digestibilidad de la FDN puede ser alta, su tasa de rotación es usualmente baja y depende de las tasas de degradación relativamente bajas, de la rotura en partículas pequeñas por la masticación para aumentar la colonización bacteriana y del pasaje a los intestinos. Los tratamientos en la dieta (como las EEX) que mejoren la trituración física pueden aumentar la tasa y el nivel de consumo y de degradación de la fibra, pero al parecer, son pocos los estudios que han examinado los mecanismos con los cuales las EEX pueden generar cambios en la productividad animal. Por lo tanto, esta podría ser una oportunidad para incrementar la digestión de la fibra en rumiantes, lo que ayudaría además a mejorar la eficiencia alimenticia de las dietas basadas en forrajes. Un aumento en la digestibilidad de los alimentos puede disminuir la materia orgánica fermentable (almacenada) en el estiércol, reduciendo así las emisiones globales de CH₄ de los sistemas de producción de rumiantes. Por otra parte, algunas EEX pueden aumentar de hecho la producción de CH₄. Una EEX con actividad endoglucanasa o xilanasas, por ejemplo, aumentó la producción de CH₄ por unidad de CMS o de leche producida entre el 10 y 11 por ciento en un estudio realizado por Chung *et al.* (2012), acrecentamiento atribuido por los autores al incremento en la digestión ruminal de los alimentos (aunque en el informe no se presentó una medición del mejoramiento en la digestibilidad) En este último estudio, el producto que contenía las EEX no afectó el CMS o la producción de la leche, contradiciendo los resultados de una investigación anterior con el mismo producto (Holtshausen *et al.*, 2011).

Aunque resultados limitados indican que las enzimas exógenas pueden aumentar la eficiencia alimenticia y, por esta vía, reducir la producción de CH₄ entérico, las inconsistencias de los datos no permiten recomendar las enzimas exógenas como una práctica de mitigación eficiente.

Agentes microbianos en la alimentación

La adición de agentes microbianos (AM) en forma directa es una práctica de alimentación suplementaria común en la producción animal. Probablemente los AM más usados en la nutrición de rumiantes son los productos basados en levaduras (PL). Existe una gran variedad de productos disponibles comercialmente que se ajustan a la descripción de PL que incluyen: levaduras vivas (levaduras vivas altamente concentradas), cultivo de levaduras (células de levaduras con diferente viabilidad y su medio de crecimiento; Fonty y

Chaucheyras-Durand, 2006), o productos de levaduras (un término general que representa tanto las levaduras vivas como el cultivo de levaduras). La variedad entre los PL se refleja en las inconsistencias observadas en la respuesta de los animales tratados con las mismas. Análisis anteriores reportaron un aumento del CMS y de la producción de leche en vacas lecheras, ningún efecto en el pH del rumen, pero una disminución en la concentración de lactato y un incremento de la proteína microbiana duodenal y de los flujos de metionina (considerado el primer AA limitante en vacas lecheras en lactancia y en otros animales de granja), lo que sugiere un aumento en la síntesis de la proteína bacteriana en el rumen (Erasmus *et al.*, 1992; Poppy *et al.*, 2012). Las cepas de *Aspergillus oryzae* y *Saccharomyces cerevisiae* han sido las más frecuentemente estudiadas.

Se han propuesto modos de acción de los PL en el rumen que incluyen la remoción de oxígeno y el suministro de factores del crecimiento, induciendo así a condiciones más favorables para la actividad de las bacterias ruminales, particularmente aquellas involucradas en la digestión de la fibra (Newbold *et al.*, 1996; Fonty y Chaucheyras-Durand, 2006). Metaanálisis más recientes reportaron un efecto positivo general de diversos PL en la producción de leche en vacas lecheras (Van Vuuren, 2003; Desnoyers *et al.*, 2009; Robinson y Erasmus, 2009). La revisión de Robinson y Erasmus (2009) informó que el PL *S. cerevisiae* aumentó la producción de la leche en un 3,6 por ciento en promedio (con relación a la muestra testigo). El mismo PL no tuvo efectos en el consumo de alimento o en la producción y composición de la leche en vacas lecheras de alto rendimiento (Hristov *et al.*, 2010b), lo cual simplemente enfatiza los efectos variables y condicionados de estos productos.

Robinson y Erasmus (2009), por ejemplo, sugirieron que la magnitud del efecto de los PL en la producción de la leche disminuía con el aumento de la producción de la leche de las vacas testigo. El metaanálisis de Desnoyers *et al.* (2009; 157 experimentos con vacas lecheras lactantes) concluyó que el PL basado en *S. Cerevisiae* aumentó el pH ruminal, incrementó los AGV, disminuyó la concentración de lactato y aumentó la digestibilidad de la MO, pero no tuvo efecto en la relación Ac:Pr. El cálculo de la eficiencia alimenticia basado en el CMS y en la producción de la leche publicados en este análisis no parecen diferir entre el grupo testigo y el tratado con los PL. En el estudio de Hristov *et al.* (2010b), el análisis de los metanógenos del rumen con el metanógeno específico utilizando la técnica de electroforesis en gel con gradiente de desnaturalización no reveló algún modelo de banda específica para PL, y este resultado fue apoyado por la falta de efecto del PL en la producción ruminal de CH₄ y en la fermentación ruminal general (pH, conteo de protozoarios, AGV). Los productos de levaduras, sin embargo, disminuyeron ligeramente las emisiones de NH₃ y de CH₄ del estiércol medidas en un sistema de emisión de gas de estado estacionario.

La idea de usar los PL para mitigar la producción de CH₄ ha sido discutida (Newbold y Rode, 2006) pero, con la excepción de algunos resultados *in vitro*, sorprendentes y no confirmados (Chaucheyras *et al.*, 1995), faltan datos convincentes basados en estudios con animales que apoyen esta iniciativa. Mwenya *et al.* (2004), por ejemplo, reportaron un aumento del 10 por ciento en la producción de CH₄ en ovejas alimentadas con una dieta compuesta de un 70 por ciento de forraje y un 30 por ciento de concentrado complementado con el PL *Trichosporon sericeum*, pero la producción de CH₄ por unidad de CMS fue similar a la del testigo. Un estudio de McGinn *et al.* (2004) no reportó efecto de los PL

sobre la producción de CH₄ en ganado de carne. Por lo tanto, el potencial de reducción de la producción de CH₄ en el rumen con los PL parece ser debido a un incremento de la producción, a la eficiencia alimenticia y a la salud general de la función del rumen.

Otras intervenciones de los AM en la fermentación ruminal incluyen la inoculación de bacterias productoras y utilizadoras de lactato para promover una microflora intestinal más conveniente, la estabilización del pH y la promoción de la salud del rumen. Un metaanálisis de Krehbiel *et al.* (2003) reportó una tendencia generalmente positiva en la salubridad de terneras, novillas de leche o ganado de ceba tratados con varios AM (basados principalmente en *Lactobacillus* y *Streptococcus* y en algunos casos *Propionibacterium* spp.). Esta revisión también incluyó varios estudios con vacas lecheras lactantes, pero la investigación es limitada.

En general, el suplemento con AM en la dieta de bovinos en corrales de engorde aumentó la GDM del 2,5 al 5,0 por ciento y mejoró la eficiencia alimenticia en un 2 por ciento, mientras que la respuesta en el CMS fue inconsistente (Krehbiel *et al.*, 2003). Diversos estudios han reportado un establecimiento exitoso de productos de AM a base de *Megasphaera elsdenii* (una de las especies utilizadoras de lactato más importantes del rumen) en ovinos y bovinos, pero los efectos en la fermentación y el pH ruminal son variables (Klieve *et al.*, 2003; Henning *et al.*, 2010). En un trabajo reciente con vacas lecheras al inicio de la lactancia e inoculadas con *M. Elsdenii* se afirma que se presentó una disminución de la relación Ac: Pr como resultado de la inoculación (aunque esto no fue evidente en los datos publicados) y un aumento estadísticamente significativo en la eficiencia alimenticia al ser comparadas con las vacas testigo (Aikman *et al.*, 2011). También se han hecho otros intentos de inocular en el rumen hongos (*Candida kefyri*) y bacterias ácido lácticas (*Lactococcus lactis*) adicionando nitrato para controlar la metanogénesis y prevenir la posible formación de nitritos. Sin embargo, no se han reportado datos consistentes que se hayan obtenido en investigaciones con animales (Takahashi, 2011).

En conclusión, es insuficiente la evidencia de que las levaduras y otros agentes microbianos adicionados en la alimentación tengan un efecto directo en la reducción del CH₄ entérico. No obstante, las levaduras parecen estabilizar el pH y estimular la función del rumen, especialmente en el ganado de leche, dando como resultado respuestas pequeñas pero consistentes en la productividad animal y en la eficiencia alimenticia, lo que podría significar una reducción moderada de la intensidad de las emisiones de CH₄.

Desfaunación

Se han establecido asociaciones y alimentación cruzada entre los protozoarios y las arqueas del rumen (Vogels *et al.*, 1980; Lee *et al.*, 1987; Finlay *et al.*, 1994) y sobre la base de estas relaciones se ha propuesto la desfaunación como estrategia de mitigación del CH₄ (Newbold *et al.*, 1995; Boadi *et al.*, 2004; Hristov y Jouany, 2005). Sin embargo, la respuesta en la producción de CH₄ a la desfaunación parcial o completa ha sido variable.

Morgavi *et al.* (2010) calcularon que con la desfaunación se lograba una disminución media de la producción de CH₄ cercana al 10 por ciento, pero los datos fueron extremadamente variables. Además, todas las respuestas fueron atribuidas a la pérdida de protozoarios sin tener en cuenta la disminución de la digestibilidad de la fibra en el rumen, que promueve las vías de fermentación acetato/ CH₄ y típicamente acompaña la desfaunación (Eugène

et al., 2004). Investigaciones del mismo grupo no reportaron efectos en la abundancia de los metanógenos del rumen, a pesar de una diferencia del 65 por ciento en el número de protozoarios al comparar una dieta con alto contenido de forrajes y una con alto contenido de almidones, complementada con lípidos (Popova *et al.*, 2011). Igualmente, una reducción del 96 por ciento de los protozoarios ruminales en vacas de leche tratadas con ácido láurico no tuvo efectos en el número de copias del ácido ribonucleico ribosomal 16S (ARNr) de las arqueas metanogénicas (reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa). Por su partela EGGD también indicó que no había diferencia en la estructura de la población de arqueas a consecuencia de una reducción en el número de protozoarios (Hristov *et al.*, 2011b).

Debido a la variabilidad y falta de certeza en la respuesta (ver Morgavi *et al.*, 2011), no es posible recomendar la desfaunación como una práctica de mitigación del CH₄. Además, aparte del ácido láurico, del aceite de coco (Sutton *et al.*, 1983; Machmüller y Kreuzer, 1999; Hristov *et al.*, 2004, 2009, 2011b) y de algunos aceites vegetales de alto contenido de ácidos grasos insaturados como la semilla de lino (Doreau y Ferlay, 1995), que pueden deprimir severamente el CMS en bovinos, no se han hecho ensayos rigurosos *in vivo* que prueben la eficacia y la viabilidad de algún agente desfaunador.

Los protozoarios también tienen una importante función en la digestión ruminal de la fibra y la MO (Jouany *et al.*, 1988) y, aunque la respuesta no es consistente, podrían tener un impacto negativo en la digestibilidad, en la producción animal y en la pruebas de las grasas de la leche en los animales lactantes. Una reducción en la población de protozoarios y sus metanógenos asociados puede desencadenar un aumento de la población de bacterias o de los metanógenos asociados al fluido ruminal, contrarrestando así el potencial de la desfaunación para reducir las emisiones de CH₄. Además, es difícil mantener a los animales libres de fauna y siempre estará presente la posibilidad de refaunación.

Nuestra conclusión es que, con base en los datos actuales, no se puede recomendar la desfaunación como una práctica de mitigación del CH₄.

Manipulación de las arqueas y de las bacterias del rumen

Se han realizado esfuerzos considerables para la supresión de las arqueas y para favorecer el crecimiento de bacterias acetogénicas en el rumen. Las vacunas contra las arqueas se basan en el concepto de un suministro continuo de anticuerpos al rumen a través de la saliva. Enfoques similares con bacterias no deseadas en el rumen, como los *Streptococcus bovis*, parecen haber producido algunos resultados positivos Gill *et al.*, 2000; Shu *et al.*, 2001).

Las vacunas contra las arqueas han sido exitosas *in vitro* (Wedlock *et al.*, 2010). Una de ellas que fue producida a partir de una serie de especies de arqueas no tuvo ningún efecto en la población metanógena o en la reducción en la producción de CH₄ en ovejas (Wright *et al.*, 2004), aunque los animales presentaron niveles más elevados de inmunoglobulina G específica en el plasma, en la saliva y en el fluido ruminal (Williams *et al.*, 2009). En este último estudio, sin embargo, la producción de CH₄ medida después de la segunda y tercera vacunación fue 20 y 18 por ciento más alta, respectivamente, que aquella de la muestra testigo, pero la diferencia no fue estadísticamente significativa. El trabajo de seguimiento al uso de vacunas preparadas de cepas metanógenas australianas y neozelandesas mostró que estas no habían sido exitosas en la reducción del CH₄ en corderas (Clark *et al.*, 2004).

Los nuevos enfoques comprenden la identificación de los genes que codifican las proteínas específicas localizadas en la membrana de *Methanobrevibacter ruminantium* (probablemente el metanógeno más importante del rumen) y el uso de las proteínas purificadas (producidas en *Escherichia coli*) como antígenos para la vacunación de ovejas (Buddle *et al.*, 2011). En otro enfoque, se crearon antisueros en ovejas contra las fracciones subcelulares de *M. ruminantium*, que redujeron el crecimiento microbiano y la producción de CH₄ *in vitro* (Wedlock *et al.*, 2010). Según los autores, estos enfoques proporcionarán una plataforma para la selección y la criba de candidatos adecuados para la formulación de las vacunas (Buddle *et al.*, 2011).

La secuenciación del genoma de *M. Ruminantium* abrió nuevas fronteras y oportunidades para la inhibición de los metanógenos del rumen y para el potencial de mitigación de la emisiones ruminales de CH₄ (Leahy *et al.*, 2010). En el rumen existen bacterias capaces de utilizar el H₂ y el CO₂ para producir acetato (Joblin, 1999). Aunque parece que estas bacterias no pueden competir por el H₂ con los metanógenos en condiciones normales (Fievez *et al.*, 2001a), podrían ser competitivas si las concentraciones de H₂ aumentan como resultado de una supresión de la producción de CH₄ (Le Van *et al.*, 1998). El modelo de Janssen (2010) demostró una interacción dinámica entre el H₂, la tasa de pasaje, la producción de propionato y el crecimiento y actividad de los metanógenos en el rumen. Dichas interacciones deben ser tenidas en cuenta en la elaboración de las vacunas. Esta es un área de investigación de mucho interés y de rápido desarrollo que puede producir tecnologías eficaces para la mitigación del CH₄ en el futuro próximo (Wright y Klieve, 2011).

Investigaciones recientes sugieren que las intervenciones en las etapas tempranas de la vida del animal pueden desencadenar un patrón diferente de desarrollo y una colonización de los microbios del rumen, lo que a su vez puede dar lugar a una actividad ruminal diferencial. En un estudio de Abecia *et al.* (2011), las crías de las madres tratadas con BCM presentaron una reducción en la producción de CH₄ al ser comparadas con las crías de madres no tratadas (aunque los animales fueron clasificados por grupos de alimentación y no se reportó el CMS individual). Este ensayo introduce la posibilidad que las respuestas a los modificadores del rumen puedan ser influenciadas por la madre y permanezcan programadas en la vida del animal adulto. Este interesante concepto puede ofrecer nuevas oportunidades para la mitigación de las emisiones de CH₄ entérico en rumiantes, pero necesita más estudio y verificación. Otro enfoque interesante como el uso de anticuerpos contra los metanógenos para suprimir la producción de CH₄, demostró que en las condiciones *in vitro* carece de eficacia (Cook *et al.*, 2008).

Por el momento, ninguna de las tecnología existentes para la manipulación del rumen esta lista para su aplicación en la práctica, pero las vacunas se podrían emplear para todos los rumiantes, incluso aquellos con poco contacto con los seres humanos, como las ovejas y el ganado de carne en pastoreo. Es importante tener presente que las vacunas requieren que el huésped produzca anticuerpos contra un segmento de su microflora que hace parte de una relación simbiótica que permite al rumiante la supervivencia con dietas basadas en fibra. Para que las vacunas sean efectivas deben cubrir la totalidad de la comunidad metanogénica y no solamente especies individuales. El alcance de la reducción de la metanogénesis podría ser solo del 5 al 10 por ciento y se desconoce la persistencia del efecto, pero el potencial para una aplicación generalizada perfila esta tecnología como una gran oportunidad para la mitigación de las emisiones de CH₄ entérico en el futuro.

Alimentos y gestión de la alimentación

Es clara la relación entre la digestibilidad de la MO de los alimentos, el consumo de concentrados o almidón y los patrones de fermentación ruminal. Como lo expuso Wolin (1960), la estequiometría de la fermentación ruminal indica que se producirá más H_2 , y por consiguiente más CH_4 , en la fermentación de la fibra que en la del almidón (en este último caso los equivalentes de reducción se usan para la síntesis de propionato). Noziere *et al.* (2010), por ejemplo, calcularon que las proporciones moleculares de los AGV (acetato propionato, butirato) promediarían, respectivamente, 66, 17 y 14 mol/100 mol para la FDN y 41, 44 y 12 mol/100 mol para el almidón. De hecho, una dieta para vacas lecheras lactantes con un contenido de concentrado del 72 por ciento, al compararse con una ración con el 52 por ciento, produjo un incremento del 59 por ciento en la concentración del propionato ruminal y una caída del 44 por ciento en la relación Ac: Pr, además de una disminución en la grasa de la leche (3,20 frente al 4,20, respectivamente; Agle *et al.*, 2010b).

En un metaanálisis, Bannink *et al.* (2008) mostraron que la fermentación de los azúcares y del almidón cambiará la fermentación en el rumen hacia la producción de propionato cuando disminuye el pH ruminal. Sauvant *et al.* (2011) propusieron una relación cuadrática entre Y_m y Ac: Pr en el fluido ruminal $Y_m = -1,89 + 4,61 \times \text{Ac: Pr} - 0,59 \times \text{Ac: Pr}^2$; $n = 23$ experimentos. Estos autores también encontraron varias relaciones entre Ac: Pr y el CMS en la dieta, la inclusión de concentrado y los ácidos grasos de la leche.

De este modo, generalmente se cree que una inclusión más alta de granos (o la alimentación con forrajes con un contenido de almidón más alto, como el ensilado de la planta entera de cereales) en la dieta de los rumiantes disminuye la producción de CH_4 entérico. Beauchemin *et al.* (2011) calcularon que alimentar bovinos de carne en crecimiento con forrajes en sistemas extensivos aumentaría considerablemente la intensidad de los GEI (aumento del 6,5 por ciento). Igualmente, Pelletier *et al.* (2010) observaron que las emisiones totales de los GEI de bovinos de carne en fase de finalización en sistemas de pastoreo extensivo fueron un 30 por ciento más altas que aquellas del ganado consumiendo raciones a base de cereales en corrales de engorde.

Efecto del consumo de alimento

El consumo de alimento es una variable importante en la predicción de las emisiones de CH_4 . Johnson y Johnson (1995) afirmaron que a medida que crece el consumo de alimento, disminuye la tasa Y_m en aproximadamente 1,6 por ciento unidades por cada nivel de consumo por encima de las necesidades de mantenimiento. No obstante, estos autores también anotaron que no se pudo establecer una relación estrecha entre la digestibilidad de la dieta, el consumo y la producción de CH_4 . Sus datos (Figura 1 en Johnson y Johnson, 1995) sugieren que no hay relación entre la digestibilidad de la energía bruta (EB) de la dieta y la proporción de los GEI perdidos como CH_4 . El aumento del consumo aumenta la tasa fraccional de pasaje y disminuye la digestibilidad. La disminución de la digestibilidad dependerá de la calidad de la dieta.

El modelo del NRC (2001), por ejemplo, asume que la disminución en la digestibilidad (expresada como nutrientes digeribles totales, NDT) con el nivel de alimentación es una función de la digestibilidad de la dieta al nivel de consumo de mantenimiento (unidad porcentual de disminución $NDT = 0,18 \times NDT_{\text{al mantenimiento}} - 10,3$). Sauvant y Giger-Reverdin

(2009) concluyeron de su metaanálisis que la digestibilidad de la MO disminuye linealmente con el aumento del consumo de alimento (digestibilidad MO, por ciento = $76,0 - 2,75 \times$ nivel de consumo de alimento, porcentaje de PV). Igualmente estos autores reportaron una disminución lineal en la tasa Y_m con un aumento en el consumo de alimento.

En un metaanálisis de datos provenientes de estudios en los que bovinos de leche ($n = 247$) y carne ($n = 75$) se alimentaron con dietas basadas en ensilado de pastos, Yan *et al.* (2000) elaboraron modelos de predicción del CH_4 basados en el consumo de energía digestible (CED) que incluía la fibra detergente ácida (FDA) del ensilado -o las proporciones del CMS- y el nivel de consumo de alimento:

$$\text{energía } CH_4 \text{ (MJ/día)} = \text{CED, MJ/día} \times (0,094 + 0,028 \times \text{ensilado}_{\text{consumoFDA}} / \text{total}_{\text{consumoFDA}}) - 2.453 \times (\text{nivel de consumo por encima de los requerimientos para el mantenimiento})$$

$$\text{energía } CH_4 \text{ (MJ/día)} = (\text{CED}), \text{ MJ/día} \times (0,096 + 0,035 \times \text{ensilado}_{\text{CMS}} / \text{total}_{\text{CMS}}) - 2,298 \times (\text{nivel de consumo por encima de los requerimientos para el mantenimiento})$$

Hegarty *et al.* (2010) propusieron las siguientes relaciones entre el consumo de alimento, la digestibilidad (55 a 85 por ciento) y la producción de CH_4 para corderos en crecimiento en pastoreo: "(1) un aumento en el CMS está asociado a un aumento lineal de la GDM, con la tasa de GDM más alta en alimentos de mayor digestibilidad; (2) el aumento del CMS está asociado con un aumento en la producción de CH_4 . En dietas con digestibilidad baja o moderada, como las de los sistemas de pastoreo extensivo en Australia, la liberación del CH_4 por unidad de consumo adicional es mayor que cuando hay un alto consumo de alimentos de alta digestibilidad; (3) la producción de CH_4 por unidad de consumo de energía metabolizable (EM) es más baja en las dietas con densidades altas de energía; (4) Aunque un aumento en el consumo de cualquier dieta reduce la intensidad de las emisiones en la fase de crecimiento (g CH_4 producidos por kg de GDM), la intensidad de las emisiones a cualquier nivel de CMS es menor en alimentos de alta digestibilidad que en alimentos de baja digestibilidad; (5) cambios pequeños en el consumo de energía dan como resultado cambios pequeños en la producción de CH_4 , pero grandes cambios en el rendimiento productivo del animal." Para lo expuesto en el numeral (5) los autores dan el siguiente ejemplo: asumiendo que una oveja de 30 kg consuma 900 g/día de forraje, un incremento en la digestibilidad del 65 al 75 por ciento aumentaría la GDM de 51 a 101 g/día pero incrementaría la producción de CH_4 en menos de 1 g/día y reduciría casi a la mitad las emisiones/unidad de GDM (es decir, la IE), supeditado a que el animal tenga el potencial genético para aumentar la productividad.

A pesar de la obviedad de las relaciones entre digestibilidad, consumo y producción de CH_4 entérico (absoluta o por unidad de CMS), la tasa Y_m usada por el IPCC (2006a) es calculada únicamente con base en el consumo de energía bruta (CEB). Ellis *et al.* (2010) evaluaron nueve ecuaciones empíricas de predicción del CH_4 y observaron que el modelo de la tasa Y_m tenía un desempeño adecuado al compararse con otras ecuaciones. Sin embargo, estos autores argumentaron que al estar basada solamente en el CEB, la Y_m no tiene la capacidad de describir completamente los cambios en la composición de la dieta y tiene un uso limitado cuando se calcula el impacto de diversas estrategias nutricionales en las emisiones de CH_4 . Por ejemplo, el modelo de la tasa Y_m no podría descifrar entre un

cambio en el CH₄ causado por un incremento en el CMS y un cambio en el CH₄ causado por un aumento en el contenido de grasa en la dieta. Esto tendría efectos diferentes sobre las emisiones resultantes de CH₄, pero estas diferencias no se expresarían a partir del CEB.

Por lo tanto, la validez del enfoque de Y_m es cuestionable y quizás es tiempo de empezar a expresar las pérdidas de energía en el CH₄ con base en la ED (o de unidad de producto animal), lo que reflejará más adecuadamente la calidad del forraje y otras prácticas de mitigación, tales como la inclusión de granos o grasas en las dietas de los rumiantes.

Un ejemplo de información potencialmente imprecisa en la cuantificación de las emisiones de CH₄ basadas en el CEB se puede apreciar en el estudio de Boadi y Wittenberg (2002). Estos autores alimentaron bovinos de leche y carne con forrajes de baja, media y alta calidad (con un porcentaje de degradación *in vitro* de la MO del 38.5, 50.7 y 61.5, respectivamente) y no reportaron diferencias estadísticas entre los forrajes en cuanto a las emisiones de CH₄ cuando estas se expresaron con base en CEB o al CMS (6 al 7 por ciento o 29 a 32 litros/kg). En contraste, se presentaron emisiones drásticamente más altas con el forraje de baja calidad cuando se expresaron con base en el consumo de MO digerible (83, 64, y 48 litros/kg, respectivamente).

Una falta de concordancia similar entre las emisiones de CH₄ entérico expresadas en CEB o en CED fue señalada por Kennedy y Charmley (2012). Estos autores alimentaron novillos con gramíneas (n=5) y leguminosas (n=5) tropicales de distintas calidades y midieron el CH₄ entérico en cámaras de respiración. La correlación entre la medición de CH₄ basada en el CEB (promedio del 6,2 por ciento) y en el CED (promedio del 11,8 por ciento) fue pobre, r= 23.

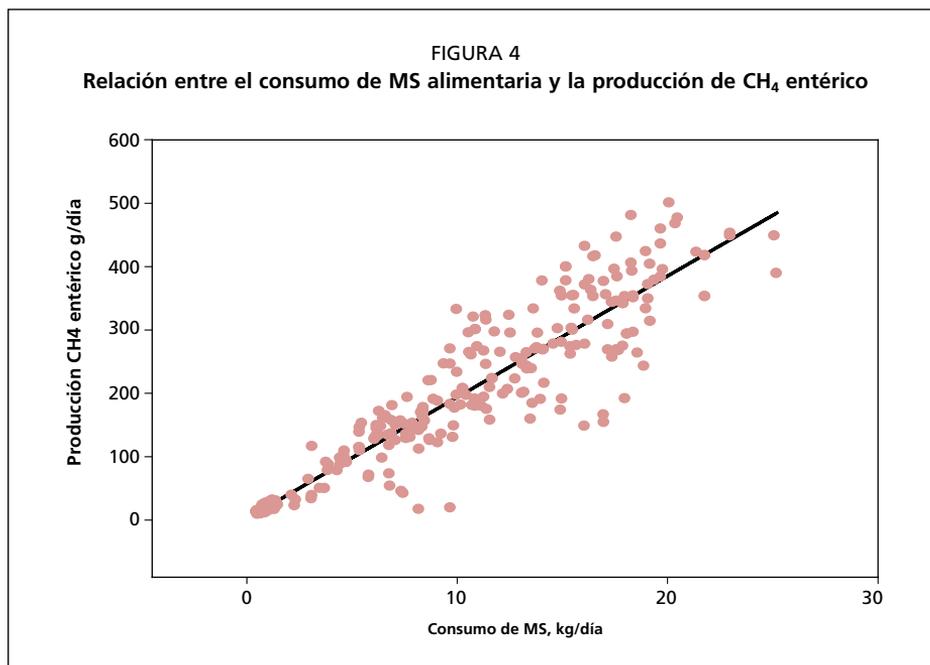
Puesto que el consumo de MS (y específicamente de MO digerible) es quizá el determinante más importante de la producción de CH₄ en los rumiantes, el efecto de los alimentos y de la calidad del forraje en el consumo es de suma importancia. La regresión de los datos para CMS vs. producción de CH₄ utilizando las bases de datos sobre metano entérico elaboradas para el actual análisis (n=377), produjo la siguiente relación (Figura 4) (error estándar entre paréntesis):

$$\text{CH}_4, \text{ g/día} = 2,54 (4,89) + 19,14 (0,43) \times \text{CMS, kg/día} \quad (R^2 = 0.86; P < 0.001)$$

El conjunto de datos usado para elaborar esta relación incluyó todas las medias de los tratamientos testigo y de los tratamientos clasificados como alimentos, con valores atípicos eliminados en un valor residual estudentizado absoluto > 2 (el procedimiento de regresión PROC REG de SAS; SAS Inst., Inc., Cary, NC, EE.UU.). Esta relación se puede usar para la predicción de líneas de base para la producción de CH₄ entérico en bovinos y pequeños rumiantes, después de haber sido confrontada con un conjunto de datos en comparación con el actual coeficiente Y_m del IPCC.

Cottle *et al.* (2011), reportaron un coeficiente similar para la predicción de las emisiones de CH₄ por kg de CMS para ovejas (CH₄, kg/día = 0,0187 × CMS, kg/día); y Kennedy y Charmley (2012) desarrollaron un coeficiente para novillos en Australia (CH₄, g/día = 19,6 × CMS, kg/día.)

Vale la pena mencionar que, si se usa esta ecuación, el error de predicción probablemente sería mayor con un aumento del CMS. La limitación es que la ecuación en la Figura 4 se obtuvo a partir de un rango muy amplio de CMS, de allí que el alto R² sugiere una gran



precisión; en contraste, cambiar el CMS a un rango más estrecho (P.ej. un 10 por ciento de aumento desde aproximadamente 18 a 20 kg/día) daría como resultado una variabilidad más alta, por lo que es necesario realizar más investigaciones que permitan explicar esta variación. En esencia, esta ecuación adolece de la misma limitación que anteriormente fue descrita para el enfoque de la Y_m del IPCC, y expresar la producción de CH₄ partiendo de la MS digerible puede representar mejor la gran variación entre las dietas. Sin embargo, en la literatura sobre mitigación del CH₄ no siempre está disponible la información sobre la digestibilidad de la dieta.

Aunque el CH₄ aumentará con el incremento del CMS, este aumento tendría que ser interpretado en el contexto de una probable elevación en la producción de leche o carne, lo cual disminuirá la intensidad de emisión del CH₄ y podría dar lugar a una reducción en el tamaño del hato en ciertos sistemas de producción. El consumo de MS y ED constituye, sin lugar a dudas, el factor más importante que impulsa la producción animal, y la ecuación en la Gráfica 4 no tiene en cuenta el incremento de la producción y la disminución del CH₄ entérico con relación al producto cuando se aumenta el CMS. De otro lado, el aumento del CMS usualmente disminuye la digestibilidad, lo que podría aumentar la excreción de MO fermentable en el estiércol y, por consiguiente, las emisiones de CH₄ o de N₂O dependerían del tipo de sistema de manejo del estiércol. Como lo demostraron Huhtanen *et al.* (2009a) en un metaanálisis de 97 ensayos (497 dietas) con vacas lecheras lactantes, el consumo tuvo un efecto negativo en la digestibilidad de la dieta, aunque fue inferior al de las predicciones del NRC (2001) y al modelo de carbohidratos y proteína neta de Cornell (Fox *et al.*, 2003). Huhtanen *et al.* (2009a) señalaron que las dietas que tuvieron alta digestibilidad en el nivel de mantenimiento, mostraron una mayor disminución de la digestibilidad al aumentar el CMS. Otro factor dietético que tuvo un efecto negativo en la digestibilidad de la FDN en este metaanálisis fue el nivel de consumo de grasa en los piensos concentrados (véase la discusión anterior sobre lípidos dietéticos).

Inclusión de concentrado

Es importante recordar que las variables dietéticas no son independientes. El aumento o la disminución de la concentración de un elemento aumentará o disminuirá la concentración de otro. Por ejemplo, como se discutió anteriormente, las opciones de mitigación centradas en la reducción de la excreción de N urinario bien podrían dar como resultado una elevada emisión de CH₄ entérico (Dijkstra *et al.*, 2011b). La disminución de la concentración dietética de PC resultará en un aumento en la concentración de otros nutrientes (como el almidón o la FDN) y estos cambios podrían afectar las emisiones de CH₄ y de N₂O entéricas y de estiércol. Por lo tanto, los efectos sobre las emisiones de los GEI resultantes de los cambios en un nutriente tienen que ser interpretados en el contexto de los efectos potenciales, que resultan de los cambios en otros componentes de la dieta.

En un estudio europeo (Eugène *et al.*, 2011), la adición de una combinación de almidón y lípidos a la dieta de novillos de engorde redujo las emisiones por unidad de consumo de alimento y de ganancia de peso vivo. En otro estudio del mismo grupo, una inclusión más alta de granos en la ración de novillos Blond d'Aquitaine (70 por ciento vs. 21 a 41 por ciento de grano; con variaciones en el tipo de forrajes) resultó en un drástico incremento en la tasa Y_m, de 3,2 a 6,9 por ciento, respectivamente (Doreau *et al.*, 2011b). Los autores concluyeron que las emisiones entéricas totales (entéricas y del estiércol) fueron más bajas en la dieta con alto contenido de grano, pero las emisiones de N₂O y de CO₂ fueron más altas. Las emisiones de los GEI totales fueron inferiores en las raciones ricas en grano (cuando la captura de carbono en los pastizales no se tuvo en cuenta).

Sin embargo, en este tema la literatura no es coherente. Algunos estudios no han reportado una disminución en la producción de CH₄ (absoluta o por unidad de CMS) aumentando la proporción de alimentos concentrados (por ejemplo, Beauchemin y McGinn, 2006; Popova *et al.*, 2011). En algunos casos, se observó el efecto opuesto, es decir, la producción de CH₄ aumentó (por unidad de CMS al aumentar la inclusión de concentrado en la ración (Islam *et al.*, 2000; McGinn *et al.*, 2006).

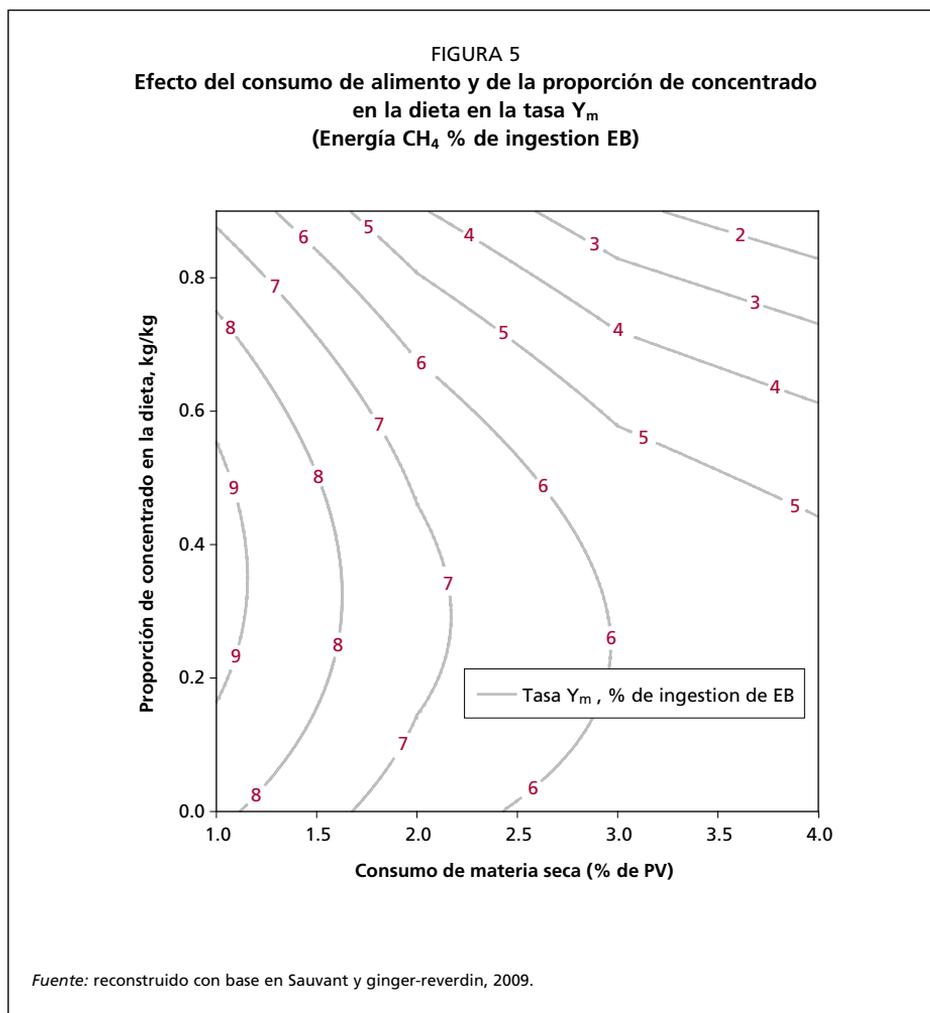
En general, el concentrado tendrá una mayor cantidad de MO fermentable (por unidad de alimento) que el forraje, lo cual ayuda a explicar un aumento en la producción de CH₄. En un metaanálisis de 87 experimentos, con 260 tratamientos en vacas, ovejas y cabras en crecimiento y lactancia, Sauvant y Giger-Reverdin (2009) encontraron que la pérdida de energía en el CH₄, como proporción del CEB, tuvo relación con la proporción de concentrado en la dieta y del nivel de consumo (NC) (NC, como porcentaje de PV):

$$Y_m = 10,8 - 2,99 \times NC + 0,40 \times NC^2 + 7,23 \times PrC - 8,71 \times PrC^2 - 0,98 \times PrC \times NC$$

Donde PrC es la proporción de concentrado en la dieta.

Según esta última ecuación, con un 50 por ciento de concentrado en la dieta, la Y_m será 9,2, 6,9, 5,4 y 4,7 por ciento del CEB para niveles de consumo de 1, 2, 3 y 4 por ciento del PV. Con un 70 por ciento de concentrado, la Y_m será 8,3, 5,8, 4,2 y 3,3 por ciento respectivamente (Figura 5).

Algunos de los valores de la tasa Y_m más altos y más bajos calculados con la ecuación de Sauvant y Giger-Reverdin (2009) presentan inconsistencias con los resultados generales del nivel de producción de CH₄; es improbable encontrar valores de Y_m más altos al 9 por



ciento o menores al 3 por ciento con las prácticas de alimentación estándar. La extrapolación de estas ecuaciones empíricas se traduce en niveles no fisiológicos de producción, y la intrapolación se debe llevar a cabo con un gran cuidado.

Ellis *et al.* (2010) evaluaron nueve ecuaciones de predicción del CH_4 que se usan actualmente en modelos para el cálculo de los GEI producidos a nivel integral en la granja. En este análisis, las ecuaciones que intentan representar aspectos importantes de la composición de la dieta funcionaron mejor que las ecuaciones más generalizadas. La ecuación de Sauvant y Giger-Reverdin (2009) es una predicción empírica del CH_4 , que no incluye como indicadores elementos de la composición química de la dieta. La implicación importante del análisis de Sauvant y Giger-Reverdin (2009), es que resulta poco probable que una variación pequeña y moderada en la proporción del concentrado de la dieta afecte las emisiones de CH_4 entérico. Como se muestra en la Figura 5, se pueden esperar mejoramientos sustanciales en la tasa Y_m a partir de una inclusión del 35 al 40 por ciento de granos en la dieta, pero esto también dependerá del nivel de consumo de alimento. El aumento de la proporción de

concentrado en la dieta de 0 al 30 o 35 por ciento puede aumentar de hecho la Y_m . Cabe señalar que, generalmente, el concentrado ofrece más nutrientes digestibles (por unidad de alimento) que los forrajes. Por lo tanto, es probable que el CH_4 expresado por unidad de producto disminuya.

Un metaanálisis, realizado por Ramin y Huhtanen (2013), utilizó un análisis de regresión de modelo mixto con efecto aleatorio y datos de 51 ensayos realizados en cámaras de respiración, con la inclusión de un total de 298 dietas, con el fin de desarrollar modelos de predicción de la producción de CH_4 a partir de las variables dieta y animal, en las dietas de vacas lecheras (< 75 por ciento de concentrado en la MS). Sólo se consideraron variables que estaban disponibles o que eran predecibles al momento del suministro de la ración. La ecuación más apropiada para la predicción de la tasa Y_m fue (error estándar entre paréntesis):

$$EB - CH_4 \text{ (kJ/MJ)} = 1,5 \text{ (13,7)} - 0,70 \text{ (0,072)} \times \text{CMSPV} + 0,073 \text{ (0,0134)} \times \text{DMO}_m - 0,13 \text{ (0,02)} \times \text{EE} + 0,048 \text{ (0,0099)} \times \text{FDN} + 0,045 \text{ (0,0096)} \times \text{CNF} \text{ (error cuadrático medio corregido, ECM, 3,18 kJ/MJ; CV = 5,54 por ciento)}$$

donde:

$\text{CMSPV} = \text{CMS/PV}$ (g/kg),

DMO_m = digestibilidad de la MO al nivel de consumo para el mantenimiento (g/kg), y

EE, FDN y CNF = concentraciones (g/kg MS) de extracto etéreo, fibra en detergente neutro y carbohidratos no fibrosos, respectivamente.

La ecuación más apropiada para la predicción de la producción total de CH_4 fue (error estándar entre paréntesis):

$$CH_4 \text{ (L/día)} = -136 \text{ (33,5)} + 41,0 \text{ (3,11)} \times \text{CMS} - 0,67 \text{ (0,131)} \times \text{CMS}^2 + 0,25 \text{ (0,047)} \times \text{DMO}_m - 0,99 \text{ (0,116)} \times \text{EE} - 47,8 \text{ (21,56)} \times (\text{CNF/FDN}) \text{ (ECM corregido de 21,3 L/día),}$$

Donde:

CMS expresada en kg/día

DMO_m , EE, FDN y CNF = como se definieron anteriormente

Los autores de este análisis concluyeron que el nivel de alimentación y la digestibilidad son las principales determinantes de la Y_m , mientras que el CMS es el determinante principal en la producción total de CH_4 . La concentración de EE tuvo un efecto negativo en la producción de CH_4 , mientras que la composición de los carbohidratos dietéticos (FDN vs. CNF) o la proporción de concentrado produjeron solo efectos marginales.

El ganado de engorde en corrales en los Estados Unidos de América, se alimenta generalmente con dietas altas en cereales (> 90 por ciento de granos en una base de MS) para alcanzar la máxima ganancia. En estos sistemas, la Y_m puede bajar hasta 2 o 3 por ciento (Johnson y Johnson, 1995). Beauchemin *et al.* (2011) calcularon que una extensión del período de acabado de bovinos en corrales de engorde alimentados con granos, de 170 a 210 días, (es decir, acortar el período de semi acabado: 110 vs. 40 días, respectivamente) reduciría la IE de los GEI de la producción de carne en un 2 por ciento, debido principalmente a las

emisiones de CH₄ entérico más bajas, y reflejando el menor tiempo necesario para la llegada a los mercados y la más baja Y_m de dietas basadas en granos vs. Forrajes. También habría menos emisiones de CH₄ producto del estiércol porque su producción se reduciría en un 11,3 por ciento, lo cual es atribuible a una digestibilidad más alta de los granos (Beauchemin *et al.*, 2011). Sin embargo, los autores indicaron que la intensificación de la producción de los rumiantes mediante el uso de menos forraje en la alimentación debe ser promocionada como una estrategia de mitigación de los GEI sólo si se hace una cuidadosa valoración del ACV, ya que estos resultados no se podrían aplicar en todos los sistemas de producción. Además, es posible que el aumento de los cereales en la dieta del ganado de carne no sea una estrategia de mitigación de los GEI viable a largo plazo porque ella desconoce factores como la importancia de los rumiantes en la conversión de piensos fibrosos en productos comestibles para los humanos, la desviación del uso de los cereales hacia la producción de biocombustibles (con el incremento del precio) y la necesidad de aumentar la producción de cereales para atender las demandas generadas por el crecimiento de la población mundial.

El aumento de la proporción de concentrado disminuirá las emisiones de CH₄ entérico por unidad de alimento consumido y de producto animal si la producción permanece igual o se incrementa, como lo demostraron los trabajos clásicos de Flatt *et al.* (1969) y Tyrrell y Moe (1972) y reforzado por otros como Ferris *et al.*, 1999 y Yan *et al.*, 2000.

En contraste con los datos de Sauvant y Giger-Reverdin (2009), algunos experimentos con vacas de leche lactante y bovinos de carne han mostrado un descenso lineal en las emisiones de CH₄ entérico al aumentar la proporción de concentrado en la dieta (Aguerre *et al.*, 2011 y McGeough *et al.*, 2010). En el primer caso, el rango de inclusión de concentrado fue de 32 a 53 por ciento de la MS del alimento, y en el segundo de 27 a 88 por ciento. En el estudio de Aguerre *et al.* (2011), el CMS no resultó afectado por la inclusión de concentrado (20 a 21kg/día), pero en el estudio con los animales de carne, el CMS se redujo cuadráticamente (en aproximadamente el 10 por ciento) con una inclusión de concentrado más alta (McGeough *et al.*, 2010). En ambos casos, la producción de metano entérico disminuyó cerca de 0,28g/kg MS, respectivamente, por cada unidad de incremento porcentual en la proporción de alimento concentrado en la ración. Por ejemplo, se observó una reducción cercana al 2,8 g CH₄/kg CMS al aumentar entre 20 y 30 por ciento la proporción de concentrado en la ración. Esta reducción de 0,28 g/kg MS por un 1 por ciento de aumento en el concentrado contradice claramente los resultados del metaanálisis de Sauvant y Giger-Reverdin (2009). Estos autores no predijeron cambios en la Y_m a un nivel de consumo del 3 por ciento del PV si el concentrado se aumentaba del 20 al 30 por ciento (Y_m del 5,93 por ciento), mientras que las relaciones basadas en los estudios de Aguerre *et al.* (2011) y McGeough *et al.* (2010) predijeron una disminución de 2,8 g/kg CMS (que en promedio correspondió con un descenso en la Y_m del 0,8 por ciento). En una investigación con ovejas, no se encontró relación entre el concentrado en la dieta y las emisiones de CH₄ (Moss *et al.*, 1995). Estos autores incluyeron proporciones de concentrado desde 0 hasta el 75 por ciento de la MS alimentaria y no observaron ningún efecto en la producción de CH₄ al nivel de consumo para el mantenimiento, pero se presentó una reducción cuadrática en la producción de CH₄ en el nivel superior de aporte de nutrientes. Aunque la estequiometría del rumen no pudo explicar este cambio en la producción de CH₄, los autores argumentaron que la expresión de la producción de CH₄ en relación con la eficiencia de la

digestión, o la eficiencia de la producción animal, puede revelar el potencial de reducción de la producción del CH₄ mediante la adición de almidón.

Las predicciones con diferencias tan amplias indican que los resultados experimentales varían considerablemente y que para pronosticar las consecuencias de aumentar la proporción de concentrados es necesaria más información sobre la composición química y las características de degradación de los ingredientes constitutivos de las dietas.

Los piensos concentrados, debido a una concentración más alta de ED que la de los forrajes, suelen tener un efecto positivo en la productividad de los rumiantes. Por lo tanto, el aumento de la proporción de concentrados en la dieta debe aumentar la producción animal y reducir la IE del CH₄ entérico. El efecto de los alimentos concentrados en la producción de las vacas lecheras fue demostrado por Huhtanen y Hetta (2012) en un metaanálisis de 986 tratamientos en la dieta con diseños experimentales de ensayo intercambiado y ensayo continuo. Estos autores reportaron una relación positiva y altamente significativa entre el consumo de concentrado en la dieta y la producción de leche, la leche corregida en energía, la grasa de la leche y la proteína de la leche, independientemente del tipo de diseño del ensayo.

Un buen ejemplo del efecto combinado de la complementación con concentrado y la calidad del forraje (es decir, de la digestibilidad del forraje expresada como madurez) es un estudio reciente realizado por Randby *et al.* (2012). Además de una dieta sin concentrado, estos autores investigaron el efecto de la madurez de tres pastos ensilados (16,6, 14,5, y 11,3 por ciento PC y 47,7, 53,3, y 60,1 por ciento FDN; ensilado cosechado a una madurez muy temprana, temprana y normal) y tres niveles de concentrado suplementario en la producción de leche de vacas lecheras. La adición de concentrado alcanzó niveles del 50 – 60 por ciento del CMS. El consumo de ensilado disminuyó con el aumento de la madurez de los pastos y el CMS total aumentó con el incremento del concentrado adicional. La producción de leche corregida en energía disminuyó con el aumento de la madurez del pasto ensilado y se incrementó con el aumento en la complementación con concentrado, presentándose el incremento más significativo cuando la inclusión de concentrado alcanzó el 30 por ciento, y poca ganancia en la producción de leche cuando los niveles de concentrado estaban por encima de este porcentaje. Sin embargo, la eficiencia alimenticia de la LCE mostró una tendencia a la disminución al incrementar la inclusión de concentrado en la dieta y no se afectó significativamente con la madurez del ensilado. Un reciente metaanálisis de 102 estudios con vacas lecheras lactantes encontró que el incremento de la concentración de almidón en la dieta (promedio del 27 por ciento, en base seca; DE=6,1) aumentó la producción de leche (en un 0,08 kg/día por cada unidad porcentual de aumento en el almidón) pero disminuyó el contenido de grasa de la leche y de la digestibilidad de la FDN en el rumen y en el tracto total (Ferraretto *et al.*, 2013).

El incremento de la proporción de concentrado en la dieta por encima de ciertos niveles tendrá un efecto negativo en la digestibilidad de la fibra (Firkins, 1997; Agle *et al.*, 2010b), que dará como resultado, además de una potencial pérdida de producción, un aumento en la concentración de MO en el estiércol y un probable aumento de las emisiones de CH₄ provenientes del estiércol almacenado (Lee *et al.*, 2012a). En un metaanálisis de 142 dietas en 59 estudios con vacas lecheras lactantes se concluyó que el aumento del concentrado en la alimentación (en promedio 40 por ciento de la MS de la dieta con min. = 0 y máx. = 72 por

ciento) aumentó la digestibilidad de la MO a nivel de mantenimiento pero, del mismo modo que en el análisis de Ferraretto *et al.* (2013), se registró una disminución lineal de la digestibilidad de la FDN (Huhtanen *et al.*, 2009b). Por lo tanto, una disminución del CH₄ entérico (por unidad de CMS) debida a la inclusión de cereales en la dieta puede ser parcialmente contrarrestada por un aumento en las emisiones de CH₄ del estiércol. El alcance de estos dos procesos debe ser investigado e incluido en modelos de predicción.

Los bovinos se pueden adaptar a dietas altas en granos, el ejemplo típico es el sistema de corrales de engorde en los Estados Unidos de América y en algunas partes de Canadá. Sin embargo, cuando se suministran dietas con contenidos elevados de concentrado, hay un riesgo considerable de afectar negativamente el rumen y la salud de los animales y, en consecuencia, su desempeño productivo. La acidosis ruminal aguda puede dañar las paredes del intestino y del rumen, disminuir el pH de la sangre, causar deshidratación (que puede ser fatal) y originar laminitis, poliencefalomalacia y abscesos hepáticos (Owens *et al.*, 1998). Las estrategias para reducir el riesgo y los efectos de la acidosis ruminal en dietas altas en concentrado incluyen: (1) el uso de aditivos en la alimentación que amortigüen el pH ruminal o inhiban selectivamente las bacterias productoras de lactato; (2) el estímulo de las bacterias utilizadoras de lactato y de protozoarios que fagocitan el almidón; (3) el uso de inoculantes microbianos para prevenir la acumulación de glucosa o lactato o para metabolizar el lactato a un pH más bajo; (4) la inclusión de cantidades más altas de forraje y un adecuado procesamiento de los granos (Owens *et al.*, 1998; Martin, 1998; Schwartzkopf-Genswein *et al.*, 2003; González *et al.*, 2012).

Por otra parte, la relación forraje concentrado tiene un gran efecto sobre el CED que es la principal fuente de variación en la energía neta de los sistemas alimenticios. Desde hace mucho tiempo, el CED ha sido relacionado a un factor de regulación de la restricción del consumo voluntario debido al llenado físico del tracto digestivo y explicado mediante factores químicos (NRC, 2001). Por lo tanto, como se dijo anteriormente, los investigadores deben estandarizar e informar sus resultados a partir del CED y no del CEB, para mejorar la viabilidad de las revisiones futuras.

Determinados productos alimenticios también pueden tener un impacto en las emisiones de CH₄. Un estudio mostró que las dietas basadas en cebada produjeron más CH₄ que las dietas con base en maíz (Yurtseven y Ozturk, 2009). Como se discutió anteriormente (véase Lípidos dietéticos), los alimentos con alto contenido de aceite pueden deprimir la producción de CH₄ en el rumen. Por ejemplo, se ha demostrado que la semilla de algodón entera, debido a su alto contenido de aceite, tiene un efecto de reducción del CH₄ en ovejas (Arieli, 1992). Un metaanálisis de una gran cantidad de datos provenientes de ensayos realizados con ovejas (535 observaciones individuales obtenidas usando una metodología de cámara de respiración de circuito cerrado) por el Rowett Institute (Aberdeen, Escocia) mostró que cada alimento puede tener variaciones considerables en cuanto a sus efectos metanogénicos (Giger-Reverdin y Sauvant, 2000). El análisis clasificó los alimentos en cuatro categorías con base en su potencial generador: (1) alimentos de alta producción de CH₄ (energía en CH₄ > 12 por ciento del CEB): guisantes y habas; (2) alimentos de media producción de CH₄ (energía en CH₄ = 10 a 12 por ciento del CEB): trigo, maíz, cebada, sorgo, pulpa de remolacha, torta de soja, papas; (3) alimentos de baja producción de CH₄ (energía en CH₄ = 5 al 9 por ciento del CEB): gramíneas verdes, residuos de trigo, nabos, coliflor, avena, ensilado de maíz, harina de maní,

pastos ensilados, pastos secos, ensilado de alfalfa, paja y heno de alfalfa; (4) alimentos de muy baja producción de CH₄ (energía en CH₄ < 4 por ciento del CEB): granos de destilería. Se concluyó que la lignina era el mejor material para la predicción de las pérdidas de CH₄, y un modelo que incluye el CED y parámetros químicos como el extracto etéreo (EE), almidón (AI), la PC y la FDN (expresados como g/kg MS), explicó más del 90 por ciento de la variación de las emisiones de CH₄ (Giger-Reverdin y Sauvant, 2000):

$$\text{energía CH}_4 / \text{CEB} = -10,5 + 0,192\text{CED}/\text{CEB} - 0,0567\text{EE} + 0,00651\text{AI} + 0,00647\text{PC} + 0,0111\text{FDN} \quad (R^2 = 0,92)$$

Para investigar las relaciones entre los nutrientes de la dieta y la producción de CH₄ entérico, los autores del presente documento desarrollaron ecuaciones de predicción e identificaron las principales características animales y dietéticas que determinan la producción de CH₄ entérico en los bovinos. Los datos de este análisis consisten en registros calorimétricos indirectos de vacas lactantes y secas (para más detalles véase Moraes *et al.*, 2013).

El desarrollo del modelo se realizó de manera metaanalítica, tratando los efectos del estudio como aleatorios. También se calculó un efecto aleatorio de clasificación cruzada porque los animales fueron utilizados en diferentes estudios. El modelo estadístico se implementó en WinBugs, usando el sistema Bayesiano donde se asignaron mínimas probabilidades previas a todos los parámetros. Debido a la incertidumbre de la estructura del modelo, se implementó una técnica de modelación transdimensional a través del uso del método de cadenas de Markov Monte Carlo con saltos reversibles, seleccionando las mejores covariables para usar en las ecuaciones de predicción del CH₄. Las características de la dieta (fracciones de fibra, PC, EE y lignina), información del animal (PV, raza), CEB y año del estudio fueron usadas como posibles covariables que podrían ser seleccionadas con igual probabilidad.

Se desarrollaron las siguientes ecuaciones (CH₄, expresado como CH₄ EB Mcal/día; CEB, Mcal/día; FDN, porcentaje FDN en la dieta, en MS; EE, porcentaje extracto etéreo en la dieta, en MS; PV, kg):

- **Vacas lactantes:** CH₄ (EB Mcal/día) = 0,37 (0,37) + 0,0392 (0,0015) CEB (Mcal/día) + 0,0189 (0,0077) FDN (porcentaje) – 0,156 (0,034) EE (porcentaje) + 0,0014 (0,0003) PV (kg)
- **Vacas secas:** CH₄ (EB Mcal/día) = 0,45 (0,13) + 0,0503 (0,0014) CEB (Mcal/día) – 0,0556 (0,015) EE (porcentaje) + 0,0008 (0,0002) PV (kg)
- **Novillas y novillos:** CH₄ (EB Mcal/día) = – 0,056 (0,122) + 0,0447 (0,0028) CEB (Mcal/día) + 0,0039 (0,0018) FDN (porcentaje) – 0,033 (0,019) EE (porcentaje) + 0,00141 (0,00014) PV (kg)

Estas ecuaciones pueden ser útiles para predecir en el ganado lechero, cambios en la producción de CH₄ entérico desencadenados por modificaciones en la composición de los ingredientes de la dieta, en la proporción de concentrado o en la calidad del forraje.

Aunque las ecuaciones empíricas podrían tener una aplicabilidad limitada para fines de inventarios, su limitación en la predicción de los efectos de las estrategias de mitigación es mayor. Una predicción más detallada basada en las características de los ingredientes de la dieta ofrecerá mejores ideas para las opciones de mitigación. Por ejemplo, Ellis *et al.*

(2010) llegaron a la conclusión, después de un profundo análisis de varias ecuaciones de predicción empíricas confrontadas con datos independientes, que la falta de exactitud de las ecuaciones de predicción del CH_4 en los modelos para la totalidad de la granja podría introducir sustanciales errores en los inventarios de emisiones de GEI a nivel de la granja y dar lugar a recomendaciones de mitigación incorrectas.

Los modelos mecanicistas que describen el mecanismo de producción de CH_4 con base en el conocimiento de los procesos de degradación en el rumen y en el tipo de AGV formado generan predicciones más acertadas que las de los modelos empíricos (P. ej. Alemu *et al.*, 2011) y pueden ayudar a una mejor comprensión de las posibles opciones de mitigación. De hecho, actualmente se está utilizando un modelo mecanicista en el inventario de los GEI en los Países Bajos como el método del nivel 3 del IPCC, alternativo al enfoque de la Y_m fija del método del nivel 2 del IPCC, para el cálculo de la producción de metano del ganado de leche. A diferencia del enfoque empleado en el método del nivel 2, el enfoque del nivel 3 muestra un comportamiento diferente en la producción de CH_4 durante las dos últimas décadas, porque el modelo mecanicista es capaz de representar los cambios en la producción de CH_4 resultantes de las modificaciones en la composición de las dietas que se produjeron durante ese período de tiempo (Bannink *et al.*, 2011).

Hay que tener en cuenta que, a nivel mundial, la mayoría de los rumiantes consumen forrajes, frecuentemente en pastoreo, cuya calidad varía de muy buena a muy mala. En estas condiciones, adicionar cereales o uniformar el nivel de consumo podría ser de poca relevancia en cuanto a las emisiones de CH_4 . En algunos estudios en países en desarrollo, el suplemento con un 10 por ciento de concentrado a una dieta de forrajes de pobre calidad (sorgo con cerca del 9 por ciento de PC y 31 a 32 por ciento de fibra cruda) incrementó la GDM de bovinos y de búfalos (Khanum *et al.*, 2010). Aunque estos autores señalaron una reducción de la producción de CH_4 entérico del 10 al 14 por ciento, los resultados deben ser interpretados con cautela porque la producción de CH_4 no fue medida directamente sino que se calculó a partir de las concentraciones de AGV, lo cual es un enfoque cuestionable (Robinson *et al.*, 2010). Se deben realizar más estudios con forrajes de baja calidad para dilucidar el efecto de la adición de concentrados y el procesamiento del forraje en las emisiones de CH_4 entérico.

En general, la inclusión de alimentos concentrados en la dieta de los rumiantes probablemente disminuirá la intensidad de las emisiones de CH_4 entérico, especialmente cuando es por encima del 35 al 40 por ciento del CMS. Sin embargo, el efecto dependerá del nivel de inclusión, la respuesta en la producción, los efectos sobre la digestibilidad de la fibra, la función del rumen, el contenido de grasa de la leche, el plano de nutrición y el tipo de grano y su procesamiento. La complementación de la dieta con pequeñas cantidades de concentrado probablemente incrementará la productividad animal y por lo tanto disminuirá la intensidad de las emisiones de los GEI, aunque es posible que no se presenten reducciones absolutas de CH_4 . A pesar de estas ganancias potenciales, es posible que los concentrados suplementarios no sean un sustituto viable de los forrajes de alta calidad. Además, en muchas partes del mundo, esta no sería una opción de mitigación económicamente viable y socialmente aceptable. Diversos metaanálisis exhaustivos han desarrollado ecuaciones basadas en las características del animal, el consumo de alimento y la composición de la dieta que pueden ser útiles en la predicción del efecto de la adición de alimentos concentrados en las emisiones de CH_4 de los bovinos de leche.

Calidad y manejo del forraje

Una importante propiedad de los alimentos que puede tener efecto en la producción de CH₄ entérico es la calidad del forraje, específicamente su digestibilidad. Como se señaló en el trabajo clásico de Blaxter y Clapperton (1965), el aumento del consumo de piensos de baja calidad y menos digestibles tiene poco efecto en la producción de CH₄ cuando se expresa con base en el consumo de materia seca. Para alimentos con digestibilidad más alta, sin embargo, el aumento en el consumo resulta en una depresión de la cantidad de CH₄ producida por unidad de alimento consumido. Es más, este aumento disminuye el CH₄ producido por unidad de producto a través de la dilución de la energía de mantenimiento.

La calidad del forraje, el nivel de concentrado, la digestibilidad de la dieta y el consumo de alimento están interrelacionados y afectan directamente la producción de CH₄ en el rumen. Los forrajes son los ingredientes alimenticios con la mayor variedad en su composición y tienen el mayor impacto en la digestibilidad de la dieta. Factores como la especie de la planta, la variedad, la madurez al momento de la cosecha y la conservación pueden afectar la calidad y la digestibilidad del forraje.

La lignina es el elemento principal que limita la digestibilidad de la pared celular del forraje: Cuando las plantas maduran, los ácidos fenólicos y la lignina se depositan y mediante puentes con ácido ferúlico se forman enlaces mixtos entre la lignina y los polisacáridos de la pared celular limitando la digestibilidad de los polisacáridos por el animal (Jung y Allen, 1995). La concentración de la FDN (y FDA) también aumenta a medida que aumenta la madurez de la planta y su digestibilidad disminuye. La concentración de fibra en la dieta es uno de los factores que determinan el consumo de alimento en los rumiantes.

El consumo de alimento es un factor fundamental para mejorar la productividad animal, la eficiencia alimenticia y las emisiones de los GEI (CH₄ y N₂O). En un trabajo de Mertens (1994) y Allen (2000) se discutió detalladamente la regulación del consumo de alimentos en los rumiantes. Diversos factores físicos (palatabilidad y limitación por el llenado físico) y fisiológicos (producción de propionato en el rumen) controlan el consumo de alimento. Según Mertens (1994), el consumo de alimento es afectado por factores relacionados con la gestión (manejo de los animales, accesibilidad al alimento, frecuencia de alimentación, método de presentación de los alimentos), el alimento (palatabilidad, propiedades físicas como procesamiento, composición química, disponibilidad de nutrientes, especies de plantas, etc.) y el animal (capacidad para ingerir alimentos, apetito y demanda de energía). La concentración de la FDN en la dieta es uno de los reguladores más importantes del consumo de alimento a través del llamado mecanismo de limitación por el llenado físico del rumen (Mertens, 1994). Por lo tanto, el contenido de la FDN en la dieta y su consumo son esenciales para lograr una óptima productividad animal y minimizar las emisiones de los GEI.

Los forrajes tienen considerables variaciones en el contenido y en la digestibilidad de la FDN. En las gramíneas, por ejemplo, el contenido de pared celular es más alto (FDN) y la FDN es generalmente más digestible que en las leguminosas. Como lo señalaron Jung y Allen (1995), el fitomejoramiento de las gramíneas se debe orientar a la reducción de la concentración de la pared celular, mientras que el de las leguminosas forrajeras hacia la digestibilidad de la pared celular. Entre las gramíneas, las gramíneas C3 ("de estación fría") son más digestibles que las C4 ("de estación cálida") (Reid *et al.*, 1988) y estas últimas tienen mayores concentraciones de ésteres p-cumarato en la lignina (Jung y Allen, 1995).

**Fotografía 4**

Sistema intensivo de producción de leche en pastoreo en Nueva Zelanda

No obstante, la composición de forraje se debe considerar en el contexto de la totalidad de la dieta.

Broderick *et al.* (2002), por ejemplo, compararon un ensilado de raigrás con un ensilado de alfalfa como parte de la ración total mezclada (RTM) para vacas lecheras lactantes. Las dietas eran isonitrogenadas y contenían la misma cantidad de la FDN, pero la dieta con ensilado de alfalfa tenía una concentración más elevada de la FDN total y no digestible. El consumo de alimento fue mayor en la dieta con ensilado de alfalfa (alrededor del 50 por ciento más alto; la alimentación fue *ad libitum*), lo que resultó en una producción de leche 15 por ciento más alta pero una eficiencia alimenticia menor (1,65 vs. 2,15 kg/kg, respectivamente). La digestibilidad de la fibra fue notablemente más alta en la dieta con el ensilaje de gramínea (alrededor del 50 por ciento más alta), en consecuencia, la composición y la digestibilidad del forraje se deben considerar como parte de la totalidad de la dieta, lo mismo que su efecto en el consumo de alimento y en la producción animal, todo lo cual puede tener un efecto en las emisiones de los GEI provenientes del rumen, del estiércol o de los suelos tratados con estiércol.

La base de datos sobre CH₄ entérico compilada para el presente análisis contiene numerosas referencias sobre los efectos de la calidad del forraje y del procesamiento y manejo de los pastos en la producción de CH₄ de varias especies. Los tratamientos experimentales presentaron amplias variaciones entre los estudios, y la comparación de diferentes forrajes o de estrategias con alimentos suplementarios también incluyeron los efectos de confusión de la digestibilidad en las emisiones de CH₄ entérico. En general, la reducción de CH₄ entérico está correlacionada con una mejor calidad y digestibilidad de los nutrientes, dos atributos para los que el tipo de forraje y su madurez podrían ser indicadores. La gestión del pastoreo puede ser usada como un mitigante potencial mediante la optimización de la madurez de los pastos posibilitando una adecuada masa herbácea antes del pastoreo o en el pastoreo intensivo. El impacto de la mitigación del CH₄ entérico, cuando se mide por unidad de producto debe ser mayor cuando los animales consumen forrajes de calidad más elevada.

La recolección de los forrajes al inicio de la madurez aumenta el contenido de carbohidratos solubles y reduce la lignificación de las paredes celulares de la planta aumentando de este modo su digestibilidad (Van Soest, 1994) y disminuyendo la producción de CH_4 por unidad de MS digestible (Tyrrell *et al.*, 1992; Boadi y Wittenberg, 2002). Un estudio realizado en el occidente de Canadá (Ominski *et al.*, 2006) demostró, mediante el uso de la técnica de SF_6 , que el ganado de carne de levante que consume una dieta exclusiva de forrajes durante el período de alimentación invernal perderá del 5,1 al 5,9 por ciento de los GEI derivados de la alimentación en forma de CH_4 . En algunos casos, estas pérdidas pueden ascender al 10 o el 11 por ciento de los GEI con pasturas basadas en gramíneas en condiciones de bajos insumos, porcentaje mucho más alto que la tasa Y_m media de 6,5 por ciento utilizada por el IPCC (2006a). Se demostró que la gestión del pastoreo, la mejora de la calidad del pasto y la adición de suplementos alimenticios durante la fase de vaca con ternero contribuyen a la reducción de esta fase del ciclo de cría del ganado de carne, que produce el 80 por ciento de los GEI en los sistemas de producción de carne típicos de Norte América (Beauchemin *et al.*, 2011).

En un estudio de modelación con ganado vacuno de cría, la digestibilidad elevada del forraje disminuyó el consumo de MS debido a que los animales necesitaron menos alimento para satisfacer sus requerimientos de energía, hecho que a su vez disminuyó las emisiones de los GEI en un 5 por ciento (Beauchemin *et al.*, 2011). Curiosamente, Pinares-Patiño *et al.* (2003) no encontraron efectos del estado de madurez del fleo de los prados (fase vegetativa inicial, crecimiento, florecencia y senescencia) en las emisiones de CH_4 de las vacas Charolais.

No obstante, los resultados relacionados con la calidad del forraje con frecuencia son contradictorios. Hart *et al.* (2009), por ejemplo, señalan que no hay diferencia en la producción de CH_4 entérico al corregir las variables para consumo o fermentación ruminal de bovinos de carne alimentados con gramíneas de alta o baja digestibilidad. La madurez del ensilado de maíz no afectó las emisiones de CH_4 en un estudio de Nishida *et al.* (2007).

En un interesante metaanálisis realizado por Archimède *et al.* (2011) se estudiaron las diferencias en la producción de CH_4 de gramíneas C3 y C4 y de leguminosas de climas cálidos y climas fríos. La base de datos contiene 22 estudios *in vivo* con un total de 112 observaciones. Los autores solo usaron estudios donde la dieta se basaba exclusivamente de forrajes e incluyeron taninos como un factor principal en el modelo de leguminosas. Este análisis concluyó que los rumiantes alimentados con gramíneas C4 produjeron un 17 por ciento más de CH_4 (por kg de consumo de MO) que los animales alimentados con gramíneas C3, mientras que los animales alimentados con leguminosas de clima cálido produjeron un 20 por ciento menos de CH_4 que los animales alimentados con gramíneas C4. Esto no es del todo sorprendente porque, en promedio, las gramíneas C4 en la base de datos tenían cerca de un 16 por ciento más de contenido de FDN que las gramíneas C3 (64,6 frente a 55,7 por ciento, respectivamente), y el potencial metanogénico más elevado de los carbohidratos estructurales frente a los no estructurales está bien documentado (Moe y Tyrrell, 1979). No se observaron diferencias en la producción de CH_4 entre las gramíneas C3 y las leguminosas de estación fría. Basándose en estos resultados, los autores recomendaron el uso de leguminosas en climas cálidos como una estrategia para reducir las emisiones de CH_4 . A pesar de que las leguminosas pueden tener un potencial de mitigación del CH_4 ,

los problemas relacionados con la baja persistencia en los pastizales y la necesidad de largos períodos para su establecimiento constituyen importantes limitaciones agronómicas para la difusión del uso de ellas en los climas cálidos.

Sin lugar a dudas, el aumento de la calidad o de la digestibilidad del forraje aumentará la eficiencia de la producción y esto probablemente redundará en la disminución de la intensidad de las emisiones de CH₄ entérico. Keady *et al.* (2012) recientemente realizaron una exhaustiva revisión de los efectos de la calidad del ensilado en el rendimiento productivo del animal en varios sistemas de producción en Irlanda. Estos autores concluyeron que un incremento de 10 g/kg en la concentración de MO digestible en la MS de un ensilado de gramíneas podría generar los siguientes aumentos:

1. Producción diaria de leche de vacas lecheras lactantes: 0,37 kg;
2. Ganancia diaria de la canal de bovinos de carne: 28 g/cabeza;
3. Ganancia diaria de la canal de corderos en finalización: 10 g/cabeza;
4. Peso al nacimiento de corderos: 0,06 kg; y
5. Peso postparto de ovejas: 1,45 kg. También señalaron el efecto crítico de la madurez en la digestibilidad del ensilado de gramíneas; cada semana de retraso en la recolección de la gramínea redujo la digestibilidad entre 3 y 3,5 unidades porcentuales.

Un factor importante que no se ha discutido detalladamente en el presente documento es el de la conservación de los forrajes. Existen revisiones muy completas sobre la conservación del ensilado, los preservativos y las mejores prácticas de manejo¹⁵ donde se discute la importancia del manejo adecuado del ensilado para mejorar la producción animal. La conclusión es que la pérdida de MS digestible en la recolección o en el silo debido a las pérdidas normales por fermentación, se traducirán en una disminución del comportamiento productivo del animal y en un aumento de la intensidad de las emisiones de los GEI.

Los preservativos para el ensilaje en general, y los inoculantes bacterianos en particular, son de importancia fundamental para la preservación de los nutrientes de los forrajes y, en consecuencia, para el logro de respuestas en la producción (Muck, 2012). En su revisión, Keady *et al.* (2012) concluyeron que se debe esperar un aumento en el rendimiento de los animales cuando se usan los inoculantes bacterianos en una amplia gama de condiciones de ensilaje y el ácido fórmico en las condiciones difíciles. Además, hay indicios de que inoculantes del ensilaje basados en bacterias productoras de ácido láctico pueden sobrevivir en el ambiente ruminal y tener efectos positivos en la fermentación, por ejemplo, tamponando el pH del rumen o atrapando oxígeno (Weinberg *et al.*, 2003; Hindrichsen *et al.*, 2012).

Se ha demostrado que algunas cepas de bacterias productoras de ácido láctico en el ensilaje, como el *Lactobacillus plantarum*, pueden reducir el CH₄ de la RTM ensilada (Cao *et al.*, 2010). En otro estudio del mismo grupo, Cao *et al.* (2011), encontraron resultados similares con la misma cepa inoculada en ensilaje de residuos vegetales. Contreras-Govea *et al.* (2011), observaron un aumento de la biomasa en ensilados de maíz y alfalfa inoculados. En algunos casos, incluso cuando la fermentación del ensilaje no fue afectada, los inoculantes del ensilado aparentemente provocaron respuestas en la producción animal (Weinberg y Muck, 1996). Un ensayo con animales utilizó uno de los inoculantes que ha mostrado respuestas consistentes en la producción animal (*L. plantarum* MTD/1) y encontró un aumento en la producción de leche con el ensilado de alfalfa inoculado, una mejor utilización del N y

¹⁵ Ver Gordon (1989); Spoelstra (1991); Muck (1993); y Charmley (2001).

un probable incremento en la síntesis de proteína microbiana en el rumen, en comparación con el ensilaje no tratado (Muck *et al.*, 2011). La reacción en cadena de la polimerasa en tiempo real (RCP) encontró altos niveles de *L. plantarum* en el rumen de vacas alimentadas con ensilaje tratado con inoculante (Mohammed *et al.* 2012).

Algunos estudios han mostrado una reducción en la producción de CH₄ entérico con ensilajes de maíz y pastos. Un informe del Ministerio de Medio Ambiente Alimentación y Asuntos Rurales del Reino Unido (DEFRA 2010) indicó una reducción del 13 y 6 por ciento del CH₄ por unidad de CMS y de leche producida, respectivamente, cuando se suministraron dietas que contenían un 25 por ciento de ensilaje de pastos y un 75 por ciento de ensilaje de maíz en comparación con dietas con una proporción 75:25 de ensilaje de pastos y de maíz, respectivamente. La dieta con ensilaje de alto contenido de maíz presentó una tendencia al aumento de la producción de leche (alrededor del 4 por ciento, como resultado del aumento en el consumo de alimento), aunque la diferencia no fue estadísticamente significativa. Otra comparación entre ensilajes de maíz y pasto mostró resultados similares Doreau *et al.*, 2012).

Una detallada revisión realizada recientemente por Dewhurst (2012) examinó varios aspectos de la alimentación de las vacas lecheras con ensilados de maíz, leguminosas y pastos. En esta revisión se sugiere que el contenido más bajo de fibra y las mayores tasas de pasaje de las leguminosas deben resultar en un descenso en la producción de CH₄ en comparación con las gramíneas, lo cual fue señalado en estudios anteriores (Waghorn *et al.* 2006; McCaughey *et al.* 1999) y más recientemente en McCartney *et al.* (2012) quienes utilizaron marcadores metanogénicos (archaeol). Sin embargo, estos resultados deben ser confirmados con estudios de producción animal donde las dietas tengan una inclusión de leguminosas relativamente baja (P.ej. 40 por ciento) en la mezcla del forraje (Van Dorland *et al.*, 2008).

Como lo indicó Dewhurst (2012), el caso específico de las emisiones de los GEI provenientes de los ensilados con fermentación inhibida, generalmente preservados con ácidos, tienen una gran complejidad porque con este tipo de fermentación se produce un aumento de la producción de CH₄ entérico (en comparación con el ensilado de larga fermentación; Cushnahan *et al.*, 1995). En general, Dewhurst (2012) concluyó que se debe esperar que las vacas lecheras alimentadas con dietas basadas en ensilado de maíz tengan un CMS más alto y una mayor producción de leche. Se han informado tendencias similares, aunque menos concluyentes, al comparar ensilajes de leguminosas con ensilajes de gramíneas.

Existen pocas investigaciones sobre el efecto de los diferentes ensilajes en la producción de CH₄ entérico y en las emisiones de los GEI en la granja. Aunque el ensilaje de maíz, debido a su mayor contenido de almidón, debería reducir la producción de CH₄ entérico, esto no ha sido demostrado en ensayos con animales y, como lo ha indicado Dewhurst (2012), se deben realizar más estudios para determinar el efecto de varios ensilajes en la producción de CH₄, especialmente en el caso de los ensilajes de leguminosas que tienen la ventaja adicional de reducir la intensidad de la producción de C al reemplazar los fertilizantes nitrogenados inorgánicos. También se debe considerar el aumento potencial de la huella del C total debido al cambio del uso de la tierra y al mayor uso de fertilizantes asociados con la producción de ensilaje en comparación con los pastos permanentes (Vellinga y Hoving, 2011; Van Middelaar *et al.*, 2012).

La inclusión de ensilaje de maíz en las dietas de vacas lecheras basadas en ensilaje de alfalfa también puede mejorar la producción animal (Dhiman y Satter, 1997; Groff y Wu, 2005) y la eficiencia del N (Wattiaux y Karg, 2004), lo cual podría dar lugar a una disminución tanto de la pérdida de N en la orina como de las emisiones de N_2O provenientes de la aplicación del estiércol. En sistemas de producción basados tradicionalmente en el ensilado de gramíneas, como en Irlanda, se ha demostrado que el ensilaje de maíz aumenta el rendimiento de los bovinos y los ovinos de carne en la fase de acabado, cuando existen determinadas condiciones de manejo del cultivo (el sistema de cobertura completa con plástico; Keady *et al.*, 2012). Otras alternativas, como el ensilaje de la planta de trigo entera no han sido benéficas, pero los estudios con leguminosas ensiladas han demostrado un mejoramiento en la GDM, en la conversión alimenticia y en la eficiencia en el uso del N en ovejas alimentadas con ensilados de trébol rojo, alfalfa y berza común, al ser comparadas con las alimentadas con el ensilaje tradicional de raigrás (Keady *et al.*, 2012).

El manejo de los pastizales también puede ser una práctica importante de mitigación del CH_4 . DeRamus *et al.* (2003) demostraron que el manejo del pastoreo intensivo determinó un uso más eficiente de los cultivos forrajeros pastoreados y una conversión más eficiente del forraje en leche y carne, lo cual dio como resultado una reducción del 22 por ciento de las emisiones de CH_4 proyectadas anualmente en bovinos de carne. En otros estudios, sin embargo, la intensidad de carga de novillas en pastoreo no repercutió en las emisiones de CH_4 (Pinares-Patiño *et al.*, 2007).

Los efectos de la composición de los pastizales en las emisiones de CH_4 entérico han sido ampliamente estudiados, especialmente en los países en los que los sistemas de producción son basados en pastoreo, pero el efecto no parece ser consistente. Un estudio realizado en Canadá (McCaughey *et al.*, 1999) encontró que ganado de carne pastando en praderas de alfalfa y gramíneas presentaba pérdidas más bajas de CH_4 entérico que vacas pastando en praderas con sólo gramíneas. Estudios anteriores de Waghorn *et al.* (2002) indicaron que ovejas alimentadas con trébol blanco, *Lotus pedunculatus*, y otras leguminosas, presentaron producciones de CH_4 mucho más bajas (12 a 16 g CH_4 /kg CMS en el caso del trébol blanco) que ovejas alimentadas con raigrás (21 g CH_4 /kg CMS).

En otro estudio realizado en la misma región, el aumento de las proporciones de trébol blanco (con respecto al raigrás perenne) resultó en un aumento lineal del CMS y una reducción de la producción de CH_4 por kg de MS consumida (Lee *et al.*, 2004). También se produjo un aumento en la producción de leche y de sólidos en la leche cuando la proporción de trébol blanco subió de 0 a 60 por ciento. Estos datos, sin embargo, no fueron confirmados por Hammond *et al.* (2011), quienes no encontraron diferencias en la producción de CH_4 de ovejas alimentadas con trébol blanco o con raigrás. La producción de metano con ambos forrajes descendió en $6,3 \pm 1,50$ g CH_4 por kg de aumento en el CMS y la reducción de la producción de CH_4 fue cercana a 4,2 g CH_4 /kg CMS por cada múltiplo de aumento del consumo de EM para el mantenimiento, lo cual enfatiza la importancia de aumentar la productividad animal para reducir la producción de CH_4 por unidad de producto. Como lo afirmaron los autores, la relación entre consumo de forraje y producción de CH_4 por unidad de CMS necesita más investigación porque representa una oportunidad para reducir las emisiones de CH_4 y, al mismo tiempo, aumentar la productividad animal.

Ha sido moderado el interés en los llamados “pastos con alto contenido de azúcares” (PAA; diploides de raigrás perenne con altas concentraciones de carbohidratos solubles en agua) como una herramienta para mitigar el impacto ambiental de la producción ganadera. Una revisión reciente (Parsons *et al.*, 2011) concluyó que “es necesario realizar más investigaciones que puedan demostrar consistentemente la alta expresión de un rasgo y verificar la fiabilidad del potencial para producir ganancias en la producción y reducir las pérdidas de nitrógeno. Las reducciones asociadas a las pérdidas de N_2O (un potente GEI) están todavía por demostrarse. Es aún más incierta la perspectiva de reducir las emisiones de CH_4 , ya sea por hectárea o por unidad de consumo de energía o de producto animal”. Los autores señalan además que, “El rasgo sigue siendo uno de los pocos instrumentos de bajo costo que se está investigando por su potencial para mitigar el impacto ambiental de la producción pecuaria”.

Esfuerzos similares se están realizando en Australia con gramíneas de alta fructosa o pastos de elevada digestibilidad (<http://www.dairyfuturesrcr.com.au/improving-pastures/dayesigner-grasses.htm>; acceso el 11 de mayo de 2012). En los Estados Unidos de América, investigaciones con el denominado heno AM y PM (es decir, el heno cosechado en la mañana o en la tarde, con bajo y alto contenido de azúcares, respectivamente) han demostrado que los animales (ovejas y bovinos) prefieren el heno PM (por su contenido de azúcar más alto; Burritt *et al.*, 2005; Shewmaker *et al.*, 2006). Esta preferencia también fue observada en un estudio realizado en Canadá donde se verificó un aumento de la producción de vacas lecheras (Brito *et al.*, 2008). Aunque en otro ensayo no se observó efecto alguno en el consumo o en la producción de leche en bovinos a los que se les suministró pasto fresco en la mañana o en la tarde Abrahamse *et al.* (2009).

Los forrajes con alto contenido de azúcares pueden reducir las excreciones de N en la orina y tienen un impacto potencial medible en las emisiones de NH_3 (y N_2O) del estiércol. Miller *et al.* (2001) informaron que vacas lecheras alimentadas con una variedad de raigrás perenne de alto contenido en azúcar redujeron notablemente sus excreciones de N urinario (en un 29 por ciento). Asimismo, el resumen de literatura realizado por Parsons *et al.* (2011) sugiere efectos similares, aunque en menor medida.

Es poca la investigación orientada a la obtención de datos para determinar el efecto de los forrajes altos en azúcares en la producción de CH_4 entérico. En un estudio con corderos utilizando tres cultivos mixtos de variedades de raigrás perenne con altos carbohidratos solubles en agua, con o sin trébol blanco, se observó una disminución del 20 al 25 por ciento de las emisiones de CH_4 cuando estas se expresaron por unidad de MS consumida o GDM (DEFRA, 2010). En otro estudio del mismo grupo, las emisiones absolutas de CH_4 presentaron una reducción alrededor del 24 por ciento comparadas con las del pasto testigo; la GDM de este ensayo también aumentó (aproximadamente el 30 por ciento) con la mezcla de pastos ricos en azúcares. Se concluyó que los pastos ricos en azúcares tienen el potencial de aumentar la eficiencia del crecimiento bacteriano en el rumen, lo cual permite una mejor conversión del N alimenticio en proteína microbiana y desvía el hidrógeno de la producción de CH_4 a las células microbianas (DEFRA, 2010).

De otro lado, un trabajo de simulación muy reciente sugirió que los pastos ricos en azúcares podrían aumentar las emisiones de CH_4 , pero esto depende de la composición de la dieta (por ejemplo, si los azúcares reemplazan la PC o la FDN, o ambas), del CMS y de las unidades escogidas para expresar las emisiones de CH_4 (Ellis *et al.*, 2012a). A pesar de

que los resultados no son concluyentes, están en línea con la evidencia experimental de Hindrichsen *et al.* (2005). Estos últimos alimentaron vacas lecheras con dietas en las que los concentrados eran ricos en fibra lignificada o no lignificada, pectina, fructosa, azúcar o almidón. Análisis de regresión múltiples sugirieron que el azúcar digerida aumenta la metanogénesis entérica en comparación con los otros nutrientes digeridos.

En muchos sistemas de producción basados en pastizales, el mayor beneficio en términos de emisiones de los GEI se puede alcanzar si se adopta una combinación de las prácticas de mitigación. Por ejemplo, los “paquetes” de mitigación para la fase de vaca-ternero en los sistemas de producción de carne en las praderas de América Latina podrían incluir: la introducción de especies de gramíneas y leguminosas mejoradas, la adición estratégica con concentrados suplementarios, el mejoramiento de las condiciones de acceso al agua, la reducción de las distancias de desplazamiento de los animales, el pastoreo rotacional, la siembra de árboles que proporcionen sombra, el mejoramiento en la sanidad animal y en el manejo reproductivo (es decir, reducir el período improductivo en la vida de los animales). Como un ejemplo, el mejoramiento de solo 30 millones de hectáreas en pastizales (es decir, menos del 10 por ciento de la superficie total de pastizales en América Latina) mediante la introducción de especies de mayor productividad y calidad alimenticia, aumentaría la producción de carne en 4 o 5 MT al año y se reducirían las emisiones de los GEI en más de 100 Mt CO₂-eq/año, medidas en términos de intensidad (cifra que corresponde al 10 por ciento de las emisiones actuales procedentes del ganado en la región). Se tendría el beneficio adicional de la fijación de C en el suelo estimado en otros 100 Mt CO₂/año, en un período de 20 a 30 años (Daniel Martino, Director Ejecutivo, Carbosur, Uruguay; comunicación personal, 2012).

En general, el aumento de la digestibilidad de los forrajes debería aumentar la producción animal y reducir la intensidad de emisión de CH₄ entérico. Comparados con los pastos C3, los pastos C4 producen cantidades más altas de CH₄ entérico y parece que la introducción de leguminosas en climas cálidos podría ofrecer una oportunidad para la mitigación, a pesar de que la baja persistencia y la necesidad de largos períodos de establecimiento son limitaciones agronómicas importantes. Las emisiones de CH₄ entérico se pueden reducir cuando el ensilado de maíz sustituye el ensilado de pastos en la dieta. El ensilado de leguminosas también puede tener una ventaja sobre el ensilado de pastos por su menor contenido de fibra y por los beneficios adicionales de sustituir los fertilizantes nitrogenados inorgánicos. Con todos los ensilados, una buena conservación mejorará la calidad del ensilado y reducirá la intensidad de emisión de los GEI. Los forrajes con contenidos de azúcares más elevados (pastos con alto contenido de azúcares o cosechados en la tarde) pueden reducir las pérdidas de N urinario y, en consecuencia, las emisiones de N₂O del estiércol aplicado al suelo, aunque es necesario de más investigaciones que sustenten este concepto. La mejor opción de mitigación en esta categoría es aumentar la digestibilidad de los forrajes con el fin de mejorar el consumo y la productividad animal, reduciendo así las emisiones generales de los GEI originados en la fermentación ruminal o en el estiércol almacenado por unidad de producto animal.

Procesamiento de los alimentos

El procesamiento de los alimentos para los animales de granja, rumiantes o monogástricos, tiene la finalidad de aumentar la EM del alimento, el consumo y la productividad animal. En rumiantes, la reducción del tamaño de las partículas del forraje, mediante procesos mecánicos

o de la masticación, es un mecanismo importante para mejorar su digestibilidad, proporcionar un mejor acceso de los microorganismos al sustrato, reducir el gasto energético y aumentar la tasa de pasaje, el consumo de alimento y la productividad animal. En el procesamiento de los forrajes se debe encontrar un equilibrio entre el mejoramiento en la tasa de pasaje para aumentar el consumo y la utilización de nutrientes fácilmente digestibles, lo cual no es fácil de lograr cuando los alimentos son de baja calidad. Además, se deben considerar los aspectos económicos del procesamiento. El procesamiento de toda la planta de maíz para el ensilaje, por ejemplo, mejora la calidad del ensilado y reduce las pérdidas de materia seca, aumenta la digestibilidad del almidón y de la fibra generando un incremento de la producción de leche en vacas lecheras (Johnson *et al.*, 1999), y contrarrestando los costos del proceso de ensilaje. El procesamiento, a través de sus efectos en la digestibilidad, la pérdida de energía y la tasa de pasaje también puede ser una práctica eficaz de mitigación del CH₄ entérico (aunque no será viable en algunos sistemas de producción). Hironaka *et al.* (1996), por ejemplo, señalaron que la granulación de la alfalfa puede reducir la producción de CH₄, pero no tendría viabilidad económica debido al aumento de los costos de producción y ambientalmente tampoco sería sostenible por el aumento implícito en el uso de energía.

El procesamiento de los granos puede ser un factor clave para mejorar la eficiencia alimenticia y reducir las emisiones de los GEI en la actividad ganadera. El tratamiento del maíz puede tener un impacto considerable en la gelatinización y digestibilidad del almidón, aunque es posible que la relación no sea lineal (Svihus *et al.*, 2005). En una síntesis de la literatura sobre el procesamiento del maíz y del sorgo, Theurer *et al.* (1999) reportaron un aumento en la digestibilidad del almidón, en todo el tracto digestivo, de las hojuelas de granos de maíz tratadas al vapor en comparación con los granos de maíz rolados al vapor. Este mejoramiento en la digestibilidad dio como resultado un aumento cercano al 6 por ciento de la producción de leche de vacas lecheras con un CMS similar, lo que se traduciría en una mejora de la eficiencia alimenticia. Un estudio reciente de Hales *et al.* (2012b), con novillas en cámaras de respiración calorimétricas, comparó el maíz rolo en seco con el maíz en hojuelas al vapor y encontró en este último tratamiento un aumento en la digestibilidad y una emisión de CH₄ 17 por ciento inferior (por unidad de CMS). Cuando se expresó por unidad de CED, la energía del CH₄ descendió en un 21 por ciento (3,30 vs. 4,18 por ciento) y la Y_m disminuyó alrededor del 19 por ciento (2,47 vs. 3,04 por ciento) con el maíz en hojuelas al vapor. Aunque estos efectos son lógicos, el procesamiento de los granos puede interactuar con la digestibilidad de la fibra. Con base en un metaanálisis, Firkins *et al.* (2001) concluyeron que el procesamiento de los granos para mejorar la digestibilidad del almidón en el rumen tendrá un efecto negativo en la digestibilidad de la FDN. La digestión postruminal compensatoria del almidón puede resultar en una digestibilidad de la MO en todo el tracto digestivo relativamente similar, disminuyendo así los beneficios del procesamiento de los granos en la digestión ruminal del almidón. La degradación del almidón en el retículo-rumen resulta en pérdidas considerables de EB del alimento (Harmon y McLeod, 2001) y por lo tanto, en términos energéticos, la digestión del almidón en el intestino delgado es un proceso más eficiente (Harmon *et al.*, 2004). La degradación del almidón en el rumen puede llegar a un 75 - 80 por ciento (Harmon *et al.*, 2004). El almidón que entra al duodeno puede ser digerido en el intestino delgado hasta en un 85 por ciento (Huntington, 1997), o en promedio del 35 al 60 por ciento (Harmon *et al.*, 2004). Del 35

al 50 por ciento del almidón que escapa de la digestión en el intestino delgado puede ser ulteriormente degradado en el intestino grueso (Harmon *et al.*, 2004). Sin embargo, la capacidad para digerir almidón en el intestino está limitada por la disponibilidad de amilasa pancreática y además, el aumento del flujo de almidón al intestino delgado (como en el caso de los granos poco procesados), puede resultar en una disminución de la digestibilidad del almidón en todo el tracto digestivo (Theurer, 1986; Huntington, 1997). En vacas lecheras, la degradación ruminal del almidón fue de aproximadamente 75 por ciento cuando los niveles de consumo de almidón eran bajos y disminuyó al 60 por ciento cuando las vacas consumieron almidón por encima de 4 kg/día (Patton *et al.*, 2012).

Un ejemplo de la importancia que tiene realizar un óptimo procesamiento de los granos para alcanzar el máximo rendimiento de los animales es el de los granos de cebada utilizados en la alimentación del ganado en los corrales de engorde. El endosperma de la cebada, rico en almidón y proteínas, está rodeado por un pericarpio adherido a una cáscara fibrosa, componentes estos supremamente resistentes al detrimento producido por la masticación y la degradación microbiana, por lo que es necesario que el grano sea procesado antes de ser incluido en las dietas de los bovinos (Beauchemin *et al.*, 1994). Sin embargo, la cebada puede presentar una falta de uniformidad en la semilla, lo que constituye un problema para un rolado eficiente. Es común que los distribuidores comerciales de piensos mezclen cebada de baja densidad con cebada de alta densidad para obtener una mezcla de cebada de densidad media que se comercializa más fácilmente. Aunque la mezcla produce lo que se percibe como un producto de mayor calidad, en realidad reduce la uniformidad de las semillas y dificulta el logro de un procesamiento óptimo. Se encontró que hasta el 25 por ciento de las heces en los corrales de engorde al sur de Alberta (una importante área de producción de ganado en corrales de engorde en Canadá) contenían granos de cebada sin digerir (Beauchemin y Rode, 1999). Esto significa que una apreciable cantidad de nutrientes de los alimentos se pierde en el estiércol.

Recientemente, Yang *et al.* (2012) estudiaron la capacidad del procesamiento de precisión¹⁶ para superar el problema del procesamiento inadecuado debido a la pobre uniformidad de las semillas. Se comparó el procesamiento de precisión con el procesamiento convencional (es decir, mezclas de cebada de baja y alta densidad y rolada con un rolo ajustado). El consumo de alimento y la digestibilidad mejoraron con el procesamiento de precisión, se predijo una mejora en la GDM del ganado y el índice de conversión (alimento/ganancia) se redujo de 6,3 a 5,8 kg/kg en novillos que recibieron alimentos procesados con precisión en comparación con los novillos alimentados con cebada procesada convencionalmente. Por lo tanto, se calculó que los animales alimentados con granos de cebada procesados con precisión permanecerían 25 días menos en los corrales de engorde y se ahorrarían 163 kg de alimento por animal. La reducción de las emisiones de CH₄ en este caso particular sería significativa.

No obstante, como se discutió anteriormente en la sección de *Inclusión de concentrados*, el efecto del procesamiento de los granos puede depender del nivel de inclusión en la dieta. En el ensayo de Yang *et al.* (2012) se observó que cuando el grano de cebada procesado con precisión se utilizaba en la alimentación de las vacas lecheras en lactancia en proporciones más bajas, no se presentaban mejoras en el consumo de alimento, ni en la digestibilidad o la productividad de las vacas.

¹⁶ Los roles se ajustan de acuerdo al grado de uniformidad de la semilla.

Es probable que el procesamiento de los granos para aumentar su digestibilidad reduzca la producción de CH₄ entérico por unidad de producto animal. Se debe tener cuidado para evitar una disminución de la digestibilidad de la fibra. Es posible que esta práctica de mitigación no sea económicamente viable en los sistemas de producción de bajos insumos, pero se recomienda un procesamiento mínimo para que la energía del grano sea mejor utilizada en la producción animal.

Raciones mezcladas y frecuencia de alimentación

Existen pocas investigaciones sobre los efectos de los sistemas de suministro de los alimentos en la producción de CH₄, es decir, los efectos del suministro y el consumo separado de los forrajes y los concentrados en comparación con el suministro de la ración total mezclada (RTM). Las ventajas de las raciones completas (o la RTM) ya han sido estudiadas (Coppock, 1976) y la mayor de ellas es probablemente la ubicación más precisa de los nutrientes y de los suplementos con micronutrientes. Nocek *et al.* (1986) alimentaron vacas lecheras con forrajes y concentrados separadamente o en forma de RTM y observaron una eficiencia más alta en la leche corregida en grasa con el sistema de alimentación por separado debido a un consumo de alimento más bajo. Este tipo de investigación es importante para determinar los regímenes de alimentación que mejoran la eficiencia alimenticia, reducen las emisiones de CH₄ y disminuyen los costos de alimentación en los países en desarrollo.

Maekawa *et al.* (2002) no observaron diferencias en el consumo de alimento o en la producción y composición de la leche de vacas lecheras alimentadas con ingredientes preparados como la RTM o suministrados separadamente. Los autores concluyeron que la administración por separado aumentó el riesgo de acidosis, porque las vacas consumían cantidades de concentrado más altas de lo previsto (en general, el pH del rumen tuvo la tendencia al descenso cuando se comparó con una RTM compuesta de 50 por ciento forraje/50 por ciento concentrado). Yurtseven *et al.* (2009) alimentaron ovejas con el sistema de la RTM o con el de libre elección (es decir, los componentes de la dieta administrados separadamente) y observaron una disminución en la producción de CH₄ (por animal y por unidad de CMS) con el sistema de alimentación de libre elección. Sin embargo, estos datos son cuestionables porque los análisis químicos de las dietas que se publicaron mostraron un mayor contenido de la FDN y un contenido más bajo de grasa en el sistema de la RTM, lo que explicaría las diferencias en la producción de CH₄.

Un estudio de Bargo *et al.* (2002) comparó tres sistemas de alimentación para vacas lecheras lactantes: (1) pastos más el concentrado, (2) pastos más la RTM (consumo de pastos complementado con la RTM, es decir, la RTM parcial), (3) la RTM (sin pastos). Las vacas alimentadas con el sistema de la RTM consumieron más alimento y produjeron más leche que las vacas alimentadas con pastos o con la RTM parcial. La eficiencia alimenticia calculada a partir de los datos publicados fue más alta en la RTM que en el sistema pastos y que en la RTM parcial (1,37 vs. 1,25 y 1,23 kg FCM/kg CMS).

Algunos enfoques no tradicionales, como la fermentación de la RTM antes del suministro parecen eficaces en la reducción del CH₄ entérico (Cao *et al.*, 2010), lo que se explicaría hipotéticamente por el elevado consumo de lactato y su conversión a propionato en el rumen. Aparentemente, esta es una práctica común en el Japón, utilizada para preservar una RTM con una tasa de inclusión alta de alimentos húmedos. Algunos estudios han indicado que la RTM ensilada tiene una mayor estabilidad aeróbica debido a la fermentación del ácido láctico



Fotografía 5

Sistema intensivo de producción de leche utilizando raciones mezcladas, (lechería en corral al aire libre), en el occidente de los Estados Unidos de América

(Nishino y Wang, 2012), lo que concuerda con la disminución de la producción de CH_4 observada por Cao *et al.* (2010).

Muy pocos estudios han investigado el efecto de la frecuencia del suministro de alimento en las emisiones de CH_4 entérico. La razón para incluir esta discusión, es que la sincronización de la disponibilidad de energía y proteína en el rumen se ha propuesto desde hace mucho tiempo como una herramienta para optimizar la función del rumen y maximizar la síntesis de proteína bacteriana. Una extensa discusión sobre este tema se publicó en Hristov y Jouany (2005), quienes concluyeron que no había suficiente evidencia para apoyar la viabilidad del concepto de sincronización.

Algunos de los primeros estudios realizados investigaron el efecto de la frecuencia del suministro de alimento desde la perspectiva de la optimización de los carbohidratos en el rumen. Mathers y Walters (1982), alimentaron ovejas cada dos horas y concluyeron que, incluso con suministro frecuente de alimento, había una considerable desviación del estado constante en la tasa de fermentación de los carbohidratos en el rumen. La producción de metano se incrementó rápidamente en los primeros 30 minutos que siguieron a la alimentación y disminuyó hasta el siguiente ciclo de dos horas.

En una serie de ensayos realizados en 1980 en el laboratorio de M. Kirchgessner en Alemania, se encontró que el suministro frecuente de alimento no mejoró el uso de la energía de la dieta pero sí aumentó la emisión de CH_4 cuando se proveía concentrado con más frecuencia y separadamente del forraje o con dietas más altas en proteína cruda (Muller *et al.*, 1980; Röhrmoser *et al.*, 1983).

Trabajos más recientes encontraron que la frecuencia de abastecimiento de alimento no tenía efecto en la producción de CH_4 en vacas lecheras (Crompton *et al.*, 2010). Las vacas tienden a consumir más alimento cuando este se suministra fresco (DeVries y von Keyserlingk, 2005), pero en el estudio de Crompton *et al.* (2010), en el que el alimento se repartió una vez al día, la producción de CH_4 alcanzó un pico a los 140 minutos después de la alimentación para posteriormente comenzar a disminuir constantemente (a una tasa de $-0.0007/\text{min}$).

La literatura sobre el efecto de la frecuencia de alimentación en la producción animal es escasa. Dhiman *et al.* (2002), por ejemplo, no encontraron ninguna ventaja productiva al alimentar vacas lecheras lactantes una o cuatro veces al día. En algunos casos, se observó una disminución en la producción de las vacas lecheras que recibieron un suministro frecuente de alimento, resultado que los autores atribuyeron al manipuleo más continuo (Phillips y Rind, 2001).

Existe poca evidencia de los efectos benéficos de la sincronización del suministro de la energía y de la proteína o de la frecuencia del aprovisionamiento de alimento en la fermentación ruminal y específicamente en la producción de CH₄. La alimentación con raciones totalmente mezcladas podría tener algunas ventajas frente al suministro separado del forraje y del concentrado porque estabiliza la fermentación ruminal y el consumo de materia seca.

Alimentación de precisión y análisis de los alimentos

El original término, "agricultura de precisión", fue acuñado en referencia a la nutrición vegetal y definido como "una serie de tecnologías que permiten la aplicación de agua, nutrientes y plaguicidas solamente en los lugares y momentos en que se requieren, optimizando así el uso de los insumos" (Day *et al.*, 2008; Godfray *et al.*, 2011). En nutrición animal, la alimentación de precisión puede tener diferentes dimensiones, pero desde un punto de vista práctico y de la perspectiva de la sostenibilidad de la granja, el concepto hace referencia a la satisfacción de los requerimientos nutricionales del animal con el suministro de los nutrientes en la alimentación.

La exactitud en el cálculo de los requerimientos nutricionales de los animales y en el análisis de los alimentos está estrechamente relacionada con las prácticas para minimizar el desperdicio de alimento, maximizar la producción y minimizar las emisiones de los GEI por unidad de producto animal. En las siguientes secciones se discutirán las implicaciones del suministro excesivo de proteína en las emisiones de NH₃ y N₂O provenientes del estiércol. La alimentación de precisión tendría un efecto indirecto en las emisiones de CH₄ entérico al mantener un rumen sano y maximizar la síntesis de proteína microbiana, lo cual es importante para maximizar la eficiencia alimenticia y disminuir las emisiones de CH₄ por unidad de producto.

Como se explica en las sucesivas secciones, los análisis de simulación han planteado la posibilidad de un aumento en la producción de CH₄ entérico por unidad de CMS si la proteína de la dieta es reemplazada con carbohidratos. También es posible que las emisiones de CH₄ del estiércol almacenado se puedan incrementar si la disponibilidad de N en el rumen está por debajo de las necesidades para una óptima función ruminal, lo que genera un aumento de la excreción de MO fermentable (la FDN, almidón) en el estiércol.

La alimentación de precisión requiere recursos alimenticios, equipo y disciplina en la gestión de los sistemas intensivos de producción animal. Es poco probable la aplicación de esta práctica en los sistemas de producción de subsistencia en muchos países en desarrollo donde la mayor parte de los agricultores no crían los animales con el propósito exclusivo de producir carne y leche y donde con frecuencia su alimentación, basada en residuos domésticos o de cosechas, apenas alcanza los niveles de mantenimiento. Además, para la aplicación de la alimentación de precisión, los agricultores de subsistencia o de sistemas extensivos se enfrentan a diversos obstáculos que se originan en la falta de comprensión



PENNSYLVANIA STATE UNIVERSITY, A.N. HRISTOV

Fotografía 6

Ensilaje de maíz (izquierda) y heno de alfalfa (derecha) en una granja lechera en el occidente de los Estados Unidos de América

de los requerimientos nutricionales de los animales de razas nativas multipropósito, en la poca calidad de sus recursos alimenticios y en la imposibilidad de acceso a los servicios de análisis de los alimentos.

A pesar de lo anterior, existen ejemplos de los efectos positivos de la formulación de dietas adecuadas en la productividad animal y en la reducción del CH₄ entérico en los países en desarrollo. En un experimento de campo en la India (estado de Gujarat), Kannan y Garg (2009) al balancear dietas para vacas y búfalas lactantes (reemplazando energía con proteína) observaron una disminución considerable de las emisiones de CH₄ de ambas especies y al mismo tiempo un aumento en la producción de la leche y del contenido de grasa de la leche (con un CMS similar). En un estudio posterior del mismo grupo, Kannan *et al.* (2011) con vacas cruzadas lactantes, el balance de la ración para la PC, el Ca y el P dio como resultado un aumento en la producción de leche y una reducción de la producción de CH₄. La producción de N microbiano también aumentó considerablemente después de balancear la ración.

Garg *et al.* (2012) documentaron importantes avances en el rendimiento animal al poner en práctica un programa de raciones balanceadas para la alimentación de vacas (N= 540) y búfalas (N= 1 131) lactantes en la India. La evaluación de la situación nutricional demostró que en el 71 por ciento de los animales, el consumo de proteína y energía estaba por encima de los requerimientos, mientras que en el 65 por ciento el consumo de Ca y P era inferior. El balance de la ración mejoró significativamente la producción de leche de 2 a 14 por ciento y de grasa en la leche de 0,2 a 15 por ciento. Como resultado del balance de la ración se produjo un aumento en la eficiencia de la conversión alimenticia y del N en la leche, lo mismo que en el ingreso diario neto de los agricultores. Por lo tanto, es de suma importancia que en los países en desarrollo, con sistemas de producción animal de subsistencia, se introduzcan paulatinamente los sistemas de alimentación basados en los avances científicos y en los análisis de los alimentos. Esto generará beneficios económicos medibles a los agricultores, contribuirá a maximizar la producción y la utilización del alimento, y por consiguiente, reducirá las emisiones de los GEI del ganado.

El análisis preciso de la composición de los alimentos es el primer paso en el proceso de la alimentación de precisión. Incluso en los países desarrollados con redes de análisis establecidas hay una considerable variación en los análisis de los alimentos entre los laboratorios comerciales (Hristov *et al.*, 2010a; FAO, 2011b). En los sistemas intensivos de producción de leche, por ejemplo, el control diario del forraje, especialmente de la MS del ensilado, puede tener un profundo efecto en la alimentación de precisión de la vaca para alcanzar la máxima producción y rentabilidad.

Un episodio de lluvia en la tolva de un silo puede afectar la producción de leche hasta en 3 kg/día por vaca debido a que origina una falta de precisión en la MS de la dieta y en el suministro de nutrientes para satisfacer las necesidades de producción (Lee, 2012). En situaciones como estas, o cuando la humedad del forraje cambia, se deben hacer ajustes con base en el contenido de materia seca, de manera que se pueda proporcionar una dieta equilibrada. Recientemente se han desarrollado instrumentos para el análisis de alimentos basados en la espectroscopia de reflectancia en el infrarrojo cercano (NIRS) que se pueden montar dentro de una pala cargadora y permiten leer el contenido de materia seca de los forrajes (y de los granos) y los valores de la proteína, el almidón, la FDN, la FDA, el EE y las cenizas. El análisis del alimento se envía a uno o múltiples computadores cargados con un software de gestión de los alimentos que calcula y presenta nuevas instrucciones a un controlador de peso de alta tecnología que ajusta la cantidad de alimento que entra en el vagón de mezcla de la RTM.

Tal precisión en la mezcla de los ingredientes de los piensos en la granja, a pesar de que el método aún no está perfeccionado y no es aplicable en muchos sistemas de producción, debe dar como resultado la formulación de una dieta equilibrada y, por lo tanto, un aumento de la producción de leche y una mayor eficiencia alimenticia, lo que finalmente se traducirá en una óptima función del rumen, en sanidad animal y en longevidad.

La tecnología NIRS se ha desarrollado rápidamente desde finales de la década de 1980 y durante los últimos dos decenios se ha usado rutinariamente en el análisis de la calidad y la composición de granos, semillas oleaginosas y forrajes. Las ventajas y limitaciones de la técnica han sido discutidas en un trabajo de Givens y Deaville, 1999.

La velocidad en el análisis permite que los productores compren ingredientes de calidad y formulen raciones con mucha precisión para satisfacer los requerimientos nutricionales de los animales y minimizar la posibilidad de dietas excesivas o deficientes en nutrientes. Los nutricionistas animales comenzaron el uso de la NIRS para evaluar la digestión de los alimentos y el rendimiento animal. De Boever *et al.* (1997) evaluaron la aplicación de la NIRS en la predicción de la degradación de los alimentos en el rumen *in situ* y encontraron un buen potencial. Se han realizado trabajos para elaborar ecuaciones de calibración para medir los parámetros cinéticos de los nutrientes empleando como referencia métodos *in vitro* (Herrero *et al.*, 1996; Andres *et al.*, 2005). En otro trabajo, Nousiainen *et al.* (2004) usaron el método *in situ* como una referencia para la medición de la FDN indigerible (como una predicción de la digestibilidad del alimento) y concluyeron que la NIRS tiene potencial para la predicción *in situ* de la FDN indigerible de los pastos ensilados. Igualmente, Nordheim *et al.* (2007) demostraron el potencial de la NIRS para predecir las características de la degradación *in situ* de la FDN de forrajes de una amplia gama de especies forrajeras y de diferentes técnicas de conservación.

En Australia, se han desarrollado ecuaciones de calibración de la NIRS para las heces con el fin de calcular la concentración de la PC, la digestibilidad de la MS y el cambio de la PV de bovinos en pastoreo en pastos tropicales (Coates, 2004), de modo que permitan evaluaciones rápidas, económicas y objetivas del consumo de nutrientes del ganado en pastoreo.

La tecnología NIRS podría potencialmente ser usada no solo en el análisis tradicional del contenido de nutrientes de los alimentos sino también, para la determinación de la digestibilidad del alimento en el rumen y en el tracto digestivo total y el rendimiento productivo del animal. La metodología NIRS puede ser una herramienta viable para el análisis preciso de la composición y la digestibilidad de los alimentos, la formulación de dietas balanceadas y el mejoramiento de la utilización de los alimentos, lo cual seguramente dará como resultado una reducción de los GEI, particularmente del CH₄ entérico, generado en diversos sistemas de producción pecuaria.

La alimentación de precisión, es decir, la correspondencia más estrecha posible entre los requerimientos nutricionales de los animales y el suministro de nutrientes en la dieta, es importante para maximizar la utilización del alimento, estabilizar la fermentación ruminal, mejorar la salud del rumen y del animal, y minimizar la excreción de nutrientes en el estiércol. Se espera que los efectos de este sistema de alimentación disminuyan las emisiones de los GEI entéricos y del estiércol. Los análisis de precisión de la composición de los alimentos son una parte integral de la alimentación de precisión pero requieren inversión e infraestructura, que en muchos sistemas de producción no están disponibles. La adopción de sistemas de alimentación basados en la ciencia y en los análisis de alimentos en los países en desarrollo con sistemas de producción animal de subsistencia tendrá beneficios económicos para el agricultor y también ayudará a maximizar la producción, la utilización del alimento y, por lo tanto, a reducir las emisiones de los GEI provenientes del ganado.

Opciones de mitigación para los sistemas de producción basados en alimentos de baja calidad

Los alimentos de baja calidad, como los residuos de los cultivos y los pastos bastos, constituyen una parte importante de la dieta basal de los rumiantes en los países en desarrollo (Blümmel *et al.*, 2009). Los alimentos disponibles en los sistemas integrados de producción agropecuaria en pequeña escala se pueden clasificar como forrajes verdes (forrajes cultivados, pastos), residuos de cosecha de cereales secundarios y leguminosas, pajas finas de cereal, y concentrados (granos, tortas y salvado) (Blümmel *et al.*, 2009).

Se han sugerido muchas tecnologías para mejorar el valor alimenticio de los alimentos de baja calidad. Devendra y Leng (2011) y Tarawali *et al.* (2011) plantearon que las aplicaciones y los resultados de las intervenciones para mejorar el valor nutricional de los alimentos de baja calidad deben ser considerados en el contexto del sistema de producción. En los países en desarrollo, los sistemas integrados de producción agropecuaria agrupan la mayor parte de los pequeños productores, y casi tres mil millones de personas dependen de estos sistemas para el suministro de sus alimentos (Herrero *et al.*, 2010). En estos países, es bajo el número de explotaciones con sistemas de producción ganadera intensiva. En gran medida, las opciones de mitigación para estos sistemas de producción serán similares a los de los sistemas intensivos en los países desarrollados. Sin embargo, las opciones de mitigación

para los pequeños productores de los sistemas integrados de producción agropecuaria tendrán que ser diferentes por las razones que se exponen a continuación.

La mayor parte de los sistemas de producción ganadera afrontan una o más estaciones donde la disponibilidad y la calidad de los alimentos es baja. En estos períodos estacionales la producción es ausente o incluso es negativa porque los animales dependen exclusivamente de los residuos de cosecha. Aunque durante el período de cosecha se dispone de más y mejores alimentos, las limitaciones en la mano de obra y en el acceso a los pastizales pueden impedir una alimentación óptima (Tarawali *et al.*, 2011; Owen *et al.*, 2012). La introducción de piensos de alta calidad (concentrados y forrajes de alta calidad) en estos sistemas es muy baja (Blümmel *et al.*, 2009).

En la mayor parte de los sistemas integrados agropecuarios en pequeña escala, la meta principal es la producción de cultivos, y los animales son simplemente un medio para alcanzar esta meta. Los insumos de mano de obra, capital y tierra se dirigen fundamentalmente a los cultivos. En estos sistemas, la intensificación de la ganadería compite por insumos con la producción de cultivos. En los países en desarrollo, el ganado no solo representa un valor por su aporte a la producción de alimentos, sino que tiene otras funciones como el suministro de estiércol, la fuerza de tiro, el ahorro de capital y la aseguración (Udo *et al.*, 2011), funciones estas que tienen como soporte hatos de mayor tamaño.

Hardin (1968), Zemmeling *et al.* (2003), Abegaz *et al.* (2007), y Blümmel *et al.* (2009) han indicado los efectos de compartir una base de alimentos disponibles entre muchos animales: insuficiente disponibilidad de alimentos de mediana y alta calidad para alimentar el hato e inclusión de alimentos de baja calidad en la ración, lo que da lugar a una disminución de los niveles óptimos de productividad del animal y de la totalidad del rebaño. Por consiguiente, las funciones de los animales que no están orientadas a la producción de alimentos para el consumo humano afectan negativamente la productividad del hato debido al tamaño demasiado grande de las manadas que obligan al uso generalizado de piensos de baja calidad.

La opción de mitigación más relevante para los pequeños productores de los sistemas integrados de producción agropecuaria es el aumento de la productividad individual de los animales obtenida a través del suministro de mejores piensos. La reducción del número de animales, particularmente en los sistemas de producción de subsistencia, permitirá el suministro adecuado de piensos a un hato seleccionado por su potencial genético, que además podrá recibir una atención veterinaria apropiada (Tarawali *et al.*, 2011), lo que mejorará la producción de cada animal y de la totalidad del rebaño. En este escenario, se reducirán las emisiones de CH₄ de la totalidad del hato y por unidad de producto animal. No obstante, esta opción de mitigación entra en conflicto con el interés de los pequeños productores de tener un hato grande que puedan destinar a funciones no productivas y a la mitigación de riesgos. Por lo tanto, la reducción del tamaño del hato requiere medidas como la mecanización, el uso de fertilizantes sintéticos y un adecuado sistema bancario y de aseguración que sustituya la importancia del número excesivo de animales (Udo *et al.*, 2011). Las medidas reglamentarias (impuestos y cuotas) podrían reducir las ventajas de mantener demasiados animales. Esta opción de mitigación es muy recomendable por sus beneficios en términos de la producción animal y de las emisiones de de CH₄, así como por el menor impacto de la producción ganadera sobre el ambiente, el agua y otros usos

de la tierra agrícola. Sin embargo, su adopción generalizada será un reto por las razones socioeconómicas descritas anteriormente.

La adición de suplementos a la ración con una cantidad considerable de alimentos de calidad relativamente buena aumentará la productividad de cada animal. Los forrajes verdes como las leguminosas forrajeras arbóreas de uso múltiple y los pastos como el elefante (*Pennisetum purpureum*) son suplementos con potencial de adopción en todo el mundo (Saleem, 1998; Mekoya *et al.*, 2008; Oosting *et al.*, 2011; Tarawali *et al.*, 2011; Owen *et al.*, 2012). No obstante, estos cultivos forrajeros compiten por tierra y agua con los cultivos para la alimentación humana.

Es de esperarse que los cultivos de leguminosas forrajeras contribuyan positivamente a la fertilidad del suelo debido a la fijación de N. Aunque se necesitan más investigaciones para determinar si los polifenoles de las leguminosas forrajeras arbóreas tienen efectos positivos en las emisiones de CH₄ a los niveles de inclusión observados en los países en desarrollo (Owen *et al.*, 2012; véase la sección Compuestos bioactivos de las plantas).

Otra clase de suplemento en la dieta es el suministro de cantidades relativamente pequeñas de nutrientes que limitan la ingestión, la digestión o la utilización de la ración (Oosting *et al.*, 1994, 1995; Owen *et al.*, 2012). Los bloques multinutricionales de urea y melaza que se desarrollaron en Asia (Sudana y Leng, 1986; Owen *et al.*, 2012) son un ejemplo de la complementación para el suministro de N en dietas con bajo contenido de este nutriente. El papel potencial de estos bloques en el suministro de agentes para la reducción del CH₄, es decir, nitratos, se discutió en la sección de Aceptores de electrones. Otros nutrientes como el Ca, P, Cu y Zn mejoran la utilización de los piensos de baja calidad. Si se dispone de forrajes verdes o concentrados, estas limitaciones son menos pronunciadas. Por consiguiente, bajo estas condiciones el efecto directo de los suplementos alimenticios en la productividad animal podría ser bajo.

Sarnklong *et al.* (2010) y Owen *et al.* (2012) revisaron y analizaron las opciones para el tratamiento de los residuos de cosecha. La paja de arroz, el residuo analizado en estas publicaciones, se puede considerar como un sustituto para otros piensos de baja calidad. Los tratamientos químicos (como urea, NH₃ o hidróxido de sodio) o los tratamientos biológicos (directamente mediante el crecimiento de hongos en la paja o la adición de enzimas fúngicas a la paja) pueden mejorar la digestibilidad de la paja al romper la estructura de la pared celular y hacer que las fracciones hemicelulosa y celulosa estén más disponibles para la digestión en el rumen.

La urea es el tratamiento más difundido en los países en desarrollo. Los piensos de baja calidad se mezclan con una solución del mismo peso que contenga del 0,5 al 3,0 por ciento de urea y se almacenan en condiciones herméticas por lo menos una semana. Se forma amoníaco a partir de la urea y la condición alcalina compromete la conformación de la pared celular y mejora el consumo y la digestibilidad. Otro beneficio es el aporte de N que mejora aún más el valor alimenticio.

A pesar de que estas técnicas han sido objeto de investigación y extensión durante décadas (Sundstøl y Owen, 1984), su adopción ha sido muy baja debido a factores relacionados con las restricciones económicas, la necesidad de mano de obra y la viabilidad práctica (Schiere, 1995; Owen *et al.*, 2012). Roy y Rangnekar (2006) describieron un caso exitoso con el tratamiento de urea en la India, donde gracias a esta práctica los productores

podieron resolver problemas de almacenamiento en condiciones de humedad. No obstante, incluso cuando las condiciones socioeconómicas son propicias para el tratamiento de los residuos de cosechas, es incierto si esta técnica mitigará las emisiones de CH₄ por unidad de producto animal. Por supuesto, que si se incrementa la digestibilidad del forraje y, en consecuencia, la productividad animal, la producción de CH₄ por unidad de producto disminuirá.

En algunos casos, el tratamiento químico podría incrementar el consumo de alimento y la digestibilidad pero no tendría efectos en la producción. En un ensayo con novillos de carne cruzados, el tratamiento con NH₃ del pasto bermuda henificado disminuyó la concentración de la fracción fibrosa y aumentó la digestibilidad de la MS, pero la GDM y la eficiencia alimenticia no presentaron cambios (Krueger *et al.*, 2008). El efecto del tratamiento fue relacionado negativamente con la calidad del alimento, es decir, los efectos absolutos y relativos del tratamiento fueron más altos en los alimentos de más baja calidad y los efectos fueron insignificantes por encima de una digestibilidad de aproximadamente el 50 por ciento (Schiere, 1995).

Cuando no se logran respuestas en la producción, el tratamiento es considerado como un instrumento para el mantenimiento del ganado, o al menos para la obtención de una pequeña cantidad de producto en el caso de que no se disponga de forrajes verdes (Owen *et al.*, 2012). También se debe tener presente que la totalidad de la urea aplicada a las pajas se hidroliza y forma NH₃ en muy poco tiempo y la mayor parte del N ureico se pierde en el aire como NH₃ al abrir las bolsas o los silos (Makkar y Singh, 1987). La liberación de este NH₃ también es fuente de contaminación y podría causar efectos adversos en la salud humana.

No hay la certeza de que el tratamiento de residuos de cosecha afecte significativamente la fermentación en el rumen. Oosting *et al.* (1993), midieron en cámaras de respiración las emisiones de CH₄ en ovejas y bovinos alimentados con dietas basadas en pajas de arroz con y sin tratamiento de NH₃. No encontraron efectos de la paja de arroz tratada con NH₃ en la producción de CH₄ como fracción del CED. El tratamiento tampoco tuvo efecto en las proporciones moleculares de los AGV en el rumen. Sin embargo, si se produjera un aumento en la producción animal, disminuiría la intensidad de las emisiones.

El tratamiento con hongos es prometedor a nivel de laboratorio, pero es difícil el control del proceso en pilas de material debido al calor de la fermentación (Walli, 2011). Además, en experimentos de alimentación, la disponibilidad y utilización de los nutrientes por el animal no mejoró, lo que puede explicar el hecho que esta tecnología no fue adoptada (FAO, 2011a). La pérdida de MS digestible y por lo tanto la disminución del valor alimenticio del cultivo durante este tratamiento puede ser drástica, lo que le resta viabilidad al proceso (Lynch *et al.*, 2012).

Los agricultores reconocen y consideran la calidad de la paja cuando deciden implementar un cultivo¹⁷. Las pajas gruesas (de millo, sorgo y maíz) tienen mejor calidad alimenticia que las pajas delgadas (de arroz, trigo y cebada), pero también dentro de las especies en los cultivos, existen variaciones genéticas con relación al rendimiento y a la producción de la paja. Las técnicas de mejoramiento y selección pueden mejorar la calidad y el rendimiento de la paja sin comprometer la producción de grano¹⁸.

¹⁷ Ver Parthasarathy Rao y Hall (2003); Schiere *et al.* (2004); y Parthasarathy Rao and Blümmel (2010).

¹⁸ Ver Subba Rao *et al.* (1993); Grando *et al.* (2005); y Blümmel *et al.* (2010).



NATIONAL DAIRY DEVELOPMENT BOARD, INDIA

Fotografía 7

Medición del CH₄ entérico en una búfala utilizando la técnica se SF₆ en India

Una ventaja del mejoramiento y la selección sobre el tratamiento es que los primeros no necesitan capital o mano de obra adicional. El aumento en el uso de residuos de cosecha para la alimentación, sin embargo, reduce el contenido de MO del suelo (Tarawali *et al.*, 2011). El mejoramiento genético de la paja para mejorar la calidad de los piensos es muy recomendable y ya ha demostrado ser promisorio para aumentar la producción y reducir la intensidad de las emisiones de CH₄ en el sur de la India (Blümmel *et al.*, 2010).

Las opciones de mitigación que mejoran el valor nutritivo de los alimentos de baja calidad en las dietas de los rumiantes pueden aumentar la productividad de los animales individualmente y del hato en su conjunto y, por lo tanto, reducir la intensidad de emisiones de CH₄. Una reducción en el tamaño del rebaño puede dar como resultado una disminución concomitante en las emisiones de los GEI del hato y aumentar la productividad del mismo, siempre que tenga el potencial genético. Los factores que limitan la aplicación de opciones de mitigación como el tratamiento químico, el uso de suplementos alimenticios, el mejoramiento genético y la selección en función de la calidad de la paja y la reducción del tamaño del hato, son principalmente económicos y socioculturales. Técnicamente, estos tratamientos se pueden aplicar con facilidad. No obstante, a pesar de una historia larga de investigación en el tratamiento de los piensos de baja calidad, la aplicación de estas técnicas a nivel de granja ha sido muy reducida.

ESTIÉRCOL Y GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL

La gestión del estiércol hace referencia al acopio y recolección de los excrementos animales en edificaciones, al almacenamiento y procesamiento y a la aplicación en los cultivos. Los desechos orgánicos de la producción animal se pueden caracterizar como de “baja densidad y alto volumen” (como las aguas residuales y los lodos diluidos) y de “alta densidad y bajo volumen” (como el estiércol bovino). Los desechos de “alta densidad” típicamente tendrán una demanda biológica y química de oxígeno, N total y NH₃-N, P, y una concentración de metales pesados, al menos de un orden de magnitud mayor que la de los desechos de “baja densidad”.

El estiércol animal es un recurso valioso que suele contener todos los micro y macro elementos esenciales requeridos para el crecimiento de las plantas. Su aplicación en las tierras de cultivo aumenta la MO del suelo y mejora varias de sus propiedades como la estructura, la capacidad de retención de agua, el contenido de oxígeno y la fertilidad; también reduce la erosión del suelo, restaura las tierras de cultivo erosionadas, reduce la lixiviación de nutrientes y aumenta el rendimiento de los cultivos (Araji *et al.*, 2001). La aplicación de estiércol animal durante largos períodos aumenta la biomasa y la actividad microbiana del suelo (Witter *et al.*, 1993; Paul y Beauchamp, 1996). Según Spiehs *et al.* (2010), usando el estiércol de bovinos de carne como fertilizante se aumenta significativamente el N total, orgánico y de la biomasa microbiana, en los primeros 30 cm del perfil del suelo, en 78, 75, y 130 por ciento, respectivamente; pero también se podría aumentar la concentración de nitrato-N y de P soluble en el horizonte más superficial del suelo. En los países desarrollados, la aplicación del estiércol en las tierras de cultivos es una alternativa a la aplicación de fertilizantes sintéticos, insumos estos caracterizados por su alta energía y por sus altos costos. Se ha indicado que en algunos países en desarrollo, la producción de estiércol es una de las razones principales para que los pequeños productores críen ganado (Baijukya *et al.*, 2005).

La utilización eficaz del estiércol animal en las tierras de cultivo está vinculada con los costos asociados con el almacenamiento, el transporte y la aplicación de los materiales de desecho voluminosos. Dichos costos se relacionan directamente con la cantidad de estiércol necesaria para satisfacer los requerimientos nutricionales de los cultivos en un determinado sistema rotacional y con la ubicación de la unidad de explotación animal respecto al lugar donde se aplicarán los desechos orgánicos de origen animal. La cantidad que se debe aplicar está en función del contenido de nutrientes del estiércol y de la tasa de mineralización de la MO, incluidas las pérdidas. La tasa de mineralización del N orgánico está influenciada por las propiedades del estiércol y del suelo y por la temperatura de este último. La tasa de liberación de los nutrientes del estiércol es fundamental para calcular la tasa de aplicación de manera que se evite el escape de nutrientes hacia las aguas superficiales y subterráneas. Los suelos manejados orgánicamente que reciben estiércol animal en forma continua se caracterizan por tener una actividad microbiana más alta, una mineralización más rápida, un mayor contenido de N y una absorción más alta de N por parte de las plantas (aproximadamente 20 por ciento más alta; Langmeier *et al.*, 2002). En ese estudio, la capacidad del suelo orgánico para aportar N fue más importante en los últimos cortes (de raigrás italiano) cuando el N estaba limitando severamente el crecimiento de las plantas.

Los desechos orgánicos acumulados sin ningún manejo son una fuente de problemas para el medio ambiente y para la salud de los humanos y de los animales. Los impactos potenciales más importantes incluyen (Gerber *et al.* 2005, Steinfeld *et al.*, 2009; EPA, 2011):

- Eutroficación de las aguas superficiales (con deterioro de la calidad del agua, crecimiento de algas, daños a la ictiofauna, etc.) debido a la entrada de sustancias orgánicas y de nutrientes cuando las excreciones o las aguas de desecho de la producción ganadera llegan a los cuerpos de agua a través de las descargas, de la escorrentía, o del rebosamiento de las lagunas. La contaminación de las aguas superficiales es una amenaza para los ecosistemas acuáticos y para la calidad del agua potable procedente de las corrientes. El N y el P son nutrientes frecuentemente asociados con la acelerada eutroficación de las aguas superficiales;

- Lixiviación de nitratos y posible transferencia de patógenos a las aguas subterráneas desde las instalaciones donde se almacena el estiércol o desde los campos donde se han aplicado altas dosis de estiércol; el lixiviado de nitratos y la transferencia de patógenos, en particular, son amenazas para la calidad del agua potable;
- Acumulación de nutrientes en el suelo si se aplican altas dosis de estiércol que pueden amenazar la fertilidad del terreno;
- Degradación de las áreas naturales, como humedales y manglares;
- Emisiones de gases de efecto invernadero en la forma de CH₄ y de N₂O (emisiones directas e indirectas);
- Otras emisiones gaseosas, donde se incluyen el NH₃, el escatol y el sulfuro de hidrógeno.

Cuando la producción animal es intensiva y bajo condiciones de confinamiento, la acumulación del estiércol requiere un manejo adecuado, el cual incluye la recolección del sitio en que se produce, el almacenamiento, el pretratamiento y, tratamiento y los procesos de tratamiento secundario y terciario; o solamente el almacenamiento previo a la aplicación en el suelo o el procesamiento en otros modos que no perjudiquen el medio ambiente.

El diseño de los sistemas de gestión del estiércol se basa en diferentes disciplinas de la ingeniería, tales como civil, química, ambiental, sanitaria y biológica. En algunos casos, la tecnología es transferida de otros sectores, como las aguas residuales municipales, para una aplicación más amplia. Los sistemas de gestión del estiércol han fracasado con frecuencia debido a la viabilidad técnica y económica. En los países donde los residuos del ganado están reglamentados, los desperdicios orgánicos de alta densidad generalmente se reciclan en la tierra, siguiendo un plan de gestión de los nutrientes, porque en términos generales es la opción más económica y con mayores beneficios para el medio ambiente. Antes de su aplicación, los desechos pueden ser tratados para estabilizar la fracción orgánica, o simplemente almacenados debido a que no se pueden aplicar en el suelo durante todo el año.

Teniendo en cuenta el contexto de los procesos, los climas, las características de los desechos y las implicaciones del diseño, se elaboró una extensa base de datos de referencias con relación a esta sección. Durante los últimos 30 o 40 años se han realizado una gran cantidad de investigaciones sobre la mitigación del CH₄ y del N₂O provenientes del estiércol. No obstante, aún queda mucho por aprender acerca de los beneficios de determinadas prácticas de mitigación, del efecto de la combinación de estas prácticas, de la respuesta de los indicadores ambientales como la conversión de nutrientes, la volatilización, la lixiviación, la erosión etc., y del efecto desde el punto de vista financiero y ambiental en el sistema de producción de la granja. Es común que el beneficio ambiental de una tecnología genere impactos negativos en los procesos de degradación en otras áreas. Esto se puede ilustrar en los sistemas de gestión de los desechos ganaderos que incluyen procesos anaeróbicos seguidos por un proceso aeróbico que reduce las emisiones de CH₄, pero que probablemente incrementará las emisiones de N₂O. Visto que el N₂O tiene un PCG mucho más alto que el del CH₄ (Solomon *et al.*, 2007), es necesario un proceso estandarizado para contabilizar las emisiones netas de los GEI de manera que se puedan determinar y reportar las reducciones o los aumentos netos de estos.

Los datos relacionados con las prácticas de mitigación del CH₄, del N₂O y del NH₃ se resumen en la Tabla A2 de este documento (véase el Anexo 2). Téngase en cuenta que

estos datos pueden ser específicos para procesos referidos a unidades de explotación y no dar cuenta de las pérdidas, las conversiones u otras diferencias causadas por los procesos precedentes a la duración del estudio y a los efectos del clima (como las variaciones invierno- verano). Estos datos también se basan en aplicaciones a nivel de laboratorio, piloto y comercial y posiblemente no reflejen el rango de temperaturas presentes en los climas donde se observaron los procesos. Por lo tanto, estos factores pueden afectar la utilidad de estas prácticas. Además, los costos de la inversión inicial y de la operación y el mantenimiento tampoco se suministraron.

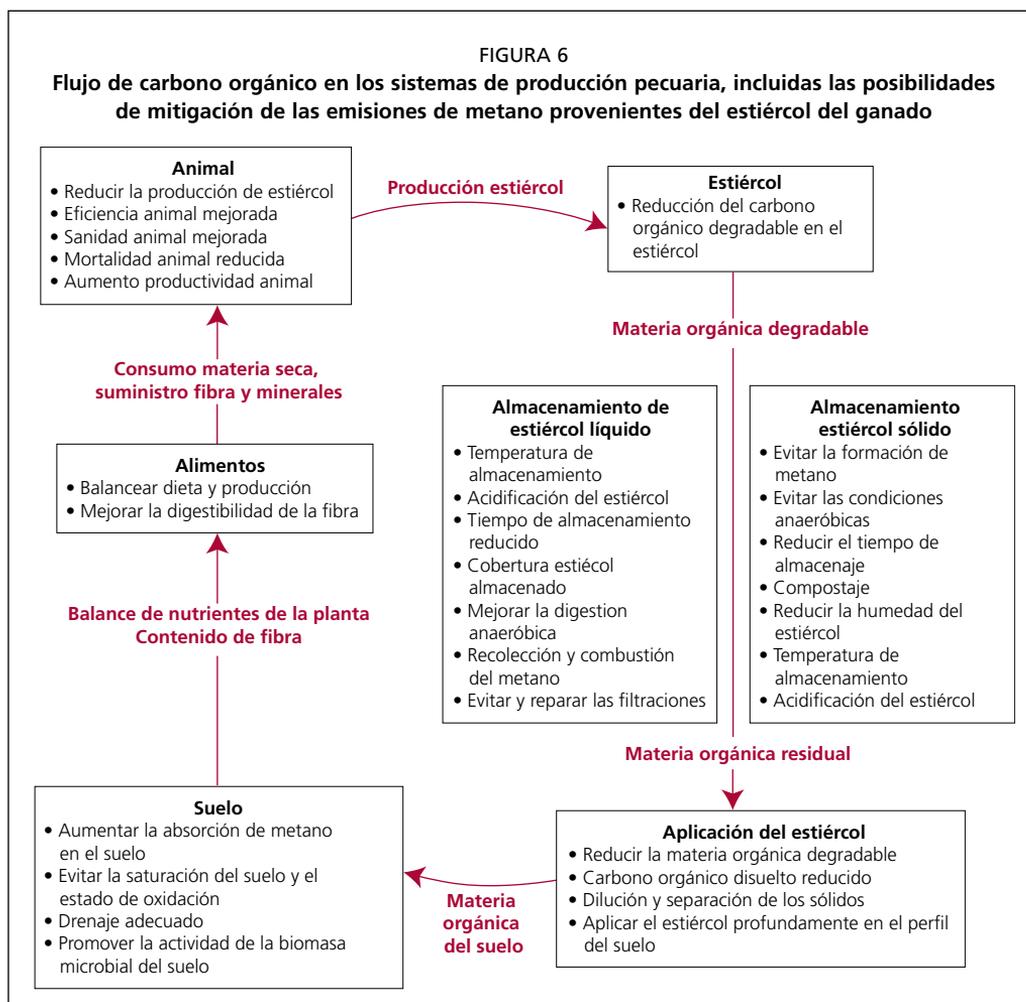
Las posibilidades para reducir las emisiones de los GEI, diferentes al CO₂, provenientes del estiércol de los rumiantes, se ilustran en las Figuras 6 y 7, según el proceso de formación y emisión de CH₄ y de N₂O, durante el ciclo de producción de los rumiantes¹⁹.

La mayor parte de las emisiones de CH₄ provenientes del estiércol se producen bajo condiciones anaeróbicas durante el almacenamiento y es muy poca la emisión después de la aplicación en el suelo; el estiércol de los rumiantes en pastoreo no produce cantidades significativas de CH₄ porque en gran medida permanece en condiciones aeróbicas. El informe de la EPA (2005) señaló que el estiércol producía poco o ningún CH₄ cuando se manipulaba en estado sólido (P.ej., en pilas o pozos) o se depositaba en pastizales o praderas. Por consiguiente, las posibilidades para reducir las emisiones de CH₄ se centran en evitar las condiciones anaeróbicas durante el almacenamiento o capturando y transformando el CH₄ que es producido cuando se crean condiciones anaeróbicas. De la misma manera que la fermentación entérica, la descomposición anaeróbica de la celulosa en el estiércol almacenado es típicamente una fuente de CH₄. Datos resumidos por Chianese *et al.* (2009) indican que las emisiones promedio de CH₄ provenientes de lodos cubiertos, los lodos descubiertos y el estiércol apilado son de 6,5; 5,4 y 2,3 kg/m² al año, aunque las tasas varían con la temperatura y el tiempo de almacenamiento. Los suelos agrícolas, con excepción de los arrozales, generalmente son un sumidero de CH₄ atmosférico (normalmente 1,5 kg/ha/año; Chianese *et al.*, 2009). Sin embargo, la difusión del CH₄ proveniente de los estiércoles aplicados en el suelo es una fuente de corta vida porque desaparece a los pocos días de su aplicación en la tierra (Sherlock *et al.*, 2002).

El estiércol contiene casi todos los elementos necesarios para estimular los procesos de nitrificación y desnitrificación en el suelo que generan la formación de N₂O. Estos procesos son transitorios dependiendo de la cantidad y la forma de N disponible (NH₄⁺ o NO₃⁻), del potencial de oxidación-reducción, de las fuentes de C degradable y de la población microbiana. Como resultado, la producción de N₂O del suelo o del estiércol almacenado es muy variable, difícil de medir y más complicado aún para predecir.

El óxido nitroso se produce directamente en los suelos enmendados con estiércol mediante la nitrificación microbiana en condiciones aeróbicas y la desnitrificación parcial en condiciones anaeróbicas, siendo el proceso de desnitrificación el que generalmente produce mayores cantidades de N₂O (EPA, 2010). Los organismos desnitrificantes pueden reducir el N₂O en N₂ a tasas que dependen de las condiciones del suelo. El óxido nitroso también se puede producir indirectamente cuando se pierde nitrógeno del estiércol a través de la volatilización como NH₃, óxido nítrico y dióxido de nitrógeno (NOx), o cuando se escapa con la escorrentía, se lixivia y

¹⁹ Ver Sommer *et al.*, 2004; Rotz *et al.*, 2010; Saggar *et al.*, 2007; Giltrap *et al.*, 2010; DelGrosso *et al.*, 2000; Petersen y Sommer, 2011; Chadwick *et al.*, 2011; y Zeeman, 1994.



se nitrifica y desnitrifica en el suelo siguiendo la redeposición (EPA, 2010). Al ser el resultado de un proceso microbiano, la emisión de N_2O es muy variable y está influenciada por factores ambientales y metabólicos, que hacen difícil medir los efectos de la mitigación. Sin embargo, es posible calcular los resultados de la adopción de las prácticas de mitigación usando la reducción potencial de la emisión de N_2O obtenida cuando se asumen condiciones óptimas para la nitrificación y la desnitrificación. Este enfoque posibilita la medición del efecto de las prácticas de mitigación y de las interacciones dentro del sistema de producción pecuaria. A pesar de que las emisiones de N_2O suelen ser bajas al ser comparadas con las de NH_3 y de CH_4 , la relación 12:1 en el PCG del $N_2O:CH_4$ determina que el N_2O sea un potente GEI.

Para que se produzcan emisiones directas de N_2O , el estiércol primero debe ser manejado aeróbicamente, proceso donde el NH_3 o el N orgánico se convierten en nitratos y nitritos (nitrificación), y después manejado anaeróbicamente, donde los nitratos y nitritos se reducen a N_2 , con la producción intermedia de N_2O y de óxido nitroso (desnitrificación) (EPA, 2010, basado en Groffman *et al.*, 2000).

Múltiples factores controlan las tasas de nitrificación y desnitrificación y la proporción de N_2O a N_2 producida a través de la desnitrificación. La temperatura del suelo, el contenido de agua y la concentración de oxígeno pueden influir en las tasas de ambos procesos, mientras que las tasas de desnitrificación también son influenciadas por la cantidad de nitratos producida a través de la nitrificación (Cavigelli y Parkin, 2012).

Debido a la naturaleza de los procesos antagónicos que generan las emisiones de CH_4 y de N_2O (mientras que el CH_4 se produce en condiciones anaeróbicas, la producción de N_2O requiere suficientes niveles de oxígeno), algunas prácticas que permiten la reducción de CH_4 aumentan las emisiones de N_2O . Un ejemplo es la aireación del estiércol durante el almacenamiento para reducir las emisiones de CH_4 . Este proceso con frecuencia puede resultar en un incremento de las emisiones de N_2O cuando la tasa de aireación es suficiente para crear un ambiente aeróbico (Amon *et al.*, 2001).

Manipulación de la dieta y balance de nutrientes²⁰

La dieta puede tener un profundo efecto en las pérdidas de N y particularmente en la ruta de excreción de N de los rumiantes (es decir, heces y orina). La manipulación de la dieta ha demostrado ser un medio eficaz para reducir las emisiones de NH_3 de las tierras a las que se les ha aplicado estiércol porque la disminución de la PC en la alimentación produce estiércol con una tasa de mineralización del N más baja (Powell y Broderick, 2011). Se reconoce que la reducción de la PC en la dieta y de la concentración de la proteína degradable en el rumen (PDR) es una estrategia eficaz para reducir la excreción de N a través de una marcada reducción de la excreción de urea urinaria²¹, de la concentración de NH_3 ²² y potencialmente de las emisiones de N_2O del estiércol de vacas lecheras²³.

Gestión de la dieta y emisiones de N_2O provenientes del estiércol

El estiércol puede ser una fuente significativa de N tanto en los sistemas de producción intensivos como en los de subsistencia. Como se mencionó anteriormente, en muchos países en desarrollo la cría de ganado es una actividad secundaria con relación a la producción de cultivos. Rufino *et al.* (2006) indicaron que la inclusión de animales en el ciclo del N en la explotación puede resultar en un uso del N menos eficiente en comparación con la aplicación directa de los residuos de cosecha al suelo. El N del estiércol, sin embargo, aumenta la respuesta inmediata del cultivo, en contraste con la lenta liberación de nutrientes asociada con la mineralización del material orgánico. Los autores sugirieron que el uso eficiente del estiércol depende de las mejoras en el manejo y en el almacenamiento del estiércol y de la sincronización de la mineralización con la absorción del cultivo.

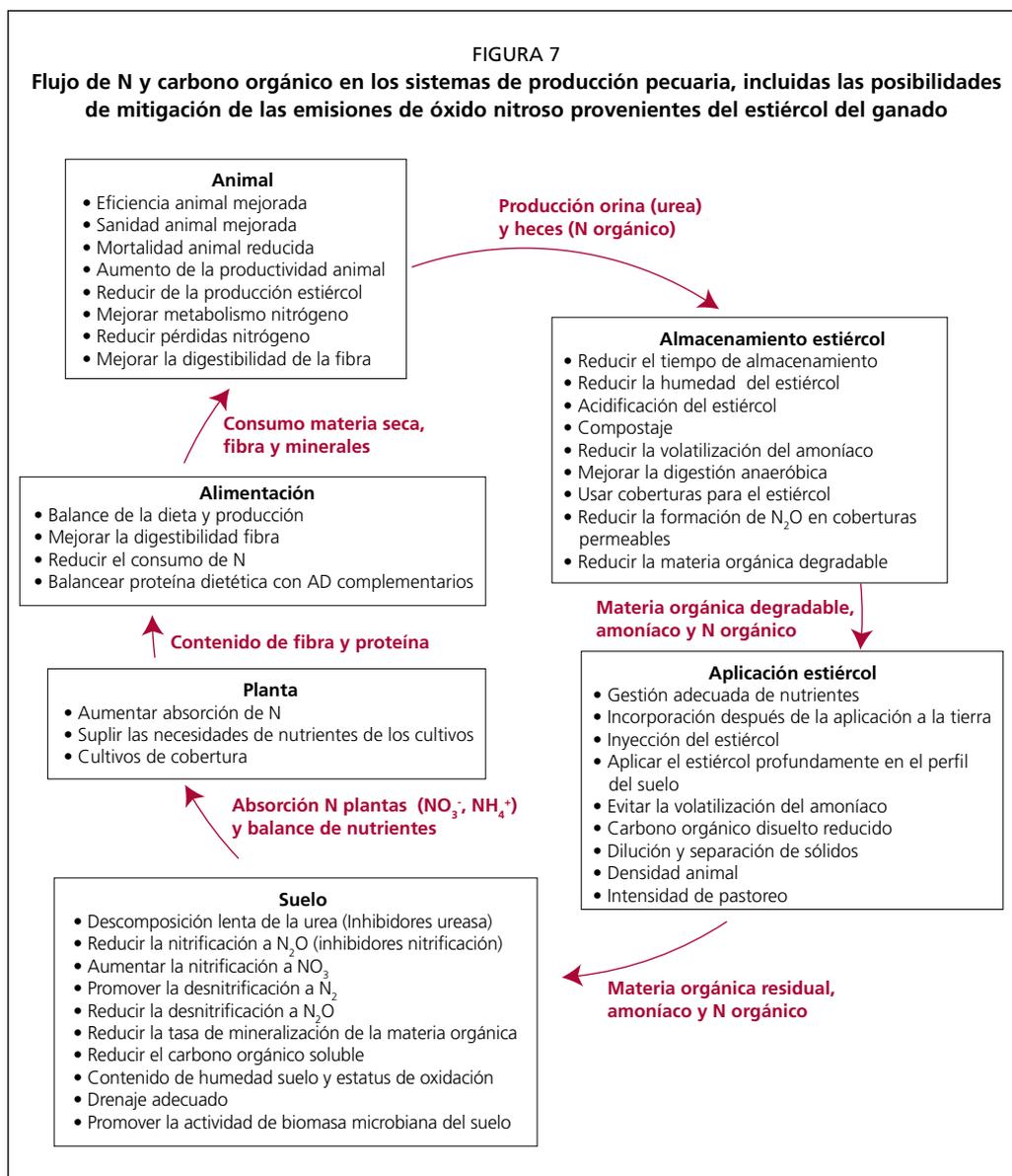
La digestibilidad del N alimenticio es relativamente alta en la mayor parte de los alimentos, por lo que el nitrógeno fecal es principalmente de origen microbiano. Van Soest (1994) señaló que la mayor parte del N fecal es N microbiano indigerido y que las secreciones endógenas contribuyen poco a las pérdidas de N en las heces de los rumiantes. A pesar de que una significativa cantidad de secreciones de proteína ocurren en el tracto digestivo,

²⁰ Discusión adicional relacionada con esta sección se puede encontrar en Fermentación entérica

²¹ Véase Raggio *et al.* (2004); Colmenero y Broderick (2006); y Agle *et al.* (2010a).

²² Véase van der Stelt *et al.* (2008); Agle *et al.* (2010a); y Lee *et al.* (2012a).

²³ Véase Külling *et al.* (2001); Luo *et al.* (2010); y Lee *et al.* (2012a).



al momento en que este N alcanza las heces, ha sido asimilado en su mayor parte como N microbiano (Van Soest, 1994). Las dietas que incrementan los carbohidratos no degradables en el rumen aumentarán la proporción de N microbiano en la materia fecal. Por lo tanto, desde el punto de vista de la sostenibilidad ambiental, la excreción de N urinario es la fuente principal de emisiones de N_2O de los desechos del ganado. El nitrógeno excretado con la orina puede representar más de la mitad de todas las pérdidas de N de las vacas lecheras (Tamminga, 1992).

La urea es el principal compuesto nitrogenado en la orina de los rumiantes. Bristow *et al.* (1992), entre otros, indicaron que el N de la urea representa entre el 60 y el 90 por

ciento del N urinario en los bovinos, con similares proporciones en ovejas y cabras. Otros compuestos nitrogenados de importancia son el ácido hipúrico, la creatinina y catabolitos de bases purínicas, como alantoina, ácido úrico, xantina e hipoxantina. El N orgánico constituye aproximadamente el 90 por ciento del N total de los excrementos de las aves de corral, y sus fuentes principales son el ácido úrico y la urea (Rothrock *et al.*, 2010). La urea también es el principal compuesto nitrogenado en la orina de los cerdos y representa entre el 70 y el 80 por ciento, o aún más, del nitrógeno urinario (Canh *et al.*, 1997), y sus excreciones pueden aumentar considerablemente por el desequilibrio de los aminoácidos (Brown y Cline, 1974). En la orina de vacas lecheras de alto rendimiento, el N ureico representa entre el 60 y el 80 por ciento, o más, del N urinario total (Reynal y Broderick 2005; Vander Pol *et al.* 2008), y aumenta proporcionalmente cuando el nivel y el consumo de PC en la dieta se incrementa (Colmenero y Broderick, 2006). En dietas bajas en proteína, sin embargo, los valores del N de la urea en la orina pueden ser bajos y representan entre el 46 y el 53 por ciento del N urinario total (Hristov *et al.*, 2011c; Lee *et al.*, 2012c). La urea es la fuente principal de pérdidas de N (como NH_3 , nitrato, o N_2O) en el estiércol de los bovinos, de los pequeños rumiantes y de los cerdos. El ácido úrico, a través de la mineralización de la urea, es la fuente principal de pérdidas de N en el estiércol de las aves de corral (Rothrock *et al.*, 2010; Hristov *et al.*, 2011a).

La ureasa es abundante en la materia fecal o en el suelo, y la urea es convertida rápidamente en amonio, si las condiciones ambientales son favorables (temperatura y pH). El N-amonio está fácilmente disponible para las plantas y se puede transformar, en condiciones aeróbicas, en nitrato, que también se encuentra fácilmente disponible (Beegle *et al.*, 2008). Las formas orgánicas de N en el estiércol generalmente no están disponibles para las plantas, a menos que se mineralicen previamente, lo cual es un proceso microbiano complejo influenciado por varios procesos ambientales (Beegle *et al.*, 2008).

Las emisiones de óxido nitroso provenientes del estiércol aplicado al suelo contribuyen considerablemente a las emisiones totales de los GEI de la agricultura (Davidson, 2009). Según algunas mediciones, las emisiones de N_2O de los desechos animales representan entre el 30 y el 50 por ciento de las emisiones globales de N_2O provenientes de la agricultura (Oenema *et al.*, 2005). Según Luo *et al.* (2010), la reducción de las emisiones de N_2O de los sistemas de pastoreo intensivo se puede lograr mediante varias estrategias: (1) el mejoramiento de la eficiencia en el uso del N mediante la reducción del N excretado por los animales en pastoreo; (2) la optimización del manejo del suelo y los insumos nitrogenados; (3) la optimización de las pasturas mediante su renovación; (4) la manipulación de los procesos del ciclo del N mediante aditivos aplicados al suelo; (5) la selección de las plantas y los animales que maximicen la utilización del N; (6) la introducción de cambios en el manejo del pastoreo y de la alimentación.

La volatilización del amoníaco es la principal vía de pérdida de N del estiércol (Harper *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2011b), pérdidas que por lo general representan entre el 30 y el 70 por ciento del contenido de nitrógeno amoniacal del estiércol bovino (Thompson y Meisinger, 2002). Las emisiones de N también pueden ser en forma de gas dinitrogenado (N_2) (Harper *et al.*, 2004). La proporción de N en el estiércol que se pierde como N_2O es relativamente baja, generalmente inferior al 2 o 3 por ciento del N que entra en el estiércol y sólo en pocos trabajos se han registrado niveles del 10 por ciento (de Klein *et al.*, 2001).

Debido a su influencia en la concentración de oxígeno en el suelo, el contenido de agua en el suelo tiene un gran impacto en la producción de N_2O . La actividad desnitrificadora es generalmente baja cuando el contenido de agua en el espacio de los poros está por debajo del 60 por ciento, pero las tasas aumentan en la medida en que el contenido de agua alcanza el punto máximo de saturación (Linn y Doran, 1984). La fracción de N completamente reducida a N_2 también aumenta cuando el contenido de agua del suelo se acerca a su saturación.

La relación entre la volatilización del NH_3 del estiércol y la emisión de N_2O también es compleja porque (1) las emisiones de los dos compuestos se pueden disminuir mediante la manipulación de la dieta o del manejo del estiércol, (2) si una tecnología de mitigación reduce las pérdidas de NH_3 , el N-amonio conservado puede aumentar posteriormente las emisiones de N_2O del suelo (Petersen and Sommer, 2011). De otro lado, las pérdidas gaseosas de N disminuirán la disponibilidad de N para los procesos de nitrificación y desnitrificación y, en consecuencia, la formación de N_2O (EPA, 2010). La producción de emisiones directas de N_2O del estiércol del ganado depende de la composición del estiércol y de la orina, del tipo de bacteria involucrada en el proceso, y de la cantidad de oxígeno y líquido a lo largo de las fases de manejo del estiércol (EPA, 2010).

Contenido de proteína en la dieta

Un completo análisis demostró que la producción de CH_4 por kg de MO digerida disminuye de manera lineal cuando se incrementa la PC en la dieta (CH_4 , g/kg MO digestible = $40,1 - 0,32 \times PC$, porcentaje de MS, $n = 59$ experimentos), es decir, que al bajar la concentración de la proteína en la alimentación, probablemente se incrementará la concentración de carbohidratos fermentables, lo cual a su vez posiblemente aumentará la producción de CH_4 , Sauvant *et al.* (2011). Estas relaciones se deben tener en cuenta cuando se manipule el N en la dieta con el fin de reducir las emisiones de NH_3 y de N_2O a partir del estiércol. La inclusión de fibra en la comida de los animales monogástricos puede cambiar la ruta de la excreción del N, de la orina a las heces y por lo tanto mermar las emisiones de NH_3 y de N_2O del estiércol semilíquido. Estas interacciones pueden ser complejas, y en lo posible, se deberían estudiar sus efectos sobre la emisión de los GEI a nivel de toda la granja. Se debe tener cuidado que la manipulación de la dieta no afecte la producción animal o que las ganancias obtenidas en un nivel del sistema de producción no sean contrarrestadas por las pérdidas en otro nivel, por ejemplo, ganancias en los animales vs. pérdidas en el estiércol (Jarret *et al* 2011; Klevenhusen *et al.*, 2011).

Los efectos de las interacciones en las emisiones de los GEI se han discutido a lo largo de este informe. Esta sección se enfocará en el efecto de la proteína de la dieta sobre las emisiones del N_2O del estiércol. La concentración de PC en la dieta determina en gran medida la concentración del N y puede tener un impacto significativo en las emisiones de N_2O (Cárdenas *et al.*, 2007; Luo *et al.*, 2010). Por lo tanto, el N del estiércol (específicamente el N de la urea en la orina, de disponibilidad inmediata) incrementa las emisiones de los GEI en los suelos enmendados con estiércol.

Los estudios de orina y heces marcadas con ^{15}N , han demostrado que el N urinario es la fuente primaria de amonio en el estiércol de los bovinos, lo que contribuye con el 88- 97 por ciento del $N-NH_3$ emitido dentro de los primeros 10 días de almacenamiento

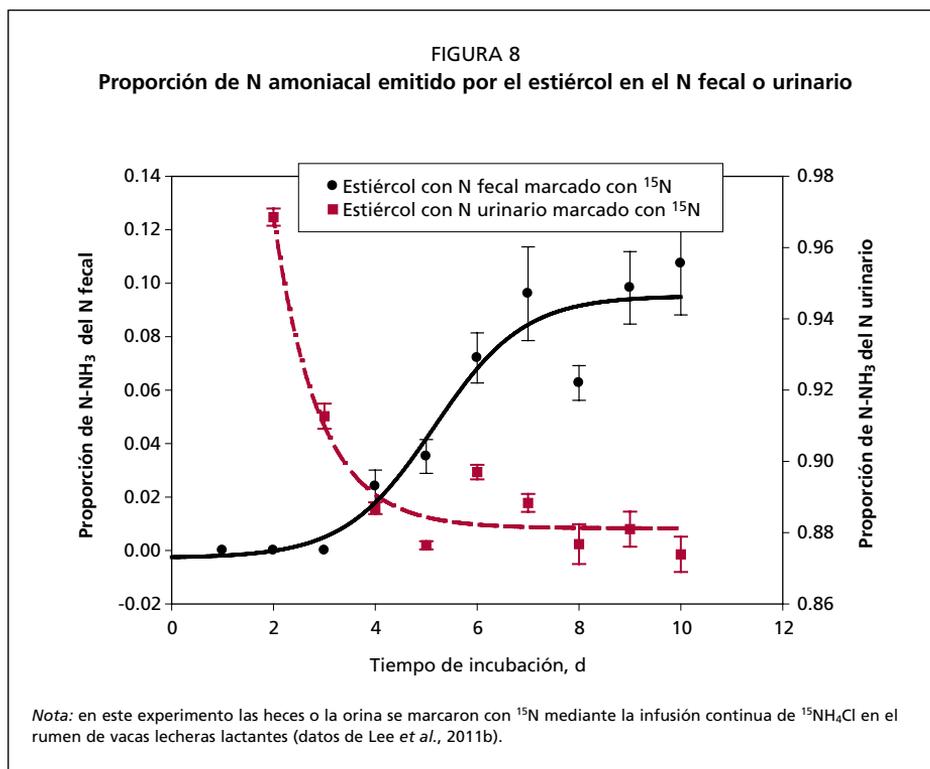
del estiércol (Figura 8). La volatilización del N como NH_3 o NO_x , también puede contribuir indirectamente a las emisiones de N_2O . La mayoría de las pérdidas por volatilización del estiércol se presentan como NH_3 . Aunque también se producen algunas pérdidas pequeñas de NO_x , los estimativos de las pérdidas de N a causa de la volatilización se basan solamente en los factores de pérdida de NH_3 . (EPA, 2010). Como resultado, los parches de orina son una fuente predominante de N_2O en los sistemas de pastoreo (de Klein y Eckard, 2008). El amoníaco volatilizado desde el estiércol se puede depositar de nuevo en el suelo y convertirse eventualmente en N_2O . El nitrato lavado por el suelo y por la escorrentía superficial se puede transformar en N_2O a través de la desnitrificación en el agua (EPA, 2010). De acuerdo a algunos cálculos, el estiércol (tanto el del pastoreo animal como el estiércol bajo manejo) constituye aproximadamente el 17 por ciento (o 6,5 Tg de N) de las fuentes de N_2O en los Estados Unidos de América (Del Grosso *et al.*, 2008). De esta manera, el N del estiércol y el NH_3 volatilizado pueden contribuir directamente a las emisiones de los GEI provenientes de la producción animal.

Diferentes estudios han investigado el efecto de la proteína en la dieta de cerdos y vacunos, sobre las emisiones de N_2O (y de CH_4) provenientes del estiércol y de los suelos modificados con este. Velthof *et al.* (2005) concluyeron que la disminución en el contenido de proteínas en las dietas para cerdos tenía el mayor potencial para reducir simultáneamente las emisiones de NH_3 y de CH_4 , durante el almacenamiento del estiércol y de las emisiones de N_2O provenientes del suelo. Külling *et al.* (2001) reportaron emisiones menores de N_2O durante un almacenamiento simulado de estiércol de vacas lecheras alimentadas con dietas bajas en proteína, pero las emisiones totales de los GEI no resultaron afectadas por el contenido proteico de la dieta (debido a las emisiones elevadas de CH_4 a partir de estiércol con baja proteína).

Los datos referidos al efecto de la proteína presente en la dieta, sobre las emisiones de N_2O provenientes del estiércol no son consistentes, pues se reporta tanto un incremento de las emisiones del N_2O (en instalaciones) como ningún efecto, cuando se habla de las dietas de cerdos (Clark *et al.*, 2005; Philippe *et al.*, 2006) o de vacunos (Arriaga *et al.*, 2010) con un bajo contenido de proteína. Se debe tener presente que las emisiones de CH_4 y de CO_2 del estiércol por unidad de área, se pueden aumentar inmediatamente después de la aplicación de los desechos orgánicos en el suelo (o durante el almacenamiento), debido a esto, se utiliza una tasa de aplicación más alta del estiércol con baja proteína, para cubrir los requerimientos de N de los cultivos (Lee *et al.*, 2012b).

Las dietas con bajo contenido de proteína se formulan para satisfacer o exceder los requerimientos de energía y asegurar la proteína metabolizable (PM) y los AA indispensables para cubrir las necesidades de mantenimiento del animal (Lee *et al.*, 2011a). Las dietas con deficiencias severas de PDR reducen la digestibilidad de la fibra en todo el tracto digestivo de los rumiantes, lo cual puede afectar negativamente la producción, e incrementar la MO en el estiércol y las emisiones de CH_4 . Por otro lado, estos efectos pueden ser contrarrestados por una menor producción de CH_4 entérico, ya que la degradación de la fibra en el rumen se reduce. Dietas severamente deficientes en PDR tendrán un impacto negativo en la síntesis de la proteína microbiana y en la productividad animal y por lo tanto no pueden ser recomendadas como una práctica de mitigación.

Existen numerosos ejemplos en cerdos y aves de corral que ilustran los beneficios de reducir la proteína de la dieta con o sin adición de aminoácidos sintéticos para mermar la pérdida



de N y la emisión de NH_3 del estiércol, mientras se mantiene la productividad y se mejora la eficiencia de la conversión alimenticia (Sutton *et al.*, 1996, 1999; Portejoie *et al.*, 2004; Kes-havarz y Austic, 2006). Cromwell y Coffey (1993) reportaron una disminución que oscilaba entre el 17 y el 23 por ciento, en la excreción de N cuando la proteína de la dieta se reducía 2 unidades porcentuales y se trataba con lisina sintética suplementaria. La investigación de este grupo, indicó que descensos adicionales de 3 a 4 unidades porcentuales en la proteína de la dieta y su enriquecimiento con un cóctel de AA (lisina, metionina, treonina y triptófano) disminuyeron la excreción del N en un 35 por ciento (Carter *et al.*, 1996). Una revisión de literatura en porcinos, señaló que al bajar la proteína de la dieta en todas las fases de alimentación, más el uso de enzimas exógenas (en este caso utilización de fitasa en relación a P-fítico) tuvo un extraordinario impacto medioambiental en Holanda (Lenis y Jongbloed, 1999). Estos autores también concluyeron que dietas para cerdos acidificadas (para bajar el pH en la orina), con bajo contenido de proteína y una inclusión adicional de polisacáridos -diferentes al almidón- pueden reducir considerablemente las emisiones de NH_3 del estiércol. Un resultado similar se encontró en dietas para aves, con una reducción de 1,3 unidades porcentuales en el nivel de la proteína, el contenido de N del estiércol disminuyó un 21 por ciento (Meluzgi *et al.*, 2001). Así mismo, la concentración del N en heces de gallinas ponedoras se redujo un 30 por ciento, cuando a una dieta baja en proteína se le adicionaron lisina y metionina sintéticas (Latshaw y Zhao, 2011). Existe evidencia (ACV y experimental) que al reducir el contenido proteico en la dieta y añadir AA suplementarios se reducen los GEI del estiércol porcino (BALL y Mohn, 2003; Mosnier *et al.*, 2011; Osada *et al.*, 2011).

Taninos en la dieta (solo para rumiantes)

Se prevé una disminución de las emisiones de N_2O en suelos enmendados con estiércol cuando se movilizan las pérdidas de N en la orina a las heces, debido a la menor concentración de N volátil en el estiércol²⁴. Se ha demostrado que los aditivos alimenticios, tales como los taninos, redirigen el N excretado de la orina hacia las heces. Carulla *et al.* (2005) reportaron una reducción del 9,3 por ciento en el N urinario como proporción de la pérdida total de N, y Misselbrook *et al.* (2005) reportaron una disminución del 25 por ciento. Grainger *et al.* (2009a) observaron una reducción que variaba entre el 45 y el 59 por ciento en la excreción del N en la orina, pero también una caída en la secreción de N en la leche entre el 22 y el 30 por ciento.

Como ejemplo, Aguirre *et al.* (2010) observaron una reducción lineal en la excreción de N urinario (frente a un incremento lineal en la excreción de N fecal) al suministrar dietas enriquecidas con un extracto de taninos de quebracho (*Schinopsis balansae* Engl.) a vacas lecheras de alta producción (0 - 1,8 por ciento, base de MS). Las emisiones de amoníaco en el estiércol de las vacas que recibieron los taninos suplementarios fueron de 8 a 49 por ciento más bajas que en las emisiones del estiércol de control. Los taninos también redujeron las emisiones de NH_3 cuando se pusieron directamente al piso del establo (un 20 por ciento) y luego de que un extracto de taninos fuera aplicado al suelo (un 27 por ciento; Powell *et al.*, 2011 a, b).

Son escasos los estudios que han investigado directamente los efectos de los taninos sobre las emisiones de N_2O provenientes de estiércol y del suelo. Hao *et al.* (2011) suministraron taninos condensados de *Acacia mearnsii*, a dietas para vacunos a razón de 25 g/kg MS y monitorearon las emisiones generadas del compost del estiércol durante 217 días. Las emisiones del óxido nítrico que ocurrieron durante los primeros 56 días del compostaje fueron bajas (hasta 0,1 kg N/ton de compost, MS), sin ningún efecto a causa del suministro de taninos. Las emisiones de CH_4 (y de CO_2) tampoco resultaron afectadas por los taninos suplementarios. Los autores especularon que el nivel de los taninos suministrados fue demasiado bajo, o que los taninos formaron un complejo con la proteína durante la excreción en las heces, o que los microbios en el compost fueron capaces de alterar su actividad biológica. Evidentemente, se necesita investigar mucho más para encontrar la relación entre la aplicación de taninos, tanto en la dieta como directamente al estiércol y la emisión de GEI del estiércol, durante el almacenaje o después de su aplicación en el suelo.

Enriquecer la dieta con taninos o con forrajes taníferos, con el fin de movilizar el N de la orina a las heces durante la excreción, tiene como implicación la disponibilidad del N para el crecimiento de las plantas. Fox *et al.* (1990) llevaron a cabo un experimento en un invernadero durante 12 semanas, en el cual estudiaron las tasas de mineralización de las leguminosas afectadas por sus contenidos de polifenoles y de lignina. Al final del experimento, la tasa de mineralización neta fluctuó desde el 11 por ciento para la casia (*Cassia rotundifolia* Pers., var. Wynn) hasta el 47 por ciento para la alfalfa. Hasta la sexta semana hubo una reducción lineal en la tasa de mineralización neta del N con un incremento en la proporción N: lignina+polifenoles de las leguminosas. Los autores concluyeron que la proporción N: lignina+polifenoles es un indicador excelente de la tasa de mineralización durante las

²⁴ Esto dependerá de las condiciones de almacenamiento, si el estiércol se almacena antes de la aplicación.

primeras 12 semanas, luego de incorporarse al suelo. Estos datos y las inferencias a las que llegaron otros autores (Palm y Sánchez, 1991) llevaron a de Klein *et al.* (2010) a concluir que los complejos tanino-proteína pueden ser más resistentes a descomponerse en el suelo.

Se ha reportado una reducción en la tasa de liberación del N en el estiércol de animales alimentados con forrajes que contienen taninos (Powell *et al.*, 1994; Cadisch y Giller, 2001), aunque otras investigaciones no encontraron efecto alguno de los taninos condensados sobre el valor agronómico del estiércol de los vacunos (Hao *et al.*, 2011). Una baja disponibilidad del N en el estiércol puede ser un problema significativo para los sistemas agrícolas que se basan exclusivamente en el uso del estiércol como fuente de N para el crecimiento de las plantas. De hecho, algunas investigaciones han señalado la caída significativa de la producción, cuando se adicionó estiércol con alto contenido de taninos (equivalente a 2,2 ton taninos/ha/año) a lotes de maíz dulce y a rábanos (Ingold *et al.*, 2012). Sin embargo, otros estudios no encontraron efecto alguno de los taninos condensados sobre el valor de fertilización del N, en las heces de ovejas que recibieron una dieta con leguminosas taníferas (Tiemann *et al.*, 2009).

Los taninos pueden tener también otras implicaciones, tales como las de inhibir el desarrollo de los parásitos intestinales en las heces y en los suelos (Niezen *et al.*, 2002). El efecto nutricional de los forrajes taníferos en las dietas de los rumiantes sobre la disponibilidad del N del estiércol en los suelos, y las las consecuentes necesidades para el crecimiento de las plantas, amerita mayor investigación.

Las estrategias para mitigar las emisiones de N₂O generadas en la producción animal, han sido resumidas por de Klein y Eckard (2008). Estos autores discutieron las siguientes estrategias de mitigación:

1. Modificaciones en la dieta: por ejemplo, inclusión de sal, que por su efecto diurético diluye el N en la orina y puede llevar a una reducción entre 5 y 10 por ciento las emisiones de N₂O. Así mismo, la adición de inhibidores de nitrificación, que se liberan lentamente en el bolo y se excretan inalterados en la orina (con un potencial de reducción de N₂O del 30 al 60 por ciento);
2. Selección animal: selección de animales por eficiencia del N, generalmente asociado a un consumo de bajo contenido de N en la dieta y una mayor producción en leche o carne (3 por ciento de reducción en la excreción de N urinario);
3. Reducción del contenido proteico de la dieta: difícil de lograr en sistemas de pastoreo intensivo, debido a las altas tasas de aplicación del N y a la baja eficiencia de utilización del N por el animal (10 a 45 por ciento como potencial de reducción en la excreción del N urinario; ver siguiente discusión);
4. Taninos en la dieta (como suplemento alimenticio o el uso de forrajes altos en taninos): mueve la excreción de N de la orina a las heces (hasta el 60 por ciento de reducción en la excreción de N urinario; ver discusión relacionada bajo Fermentación Entérica);
5. Manejo de los fertilizantes: tasa, fuente y época de la aplicación del fertilizante (en relación con la humedad del suelo²⁵ y las condiciones de temperatura), son factores críticos para reducir las emisiones de N₂O del suelo (un potencial de reducción del N₂O del 2 al 13 por ciento);

²⁵ La humedad del suelo es un factor importante en los procesos de nitrificación-desnitrificación; Maag y Vinther (1996)

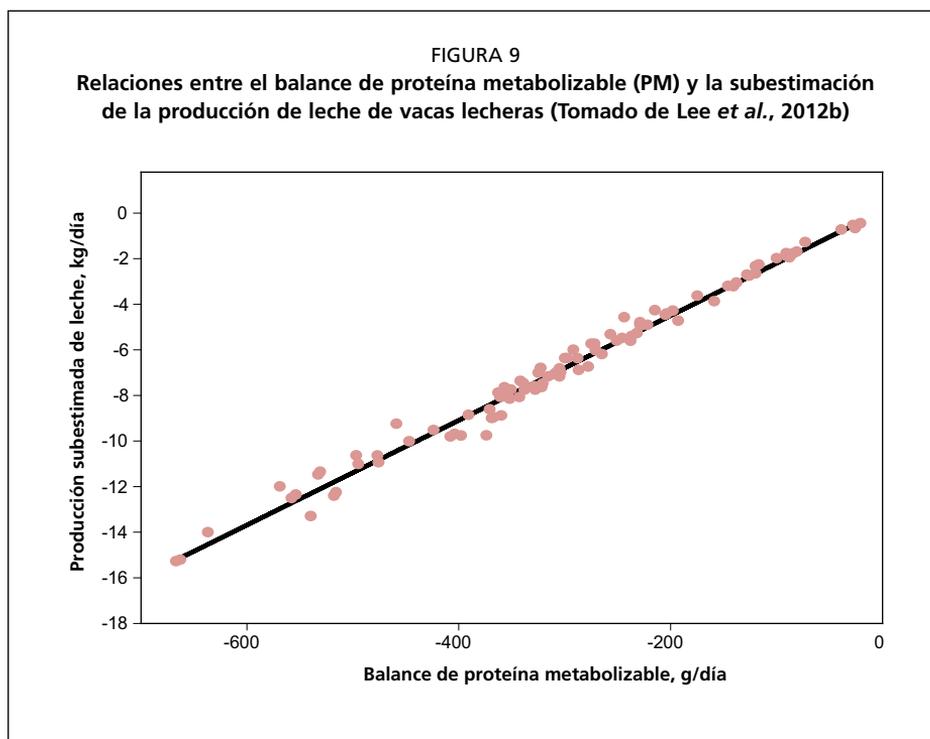
6. Inhibidores de la nitrificación: la aplicación directa de los inhibidores de la nitrificación en el suelo presenta un potencial significativo para reducir las emisiones de N_2O que resultan de la deposición de la orina (ver discusión adicional bajo Estiércol y Gestión del Estiércol);
7. Manejo del efluente (aplicable a estiércol almacenado): la época y el método de aplicación son fundamentales para reducir las emisiones de N_2O (un potencial del 50 por ciento en la reducción de N_2O ; ver discusión relacionada bajo Estiércol y Gestión del Estiércol);
8. Reducción del pastoreo en épocas húmedas (en relación al papel fundamental de la humedad del suelo en los procesos de nitrificación-desnitrificación (un potencial de reducción del N_2O entre el 7 y el 11 por ciento);
9. Irrigación y drenaje; de nuevo relacionado con la humedad del suelo (un potencial de reducción del N_2O de hasta el 60 por ciento);
10. Ingeniería genética o selección, para mejorar la utilización del N del suelo por los forrajes (por ejemplo, sistemas radiculares más profundos, liberación de inhibidores naturales de nitrificación por las plantas) o mejorar la eficiencia de la conversión alimenticia del N por el animal;
11. Intervención física de los animales, es decir esparcir mucho más la orina en los sistemas de pastoreo.

De Klein y Eckard (2008) concluyeron que la mitigación del N_2O se debería considerar como parte de un enfoque integral, que mejorara la eficiencia del ciclo del N en los sistemas de producción animal. Una atención particular se debería dar a optimizar la utilización del N animal, reduciendo de este modo la excreción del nitrógeno urinario para sistema suelo-planta. De acuerdo a estos autores, las tecnologías actuales podrían suministrar hasta el 50 por ciento de reducción en las emisiones de N_2O en un sistema de estabulación animal, pero solo hasta el 15 por ciento en un sistema de pastoreo.

Como ya se ha señalado previamente, una importante posibilidad para reducir las emisiones de N_2O del estiércol animal, es mantener el contenido proteico de la dieta cercano a los requerimientos del animal. Estudios con cerdos, aves, novillos de engorde y vacas lecheras, han demostrado de manera consistente que una reducción en la proteína da como resultado una reducción en la pérdida de N en la excreta, lo cual disminuye las emisiones de NH_3 y potencialmente del N_2O provenientes del estiércol²⁶. Van Soest (1994) afirmó que la concentración mínima de PC en la dieta de rumiantes es de 6 a 8 por ciento (MS). Sin embargo, en vacas lecheras de alta producción estas concentraciones son demasiado bajas para mantener la producción. Se ha documentado que al reducir la proteína de la dieta en vacas lactantes se puede deprimir el consumo de MS y por consiguiente, disminuir la producción de leche (Firkins *et al.*, 2006; Lee *et al.*, 2011a).

En los sistemas de alimentación en que es posible controlar cuidadosamente el consumo de alimento y la composición de la dieta (alimentación con RTM), la reducción de la PC por debajo de los requerimientos de PM en las dietas de vacas lecheras (NRC, 2001) tiene un gran impacto en el aumento de la eficiencia del N en la leche (ENL, es decir, N proteína de la leche ÷ N del alimento) y reduce las pérdidas de N de la urea urinaria y las emisiones de NH_3 del estiércol (Hristov *et al.*, 2011a). En los sistemas de producción de leche la ENL varía

²⁶ Ver Sutton *et al.* (1999); Velthof *et al.* (2005); Kerr *et al.* (2006); e Hristov *et al.* (2011a).



en gran medida entre vacas o entre hatos (la eficiencia de la utilización del N importado, es decir, exportaciones totales de N ÷ importaciones totales de N, en toda la granja, varía entre el 25 y el 64 por ciento en hatos lecheros grandes; Hristov *et al.*, 2006) y puede ser utilizada como “referencia” de la eficiencia del sistema total de producción o como un indicador del rendimiento y herramienta de políticas para los sistemas de producción lechera (Powell *et al.*, 2010).

Los experimentos con vacas de alta producción han demostrado que algunos modelos de alimentación (P.ej., NRC, 2001) pueden predecir valores inferiores de producción de leche cuando se suministran dietas con deficiente contenido de PM (Figura 9). Esta subestimación observada en varios experimentos, se podría originar en la estimación inexacta de la PDR del alimento y posiblemente en la sobreestimación de este requerimiento, lo mismo que en la falta de observación de los mecanismos fisiológicos como el reciclaje de la urea (Huhtanen e Histrov, 2009) y la relación no lineal (beneficios restrictivos) que mejora la eficiencia de la conversión de PM en proteína de la leche (es decir, ENL) cuando las dietas llegan a ser cada vez más deficientes en PM (Lapierre *et al.*, 2007). Como lo reportaron Reynolds y Kristensen (2008), la fracción de la producción total de urea que se devuelve al tracto digestivo decrece en forma lineal cuando se incrementa el contenido de PC en la dieta. Claramente, el retorno de la urea al tracto digestivo es una fuente de gran potencial de N para el rumen, pero la recuperación neta como N microbiano es mucho más difícil de evaluar a causa de las interacciones con las fuentes energéticas de la dieta.

Se debe proceder con cautela al formular dietas deficientes en PM para vacas lecheras de alta producción o para vacunos en crecimiento. Røjen *et al.* (2011) y Røjen y Kristensen

(2012), por ejemplo, mostraron que el incremento en el porcentaje de extracción del N a partir de la urea en el rumen, con dietas bajas en proteína, fue parcialmente contrarrestado por la disminución en las concentraciones de la urea en la sangre. Sin embargo, el reciclaje de la urea es un mecanismo subutilizado, no obstante su potencial para reducir el suministro de proteína en las dietas de los rumiantes sin arriesgar la producción, y por lo tanto disminuyendo las emisiones de NH_3 y de N_2O del estiércol.

Las vacas lecheras se pueden alimentar con diferentes concentraciones de proteína a lo largo de la lactancia, ajustando los requerimientos nutricionales del N y disminuyendo sus pérdidas. Wu y Satter (2000) demostraron que al rebajar el contenido de PC en la dieta alrededor de la semana 30 de lactancia (de 17,5 a 16 por ciento, base MS), se podía reducir la pérdida de N en el estiércol, manteniendo la producción de leche e incrementando la rentabilidad, en comparación con un suministro constante entre el 17,4 y 17,9 por ciento de PC. La información obtenida en 12 hatos lecheros de Pensilvania (Hristov *et al.*, 2012b) demostró que al reducir la PC de la dieta en una unidad porcentual (verificado a través de un período de dos años, con muestreos minuciosos del alimento y de la RTM) se incrementó el ingreso sobre el costo de la ración, en promedio 0,63 USD por cada 45,45 kg de leche (información del 2009-2010). Las recomendaciones para reducir la proteína en el alimento se deben acompañar con un claro mensaje, que especifique que las dietas con bajo contenido de proteína deben ser bien balanceadas para todos los otros nutrientes, específicamente la energía, de manera tal que la producción animal no resulte afectada negativamente. Un estricto control diario de la composición del forraje y de la preparación de la dieta es mucho más fácil de realizar en condiciones experimentales que en los hatos comerciales; y este es un factor muy importante a considerar, tanto por la academia como por los consultores en nutrición, cuando las dietas suministran nutrientes aproximados a los requerimientos del animal. Similar a lo que sucede en las vacas lecheras, la proteína de la dieta se puede reducir de forma segura en ciertas fases de producción del ganado de carne sin afectar las tasas de crecimiento, y disminuyendo drásticamente la pérdida de N. Cole *et al.* (2006) reportaron que el comportamiento de lotes de novillos en corrales de engorde alimentados con dietas que tenían un porcentaje constante de PC de 11,5 no se diferenció de aquellos alimentados con un porcentaje de PC de 13. La PC suministrada en lotes uniformes de manejo, redujo la excreción de N en novillos entre el 1,5 y el 3,8 kg/animal y las pérdidas por volatilización entre el 3 y el 5 kg/animal. De igual manera, Erickson y Klopfenstein (2010) suministraron PC a ganado de carne de acuerdo al estándar de la industria (13 por ciento) o menos (de 12,1 a 10,9; según la fase de manejo). Los animales en este caso excretaron de 12 a 21 por ciento menos de N y las pérdidas por volatilización en el lote de engorde se redujeron entre el 15 y el 33 por ciento. En estos experimentos, un enfoque simple de manejo, tal como aumentar la frecuencia de la limpieza del corral, mermó la volatilización del N entre el 19 y el 44 por ciento e incrementó el N en el estiércol entre el 26 y el 41 por ciento. Estas estrategias no solo tuvieron un impacto ambiental significativo, sino que redujeron los costos por unidad de producto.

Un factor que necesita ser considerado en las dietas con baja proteína, es la degradación de la fibra en el rumen y su digestibilidad en todo el tracto digestivo. Un metaanálisis de Huhtanen *et al.* (2009a) mostró que la PC de la dieta fue el único factor nutricional (de los factores estudiados en este análisis) que estuvo relacionado positivamente a la diges-

tibilidad de la FDN en vacas lecheras. Por lo tanto, la reducción de la proteína en la dieta no debe llegar al grado en que la PDR y el NH_3 resulten deficientes y la degradación de la fibra se vea afectada.

Las bacterias celulolíticas del rumen, tales como *Fibrobacter succinogenes*, *Ruminococcus albus* y *R. flavefaciens*, requieren un cierto nivel de N degradable (especialmente N- NH_3) para fermentar efectivamente los carbohidratos en el rumen (Atasoglu *et al.*, 2001). Si el NH_3 y la PDR son severamente deficientes, la digestibilidad total de la fibra en el tracto digestivo se reduce (Lee *et al.*, 2011a; Aschemann *et al.*, 2012), y la excreción fecal o la fibra fermentable pueden aumentar, lo cual puede estimular la producción de CH_4 en el estiércol. Disminuir la degradación de la fibra puede también reducir el consumo de MS como resultado de un tracto digestivo lleno (Mertens, 1994), lo cual lleva a mermar la productividad. Es importante señalar que esto puede ocurrir solamente cuando la degradación de la fibra en el rumen se reduce. En vacas lecheras, por ejemplo, la PC de la dieta se puede bajar sin peligro alrededor del 16 por ciento (del 17 al 18 por ciento es usado comúnmente en los Estados Unidos de América; Hristov *et al.*, 2006) sin un impacto significativo en la digestibilidad de la fibra (Colmenero y Broderick, 2006).

Utilizando modelos mecanicistas, Dijkstra *et al.* (2011b) concluyeron que las opciones de mitigación del N de la dieta a nivel animal, para reducir la excreción del N urinario pueden dar como resultado una emisión elevada de CH_4 entérico (por kg de leche corregida por grasa y proteína LCGP). En su simulación, con dietas a base de gramíneas ensiladas para vacas lecheras, estos autores calcularon que la emisión esperada del CH_4 se podía incrementar 0,33 g por cada g reducido de N urinario (estos autores señalaron sin embargo, una gran variación en la predicción). Esto implica que la reducción en la emisión del N_2O , después de la aplicación de estiércol con un contenido reducido de N, puede ser parcialmente contrarrestada por una producción incrementada de CH_4 entérico. Si la degradación ruminal de la fibra se afecta debido a una deficiencia de NH_3 o de la PDR, se puede aumentar entonces la emisión de CH_4 en el estiércol; este no es el caso cuando se reduce únicamente el N en el estiércol (debido a una reducción de N en la dieta) sin afectar la función del rumen o la disponibilidad de un sustrato fermentable en el estiércol. Dentro de estos límites, el N *per se* no parece afectarse por la fermentación microbiana y la producción del CH_4 del estiércol, como lo han demostrado Lee *et al.* (2012a).

En algunos sistemas de producción, las dietas para rumiantes son a menudo deficientes en N fermentable (es decir la PDR), lo que limita la función del rumen en ciertas épocas del año (estación seca) y los animales pueden entonces consumir un exceso de PDR durante la estación de lluvias (Preston y Leng, 1984, 1986). En estas condiciones, el balance de los nutrientes en el rumen para maximizar la producción de la proteína microbiana y la degradación de la fibra, puede ser difícil de lograr. La complementación estratégica (ver Opciones de mitigación para los sistemas de producción basados en alimentos de baja calidad) o un mejor balance de nutrientes en la dieta (ver Alimentación de precisión y análisis de los alimentos) cuando se dispone de suficientes pastos de buena calidad, son claves para maximizar la productividad animal y minimizar las emisiones de CH_4 entérico de la ganadería en países en vías de desarrollo.

Se ha demostrado que cuando las dietas son deficientes en proteína y en AA, los cerdos y la aves de corral disminuyen el consumo, (Henry, 1985; Picard *et al.*, 1993), situación que

se debe evitar para mantener una producción eficiente. Henry (1985) afirmó que tanto el consumo de alimento como la tasa de crecimiento en cerdos se redujó como resultado de una deficiencia severa de AA limitantes en la dieta o por el suministro excesivo de proteína total o de algunos AA esenciales. Las deficiencias de los AA principales también pueden incrementar las pérdidas de N urinario en cerdos, como lo demostraron Brown y Cline (1974). La adición de aminoácidos sintéticos a dietas bajas en proteína puede aliviar los efectos indeseables sobre el consumo de alimento. Los cerdos en crecimiento alimentados con dietas con 14 por ciento de proteína que contenían una adición de 0,73 por ciento de lisina, presentaron una tasa de crecimiento y un nivel de consumo similar a cerdos alimentados con una dieta con 16 por ciento de proteína y 0,77 por ciento de Lisina (Baker *et al.*, 1975). Yen y Veum (1982) obtuvieron resultados análogos cuando observaron el consumo de alimento y la GDP en cerdos en crecimiento alimentados con dietas deficientes en proteína (13 por ciento de PC), adicionadas con lisina y triptófano, encontrando resultados similares en cerdos alimentados con dietas con un 16 por ciento de PC.

Las dietas con exceso de proteína también pueden disminuir el consumo de alimento; existe suficiente evidencia que concentraciones elevadas de AA en el plasma sanguíneo, que no pueden ser utilizadas para la síntesis de proteína, deprimen el consumo alimenticio en ratas y en animales monogástricos de granja (Peng y Harper, 1970; Henry, 1985). Las dietas con proteína deficiente para vacas lecheras pueden reducir el consumo de alimento, su producción de leche y la concentración de proteína en la leche (Lee *et al.*, 2012 b,c). Tales efectos dan como resultado emisiones incrementadas de los GEI por unidad de leche, lo que contrarresta la reducción potencial del NH₃ y el N₂O en el estiércol debido a una reducida excreción del N urinario.

De manera similar a lo que sucede con monogástricos, la adición de AA protegidos a la degradación en el rumen (lisina, metionina e histidina), en dietas para vacas de alta producción, incrementan el consumo de MS y la producción de leche (Lee *et al.*, 2012c). En algunos casos, las concentraciones extremadamente bajas de proteína en dietas de vacas lecheras, no parecen afectar la producción de leche, aunque se reducen tanto la digestibilidad de los nutrientes como la síntesis de la proteína microbiana en el rumen (Aschemann *et al.*, 2012). Estos resultados, no obstante, se deben interpretar en el contexto del nivel de producción de la leche, en el diseño experimental (específicamente en la duración de las pruebas) y en el suministro de PM con relación a los requerimientos del animal.

Los efectos de la PM – y la deficiencia de AA – sobre la producción lechera pueden no ser evidentes a corto plazo, es decir en experimentos de diseño cruzado, debido a la movilización de las reservas corporales de las vacas. Un ejemplo de esto, es el estudio de Lee *et al.* (2012c), el cual demostró que la histidina es un AA limitante en vacas lecheras de alta producción, alimentadas con una dieta deficiente en PM. En este estudio, la concentración de histidina en la sangre fue alrededor de 50 por ciento más baja en las dietas deficientes en PM que en las dietas con un contenido adecuado de PM; y el suministro de histidina, protegida de la degradación en el rumen, en adición de lisina y metionina, eliminó la caída de la producción de leche observada en las dietas con deficiente PM. Sin embargo, en un estudio paralelo, utilizando un diseño de cuadrado latino, la producción de leche y las concentraciones de histidina en el plasma no se afectaron por deficiencias similares en PM (Lee *et al.*, 2011c). En los análisis de estos datos, Lee *et al.* (2012c) señalaron que los dipéptidos



Fotografía 8

Estabulado libre en una granja lechera en el occidente de los Estados Unidos de América

(carnosina, anserina) almacenados en el tejido muscular pueden servir como fuentes de histidina (Lapierre *et al.*, 2008) y, por lo tanto, la deficiencia de este AA no se evidencia en experimentos de corto término. En el estudio de Aschemann *et al.* (2012), en el cual la PC de la dieta fue tan baja como un 12 por ciento, el consumo de las vacas fue restringido y el efecto importante de la PC sobre la ingestión de MS no se pudo demostrar (Lee *et al.*, 2011, Picard *et al.*, 1993).

En general, un suministro de proteína cercano a los requerimientos nutricionales del animal, que incluya las variaciones en la concentración de la proteína para cada fase productiva, es una práctica eficaz que se puede recomendar para reducir las emisiones de NH₃ y de N₂O del estiércol. Las dietas para ruminantes con bajo nivel de proteína se deben balancear para la PDR con el fin de no afectar la síntesis de proteína microbiana ni la degradación de la fibra en el rumen. Además, en las dietas para todos los animales se deben balancear los AA en, evitando así una depresión en el consumo de los alimentos y una disminución de la productividad.

Manipulación de la dieta

Al alimentar las vacas lecheras con dietas de bajo contenido proteico, se reduce drásticamente la proporción urinaria, particularmente del nitrógeno de la urea urinaria (más del 50 por ciento) en las excreciones de los animales (Misselbrook *et al.*, 2005a; Colmenero y Broderick, 2006), alcanzando valores alrededor o por debajo del 19 por ciento de reducción, en vacas lecheras alimentadas con dietas que suplen un nivel de PM inferior a un 15 por ciento de los requerimientos del NRC (2001), (Lee *et al.*, 2011a; Lee *et al.*, 2012b).

Otros autores han demostrado que la reducción de PC en la dieta puede disminuir tanto las emisiones de CH₄ y de N₂O del estiércol almacenado (P. ej., Atakora *et al.*, 2011a, 2011b; Osada *et al.*, 2011) como las emisiones posteriores a su aplicación en los suelos (Velthof *et al.* 2005). La disminución de las emisiones de los suelos enmendados con estiércol no está completamente sustentada con datos, a causa de la gran variedad en las condiciones del suelo. En sistemas de manejo con pastoreo intensivo, al complementar la dieta de pastos

con productos bajos en N, como el maíz o los ensilajes de granos pequeños que generalmente reducirán la concentración del N, se pueden reducir las pérdidas de N urinario y, en consecuencia, las emisiones de NH_3 y de N_2O en el estiércol y en el suelo (entre el 8 y el 36 por ciento; de Klein y Monaghan, 2011). En algunos sistemas, sin embargo, esta reducción puede ser de menor magnitud (Velthof *et al.*, 2009), o aún se puede incrementar el total de las emisiones de los GEI (Beukes *et al.*, 2010), quizás debido a una mayor utilización de fertilizantes sintéticos en el cultivo de los cereales de ensilaje.

La manipulación de la dieta o de los aditivos en la alimentación, puede también reducir las emisiones de los GEI del estiércol de cerdos y aves. Philippe *et al.* (2009) demostraron que una dieta alta en fibra para cerdas con alimentación restringida podía reducir tanto las emisiones de CH_4 como las de N_2O de las instalaciones. Wu-Haan *et al.* (2007) encontraron que la adición de zeolita a dietas con baja proteína para gallinas ponedoras podía reducir las emisiones de CH_4 del estiércol cuando se comparaba con el estiércol de gallinas que habían recibido dietas no tratadas. La adición de timol en la dieta de cerdas, redujo las emisiones de CH_4 del estiércol hasta en un 93 por ciento (Varel y Wells, 2007). De manera similar a lo que sucede en novillos de engorde, el manejo de grupos de alimentación en cerdos y aves, permite a los productores ajustar mucho mejor los nutrientes a los requerimientos nutricionales variables durante el crecimiento y por lo tanto reducir fuertemente la excreción de nutrientes en el estiércol. Las enzimas exógenas tales como la fitasa, no solo elevan considerablemente la utilización del P-fitato en monogástricos, sino que también mejoran la digestibilidad de la proteína y reducen la excreción de N en el estiércol. Los comederos tipo “seco/húmedo” para cerdos y aves, han demostrado incrementar la eficiencia al reducir la cantidad de alimento requerido para lograr la ganancia de peso deseada (Pennsylvania State University Extension; <http://extension.psu.edu/aec/factsheets/greenhouse-swine-and-poultry>, acceso en febrero de 2013).

La eficiencia nutricional se puede lograr también a nivel del campo. Rochette *et al.* (2004), Sauer *et al.* (2009), Jarecki *et al.* (2009) y Meade *et al.* (2011), demostraron que al aplicar N de manera sincronizada con las demandas de los cultivos, se puede disminuir las emisiones de N_2O . La utilización de los cultivos de cobertura en terrenos agrícolas en descanso, puede mantener el N de manera que no se pierda fácilmente por desnitrificación (Sauer *et al.*, 2009).

En conclusión, una reducción en la digestibilidad de los nutrientes de la dieta puede derivar en un incremento de la concentración de MO en el estiércol, lo cual puede aumentar las emisiones de CH_4 . Se debe evitar el exceso de proteína en la alimentación, ya que esto probablemente incrementará las emisiones de N_2O del estiércol, posteriormente a su aplicación en el campo. También es preciso evitar, la sobrealimentación con proteína, con el fin de mermar la emisión de NH_3 en el estiércol. Aunque el NH_3 no es propiamente un GEI, se considera como un contaminante del aire que contribuye a la eutroficación del agua, a la formación de partículas finas de materia ($\text{PM}_{2.5}$) y a la acidificación del suelo. El amoníaco se puede convertir en fuente indirecta de los GEI al transformarse en N_2O después de la deposición.

Estabulación

Las estructuras utilizadas alrededor del mundo para estabular animales de granja no afectan directamente los procesos que generan emisiones de NH_3 y de CH_4 ; sin embargo, el

tipo de construcción utilizada determina el método empleado para almacenar y procesar el estiércol y eventualmente las camas. De esta manera, el diseño del establo puede tener un impacto directo significativo en las emisiones del NH_3 y del CH_4 del estiércol animal.

Los sistemas de alojamiento con pisos sólidos que utilizan heno o paja para las camas, acumulan estiércol con un mayor contenido de MS, que por lo general se almacena en pilas donde se crean las condiciones conducentes a la nitrificación y desnitrificación, lo que produce mayores emisiones de N_2O . Külling *et al.* (2001, 2003) compararon el estiércol líquido con sistemas que manejan estiércol apilado, y los resultados indicaron que los sistemas de manejo del estiércol de corral y los de camas profundas tendían a producir mayores emisiones de N_2O que los sistemas a base de estiércol líquido. En estos estudios fue difícil determinar las diferencias cuantitativas de las emisiones de N_2O de los sistemas evaluados, ya que el contenido proteico en la dieta y las emisiones de NH_3 también variaron. Las mayores emisiones de CH_4 fueron reportadas para el estiércol de corral, seguido por el estiércol líquido y la cama profunda.

Amon *et al.* (2001) compararon compost apilado anaeróbicamente y estiércol semilíquido y encontraron que el compost apilado generaba emisiones más altas de NH_3 y que la mayoría de las pérdidas ocurrían al voltear el estiércol para airearlo. Estos autores descubrieron emisiones mucho más altas de N_2O y de CH_4 provenientes del estiércol apilado anaeróbicamente y ninguna diferencia significativa entre los sistemas con base en estiércol semilíquido o de cama profunda.

Los sistemas de alojamiento con piso de rejilla acumulan estiércol en forma líquida, el cual generalmente se almacena por períodos de tiempo más prolongados, lo cual tiende a incrementar la producción de CH_4 y a reducir la producción de N_2O .

Hassouna *et al.* (2010) estudiaron las emisiones gaseosas de los establos de vacunos en Francia y hallaron las mayores emisiones de N_2O en los establos con camas a base de paja y con sistemas de manejo del estiércol sólido al compararlos con los sistemas de manejo del estiércol líquido. Las emisiones de óxido nitroso se detectaron solamente en dos de los 14 sistemas estudiados con manejo de estiércol líquido. La misma investigación encontró diferencias más pequeñas entre las emisiones de CH_4 provenientes de los edificios que utilizaron sistemas de manejo de estiércol sólido y camas de paja o sistemas de estiércol líquido. Este resultado fue atribuido a la dificultad de distinguir entre las emisiones de CH_4 entérico y las emisiones provenientes del estiércol, ya que el primero, comprende la mayor parte del CH_4 emitido desde las instalaciones estudiadas.

Hristov *et al.* (2012b) investigaron los efectos del manejo del estiércol en el suelo del establo sobre las emisiones de CH_4 , de N_2O , y de CO_2 en 12 granjas lecheras comerciales de Pensilvania. Las granjas lecheras participantes en el estudio tenían los siguientes sistemas de manejo del estiércol: lavado (lavaban el estiércol dos veces al día), dos tipos de raspado (el estiércol era raspado diariamente) y flujo por gravedad (el estiércol se acumulaba debajo del edificio y removía varias veces durante el año). Las emisiones de NH_3 de los pisos del establo fueron considerablemente menores para los sistemas de manejo con lavado del estiércol (en promedio $167 \text{ mg/m}^2/\text{h}$) y las más altas para los sistemas con flujo por gravedad ($426 \text{ mg/m}^2/\text{h}$). Las emisiones de metano en el sistema con lavado fueron también las menores ($37 \text{ mg/m}^2/\text{h}$) y mucho más altas para el sistema con flujo por gravedad ($1216 \text{ mg/m}^2/\text{h}$). Las emisiones de dióxido de carbono no presentaron diferencias entre los sistemas

de manejo del estiércol (con un rango entre 2 000 a 7 000 mg/m²/h), y por último, las emisiones de N₂O fueron insignificantes en todos los sistemas. Este estudio demostró que las emisiones de NH₃ y particularmente las de CH₄ provenientes del estiércol son mucho más altas en los establos de las granjas lecheras donde el estiércol se almacena por períodos prolongados de tiempo que en los establos donde el estiércol se remueve a diario.

En rumiantes, sin embargo, el animal es la fuente principal de los GEI y el diseño del establo y el sistema de manejo del estiércol dentro de las instalaciones pecuarias, tienen por lo general un menor efecto en las emisiones de CH₄, con emisiones insignificantes de N₂O provenientes del estiércol almacenado. En Alemania, por ejemplo, Jungbluth *et al.* (2001), reportaron emisiones de 223 g de CH₄, 6,5 kg de CO₂, y solamente 1.6 g de N₂O por unidad animal/día (1 UA = 500 kg PV) provenientes de vacas lecheras en estabulación libre.

Existe un gran número de investigaciones acerca del efecto de la estabulación sobre las emisiones de NH₃ provenientes del manejo de cerdos. La cantidad de estiércol almacenado bajo el piso no tiene impacto significativo sobre las emisiones de NH₃. La liberación de NH₃ es proporcional al área de la superficie de estiércol, y no al volumen (Ni *et al.*, 1999).

La alimentación continua de los pozos de estiércol en las explotaciones porcinas, afecta el volumen de aire del pozo, encima del estiércol. Este cambio puede influenciar los patrones de flujo de aire dentro de los pozos. El tipo de piso en los alojamientos para cerdos tiene alguna influencia sobre la concentración del NH₃ en el aire de las instalaciones. En granjas porcinas con pisos sólidos (38 por ciento) o con ranura (62 por ciento) sobre pozos de almacenamiento del estiércol, aproximadamente un tercio de las emisiones del NH₃ se originaron en el piso con ranuras y dos tercios en los pozos ubicados por debajo del piso (es decir 60-70 por ciento de los pozos; Hoeskma *et al.*, 1992). Otro estudio reportó que en corrales con el 25 por ciento y el 50 por ciento de los pisos con ranura, el 40 por ciento y el 23 por ciento de las emisiones de NH₃ respectivamente, se originaron desde las ranuras (Aarnink *et al.*, 1996).

La superficie del estiércol en estas instalaciones afecta las emisiones de NH₃ (Hesse, 1994; Aarnink *et al.*, 1996; Jungbluth y Büscher, 1996). Se ha demostrado que existe una relación lineal positiva entre un estado continuo de emisiones de NH₃ y el área del piso contaminada, ya que esta contaminación incrementa la superficie del estiércol (Hesse, 1994, Ni *et al.*, 1999). Una alta contaminación del piso se relaciona con el peso de los cerdos y con la temperatura al interior (Hoeskma *et al.*, 1992; Ni *et al.*, 1999). En el verano las áreas más grandes se ensucian mucho más que en el invierno (Voermans y Hendriks, 1995). La tasa de ventilación y la temperatura interna del aire influyen con mayor intensidad en la liberación del NH₃ cuando los pisos tienen altas tasas de contaminación (Ni *et al.*, 1999).

En la mayoría de las explotaciones pecuarias, la superficie del estiércol está influenciada por la actividad animal y con una capa superficial que se renueva mediante la excreción, la orina u otras perturbaciones físicas, tanto en pisos como en pozos. Philippe *et al.* (2007) compararon las emisiones de los GEI provenientes de cerdos de engorde alojados tanto en pisos de concreto con ranuras como en camas profundas de paja. Los cerdos engordados en camas profundas liberaron aproximadamente un 20 por ciento más de los GEI que aquellos engordados en pisos con ranuras (6,2 y 13,1 g/cerdo/día para NH₃; 0,54 y 1,11 g/cerdo/día para N₂O; 16,3 y 16,0 g/cerdo/día para CH₄, respectivamente).

El tipo de establo también determina la factibilidad de utilizar la digestión anaeróbica o el compostaje para tratar el estiércol con los efectos asociados a las emisiones de los

GEl diferentes al CO₂. Como lo describió la AIEA (2008), el tipo de establo utilizado en Asia, facilita diferentes estrategias para el tratamiento del estiércol, dependiendo de los recursos monetarios del productor. Los sistemas de alojamiento utilizados por pequeños productores con limitados recursos de capital, tienen por lo general pisos de concreto que proporcionan opciones limitadas para el tratamiento del estiércol. Una alternativa popular para estos productores, es la digestión anaeróbica de los desechos de origen animal y de la vivienda, normalmente apoyada por programas gubernamentales. Los productores grandes y medianos, con mayor acceso al capital de inversión, han especializado su producción en función de los mercados cercanos, y generalmente utilizan pisos con ranuras para levantar los animales, lo que les permite recolectar el estiércol para un tratamiento posterior a través de la separación de los sólidos y de la digestión anaeróbica.

Los sistemas de alojamiento en recintos cerrados, proporcionan oportunidades adicionales dentro la estructura, para mitigar las emisiones de N₂O y de CH₄ del estiércol y de la fermentación entérica. En Europa y Norteamérica se recolectan los gases temporalmente dentro de estructuras mecánicamente ventiladas, lo cual proporciona diferentes posibilidades para tratar estos gases, como la de evacuarlos por medio de corrientes de escape, a través de la filtración o la depuración como se discute en la siguiente sección. Una tecnología de mitigación interesante utiliza pintura de dióxido de titanio (TiO₂) en las paredes interiores de las instalaciones para cerdos. Los usos industriales del TiO₂ demuestran que la estimulación de sus propiedades fotocatalíticas mediante luz UV conduce a la oxidación del NH₃ y de los NO_x (Pej., Lee *et al.*, 2002, Allen *et al.*, 2005). Los estudios de Guarino *et al.* (2008) y de Costa *et al.* (2012) en instalaciones para cerdos, demuestran que la mitigación de los GEl con pinturas a base de TiO₂ son prometedoras, y que se justifica una investigación adicional respecto a la implementación práctica. Se ha comprobado que los metales alcalinos y los metales alcalinotérreos, óxidos, hidróxidos y carbonatos/bicarbonatos tienen alta capacidad de absorción del CO₂ y se están investigando las aplicaciones prácticas de ello (Duan *et al.*, 2012). En el futuro, estas tecnologías pueden encontrar también aplicación en los sistemas de producción animal, como opciones para mitigar las emisiones de los GEl.

La estabulación de los animales puede afectar las emisiones de los GEl dependiendo del método utilizado para recolectar, almacenar y procesar el estiércol y la cama. Los sistemas de manejo que utilizan el estiércol de corral o de cama profunda, tienden a producir emisiones más altas de N₂O respecto a los sistemas de manejo con estiércol semilíquido. Los sistemas de manejo de camas de paja y estiércol sólido también tienden a incrementar las emisiones de N₂O, comparados con aquellos de manejo de estiércol semilíquido. Usualmente, los sistemas donde el estiércol se almacena por periodos prolongados de tiempo, producen mayores emisiones de NH₃ y de CH₄, en relación con los sistemas en los cuales el estiércol se remueve a diario. Los sistemas de manejo del estiércol en pisos con ranuras tienden a disminuir los GEl y las emisiones de NH₃ comparados con los sistemas de cama profunda. En general, el efecto de las instalaciones para rumiantes sobre las emisiones de CH₄, es relativamente pequeño, ya que el animal es la principal fuente de emisiones de CH₄. Las emisiones de N₂O provenientes de los establos de los rumiantes generalmente son insignificantes. Sin embargo, los sistemas de alojamiento y de manejo del estiércol tienen un mayor impacto en la emisión del NH₃ proveniente de la producción animal.

Biofiltración

Esta tecnología se basa en el tratamiento del aire ventilado de las instalaciones pecuarias, utilizando depuradores biológicos para convertir el NH_3 en NO_3 , o lechos biológicos que absorben el NH_3 . También se usan para controlar olores. Al prevenir las pérdidas del NH_3 se pueden reducir indirectamente las emisiones de N_2O , mermando la deposición de amonio y su consecuente conversión a N_2O (ver discusión anterior).

La eficiencia de los depuradores de gases ácidos y de los filtros de biofiltración (basados en biopelículas que degradan los compuestos olorosos) para remover el amoníaco de las explotaciones porcinas y de los galpones para avicultura fue del 96 y 70 por ciento, respectivamente (Melse y Ogink, 2005). Shah *et al.* (2011) investigaron la eficacia de un intercambiador de calor acoplado al biofiltro para reducir las emisiones de NH_3 (y recuperar el calor) en un galpón para pollos de engorde. El biofiltro fue efectivo en tratar entradas con muy alta concentración de NH_3 (> 96 mg/kg) con una eficiencia de remoción > 79 por ciento, con tiempo de residencia en lecho vacío de 4,3 a 29,1 segundos. Aparentemente, el biofiltro también fue capaz de atrapar algunos gases azufrados emitidos de los galpones de pollos de engorde.

Investigaciones recientes (Maia *et al.* 2012a, 2012b) han demostrado que los biofiltros utilizados para depurar el NH_3 de las corrientes de escape de instalaciones pecuarias generan N_2O como resultado de los procesos de nitrificación y desnitrificación en los medios de biofiltración. En su primer estudio, Maia *et al.* (2012a) demostraron una alta correlación entre la remoción de NH_3 por el biofiltro y la generación de N_2O asociada con la conversión del NH_3 a nitrito y nitrato dentro del biofiltro. En su segundo estudio, Maia *et al.* (2012b) reportaron que el contenido de humedad en el medio filtrante, entre 48 y 52 por ciento, fue un factor importante para obtener una reducción significativa de NH_3 y para disminuir la producción de N_2O . Por lo tanto, se debería tener en cuenta la producción de N_2O , en los depuradores del biofiltro, cuando se implementen sistemas de biofiltración para mitigar los GEI y el NH_3 .

Pocos estudios han investigado la mitigación del CH_4 , utilizando sistemas de biofiltración para depurar el aire contaminado sobre los sitios donde se almacena el estiércol de los cerdos o de las instalaciones porcinas. Un estudio del Canadian Pork Council (2006) reportó reducciones del 50 al 60 por ciento, y Girard *et al.* (2011) informaron una disminución máxima del 40 por ciento. La naturaleza del material empacado en los biofiltros utilizados por Girard *et al.* (2011) no se reveló, simplemente describieron los biofiltros como "llenos con material inorgánico".

Melse y Van der Werf (2005) notificaron una remoción del CH_4 , hasta de 85 por ciento, en las corrientes de escape de un almacenamiento cubierto de estiércol líquido de cerdos, utilizando un sistema de biofiltración compuesto de una mezcla de compost y de perlita, inoculada con una bacteria oxidante del CH_4 recolectada de lodos activados. La capacidad de remoción del CH_4 del sistema de biofiltros, probado en este estudio, dependió de la concentración de CH_4 en la corriente filtrada y por lo tanto los autores extrapolaron que un sistema equivalente para instalaciones pecuarias con baja concentración de CH_4 en la corriente filtrada requeriría sistemas de biofiltración muy grandes, para lograr un 50 por ciento de reducción o más, señalando así una limitación en la aplicabilidad de este enfoque. Adicionalmente, los autores reportaron la producción de N_2O en los sistemas de biofiltración que contribuían de 4 a 64 por ciento, en la corriente de salida de GEI- CO_2 equivalente, lo cual, como se mencionó anteriormente, se necesita tener en cuenta para el diseño y la promoción de estrategias de biofiltración para mitigar los GEI.



PENNSYLVANIA STATE UNIVERSITY, A.N. HRISTOV

Fotografía 9

Estabulado libre en el oriente de los Estados Unidos de América

Nota: en este tipo de estabulación, no se registró el 25 por ciento del N del alimento, ni en la leche ni en el estiércol, en un período de 24 horas (Hristov et al., 2011a).

Estos sistemas requieren tiempos de residencia altos, ya que la baja solubilidad y la biodegradación del CH_4 obstruyen la eficacia (Melse y Verdoes, 2005). Melse y Timmerman (2009) reportaron el potencial de utilizar depuradores de contaminantes múltiples, combinando depuradores de gases ácidos, filtros biológicos y cortinas de agua para reducir no solamente el NH_3 , los olores y los GEI sino también partículas en suspensión de los sistemas de escape de las instalaciones pecuarias.

Solo si se proporciona el suficiente tiempo de residencia del aire, los biofiltros pueden ser recomendados como una estrategia para disminuir el CH_4 (lo mismo que para el NH_3 y el control de olores), pero pueden no ser adecuados para muchos tipos de producción animal. Se debe tomar en consideración el potencial de producción de N_2O en los depuradores del biofiltro.

Almacenamiento y separación del estiércol

Las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes del estiércol almacenado aparecen primariamente en forma de CH_4 (debido a las condiciones anaeróbicas). Las pérdidas por volatilización de NH_3 son grandes y también se pueden presentar emisiones de N_2O . Una simple manera para evitar emisiones acumulativas de los GEI es reducir el tiempo de almacenamiento del estiércol (Philippe et al., 2007; Costa et al., 2012). Cuando se incrementa el tiempo de almacenamiento, se aumenta el período durante el cual el CH_4 (y potencialmente el N_2O) es emitido, lo mismo que el porcentaje de emisión, por lo cual se agrava el problema (Philippe et al., 2007).

Los tratamientos de almacenaje que suministran aireación tales como la aireación mecánica²⁷ o la aireación intermitente²⁸, han demostrado que reducen las emisiones de CH_4 . La temperatura es un factor fundamental de regulación de los procesos que conducen a las

²⁷ Ver Martínez (2003); Boursier et al. (2004); Amon et al. (2006); y Loyon et al. (2007).

²⁸ Ver Osada (2000); y Osada et al. (1995).

emisiones de NH_3 (Sommer *et al.*, 2006) y de CH_4 (Steed y Hashimoto, 1994) del estiércol almacenado. Si se reduce la temperatura del estiércol a $< 10^\circ\text{C}$, mediante el retiro del estiércol de las edificaciones y se almacena al exterior en climas fríos, se pueden mitigar emisiones de CH_4 (Monteny *et al.*, 2006).

Philippe *et al.*, (2007) demostraron que los cerdos de engorde criados en pisos de rejilla generaron menos emisiones de otros GEI distintos al CO_2 , comparados con aquellos criados en camas profundas (N_2O , $P < 0.001$; CH_4 más bajo pero estadísticamente no significativo), aunque los valores reportados en la literatura para estos sistemas son muy variables. Recientemente, Dong *et al.* (2011) estudiaron el apilado de estiércol fresco de cerdos en condiciones de laboratorio. Se encontró una relación entre la altura de la pila y las emisiones de CH_4 y de N_2O , así que una pila de 20 cm de altura mitigó ambos gases.

La aireación apropiada y el manejo de la humedad reducen la generación de CH_4 del estiércol de las aves (Li y Xin, 2010). Las cintas recolectoras de estiércol de las gallinas ponedoras pueden reducir las emisiones de CH_4 , en relación con los almacenajes de pozo profundo (Fabbri *et al.*, 2007). Existe una variada gama de escenarios de tratamiento y de manejo del almacenamiento, no obstante, se necesitan más trabajos para desarrollar técnicas factibles, prácticas y económicas, que puedan ser usadas ampliamente.

La separación del estiércol de los cerdos en porciones líquidas y sólidas, para un tratamiento posterior de los sólidos a través de un compostaje aireado, reduce las emisiones de CH_4 en un 99 por ciento y las de N_2O en un 75 por ciento con respecto al estiércol no tratado (Vanotti *et al.*, 2008). Sin embargo, debido a la frecuente relación negativa entre emisiones de NH_3 y de N_2O (Petersen y Sommer, 2011), este proceso probablemente incrementa las emisiones de NH_3 y quizás el total de las pérdidas de N del estiércol. Amon *et al.* (2001), notificaron altas pérdidas de NH_3 de un compost de estiércol sólido de vacunos, amontonado y activamente volteado, comparado con una pila no perturbada almacenada anaeróbicamente. También se observó el efecto opuesto para las emisiones de N_2O .

Como lo señalaron Petersen y Sommer (2011), en el manejo del estiércol, se deben considerar todas las emisiones de los GEI y las transformaciones de energía. Sommer *et al.* (2009) simularon diferentes escenarios de manejo del estiércol utilizando datos de cuatro países europeos y sugirieron que la separación de sólidos y líquidos seguida por la incineración de los sólidos, puede reducir el total de las emisiones de los GEI entre 49 y un máximo de 82 por ciento, al ser confrontada con el sistema de referencia. Cayuela *et al.* (2010), investigaron las dinámicas del C y el N y de las emisiones de los GEI después de una aplicación de 10 subproductos de diferentes procesos bioenergéticos al suelo (digestión anaerobia, subproductos de primera y segunda generación de biocombustibles, harina de colza, GSDS, diferentes materiales lignocelulósicos y pirólisis, es decir, el biocarbón). Después de 60 días, más del 80 por ciento del C aplicado fue emitido como CO_2 en los tratamientos de residuos de biocombustibles de primera generación, 60 por ciento para los residuos de biocombustibles de segunda generación y el 40 por ciento para los residuos de digestión anaeróbica. El biocarbón tuvo la pérdida más baja de CO_2 (entre el 0,5 y el 5,8 por ciento del C añadido total). Los residuos de los biocombustibles de primera generación produjeron las emisiones totales más altas de N_2O (entre 2,5 y el 6 por ciento del N aplicado), seguidos por los residuos de los biocombustibles de segunda generación (1,0 a 2,0 por ciento de N aplicado) y por los residuos de la digestión anaeróbica (menos del

1 por ciento del N aplicado). El biocarbón disminuyó las emisiones de N₂O por debajo de los valores de referencia.

La mayoría de las opciones para mitigar las emisiones de los GEI del estiércol almacenado, tales como reducir el tiempo de almacenamiento, la aireación y los pisos de rejilla, están generalmente orientadas a disminuir el tiempo necesario para que ocurran los procesos de fermentación microbiana, o para crear las condiciones aeróbicas antes de aplicarlos al suelo. Estas prácticas de mitigación son eficaces, pero su factibilidad económica es incierta. Se ha demostrado que la separación del estiércol entre sólidos y líquidos y el compostaje aeróbico de los sólidos reduce el CH₄, pero a su vez puede tener un efecto variable en las emisiones de N₂O e incrementar el NH₃ y la pérdida total de N del estiércol.

Coberturas para el almacenamiento del estiércol

En la literatura se reportan varios tipos de coberturas para el estiércol almacenado, que van desde las costras naturales en los depósitos de estiércol con alto contenido de sólidos²⁹, hasta paja, virutas de madera, capas de aceite, arcilla expandida, madera, cubiertas plásticas permeables o selladas³⁰. La eficacia de la cobertura que se usa en el almacenamiento del estiércol depende de muchos factores, incluidos la permeabilidad, el grosor, la degradación, la porosidad y el manejo. Las cubiertas semipermeables, tales como las costras naturales del estiércol, la paja, las virutas de madera y las arcillas expandidas, generalmente reducen el olor y las emisiones de NH₃ y de CH₄, dependiendo de la permeabilidad y del grosor de la capa de cobertura³¹.

Aun así, las cubiertas semipermeables tienden a incrementar la emisión de N₂O porque proveen condiciones aeróbicas óptimas para la nitrificación en la superficie de la cubierta y al mismo tiempo un ambiente bajo en oxígeno, justo debajo del cobertizo, favorable para la desnitrificación y la producción de N₂O (Hansen *et al.*, 2009; Nielsen *et al.*, 2010). Las cubiertas semipermeables son valiosas para reducir el NH₃, el CH₄ y las emisiones de olores, pero probablemente incrementan las emisiones de N₂O (Sommer *et al.*, 2000; Guarino *et al.*, 2006; VanderZaag *et al.*, 2008). Por lo tanto, la eficacia de las coberturas semipermeables en depósitos de estiércol no está clara, y los resultados varían ampliamente dependiendo del material y de las condiciones particulares en las cuales se aplica.

Al capturar los gases producidos utilizando membranas impermeables, tales como capas de aceite y cubiertas plásticas selladas, se generarían emisiones reducidas de NH₃, de N₂O y de CH₄³². Los resultados de Guarino *et al.*, (2006) y VanderZaag *et al.*, (2008) sugieren que la utilización de una capa de aceite vegetal como cobertura en depósitos de estiércol, aunque muy efectivo, no es muy práctico, a causa de la degradación, la generación de malos olores y la dificultad para evitar que la película de aceite se mezcle o "rompa" sobre la superficie del estiércol.

Una práctica de mitigación efectiva es cubrir el estiércol almacenado con cubiertas impermeables, siempre y cuando el CH₄ capturado bajo el recubrimiento se queme, utilizando un

²⁹ Ver Misselbrook *et al.* (2005b); y Smith *et al.* (2007b).

³⁰ Ver Sommer *et al.* (2000); Nicolai y Pohl (2004); Bicudo *et al.* (2004); Clemens *et al.* (2006); Guarino *et al.* (2006); y VanderZaag *et al.* (2008, 2009, 2010).

³¹ Ver Sommer *et al.* (2000); Lague *et al.* (2005); Guarino *et al.* (2006); Clemens *et al.* (2006); y VanderZaag *et al.* (2008).

³² Ver Nicolai y Pohl (2004); Bicudo *et al.* (2004); Guarino *et al.* (2006); y VanderZaag *et al.* (2008).

sistema de combustión o un motor-generator para producir electricidad; de otro modo el CH₄ capturado aumentaría la presión al interior del depósito creando un peligro de explosión y de escape a través de las fugas y rupturas de la cubierta. Sellar el estiércol almacenado con una cobertura impermeable se traduce en un incremento de la presión del aire dentro de la estructura del depósito, lo que reduce la fracción de gases en la fase gaseosa e incrementa la fracción retenida en el estiércol líquido. La fracción incrementada de los gases atrapados en la fracción líquida del estiércol se libera cuando la presión en el recipiente de almacenamiento del estiércol se reduce, lo que ocurre en el momento en que el estiércol es transportado y aplicado en el campo.

La retención del CH₄ producido no es benéfica si éste se escapa en una etapa posterior; por lo que, la quema o la combustión del CH₄ almacenado, para producir electricidad o calor, es la opción más adecuada. La eficacia de las cubiertas impermeables depende de la transformación de los gases almacenados en gases de efecto invernadero (GEI) menos potentes, tales como el NO_x y el CO₂ (Nicolai y Pohl, 2004; Rotz y Hafner, 2011).

Las cubiertas semipermeables son valiosas para reducir el NH₃, el CH₄ y las emisiones de olores, pero probablemente incrementan las emisiones de N₂O; por lo tanto, su efectividad no está clara y los resultados pueden variar ampliamente. Las membranas impermeables, tales como las capas de aceite y las cubiertas de plástico selladas, son efectivas en reducir las emisiones gaseosas, pero no son muy prácticas. Se recomienda la combustión del CH₄ acumulado bajo las cubiertas impermeables para producir electricidad o calor.

Acidificación del estiércol

Un importante factor que afecta la emisión de los GEI, en particular del NH₃, producido por el estiércol almacenado es el pH. De acuerdo a Petersen y Sommer (2011), la acidificación del estiércol es una efectiva opción para mitigar las emisiones de NH₃, aunque su efecto sobre el N₂O no está bien estudiado. Las relaciones entre la volatilización de NH₃ y factores tales como velocidad y turbulencia del aire, temperatura y pH del estiércol, están bien documentadas (ver la discusión en Ndegwa *et al.*, 2011).

La volatilización del amoníaco es directamente proporcional a la proporción de N- NH₃ en el total del nitrógeno amoniacal (TNA) en el estiércol. A temperatura constante, la disociación constante (Kd), que es una función del pH medio, determina el equilibrio entre el amoníaco y el NH₃ en sistemas acuosos. El estiércol con pH bajo produce baja proporción de NH₃ y por lo tanto, decrece su potencial de volatilización del NH₃. La acidificación del estiércol animal como medio para mitigar la emisión del NH₃ se basa en este principio fundamental.

Ndegwa *et al.* (2011) compilaron 15 estudios en los cuales las emisiones de NH₃ provenientes del estiércol de ganado vacuno, de cerdos y de aves fueron exitosamente mitigadas (del 14 al 100 por ciento en la reducción de emisiones) bajando el pH del estiércol con ácidos sulfúrico, hidroclorehídrico o fosfórico, cloruro de calcio, alumbre o fosfato mono cálcico monohidratado. Estos autores concluyeron que los ácidos fuertes son más efectivos (en término de costos) para reducir el pH en el estiércol que los ácidos débiles o las sales acidificantes. Sin embargo, los ácidos fuertes son más peligrosos y, por lo tanto, las sales acidificantes y los ácidos débiles pueden ser más adecuados para su utilización en granjas.

También se han hecho intentos para acidificar la orina y, por consiguiente, el estiércol de vacunos o monogástricos de granja, utilizando sales aniónicas, altos niveles de carbohidratos fermentables en la dieta, ácidos orgánicos (benzoicos), o sales de Ca y P (ver la discusión en Ndegwa *et al.*, 2008).

Un sistema comercial utilizado en varias granjas de Dinamarca, acidifica una porción del estiércol con ácido sulfúrico concentrado a un pH de 5,5, remueve una porción del estiércol acidificado equivalente a la producción diaria de estiércol, y regresa el estiércol restante a las instalaciones de almacenamiento (Sørensen y Eriksen, 2009). Estos autores concluyeron que la volatilización del NH_3 del estiércol acidificado de ganado vacuno y de cerdos era baja, después de incorporarlo al suelo o de aplicarlo sobre la superficie. Petersen *et al.* (2012) estudiaron el efecto de la acidificación sobre la emisión de CH_4 (y de NH_3) del estiércol fresco y del madurado durante tres meses de almacenamiento. El pH del estiércol se ajustó en 5,5 con el ácido sulfúrico. El equipo comercial antes mencionado se estudió también en dos granjas. Las muestras de estiércol fueron almacenadas 95 días, y las emisiones de NH_3 y de CH_4 fueron monitoreadas. El pH del estiércol se incrementó gradualmente de 6,5 a 7,0 durante el almacenamiento. La acidificación tuvo un drástico efecto en las emisiones, puesto que redujo el CH_4 entre 67 y 87 por ciento (más pronunciado con el estiércol madurado) y eliminó casi completamente las emisiones de NH_3 . Los autores concluyeron que la acidificación del estiércol puede ser una práctica económicamente efectiva en la mitigación de los GEI.

No se espera que la aplicación del estiércol acidificado tenga un gran impacto sobre la producción en los cultivos; el rango de pH del estiércol acidificado está dentro del rango óptimo para el maíz y muchos otros cultivos de cereales (5,5 a 6,5; Tisdale *et al.*, 1993). Aproximadamente 30 por ciento de los suelos a nivel mundial, y casi el 60 por ciento en Asia, son suelos ácidos ($\text{pH} < 5.5$) y por lo tanto requieren aplicaciones periódicas de cal para mantener un pH óptimo (von Uexküll y Mutert, 1995). Sería también necesario agregar cantidades más pequeñas de estiércol acidificado por hectárea, para proveer los requerimientos de N a los cultivos, porque la reducción en las emisiones de NH_3 proporciona al estiércol un mayor contenido de N disponible para las plantas. Sin embargo, los efectos a largo plazo en el pH del suelo derivado de la aplicación de estiércol acidificado, todavía no han sido reportados, y podría ser necesaria la aplicación más frecuente de cal para mantener el pH óptimo en algunos suelos. La aplicación de estiércol acidificado en suelos ácidos podría exacerbar este problema.

Una caída moderada del pH en el estiércol mediante la acidificación, reduce significativamente la volatilización del NH_3 y las pérdidas de CH_4 de los depósitos de estiércol. El efecto sobre las emisiones de N_2O que siguen a la aplicación del estiércol en el suelo no está bien estudiado y se podrían incrementar si existe una relación inversa entre las emisiones de NH_3 y de N_2O .

Compostaje

El compostaje es un proceso de descomposición microbiana de la materia orgánica, exotérmico y aeróbico, que tiene varios beneficios relacionados con el manejo del estiércol y con el control de los olores, de la humedad y de los patógenos; además de la estabilización de la materia orgánica y de la generación de ingresos adicionales en la granja, etc. El compostaje de los estiércoles sólidos (luego de hacer la separación entre líquidos y sólidos) se utiliza

también en algunos sistemas de producción lechera, como cama, lo que reduce los costos de producción y proporciona bienestar a las vacas, asumiendo que la salud de la ubre no está comprometida (Husfeldt *et al.*, 2012).

Sin embargo, debido a la naturaleza del proceso del compostaje, las pérdidas de N pueden ser altas y están influenciadas por varios factores, que incluyen la temperatura, la proporción C/N, el pH, la humedad y la consistencia del material (Zeman *et al.*, 2002). El compost puede ser una fuente de emisiones de N₂O. Tanto los procesos de nitrificación como los de desnitrificación ocurren en el estiércol compostado, con las especies de *Bacillus* que son las principales responsables de la degradación del material orgánico y de la beta-proteobacteria, bacteria oxidante del NH₃ involucrada en el proceso de nitrificación (Maeda *et al.*, 2011). Hao *et al.* (2004) reportaron una pérdida de hasta el 30 por ciento de materia seca, 53 por ciento de C, y 42 por ciento del N inicial perdido durante el compostaje del estiércol en camas de paja. Las pérdidas de metano dieron cuenta del 6 por ciento de las pérdidas de C, pero la contribución neta del CH₄ al total de pérdidas de los GEI fue la más alta. La pérdida de óxido nitroso representó entre el 1 y 6 por ciento del total de la pérdida del N.

Dependiendo de la intensidad del compostaje, las pérdidas de NH₃ pueden ser particularmente altas, alcanzando hasta el 50 por ciento del total del N del estiércol (Preigné y Girardin, 2004). La aireación de la pila de compostaje reduce las emisiones de CH₄ (Thompson *et al.*, 2004; Jiang *et al.*, 2011b; Park *et al.*, 2011) pero puede incrementar las pérdidas de NH₃ y de N₂O (Tao *et al.*, 2011).

Se ha demostrado que al adicionar bacterias nitrito-oxidantes al compost maduro para activar el compostaje de estiércol de porcinos, se reduce la emisión de N₂O en un 70 por ciento (Fukumoto e Inubushi, 2009). Estos autores reportaron que hasta el 19 por ciento del total de N del estiércol se perdió en forma de NH₃ y de N₂O. Brown *et al.*, (2008) revisaron el impacto del compostaje de varias materias primas (incluyendo estiércol de origen animal) en las emisiones de los GEI.

Como se discutió anteriormente y lo señaló Brown *et al.*, (2008), el primer beneficio del compostaje es que reduce las emisiones de CH₄ si se compara con el almacenamiento del estiércol bajo condiciones anaeróbicas. Estos autores estiman, por ejemplo, que una instalación donde se tiene un compost compuesto de partes iguales de estiércol, papel periódico y restos de comida, podría conservar el equivalente de 3,1 mg de CO₂ por mg de materia seca de los materiales que lo forman si estos fueran desviados desde lagunas de almacenamiento anaeróbicas y vertederos sin mecanismos de recolección de gas. Los débitos de los gases de efecto invernadero se acumulan a través de la energía requerida para el proceso de compostaje y de la liberación de estos durante el proceso.

De acuerdo a Clemens *et al.* (2006), el estiércol fresco de ganado vacuno puede liberar aproximadamente 160 (invierno) a 3 600 (verano) g/m³ de CH₄ y 38 a 57 g/m³ de N₂O. En estiércol maduro, los porcentajes de liberación van desde 80 (invierno) a 1 200 g/m³ (verano) de CH₄ y 40 a 76 g/m³ de N₂O respectivamente. Un estudio reciente de Kariyapperuma *et al.* (2012) reportó un 57 por ciento de reducción en las emisiones de N₂O del suelo con compost vs estiércol líquido de cerdos. Es notorio el hecho de que las emisiones durante el mismo periodo del año siguiente no fueron diferentes entre el compost de estiércol y el estiércol que no era compostaje. Los autores atribuyen la ausencia de una diferencia a la reducción significativa de las emisiones del segundo año debido al congelamiento del suelo.

A pesar de la importancia de las emisiones de los GEI del compost, la revisión de Brown *et al.* (2008) concluye que aun en el peor escenario, estas emisiones son mínimas con relación a los beneficios asociados con los créditos de reducción de CH₄ del compostaje. Los autores también afirman que es posible reducir significativamente las emisiones del compost amontonado, incrementando los contenidos de sólidos de la materia prima y la relación C/N. En general, Brown *et al.* (2008) concluyen que el compostaje puede ser un método efectivo para reducir las emisiones de los GEI de varios materiales de desecho, incluyendo los excrementos de origen animal. Se debe considerar, sin embargo, que las pérdidas de NH₃ durante el compostaje del estiércol son significativas.

Airear, reducir la humedad e incrementar el contenido de sólidos del estiércol almacenado son algunas de las prácticas que de acuerdo a los informes, previenen las condiciones anaeróbicas durante el almacenamiento del estiércol y por lo tanto reducen las emisiones de CH₄³³. Cuando los desechos orgánicos de origen animal son almacenados como un líquido o como lodos líquidos, es difícil evitar condiciones anaeróbicas, así que la práctica más efectiva es cubrir los depósitos de almacenamiento para prevenir las emisiones de CH₄.

El compostaje del estiércol animal causa pérdidas importantes de N y de CO₂, pero los beneficios de reducir el olor y las emisiones de CH₄, comparado con el estiércol almacenado anaeróticamente, lo hacen una opción recomendada para mitigar los los GEI. Las pérdidas de N, predominantemente como NH₃ aunque también como N₂O son considerables.

Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es el proceso de degradación de los materiales orgánicos por las arqueas en ausencia de oxígeno, produciendo CH₄, CO₂ y otros gases como subproductos. Es una práctica considerada promisoría para mitigar las emisiones de los GEI del estiércol recolectado. Además, cuando son correctamente maniobrados, los digestores anaeróbicos son una fuente de energía renovable en forma de biogás, el cual está constituido de 60 a 80 por ciento de CH₄, dependiendo del sustrato y de las condiciones de operación (Roos *et al.*, 2004). Los digestores anaeróbicos también proveen oportunidades para reducir los patógenos y el olor del estiércol³⁴.

Durante el proceso de digestión anaeróbica, los compuestos que contienen N se encuentran en sustratos, tales como proteínas, aminoácidos y urea, que se reducen a NH₃ (Bernet *et al.*, 2000). El amoníaco remanente en la solución acuosa se utiliza para la fertilización de los cultivos cuando lo digerido se aplica a los suelos (Bernet *et al.*, 2000; Hafner *et al.*, 2006). La digestión anaeróbica estabiliza el C orgánico en la materia prima (reduciendo la fracción a C fácilmente degradable en estiércol), incrementa la disponibilidad de N para las plantas y proporciona menos energía para soportar el crecimiento de microorganismos formadores de N₂O, reduciendo el potencial de emisiones de N₂O cuando se aplican al suelo³⁵. La mineralización del N orgánico y de los AGV durante la digestión anaeróbica incrementa el pH del estiércol y el N disponible, lo cual puede potencialmente aumentar la volatilización de NH₃ (Petersen y Sommer, 2011).

³³ Ver Amon *et al.* (2001); Cárdenas *et al.* (2007); Moller *et al.* (2004); y Molodovskaya *et al.* (2008).

³⁴ Ver Abou Nohra *et al.* (2003); Remais *et al.* (2009); y Dhingra *et al.* (2011).

³⁵ Ver Safley y Westerman (1994); Petersen (1999); Sommer *et al.* (2000); y Lantz *et al.* (2007).

En general, se espera que la reducción del contenido de MO del estiércol disminuya las emisiones de N_2O de los suelos modificados con estiércol (Petersen, 1999; Bertora *et al.*, 2008), aun así Thomsem *et al.* (2010) reportaron que las mayores emisiones de N_2O resultaron cuando el estiércol tratado³⁶ se aplicó en una primavera húmeda. Estos resultados contradictorios llevaron a Petersen y Sommer (2011) a concluir que no existe una relación simple entre la remoción de MO del estiércol y el riesgo de emisiones de N_2O . Para hacer frente a esta controversia, Thomsen *et al.* (2010) propusieron relacionar el balance entre N_2O y N_2 de los espacios de poros llenos de agua y el suplemento de O_2 . Esta relación ha sido discutida en detalle por Petersen y Sommer (2011); los autores concluyeron que la predicción de las emisiones de N_2O de un suelo emendado con estiércol depende de la composición del estiércol y de las condiciones del suelo. Masse *et al.* (2011) observaron alta variabilidad entre las emisiones de N_2O , en referencia a 6 estudios³⁷ que encontraron diferencias similares en emisiones del gas cuando compararon estiércol digerido y no digerido. Generalmente se consideran tres rangos prácticos de temperatura para los sistemas de biogás anaeróbico: psicrófilos (de 15 a 25°C), mesófilos (de 30 a 38°C), y termófilos (de 50 a 60°C). Estos rangos de temperatura facilitan el crecimiento de microbios específicos. Los sistemas termófilos son más sensibles a cambios medioambientales, tales como las fluctuaciones de temperatura y las concentraciones químicas producidas durante el proceso de digestión (Kim *et al.*, 2002; Ahn y Foster, 2002; El-Mashad *et al.*, 2003) ya que, el número de especies de microorganismos funcionales que sobreviven a estas temperaturas es considerablemente menor que aquellos que sobreviven a temperaturas más bajas (Ziekus, 1977; Wolfe, 1979; Smith, 1980). Bajo 15°C, la producción de biogás se reduce significativamente y el CO_2 se convierte en el producto dominante de la digestión anaeróbica; por lo tanto, los sistemas de digestión anaeróbica no son recomendados para lugares con un promedio de temperatura por debajo de este límite, sin la adición de calor y un control de la temperatura (Sommer *et al.*, 2007).

El efluente que sale del digestor, contiene la mayoría de los nutrientes solubles para las plantas y el material orgánico con mayor resiliencia y de difícil degradación³⁸. Usualmente el efluente se aplica directamente a los cultivos, mientras el lodo, formado por minerales precipitados y la MO no digerida, se puede convertir en compost antes de aplicarse en el campo.

Los diseños de los digestores varían ampliamente en tamaño, función y parámetros operacionales. Los más pequeños (6 a 10 m³) se promovieron en las décadas de 1970 y 1980 en Asia y América Latina y fueron diseñados para mejorar las condiciones sanitarias en países en vías de desarrollo y para proporcionar la energía a viviendas unifamiliares, (Bond y Templeton, 2011; Jiang *et al.*, 2011a). Estos fueron creados para funcionar con el desecho originado por muy pocos animales (dos a cinco cerdos, cinco a diez vacas, 100 pollos, o una combinación de estos) junto con los desechos de la vivienda familiar.

De acuerdo a Dhingra *et al.* (2011), estos tipos de digestores reducen las emisiones de los GEI entre el 23 y el 53 por ciento cuando se comparan con las viviendas sin biogás, dependiendo de la condición del digestor, la asistencia técnica y la habilidad del operario. La eficacia

³⁶ Usando varios métodos de tratamiento, incluyendo la digestión anaeróbica.

³⁷ Pain *et al.* (1990); Rubaek *et al.* (1996); Velthof *et al.* (2005); Clemens *et al.* (2006); Vallejo *et al.* (2006); y Thomsen *et al.* (2010).

³⁸ Ver Shih (1987, 1993); Sundradjat (1990); Vermeulen *et al.* (1992); Salminen *et al.* (2001); y Lantz *et al.* (2007).

de este tipo de digestores para mitigar los GEI depende principalmente de la cantidad de fugas del CH_4 ³⁹ que ocurren a través de las paredes del digestor y de las tuberías que llevan el biogás a la vivienda familiar (Dhingra *et al.*, 2011). Estos pequeños digestores han sido utilizados por agricultores en países en vías de desarrollo solo cuando los subsidios gubernamentales y los incentivos económicos han estado disponibles (Bond y Templeton, 2011).

Los digestores de granjas comerciales están diseñados típicamente para tratar el estiércol líquido. Esto es favorable para compensar las emisiones de CH_4 ya que los sistemas líquidos contribuyen a la emisión de CH_4 mientras el estiércol almacenado en forma sólida produce poco CH_4 (EPA, 2011). Existen cuatro diseños básicos a nivel comercial de digestores anaeróbicos para granjas (Roos *et al.*, 2004):

- Lo sistemas de digestión en lagunas cubiertas son sistemas a temperatura ambiente (psicrófilos) que requieren estiércol con un contenido de sólidos del 3 por ciento o menos y una cubierta que mantenga las condiciones anaeróbicas. Estos sistemas utilizan frecuentemente el tipo de digestor más grande, con el mayor tiempo de retención hidráulica.
- Los digestores de mezcla completa, consisten en un recipiente de digestión diseñado para manejar desechos líquidos con un contenido de sólidos de 3 al 10 por ciento. Un sistema mixto mejora el contacto bacteriano con la MO. A menudo se añade a estos sistemas calor suplementario, de manera que operen a temperaturas mesófilas, las cuales promueven el crecimiento bacteriano y un tiempo más corto de retención hidráulica.
- Digestores de flujo continuo y domos fijos los cuales utilizan un recipiente que recibe el estiércol en un extremo y lo descarga en otro extremo sin hacer mezcla o agitar. Estos sistemas pueden ser calentados a temperaturas mesófilas y requieren desechos con un contenido de sólidos de 11 a 13 por ciento. Los digestores de pequeña escala corresponden a menudo a este diseño.
- Digestores de película fija, utilizan un medio, tal como cuerdas, mallas o cuentas plásticas, colocadas en el recipiente, en el cual pueden crecer bacterias. El estiércol diluido con un contenido de sólidos de 3 por ciento o menos, se hace pasar a través o a lo largo del medio en estos sistemas. Mientras otros sistemas dependen únicamente del crecimiento bacteriano en suspensión, estos sistemas tienen como característica el crecimiento microbiano adjunto.

Debido al ingreso económico variable (Hill *et al.*, 1985; Safley y Westerman, 1994; Braber, 1995) y a la limitada competitividad del biogás con otras fuentes de combustible utilizadas para producir calor o una combinación entre calor y potencia (Lanty *et al.*, 2007), no se ha dado una mayor diseminación de los digestores en granjas comerciales.

Los digestores de biogás industrial son utilizados para producir energía renovable para pueblos y municipalidades. Estos digestores, que prevalecen sobre todo en Europa, aprovechan la biomasa recogida en varias granjas para alimentar los digestores anaeróbicos. La digestión conjunta de biomasa agrícola, de desechos orgánicos de la industria y del estiércol animal es una práctica común en las plantas de biogás industrial, porque ello permite al operador optimizar la producción de CH_4 , mientras reduce el impacto del amoníaco en la producción de gas y se optimiza la proporción C: N (Ward *et al.*, 2008).

³⁹ Estas fugas incrementan las emisiones de GEI del 17 al 40 por ciento.

Cuando el CH₄ se acumula y se utiliza como una fuente de energía, se puede sustituir el uso de los combustibles fósiles reduciendo las emisiones de los GEI, del NO_x, de los hidrocarburos y de las partículas en suspensión (Börjesson y Berglund, 2006). Estos autores compararon las emisiones del ciclo de vida de materias primas utilizadas para digestión anaeróbica (seis materiales diferentes incluyendo el estiércol porcino) y la emisión de los sistemas que el proceso de digestión anaeróbica reemplazó. Una de las preocupaciones serias identificadas en el reporte, se relaciona con las pérdidas no controladas de CH₄ de las plantas de biogás, incluyendo las pérdidas del estiércol almacenado después de haber sido removido de las áreas de recolección de gas y de las fugas de gas en otros componentes del sistema. Las pérdidas típicas de los sistemas de almacenamiento del estiércol digerido fueron estimadas en un rango de 5 a 20 por ciento del total del biogás producido (Bjurling y Svärd, 1998; Sommer *et al.*, 2001).

En un informe de seguimiento, Börjesson y Berglund (2007) exploraron con mayor detalle el impacto medioambiental cuando los sistemas de biogás reemplazan diferentes sistemas de referencia de producción de energía. La investigación se basó en las condiciones suecas utilizando un enfoque de análisis de ciclo de vida (ACV) y considerando tanto los efectos directos e indirectos entre diferentes sistemas de biogás y de referencia. Las emisiones de gases de efecto invernadero por unidad de calor disminuyeron entre el 10 y 25 por ciento cuando el calor basado en biogás reemplazó el calor basado en combustibles fósiles. Las emisiones de los sistemas de biogás (ciclo de vida del CO₂ y del CH₄) contribuyeron del 60 al 75 por ciento y del 25 al 40 por ciento, respectivamente, de las emisiones generadas en los sistemas de combustibles fósiles.

Es muy limitada la información sobre la digestión anaeróbica de los residuos orgánicos como práctica para mitigar los GEI en la avicultura. Varios estudios muestran una producción de biogás exitosa utilizando los residuos de la avicultura como un componente de co-digestión (digerir residuos orgánicos de avicultura con otro tipo de estiércol tiene ventajas debido a la composición complementaria de los diferentes estiércoles); sin embargo, no hay informes sobre el impacto en la mitigación de los GEI. La habilidad para utilizar la digestión anaeróbica para crear, capturar y destruir el CH₄ derivado del estiércol porcino está muy bien documentada (Safley y Westerman, 1994; Masse *et al.*, 2003a,b). Aunque es posible reducir las emisiones de CH₄ del estiércol porcino por encima del 60 por ciento utilizando digestión anaeróbica, la cantidad de CH₄ producida y recolectada no se traduce directamente en una cantidad igual de emisiones de CH₄ reducidas, ya que habría sido poco probable producir la misma cantidad de gas CH₄ con estiércol no tratado.

La mayor parte de la revisión de literatura se enfoca en las investigaciones que comparan el estiércol digerido con aquel que no recibió ningún tratamiento o un tratamiento diferente. De este modo, el biogás removido no es considerado en las comparaciones de emisiones entre estiércol no digerido y estiércol digerido efectuadas por muchos autores, quienes asumen que el biogás producido durante la digestión será destruido a través de una combustión controlada. Un número de estudios citados aquí, consideran las emisiones del estiércol digerido luego de que se hubiese aplicado en el campo⁴⁰. La reducción de las emisiones de N₂O reportadas en estos artículos alcanzaron el 70 por ciento comparadas con

⁴⁰ Ver Petersen (1999); Clemens y Huschka (2001); Amon *et al.* (2006); Monteny *et al.* (2006); Chantigny *et al.* (2007); Bertora *et al.* (2008); Insam y Wett (2008); y Pelletier *et al.* (2010).

aquellas de aplicaciones de estiércol no tratado. Una razón común citada para esta reducción, es que el estiércol digerido contiene menos MO (C degradable) lo que proporciona menos energía para los microorganismos formadores de nitratos, por lo cual subsecuentemente se limita la producción de N_2O .

La digestión anaeróbica tiene un potencial significativo para capturar y destruir la mayor parte del CH_4 del estiércol, así como para evitar las emisiones de gas del estiércol no tratado y para proveer energía y posibilidades sanitarias a países en vías de desarrollo. Aunque la mayoría de estos sistemas de digestión reducen significativamente las emisiones de los GEI, cuando se comparan con los sistemas tradicionales de manejo de estiércol, el manejo incorrecto, la ausencia de mantenimiento y las fugas de CH_4 pueden hacer de ellos contribuyentes netos a los GEI. Por esta razón, es imperativo que los diseños de los sistemas y sus componentes se aseguren de contener todo el biogás. El potencial de la digestión anaeróbica para mitigar las emisiones de N_2O luego de aplicar el estiércol digerido al suelo es promisorio, pero muchos parámetros involucrados en la aplicación en campo han contribuido a informes contradictorios.

Los sistemas de digestión anaeróbica requieren un alto capital de inversión inicial durante la construcción y posteriormente para el mantenimiento y la supervisión. Por tal razón, históricamente, la adopción de este tipo de tecnologías se da solo cuando se ofrecen incentivos económicos como un precio ventajoso para el biogás (políticas de incentivos para biocombustibles y energías renovables), cuando el costo del capital de construcción y de mantenimiento se subsidia o cuando se dispone de fuentes de energía renovables no competitivas. Además, es necesaria la capacitación y la asistencia técnica para los usuarios de la digestión anaeróbica, con el fin de implementar prácticas exitosas de mitigación, ya que la correcta maniobra de los digestores anaeróbicos no es un asunto trivial, y tasas de fracaso del 50 por ciento son comunes (Bond y Templeton, 2011; Jiang *et al.*, 2011b).

El uso de digestores anaeróbicos del estiércol es una estrategia que se recomienda para mitigar los GEI, pues tiene un potencial significativo para capturar y destruir la mayor parte del CH_4 que proviene del estiércol, para generar energía renovable y para proporcionar oportunidades sanitarias en países en vías de desarrollo. El manejo de los sistemas de digestión es importante, para que no se conviertan en emisores netos de CH_4 . También puede tener un potencial para mitigar las emisiones de N_2O luego de aplicar el estiércol digerido en el campo, aunque los resultados son contradictorios. En grandes granjas, estos sistemas pueden requerir una alta inversión inicial de capital. Es posible que la adopción de este tipo de tecnologías en granjas de todos los tamaños no se generalice y dependerá estrictamente de las condiciones climáticas y de la disponibilidad de fuentes alternativas de energía. La capacitación y la asistencia técnica son también necesarias en la implementación de prácticas exitosas de mitigación con digestión anaeróbica. Los sistemas de digestión anaeróbica no se recomiendan para localidades geográficas con una temperatura promedio inferior a 15°C, a menos que se adicione calor y se controle la temperatura.

Aplicación del estiércol

Como se discutió anteriormente, el estiércol es un recurso valioso y es mucho mejor cuando se utiliza como abono. Sin embargo, un incremento en la densidad animal acompañada por una continua entrada de nutrientes con alimentos importados puede llevar a un desequilibrio

de nutrientes a nivel de las cuencas y a la contaminación del agua y del aire como consecuencia de la aplicación de estiércol al suelo. Este tipo de desequilibrio de nutrientes es más probable que ocurra en los sistemas intensivos de producción animal.

Cuando la entrada de nutrientes recuperables del estiércol (la cantidad de nutrientes del estiércol que podrían estar disponibles para aplicación en el campo o para su utilización en otros propósitos) excede desproporcionadamente la capacidad de asimilación del suelo (la cantidad de nutrientes que podrían ser aplicados a la tierra disponible para depositar el estiércol, sin incrementar los niveles de nutrientes en el suelo a través del tiempo), se genera una acumulación de nutrientes (Saam *et al.*, 2005).

Lander *et al.* (1998), categorizaron el índice de estiércol recuperable a la capacidad asimilable de las tierras de cultivos y de pastos a un nivel de condado de 1,0 (indicando que el condado tiene un exceso de nutrientes a nivel de condado) a $< 0,25$ (indicando que menos del 25 por ciento de los nutrientes absorbidos y removidos por los cultivos o aplicados a las pasturas podrían ser suplidos por el estiércol generado dentro del condado).

De acuerdo al Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América (USDA, 2000), el número de condados en el país en 1997 con índices de 0,5 o más (es decir, superávit de nutrientes) totalizaron 165 para el N y 374 para P. Aparentemente, la aplicación del estiércol en dichas regiones es problemática, a pesar de los beneficios a la estructura del suelo y a su fertilidad. Por ejemplo, durante el período de 1987 a 2007 en la región del Atlántico Medio de los Estados Unidos de América, la adiciones de N con estiércol animal y fertilizante promediaron 562 millones kg/año, mientras que las salidas de N en cultivos cosechados promediaron 329 millones de kg/año⁴¹. Maguire *et al.*, (2007) estimaron que el 89 por ciento de los condados en los Estados Unidos, presentaban un déficit de P en el estiércol con relación a la remoción de P de los cultivos y que había un superávit de P en el estiércol en el 11 por ciento de los condados.

Por lo tanto, en algunas regiones, la aplicación de estiércol puede estar limitada por la acumulación de nutrientes en los suelos. El superávit de nutrientes puede ser un problema ambiental significativo para grandes empresas ganaderas. Por ejemplo, Hristov *et al.* (2006) reportaron una eficiencia promedia del uso del N y el P importados (total de exportaciones ÷ total de importaciones x 100) en granjas lecheras comerciales en Idaho (tamaño promedio de 2 100 vacas y 186 ha de tierra cultivable) de 41 y 66 por ciento respectivamente. La acumulación de nutrientes estaba ocurriendo en estas granjas lecheras y como resultado, los niveles de P del suelo en el horizonte de 30 cm estaban muy por encima del umbral establecido por las normas del estado, probablemente por una aplicación excesiva de estiércol. El N-nitrato del suelo era > 40 mg/kg en cinco de las ocho explotaciones lecheras, y dos presentaron valores por encima de 80 mg/kg. Estas concentraciones altas de N excedían las necesidades de los cultivos para un óptimo crecimiento y representan un motivo de preocupación ambiental.

Cuando el superávit de nutrientes no es un problema, el estiércol es una fuente valiosa de nutrientes disponibles para los cultivos, que reemplaza exitosamente a los fertilizantes artificiales. Las emisiones de N₂O del suelo debido a la aplicación de fertilizantes nitrogenados inorgánicos pueden ser significativas. En un ACV, Adom *et al.* (2012) encontraron

⁴¹ Fuente: Programa del Manejo de Agua del Atlántico Medio; disponible en <http://www.mawaterquality.agecon.vt.edu/index.php>.

que la adición de fertilizantes nitrogenados fue el principal contribuyente a las emisiones de los GEI de los piensos utilizados en la industria lechera de los Estados Unidos de América; alrededor del 65 por ciento se atribuyó a la liberación de N_2O luego de la aplicación y el 35 por ciento en la fabricación del fertilizante. La recomendación de estos autores fue que los productores deberían recibir capacitación en prácticas para un mejor manejo de los fertilizantes, con el propósito de reducir efectivamente las emisiones de los GEI en las granjas.

Un informe del IPCC (2006b) asumió tasas de emisión de N_2O (nivel 1) para fertilizantes minerales y estiércol de vacunos, aves y cerdos, del 1 y 2 por ciento de la adición de N, respectivamente. Las emisiones del N_2O del suelo pueden variar ampliamente, se han reportado tasas de emisión de hasta un 12 por ciento del N adicionado (para fertilizantes basados en nitratos) y 5 por ciento para el estiércol (de Klein *et al.*, 2001). Petersen (1999) no encontró ninguna diferencia en emisiones del suelo (en ambos casos menores al 1 por ciento del N adicionado) entre fertilizantes de síntesis (nitrato amónico cálcico) y una mezcla de estiércol de ganado vacuno y de cerdos. De manera similar, Li *et al.* (2002) no observaron diferencias en las emisiones de N_2O en suelos entre el estiércol de vacunos y un fertilizante de sulfato amónico aplicado a razón de 150 o 300 kg N/ha.

Una diferencia importante entre los fertilizantes minerales y el estiércol, es que éste último contiene C orgánico, el cual, dependiendo de las condiciones del suelo, puede afectar las emisiones de N_2O . El C del estiércol puede incrementar la tasa de respiración microbiana en el suelo, además agota el oxígeno y provee las condiciones anaerobias requeridas para la desnitrificación (Pelster *et al.*, 2012). Como resultado, las enmiendas orgánicas (estiércol de vacunos, cerdos y aves) contienen grandes cantidades de C lábil y de N disponible y se ha reportado que incrementan la emisión de N_2O del suelo si se compara con los fertilizantes minerales⁴².

Sin embargo, esto no siempre parece ser el caso, ya que algunos estudios presentan emisiones mayores de N_2O en suelos fertilizados con nitrato amónico (Chantigny *et al.*, 2010) o urea (López-Fernández *et al.*, 2007) comparados con suelos enmendados con estiércol. Además, Pelster *et al.* (2012) encontraron que la tasa de emisión de N_2O para parcelas enmendadas con estiércol de aves fue un 1,8 por ciento más elevada, más del doble que el de otros tratamientos, incluidos los fertilizantes minerales (0,3 a 0,9 por ciento), un resultado atribuido al alto contenido de C en el estiércol de las aves. Estos autores concluyeron que, comparado con fuentes de N mineral, la aplicación del estiércol incrementa el flujo del N_2O en los suelos con bajo contenido de C.

La aplicación en el campo de la pollinaza, presenta una oportunidad para mejorar la productividad del suelo y para la disposición de los residuos de la avicultura. Un estudio de Nyakatawa *et al.* (2011) investigó las emisiones de CH_4 y de N_2O de los suelos que recibieron pollinaza y nitrato amónico, utilizando métodos de aplicación al voleo, al voleo incorporado o en banda subsuperficial en sistemas convencionales y de siembra directa en suelos franco-limosos (Decatur) en el Norte de Alabama. Las parcelas que recibieron nitrato amónico fueron emisoras netas de CH_4 y de N_2O , mientras que aquellas que recibieron pollinaza fueron reservorios netos de CH_4 . Las emisiones de óxido nitroso de los suelos enmendados con estiércol dependieron de los métodos de aplicación, al adicionar al voleo (superficial o con incorporación) se generó una emisión neta de N_2O mientras que las parcelas enmendadas mediante la aplicación de banda subsuperficial fueron reservorios netos de N_2O .

⁴² Ver Velthof *et al.* (2003); van Groenigen *et al.* (2004); Dong *et al.* (2005); y Gregorich *et al.* (2005).

Sin embargo, otro estudio con pollinaza no encontró diferencias en las emisiones de los GEI entre el estiércol y los fertilizantes minerales (urea, urea-nitrato amónico y nitrato amónico) (Sistani *et al.*, 2011), y puso el énfasis en la complejidad de las emisiones de los GEI del suelo y de la multitud de factores que se necesitan tener en consideración cuando se proponen prácticas de mitigación (P.ej. tipo y condición del suelo, condiciones climáticas, composición del estiércol y método de aplicación).

No es factible capturar el CH₄ producido una vez que el estiércol ha sido aplicado al suelo y, por lo tanto, la mayoría de las prácticas para prevenir las emisiones de CH₄ provenientes de suelos a los que se les aplica estiércol son enfocadas a prevenir las condiciones anaeróbicas o a reducir el flujo de C degradable en el sitio de aplicación. Informes de investigaciones sobre emisiones de CH₄ y de N₂O después de su aplicación, muestran con frecuencia un amplio rango de resultados. Generalmente los autores señalan que muchas variables en el estiércol, en la técnica de su aplicación, en el manejo y tipo de suelo, en la humedad del suelo y en el clima pueden tener un impacto en las emisiones.

La inyección subsuperficial de los excrementos líquidos en el suelo puede producir condiciones anaeróbicas localizadas que rodean el estiércol líquido enterrado, junto con una concentración de C degradable, lo que puede originar una alta emisión de CH₄ en comparación con el estiércol aplicado al voleo⁴³. Diluir el estiércol o reducir el flujo de C degradable a través de la separación de sólidos o de pre-tratamientos de degradación anaeróbica son opciones que reducen las emisiones de CH₄ del estiércol inyectado (Amon *et al.*, 2006; Clemens *et al.*, 2006).

Los componentes de la biomasa microbiana en el suelo utilizan CH₄ como fuente de C y por lo tanto el suelo es a menudo un reservorio de este gas. Solamente cuando las concentraciones de CH₄ exceden la capacidad metabólica del suelo, o cuando el metabolismo aeróbico de la biota se inhibe a través del perfil del suelo, las emisiones de CH₄ son significativas después de la aplicación del estiércol al suelo. Por lo tanto, promover una ruta metabólica aeróbica y reducir la carga de metano son otras aproximaciones que se utilizan para disminuir las emisiones de CH₄ después de inyectar el estiércol (Rodhe *et al.*, 2006).

Se debe tener cuidado porque las emisiones de CH₄ del estiércol inyectado en el suelo son relativamente bajas cuando se comparan con la reducción en la volatilización de NH₃ obtenidas mediante la inyección subsuperficial. Powell *et al.* (2011c) investigaron el potencial que tenían, para la mitigación de la volatilización del NH₃, tres métodos de aplicación de estiércol líquido almacenado provenientes de granjas lecheras: al voleo, al voleo seguido de una incorporación parcial utilizando un implemento aireador y mediante inyección. La pérdida de N total del estiércol líquido fue del 27,1 por ciento (20,5 por ciento como NH₃ y 6,6 por ciento como nitrato), 23,3 por ciento (12,0 por ciento como NH₃ y 11,3 por ciento como nitrato), y 9,1 por ciento (4,4 por ciento como NH₃ y 4,7 por ciento como nitrato), respectivamente. Los autores indicaron que aunque la incorporación del estiércol líquido mermó la pérdida total de N, al final del experimento, el nitrógeno que se conservó no impactó significativamente la producción del cultivo, ni la absorción del N por los cultivos, ni las propiedades del suelo. Los autores explicaron la falta de respuesta del N conservado por las diferencias relativamente pequeñas del N restante en el estiércol líquido, después de las pérdidas de N, y por la cantidad relativamente grande de mineralización de N en el suelo de alta fertilidad, donde se realizó el estudio.

⁴³ Ver Flessa y Besse (2000); Külling *et al.* (2003); Clemens *et al.* (2006); y Amon *et al.* (2006).

A diferencia del CH_4 , la mayor parte del N_2O se produce después de que el estiércol se ha aplicado al terreno. El control de la cantidad de N disponible para la nitrificación y desnitrificación en el suelo, así como la disponibilidad de C degradable y el potencial de reducción de oxidación del suelo, son opciones para disminuir las emisiones de N_2O que se pueden alcanzar mediante el método de aplicación del estiércol. Es frecuente que en las primeras semanas después de la aplicación mediante el sistema de inyección, se presente un incremento en la emisión de N_2O , comparativamente con las aplicaciones del estiércol al voleo.

La dilución, la separación de sólidos y los pretratamientos de digestión anaeróbica del estiércol antes de ser inyectado, reducen la disponibilidad de C degradable y como resultado, las emisiones de N_2O tienden a decrecer⁴⁴. Varios autores⁴⁵ han observado que los suelos húmedos tienden a promover las emisiones de N_2O y que el tiempo de aplicación puede ser importante. En muchos suelos, se pueden evitar picos en las tasas de emisión, simplemente evitando la aplicación antes de una lluvia. Mkhabela *et al.* (2006) demostraron que mantener el pH del terreno por encima de 6.5 ayudaba a reducir las emisiones de N_2O . Las emisiones de óxido nitroso resultantes de la inyección de estiércol en el suelo son generalmente bajas y por lo tanto se debería sopesar los beneficios de reducir la volatilización del NH_3 cuando este se aplica al voleo. Se requieren más investigaciones adicionales sobre estas estrategias de mitigación mediante la aplicación del estiércol.

Dietas con niveles de PC reducidos producen un estiércol con una tasa más lenta de mineralización del N, lo que hace que se libere menos N disponible para las plantas (Powell y Broderick, 2011). Por lo tanto, se necesitan cambios en las recomendaciones sobre las proporciones de aplicación del estiércol, de manera que reflejen el ciclo del N a partir de las dietas modificadas. Sin embargo, a una tasa igual de aplicación de N, el rendimiento de la cosecha de cebada no fue diferente cuando se utilizó estiércol de vacas lecheras alimentadas con dietas con alto contenido de PC (16,8) o con bajo contenido (14,8) (Lee *et al.*, 2013). Para minimizar la producción de N_2O en todos los casos, la proporción del estiércol utilizado debería ser coordinada con la cantidad de fertilizante mineral empleado, y además, prestar atención al tiempo y al método de la aplicación, para evitar que el nivel de N usado exceda los requerimientos de las plantas.

Bajar la concentración de N, prevenir las condiciones anaeróbicas o reducir la concentración de C degradable en los residuos orgánicos de origen animal, son estrategias generalmente exitosas para disminuir las emisiones de los GEI provenientes del estiércol aplicado al suelo. La separación de los sólidos y los pretratamientos de degradación anaeróbica pueden mitigar la emisión de CH_4 del estiércol que ha sido aplicado subsuperficialmente, emisión que de otra manera puede ser más alta cuando el estiércol se aplica al voleo. El momento de la aplicación (P. ej., evitar aplicarlo antes de la lluvia) y mantener el pH por encima de 6,5 son prácticas que pueden disminuir las emisiones de N_2O originadas en el estiércol.

⁴⁴ Ver Thompson *et al.* (1987); Flessa y Besse (2000); Külling *et al.* (2003); Amon *et al.* (2006); Clemens *et al.* (2006); y Velthof y Mosquera (2011).

⁴⁵ Ver Christensen (1983); Wagner-Riddle y Thurtell (1998); Rochette *et al.* (2004); Mkhabela *et al.* (2006); Hayakawa *et al.* (2009); Hernández-Ramírez *et al.* (2009a, 2009b); Sauer *et al.* (2009); Smith y Owens (2010); Tenuta *et al.* (2010); y Meade *et al.* (2011).

Inhibidores de la ureasa y de la nitrificación

Los procesos microbianos que desembocan en una producción de N_2O pueden ser manipulados a través del uso de aditivos químicos. Los inhibidores de la nitrificación (los utilizados ampliamente son dicianidamida (DCD) y nitrapirina) reducen la cantidad de N_2O producido bajo condiciones experimentales controladas o en condiciones de campo⁴⁶.

Los inhibidores de la ureasa son efectivos cuando se aplican a la orina antes de mezclarla con el suelo o con las heces y por lo tanto tienen aplicabilidad limitada en los sistemas de producción animal o en los sistemas de manejo de desechos, en los cuales las heces y la orina se separan. Sin embargo, se ha reportado que en parcelas de engorde los inhibidores de la ureasa disminuyen efectivamente la pérdida de NH_3 . Por ejemplo, Varel *et al.* (1999) trataron corrales de engorde con inhibidores de la ureasa, triamida ciclo-hexil fosfórico y triamida del ácido N-(n-butyl) tiosfosfórico. A pesar de que no se encontró urea en los corrales testigo, los corrales tratados retuvieron una significativa cantidad de urea hasta 14 días después del tratamiento. Al tratar los corrales durante seis semanas, se incrementó adicionalmente la conservación de la urea, reduciendo respectivamente la pérdida por volatilización del NH_3 . En contraste con los inhibidores de la ureasa, los inhibidores de la nitrificación fueron más eficaces en disminuir las emisiones de N_2O en sistemas intensivos basados en pasturas en Nueva Zelandia, cuando se aplicaron sobre orina y heces que habían sido depositadas sobre las pasturas y los suelos (de Klein *et al.*, 1996, 2001, 2011; Di y Cameron, 2002, 2003, y 2012). Luo *et al.* (2008) encontraron hasta un 45 por ciento de reducción en las emisiones de N_2O de la orina de vacas lecheras empleada en varios suelos en Nueva Zelandia, debido a la aplicación del inhibidor de nitrificación DCD, y señalaron que la eficacia de estos compuestos puede ser reducida bajo fuertes precipitaciones. Los ensayos más recientes a nivel nacional en este país muestran una reducción promedio del 50 por ciento del N_2O por el uso de la DCD (Gillingham *et al.*, 2012).

La aplicación de DCD también dio lugar a una disminución drástica del 68 por ciento en las pérdidas por lixiviación del nitrato en suelos con arcillas profundas, en pasturas de rai-grás perenne y de trébol blanco (Di y Cameron, 2002, 2005). Adicionalmente, la lixiviación del Ca^{2+} y del Mg^{2+} se redujo en un 51 y 31 por ciento, respectivamente, y la producción de MS de la hierba en los parches donde se concentraba la orina se incrementó en un 33 por ciento (Di y Cameron, 2005). Una revisión de Klein y Monaghan (2011) sugirió un potencial de reducción en el nitrato lixiviado hasta del 60 por ciento y de las emisiones de N_2O hasta del 55 con el uso de la DCD.

Se ha señalado también, que la eficacia de los inhibidores de la nitrificación (específicamente la DCD) depende en gran medida de la temperatura, la humedad y el tipo de suelo. Por ejemplo, la longevidad de la DCD decrece con el incremento de la temperatura del suelo (Kelliher *et al.*, 2008; de Klein y Monaghan, 2011). Algunos estudios han sugerido un potencial incremento en la volatilización del NH_3 y de la lixiviación del amonio debido a un aumento en la acumulación de amonio en el suelo. Se ha sugerido que la DCD no sería efectiva en la reducción de la lixiviación del nitrato en los suelos donde la lixiviación de amonio es considerablemente alta, ocurrencia también influenciada por las lluvias (de Klein y Monaghan, 2011).

⁴⁶ Ver Thompson *et al.* (1987); De Klein *et al.* (1996, 2001, 2011); Di y Cameron (2002, 2003, 2012); y Dittert *et al.* (2001).

Los resultados del uso combinado de inhibidores de nitrificación y ureasa no han sido concluyentes (Khalil *et al.*, 2009; Zaman y Blennerhassett, 2010). Los inhibidores de la ureasa inhiben la hidrólisis de la urea a amonio y, por consiguiente, afectan directamente la disponibilidad del sustrato para la volatilización del NH_3 . Una reciente revisión de literatura, que incluyó a Nueva Zelanda como estudio de caso, indicó que un inhibidor de la ureasa – triamida del ácido N-(n-butyl) tiofosfórico (nBTPT), en este caso – demostró su eficacia para inhibir la hidrólisis de la urea al lograr reducciones de las emisiones de NH_3 entre el 11 y el 93 por ciento, 53 por ciento en promedio (Saggar *et al.*, 2012). Debido a que el amonio también es una fuente de lixiviación del nitrato y de las emisiones de N_2O , se espera que la inhibición de la hidrólisis de la urea afecte las tres rutas de pérdida de N en el suelo, pero esto no ha sido consistentemente observado (Khalil *et al.*, 2009; Zaman y Blennerhassett, 2010).

Como se afirmó anteriormente, los inhibidores de la nitrificación pueden incrementar la cantidad de amonio en el suelo y, por lo tanto, tienen el potencial de incrementar la pérdida de NH_3 , mientras los inhibidores de la ureasa prolongan la estabilidad de la urea. Sin embargo, si la actividad del inhibidor de la nitrificación disminuye, la preservación del N como urea no puede disminuir las pérdidas consiguientes de N como nitrato o N_2O . También generan dudas los diferentes períodos de desintegración de los inhibidores de la ureasa y de la nitrificación (de Klein y Monaghan, 2011).

Los avances en la biotecnología de las plantas y en la enzimología microbiana pueden ofrecer nuevas posibilidades para reducir las emisiones de N_2O de suelos abonados con estiércol. Richardson *et al.* (2009) propusieron que las emisiones de N_2O generadas en los procesos de desnitrificación bacteriana son el resultado de una incompleta reducción de N_2O a N_2 . Estos autores sugirieron varias rutas potenciales para realzar esta etapa final en el proceso de desnitrificación, concretamente: (1) incremento de la disponibilidad de cobre en el suelo (Cu) para proveer suficiente Cu_A y Cu_Z , cofactores necesarios para la biosíntesis o el ensamble de N_2OR (N_2O reductasa); (2) mejor comprensión de los mecanismos reguladores de la N_2OR (enzima de reparación y síntesis *de novo*); (3) uso de plantas para “limpiar” las emisiones de N_2O mediante la expresión N_2OR bacteriana en la en plantas.

Los inhibidores de nitrificación son agentes promisorios para la reducción de las emisiones de N_2O de los sistemas de producción intensivos, pero los beneficios para el productor se limitan a la reducción de la pérdida de N. Aunque los inhibidores de la ureasa son eficaces para preservar la urea y reducir la volatilización del NH_3 , pueden dar lugar a un incremento de las emisiones de N_2O debido a un potencial aumento del amonio y a la subsecuente concentración de nitrato en el suelo.

Control de las emisiones de los gases de efecto invernadero mediante prácticas de pastoreo

Las emisiones de óxido nitroso pueden ser especialmente altas en los sistemas de pastoreo intensivo debido a la elevada concentración de N en la orina, como resultado del alto contenido de la PC en los pastizales (generalmente, del 22 al 28 por ciento de la MS, tomando como ejemplo Nueva Zelanda), y existen muchos estudios sobre las relaciones entre el sitio de deposición, la composición química de la orina y los procesos de nitrificación y desnitrificación en el suelo⁴⁷.

⁴⁷ Véase Ambus *et al.* (2007); Bhandral *et al.* (2008); Bol *et al.* (2004); Comfort (1990); Luo *et al.* (2008a); Rodhe *et al.* (2006); y Velthof y Mosquera (2011).

Eckard *et al.* (2010), señalaron que la tasa de aplicación de N efectiva en el parche de orina de una vaca lechera en pastoreo es entre 800 y 1 300 kg N/ha, y el N se deposita a concentraciones mucho mayores que la capacidad del sistema suelo - planta para utilizarlo. Estos autores sugirieron que una distribución más uniforme de la orina en la parcela reduciría la tasa de aplicación efectiva, lo cual se debería traducir en una reducción de las emisiones de N₂O.

Estos efectos se suelen agravar por las altas tasas de aplicación de los fertilizantes nitrogenados para estimular el crecimiento del pasto, lo que aumenta aún más la concentración de N urinario. De Klein *et al.* (2001) observaron una reducción de las emisiones de N₂O entre el 40 y el 57 por ciento cuando, al final de la estación otoñal húmeda de Nueva Zelandia, se restringió el pastoreo a tres horas diarias. Este descenso fue atribuido a la disminución de las aplicaciones de N durante el período con condiciones más favorables para las emisiones de N₂O. Cuando de Klein *et al.* (2001) incluyeron las emisiones de N₂O resultantes de la aplicación del efluente recolectado durante los períodos de restricción del pastoreo, las emisiones de N₂O se redujeron solamente entre el 7 y el 11 por ciento.

No obstante, el mantenimiento de los animales fuera de las parcelas de pastoreo, en cobertizos de espera o corrales de alimentación, durante la mayor parte del día en los meses húmedos del año (otoño, invierno), ha demostrado ser una práctica eficaz para la mitigación del N₂O en los sistemas de pastoreo intensivo (de Klein, 2001; de Klein *et al.*, 2002; Luo *et al.*, 2008b). Al no permitir el pastoreo durante la estación húmeda también se incrementa la productividad de los pastos debido a la reducción de los daños por pisoteo y de la compactación del suelo (de Klein, 2001). Sin embargo, se debe tener en cuenta que esta práctica resulta en emisiones mucho más altas de NH₃ (Luo *et al.*, 2010) debido a que la orina y las heces se excretan y se mezclan en el área de los corrales.

De otro lado, la reducción de la intensidad del pastoreo ha resultado en un incremento de las emisiones de N₂O en las zonas templadas donde los pastizales tienen un ciclo de descongelamiento prolongado (Wolf *et al.*, 2010). Este aumento de las emisiones fue atribuido al acrecentamiento de la actividad microbiana durante el descongelamiento en el invierno y al inicio de la primavera, como resultado del aumento de la biomasa de los pastos remanentes.

Al restringir el pastoreo cuando las condiciones son más favorables para la formación de N₂O, la distribución más uniforme de la orina y la optimización de la aplicación de los fertilizantes pueden ser opciones para la mitigación del N₂O, en el caso de los rumiantes criados en pasturas manejadas intensivamente.

Cultivos de cobertura

Prácticas agronómicas tales como intensificar la frecuencia de cultivo, incrementar el uso de forrajes en la rotación de los cultivos, reducir la intensidad y la frecuencia de la labranza, mejorar la gestión de los residuos de cosecha y adoptar la agroforestería pueden tener un impacto considerable en la captura de C en el suelo, aunque según algunos informes, la contribución de la captura de C en los suelos agrícolas a las emisiones globales de los GEI puede ser relativamente pequeña y su almacenamiento reversible (Hutchinson *et al.*, 2007).

Los cultivos de cobertura pueden reducir la erosión, mejorar la calidad y la fertilidad del suelo y optimizar la gestión del agua, de las malezas, de las enfermedades y de las plagas, además de aumentar la diversidad de plantas y de fauna silvestre en la granja (Lu *et al.*, 2000; Haramoto y Gallandt, 2004). En algunos sistemas de producción, los cultivos de cobertura también incrementan el rendimiento de los cultivos (Miguez y Bollero, 2007) reducen el costo de los insumos y aumentan la rentabilidad de la granja al reducir el uso de los fertilizantes nitrogenados, mejorar la disponibilidad de P y reducir el costo de control de las malezas (Lu *et al.*, 2000; Stockwell y Bitan, 2012; Kassama *et al.*, 2012).

La reducción del uso de fertilizantes nitrogenados mediante la siembra de leguminosas como cultivo de cobertura tiene un efecto directo en la mitigación de las emisiones de N₂O del suelo al disminuir la disponibilidad de nitrato en el suelo y el potencial de lixiviación (Christopher y Lal, 2007). A través de las asociaciones simbióticas con *Rhizobium* (*bacterias de los nódulos radicales*), las leguminosas fijan N atmosférico, convirtiéndolo en amonio, el cual se incorpora a los AA y a las proteínas de la planta. Por lo tanto, la inclusión de leguminosas en los cultivos que se rotan y la consiguiente incorporación de sus residuos en los suelos agrícolas aumenta el N inorgánico y orgánico del suelo disponible para las plantas.

Una combinación de cultivos de cobertura con otras prácticas de conservación del suelo puede mejorar aún más la calidad del terreno y reducir las emisiones de los GEI. Sin embargo, el efecto de los cultivos de cobertura en los flujos de los GEI no es consistente⁴⁸. Una revisión de la captura de C en el suelo y de las emisiones provenientes de las actividades agrícolas en el suroriente de los Estados Unidos de América encontró que la combinación de cultivos de cobertura con la práctica de labranza cero aumentó la captura de carbono orgánico al compararse con la labranza cero y ausencia de cultivo de cobertura (0,53 vs 0,28 Mg ha/año; Franzluebbers, 2005). Se reportaron resultados similares en cultivos de algodón (Causarano *et al.*, 2006), pero los beneficios con relación a la captura de C fueron mínimos y el efecto en las emisiones de N₂O en un sistema de rotación maíz/soya fue inconsistente (Bavin *et al.*, 2009).

Liebig *et al.* (2010) informaron que no se presentó un efecto neto de mitigación de los GEI al incorporar un cultivo de cobertura de centeno durante la fase de barbecho en un sistema de cultivo de arroz de secano con labranza cero, y resultados similares, no concluyentes, se reportaron en un estudio canadiense (VanderZaag *et al.*, 2011). En un sistema de producción diferente en el Valle Central de California, un análisis de simulación de las prácticas de conservación del suelo en diversos cultivos (fríjol, maíz, algodón, cártamo, girasol, tomate y trigo) encontró que, al compararse con el manejo agrícola tradicional, los cultivos de cobertura presentaron el mayor potencial para mitigar los flujos de los GEI en el suelo con el resultado de una reducción neta entre 752 y 2 201 kg CO₂-eq/ha/año (la labranza de conservación tuvo el potencial de mitigación más bajo) (de Gryze *et al.*, 2010). Otros autores llegaron a las mismas conclusiones con alfalfa, melón y girasol (de Gryze *et al.*, 2011).

En general, los cultivos de cobertura son benéficos para la calidad y las características agronómicas del suelo y pueden aumentar la rentabilidad de la granja. Estos cultivos incrementan la absorción de N de las plantas y disminuyen la acumulación de nitrato y por consiguiente reducen

⁴⁸ Véase Franzluebbers (2005); Bavin *et al.* (2009); Kallenbach *et al.* (2010); de Gryze *et al.* (2010, 2011); y Borgen *et al.* (2012).

la producción de N₂O a partir de la denitrificación, pero los resultados sobre las emisiones de los GEI en general no han sido coherentes. Las interacciones con otras prácticas de conservación del suelo son significantes (sistemas de labranza de conservación, por ejemplo) y deben ser considerados cuando la meta del cultivo de cobertura sea la reducción de las emisiones de los GEI en la totalidad de la granja.

Otros tratamientos del estiércol

Existen muchos sistemas de tratamiento de los desechos utilizados en el procesamiento de los residuos humanos. De estas tecnologías, muy pocas se han aplicado en el tratamiento de los desechos del ganado. Varios estudios han publicado métodos distintos a los expuestos en esta sección. Dos tratamientos biológicos han demostrado que reducen las emisiones. En un estudio de laboratorio, Luth *et al.* (2011) probaron que la introducción de lombrices de tierra en un *vermifilter* alimentado con estiércol de cerdo proporcionó un sumidero de CH₄ y disminuyó las emisiones de NH₃ y de N₂O. Fukumoto *et al.* (2006, 2010) comprobaron que la adición de bacterias nitrato oxidantes al estiércol de cerdo disminuyó las emisiones de N₂O hasta un 80 por ciento.

CRIANZA DE LOS ANIMALES

En esta sección se examinan las opciones para reducir la IE mediante el aumento de la productividad del hato, del mejoramiento de la sanidad animal y de la longevidad, mientras se mantiene constante la producción de los GEI (o aumentan en menor proporción que el incremento de la productividad). Las prácticas de mitigación a las que se hace referencia en este documento están intrínsecamente relacionadas con las políticas gubernamentales locales y su aplicación depende en gran medida de la voluntad política, de los incentivos a los ganaderos y de la disponibilidad de recursos.

Aumentar la productividad animal

La productividad animal incluye diversos aspectos como la genética, la alimentación, la reproducción, la sanidad y el manejo general de la explotación ganadera. Como se discutió anteriormente, en muchas partes del mundo, la estrategia individual más efectiva para la mitigación de los GEI es el aumento de la productividad animal, la cual puede permitir una reducción del número de animales, manteniendo el mismo nivel de producción de alimentos para el consumo humano, y con un impacto ambiental reducido. Con el tiempo, el incremento de la productividad animal puede disminuir significativamente el número de animales necesarios para el hato nacional.

Aminorar el número de animales fue la estrategia de mitigación que más influyó en la reducción de la huella del carbono en la industria lechera de los Estados Unidos de América (Capper *et al.*, 2009). Igualmente, en los Países Bajos, donde rige un sistema de cuotas, la producción de leche por vaca aumentó de 6 270 Kg de grasa y LCGP/año, en el año base 1990 de Kioto, a 8 350 Kg LCGP/año en 2008, con una reducción concomitante del metano de 17,6 a 15,4 g/kg LCGP, respectivamente (Bannink *et al.*, 2011).

La industria porcina ha experimentado un progreso similar. A manera de ejemplo, el número de cerdos comercializados en los Estados Unidos de América aumentó en un 29 por ciento entre 1959 y 2009, mientras que el tamaño del hato reproductor disminuyó en

un 39 por ciento, el uso de alimentos disminuyó en un 34 por ciento y la huella de carbono, para 454 kg de canal faenada se redujo en un 35 por ciento. El tamaño de la camada aumentó de 7,10 lechones en 1974 a 9,97 en 2011 y la cantidad de carne producida por cada animal reproductor se incrementó, en el mismo período, de 755 kg a 1 828 kg (National Pork Board, 2012).

En los países en desarrollo, los pequeños productores suelen depender de un mayor número de animales de bajo rendimiento, en vez de un número menor de animales de alto rendimiento (Tarawali *et al.*, 2011). Como lo señalaron estos autores, existen dos limitaciones principales para el aumento de la producción animal: el potencial genético de los animales y la disponibilidad de piensos de buena calidad. Sin lugar a dudas, en los países en desarrollo existe un gran potencial para incrementar la producción (alcanzar el potencial genético de los animales) mediante una mejor gestión de los piensos y de la alimentación.

Este potencial, aunque más pequeño, también está presente en los sistemas intensivos de producción de los países desarrollados. Mediante un ACV parcial, Bell *et al.* (2011) demostraron que mejoras en la producción de leche (en su ejemplo, de 23 a 28 kg LCE/día) y en la eficiencia alimenticia pueden reducir significativamente las emisiones de los GEI y el uso de la tierra del hato lechero. Sin embargo, el potencial para optimizar el rendimiento animal puede ser más pequeño en los países desarrollados donde los animales ya tienen una producción y eficacia relativamente alta.

Una selección basada en la alta producción de leche en vacas lecheras, por ejemplo, no se debe realizar a expensas de la disminución de la vida productiva del animal, ni del aumento en la tasa de mortalidad, ni de la disminución de la fertilidad⁴⁹. El compromiso del desempeño reproductivo también tiene un impacto considerable en la rentabilidad de la granja y no se logra compensar totalmente con un aumento en la producción de leche, como lo demostraron Evans *et al.* (2006) en hatos lecheros comerciales de Irlanda.

Además de la productividad, existen prácticas de manejo en los sistemas intensivos de producción que pueden mejorar el desempeño del animal y su productividad durante todo su ciclo de vida (como la sanidad animal mejorada o el manejo y la fertilidad de las novillas; Place y Mitloehner, 2010). Según algunos cálculos, prolongar la lactancia⁵⁰ puede reducir en un 10 por ciento las emisiones de CH₄ entérico de los sistemas de producción de leche (Smith *et al.*, 2007a). Sin embargo, ésta no sería una alternativa viable para algunos sistemas de producción que tienen un período de lactancia de 12 meses (Butler *et al.*, 2010). En los sistemas intensivos de leche, es posible lograr un efecto similar reduciendo el período seco, con o sin el uso de somatotropina recombinante bovina (rbST)⁵¹. No obstante, en algunos sistemas, la disminución o la supresión del período seco mermó la lactancia temprana y la producción de leche de 305 días, aumentando la tasa de eliminación selectiva (Pinedo *et al.*, 2011). Además no sería adecuada para todas las vacas ni para todos los hatos (Marett *et al.*, 2011; Santschi *et al.*, 2011).

En los países en desarrollo es posible lograr grandes avances en la reducción de la IE de los GEI provenientes de los rumiantes mediante el incremento de la productividad animal (leche y carne). Como lo demostró el análisis sobre el sector lechero realizado por Gerber

⁴⁹ Ver Hare *et al.* (2006); Miller *et al.* (2008); and Norman *et al.* (2009).

⁵⁰ Ver van Amburgh *et al.* (1997); Auldist *et al.* (2007); Kolver *et al.* (2008); y Grainger *et al.* (2009b).

⁵¹ Ver Annen *et al.* (2004); Rastani *et al.* (2005); y Klusmeyer *et al.* (2009).

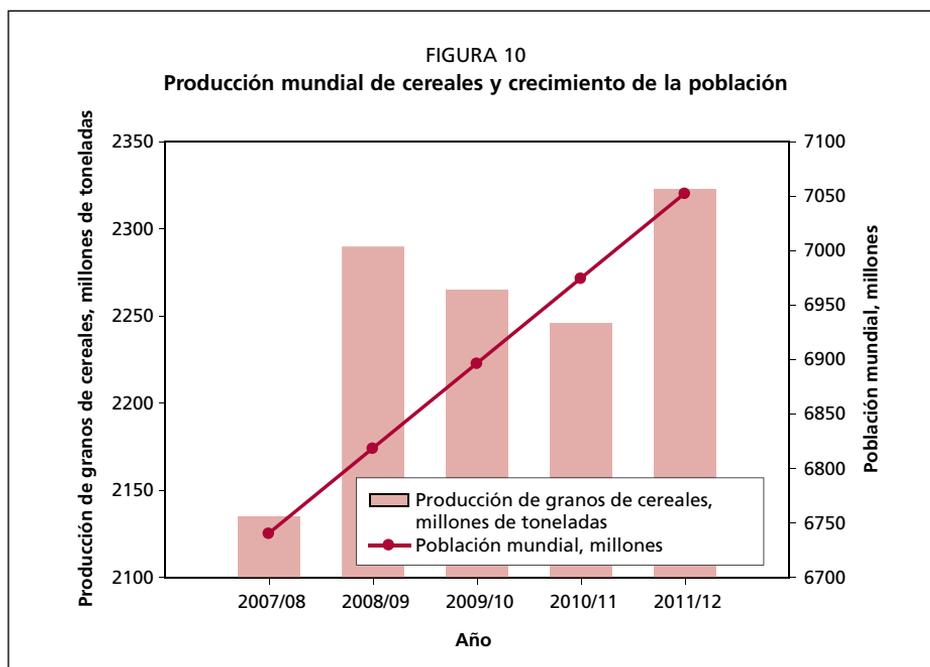
et al. (2011), existe una gran diferencia en las emisiones de los GEI asociada a la producción lechera de las vacas, con variaciones que pueden alcanzar hasta 10 veces, entre países o regiones con alta y baja producción de leche. Flachowsky (2011), por ejemplo, estimó que las emisiones de CO₂-eq por kg de proteína comestible de una vaca lechera que produce 40 kg de leche/día serían aproximadamente un 50 por ciento más bajas que las de una vaca que produce 10 kg/día. Asimismo, las emisiones serían un 70 por ciento más bajas en los bovinos de carne con ganancias de 1,5 kg/día que en aquellos con ganancias de 1,0 kg/día. Asimismo, las emisiones serían 40 por ciento más bajas en cerdos de levante o ceba con ganancias de 900 g/día que en aquellos con 500 g/día y un 60 por ciento menores en gallinas ponedoras con un porcentaje de postura del 90 por ciento en comparación con aquellas con postura del 50 por ciento.

Para ilustrar el efecto de la productividad en las emisiones de los GEI, se usaron los datos de la FAO para el sector lechero (Gerber *et al.*, 2011). De acuerdo a estos datos, la producción anual de leche por vaca en América del Norte fue de aproximadamente 8 900 kg en 2010 y en Asia del Sur y Asia Suroriental de 2 800 kg/año en los sistemas especializados (1 000 kg de leche al año en los sistemas no especializados). Usando la relación de Gerber *et al.* (2011) para CO₂-eq (CO₂-eq, kg/vaca/año = 0.8649 × producción de leche, kg/vaca/año + 3315.5; y asumiendo la producción de leche como la LCGP), es posible calcular que una vaca de América del Norte producirá alrededor de 11 000 kg de CO₂-eq/año y una vaca de la región asiática cerca de 5 700 kg CO₂-eq/año, cifras que corresponden a 1,24 y 2,05 kg CO₂-eq/kg leche, respectivamente. Si en esta última región se aumentara la producción de leche en un 30 por ciento (producción promedio de leche de cerca de 3 600 kg/vaca/año) sin un cambio en las emisiones de los GEI, la producción del CO₂-eq disminuirá a 1,78 kg/kg leche.

Blümmel *et al.* (2009) estimaron que en la India, utilizando los recursos alimenticios disponibles, sería posible aumentar la producción de leche por animal, del promedio nacional de 3,61 litros/día a 6-9 litros/día, lo cual reduciría potencialmente en el país la producción de CH₄ de 2,29 Tg a 1,38 Tg/año.

Otro ejemplo de cómo un aumento de la productividad obtenido a partir del uso de piensos de mejor calidad puede disminuir el CH₄ entérico por unidad de producto fue proporcionado por Waghorn y Hegarty (2011). Estos autores calcularon que los corderos en crecimiento alimentados con pastos mejorados (energía metabolizable un 20 por ciento más alta) presentaban una ganancia mayor y las emisiones de CH₄ aproximadamente 50 por ciento más bajas por unidad de ganancia (es decir, IE). Estas ganancias se podrían obtener con el mejoramiento de la genética animal (ver la discusión en las siguientes secciones) y a través del mejoramiento de la nutrición animal.

En la mayor parte de las situaciones, la nutrición mejorada significa forrajes de una mejor calidad, es decir, digestibilidad, o el incremento de la inclusión de granos en las dietas de los rumiantes. Esta última propuesta genera controversias. A pesar de que los sistemas de producción de rumiantes basados en alimentos concentrados pueden ser más eficientes desde la perspectiva del animal y de las emisiones de los GEI por unidad de producto (Beauchemin *et al.*, 2010), es necesario recurrir a los ACV para determinar si este es el caso, cuando se consideran las emisiones asociadas a la producción, el transporte y al procesamiento de los granos y forrajes.



Este no necesariamente sería el caso si todos los insumos se incluyeran en el cálculo de la IE del ganado de carne, en la fase de acabado con granos, en los sistemas intensivos y se comparara con el acabado con pastos, en los sistemas extensivos (Waghorn y Hegarty, 2011), especialmente cuando se considera adecuadamente la captura de C por los pastizales. Además, el aumento de la producción animal en el mundo en desarrollo puede ser un proceso costoso y a largo plazo, porque requiere mejoramientos en la genética y en la nutrición animal.

Es posible que los pastos de alta calidad no sean una opción viable para mejorar la nutrición animal en muchas regiones y, en tal caso, el aumento de la producción se tendrá que lograr a partir de los alimentos concentrados. Puesto que la tasa de producción de granos cereales generalmente ha seguido la tasa de crecimiento de la población mundial (Figura 10; datos de la FAO; <http://www.fao.org/worldfoodsituation/wfs-home/csdb/en> y <http://www.geohive.com/earth>) y se espera un mejoramiento de la nutrición en el mundo en desarrollo, es cuestionable si habrán más granos disponibles para la alimentación de los rumiantes. Los rumiantes en crecimiento son mucho menos eficientes en la conversión de granos que las aves de corral o que los cerdos, pero las vacas lecheras podrían ser tan eficientes (dependiendo del nivel de producción) como los monogástricos en la producción de proteína comestible⁵². No obstante, a largo plazo, es cuestionable si el aumento de la inclusión de granos en las raciones de bovinos, búfalos, ovejas o cabras puede ser una estrategia económicamente viable para aumentar la producción de leche y especialmente de carne, y reducir de este modo el impacto ambiental generado por el ganado.

Se estima que los sistemas de producción de leche basados en pasturas generalmente tienen emisiones más altas de GEI por unidad de LCGP (alrededor del 50 por ciento) que los sistemas agropecuarios o mixtos, aunque algunos sistemas de pastoreo en regiones templadas

⁵² Ver Flachowsky (2002, 2011); Gill *et al.* (2010); y de Vries and de Boer (2010).

muestran baja IE (FAO, 2010). Los sistemas de producción orgánica de leche tienen una IE de los GEI más alta que la de los sistemas convencionales, según se ha demostrado en algunos análisis en los Estados Unidos de América y Europa (Heller y Keoleian, 2011; Kristensen *et al.*, 2011), aunque probablemente este no sea siempre el caso y dependa de los fertilizantes utilizados en la producción de piensos y del nivel de la productividad animal (Martin *et al.*, 2010a).

Es posible mejorar la eficiencia ambiental de los sistemas de producción lechera basados en pasturas con la aplicación de buenas prácticas de manejo, como se demostró en un ejercicio de modelación realizado por Beukes *et al.* (2010). Estos autores calcularon que la aplicación de una combinación de prácticas, que incluyen el mejoramiento del desempeño reproductivo con el fin de reducir la eliminación selectiva involuntaria de animales, el uso de vacas cruzadas con alto valor genético para el mejoramiento de los sólidos en la leche y el manejo de pastos mejorados para aumentar la calidad media de los pastos y del ensilaje, podría disminuir las emisiones de los GEI entre un 27 y 32 por ciento en las granjas lecheras basadas en pasturas en Nueva Zelanda. Basset-Mens *et al.* (2009) ya habían reportado resultados similares.

La expresión del potencial genético para la producción de un animal depende de una nutrición adecuada. La alimentación insuficiente, debido a la poca disponibilidad de alimentos o a una inadecuada formulación de la dieta, puede ser un problema común tanto en los países en desarrollo como en los desarrollados. Un estudio de campo, en granjas lecheras comerciales en los Estados Unidos de América, concluyó que los esfuerzos para minimizar el desperdicio de alimento (es decir, los ahorros en el costo de la alimentación) deben asegurar que las vacas reciban los nutrientes adecuados y así evitar que se suprima el potencial genético para la producción de leche (Dekleva *et al.*, 2012).

En un estudio realizado en Irlanda se investigó la respuesta de las vacas Holstein-Frisona, de un valor genético alto o medio, alimentadas con un adecuado suministro de pastos y complementadas con niveles de concentrados que correspondían a la mitad y al doble de los niveles utilizados normalmente por la industria (Kennedy *et al.*, 2001). La investigación encontró que el sistema de alimentación con bajo concentrado restringió la capacidad de las vacas de alto valor genético de expresar totalmente su potencial para la producción de leche. La diferencia en el rendimiento de la leche entre genotipos fue mucho más grande en el sistema de alimentación con alto concentrado que en aquel de bajo concentrado. Sin embargo, una conclusión importante de este estudio fue que los sistemas de alimentación con alto concentrado, a pesar de que tenían una producción mayor de leche y una mejor utilización de su potencial genético, no serían económicamente viables en un escenario de bajos precios de la leche y altos costos de los piensos.

Un estudio llevado a cabo en Nueva Zelanda con vacas en pastoreo concluyó que las vacas con alto potencial genético para la producción de leche se someten a déficits de energía relativamente más altos en los sistemas de producción de leche en pastoreo, lo que da como resultado tasas más bajas de sustitución, mejor respuesta de la producción de leche a los suplementos nutricionales, pero también puntuaciones más bajas de la condición corporal, lo que a su vez disminuye el rendimiento reproductivo (Baudracco *et al.*, 2010). Los autores también señalaron que la inclusión de suplementos concentrados en pasturas con un incremento concomitante a la intensidad de carga puede tener efectos sinérgicos en el aumento de la productividad de los sistemas de producción de leche

en pastoreo. Aparentemente, el solo incremento de la intensidad de carga daría como resultado una reducción de la producción por animal y se esperaría un incremento de las emisiones de los GEI por unidad de leche. El nivel de nutrientes suplementarios requerido por animal y la intensidad de carga óptima dependen del potencial genético de la vaca, del grado de respuesta a la complementación, de la disponibilidad de forraje, del valor de la leche y de los costos de los suplementos alimenticios.

La expresión del potencial genético de los animales es muy importante, pero también es de mucha significancia evitar la importación de material genético a climas y condiciones de manejo donde los animales de alta producción nunca pueden alcanzar su potencial y su comportamiento será de hecho peor que el de las razas nativas o de los cruces debido a los desafíos que suponen el clima, las enfermedades y las condiciones de manejo. Las vacas de raza Holstein, por ejemplo, tienen un alto potencial genético para la producción de leche, que se traduce en bajas emisiones de los GEI por unidad de producto, pero su introducción en ambientes con condiciones a las que no se pueden adaptar, da lugar a problemas relacionados con bajos estándares en la sanidad, en la producción de leche y en la reproducción (agravados por el bajo valor genético que la raza tiene para esta característica) y que dan como resultado un sistema de producción de bajo rendimiento e ineficiente a largo plazo (Harris y Kolver, 2001; Evans *et al.*, 2006; Madalena, 2008). Como lo señalaron Harris y Kolver (2001), la incapacidad de las vacas Holstein para mantener una alta eficiencia reproductiva, aparentemente ha sido una de las principales razones para la reducida supervivencia de la raza en las condiciones de pastoreo en Nueva Zelandia y lo cual ha generando importantes ventajas económicas para los productores que crían los cruces nativos de las vacas lecheras.

El aumento de la productividad puede ser una estrategia muy exitosa para la reducción de las emisiones de los GEI provenientes de los rumiantes tanto en los países en desarrollo como en los desarrollados, con un potencial de mitigación mucho más grande en los países en desarrollo. El mejoramiento de la calidad de los forrajes, la inclusión de granos en la dieta, la expresión del potencial genético productivo de los animales a través de una nutrición adecuada y el uso de razas nativas o de cruces son enfoques recomendados para optimizar la productividad animal y reducir las emisiones de los GEI por unidad de producto. La tendencia es menos clara en las especies monogástricas puesto que dos de ellas se contraponen: de un lado, la productividad puede reducir el consumo de piensos (y por lo tanto las emisiones derivadas de la producción de piensos) y las emisiones del estiércol por unidad de producto; pero de otro lado, los animales de alta productividad requieren alimentos de mayor calidad (que a su vez presentan una mayor intensidad de emisiones).

Somatotropina recombinante bovina (rbST)

Otra práctica de manejo animal, que indirectamente puede reducir las emisiones, a través del aumento de la productividad en el ganado de leche, es el uso de la rbST. Capper *et al.* (2008) emplearon un modelo matemático para estimar el impacto del uso de la rbST tanto a nivel de cada vaca individual como de toda la industria, asumiendo un aumento en la producción de leche de 4,5 kg/día (una asunción optimista de acuerdo a los datos europeos; Chilliard *et al.*, 1989). Los resultados del análisis sugirieron que el uso de la rbST podría reducir la producción de CH₄ en un 7,3 por ciento por unidad de leche producida.

El uso de la rbST ha sido fuente de controversias, y su uso para la producción de leche está prohibido en Canadá, Japón, la Unión Europea, Australia y Nueva Zelandia. Evidencias limitadas sugieren que el uso de rbST podría incrementar el riesgo de mastitis clínica y de vacas con dificultad para concebir, además de un aumento en el riesgo de desarrollar signos clínicos de cojera (Dohoo *et al.*, 2003). Si el uso de la rbST tuviera una influencia negativa en la fertilidad y en la sanidad animal, la reducción de la producción de CH₄ entérico estimada por Capper *et al.* (2008) sería mucho menor, o incluso ausente. Además, es probable que esta práctica de mitigación solo sea aplicable en sistemas de producción intensivos.

El aumento de la productividad y la eficiencia alimenticia con la rbST reduciría la IE, pero la aplicabilidad de esta práctica de mitigación se limita a las regiones donde su uso es permitido. Existen cuestionamientos sobre su viabilidad económica y sobre sus efectos en la sanidad y fertilidad animal.

Genética Animal

El mejoramiento genético animal, junto con las mejoras en el manejo de la dieta pueden dar lugar a una considerable reducción de las emisiones de los GEI por unidad de producto en los sistemas de producción pecuaria, como lo ha demostrado la industria de carne australiana (Henry y Eckard, 2009). Algunos estudios con bovinos de carne indicaron que los animales con bajo consumo de alimento residual (CAR) pueden producir hasta un 28 por ciento menos de CH₄ entérico (Nkrumah *et al.* 2004; Hegarty *et al.* 2007).

Según Herd y Arthur (2009), la variación en el CAR se puede atribuir a la variación en el recambio de proteínas, en el metabolismo tisular y el estrés (37 por ciento), con contribuciones inferiores de la digestibilidad (10 por ciento), al aumento del calor y la fermentación (9 por ciento) y a la composición corporal (5 por ciento).

Recientemente, Waghorn y Hegarty (2011) publicaron una extensa revisión de esta materia. Los autores concluyeron que había poca evidencia de que animales eficientes tienen una diferente producción de CH₄ por unidad del CMS. Además, señalaron la necesidad del seleccionar animales de alta producción porque esto reduce las emisiones por unidad de producto. El grado en el cual el CH₄ se puede reducir a través de la selección del CAR depende del carácter hereditario del rasgo, de la dispersión de los animales eficientes en todas las poblaciones y de su resiliencia a un sistema de producción.

La selección de individuos que tienen una producción de CH₄ por debajo de la media requiere: (1) que el animal huésped controle su microflora y que el rasgo sea heredable; (2) que la selección por los bajos productores de CH₄ sea de mayor importancia para los ganaderos que otros rasgos (P.ej. productividad, fertilidad); (3) que el efecto sea persistente y aplicable en todas las fases de la producción. Por lo tanto, la ganancia inmediata en las reducciones de los GEI a través del CAR es bastante incierta. De Haas *et al.* (2011) estimaron el carácter hereditario del CAR para ganado de leche en 0,40. La variación genética sugiere que una reducción en la predicción de la producción del CH₄ en el orden de 11 a 26 por ciento, teóricamente es posible.

Curiosamente, las herramientas de selección genómica pueden aumentar aún más la reducción de la producción de CH₄, pero su aplicación efectiva requiere de un esfuerzo y colaboración internacional importante que permita reunir los datos pertinentes. Las téc-

nicas moleculares modernas han revelado que el sistema microbiano ruminal tiene una diversidad más grande de lo que se sabía anteriormente. Importantes esfuerzos de colaboración están en marcha para comprender las interacciones entre el animal huésped y su microbioma y los potenciales para seleccionar animales más eficientes o que produzcan menos CH₄ entérico (McSweeney y Mackie, 2012). Estos autores indicaron, con base en los análisis del conjunto de datos mundiales, que la mayor parte (> 90 por ciento) de los organismos metanógenos del rumen hacen parte de los géneros *Methanobrevibacter* (> 60 por ciento), *Methanomicrobium* (~15 por ciento), y un grupo de arqueas del rumen no cultivadas a las que comúnmente se hace referencia como clúster C del rumen (~16 por ciento; datos recientes indican que estos metanógenos producen cantidades más elevadas de CH₄ que las *Methanobrevibacter*). Se ha demostrado que la diversidad microbiana ruminal está influenciada por la especie animal, la raza y las condiciones ambientales, factores estos que se podrían usar para seleccionar animales con un potencial de emisión de CH₄ más bajo o para manipular el ecosistema ruminal y criar animales que produjeran menos CH₄ entérico por unidad de alimento digerido (ver también Abecia *et al.*, 2011). La inoculación permanente del rumen con microbios de otros géneros es rara, pero ha sido exitosa bajo ciertas condiciones (Jones y Lowry, 1984; Jones y Megaritty, 1986) y puede ser un posible enfoque para el diseño de estrategias de mitigación en el futuro.

El tipo de dieta y la calidad del forraje o de los pastos juegan un rol importante en la selección de bajos emisores de CH₄ mediante la selección por el CAR. Jones *et al.* (2011), por ejemplo, concluyeron que la hipótesis de que vacas con un bajo consumo residual producen menos CH₄ no era demostrable en condiciones de pastoreo, en pasturas de baja calidad en el verano, pero si tenía fundamento cuando las vacas pastaban pastos de buena calidad en el invierno. McDonnell *et al.* (2009) concluyeron que las diferencias en la capacidad digestiva para algunas fracciones dietéticas – pero no la para la producción ruminal de CH₄ – pueden contribuir a las diferencias en el CAR entre los bovinos. En el estudio de McDonnell *et al.* (2009) con novillas Limousin × Frisona, el CMS y la emisión de CH₄ no presentaron diferencias en animales con bajo y alto CAR, pero el CH₄ expresado por unidad de CMS fue significativamente más alto para los animales con bajo CAR (es decir, eficientes).

El gobierno de Alberta en Canadá ha desarrollado cuatro protocolos que tienen un soporte científico y que describen los pasos para mitigar las emisiones de los GEI del sistema de producción de ganado de carne en el occidente de este país (Basarab *et al.*, 2009). Uno de los protocolos de cuantificación se enfoca en la selección por un bajo CAR. Otros dos de los protocolos están relacionados con la genética, la nutrición y el manejo animal, y tienen como objetivo la reducción de la edad de sacrificio de los bovinos jóvenes y del número de días que el ganado se alimenta en los corrales de engorde. Según estos protocolos, estas prácticas de cambio tienen el potencial de reducir las emisiones de los GEI del ganado bovino en cifras estimadas entre 0,02 y 1,0 toneladas de CO₂-eq por animal (Basarab *et al.*, 2009). Estas son prácticas de mitigación promisorias que se podrían aplicar en varios sistemas de producción.

Como se indicó anteriormente, la selección de acuerdo al CAR es una tecnología promisoriosa pero con ganancias inciertas. Además, el actual sistema de cálculo del CAR requiere importantes inversiones (identificación del animal y mediciones precisas del consumo de

alimento y de la producción animal; Waghorn y Hegarty, 2011) que con poca probabilidad se pueden efectuar a corto plazo en los países en desarrollo. El concepto de animales modificados genéticamente, diseñados para tener un menor impacto ambiental (principalmente, mediante una eficiencia alimenticia más elevada), aunque no cuenta con aceptación en general, también puede ofrecer una oportunidad para una producción animal más eficiente en el futuro (Niemann *et al.*, 2011).

Las razas pueden diferenciarse respecto a su eficiencia en la utilización de los alimentos, lo cual puede ser explorado como una opción de mitigación de los GEI a largo plazo. Las razas difieren en sus requerimientos para el mantenimiento y en la eficiencia del uso energético para el mantenimiento. Un estudio de larga duración investigó los requerimientos de energía y la eficiencia del uso de la EM para producir ganancias entre razas bovinas de carne y leche (Solis *et al.*, 1988). El requerimiento de EM para el mantenimiento fue de 93,8, 95,3, 115,7 y 140,4 kcal/kg^{0.75} para las razas Angus, Brahman, Hereford, Holstein y Jersey, respectivamente. La eficiencia del uso de la EM para ganancia o pérdida de energía tisular fue del 80,6, 66,8, 66,0, 36,5 y 36,2 por ciento, respectivamente. Estos autores concluyeron que los requerimientos de energía para el mantenimiento por peso y por equilibrio energético fue más bajo y la eficiencia en el uso de la EM fue más alta en las razas de carne y sus cruces que en las razas de leche y sus cruces, lo que se explicó por las diferencias en la composición corporal y en las prioridades fisiológicas.

En el caso de las vacas lecheras, la selección por la eficiencia alimenticia bruta (es decir, leche por unidad de alimento) puede que no tenga ventajas debido a la alta correlación genética entre la eficiencia alimenticia bruta y la producción de leche (Korver, 1988; Østergaard *et al.*, 1990). Actualmente se reconoce que la selección intensiva por un rasgo genético da lugar a pérdidas en otros rasgos. La selección por producción de leche, por ejemplo, se realiza a expensas de los rasgos de carne, como la GDM y de la calidad de la canal, lo mismo que de rasgos secundarios como la reproducción, la sanidad animal, etc. (Østergaard *et al.*, 1990), lo que no es siempre beneficioso para el productor.

Østergaard *et al.* (1990) simularon un análisis económico de razas lecheras altamente especializadas comparadas con cruces adaptados a las condiciones de Dinamarca. El análisis mostró un ingreso neto significativamente más alto con el uso de cruces: 33 Unidades Monetarias Europeas (UME; unidad obsoleta) por 1 000 kg de LCG al 4 por ciento frente a 17 UME de las razas lecheras especializadas (producción de leche de 9 500 kg vs. 6 500 kg/lactancia para la raza lechera y el cruce, respectivamente). Sin embargo, los autores también estimaron que para la raza lechera, el mejoramiento genético en varios aspectos (como la capacidad de consumo de alimento y la eficiencia alimenticia, los rasgos de calidad de la carne, reproducción y sanidad) puede aumentar significativamente el ingreso a un nivel más alto o comparable al que se obtiene con la raza cruzada; por ello se debe tener cautela con la selección genética por un solo rasgo y poner en consideración las ganancias y las pérdidas ocasionadas por los rasgos asociados.

Un estudio holandés comparó vacas Jersey con un grupo de vacas Holstein, Frisona Holandesa y Roja y Blanca Holandesa y encontró que la eficiencia biológica para la producción de leche (energía en la leche dividida por la energía neta en el alimento) fue del 57 y 69 por ciento (dieta de solo forraje y de 50:50 forraje: concentrado, respectivamente) para el grupo Jersey frente a 56 y 61 por ciento para el grupo Holstein-Frisona (Oldenbroek,

1988). Otro estudio del mismo autor ya había reportado una eficiencia más alta para la raza Jersey con vacas en su primera lactancia (Oldenbroek, 1986).

Grainger y Goddard (2004) realizaron una revisión exhaustiva de datos experimentales sobre la eficiencia alimenticia de varias razas lecheras (Holstein, Frisona, Jersey y Holstein-Frisona × cruces Jersey) en varias regiones (Nueva Zelanda, Estados Unidos de América y Europa). Con base en los datos disponibles, los autores concluyeron que las vacas Jersey tienen una eficiencia de conversión alimenticia más alta, medida como sólidos en la leche por unidad de CMS (desde aproximadamente -7 hasta alrededor de +19 más eficiente que las vacas Holstein-Frisona). Además, también indicaron que las vacas cruzadas tendrían una ventaja sobre las puras debido al mejoramiento en la eficiencia alimenticia, en la sanidad y en la fertilidad atribuibles a la heterosis. Finalmente, los autores subrayaron la conveniencia de utilizar más semen Jersey para cruces con la raza Holstein-Frisona.

No obstante, una comparación más reciente entre vacas Holstein, Roja Danesa y Jersey no encontró una ventaja clara de la raza Jersey sobre la Holstein (Halachmi *et al.*, 2011). Estos autores reportaron un rendimiento máximo de la leche menor, una producción de grasa en la lactancia comparable, y una producción de proteína más baja de las vacas Jersey comparadas con las vacas Holstein y Roja Danesa. La eficiencia alimenticia (kg de CMS necesario para producir 1kg de leche) fue más baja en la raza Jersey (0,95kg) que en las vacas Holstein (0,77kg) y Roja Danesa (0,84 kg). La eficiencia en la producción de grasa en la leche fue más alta en las vacas Jersey (15,4 vs. 18,8 y 19,6 kg, respectivamente). En este estudio las vacas Jersey pesaban aproximadamente 172 kg menos que las vacas de otras razas. El peso corporal es un factor importante que contribuye a las emisiones de los GEI a través de los requerimientos de energía para el mantenimiento. Las razas más pequeñas pueden tener una huella del C inferior debido solamente al peso corporal más pequeño. Capper y Cady (2012) estimaron que la huella del C para 500 000 toneladas de queso producido serían $1\ 662 \times 10^3$ t de CO₂-eq más baja para las vacas Jersey que para las Holstein, en parte como consecuencia de la mayor producción de queso pero fundamentalmente por el peso corporal más pequeño de las vacas Jersey.

Es muy interesante el debate acerca de los rendimientos de los componentes de la leche y del volumen de leche con relación a las emisiones de los GEI de la industria lechera. Según los registros de USDA-DHI 2011⁵³, la producción promedio de leche, de grasa y de proteína de la leche en los rebaños Ayshire, Pardo Suizo, Jersey y Holstein⁵⁴ en los Estados Unidos de América fue: 7 020 kg/lactancia con 3,95 y 3,17 por ciento de grasa y proteína; 8 355 kg con 4,10 y 3,39 por ciento; 7 633 kg con 4,75 y 3,63 por ciento; y 10 617 con 3,66 y 3,07, respectivamente. Con base en estos datos se puede calcular el rendimiento de la grasa y de la proteína por lactancia en: 277 y 223 kg; 343 y 283 kg; 363 y 277 kg; y 389 y 326 kg, respectivamente. Por lo tanto, la raza Holstein en los Estados Unidos de América tiene una ventaja clara en términos de volumen y de rendimientos de grasa y de proteína de la leche.

La importancia de los componentes de la leche es bien reconocida por la industria lechera, incluso hasta el punto de considerar los sólidos totales de la leche⁵⁵. El consumo

⁵³ Ver <http://aipl.arsusda.gov/publish/dayhi/current/hax.html>; acceso en julio de 2012.

⁵⁴ Se usaron solo algunas razas como ejemplo.

⁵⁵ Incluida la lactosa, que está estrechamente relacionada con el volumen de leche y no contribuye a la producción de queso y mantequilla.

de leche líquida en los Estados Unidos de América representó el 33 por ciento del consumo total de los productos lácteos en 2010⁵⁶. La proporción de leche líquida consumida es mucho mayor en las regiones con alta densidad de población como en el Noreste y el Medio Oeste, que combinadas, dieron cuenta del 35 por ciento del consumo total de leche líquida en el país en 2011⁵⁷. En estas regiones no hay mucha demanda por leche que tenga concentraciones de grasa (o incluso menos proteína) por encima del contenido estándar de grasa de la leche vendida en los puntos de venta de comestibles.

En consecuencia, las razas lecheras con mayor rendimiento de leche, pero con concentraciones más bajas de componentes en la leche, como la Holstein (que supera por un alto margen el resto de las razas lecheras en los Estados Unidos de América) tendrían una clara ventaja en términos de intensidad de emisiones de los GEI y de la huella de C por unidad de leche⁵⁸ en las áreas donde los productos lácteos se consumen fundamentalmente como leche líquida. La leche con alto contenido de grasa y proteína sería una cualidad importante para una raza en las áreas donde la mayor parte de la leche se destina a la producción de queso, como en el Pacífico Noroccidental, región cuyo consumo de leche líquida representó solo el 5 por ciento del consumo total del país en 2011⁵⁹.

Incluso en los países en desarrollo donde los recursos alimenticios pueden ser limitados, la introducción de genes para la producción elevada puede beneficiar al productor. Una gran encuesta a pequeños productores de leche (producción de leche media de 1 425 litros/lactancia) en las "zonas de transición más secas" de Kenia mostró que las razas de leche exóticas (Frisonas, Ayrshire, Guernsey y Jersey) adaptadas a las condiciones de las regiones estudiadas eran económicamente más eficientes que las razas nativas (Sahiwal, Boran, Cebú y cruces de Cebú); la Ayrshire alcanzó los costos de ineficiencia más bajos (24,4 por ciento), seguido de las Frisonas (25,1 por ciento) y la Jersey (25,6 por ciento); la Sahiwal (28,43 por ciento) fue la raza nativa con los costos de ineficiencia más bajos (Kavoi *et al.*, 2010).

También existe la posibilidad de introducir razas más eficientes en los países desarrollados. Un estudio realizado durante tres años en Suiza, investigó el rendimiento de las vacas Holstein Frisonas Neozelandesas en condiciones de pastoreo (60 a 65 por ciento de la dieta constituida por pastos) comparado con el de las razas nativas suizas. Los resultados mostraron que las vacas neozelandesas eran más eficientes que las vacas suizas; los rendimientos registrados de la LCE por PV metabólico fueron entre 49,7 y 55,6 vs. 44,2 y 46,6 kg/kg, respectivamente (Thomet *et al.*, 2010).

Otra posibilidad para un mejoramiento genético más rápido en algunos sistemas de producción es la tecnología de semen seleccionado por sexo (es decir, sexado; ver también Fertilidad animal). Se ha sugerido que la aplicación de esta tecnología permitiría a los productores una selección más flexible para la producción de novillas de reemplazo utilizando solamente los animales genéticamente superiores de sus hatos (De Vries *et al.*, 2008). Al tener más animales

⁵⁶ Ver USDA-ERS, <http://www.ers.usda.gov/dayata-products/dayairy-data.aspx>; acceso en julio de 2012.

⁵⁷ Ver <http://www.ams.usda.gov/AMSV1.0/getfile?dDocName=STELPRDC5090395&acct=dmktord>; acceso en julio de 2012.

⁵⁸ La elaboración de queso tiene un mayor impacto ambiental que la leche líquida, principalmente a través del consumo de energía; Milani *et al.*, 2011.

⁵⁹ Idaho, por ejemplo, con una población de solo 1,5 millones, actualmente es el tercer estado con mayor producción de leche en los Estados Unidos de América con más del 90 por ciento de la leche destinada a la producción de queso.



S. TORGNURUDE AND AGRICULTURE AND AGRI-FOOD CANADA, T.A. MCALLISTER

Fotografía 10

Sistema de engorde, fase vaca con ternero en el occidente de Canadá

genéticamente superiores en el rebaño se espera un incremento en la producción de la leche por animal y por lo tanto una reducción de la intensidad de las emisiones de los gases de efecto invernadero, sin embargo se pueden aumentar las tasas de sustitución y temporalmente, el suministro total de leche (De Vries *et al.*, 2008). La tecnología de semen seleccionado por género para la producción de novillas es particularmente de gran importancia en la reducción del número de animales de leche, en países como la India donde los bovinos no se sacrifican por razones religiosas (Harinder P.S. Makkar; comunicación personal, 2012). Algunas de las limitaciones de esta tecnología tienen que ver con los costos más altos y las tasas de concepción más bajas, problemas estos que tendrán que ser solucionados (Weigel, 2004).

La genética animal también puede tener un efecto considerable en las emisiones de los GEI de cerdos y de aves de corral. Puesto que estos animales emiten relativamente pocas cantidades de CH₄ entérico, la mayor parte de los GEI provenientes de estas explotaciones (excluida la producción de piensos) se atribuyen a las edificaciones, al almacenamiento del estiércol y a su aplicación en el suelo. Por lo tanto, el mejoramiento de la eficiencia de la conversión alimenticia de los animales, es decir, la reducción del volumen de estiércol producido mientras se mantiene la productividad animal, se convierte en la principal estrategia para la disminución de las emisiones de CH₄ y de N₂O de estas especies monogástricas de granja. Los animales con líneas genéticas predispuestas para una alta eficiencia alimenticia excretan una menor cantidad de nutrientes en la orina y en las heces. Los rebaños sanos usan el alimento eficientemente y pueden reducir la excreción de N hasta en un 10 por ciento con respecto a los rebaños con problemas sanitarios. La división de los animales por sexo, permite a los productores alimentar cada sexo de acuerdo a sus requerimientos nutricionales; por ejemplo, las pavas necesitarán muchos menos nutrientes que los pavos debido a su menor tamaño (Pennsylvania State University Extension; <http://extension.psu.edu/aec/factsheets/greenhouse-swine-and-poultry>, acceso en febrero de 2013).

Un estudio con 380 cerdos Duroc de siete generaciones y 1 026 cerdos de variedades locales de seis generaciones mostró que los parámetros de la eficiencia alimenticia (tasa de conversión de alimento y CAR) eran moderadamente heredables (Hoque y Suzuki, 2008).

Las correlaciones genéticas y fenotípicas entre GDM y las mediciones del CAR fueron cercanas a cero, lo cual, según algunos autores, indicaría que la selección por CAR reducido se podría realizar sin afectar adversamente el crecimiento animal. Un estudio con la raza Large White Francesa reportó grandes mejoras en el crecimiento, en la eficiencia alimenticia y en el contenido magro de la canal entre 1977 y 1998 (Tribout *et al.*, 2010). Otro estudio realizado en Francia investigó cuatro razas de cerdos entre 2000 y 2009 para calcular los parámetros genéticos del CAR, los rasgos productivos y la excreción de N y P durante el crecimiento (Saintilan *et al.*, 2012). El consumo de alimento residual mostró moderada condición hereditaria en todas las razas (h^2 de 0.22 ± 0.03 a 0.33 ± 0.05) y fue correlacionado positivamente con la eficiencia de la conversión alimenticia. Los autores concluyeron que es posible el uso de un índice de selección, incluyendo el CAR, para el mejoramiento de la eficiencia de la conversión alimenticia, lo que también daría lugar a pérdidas de nutrientes más bajas y, por consiguiente, a una disminución de las emisiones de los GEI provenientes del estiércol.

El potencial para usar el CAR como una herramienta de selección de animales que sean bajos emisores de CH₄ es una opción interesante de mitigación, pero actualmente es poca la evidencia de que los animales con un bajo CAR produzcan emisiones más bajas de CH₄ por unidad de consumo de alimento o de producto. Por lo tanto, se considera incierta la ganancia inmediata en la reducción de los GEI a través del CAR. No obstante, con la selección por eficiencia alimenticia se obtendrán animales con una IE de los GEI más baja. Las diferencias entre razas y la utilización máxima del potencial genético del animal para la eficiencia en la conversión alimenticia pueden ser poderosas herramientas de mitigación de los GEI, tanto de rumiantes como de no rumiantes. La reducción de la edad al sacrificio y del número de días en que los bovinos se alimentan en corrales de engorde puede tener un impacto significativo en las emisiones de los GEI en los sistemas de producción de carne bovina y de otros tipos de carnes también.

Sanidad animal y mortalidad

Con el mejoramiento de la sanidad y la reducción de la morbilidad y mortalidad animal a fin de mejorar la eficiencia del sistema de producción se contribuye también a la reducción del CH₄ y del N₂O generados por la fermentación entérica y el estiércol. Sin embargo, aunque las relaciones entre sanidad, mortalidad y productividad animal son obvias, pocos estudios han examinado sus implicaciones en las emisiones de CH₄ y de N₂O⁶⁰.

Al mejorar la sanidad de los animales y reducir la mortalidad, no solo se disminuye la producción de estiércol y las emisiones de CH₄ y de N₂O, sino que también se generan beneficios para el ganadero. Las emisiones de estos gases, durante la fase de crecimiento y hasta llegar a la fase productiva, constituyen una pérdida neta si el animal muere antes de ser aprovechado su valor productivo, o si se presenta una pérdida grande de su valor cuando los problemas sanitarios reducen el potencial productivo.

Las posibilidades de reducir el CH₄ y el N₂O del estiércol animal, mediante el mejoramiento de la sanidad y de la reducción de la mortalidad, son de particular importancia en

⁶⁰ Ver Hospido y Sonesson (2005); Bell *et al.* (2008) ; Dourmad *et al.* (2008) ; y Stott *et al.* (2010).

las regiones donde los sistemas de producción pecuaria son rudimentarios o donde es difícil la aplicación y difusión de tecnologías.

A medida que la industria ganadera cambia y se consolida la tendencia de un menor número de explotaciones con hatos más grandes, la práctica de la medicina veterinaria también cambia su enfoque. El principal objetivo de la medicina veterinaria en los sistemas de producción pecuaria basados en pequeños rebaños es la erradicación de las enfermedades infecciosas con manifestaciones clínicas, haciendo énfasis en el tratamiento individual de los animales. Sin embargo, a medida que se incrementa el tamaño del hato y la productividad, el enfoque cambia hacia la medicina veterinaria preventiva y se hace un mayor énfasis en las enfermedades subclínicas y en los programas sistemáticos de manejo sanitario con el objetivo de aumentar la productividad (LeBlanc *et al.*, 2006). Independientemente del estado de desarrollo de un sistema de producción pecuario, la reducción de la mortalidad y la morbilidad dan lugar a una mayor producción comerciable, lo cual reduce las emisiones diferentes al CO₂ por unidad de producto.

Tomando como ejemplo la industria lechera, las cojeras o las heridas (20,0 por ciento), mastitis (16,5 por ciento) y problemas de parto (15,2 por ciento) representan las tres principales causas de mortalidad de vacas maduras reportadas en los Estados Unidos de América (USDA, 2007). Tanto las cojeras (Warnick *et al.* 2001) como la mastitis (Wilson *et al.*, 1997) reducen la producción de leche, lo que incrementa las emisiones de los GEI, diferentes al CO₂, por unidad de producto.

Igualmente, los problemas reproductivos (26,3 por ciento), la mastitis (23,0 por ciento), la baja producción (16,1 por ciento), y las cojeras o heridas (16,0 por ciento) son las cuatro principales causas de eliminación selectiva de vacas en hato lechero de los Estados Unidos de América (USDA, 2007). Según LeBlanc *et al.* (2006), el 75 por ciento de las enfermedades ocurren durante el primer mes después del parto. Además, un estudio realizado en Pensilvania, con todas las vacas del hato lechero que habían sido sometidas a por lo menos un ensayo de mejoramiento encontró que el 26,2 por ciento de las eliminaciones selectivas se realizaron entre los 21 y 60 días después del parto (Dechow y Goodling, 2008). Los desórdenes metabólicos relacionados con el parto también originan eliminaciones selectivas y reducciones en la producción de leche (Berry *et al.*, 2007, Duffield *et al.*, 2009).

Se ha recurrido a los modelos matemáticos, incluidos el ACV y los métodos de simulación de cadena de Markov, para examinar los efectos de la incidencia de la reducción de la mastitis en las emisiones de gases diferentes al CO₂ (Hospido y Sonesson, 2005). Estos autores predijeron una reducción del 2,5 por ciento (PCG) al 5,8 por ciento (agotamiento de recursos abióticos) si la tasa de mastitis clínica se redujera del 25 al 18 por ciento y la tasa de mastitis subclínica se redujera del 33 al 15 por ciento en España. Los resultados de la simulación parecen prometedores, pero las estimaciones cuantitativas fiables del potencial de mitigación del mejoramiento de la sanidad necesitarán más investigación.

Se espera que el mejoramiento de la sanidad animal y la reducción de la mortalidad y la morbilidad den como resultado un incremento de la productividad del hato, lo cual reduce las emisiones de los GEI, diferentes al CO₂, por unidad de producto.

Fertilidad animal⁶¹

La baja fertilidad aumenta las emisiones de los GEI provenientes de los sistemas de producción animal⁶² debido fundamentalmente a que la poca fertilidad obliga al productor a tener más ganado en la unidad de explotación y a criar más animales de reemplazo para mantener el tamaño del rebaño⁶³.

Garnsworthy (2004) proporciona un ejemplo de las relaciones entre la fertilidad de las vacas lecheras en el Reino Unido y su impacto en las emisiones de CH₄ y de NH₃, y concluye que el mejoramiento de la fertilidad puede reducir las emisiones de CH₄ en un 24 por ciento y las de NH₃ en un 17 por ciento, principalmente por el efecto de la reducción del número de animales de reemplazo en el hato.

En la industria lechera mundial se ha presentado un descenso general de la fertilidad, indirectamente relacionado con la agresiva selección por los rasgos de producción. Se calcula que aproximadamente un tercio de la reducción en la fertilidad del ganado lechero en los últimos 40 años se vincula a una selección genética determinada por la producción y por el aumento de la endogamia (Shook *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2010). Sin embargo, últimamente esta tendencia se ha ralentizado e incluso invertido en los países desarrollados debido a que los índices de selección y las estrategias de manejo han puesto un mayor énfasis sobre los rasgos de fertilidad y de condición física, como un esfuerzo para contrarrestar dicho descenso (Funk, 2006).

El estado nutricional, el instante de la inseminación inicial después del parto y el método y el momento de diagnóstico de la preñez son factores clave que interactúan para determinar la fertilidad (Mourits *et al.*, 2000). En muchas partes del mundo, especialmente en los países en desarrollo, la nutrición inadecuada es el principal factor limitante de la fertilidad. No obstante, incluso en estas áreas, hay métodos fácilmente abordables, que en algunos casos ya se están implementando, para aumentar la fertilidad. Entre estas prácticas se incluyen la reducción de la endogamia (Zi, 2003; Berman *et al.*, 2011), la selección de reproductores a partir de animales con alta fertilidad, la reducción de las causas de estrés y una mejor educación sobre los factores que influyen en la fertilidad (Banda *et al.*, 2011).

El uso de tecnologías reproductivas, donde estén disponibles y sean rentables, como la selección genética o genómica por fertilidad⁶⁴, la inseminación artificial (IA)⁶⁵, el semen seleccionado por sexo⁶⁶, la transferencia de embriones⁶⁷ y la sincronización del estro y de la ovulación⁶⁸, incrementa la eficiencia reproductiva y reduce el número de animales y, por ende, la IE de los GEI (Garnsworthy, 2004; Bell *et al.*, 2011).

Un fracaso en la utilización de la IA, allí donde está disponible y su aplicación es rentable, da como resultado un aumento en el número de animales por unidad de explotación (machos) y una reducción en el valor genético de las características productivas y reproductivas.

⁶¹ Los datos del análisis de la literatura relacionada con fertilidad animal se resumen en la Tabla A4 (ver Anexo 2).

⁶² Ver Dyer *et al.* (2010); O'Brian *et al.* (2010); y Crosson *et al.* (2011).

⁶³ Ver Garnsworthy (2004); Berglund (2008); Wall *et al.* (2010); y Bell *et al.* (2011).

⁶⁴ Ver Tiezzi *et al.* (2011) y Amann y DeJarnette (2012).

⁶⁵ Ver Lopez-Gatius (2012).

⁶⁶ Ver Rath y Johnson (2008) y DeJarnette *et al.* (2011).

⁶⁷ Ver Hansen y Block (2004) y Longergan (2007).

⁶⁸ Ver Gumen *et al.* (2011).

En este sentido, existe una creciente evidencia de que los gobiernos de los países en desarrollo pueden dirigir efectivamente sus acciones para facilitar el uso de la IA y acelerar en gran medida el progreso genético, siempre que estos esfuerzos incluyan a todos los grupos interesados y sean exhaustivos e incorporen mejoras en la infraestructura y en los mercados (FAO, 2011a).

Selección de la raza y estrategias de apareamiento

Las razas nativas reflejan muchas generaciones de selección por la capacidad que tienen de sobrevivir en condiciones ambientales específicas y con los recursos alimenticios locales y la gestión que se hace de ellos. Es frecuente que los rasgos fenotípicos tengan similar importancia para los pequeños productores, rasgos estos que se podrían relacionar con la productividad o no tener ninguna conexión con ella; como ejemplos se incluyen el color de la piel, el tipo de cola y la presencia y forma de los cuernos (Gizaw *et al.*, 2011; Duguma *et al.*, 2010).

La selección por supervivencia (P.ej. la tolerancia al calor y la resistencia a los parásitos) y las características fenotípicas, en muchos casos se obtienen a expensas de los rasgos de fertilidad y de producción (Berman, 2011). Además, hay numerosos ejemplos de la introducción de razas no adaptadas a las condiciones regionales con el objetivo de lograr rápidas ganancias en la producción (Berman, 2011). No obstante, es frecuente que estas experiencias fracasen o no estén a la altura de las expectativas porque la raza introducida no es capaz de prosperar en las condiciones locales o sus rasgos fenotípicos no resultan aceptables. Por lo tanto, las razas en los sistemas de producción deberían ser seleccionadas con base en un rendimiento superior en las condiciones ambientales locales o regionales y teniendo en consideración las preferencias locales, la infraestructura, el personal de gestión y los recursos alimenticios.

La tendencia en los últimos años ha sido el cruce de razas no adaptadas con razas nativas (Berman, 2011; Banda *et al.*, 2011) o el uso de razas nativas en el contexto de programas de selección basados en rebaños de aldeas o rebaños núcleo buscando acelerar el progreso genético. Estas tendencias se deben fomentar y ampliar. Aunque esto puede dar como resultado ganancias más lentas en la eficiencia de la producción, es más eficaz para asegurar que los animales cruzados tengan los rasgos necesarios para la supervivencia (Funk, 2006; Bee *et al.*, 2006) y presenten las características fenotípicas culturalmente aceptadas.

Mirkena *et al.* (2011) describieron un método en el que numerosos rebaños de pequeño tamaño fueron tratados como una gran población y la selección de machos reproductores se realizó a partir de ese gran grupo. En otros casos los gobiernos, las ONG o las instituciones académicas pueden establecer rebaños núcleo para la distribución de recursos genéticos de alta calidad. El uso de estos métodos ha aumentado significativamente las ganancias, por ejemplo, el número de corderos nacidos y destetados por oveja (Mirkena *et al.*, 2011). Los autores de este estudio concluyeron que este enfoque es prometedor para aumentar la eficiencia de la producción pero depende de una información muy precisa sobre el pedigrí y el rendimiento, además del compromiso de darle continuidad a la ejecución del programa.

En muchos países, incluidos muchos desarrollados, es muy usado el mejoramiento dentro de la raza (P.ej., Holstein y Angus en los Estados Unidos de América). Mientras que la selec-

ción dentro de la raza puede alcanzar metas de mejoramiento genético y proveer los animales fundadores necesarios para programas de cruzamientos exitosos, se debe prestar atención para que las estrategias de mejoramiento genético minimicen la endogamia e incorporen medidas de fertilidad en los índices de selección. Durante la década pasada, los índices de selección para los animales Holstein aumentaron el énfasis en las mediciones de fertilidad (tasa de preñez de las hijas y vida productiva) con resultados exitosos evidentes⁶⁹.

Es alentador observar que las regiones que han incluido sistemáticamente la fertilidad en los índices de selección no han visto la misma disminución en la fertilidad y han logrado importantes ganancias en la producción (Berglund, 2008). Si bien, esto se puede lograr en los países desarrollados, es más difícil en los países en desarrollo donde la disponibilidad de animales reproductores de la raza introducida puede ser limitada, la información del pedigrí incompleta o ausente y el costo del análisis genético suele ser prohibitivo. Al aumentar el énfasis en la fertilidad y en la vida productiva en los índices de selección se reducirá el número de animales necesarios para producir una unidad de producto.

La reducción de la consanguinidad inducida en la fertilidad también es un asunto asociado con el mejoramiento dentro de la raza. El uso ampliamente difundido de la genética lechera norteamericana ha generado un incremento mundial de los coeficientes de consanguinidad entre las principales razas (Funk, 2006). Se debe dar mayor importancia a la disminución de la endogamia, particularmente en los países en desarrollo donde el conocimiento de la depresión por consanguinidad es más bajo. Mientras que, en los países desarrollados la selección del reproductor con base en el pedigrí es una práctica común para reducir la consanguinidad, en muchos países en desarrollo no se utiliza este método. Un ejemplo es el de la producción ovina en Etiopía, donde se informó que aproximadamente el 75 por ciento de los productores eligen el macho reproductor de su propio rebaño (Getachew *et al.*, 2011). Observaciones similares se han realizado en Buthan, Nepal, la India y China donde los pequeños productores de Yaks seleccionan los machos de reemplazo entre sus propios animales y utilizan el mismo macho incluso cuando sus propias hijas alcanzan la edad de reproducción (Zi, 2003). La educación y la mezcla temporal de rebaños y hatos son estrategias económicas que reducen los efectos negativos de la consanguinidad en la fertilidad y por lo tanto son fuertemente recomendadas.

Pubertad precoz y estacionalidad

Es posible mejorar la eficiencia reproductiva si se logra que los animales lleguen a la pubertad más temprano. Esto se puede alcanzar mediante la selección genética (Nogueira, 2004; Fortes *et al.*, 2011), mejorando el estatus metabólico y manipulando la estación de partos (Luna-Nevarez *et al.*, 2010; Fortes *et al.*, 2011).

Estas estrategias permiten que la inseminación y el primer parto se produzcan a una edad más temprana. Un ejemplo es el de las cerdas que bajo condiciones de adecuada nutrición se deberían inseminar en su estro puberal para maximizar su vida productiva (Kirkwood y Thacker, 1992). Esto se traduce en un beneficio económico a inicios de la inversión, en un aumento de la rentabilidad, en una más rápida introducción del mejoramiento genético en el rebaño o el hato y en más partos durante la vida productiva del animal (Place

⁶⁹ Ver Kuhn *et al.* (2006); VanRaden *et al.* (2007); y Norman *et al.* (2009).

y Mitloehner, 2010). Sin embargo, los factores principales que limitan este enfoque son la capacidad para satisfacer las necesidades nutricionales para el crecimiento y la gestación durante el primer parto y la habilidad para la gestión del personal de la granja.

La reducción (o alteración) de la estacionalidad proporciona posibilidades para producir animales destinados al mercado en los momentos en que los precios son más altos. Además, en cabras y ovejas, abre la posibilidad de lograr dos partos al año, duplicando la producción efectiva por hembra (Notter, 2008). No obstante, este tipo de sistemas de aceleración de los partos requiere una gestión intensiva (control de la luz, por ejemplo), un destete precoz y una óptima nutrición.

Los efectos de la estación en la fertilidad también se han demostrado en los bovinos (De Rensis y Scaramuzzi, 2003), en los búfalos (Perera, 2011) y en los cerdos (Kirkwood y Aherne, 1985). Las estrategias para regular la estacionalidad en estas especies (especialmente en los bovinos y en los búfalos) incluyen el incremento del estatus metabólico y la reducción del estrés calórico mediante una adecuada oferta de sombra y de acceso al agua.

Aumento de la fecundidad

Las razas o variedades de animales prolíficos pueden incrementar en gran medida la eficiencia de la producción al aumentar el número de animales (o peso vivo animal) que desteta una hembra en cada gestación. Sin embargo la selección de la raza debe satisfacer los requerimientos mencionados anteriormente con relación a los rasgos fenotípicos, a la adaptación al clima, a los alimentos y a las prácticas de gestión de la región (Getachew *et al.*, 2011). Este enfoque tiene menos relevancia en la producción bovina porque los partos gemelares no son convenientes debido que incrementan los problemas del puerperio (distocia, infección uterina, reanudación tardía de la ciclicidad).

Existen varias razas ovinas que presentan elevadas tasas de ovulación y del tamaño de la camada (Finnsheep, Romanov, Boorola Merino, etc.). Además, las estrategias de introgresión de genes estándar (apareamiento) se han usado para mejorar la fecundidad en las razas existentes sin perder las características deseadas de la raza y de los rasgos fenotípicos (Notter, 2008). Por ejemplo, a la versión no mejorada de las razas Awassi y Assaf, ampliamente difundidas en el Oriente Medio, se les ha hecho la introgresión con genes de la fecundidad de la Boorola Merino (gen *FecB*) dando como resultado las razas Awassi Afec y Assaf Afec que muestran un incremento anual de aproximadamente un cordero adicional por oveja (Gootwine, 2011).

Un método similar usando la raza fecunda Garole de la India, cruzada con la variedad Laland de la raza del Decán de la meseta del Decán en India, resultó en un aumento de la productividad del 33 por ciento de las ovejas portadoras del gen *FecB* (FAO, 2011a). No obstante, es importante observar que el éxito de este programa dependió del apoyo adicional dado a los pequeños productores, que comprendía capacitación en la gestión del rebaño, servicios veterinarios y pago de seguros.

La mutación del gen *FecB* también se presenta en otras razas asiáticas, donde están incluidas la Thin Tail de Java y las Hu y Ha de China (Notter, 2008). Esto representa una oportunidad para el uso de estas razas en programas regionales de cruzamientos dirigidos al aumento de la fecundidad. Los programas de introgresión de genes o de cruces utilizando razas prolíficas, han demostrado su utilidad para aumentar la fecundidad y peso vivo de los animales destetados por cada gestación.

Sobrealimentación antes de la monta

El suministro de energía alimentaria adicional al inicio de la estación de apareamiento (sobrealimentación antes de la monta) y la introducción de machos (efecto del macho) son estrategias que inducen la aparición temprana de ciclicidad al inicio de la estación de apareamiento; estas estrategias se han usado exitosamente para aumentar la tasa de ovulación en pequeños rumiantes (Fitz-Rodríguez *et al.*, 2009; Talafha y Ababneh, 2011).

Esto se puede alcanzar con bajos costos o insumos, mediante la exposición de las hembras a los machos, manteniendo una reserva de pastos de alta calidad para usarlos al inicio de la estación de apareamiento o suministrando granos durante las primeras dos o tres semanas de esta estación. Con estas estrategias nutricionales se reportaron tasas de mejoramiento de la ovulación de 0,5 a 1 (Naqvi *et al.*, 2012).

Hemos observado que el uso combinado de la introducción temprana de machos y la sobrealimentación ha sido eficaz en el aumento del número de hembras preñadas a los inicios de la estación de apareamiento. Sin embargo, los efectos reportados por otros autores han sido variables (De Santiago-Miramontes *et al.*, 2011). Estas estrategias son más eficaces cuando los animales no están en una buena condición corporal (como cuando están flacos).

Destete precoz

Para mantener un intervalo de un año entre los partos, las vacas de carne se deben aparear aproximadamente dentro de 85 días después del parto. El estímulo del amamantamiento puede demorar o suprimir completamente la ciclicidad en las hembras de carne, especialmente cuando la nutrición es inadecuada (Crowe, 2008). Se cree que el anestro inducido por el amamantamiento es el resultado directo de la supresión endocrina generada por el amamantamiento y el aumento de las demandas metabólicas de la lactancia.

En los sistemas con suficientes recursos alimenticios y de gestión, el destete precoz es un método efectivo para la inducción de la ciclicidad y del reempadre (Zi, 2003; Crowe, 2008). En los sistemas de manejo que no pueden llevar a la práctica el destete precoz, es posible usar el destete intermitente. Por ejemplo, un destete temporal de 12 horas de vacas *Bos indicus*, mejoró las tasas de concepción de las vacas en condiciones extensivas de manejo (Escrivão *et al.*, 2009).

Para maximizar la fertilidad en la producción de cerdos, las hembras deben alcanzar la pubertad a temprana edad, ser inseminadas con semen de alta calidad en su estro puberal, parir una camada grande, lactar durante tres o cuatro semanas, destetar esa camada para entonces regresar al estro y ser montadas en el lapso de 4 a 8 días (Kirkwood y Thacker, 1992).

Mejorar el cuidado y la sanidad del período periparturiento

Existe una relación positiva muy clara entre la sanidad y la fertilidad en los animales de la granja (Weigel, 2006). El momento de mayor riesgo de enfermedad para cualquier hembra es durante el período periparturiento⁷⁰. Las enfermedades del postparto ocasionan una reanudación tardía de la actividad ovárica y periodos más largos entre los nacimientos, lo que resulta en una baja fertilidad (Thatcher *et al.*, 2006). De hecho, la baja fertilidad representa casi un tercio de las causas de eliminación voluntaria de los animales en la producción lechera de los Estados Unidos de América⁷¹.

⁷⁰ Ver Beever (2006); Thatcher *et al.* (2006); y Gumen *et al.* (2011).

⁷¹ Ver Beever (2006); Thatcher *et al.* (2006); y Gumen *et al.* (2011).

Para atravesar con éxito el período de transición de las vacas lecheras se debe prestar especial atención al estatus metabólico de los animales durante el parto y el postparto. La duración del período seco se puede reducir a menos de 60 días y, de hecho, un trabajo reciente sugiere que un período seco de 30 días daría como resultado mejores perfiles metabólicos y salud reproductiva en el período del postparto (Gumen *et al.*, 2011). Sin embargo, las dificultades para manejar vacas con poco o nulo período seco pueden ser una limitante para la aplicación de esta estrategia.

Otra método para optimizar la función metabólica durante el período seco es el incremento del contenido de forrajes bastos reduciendo al mismo tiempo la energía alimentaria (Beever, 2006), lo cual da como resultado un aumento del CMS y menos problemas metabólicos durante los inicios de la lactancia. En los países desarrollados, la manipulación de la composición de las grasas en la dieta ha mejorado el comportamiento reproductivo. Por ejemplo, actualmente se recomienda una dieta enriquecida con grasas omega 6 (pro inflamatoria) en el periparto inmediato para después cambiar a grasas omega 3 (antiinflamatoria) a los 30 días del parto para favorecer la preñez (Thatcher *et al.*, 2006; Silvestre *et al.*, 2011). Además, la selección genética por resistencia a las enfermedades y a los trastornos metabólicos debería conducir a mejoras en la salud durante el período periparturiente (Weigel, 2006).

La sanidad de los animales se afecta por muchos aspectos del sistema de producción, particularmente la nutrición, el estrés, las instalaciones y las medidas de salud preventivas (vacunación y cuarentena de los animales recién llegados). Para una óptima fertilidad, las hembras deberían recibir cuidados adicionales y óptima nutrición durante el período inmediatamente anterior y posterior al parto. Los animales deben ser vacunados y recibir los refuerzos apropiados para hacer frente a las enfermedades endémicas, especialmente aquellas que pueden causar mortalidad embrionaria temprana y aborto.

Los animales diagnosticados con enfermedades deben recibir atención veterinaria inmediata; no obstante, esto no siempre es así. En granjas lecheras de pequeños productores en Malawi, el 11 por ciento de los ganaderos informó que no había tratado las vacas enfermas debido a la falta de drogas o a su alto costo (Banda *et al.*, 2011). En los países en desarrollo el fracaso de un control eficaz de las enfermedades se exagera por la falta de registros y de un diagnóstico de las enfermedades después de la muerte del animal a partir de autopsias.

Reducción de los factores de estrés

Se ha demostrado que los factores de estrés medioambientales (calor, transporte, predación, contaminación de los piensos y del agua, etc.) son una causa de muerte embrionaria especialmente entre las primeras cuatro y seis semanas después del apareamiento o de la inseminación (Hansen y Block, 2004). Las estrategias de manejo se deben dirigir a reducir el estrés al inicio de la gestación. Asimismo, se debe prestar especial atención a la provisión adecuada de sombra y agua para mermar el estrés calórico y minimizar el transporte o el desplazamiento de los animales largas distancias durante las primeras cuatro a seis semanas de la gestación.

Tecnologías de reproducción asistida

Para aumentar el valor genético de la progenie, especialmente los rasgos relacionados con la fertilidad, se puede recurrir a la inseminación artificial y otras tecnologías reproductivas (sincronización del estro, transferencia de embriones, semen seleccionado por sexo; DeVries *et al.*, 2008).

En un programa de mejoramiento de la producción porcina de pequeños productores en Tailandia, la IA demostró sus ventajas frente al apareamiento natural al mejorar varios parámetros de fertilidad (Visalvethaya *et al.*, 2011). Se ha informado que el 55 por ciento de los pequeños productores de leche en Malawi utilizan la IA (Banda *et al.*, 2011). No obstante, el éxito de un programa de IA depende de factores como la disponibilidad de semen (acceso y distancia), la buena calidad del equipo, el entrenamiento de los inseminadores, la capacidad para detectar los celos, el nivel general de educación e incluso la edad del ganadero. Estos resultados sugieren que los programas de capacitación y las pequeñas inversiones en infraestructura para la IA tienen un gran potencial para mejorar la fertilidad.

La aparente inversión de la tendencia a la disminución de la fertilidad observada en los sistemas de producción de leche de los Estados Unidos de América durante la última década se atribuye, en parte, a los programas de inyección de hormonas para sincronizar el estro o la ovulación. Estos programas han facilitado a las granjas más grandes la detección precisa del estro. El resultado ha sido más vacas sometidas a inseminación y tasas de preñez más altas (Gumen *et al.*, 2011). El uso de estas tecnologías en pequeños rumiantes es limitado por sus costos, especialmente en los países en desarrollo.

Los protocolos de gestión de la reproducción para una óptima fertilidad deben incluir una determinación oportuna y precisa del estado de gestación de manera que se puedan implementar decisiones relacionadas con la eliminación o la reinseminación de los animales. Una minoría de los pequeños productores de Malawi (23 por ciento) reportó que recurría al diagnóstico de la gestación, pero generalmente solo se practicaba a los 90 días de la inseminación, lo cual impide la reinseminación oportuna de los animales cuando sea necesario (Banda *et al.*, 2011). El método típico fue la palpación rectal, pero también se acude a otros métodos como la observación de la ausencia del estro o la apariencia física. Estas dos últimas prácticas dan lugar a grandes errores especialmente cuando los ganaderos tienen pocas vacas y están estabuladas individualmente (no en pastoreo), situación que es relativamente frecuente.

Debe haber una mayor capacitación y fomento para que los ganaderos recurran a la palpación rectal más temprana (35-45 días) después de la inseminación como estrategia para reducir la distancia entre partos. Es difícil detectar visualmente el estro en animales estabulados individualmente.

RESUMEN POR ESPECIES SEGÚN EL SISTEMA DE MANEJO

El mejoramiento de la condición nutricional mejorará los parámetros de fertilidad en cualquier especie. En general, una mejor nutrición dará como resultado una mayor ovulación, una mortalidad embrionaria reducida, menos problemas en el período posterior del parto, un retorno más rápido de la ciclicidad después del parto y el alcance precoz de la pubertad. La nutrición adecuada es la base para un óptimo desempeño reproductivo.

Rumiantes pequeños (cabras y ovejas): Se pueden manejar en condiciones intensivas y extensivas. Estas especies muy utilizadas en los países en desarrollo en sistemas extensivos donde las instalaciones, los piensos y el manejo son de baja calidad.

Mayor potencial para el mejoramiento de la fertilidad:

- Insumos bajos: Selección de la raza (incluidos los cruces y la reducción de la endogamia), partos gemelares, sobrealimentación con pastos o concentrados, uso de machos para la inducción de la ciclicidad, destete precoz (Chanvallon *et al.*, 2010).

- Insumos altos: Inseminación artificial, reducción de la estacionalidad, destete y pubertad precoz, selección genética por fertilidad, pruebas de gestación (basadas en ultrasonido o químicas) para la detección temprana de la preñez.

Bovinos (leche): generalmente se manejan en condiciones intensivas, también en pastoreo permanente o estacional. Son muy usados en los países desarrollados donde la gestión es intensiva y las instalaciones, piensos y manejo son de más alta calidad.

Mayor potencial para el mejoramiento de la fertilidad:

- Bajos insumos: selección de la raza, cruces incluidos (Bee *et al.*, 2006) y reducción de la endogamia, estrategias de alimentación, reducción de los factores de estrés, destete precoz.
- Altos insumos: IA, detección del celo, sincronización del estro, semen seleccionado por sexo, transferencia de embriones, pruebas químicas de gestación, pubertad y reproducción temprana, aumento de la longevidad, selección genética o genómica por fertilidad.

Bovinos (carne): Generalmente manejados en sistemas extensivos de vaca con ternero, y en sistemas intensivos en las fases de acabado en corrales de engorde en los países desarrollados; en los países en desarrollo acabado en pastoreo. El 80 por ciento de las emisiones de los GEI se originan en la fase de vaca con ternero. Algunos impactos por la deforestación para la expansión de los pastizales, aunque la tendencia disminuye. De amplia difusión en los países desarrollados donde el manejo es intensivo y las instalaciones, piensos y condiciones de manejo son de mejor calidad.

Mayor potencial para el mejoramiento de la fertilidad:

- Bajos insumos: selección de la raza, incluidos los cruces (Bee *et al.*, 2006), reducción de la endogamia y de los factores de estrés (ambientales y patológicos), destete precoz o paulatino, inducción de la pubertad precoz.
- Altos insumos: IA, ayudas para la detección del celo, sincronización del estro, semen seleccionado por sexo, transferencia de embriones, diagnóstico de gestación (basado en pruebas químicas o ultrasonido), pubertad y reproducción temprana, incremento longevidad, selección genética o genómica por fertilidad.

Bovinos/Búfalo (multipropósito: carne, leche y tiro): sobre todo en condiciones extensivas o en explotaciones de pequeños productores. De amplia difusión en los países en desarrollo donde los sistemas de manejo son extensivos, y las instalaciones, piensos y manejo son de más baja calidad.

Mayor potencial para el mejoramiento de la fertilidad:

- Bajos insumos: Selección de la raza, incluidos los cruces, (Bee *et al.*, 2006), reducción de la endogamia, estrategias de alimentación, reducción de los factores de estrés (ambientales y patológicos), destete precoz o paulatino.
- Altos insumos: IA, semen seleccionado por sexo, transferencia de embriones, pubertad/reproducción temprana, aumento longevidad, selección genética por fertilidad.

Cerdos: generalmente manejados intensivamente, pero con muchas granjas pequeñas en los países en desarrollo.

Mayor potencial para el mejoramiento de la fertilidad:

- Bajos insumos: selección de la raza, incluidos los cruces y la reducción de la endogamia, reducción de la mortalidad de lechones, destete precoz.

- Altos insumos: IA, selección genética o genómica por rasgos productivos (fertilidad, tamaño de la camada, resistencia a las enfermedades, estacionalidad, longevidad).

Muchas de las tecnologías anteriormente mencionadas están bien establecidas y se podrían aplicar con pocas o solo modestas inversiones en infraestructura y educación (como el uso de los cruces y la reducción de la endogamia). Será de mucha importancia el valor agregado a los productos para compensar los costos adicionales asociados con la adopción de estas tecnologías.

Otras estrategias (sincronización del estro/ovulación, transferencia de embriones, selección de semen por sexo) requieren sistemas de producción animal bien desarrollados con protocolos modernos de gestión orientados al mejoramiento de la fertilidad (instalaciones, nutrición, vacunación, bienestar animal). Algunas de las estrategias más eficaces que se han identificado en este trabajo para los países desarrollados incluyen estrategias de selección y cruce que permitan que las tasas de concepción de las vacas lecheras regresen a los niveles de la década de 1990 (un incremento cercano al 5 por ciento) y que se aumente la longevidad manteniendo los actuales niveles de producción de leche. El resultado será una sensible disminución de los animales de reemplazo mantenidos en el hato y vacas que permanecen más tiempo en el segmento más productivo de su curva de lactancia.

En la China y otros países asiáticos se han identificado posibilidades adicionales para el mejoramiento del tamaño de la camada y del número de lechones destetados por camada, de manera que se puedan alcanzar niveles más próximos a los obtenidos en América del Norte. Se ha calculado que esto generaría una reducción en el número de cerdas en la China del orden de 2,5 millones de cabezas, en los actuales niveles de producción. El uso eficaz de razas y cepas de rumiantes pequeños que presentan altas tasas de ovulación ya ha demostrado un resultado de 0,5 a 1,0 corderos destetados por oveja. En muchos casos, existen razas nativas muy fértiles que anulan la necesidad de introducir razas no adaptadas.

Existen grandes posibilidades de mejorar la eficacia de la producción y, por lo tanto, de reducir la producción de de los GEI mediante la adopción de la IA y el uso de prácticas de selección basadas en rebaños núcleo o de aldea en los países en desarrollo (Mirkena *et al.*, 2011; Gizaw *et al.*, 2011). Hay numerosos ejemplos de su aplicación con algún éxito. Esta es un área en la que los gobiernos, las ONG y las instituciones académicas pueden contribuir generando impactos positivos. No obstante, para que estos esfuerzos rindan frutos, es necesario que el mejoramiento en la fertilidad se acompañe de una nutrición adecuada, junto con una estrecha participación de los productores, un apoyo para el desarrollo de los mercados y un compromiso de una asistencia continuada.

Finalmente, un diagnóstico de la gestación más oportuno dará como resultado más servicios en intervalos más cortos, lo que mejorará la tasa de preñez. En los rumiantes grandes, la palpación rectal, cuando es practicada por un técnico debidamente capacitado o por un trabajador de la granja, sería un método eficaz y de bajo costo para diagnosticar el estado de gestación y así facilitar la identificación del momento oportuno para una nueva fecundación. Juntas, estas estrategias reducirán el número de animales necesarios por unidad de producto producido y al mismo tiempo mejorarán la rentabilidad del sistema de producción animal.

La aplicación de un conjunto de tecnologías, intensivas y extensivas, de gestión de la reproducción, ofrece una oportunidad significativa para la reducción de las emisiones de los GEI. Las medidas recomendadas serán diferentes según la región y la especie, pero se centrarán en el aumento de las tasas de concepción en el ganado de leche, de carne y en los búfalos; en el incremento de la fecundidad en cerdos y rumiantes pequeños y en la reducción de la mortalidad embrionaria en todas las especies. El resultado será la necesidad de un número menor de animales de reemplazo y de machos allí donde se adopte la IA, una vida productiva más larga y una productividad más alta por animal reproductor.

Interacciones de las prácticas de mitigación

Las interacciones entre el animal, el entorno, la gestión, la producción y las prácticas de mitigación del CH₄ y del N₂O son inevitables y, por consiguiente, la evaluación de las prácticas de mitigación en condiciones experimentales controladas con frecuencia presenta resultados inesperados al momento de aplicarse en las granjas. Más aún, Estas interacciones dentro del sistema de producción ganadero pueden interferir o mejorar la mitigación de los GEI y de la productividad animal.

Si bien, los efectos de las prácticas de mitigación pueden ser claros en ciertas fuentes de emisión y en determinadas fases del ciclo productivo, los efectos de estas prácticas en todo el sistema suelen ser difíciles de medir. Además, por lo general, las prácticas de mitigación no son mutuamente excluyentes⁷².

Un ejemplo hipotético de la manera en que las prácticas de mitigación podrían tener un efecto acumulativo en la disminución de las emisiones de los GEI de un sistema de producción lechero ha sido elaborado por Eckard *et al.* (2010). En su ejemplo, el mejoramiento de la eficiencia de la conversión alimenticia mediante la reproducción (disminución del 10 por ciento del CH₄ cuando se aplica sola), suministrar lípidos en la dieta (disminución del 10 por ciento del CH₄ cuando se aplica sola), sistema de manejo de la lactancia prolongada (10 por ciento menos de CH₄ cuando se aplica sola) y uso de inhibidores de la nitrificación en los potreros dos veces al año (61 por ciento menos de N₂O cuando se aplica sola), podría resultar en una reducción acumulada del 40 por ciento en las emisiones de los GEI de toda la unidad de explotación (frente al 91 por ciento, si se considera que se excluyen o se potencian mutuamente).

INTERACCIONES EN EL RUMEN

Con base en el mayor conocimiento de la ecología y la fermentación ruminal, debemos esperar que las interacciones de la producción del CH₄ entérico sean cada vez más evidentes como resultado de las diferencias en las dietas o las condiciones del animal. En los últimos años, se han realizado esfuerzos de investigación en todo el mundo para clarificar el potencial del animal y la variabilidad genética microbiana con relación a la eficiencia en la utilización del alimento y a la producción de CH₄ entérico.

La variabilidad entre los animales es un hecho (Martin *et al.*, 2010a) y se podría relacionar con la inoculación microbiana inmediatamente después del nacimiento (Yañez-Ruiz *et al.*, 2010) y por lo tanto susceptible de manipulación. Las interacciones entre las comunidades bacterianas del rumen son complejas y han evolucionado durante miles de años; no es posible la mitigación exitosa del CH₄ entérico sin entender estas interacciones, la

⁷² En la tabla A5 (ver Anexo 2) se resumen las interacciones de las prácticas de mitigación discutidas por los autores expertos de la FAO y los autores de este documento.

alimentación cruzada entre las especies, la competencia por sustrato y especialmente la cinética del H_2 , lo que para algunos, es la clave de la formación y mitigación del CH_4 [ver, por ejemplo, Janssen (2010)].

Relaciones protozoarios-metanógenos

Las relaciones protozoarios-metanógenos son el ejemplo típico de las interacciones relacionadas con la producción de CH_4 en el rumen. La supresión de los protozoarios debería disminuir la metanogénesis debido a que ellos transfieren 2H a través de la producción de H_2 y formato en rutas que incluyen enzimas con enlaces hidrogenosoma (Morgavi *et al.*, 2010; Ushida, 2010). Muchos investigadores se han enfocado en los metanógenos endosimbióticos, pero en realidad los metanógenos asociados a los protozoarios podrían estar más representados por ectosimbiontes que quimiotacticamente alcanzan la superficie del protozoario, especialmente cuando la producción de H_2 aumenta después de la alimentación (Firkins y Yu, 2006; Ushida, 2010).

Después que la producción de H_2 se ralentiza y la concentración de $[H_2(aq)]$ disminuye, los metanógenos se pueden separar y usar el H_2 de otras fuentes como de las bacterias adheridas a las partículas de la fibra. Los protozoarios isotrichidos se hunden rápidamente en el rumen y en el retículo ventral después de la alimentación, mientras que los protozoarios entodiniomorfidos predominan en las dietas estándar del ganado de carne y de leche que incluyen considerables cantidades de granos (Firkins y Yu, 2006). Aunque se cree que estas poblaciones de entodiniomorfidos se adhieren a los alimentos, la adherencia física se observa muy raramente (Firkins *et al.*, 2007). El modelo de Jansen (2010) explica que una tasa de pasaje ruminal más lenta disminuirá la tasa de crecimiento necesaria para que los metanógenos mantengan su densidad en el rumen y se incremente el total del H_2 producido (y por consiguiente el CH_4).

La densidad de protozoarios con frecuencia está positivamente correlacionada con la producción de CH_4 ⁷³, pero varios estudios han encontrado poca relación entre la metanogénesis y la densidad de protozoarios⁷⁴, o incluso la densidad de los metanógenos⁷⁵. En parte, esto se podría explicar, por el hecho que la remoción de protozoarios origina un vacío que es llenado por otras bacterias, muchas de las cuales también producen H_2 . Si las bacterias que producen H_2 disminuyen simultáneamente con los protozoarios debido a la aplicación de estrategias de mitigación como las grasas insaturadas (Yang *et al.*, 2009), la reducción del CH_4 no se puede atribuir exclusivamente a la remoción de los protozoarios. En contraste con ese informe, la desfaunación aumentó la abundancia relativa de ruminiococi, pero la metanogénesis varió con el tiempo después de la desfaunación (Mosoni *et al.*, 2011). Estos autores explicaron que los protozoarios tendrían preferencia para preñar bacterias celulolíticas; no obstante, la interacción es probablemente más complicada debido a que es el área superficial de la fibra, no la abundancia de bacterias celulolíticas, lo que limita la digestibilidad de la fibra (Dehority y Tirabasso, 1998; Fields *et al.*, 2000) y las bacterias celulolíticas están firmemente adheridas. Los protozoarios también tienen efectos positivos que podrían aumentar la digestibilidad neta de la fibra (Firkins y Yu, 2006).

⁷³ Ver Morgavi *et al.* (2010); y Patra (2010).

⁷⁴ Ver Hristov *et al.* (2011b); y Morgavi *et al.* (2011).

⁷⁵ Ver Firkins y Yu (2006); y Mosoni *et al.* (2011).

La metanogénesis independiente de los protozoarios realizada en el intestino posterior puede dar cuenta del 20 por ciento de la producción total de CH₄ en terneros (Schönhusen *et al.*, 2003). Existen dudas sobre la proporción de la digestibilidad de la fibra en el intestino posterior en el ganado de leche (Huhtanen *et al.*, 2010), aunque la capacidad de esta sección del intestino parece considerable (Gressley *et al.*, 2011) y se podría incrementar cuando se utilizan estrategias que reducen intensamente el CH₄ como el suministro de aceite de coco (Reveneau *et al.*, 2012). La proporción de la digestibilidad de la FDN en el intestino posterior podría ser más alta con algunas dietas, particularmente cuando las fuentes de fibras no forrajeras se incluyen en dietas con bajo contenido de forraje (Pereira y Armentano, 2000).

El tamaño insuficiente de las partículas de forraje, especialmente en las dietas con alto contenido de concentrado, puede disminuir el pH ruminal (Yang y Beauchemin, 2009) y probablemente la metanogénesis. Más aún, Firkins *et al.* (2001) encontraron que el aumento en la digestibilidad del almidón, obtenido con una molienda más fina de los granos de maíz, fue parcialmente contrarrestado por la disminución de la digestibilidad de la FDN y no aumentó la producción de proteína microbiana, aparentemente debido a una disminución de la eficiencia en la síntesis de proteína microbiana. Sin embargo, la molienda más fina de los granos ayuda a maximizar la digestibilidad del almidón en todo el tracto digestivo. Estas respuestas inversas entre la digestibilidad del almidón y de la FDN se pueden acentuar por el tipo de endospermo (Lopes *et al.*, 2009). La capacidad de tamponamiento en el tracto digestivo inferior es mucho menor que en el rumen, de allí que la acidosis en el tracto digestivo posterior es un problema potencial cuando se aumenta el pasaje del sustrato digestible (Gressley *et al.*, 2011). En consecuencia, se espera que la metanogénesis en el tracto posterior sea muy baja cuando el pH desciende por debajo de 6.0.

La variación en el sitio de la digestión no solo puede complicar la predicción de la metanogénesis por animal en un enfoque de sistema, sino que también dificulta el pronóstico de la excreción de N y de la productividad animal. El sustrato que alcanza los sitios de fermentación dentro del intestino podría atrapar más N en las heces que en la orina, bien sea debido al ciclo del N-urea en la sangre y a la asimilación bacteriana o posiblemente por una disminución en la digestibilidad de la proteína (Pereira y Armentano, 2000; Gressley *et al.*, 2011). El cambio de la digestión del almidón hacia el intestino delgado (incluida alguna parte que escapa a la digestión animal) aumenta la retención de N tisular, lo cual debería disminuir el N excretado en la orina (Reynolds *et al.*, 2001) y el potencial de emisiones de N₂O de la aplicación del estiércol. El último estudio documentó que incluso la infusión de almidón directamente en el abomaso puede deprimir la síntesis de grasa de la leche.

La combinación de grasas con dietas que contienen alto concentrado aumenta la probabilidad de reducir la producción de CH₄ y es a la vez una oportunidad para desviar la digestión al intestino posterior. Los metaanálisis están mejorando nuestra capacidad para integrar el almidón degradado en el rumen, la FDN efectiva y el CMS y sus interacciones (Zebeli *et al.*, 2010), sin embargo, estos trabajos no se han realizado para evaluar los efectos de la grasa de los alimentos en el sitio de la digestión de los carbohidratos o de la proteína.

Los esfuerzos anteriores para ajustar la supresión del CH₄ al CMS inflarán el beneficio potencial de las grasas de los alimentos por diversas razones. Los AG saturados de cadena media y los insaturados, que son más bioactivos contra los metanógenos y los protozoarios

(Hristov *et al.*, 2004; Firkins *et al.*, 2007), también tienen mayores probabilidades de deprimir el CMS (Allen *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2011a). Aunque es posible que el consumo de energía neta no disminuya, la porción fermentable de la dieta estaría disminuida (Martin *et al.*, 2010a). Esta respuesta sería exacerbada si la digestibilidad de la fibra en el rumen disminuyera o la digestión se desviara al intestino posterior. Además, si se suprimiera el consumo a niveles suficientes para disminuir la productividad, se necesitarían más animales de leche o más días de engorde que mantuvieran el mismo nivel de producción de leche o de carne en el rebaño (Firkins, 2010; Hollmann *et al.*, 2012).

Existen numerosas posibilidades para reducir simultáneamente la pérdida de N en el rumen y la metanogénesis. Por ejemplo, la selección o el cultivo de forrajes con altas concentraciones de azúcares (ver Calidad y manejo del forraje) o la disminución de la probabilidad de proteólisis ruminal son factores que pueden contribuir a atrapar más N en la dieta, como N microbiano (Kingston-Smith *et al.*, 2010). Además de que las proteasas de las plantas todavía permanecen activas en el forraje pastoreado, los autores explicaron que las bacterias fermentadoras de los AA se pueden estimular cuando los forrajes tienen exceso de proteína degradable en el rumen. Estas bacterias tienen que fluir a través de un rápido número de AA por unidad de tiempo, porque la producción de ATP por los AA es baja en un modo similar en el que la metanogénesis tiene una producción relativamente baja de ATP por mol de CH_4 producido (y con cuatro moles de H_2 por mol de CH_4 , debe fluir rápidamente a través del H_2). El suministro de glucosa disminuye la pérdida irreversible de NH_3 , pero la respuesta parece ser más un resultado de la proteólisis disminuida que de la asimilación del NH_3 (Hristov *et al.*, 2005), quizá debido a que las bacterias que usan azúcares compiten por los AA con los fermentadores obligados de los AA (Firkins, 2010).

La supresión de los metanógenos y de los fermentadores obligados de los AA ofrece posibilidades comunes para el control porque una disminución relativamente pequeña en el número de células puede tener una gran respuesta en la actividad y en la metanogénesis o excreción de N (y en última instancia en la producción del N_2O). La degradación de los AA de cadena ramificada por organismos microbianos mixtos del rumen está asociada con la transferencia de equivalentes de reducción y de la metanogénesis (Hino y Russell, 1985). Los aceites esenciales inhiben tanto la metanogénesis como a los fermentadores obligados de los AA (Eschenlauer *et al.*, 2002). En contraste con los aceites esenciales, los AG poliinsaturados deprimen las bacterias celulolíticas pero incrementan las proteolíticas (Yang *et al.*, 2009).

Este tipo de estudios son útiles, pero se necesita más investigación sobre los fermentadores obligados de los AA *in vivo* usando técnicas moleculares cuantitativas, porque depresiones moderadas de este grupo de alta actividad y de baja abundancia pueden ser enmascaradas cuando se usan ensayos basados en cultivos como en el estudio de Yang *et al.* (2009). Muchos investigadores se han centrado en la inhibición combinada de protozoarios y metanogénesis debido a la fuerte asociación en la transferencia de H_2 entre especies y al reciclaje de N intraruminal mediado por protozoarios (Firkins *et al.*, 2007). No obstante, algunos de los enfoques probablemente magnifiquen este vínculo porque la actividad deaminasa de los protozoarios probablemente esté aumentada por el uso de células rotas (Forsberg *et al.*, 1984) y el descenso en la concentración de NH_3 , con la desfaunación debe ser causado, al menos en parte, a protozoarios que no están usando el NH_3 para la

asimilación de proteína (Firkins *et al.*, 2007) como lo harían las bacterias que llenan el vacío dejado por los protozoarios desplazados.

Retención de N y emisiones de CH₄

La fuente y la calidad del forraje tienen diversas interacciones potenciales que influyen en la eficiencia de la captura de la proteína de la dieta o en posibles estrategias de reducción del CH₄. Estas estrategias tienen que ser ajustadas por unidad de N retenido (o de ganancia diaria media) o por LCE porque las diferentes fuentes de forraje pueden influir en el consumo voluntario de alimento regulado por el llenado físico. Aunque las leguminosas pueden capturar N₂ atmosférico, la aplicación de cantidades de N en el estiércol que superan la absorción de la planta puede disminuir la fijación de N₂ y aumentar la volatilización del suelo hacia la atmósfera (Kingston-Smith *et al.*, 2010).

Para evitar el círculo entre el exceso de secreción de N por el animal y la excesiva fertilización con N cuando el forraje está basado en leguminosas, un enfoque simple sería planear un CMS aumentado en relación con las gramíneas; el consumo más alto permite que las raciones se formulen con un porcentaje más bajo de proteína para satisfacer los requerimientos de PM del animal expresado en gramos/día (Voelker Linton y Allen, 2009). La mejor calidad del ensilado de leguminosas podría mejorar esta respuesta en el consumo, por lo tanto, la reducción del porcentaje de proteína en la dieta debería tener una mayor posibilidad para atrapar el N de la dieta en la proteína de la leche si se suministran fuentes de metionina no degradable en el rumen (Broderick and Muck, 2009).

Se ha observado que un incremento de la proporción del forraje a partir del ensilado de alfalfa (reemplazando el ensilado de maíz) aumenta el CMS (Weiss *et al.*, 2009a), pero un incremento del ensilado de alfalfa: ensilado del maíz aumentó la excreción de N urinario. Los autores enfatizaron la hipersensibilidad del modelo de PM del NRC (2001) (que sobrestima la disminución de la PM utilizada en la lactancia cuando hay un suministro insuficiente de PM), remarcando la necesidad de mejorar la exactitud y precisión de los modelos de predicción de la PM. Otro estudio del mismo grupo (Weiss *et al.*, 2009b) documentó que la PM de este modelo se optimizó con alrededor del 11 por ciento de materia seca y que la producción de NH₃ del estiércol fue menor cuando se incrementó el ensilaje de alfalfa o se aumentó el almidón a niveles adecuados. Esta última respuesta ilustra la prioridad de tener más en cuenta el suministro del almidón digestible y su sitio de digestión con diferentes forrajes, sobre todo porque el ensilaje de maíz suministra una proporción considerable de almidón en muchas raciones para la producción de leche.

Cuando se alimenta con ensilaje de maíz de nervadura central marrón (BMR), (caracterizado por un contenido más bajo de lignina y una mayor digestibilidad de la FDN) con frecuencia se observa un CMS más alto que el observado con los híbridos tradicionales. Sin embargo, si el aumento del consumo no corresponde con el aumento en la digestibilidad de la fibra del ensilaje de BMR, se necesitará entonces más PM para ajustarse al suministro extra de energía (Weiss y Wyatt, 2006). Estos autores consideraron que el incremento de la PM mostró la tendencia de aumentar el CMS, lo cual aumentaría el consumo de MO digestible en el rumen para aumentar la síntesis de proteína microbiana y la captura de N. En este caso, la PM extra se asoció con la excreción aumentada de N, lo que muestra la necesidad de una formulación más adecuada del perfil de los AA

metabolizables en las dietas bajas en proteína y de asegurar que el suministro de proteína degradable en el rumen no limite la síntesis de proteína microbiana cuando se mejora la calidad del forraje.

Los resultados de las investigaciones relacionadas con las estrategias de mitigación del CH_4 entérico deben ser llevados a la práctica con cierta cautela. Es mayor la variabilidad en situaciones de campo que en las investigaciones controladas y una intervención del alimento puede disminuir la excreción de CH_4 o de N por animal pero no reportar ninguna ganancia neta cuando se aplica al sistema (St-Pierre y Thraen, 1999), debido particularmente al hecho que se necesitarán menos vacas y menos animales de reemplazo para producir la misma cantidad de leche en una región productora (Capper *et al.*, 2009). La decisión de aumentar la digestibilidad de la fibra equivaldría a una mayor producción de AGV (y de CH_4), como se demostró con las enzimas exógenas (Zhou *et al.*, 2011b), pero si el aumento del CH_4 fuera inferior al aumento de la digestibilidad, todavía habría una ventaja directa en un enfoque de sistemas.

Las interacciones entre las comunidades microbianas del rumen son complejas y han evolucionado durante miles de años. No es posible formular planes exitosos de mitigación del CH_4 entérico sin entender estas interacciones, la alimentación cruzada entre especies, la competencia por el sustrato y la cinética del H_2 . Un ejemplo clásico de la interacción de las especies en la formación de CH_4 es aquella de los protozoarios y metanógenos, aunque las investigaciones han encontrado pocas relaciones entre la metanogénesis y la densidad de protozoarios. La degradación de los carbohidratos está directamente relacionada con la producción de CH_4 , pero las interacciones en la digestión de los carbohidratos incluyen la fuente (estructurales vs. no estructurales), el pH ruminal, la composición de la proteína de los alimentos y la disponibilidad de N en el rumen, y el grado de escape del rumen, además del sitio de digestión de los carbohidratos. Estas dos últimas categorías también tienen efectos en la utilización del N y en las emisiones potenciales de N_2O del suelo. Los efectos de mitigación del CH_4 entérico obtenidos en experimentos controlados con animales tienen que ser interpretados con cautela y en la práctica podrían no ser replicables en las condiciones de campo debido a la variedad de interacciones que se dan en toda la granja.

INTERACCIONES ENTRE ADITIVOS EN LOS ALIMENTOS, RACIÓN, CH_4 ENTÉRICO Y PRODUCTIVIDAD ANIMAL

Los aditivos en los alimentos y las manipulaciones dietéticas con la finalidad de reducir el CH_4 entérico generalmente han sido estudiados de manera aislada⁷⁶, pero pueden tener efectos sinérgicos o antagonicos. Es poco probable que las prácticas de reducción revisadas en la sección de Fermentación Entérica puedan tener efectos aditivos en el CH_4 entérico, pero no hay mucha evidencia para respaldar o rechazar esta hipótesis. También es poco probable que los inhibidores del CH_4 puedan tener un efecto aditivo porque el ecosistema del rumen tiene un límite en cuanto al grado de desequilibrio que puede tolerar antes de afectar negativamente el consumo de alimento, la digestibilidad y la producción animal.

De otro lado, se espera, que la manipulación de la dieta dirigida al aumento de la digestibilidad de los nutrientes disminuya la producción de CH_4 entérico por unidad de producto,

⁷⁶ Muy pocos experimentos *in vivo* han estudiado las sinergias/antagonismos de los agentes de mitigación.

y muy probablemente disminuyan las emisiones de los GEI del estiércol almacenado porque una menor cantidad de MO fermentable se excretará en las heces. Las manipulaciones en la dieta que den como resultado un aumento en el consumo de alimento y en la digestibilidad y que mejoren la productividad pueden reducir la producción de CH₄ entérico por unidad de producto. La estabilidad de la fermentación ruminal (en términos de pH) podría mejorar la sanidad animal⁷⁷ y la eficiencia alimenticia, y reducir la IE de los GEI del animal o del estiércol almacenado (debido a la excreción de menos MO fermentable en las heces).

Los nitratos son un ejemplo de una interacción posible entre los aditivos alimenticios y las emisiones de N del estiércol. Se deben suministrar suficientes nitratos para mantener el H₂ disuelto fuera del proceso de la metanogénesis, lo que implica que la reducción de los nitratos a NH₃ podría aumentar el NH₃ absorbido del rumen y la urea excretada en la orina, asumiendo que la acumulación y absorción de nitrato y la producción de metahemoglobina no son factores negativos (van Zijderveld *et al.*, 2011b). En este último estudio, el principal ingrediente de la dieta fue el maíz ensilado (53 por ciento de la materia seca alimentaria) con una concentración de proteína de 74 g/kg MS, y los autores usaron harina de soya tratada con formaldehído (11 por ciento del total de la MS alimentaria). No obstante, la dosis de nitrato efectiva para inhibir la metanogénesis, sin incrementar la pérdida de N lábil en la orina, podría ser un factor de complicación, en particular para los forrajes que ya tienen una alta concentración de N no proteico como el ensilaje de alfalfa de baja materia seca (Messman *et al.*, 1994; Hristov *et al.*, 2001) o los pastos con excesiva fertilización nitrogenada (Fievez *et al.*, 2001b). El suministro de heno de forrajes con alta concentración de N debido a la fertilización, en dietas con alta proporción de forraje, mejoró la retención de N, pero la concentración proteica total fue baja (Messman *et al.*, 1992).

Cuando se adoptan prácticas de mitigación relacionadas con la nutrición animal, se debe tener en cuenta que las dietas se formulan para completar el 100 por ciento de CMS y que la disminución en la concentración de un nutriente dará lugar al aumento en la concentración de otro. Esto fue ilustrado anteriormente con la proteína. La disminución en la concentración de proteína en la dieta para evitar las pérdidas de NH₃ y de N₂O del estiércol almacenado o de los suelos enmendados con estiércol podría aumentar la emisión de CH₄ entérico, como se demostró en el modelo elaborado por Dijkstra *et al.* (2011b). En vista de que no hay mucha evidencia experimental de que una intervención de esta naturaleza incrementará de hecho las emisiones de CH₄ entérico, la reducción de la proteína en la dieta es todavía una opción importante y recomendable para la mitigación del NH₃ y del N₂O. La reducción del consumo de N no se debe hacer a expensas de la disminución de la disponibilidad de N para los microbios del rumen. El mantenimiento de las condiciones óptimas para la degradación de la fibra en el rumen es una meta esencial en la nutrición de rumiantes y tiene muchos beneficios con respecto a la sanidad animal, la rentabilidad de la granja y la mitigación de la IE de los GEI.

El suministro de lípidos en la dieta y el aumento de los alimentos concentrados es otra área que puede tener implicaciones en las emisiones de los GEI del estiércol y en la huella del C en toda la granja. Existe una gran cantidad de evidencias de que los lípidos pueden disminuir la producción de CH₄ en el rumen. El efecto puede ser por la inhibición de la

⁷⁷ Esta es quizá una de las razones por las que Cottle *et al.* (2011) citó a los tampones del rumen como agentes de mitigación.

metanogénesis en el rumen o por el reemplazo de una parte de los carbohidratos de la dieta (la inclusión de lípidos usualmente reemplaza los concentrados), que son los sustratos principales para la formación de CH_4 . No obstante, el riesgo de los lípidos está en el potencial efecto negativo sobre el consumo de alimento y la producción animal, específicamente cuando la grasa total de la dieta excede el 5 o el 6 por ciento (base seca). El consumo de alimento es la base de la producción en los rumiantes y cualquier disminución en el CMS, particularmente en los sistemas de producción intensiva, provocará la disminución de la producción de leche o de la GDM. El efecto de los AG de los aceites vegetales, de los AG insaturados de cadena larga y de los saturados de cadena media en las bacterias del rumen, particularmente las bacterias fibrolíticas, están bien documentados y deben ser considerados. La disminución de la degradación de los carbohidratos en el rumen y en todo el tracto digestivo dará como resultado un incremento de la MO en el estiércol y puede aumentar las emisiones de CH_4 durante su almacenamiento. En consecuencia, la combinación de una disminución potencial del consumo de alimento y de la digestibilidad de la fibra puede contrarrestar el efecto de reducción del CH_4 de los lípidos y resultar en una IE de los GEI similar o incluso más elevada.

La inclusión de concentrados en la dieta también ofrece riesgos similares. El hecho de que la formación de CH_4 entérico disminuye con el mayor suministro de concentrado no está en discusión, pero una concentración más elevada de almidón en la dieta podría tener un efecto desestabilizador en la fermentación ruminal, en el pH, en la salud general del rumen y en la digestibilidad de los nutrientes. Si se reduce la digestibilidad de la MO en todo el tracto, debido a la inclusión excesiva de almidón en la dieta, disminuirá la producción animal y aumentará la IE de los GEI. Además, las emisiones de CH_4 del estiércol también pueden aumentar, debido al incremento de la concentración de sustrato disponible, y esto contrarrestará el efecto de mitigación del CH_4 entérico en toda la granja.

Tampoco está claro a qué nivel de inclusión de concentrado se produce una reducción del CH_4 entérico. En la Tabla A5 (ver Anexo 2) usamos el nivel de > 35 a 40 por ciento propuesto por Sauvant y Giger-Reverdin (2009), pero como se indicó en la sección de *Inclusión de concentrado* existen ejemplos en la literatura donde el efecto del aumento del concentrado en la dieta fue lineal. En muchas situaciones dietéticas, los alimentos concentrados tienen un impacto positivo en la productividad animal, lo que reducirá el CH_4 entérico y la IE de los GEI en toda la granja. Este último efecto también debe ser tenido en cuenta cuando se evalué el potencial de mitigación de los alimentos concentrados.

El mejoramiento de la calidad de los pastos, en términos de la digestibilidad del forraje es una manera eficiente de disminuir las emisiones de los GEI del animal y la cantidad de estiércol producida. No obstante, en los sistemas de producción basados en pasturas, el mejoramiento de la calidad de los forrajes con frecuencia implica un aumento de la tasa de aplicación de fertilizantes nitrogenados, lo cual puede tener un impacto significativamente negativo en las pérdidas de N urinario y en las emisiones de N_2O del suelo. Estos efectos que se contrarrestan deben ser cuidadosamente evaluados en el contexto integral del sistema de producción, de manera que la productividad de los pastos y los animales se optimice y las emisiones de los GEI en toda la granja se minimicen.

Pueden ocurrir diversas interacciones importantes relativas al mejoramiento de los piensos de baja calidad, especialmente en los países en desarrollo. Por ejemplo, si el NH_3

anhidro o la urea se utilizan para el tratamiento de las pajas y otros piensos de baja calidad, una significativa porción (hasta un 50 por ciento) del N aplicado probablemente se perderá como NH_3 . Aunque no es un GEI, el NH_3 tiene implicaciones medioambientales significativas (Ver Hristov *et al.*, 2011a). A pesar de estas pérdidas potenciales de N con el NH_3 , se deben evaluar cuidadosamente los beneficios del aumento de la digestibilidad de los piensos de baja calidad mediante el tratamiento alcalino. Parte del N usado en este tratamiento se une a la fibra y puede ser parcialmente utilizado como fuente de N por las bacterias del rumen aumentando así el suministro de los AA para cubrir los requerimientos nutricionales de los animales y sostener la producción. La complementación estratégica de las dietas con piensos de baja calidad tiene el propósito exclusivo de mejorar el rendimiento animal aumentando la disponibilidad de N para la síntesis de proteína microbiana en el rumen y para balancear las raciones en macro y micro nutrientes. Estos nutrientes pueden estar limitados por el consumo de alimento y por la producción y se espera que al añadir suplementos aumente el consumo, la producción de estiércol y las emisiones de los GEI del estiércol almacenado y del aplicado al suelo. No obstante, se espera una disminución de la IE.

Los aditivos en los alimentos y las manipulaciones dietéticas dirigidas a la reducción del CH_4 entérico generalmente se han estudiado de manera aislada siendo muy pocos los experimentos in vivo que han investigado las sinergias y los antagonismos entre los agentes de mitigación. Cuando se adoptan prácticas de mitigación relacionadas con la nutrición animal, la disminución en la concentración de un nutriente dará lugar al aumento en la concentración de otro. Por consiguiente, la disminución de la proteína en la dieta puede aumentar la concentración de los carbohidratos y resultar en un incremento de la producción de CH_4 . Esto se puede contrarrestar disminuyendo las emisiones de N_2O cuando se aplica el estiércol en el suelo. Los efectos de mitigación del CH_4 de otras intervenciones nutricionales como la complementación con lípidos y concentrados se deben balancear muy cuidadosamente en función a los impactos negativos potenciales en la digestibilidad de la fibra, en el consumo de alimento y en la productividad animal. Igualmente, los beneficios de la aplicación de los fertilizantes para aumentar el rendimiento, la calidad y la digestibilidad de los pastos y disminuir de este modo la IE de CH_4 entérico se deben evaluar en el contexto de un aumento de las emisiones de N_2O del suelo.

INTERACCIONES ENTRE LAS PRÁCTICAS DE ALIMENTACIÓN Y EL ALMACENAMIENTO Y APLICACIÓN DEL ESTIÉRCOL

La mayoría de las interacciones entre la nutrición animal, el manejo del estiércol almacenado, su aplicación al suelo y las prácticas de mitigación resultan a partir de los cambios en los flujos de las fuentes de N y C a través del sistema productivo.

Un ejemplo de las interacciones en esta categoría es la utilización de taninos como herramienta para mitigar los GEI. Las implicaciones de adicionar taninos a las dietas, suministrar forrajes taníferos o agregar taninos al estiércol se han discutido de manera extensa en *Compuestos bioactivos de las plantas*. La principal interacción de los taninos agregados a la dieta o la inclusión de fuentes taníferas a la misma, es con los GEI del estiércol, particularmente con las emisiones de N_2O . Los taninos enlazan el N (en el rumen y en todo el tracto digestivo, o en el estiércol tratado con ellos) razón por la cual se espera que las emisiones de N_2O de los suelos enmendados con estiércol disminuyan.

Otro modo de acción de los taninos es a través del desvío de la excreción del N, de la orina a las heces. El N ureico es la fuente primaria de las emisiones de NH_3 y de N_2O , por ello al reducir su proporción en el estiércol se espera que durante el almacenamiento y la aplicación al suelo, estas emisiones se reduzcan. Esto puede ser particularmente importante en los sistemas de pastoreo, donde los parches de orina son la principal fuente de emisión de N_2O . También hay indicios de que los taninos pueden reducir las emisiones de CH_4 del estiércol almacenado. Como se señaló en la Tabla A5 (ver, Anexo 2), no se debe tratar con taninos el estiércol que alimentará un digestor anaeróbico, ya que esto puede mermar la tasa de fermentación y la producción de CH_4 .

La producción de óxido nitroso en el suelo es el resultado de la transformación microbiana de N-NH_3 en nitratos y su consecuente desnitrificación, la cual resulta de los cambios en los sitios de oxidación en el ambiente. Existen varios ejemplos de cómo al reducir la concentración de NH_3 del suelo o del estiércol se pueden reducir las emisiones potenciales de N_2O ⁷⁸. La relación entre el amonio del estiércol (o el NH_3) y la emisión de N_2O del suelo es compleja y se ha discutido antes en este documento. Como lo han señalado Petersen y Sommer (2011), si una tecnología de mitigación reduce las pérdidas de NH_3 del estiércol, el N del amonio que permanece puede estar disponible más adelante para incrementar las emisiones de N_2O de los suelos.

Por otro lado, las prácticas que generan mayores emisiones de NH_3 reducirán en términos generales la eficiencia total del sistema de producción, al disminuir la cantidad de N que se recicla en la granja, lo que dará como resultado una mayor demanda de fertilizante N, que podría incrementar las emisiones de los GEI. Por ejemplo, se esperan emisiones más bajas de N_2O cuando el estiércol se deja sobre la superficie del suelo, en comparación a cuando se incorpora dentro del terreno, fundamentalmente porque una porción significativa del N del estiércol se pierde como NH_3 , antes de pasar por el proceso de nitrificación y desnitrificación. Al incorporar el estiércol se pueden reducir considerablemente las emisiones de NH_3 , dejando más N susceptible a ser emitido como N_2O , a través de la nitrificación y la desnitrificación. Sin embargo, una reducción de las pérdidas de N como NH_3 con la incorporación, se traduce en la necesidad de menor cantidad de estiércol para proveer a los cultivos el N requerido. El potencial para la producción de N_2O es proporcional a la cantidad de N aplicado.

La compensación entre una volatilización reducida de NH_3 y una mayor producción de N_2O puede ser aún mayor cuando el estiércol se incorpora mediante inyección, ya que la concentración de éste en las bandas por debajo del suelo propicia condiciones que pueden llevar a la desnitrificación, condiciones que incluso pueden ser más efectivas que cuando se mezcla con la labranza (Dell *et al.*, 2011).

La acidificación del estiércol o su almacenamiento en ambientes frescos son otras estrategias eficaces para mitigar la emisión de NH_3 que también pueden incrementar potencialmente las emisiones de N_2O , si el mayor contenido de amonio del estiércol no se toma en cuenta cuando se determinan las tasas de aplicación al suelo. La variabilidad y la incertidumbre de las emisiones de N_2O , son aspectos importantes que se deben considerar cuando se evalúan los efectos de las prácticas de mitigación que producen un resultado opuesto con respecto a las emisiones de NH_3 y de N_2O . En este caso, las emisiones de N_2O

⁷⁸ Ver Külling *et al.* (2001); Velthof *et al.* (2005); y Lee *et al.* (2012a).

se pueden tratar mucho mejor como emisiones potenciales, porque pueden ocurrir o no, lo que depende de muchos factores involucrados en los procesos de nitrificación y de desnitrificación. De otro lado, la emisión de NH_3 , y la consecuente pérdida de N, puede suceder con mayor probabilidad, pero varía en magnitud debido a factores ambientales y de manejo.

Al reducir el consumo del N se aminora la excreción de N en la orina y se merma el potencial de emisión del N_2O , cuando el estiércol almacenado se aplica al suelo. Los estudios de Külling *et al.* (2001, 2003) y Velthof *et al.* (2005) han medido el efecto de la interacción entre el aporte del N de la dieta, el almacenamiento del estiércol y la aplicación del estiércol en el campo. En términos generales, al disminuir el suministro de N en la dieta se bajan las emisiones de CH_4 y de N_2O , las cuales se pueden reducir todavía más, según el manejo que se dé al estiércol almacenado y a los métodos de aplicación en el campo.

Un resultado interesante e inesperado de la interacción entre la intensidad del pastoreo y las emisiones de N_2O fue demostrado por Wolf *et al.* (2010). En su estudio, la intensidad del pastoreo en el otoño, en las altas mesetas del Tíbet, previo al congelamiento estacional, dio como resultado un incremento de las emisiones en el siguiente período de congelación y deshielo de la primavera, a causa del efecto de la pastura residual, la acumulación de nieve y el metabolismo microbiano del suelo, lo que propició un aumento de la actividad microbiana durante los meses fríos. La actividad microbiana incrementada durante los meses del invierno, promovió la descomposición de la MO y la acumulación del nitrato, lo cual en el proceso de congelación-deshielo de la siguiente primavera generó eventos de emisión de N_2O de corta duración y alta intensidad, responsables de la mayoría de las emisiones de N_2O del año. El efecto opuesto fue descrito en los sistemas de pastoreo intensivo de Nueva Zelanda por de Klein *et al.* (2006), donde un pastoreo restringido en las estaciones de otoño e invierno dio como resultado una reducción global de las emisiones de N_2O al disminuir la descarga del N del estiércol en el suelo, durante los períodos en los cuales el potencial de emisión de N_2O era el más alto.

El ciclo del N, y el estado de reducción en el cual está presente, cambian la naturaleza de las interacciones entre las prácticas de mitigación. Un ejemplo de ello son las cubiertas permeables en los almacenamientos del estiércol, práctica aplicada con el propósito de mitigación y cuyo resultado puede ser un incremento potencial de las emisiones de los GEI. Dependiendo del grosor y la permeabilidad, la nitrificación puede ocurrir en las capas superiores de la cubierta, mientras que en los niveles más bajos, las condiciones de desnitrificación incrementan la formación de N_2O (Nielsen *et al.*, 2010; Hansen *et al.*, 2009). En este caso, la interacción del C disponible y las fuentes de N en la forma correcta de oxidación, dan como resultado un efecto contrario a lo esperado. Una interacción similar resulta cuando se incorpora el estiércol en pequeños espacios, mediante inyección en el suelo o en zanjas poco profundas. De este modo, la incorporación del estiércol reduce en gran medida la emisión de NH_3 , lo que se traduce en pérdidas reducidas de N y ninguna emisión de CH_4 . A pesar de esto, la MO aumentada en el estiércol acelera el metabolismo del suelo, agotando el oxígeno en los espacios porosos, de tal manera que se desencadena la desnitrificación y las emisiones de N_2O . Al utilizar la digestión anaeróbica o separar los sólidos del estiércol, el contenido orgánico del estiércol se reduce, lo cual normalmente da como resultado menores emisiones de N_2O (Clemens *et al.*, 2006; Velthof y Mosquera, 2011). En términos generales, las prácticas realizadas con la intención de disminuir las

emisiones de CH_4 , mediante la aireación y la oxidación, pueden producir un incremento de N_2O en las etapas sucesivas del proceso.

El compostaje presenta un caso interesante de interacciones entre las prácticas de mitigación de los GEI. El compost incrementa la emisión de NH_3 y el total de pérdidas de N. Las implicaciones del aumento de las emisiones de NH_3 se han discutido extensamente en este documento, pero el efecto del compost sobre las emisiones de CH_4 y de N_2O es complejo. La producción de metano es un proceso anaeróbico y la aireación del compostaje de estiércol naturalmente suprimirá las actividades metanogénicas, pero incrementará las emisiones de NH_3 y posiblemente las de N_2O . Sin embargo, las emisiones de óxido nitroso del compost son generalmente pequeñas. La pérdida de NH_3 es significativa, pero técnicamente esto reducirá las emisiones de N_2O del suelo y por lo tanto el total de las emisiones de los GEI diferentes al CO_2 del compostaje, comparado con otros sistemas de manejo del estiércol.

Aunque el compostaje requiere una entrada de energía y esto se puede contabilizar como un débito a los GEI, los granjeros pueden utilizar el compost como cama para los animales, de manera que se recicle el C dentro de la finca, logrando un ahorro de C. A nivel del sistema integral de la granja, el compostaje parece que logra una reducción en la emisión neta, comparado con otras prácticas de almacenamiento del estiércol. El compostaje tiene también un efecto benéfico como mitigador del olor, lo cual en muchos casos es tan importante, o más importante que la mitigación de los GEI en términos de la percepción pública sobre la producción animal.

Con el incremento de la producción y el almacenamiento del CH_4 , la digestión anaeróbica del estiércol parece ser un método muy efectivo para reducir tanto las emisiones de los GEI durante el almacenamiento como la emisión de N_2O posterior a la aplicación en el campo, y además genera energía renovable. Debido a que las condiciones anaeróbicas inhiben la nitrificación, la producción de N_2O se debería reducir considerablemente durante la digestión, a través de la nitrificación y la subsecuente desnitrificación. Como se observó anteriormente, un menor contenido de MO también puede dar lugar a una disminución de las emisiones de N_2O cuando se aplica en el suelo el estiércol digerido. Sin embargo, la inhibición de la nitrificación bajo condiciones anaeróbicas puede llevar a una mayor concentración de N-amonio en el estiércol. La mayor concentración de amonio en el estiércol digerido, junto con el incremento del pH, lo que es probable durante la digestión, pueden conducir a emisiones más elevadas de NH_3 . De manera similar, la utilización de un almacenamiento sellado, con quema del metano, puede reducir efectivamente la emisión de los GEI. Sin embargo, al evitar las pérdidas de NH_3 durante el almacenamiento, se puede incrementar el contenido de amonio en el estiércol y aplazar la emisión de NH_3 hasta cuando el estiércol sea aplicado en el campo.

Se ha demostrado que al emplear inhibidores de la ureasa se reducen las emisiones de NH_3 , mientras que los inhibidores de la nitrificación pueden reducir las emisiones de N_2O . Sin embargo, el momento de su uso y el impacto de las condiciones ambientales afectan en gran medida su eficacia y la duración de la inhibición. El uso de inhibidores retrasa solamente la emisión de NH_3 o N_2O , bajo ciertas condiciones. Por ejemplo, podría ser necesaria la aplicación repetida del inhibidor de la ureasa para evitar la descomposición de la urea y las subsecuentes emisiones de NH_3 durante almacenamientos prolongados del estiércol. Como sucede con la digestión anaeróbica, el uso de inhibidores de la nitrificación podría

generar mayores emisiones de NH_3 posteriormente a la aplicación del estiércol en el suelo, debido a una mayor acumulación de N como amonio.

Disminuir el tiempo de almacenamiento reduce eficazmente las emisiones de CH_4 , ya que las emisiones que ocurren después de la aplicación del estiércol en el campo son pequeñas. Si es necesario aplicar el estiércol al suelo con mayor frecuencia, se puede tener un efecto variable en la emisión de N_2O , dado que la humedad del suelo, la temperatura y la tasa de absorción de amonio y de nitrato por las plantas, influyen considerablemente en las tasas de emisión del N_2O . La aplicación del estiércol durante períodos prolongados en suelos húmedos y en temporadas de baja absorción por las plantas, probablemente incrementará las emisiones de N_2O . La aplicación del estiércol en terrenos húmedos o congelados también puede tener implicaciones negativas sobre la calidad del agua, porque se incrementa la escorrentía de los nutrientes y los patógenos del estiércol hacia los cuerpos hídricos (Srinivasan *et al.*, 2006). Durante el invierno en climas fríos, las emisiones del estiércol almacenado a la intemperie por un período prolongado son generalmente bajas. Por lo tanto, una opción viable en muchas regiones es mermar el tiempo de almacenamiento del estiércol en temporadas cálidas y prolongarlo durante el invierno.

En general, el uso de los cultivos de cobertura puede incrementar la absorción de N por las plantas y disminuir la acumulación de nitrato, además de reducir la producción de N_2O mediante la desnitrificación. Sin embargo, las interacciones entre las prácticas de manejo y de conservación del suelo son complejas y pueden fácilmente alterar el balance de los flujos de los GEI. Un estudio en Dinamarca, reportó una fuerte correlación entre las prácticas de conservación de suelos, los cultivos de cobertura y la labranza (Petersen *et al.*, 2011). Estos autores concluyeron que una labranza reducida puede ser una opción en la mitigación del N_2O cuando se realiza la rotación con cultivos de cobertura, aunque no hubo evidencias concluyentes si el balance global de las emisiones de N_2O era afectado positivamente.

Otro ejemplo de estas interacciones es el estudio de Garland *et al.* (2011). Estos autores demostraron que las diferencias en el manejo de los cultivos de cobertura tenían capacidad para afectar significativamente las emisiones de los GEI; por ejemplo, segar el cultivo de cobertura produjo picos más altos de emisión (14,1 g $\text{N-N}_2\text{O}/\text{ha}/\text{día}$; sistema de cero labranza) en comparación con la incorporación del cultivo de cobertura con arado de disco (1,6 g $\text{N-N}_2\text{O}/\text{ha}/\text{día}$; sistema convencional de labranza). Por lo tanto, los cultivos de cobertura pueden mitigar los GEI, específicamente las emisiones de N_2O , bajo ciertos sistemas de producción, pero no necesariamente tienen efecto bajo otros.

Finalmente, las tecnologías del manejo del estiércol pueden interactuar mutuamente y su potencial de mitigación tiene que ser evaluado en el contexto del sistema de producción como un todo. Por ejemplo, Prapasongsa *et al.* (2010a,b), compararon 14 prácticas de manejo del estiércol porcino basadas en combinaciones de pre-tratamientos con temperatura, digestión anaeróbica, codigestión anaeróbica, separación de sólidos y líquidos, secado, incineración y gasificación térmica, con respecto a sus balances de energía, nutrientes y GEI. El escenario basado en digestión anaeróbica con almacenamiento bajo la costra natural, tuvo la más alta reducción en el PCG, por su alta eficiencia en la recuperación de energía y nutrientes, con emisiones restringidas de GEI y de nitrato. En situaciones de incineración y gasificación térmica, sin ningún sistema de tratamiento, pero aplicando el método de inyección profunda, se produjeron las reducciones más altas en las categorías de

inorgánicos respiratorios y la eutrofización terrestre, debido a que generaron las emisiones más bajas de NH_3 . La incineración del estiércol combinada con la separación de sólidos y líquidos, con secado de los sólidos, fue una opción de manejo promisoría que produjo una alta tasa de utilización de la energía potencial y una reducción de los GEI. Los autores concluyeron, que la selección de la tecnología de manejo del estiércol tiene una fuerte influencia sobre los balances de energía, de nutrientes y de los GEI y que con el fin de obtener resultados confiables, se tiene que considerar la tecnología más representativa y actualizada de manejo, combinada con los datos característicos de un área o región específica.

En conclusión, es crucial que las tecnologías de manejo del estiércol se examinen en el contexto total del sistema de producción. La mayoría de las interacciones entre las prácticas de mitigación, la nutrición animal, el manejo del estiércol almacenado y la aplicación en el campo, resultan de los cambios en el flujo de las fuentes de N y C a través del sistema de producción. Un ejemplo de estas interacciones es el efecto de los taninos de la dieta en la digestión y excreción del N (en orina vs. heces) y en las emisiones de N_2O del suelo. Otro ejemplo de interacción relacionado con el manejo del estiércol es el observado entre las emisiones de NH_3 y de N_2O ; si las pérdidas de NH_3 del estiércol se reducen, cabe la posibilidad de que las emisiones de N_2O se puedan incrementar cuando se aplica el estiércol al suelo. Por otro lado, sin embargo, las prácticas que dan como resultado emisiones incrementadas de NH_3 reducirán la eficiencia total del sistema de producción, disminuyen la cantidad de N que se recicla en la granja, e incrementan la demanda de fertilizante nitrogenado. Un ejemplo donde una práctica destinada a la mitigación puede resultar en un aumento potencial de las emisiones totales de los GEI, es el uso de cubiertas permeables para el almacenamiento del estiércol. La producción de CH_4 , que es un proceso anaeróbico, puede disminuir durante el compostaje del estiércol, pero las emisiones de NH_3 y N_2O se pueden incrementar. De manera similar, los digestores anaeróbicos y los inhibidores de la nitrificación podrían dar como resultado mayores emisiones de NH_3 luego de la aplicación del estiércol en el campo.

INTERACCIONES ENTRE NUTRICIÓN, SANIDAD ANIMAL Y PRODUCTIVIDAD

Las interacciones entre nutrición, sanidad animal, productividad y los GEI son muy complejas y difíciles de evaluar. La nutrición afecta la sanidad y la productividad animal, lo que repercute en las emisiones de CH_4 y de N_2O . Al mismo tiempo, los cambios en la salud del animal provocados por enfermedades o parásitos se traducen en cambios metabólicos como el consumo reducido, la digestibilidad más baja y los requerimientos de energía para el mantenimiento incrementados, lo que a su vez aumenta la IE de los GEI.

Como lo discutió Sykes (1994), los efectos de los parásitos en la salud y en la producción animal dependen de la condición del animal cuando se presenta la infestación de los parásitos. Debido al parasitismo, los animales con una nutrición deficiente y con problemas de salud tienden a ser menos resistentes y productivos que aquellos bien alimentados y que tienen buena salud.

La sanidad y la nutrición animal pueden afectar directamente las emisiones de CH_4 , mediante la modificación de las rutas metabólicas del rumen e indirectamente por los cambios en el metabolismo y en la utilización del N y, como resultado, del potencial de emisiones de N_2O provenientes del estiércol. Además, la sanidad y la nutrición pueden

repercutir en la productividad animal, en la fertilidad y en la mortalidad generando un aumento o disminución del tamaño del rebaño para poder mantener la producción y por lo tanto afectando de esta manera las emisiones de CH₄ y de N₂O en toda la granja. La pérdida total de la producción por decomisos de la canal o el sacrificio de animales por enfermedades zoonóticas resulta en emisiones de GEI no relacionadas con la producción animal y de difícil cuantificación. Casos como la fiebre aftosa y la influenza aviar pandémica provocan el sacrificio de miles de animales y emisiones de GEI durante su eliminación.

El mejoramiento de la nutrición y de la gestión de la alimentación no solo causa reducciones absolutas de las emisiones de CH₄ y de N₂O, sino que también aumenta la productividad, la eficiencia en el uso de los nutrientes y la sanidad animal, lo cual puede disminuir aún más la IE de los GEI (Gerber *et al.*, 2011). La magnitud de la reducción depende del estado del sistema de producción. Mejorar las condiciones de nutrición y sanidad en los sistemas pecuarios, por ejemplo, en África subsahariana podría generar ganancias en la productividad y en la reducción considerable de la IE de los GEI, mientras que ganancias semejantes serían difíciles de alcanzar en sistemas de producción más intensivos. Algunos ejemplos de estas interacciones se pueden apreciar en los estudios sobre los beneficios de las intervenciones realizadas para el control de la mosca tsetsé y de la tripanosomiasis en África subsahariana (Shaw *et al.*, 2006) y para el control de la mastitis en sistemas intensivos de producción de leche (Hospido y Sonnesson, 2005).

En conclusión, se debe ser cuidadoso al transferir los resultados de las investigaciones a la práctica puesto que es más grande la variabilidad en situaciones de la granja que en las investigaciones controladas. Las interacciones entre los componentes individuales de los sistemas de producción pecuaria son muy complejas, pero deben ser consideradas cuando se recomiendan prácticas de mitigación de los GEI. Una práctica podría mitigar exitosamente las emisiones de CH₄ entérico, pero aumentar el sustrato fermentable, que aumentaría las emisiones de CH₄ del estiércol almacenado o la disponibilidad de N para aumentar las emisiones de N₂O provenientes de los suelos enmendados con estiércol. Por el contrario, algunas de las prácticas de mitigación son sinérgicas y se espera que disminuyan tanto las emisiones de los GEI entéricas como las del estiércol (por ejemplo, el mejoramiento de la sanidad y la productividad animal).

Anexo 1

Ecuaciones de predicción del metano entérico

ECUACIONES ELABORADAS EN ESTE INFORME

CH_4 , g/día = 2,54 (4,89) + 19,14 (0,43) × CMS, kg/día
donde

CH_4 es la producción de metano entérico (error estándar entre paréntesis); CMS es consumo de materia seca.

Ecuaciones para animales lactantes y no lactantes (error estándar entre paréntesis)

Vacas lactantes: CH_4 (EB Mcal/día) = 0,37 (0,37) + 0,0392 (0,0015) CEB (Mcal/día) + 0,0189 (0,0077) FDN (porcentaje) – 0,156 (0,034) EE (porcentaje) + 0,0014 (0,0003) PV (kg)

Vacas secas: CH_4 (EB Mcal/día) = 0,45 (0,13) + 0,0503 (0,0014) CEB (Mcal/día) – 0,0556 (0,015) EE (porcentaje) + 0,0008 (0,0002) PV (kg)

Novillas y novillos: CH_4 (EB Mcal/día) = – 0,056 (0,122) + 0,0447 (0,0028) CEB (Mcal/día) + 0,0039 (0,0018)

FDN (porcentaje) – 0,033 (0,019) EE (porcentaje) + 0,00141 (0,00014) PV (kg)

donde

El CH_4 entérico se expresa como CH_4 EB Mcal/día; CEB es consumo de energía bruta, Mcal/día; FDN es fibra en detergente neutro, porcentaje en la dieta, en MS; EE es extracto etéreo, porcentaje en la dieta, en MS; PV es peso vivo, kg.

ECUACIONES REFERENCIADAS EN ESTE INFORME

Ecuación de Giger-Reverdin y Sauvant (2000)

Energía CH_4 como porcentaje del CEB = – 10,5 + 0,192CED/CEB – 0,0567EE + 0,00651AI + 0,00647PC + 0,0111FDN

donde

ED es energía digestible; EE, AI, PC, FDN son extracto etéreo, almidón, proteína cruda y fibra en detergente neutro, g/kg MS dietaria.

Ecuación de Yan *et al.* (2000)

Energía CH_4 (MJ/día) = CED, MJ/día × (0,094 + 0,028 × $\text{ensilado}_{\text{consumoFDA}} / \text{total}_{\text{consumoFDA}}$) – 2,453 × (nivel de consumo por encima de los requerimientos para el mantenimiento)

Energía CH_4 (MJ/día) = CED, MJ/día × (0,096 + 0,035 × $\text{ensilado}_{\text{CMS}} / \text{total}_{\text{CMS}}$) – 2,298 × (nivel de consumo por encima de los requerimientos para el mantenimiento)

donde

CED es consumo de energía digestible; FDA es fibra en detergente ácido; CMS es consumo de materia seca.

Equation de Sauvant y Giger-Reverdin (2009)

$$Y_m = 10,8 - 2,99 \times NC + 0,40 \times NC^2 + 7,23 \times PrC - 8,71 \times PrC^2 - 0,98 \times PrC \times NC$$

donde

Y_m es la energía del CH_4 como porcentaje del consumo de energía bruta; NC es el nivel de consumo como porcentaje de peso vivo; PrC es la proporción de concentrado en la dieta.

Ecuaciones de Ramin y Huhtanen (2013)

Ecuación para la predicción de la tasa Y_m (error estándar entre paréntesis)

$$EB \text{ CH}_4 \text{ (kJ/MJ)} = 1,5 \text{ (13,7)} - 0,70 \text{ (0,072)} \times \text{CMSPV} + 0,073 \text{ (0,0134)} \times \text{DMO}_m - 0,13 \text{ (0,02)} \times \text{EE} + 0,048 \text{ (0,0099)} \times \text{FDN} + 0,045 \text{ (0,0096)} \times \text{CNF}$$

(error cuadrático medio corregido, ECM, 3,18 kJ/MJ; CV = 5,54 por ciento)

donde

CMSPV es CMS/PV (g/kg),

DMO_m es digestibilidad de la MO al nivel de consumo para el mantenimiento (g/kg), y EE, FDN y CNF son concentraciones (g/kg MS) de extracto etéreo, fibra en detergente neutro y carbohidratos no fibrosos, respectivamente.

Ecuación para la predicción de la producción total de CH_4 (error estándar entre paréntesis):

$$CH_4 \text{ (L/día)} = 64 \text{ (35,0)} + 26,0 \text{ (1,02)} \times \text{CMS} - 0,61 \text{ (0,132)} \times \text{CMS}^2_{\text{(centrado)}} + 0,25 \text{ (0,051)} \times \text{DMO}_m - 66,4 \text{ (8,22)} \times \text{consumo EE} - 45,0 \text{ (23,5)} \times [\text{CNF}/(\text{FDN}+\text{FDN})]$$

(ECM corregido de 21,1 L/day)

donde

CMS es en Kg/día, CMS^2 es CMS centrado al promedio de 12.6 kg/día, EE consumo kg/día, FDN y CNF como se definieron arriba.

Anexo 2

Tabla resumen con las opciones de mitigación

- **Tabla A1** Aditivos alimenticios y estrategias de alimentación que ofrecen posibilidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂
- **Tabla A2** Estrategias de gestión del estiércol que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂
- **Tabla A3** Estrategias de manejo de los animales que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂
- **Tabla A4** Estrategias de manejo reproductivo que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂
- **Tabla A5** Ejemplos de interacciones entre las prácticas de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂

TABLA A1
Aditivos alimenticios y estrategias de alimentación que ofrecen posibilidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂

Categoría ¹	Efecto potencial de mitigación del CH ₄ ²	Efecto a largo plazo establecido	Eficacia ³	Seguro para el medio ambiente o para el animal ⁴	Recomendada ⁵	Aplicabilidad en regiones ⁶
Inhibidores						
BCM/BES ⁷	Alto	?	Si	No ⁸	No	N/A
Cloroformo	Alto	No?	Si	No	No	N/A
Ciclodextrina	Bajo	No	Si	No	No	N/A
Aceptores de electrones						
AFM ⁹	Sin efecto a alto	?	?	Si	No?	N/A
Nitroetano	Bajo	No	Si?	No	No	N/A
Nitrato	Alto	No?	Si	?	Si? ¹⁰	Todas
Ionóforos ¹¹	Bajo ¹²	No?	Si? ¹²	Si?	Si?	NA, SA, AF, AS
Compuestos bioactivos de las plantas¹³						
Taninos ¹⁴ (condensados) improving	Bajo	No?	Si	Si	Si?	Todas
Aceites esenciales	Bajo?	No	?	Si	No?	N/A
Enzimas exógenas	Bajo?	No	?	Si	No	N/A
Desfaunación	Sin efecto a bajo	No	No?	Si?	No?	N/A
Manipulación del rumen con arqueas y bacterias	Bajo	No	?	Si	No	N/A
Lípidos	Bajo	No	?	Si?	Si? ¹⁵	NA, EU, OC
Inclusión de concentrado ¹⁷	Medio	No?	Si	Si	Si? ¹⁶	Todas
Mejoramiento de la calidad y manejo del forraje	Bajo a medio	Si	Si	Si	Si? ¹⁸	Todas
Gestión del pastoreo	Bajo a medio	Si	Si	Si	Si	Todas
Procesamiento alimentos	Bajo	Si	Si?	Si	Si? ¹⁹	Todas
Racionse mezcladas y frecuencia de alimentación	Bajo	Si	Si? ²⁰	Si? ²⁰	Si? ²⁰	Todas
Procesamiento de piensos de baja calidad	?	?	?	?	?	Todas
Reducción tamaño del hato	Alto	Si	Si	Si	Si	Todas, pero especialmente AF, AS, SA
Macro complementación (cuando es deficiente)	Medio	Si	Si	Si	Si	Todas, pero especialmente AF, AS, SA
Micro-complementación (cuando es deficiente)	N/A	No	Si?	Si	Si	Si
Tratamiento alcalino	Bajo	Si	Si	?	?	AF, AS, SA

(Cont.)

TABLA A1 (Cont.)
Aditivos alimenticios y estrategias de alimentación que ofrecen posibilidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂

Categoría ¹	Efecto potencial de mitigación del CH ₄ ²	Efecto a largo plazo establecido	Eficacia ³	Seguro para el medio ambiente o para el animal ⁴	Recomendada ⁵	Aplicabilidad en regiones ⁶
Tratamiento biológico	?	Si	No	Si	No	
Selección por calidad de la paja	Bajo	Si	Si	Si	Si	AF, AS, SA
Alimentación de precisión y análisis de alimentos	Bajo a medio	Si	Si? ⁷	Si	Si ²²	Todas

?: indica incertidumbre debido a la investigación limitada o a la falta de datos, resultados inconsistentes o variables, o ausencia o insuficiencia de datos sobre la persistencia del efecto.

N/A: no aplicable.

¹ Las estrategias de mitigación en esta tabla son aplicables a todos los rumiantes.

² Alto = efecto de mitigación ≥ 30 por ciento; Medio = efecto de mitigación del 10 al 30 por ciento; Bajo = efecto de mitigación < 10 por ciento. Los efectos de mitigación se refieren al porcentaje de cambio con respecto a una "práctica estándar", es decir, un estudio de control que se usó para la comparación y está basado en la combinación de datos de investigación y en el juicio de los autores de este documento.

³ La eficacia está determinada con base en: potencial de mitigación de GEI, efecto en el consumo de alimento (el efecto no negativo es beneficioso) y efecto en la productividad animal (el efecto no negativo o el mejoramiento es beneficioso).

⁴ Basado en datos de la EPA, FDS, o la opinión de expertos.

⁵ Con base en investigaciones disponibles o en la falta de suficiente investigación.

⁶ Regiones: Todas = todas las regiones; EU = Europa, AS = Asia, AF = África, NA = Norte América; SA = Sur América; OC = Oceanía.

⁷ Bromoclorometano y 2-bromoetano sulfónico.

⁸ Sustancia que agota la capa de ozono -Clase I (<http://www.epa.gov/ozzone/science/ods/classone.html>).

⁹ Ácidos fumárico y málico.

¹⁰ La utilidad de su uso es desconocida. Se debe tener cuidado con el suministro de nitrato. El animal debe adaptarse adecuadamente y readaptarse si se interrumpe el suministro por un tiempo. El acceso a los bloques de melaza con nitrato se debe limitar para que la ingestión de nitrato no envenene el animal. No es prudente su uso cuando las dietas tienen altas concentraciones de N.

¹¹ La mayor parte de los datos son para monesina. La monesina parece no tener un efecto consistente directo en la producción de CH₄ entérico en el ganado de carne o leche. Algunos metaanálisis han mostrado un mejoramiento en la eficiencia alimenticia en ganado de carne (Goodrich et al., 1984) y en vacas de leche (Duffield et al., 2008) que podrían reducir las emisiones de CH₄ entérico por unidad de producto (leche o carne). Sobre esta base, la conclusión general es que los ionóforos probablemente tengan un efecto para reducir hasta 5 por ciento las emisiones de CH₄ en rumiantes.

¹² Mediante el mejoramiento de la eficiencia alimenticia, especialmente cuando las dietas contienen concentrados; sin efecto cuando los pastos son el único ingrediente de la dieta.

¹³ Ver el texto para una discusión profunda de estos suplementos. Los taninos parecen más efectivos que las saponinas. Los resultados con las saponinas del té son alentadores, pero deben ser confirmados y faltan datos sobre la persistencia del efecto.

¹⁴ Efectos nocivos cuando la PC en la dieta es marginal o inadecuada o cuando los taninos condensados son astringentes y en altas concentraciones, pero con adecuada PC en el alimento algunos taninos condensados pueden tener una amplia gama de beneficios.

¹⁵ Promisoria, pero la tecnología todavía no se ha desarrollado o no se dispone de ella comercialmente.

¹⁶ Los lípidos generalmente son eficaces en la reducción de la producción de CH₄ entérico. Se recomiendan cuando su uso es viable económicamente (los subproductos ricos en aceite de la industria de los biocombustibles, por ejemplo). Se debe considerar su potencial efecto negativo en el consumo de alimento, en la digestibilidad de la fibra, en la función del rumen, en el contenido de grasa de la leche y en la productividad general del animal. La tasa de inclusión recomendada en dietas de rumiantes es del 6 al 7 por ciento (grasa total) de la MS de la dieta. Ante la falta de mecanismos que incentiven la reducción de las emisiones de CH₄ entérico, la viabilidad económica de complementar las dietas con lípidos comestibles es cuestionable.

¹⁷ Tasas más altas de inclusión de concentrado pueden disminuir el consumo, pero la producción usualmente aumenta. Se deben evitar los efectos negativos sobre la degradación de la fibra y la composición de la leche (en vacas lecheras).

¹⁸ Aunque es recomendada (reducción directa de las emisiones de CH₄ entérico o indirecta a través del aumento de la producción animal), la aplicación de esta práctica de mitigación dependerá en gran medida de la disponibilidad de piensos. Ver el texto para una discusión adicional.

¹⁹ Resultados no muy consistentes, pero recomendada con base en que un mejoramiento de la calidad de los pastos debe reducir las emisiones de CH₄ por unidad de consumo de alimento y de producto animal.

²⁰ Eficaz condicionalmente (si no disminuye la degradación de la fibra), segura para el medio ambiente (los insumos de energía podría contrarrestar el efecto de mitigación de los GEI; se debe determinar usando el ACV) se recomienda si hay viabilidad económica y no se compromete la digestibilidad de la fibra.

²¹ Datos insuficientes.

²² Incluso si el efecto directo de mitigación del CH₄ es incierto, la alimentación de precisión/balanceada y el análisis preciso de los alimentos posiblemente aumentarán la productividad animal y la eficiencia alimenticia y mejorarán la rentabilidad de la granja (de esta manera se tiene un efecto de mitigación indirecto en las emisiones de CH₄ y de N₂O entéricas y del estiércol).

TABLA A2
Estrategias de gestión del estiércol que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂

Categoría	Especies ¹	Efecto potencial de mitigación del CH ₄ ²	Efecto potencial de mitigación del N ₂ O ²	Efecto potencial de mitigación del NH ₃ ²	Eficacia ³	Recomendada ⁴	Aplicabilidad en regiones ⁵
Manipulación de la dieta y balance de nutrientes							
Proteína dietaria reducida	TE	? ⁶	Medio	Alto	Si (N ₂ O, NH ₃)	Si (N ₂ O, NH ₃)	Todas
Dietas altas en fibra	CE	Bajo	Alto	?	Si (N ₂ O)	Si (N ₂ O)	Todas
Gestión del pastoreo	TR	?	Alto? ⁷	? ⁷	Si (N ₂ O)	Si (N ₂ O)	Todas
Estabulación							
Biofiltración	TE	Bajo?	?	Alto	Si (NH ₃ , CH ₄ ?)	Si (NH ₃ , CH ₄ ?)	Todas
Sistemas manejo estiércol ⁸	BL, BC, CE	Alto	?	Alto	Si (CH ₄ , NH ₃)	Si (CH ₄ , NH ₃)	Todas
Tratamiento del estiércol							
Digestión anaeróbica	BL, BC, CE	Alto	Alto ⁹	Aumento ¹⁰	Si (CH ₄ , N ₂ O)	Si (CH ₄ , N ₂ O)	Todas
Separación de sólidos	BL, BC	Alto	Bajo? ⁹	? ¹¹	Si (CH ₄)	Si (CH ₄)	NA, SA, EU, OC
Aireación	BL, BC	Alto	Aumento ¹²	? ¹²	Si (CH ₄)	Si (CH ₄)	NA, SA, EU
Acidificación del estiércol	BL, BC, CE	Alto	? ¹³	Alto ¹³	Si (CH ₄ , NH ₃)	Si (CH ₄ , NH ₃)	NA, EU, OC
Almacenamiento del estiércol							
Disminución del tiempo de almacenamiento	BL, BC, CE	Alto ¹⁴	Alto ¹⁴	Alto ¹⁴	Si (Todas)	Si (Todas)	Todas
Cobertura estiércol con paja	BL, BC, CE	Alto	Aumento ¹⁵	Alto	Si (CH ₄ , NH ₃)	Si (CH ₄)	NA, EU
Crostas naturales o inducidas	BL, BC	Alto	Aumento ¹⁵	Alto	Si (CH ₄ , NH ₃)	Si (CH ₄)	NA, EU
Aireación durante el almacenamiento del estiércol líquido	BL, BC, CE	Medio a Alto	Aumento ¹²	? ¹²	Si (CH ₄)	Si (CH ₄)	NA, EU
Compostaje	BL, BC, CE	Alto	? ¹²	Aumento ¹²	Si (CH ₄)	Si (CH ₄)	Todas
Aplamiento de las camas	AC	Medio	N/A	?	Si (CH ₄)	Si (CH ₄)	Todas
Temperatura de almacenamiento	BL, BC	Alto	?	Alto	Si (CH ₄ , NH ₃)	Si (CH ₄ , NH ₃)	N/A ¹⁶
Aplicación de estiércol							
Inyección del estiércol vs. aplicación superficial	BL, BC, CE	Sin efecto para el aumento?	Sin efecto para el aumento ¹⁸	Alto	Si (NH ₃)	Si (NH ₃)	NA, EU, OC
Momento de aplicación	TE	Bajo	Alto ¹⁹	Alto	Si (N ₂ O, NH ₃)	Si (N ₂ O, NH ₃)	Todas
Coberturas del suelo, cultivos de cobertura	TE	?	Sin efecto para el aumento ²⁰	Aumento ²¹	Si (N ₂ O?)	Si (N ₂ O?)	Todas
Balance de nutrientes del suelo	TE	N/A	Alto	Alto	Si (N ₂ O, NH ₃)	Si (N ₂ O, NH ₃)	Todas
Inhibidores de la nitrificación²²							
Aplicados al estiércol o después de la deposición de la orina en los pastos	BL, BC, OV	N/A	Alto	N/A	Si (N ₂ O)	Si (N ₂ O)?	Todas ²³

(Cont.)

TABLA A2 Estrategias de gestión del estiércol que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂ (Cont.)

Categoría	Especies ¹	Efecto potencial de mitigación del CH ₄ ²	Efecto potencial de mitigación del N ₂ O ²	Efecto potencial de mitigación del NH ₃ ²	Eficacia ³	Recomendada ⁴	Aplicabilidad en regiones ⁵
Inhibidores de la ureasa²⁴							
Aplicados con o antes de la orina	BL, BC, OV	N/A	Medio?	Alto	Si (N ₂ O, NH ₃) ²⁴	Si (N ₂ O, NH ₃)?	NA, EU, OC
Manejo del suelo							
Condición del suelo, textura, espacio de los poros llenados con agua, drenaje	TR	?	Disminución o Aumento ²⁵	?	Si (N ₂ O)?	Si (N ₂ O)?	Todas

? : indica incertidumbre debido a la investigación limitada o a la falta de datos, resultados inconsistentes o variables, o ausencia o insuficiencia de datos sobre la persistencia del efecto.

N/A: no aplicable.

1 BL = bovinos de leche; BC = bovinos de carne (bovinos incluyen Bos taurus y Bos indicus); OV = ovejas; CA = cabras; TR = todos los rumiantes; CE = cerdos; AV = aves de corral; TE = todas las especies.
 2 Alto = efecto de mitigación > 30 por ciento; Medio = efecto de mitigación del 10 al 30 por ciento; Bajo = efecto de mitigación ≤ 10 por ciento. Los efectos de mitigación se refieren al porcentaje de cambio con respecto a una "práctica estándar", es decir, un estudio de control que se usó para comparación y está basado en la combinación de datos de investigación y en el juicio de los autores de este documento.

3 La eficacia está determinada en base a: potencial de mitigación de los GEI o del NH₃ (en algunos casos, también se consideraron los efectos en el consumo de alimento y en la productividad animal).

4 Con base en investigaciones disponibles o en la falta de suficiente investigación.

5 Regiones: Todas = todas las regiones; EU = Europa, AS = Asia, AF = África, NA = Norte América, SA = Sur América, OC = Oceanía.

6 Investigación insuficiente. Los modelos sugieren que podría incrementar CH₄ entríco. Si la función del rumen se deteriora, se podrían aumentar las emisiones de CH₄ del estiércol.
 7 La reducción de la intensidad de pastoreo puede reducir las emisiones de N₂O hasta un 50 por ciento al disminuir la entrada de N urinario en el suelo, pero también puede aumentar las emisiones de N₂O al aumentar la MO residual durante los ciclos de congelación y descongelación del suelo. Las emisiones de amoníaco se pueden aumentar, pero la magnitud no es clara. La eficacia varía según la región. La gestión del pastoreo es practicable en los países del Occidente, Oceanía, Europa, y partes de Sur y Centro América y Asia, pero no en todas las regiones de estos últimos continentes y de África debido a muchas limitaciones.

8 Generalmente, un sistema de manejo del estiércol que reduce el tiempo entre la excreción de las heces y la orina y su remoción de los establos reducirá las emisiones de NH₃ y de CH₄ (los datos sobre N₂O no son concluyentes y son pocas las emisiones de N₂O desde las instalaciones y del estiércol almacenado). Almacenar el estiércol en las instalaciones genera grandes incrementos de las emisiones de NH₃ y de CH₄ en los establos. El tipo de gestión del estiércol también tiene un efecto en las emisiones de los GEI. Por ejemplo, el lavado diario del estiércol en los establos lecheros reducirá las emisiones de NH₃ y de CH₄ en comparación con el raspado. Esta práctica de mitigación solo reduce las emisiones de las edificaciones; dependiendo del tipo de almacenamiento, las emisiones provenientes del estiércol que es removido diariamente pueden ser mayores en comparación con aquellas del estiércol que permanece almacenado en las instalaciones por períodos más largos.

9 La digestión anaeróbica y la separación de sólidos reducen la fuente de C degradable en el estiércol aplicado al suelo y, en consecuencia, reducen el potencial para la nitrificación y las emisiones de N₂O.

10 Las emisiones de amoníaco aumentarán en la medida en que más N orgánico se descomponga como N-NH₃; la magnitud no es clara.

11 La reducción de los sólidos del estiércol facilita la infiltración del estiércol y evita las pérdidas de NH₃ producidas cuando se aplica en el suelo.

12 (ver también Almacenamiento y separación del estiércol y Compostaje) En algunos casos, la aireación del estiércol puede estimular la transformación del N-NH₃ en N-NO₃ lo cual aumenta el potencial de emisiones del N₂O y reduce el potencial de volatilización del NH₃. En la mayor parte de los casos el compostaje aumenta las pérdidas de NH₃.

13 La acidificación del estiércol disminuye la fracción de N-NH₃ volátil en el estiércol, pero puede aumentar las emisiones de N₂O después de la aplicación en el suelo.

14 Al aumentar el tiempo de almacenamiento del estiércol se incrementa el potencial de las emisiones debido al aumento en la concentración de NH₃ y de CH₄ producida por la degradación de los nutrientes en el estiércol y en el tiempo en que ocurren las emisiones, lo cual crea un efecto agravado que varía en su magnitud. Esta estrategia es considerada en la tabla con un potencial de mitigación alto porque el no tener estiércol almacenado implica no tener GEI almacenados.

15 Cubrir el estiércol con coberturas porosas o permeables promueve la nitrificación y las emisiones de N₂O.

16 Aunque eficaz, su control no es práctico.

17 Cubrir el estiércol almacenado con coberturas impermeable evita la volatilización del NH₃ durante el almacenamiento y aumenta el contenido de NH₃ en el estiércol, lo que generalmente resulta en mayores emisiones de NH₃ después de la aplicación en el suelo.

18 La inyección de estiércol aumenta el C orgánico y las reservas de N del suelo, induciendo condiciones de reducción y promoviendo emisiones de N₂O; la magnitud del aumento depende de la humedad, la textura y la temperatura del suelo, entre muchos otros factores.

19 La aplicación del estiércol en momentos en que las condiciones de temperatura y humedad del suelo no son favorables para la nitrificación y las emisiones de N₂O puede generar un efecto grande pero variable en las emisiones.

(Cont.)

(Cont.)

²⁰ Los cultivos de cobertura pueden incrementar la absorción de N de las plantas y disminuir la acumulación de nitrato y, por lo tanto, reducir la producción de N_2O a través de la desnitrificación, pero los resultados sobre el total de las emisiones de los GEI no han sido consistentes. Las interacciones con otras prácticas de conservación del suelo son significativas (sistemas de labranza, por ejemplo) y se deben tener en cuenta cuando el objetivo de los cultivos de cobertura es la reducción de las emisiones de los GEI en la totalidad de la unidad de explotación.

²¹ La cobertura vegetal del suelo intercepta el estiércol aplicado y reduce la infiltración y el contacto con el suelo, lo que resulta en mayores pérdidas por volatilización de NH_3 , en una magnitud que depende del método de aplicación y de las características del estiércol.

²² Los inhibidores de la nitrificación han reducido las emisiones de N_2O y la lixiviación del N en los sistemas de producción intensiva de leche y ovejas en Australia y Nueva Zelanda.

²³ Los costos limitarán la aplicabilidad en los países en desarrollo.

²⁴ Los inhibidores de la ureasa funcionan bien antes de que el N-urea de la orina se transforme en N- NH_3 en el estiércol; por lo tanto la oportunidad de aplicar esta práctica se podría limitar a los sistemas intensivos de producción de carne en corrales de engorde o en los sistemas de manejo de los desechos en que se separan las heces y la orina.

²⁵ El contenido de humedad del suelo afecta el potencial de nitrificación y desnitrificación, lo que da como resultado una gran variación en las emisiones de N_2O .

TABLA A3 Estrategias de manejo de los animales que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂

Categoría	Especies ¹	Efecto en la productividad	Efecto potencial de mitigación del CH ₄ ²	Efecto potencial de mitigación del N ₂ O ²	Eficacia ³	Recomendada ⁴	Aplicabilidad en regiones ⁵
Incremento productividad	TE	Aumento	Alto ⁶	Alto ⁶	Si	Si	Todas
Somatotropina recombinante bovina	BL	Aumento	Bajo	?	Si?	Si? ⁸	NA,SA,AS,AF
Selección genética (Consumo de alimento residual) ⁷	BC, BL,CE?	Ninguno	Bajo?	?	Si	Si? ⁹	NA,EU,SA,OC
Sanidad animal	TE	Aumento	Bajo?	Bajo?	Si	Si	Todas
Reducción mortalidad animal	TE	Aumento	Bajo?	Bajo?	Si	Si	Todas
Reducción de la edad de sacrificio y reducción de los días de alimentación	TE ¹⁰	Ninguno	Medio	Medio	Si	Si	Todas

?; indica incertidumbre debido a la investigación limitada o a la falta de datos; resultados inconsistentes o variables, o ausencia o insuficiencia de datos sobre la persistencia del efecto.

1 BL = bovinos de leche; BC = bovinos de carne (bovinos incluyen Bos taurus y Bos indicus); CE = cerdos; TE = todas las especies.
 2 Alto = efecto de mitigación ≥ 30 por ciento; Medio = efecto de mitigación del 10 al 30 por ciento; Bajo = efecto de mitigación ≤ 10 por ciento. Los efectos de mitigación se refieren al porcentaje de cambio con respecto a una "práctica estándar", es decir, un estudio de control que se usó para comparación y está basado en la combinación de datos de investigación y en el juicio de los autores de este documento.
 3 Determinada en base a: potencial de mitigación de los GEI y el efecto en la productividad (el efecto no negativo o el mejoramiento es beneficioso).
 4 Con base en investigaciones disponibles o en la falta de suficiente investigación.
 5 Regiones: Todas = todas las regiones; EU = Europa, AS = Asia, AF = África, NA = Norte América, SA = Sur América; OC = Oceanía.
 6 El aumento de la productividad tendrá un poderoso efecto en la mitigación de las emisiones de los GEI, pero el nivel del efecto dependerá de varios factores (línea de base de la productividad, tipo de animal, tipo de producción, calidad y disponibilidad del alimento, constitución genética del rebaño, etc.).
 7 La interacción aparente del CAR y de la nutrición con las reducciones del CH₄ se presentan en situaciones de dietas o pastos de alta calidad.
 8 Depende de las regulaciones nacionales.
 9 Resultados inciertos y requiere inversiones considerables; probablemente su aplicación no es práctica en muchos países en desarrollo.
 10 Solamente animales de carne.

TABLA A4
Estrategias de manejo reproductivo que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂¹

Categoría	Especies ¹	Eficacia relativa ²	Insumos requeridos para alcanzar el efecto deseado ³	Aplicabilidad en regiones ⁴
Estrategias de apareamiento				
Cruces	TR, CE	Alta	Bajos	Todas
Reducción de la endogamia ⁵	TR, CE	Media	Moderados	Todas
Selección genómica por fertilidad	TR, CE	Media	Altos	Desarrollados
Mejorar la vida productiva				
Pubertad precoz	TR, CE	Media	Moderados	Todas
Destete precoz	TR, CE	Media	Moderados/Altos	Todas
Reducción de la estacionalidad	TR, CE	Media	Moderados	Todas
Aumento de la fecundidad⁶				
Aumento tamaño de la camada	CE, OV, CA	Alta	Altos	China
Aumento camadas/año	CE, OV, CA	Alta	Altos	China
Razas prolíficas	CE, OV, CA	Alta	Bajos	Todas
Introgresión genética	CE, OV, CA	Alta	Altos	Todas
Prolongar la estación apareamiento	OV, CA	Media	Moderados/ Bajos	Desarrollados
Cuidados/salud período periparturiente				
Acortar el período seco	BL	Media	Bajos	Desarrollados
Incremento del consumo de MS	BL	Media	Moderados	Desarrollados
Lípidos dietéticos	TR	Media	Altos	Desarrollados
Vacunaciones	TR, CE	Media	Moderados	Todas
Reducción de los factores de estrés				
Calor	TR, CE	Alta	Bajos/ Moderados	Todas
Manipuleo/transporte	TR, CE	Media?	Moderados/ Bajos	Todas
Enfermedades	TR, CE	Alta	Moderados/ Bajos	Todas
Nutrición	TR, CE	Alta	Moderados	Todas?

(Cont.)

TABLA A4 (Cont.)
Estrategias de manejo reproductivo que ofrecen oportunidades de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂¹

Categoría	Especies ¹	Eficacia relativa ²	Insumos requeridos para alcanzar el efecto deseado ³	Aplicabilidad en regiones ⁴
Tecnologías reproductivas asistidas⁷				
Inseminación artificial	TR, CE	Alta	Moderados/Altos	Todas?
Sincronización hormonal	TR, CE	Media	Altos	Desarrollados
Transferencia de embriones	TR, CE	Alta	Altos	Desarrollados
Selección por género				
Diagnóstico de la gestación	TR	Alta	Altos	Todas

¹ Todas las estrategias de mitigación en esta tabla se recomiendan si tienen el soporte de otros aspectos del sistema de producción (como nutrición, infraestructura, etc.). BL = bovinos de leche; BC = bovinos de carne (bovinos incluyen Bos taurus y Bos indicus); OV = ovejas; CA = cabras; TR = todos los rumiantes; CE = cerdos.

² Determinada sobre la base de la magnitud del efecto esperado en la fertilidad: Alta (Alta eficacia) > 5 por ciento de aumento en la tasa de preñez (número de animales preñados durante la estación de apareamiento) o en la fecundidad (número de nacimientos de una estación de apareamiento); Media (Eficacia Media), 1 al 5 por ciento. Con base en la combinación de datos de investigaciones y en el juicio de los autores de este documento.

³ Altos = considerable necesidad de infraestructura y de los recursos o capacitación necesarios; Moderados = algunas mejoras en la infraestructura y en los recursos o capacitación necesarios; Bajos = pocas o modestas mejoras en la infraestructura y en los recursos y capacitación necesarios.

⁴ Regiones: Todas = todas las regiones; Desarrollado = países desarrollados.

⁵ Se ha calculado que el porcentaje de endogamia en ovejas puras asciende al 20 por ciento (Ercanbrack y Knight, 1991) y en bovinos de leche corresponde a una cifra entre el 5 y el 15 por ciento (Soares et al., 2011; Panetto et al., 2010). Cada 1 por ciento de aumento en la endogamia en ovinos resulta en una disminución del 1 por ciento en los corderos destetados por oveja. Los coeficientes promedio de consanguinidad en ovejas de raza pura fueron del 20 al 30 por ciento (Ercanbrack y Knight, 1991).

⁶ China: potencial de reducción del número de animales: 320 000 a 2 250 000; efecto potencial de mitigación del CH₄ y el N₂O, 2,5 a 7,5 por ciento. La estimación representa la posible reducción en el número de cerdas reproductoras en la piara de cría de la China, si el tamaño de la camada aumentara en un lechón por parto (nivel de los Estados Unidos de América: 10,3 lechones destetados por camada) y la camadas anuales en 0,4 (2,3 camadas anuales en los Estados Unidos de América). Los resultados reflejan el potencial de mitigación de la industria porcina comercial que representa alrededor del 40 por ciento de la producción (el restante 60 por ciento corresponde a explotaciones de pequeños productores o a la cría en el ámbito doméstico) Si se aplicara a la producción restante, el efecto sería significativamente más grande (Perfil y Desarrollo de la Industria Porcina de China, Presidente, Asociación Nacional de la Industria Porcina China).

⁷ Potencial de disminución en el número de animales > 5 por ciento; efecto potencial de mitigación del CH₄ y del N₂O, 3,5 a 5,5 por ciento. Los cálculos representan una reducción de 14 millones de animales de leche de reemplazo necesarios con un aumento del 5 por ciento en la tasa de concepción. Esto también aumentaría la producción de leche en todo el ciclo de vida y potencialmente la vida productiva.

TABLA A5
Ejemplos de interacciones entre las prácticas de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂¹

Prácticas de mitigación	Interacciones potenciales	Sistemas de producción donde son aplicables las interacciones
Enteric CH₄ mitigation practices		
Aceptores de electrones (nitratos)	Potencial para el incremento de las emisiones de N ₂ O de la orina y el estiércol depositados en el suelo, lo mismo que del estiércol aplicado al suelo.	RC, RM, RP ²
Proteína balanceada en la dieta	Disminuirá las emisiones de NH ₃ y N ₂ O del estiércol, Pero podría (con base en datos limitados de modelaciones) incrementar la producción CH ₄ entérico debido al aumento en la proporción de carbohidratos que reemplazan la proteína disminuida. La reducción de la proteína en la dieta debe ser implementada de una manera que evite cualquier descenso del consumo de alimento y de la producción animal, o aumentará la IE.	RC, RM, RP, MI, MM, MD
Lípidos dietéticos	Pueden reducir la digestibilidad, el consumo de alimento y la productividad animal, lo que aumentará la IE. Pueden aumentar CH ₄ del estiércol almacenado, si se utilizan como fuente semillas de oleaginosas (como la semilla del algodón) No se recomiendan en dietas de baja calidad (digestibilidad < 50 por ciento). No exceder el 6 por ciento de extracto etéreo (grasa total) en dietas de calidad más alta.	RC, RM
Inclusión de concentrados	Pueden disminuir el CH ₄ entérico si > 35 o 40 por ciento (concentrados amiláceos). Se esperan efectos en la productividad, y una IE disminuida, a niveles de inclusión más bajos. La digestibilidad de la fibra puede disminuir con una inclusión alta (> 40 por ciento de concentrados amiláceos). Pueden originar la excreción más alta de sólidos volátiles del estiércol y, por lo tanto, emisiones más altas de CH ₄ durante el almacenamiento del estiércol. Sin embargo, las dietas con más alta digestibilidad producirán menos estiércol y con menor contenido de C.	RC, RM
Gestión del pastoreo	Optimizar la productividad por unidad de tierra al maximizar el consumo de materia seca digestible. Aumentar la calidad del forraje a un nivel que no exceda los requerimientos de proteína balanceada, o podrían aumentar las emisiones de N ₂ O.	RM, RP
Procesamiento de los alimentos (granos)	Podría tener un efecto positivo en el CH ₄ entérico, el CH ₄ del estiércol almacenado y en las emisiones de N ₂ O del estiércol aplicado, si la función del rumen no se afecta negativamente.	RC, RM
Tratamiento alcalino de piensos de baja calidad	Si se usa NH ₃ -anhidro o urea, puede dar lugar a un aumento de las emisiones de NH ₃ .	RC, RM
Complementación estratégica de piensos de baja calidad	Aumenta el consumo de alimento, pero puede dar lugar a un aumento de las excreciones de N del estiércol y potencialmente a emisiones de NH ₃ y N ₂ O. Aumento absoluto del CH ₄ entérico pero disminución de la IE.	RM, RP
Alimentación de precisión	Reducirá el contenido de sólidos volátiles y N en el estiércol y, por consiguiente, las emisiones de NH ₃ , N ₂ O y CH ₄ .	RC
Prácticas de mitigación del estiércol		
Taninos dietéticos	El principal efecto es la reducción de las emisiones de NH ₃ . Pueden reducir las emisiones de N ₂ O de la aplicación del estiércol al suelo: directamente, mediante el enlace con proteínas e indirectamente, desviando el N de la orina a las heces. Pueden reducir las emisiones de CH ₄ del estiércol almacenado. Pueden dar lugar a un consumo más bajo y a una disminución de la digestibilidad en forrajes con alto contenido de taninos.	RC, RM, RP

(Cont.)

TABLA A5 (Cont.)
Ejemplos de interacciones entre las prácticas de mitigación de los gases de efecto invernadero diferentes al CO₂

Prácticas de mitigación	Interacciones potenciales	Sistemas de producción donde son aplicables las interacciones
Taninos agregados al estiércol	Ralentizan la descomposición del estiércol y, por consiguiente, disminuyen las emisiones de CH ₄ del estiércol almacenado. No se deben usar con la digestión anaeróbica.	RC, MI, MM
Digestión anaeróbica	Puede aumentar las emisiones de NH ₃ durante el almacenamiento del estiércol y la aplicación del estiércol líquido.	RC, MI, MM, MD
Gestión del pastoreo (intensidad, corrales de invierno con camas de aserrín drenadas)	Intensidad de pastoreo – mismos efectos que para el CH ₄ entérico. Corrales de invierno con camas de aserrín drenadas: efecto principal en la reducción de las emisiones de N ₂ O de los parches de orina, pero también pueden aumentar el CH ₄ en el estiércol depositado en condiciones anaeróbicas. Pueden reducir el uso de fertilizantes.	RM, RP
Disminución del tiempo almacenamiento del estiércol	Directamente reduce las emisiones gaseosas del estiércol almacenado. Posible aumento de las emisiones de N ₂ O cuando se aplica el estiércol al suelo. El menor tiempo de almacenamiento implica aplicaciones al suelo más frecuentes: pueden tener efectos positivos y negativos en la emisión de los GEI del suelo, dependiendo de la estación.	RC, RM, MI, MM, MB
Crostas naturales o inducidas para cubrir el estiércol	Reducciones directas de las emisiones de CH ₄ . También reducen las emisiones de NH ₃ , pero pueden aumentar las emisiones de N ₂ O.	RC, RM, MI, MM
Compostaje	Reduce las emisiones de CH ₄ y posiblemente las de N ₂ O, pero aumenta las emisiones de NH ₃ y las pérdidas de N del estiércol. Efecto general de reducción de las emisiones de los GEI.	
Acidificación y disminución de la temperatura del estiércol (almacenamiento al aire libre en las zonas de clima frío)	Generalmente reducirá las emisiones de NH ₃ y CH ₄ ; efectos de interacción débiles o muy poco entendidos.	RC, RM, MI, MM
Almacenamiento sellado con flama	Reduce efectivamente las emisiones de CH ₄ , pero puede aumentar las emisiones de NH ₃ durante el almacenamiento y la aplicación al suelo del estiércol líquido.	RC, MI, MM, MD
Incorporación subsuperficial del estiércol	Su efecto más importante es la disminución de las emisiones de N ₂ O; También puede disminuir las pérdidas de NH ₃ , lo que reduce la necesidad de fertilizantes nitrogenados. Puede generar condiciones anaeróbicas localizadas e incrementar de este modo las emisiones CH ₄ .	RC, RM, MI, MM, MD
Cobertura del suelo, cultivos de cobertura	El efecto principal es el aumento de la absorción de nitratos por la plantas lo que disminuye las emisiones de N ₂ O, pero los resultados han sido inconsistentes; puede dar lugar a una pérdida general más alta de N ₂ O cuando la lluvia es abundante y hay interacciones significativas con otras prácticas de conservación del suelo (como la labranza cero).	RC, RM, MI, MM, MD
Inhibidores de la nitrificación	Pueden aumentar las emisiones de NH ₃ , dependiendo del almacenamiento del estiércol. Pueden aumentar la producción de pastos y forrajes (o sustituir los fertilizantes nitrogenados).	RC, RM, RP, MI, MM, MD
Inhibidores de la ureasa	Reduce las pérdidas de NH ₃ , pero puede aumentar las emisiones de N ₂ O.	RC, MI

¹ Esta tabla se elaboró en base a las discusiones sobre prácticas de mitigación llevadas a cabo entre los expertos de la FAO y los autores de este documento.
² Sistemas de producción animal: RC = rumiantes, confinados; RM = rumiantes, mixto; RP = rumiantes, pastoreo; MI = monogástrico, industrial (gran escala, toda la dieta a base de concentrados), MM = monogástricos, intermedio (media escala, alimentación con concentrado y subproductos, comercial); MD = cría en ámbito doméstico (generalmente alimentados con desechos y ramoneo, no comercial).

Bibliografía

- Aarnik, A.J.A., van den Berg, A.J., Keen, A., Hocksma, P. y Verstegen, M.W.A.** 1996. Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *J. Agric. Eng. Res.* 64: 299–310.
- Abecia, L., Martín-García, A. I., Martínez, G., Tomkins, N.W., Newbold, C.J. y Yañez-Ruiz, D.R.** 2011. Manipulation of the rumen microbial ecosystem to reduce methane emissions in ruminants through the intervention at early life stage of pre-ruminants and their mothers. *Adv. Anim. Biosci.* 2: 271.
- Abecia, L., Toral, P.G., Martín-García, A.I., Martínez, G., Tomkins, N.W., Molina-Alcaide, E., Newbold, C.J. y Yañez-Ruiz, D.R.** 2012. Effect of bromochloromethane on methane emission, rumen fermentation pattern, milk yield, and fatty acid profile in lactating dairy goats. *J. Dairy Sci.* 95: 2027–2036.
- Abbeddou, S., y Makkar, H.P.S.** 2012. Potential and constraints in utilizing co-products of the non-edible oils-based biodiesel industry – an overview. En H.P.S. Makkar, ED. *Biofuel co-products as livestock feed – Opportunities and challenges*, pp. 327-340. Roma, FAO.
- Abegaz, A., van Keulen, H. y Oosting, S.J.** 2007. Feed resources, livestock production and soil carbon dynamics in Teghane, Northern Highlands of Ethiopia. *Agric. Syst.* 94: 391–404.
- Abou Nohra, J., Barrington, S., Frigon, J.C. y Guiot, S.R.** 2003. In storage psychrophilic anaerobic digestion of swine slurry. *Resour. Conserv. Recycl.* 38: 23–37.
- Abrahamse, P.A., Tamminga, S. y Dijkstra. J.** 2009. Effect of daily movement of dairy cattle to fresh grass in morning or afternoon on intake, grazing behaviour, rumen fermentation and milk production. *J. Agric. Sci., Camb.* 147: 721–730.
- Adom, F., Maes, A., Workman, C., Clayton-Nierderman, Z., Thoma, G. y Shonnard, D.** 2012. Regional carbon footprint analysis of dairy feeds for milk production in the USA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 17: 520–534.
- Agle, M., Hristov, A.N., Zaman, S., Schneider, C., Ndegwa, P. y Vaddella, V.K.** 2010a. Effects of ruminally degraded protein on rumen fermentation and ammonia losses from manure in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 93: 1625-1637.
- Agle, M., Hristov, A.N., Zaman, S., Schneider, C., Ndegwa, P. y Vaddella, V.K.** 2010b. Effect of dietary concentrate on rumen fermentation, digestibility, and nitrogen losses in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 93: 4211–4222.
- Aguerre, M.J., Wattiaux, M.A. M. Capozzolo, C., Lencioni, P. y Cabral, C.** 2010. Effect of quebracho-chestnut tannin extracts at two dietary crude protein levels on nitrogen partitioning in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 93(E-Suppl. 1): 446 (Abstr.).
- Aguerre, M.J., Wattiaux, M.A., Powell, J.M., Broderick, G.A. y Arndt, C.** 2011. Effect of forage-to-concentrate ratio in dairy cow diets on emission of methane, carbon dioxide, and ammonia, lactation performance, and manure excretion. *J. Dairy Sci.* 94: 3081–3093.
- Ahn, J.H. y Forster, C.F.** 2002. A comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic upflow filters treating paper-pulp-liquors. *Process Biochem.* 38: 257–262.

- Aikman, P.C., Henning, P.H., Humphries, D.J. y Horn, C.H.** 2011. Rumen pH and fermentation characteristics in dairy cows supplemented with *Megasphaera elsdenii* NCIMB 41125 in early lactation. *J. Dairy Sci.* 94: 2840–2849.
- Alaboudi, R. y Jones, G.A.** 1985. Effects of acclimation to high nitrate intake on some rumen fermentation parameters in sheep. *Can. J. Anim. Sci.* 65: 841–849.
- Albrecht, K.A. y Muck, R.E.** 1991. Proteolysis in ensiled forage legumes that vary in tannin concentration. *Crop Sci.* 31: 464–469.
- Alemu, A.W., Dijkstra, J., Bannink, A., France, J. y Kebreab, E.** 2011. Rumen stoichiometric models and their contribution and challenges in predicting enteric methane production. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 761–778.
- Allen, M.S.** 2000. Effects of diet on short-term regulation of feed intake by lactating dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 83: 1598–1642.
- Allen, N.S., Edge, M. Sandoval, G., Verran, J., Stratton, J. y Maltby, J.** 2005. Photocatalytic coatings for environmental applications. *Photochem Photobiol.* 81: 279–290.
- Allen, M.S., Bradford, B.J. y Oba, M.** 2009. Board invited review: The hepatic oxidation theory of the control of feed intake and its application to ruminants. *J. Anim. Sci.* 87: 3317–3334.
- Allison M.J. y Reddy, C.A.** 1984. Adaptations of gastrointestinal bacteria in response to changes in dietary oxalate and nitrate. En Klug M.J y Reddy, C.A., eds. *Current Perspectives in Microbial Ecology*, Actas del 3rd International Symposium on Microbial Ecology, pp. 248–256. Washington D.C., American Society for Microbiology.
- Amann, R.P. y DeJarnette, J.M.** 2012. Impact of genomic selection of AI dairy sires on their likely utilization and methods to estimate fertility: A paradigm shift. *Theriogen.* 77: 795–817.
- Ambus, P., Petersen, S.O. y Soussana, J.F.** 2007. Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen-15 labelling. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121: 84–92.
- Amon, B., Amon, T. Boxberger, J. y Alt, C.** 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60: 103–113.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon T. y Zechmeister-Boltenstern, S.** 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 153–162.
- Andres, S., Giraldez, F.J., Gonzalez, J.S., Pelaez, R., Prieto, N. y Calleja, A.** 2005. Prediction of aspects of neutral detergent fibre digestion of forages by chemical composition and near infrared reflectance spectroscopy. *Aust. J. Agric. Res.* 56: 187–193.
- Annen, E.L., Collier, R.J., McGuire, M.A., Vicini, J.L., Ballam, J.M. y Lormore, M.J.** 2004. Effect of modified dry period lengths and bovine somatotropin on yield and composition of milk from dairy cows. *J. Dairy Sci.* 87: 3746–3761.
- Appuhamy, J. A. D. R. N, A. B. Strathe, S. Jayasundara, C. Wagner-Riddle, J. Dijkstra, J. France, and E. Kebreab.** 2013. Anti-methanogenic effects of monensin in dairy and beef cattle: a meta-analysis. *J. Dairy Sci.* (En prensa).
- Araji, A.A., Abdo, Z.O. y Joyce, P.** 2001. Efficient use of animal manure on cropland – economic analysis. *Biores. Technol.* 79:179–191.
- Archimède, H., Eugène, M., Magdeleine, C.M., Boval, M., Martin, C., Morgavi, D.P., Lecomte, P. y Doreau, M.** 2011. Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 59–64.

- Arieli, A.** 1992. Energetic value of whole cottonseeds fed for maintenance of sheep at 2 levels in the diet. *Livest. Prod. Sci.* 31: 301–311.
- Arriaga, H., Salcedo, G., Calsamiglia, S. y Merino, P.** 2010. Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135: 132–139.
- Arriola, K.G., Kim, S.C., Staples, C.R. y Adesogan, A.T.** 2011. Effect of fibrolytic enzyme application to low- and high-concentrate diets on the performance of lactating dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 94: 832–841.
- Asanuma, N., Iwamoto, M. y Hino, T.** 1999. Effect of the addition of fumarate on methane production by ruminal microorganisms *in vitro*. *J. Dairy Sci.* 82: 780–787.
- Aschemann, M., Lebzien, P., Hüther, L., Döll, S., Südekum, K.H. y Dänicke, S.** 2012. Effect of niacin supplementation on digestibility, nitrogen utilisation and milk and blood variables in lactating dairy cows fed a diet with a negative rumen nitrogen balance. *Arch. Anim. Nutr.* 66: 200–214.
- Atakora, J.K.A., Moehn, S. y Ball, R.O.** 2011a. Enteric methane produced by finisher pigs is affected by dietary crude protein content of barley grain based, but not by corn based, diets. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 412–421.
- Atakora, J.K.A., Moehn, S., Sands, J.S. y Ball, R.O.** 2011b. Effects of dietary crude protein and phytase-xylanase supplementation of wheat grain based diets on energy metabolism and enteric methane in growing finishing pigs. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 422–429.
- Atasoglu, C., Newbold, C.J. y Wallace, R.J.** 2001. Incorporation of [(15)N] ammonia by the cellulolytic ruminal bacteria *Fibrobacter succinogenes* BL2, *Ruminococcus albus* SY3, and *Ruminococcus flavefaciens* 17. *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 2819–2822.
- Atwell, O.G., Jaster, E.H., Moore, K.J. y Fernando, R.L.** 1988. Evaluation of high oil corn and corn silage for lactating cows. *J. Dairy Sci.* 71: 2689–2698.
- Auldist, M.J., O'Brien, G., Cole, D., Macmillan, K.L. y Grainger, C.** 2007. Effects of varying lactation length on milk production capacity of cows in pasture-based dairying systems. *J. Dairy Sci.* 90: 3234–3241.
- Baijokya, F.P., de Ridder, N., Masuki, K.F. y Giller, K.E.** 2005. Dynamics of banana-based farming systems in Bukoba District, Tanzania: changes in land use, cropping and cattle keeping. *Agric. Ecosyst. Environ.* 106: 395–406.
- Baker, D.H., Katz, R.S. y Easter, R.A.** 1975. Lysine requirement of growing pigs at two levels of dietary protein. *J. Anim. Sci.* 40: 851–856.
- Ball, R.O. y S. Mohn.** 2003. Feeding strategies to reduce greenhouse gas emissions from pigs. *Advances in Pork Production, Actas del 2003 Banff Pork Seminar, Alberta, Canadá.* 14: 301–311.
- Banda, J.L., Kamwanja, L.A., Chagunda, M.G., Ashworth, G.C.J. y Roberts, D.J.** 2011. Status of dairy cow management and fertility in smallholder farms in Malawi. *Trop. Anim. Health Prod.* 44: 715–727.
- Bannink, A., France, J., Lopez, S., Gerrits, W.J.J., Kebreab, E., Tamminga, S. y Dijkstra, J.** 2008. Modelling the implications of feeding strategy on rumen fermentation and functioning of the rumen wall. *Anim. Feed Sci. Technol.* 143: 3–26.
- Bannink, A., Van Schijndel, M.W. y Dijkstra, J.** 2011. A model of enteric fermentation in dairy cows to estimate methane emission for the Dutch National Inventory Report using the IPCC Tier 3 approach. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 603–618.

- Bargo, F., Muller, L.D., Delahoy, J.E. and Cassidy, T.W.** 2002. Performance of high producing dairy cows with three different feeding systems combining pasture and total mixed rations. *J. Dairy Sci.* 85: 2948–2963.
- Basarab, J.A., Baron, V.S. y Okine, E.K.** 2009. Discovering nutrition related opportunities in the carbon credit system for beef cattle. *En Actas de la 30th Western Nutrition Conference*, 23 y 24 de septiembre de 2009, Winnipeg, Manitoba, Canadá.
- Basset-Mens, C., Ledgard, S. y Boyes, M.** 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol. Econ.* 68: 1615–1625.
- Baudracco, J., Lopez-Villalobos, N., Holmes, C.W. y Macdonald, K.A.** 2010. Effects of stocking rate, supplementation, genotype and their interactions on grazing dairy systems: a review. *N. Z. J. Agric. Res.* 53: 109–133.
- Bavin, T.K., Griffis, T.J., Baker, J.M. y Venterea, R.T.** 2009. Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agric. Ecosyst. Environ.* 134:234–242.
- Bayaru, E., Kanda, S., Kamada, T., Andoh, S., Nishida, T., Ishida, M., Itoh, T., Nagara, K. y Isobe, Y.** 2001. Effect of fumaric acid on methane production, rumen fermentation and digestibility of cattle fed roughage alone. *Anim. Sci. J.* 72:139–146.
- Beauchemin K.A. y McGinn, S.M.** 2006. Enteric methane emissions from growing beef cattle as affected by diet and level of intake. *Can. J. Anim. Sci.* 86:401–408.
- Beauchemin, K.A. y Rode, L.M.** 1999. Optimum processing of barley. *Southern Alberta Beef Review*. 1(3) (disponible en [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/beef3987](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/beef3987)).
- Beauchemin, K.A., McAllister, T.A., Dong, Y., Farr, B.I. y Cheng, K.J.** 1994. Effects of mastication on digestion of whole cereal grains by cattle. *J. Anim. Sci.* 72:236–246.
- Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Martinez, T.F. y McAllister, T.A.** 2007a. Use of condensed tannin extract from quebracho trees to reduce methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 85:1990–1996.
- Beauchemin, K.A., McGinn, S.M. y Petit, H.V.** 2007b. Methane abatement strategies for cattle: Lipid supplementation of diets. *Can. J. Anim. Sci.* 87:431–440.
- Beauchemin, K.A., McAllister, T.A. y McGinn, S.M.** 2009a. Dietary mitigation of enteric methane from cattle. *CAB Reviews: perspectives in agriculture, veterinary science. Nutr. Nat. Res.* 4:1–18.
- Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Benchaar, C. y Holtshausen L.** 2009b. Crushed sunflower, flax, or canola seeds in lactating dairy cow diets: Effects on methane production, rumen fermentation, and milk production. *J. Dairy Sci.* 92:2118–2127.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A. y McGinn, S.M.** 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agric. Syst.* 103:371–379.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A. y McGinn, S.M.** 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 663–677.
- Bee, J.K.A., Msanga, Y.N. y Kavana, P.Y.** 2006. Lactation yield of crossbred dairy cattle under farmer management in Eastern coast of Tanzania. *Livest. Res. Rural Dev.* 18 (disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd18/2/bee18023.htm>. Acceso: febrero de 2006).

- Beegle, D.B., Kelling, K.A. y Schmitt, M.A.** 2008. Nitrogen from animal manure. *En* J.S. Schepers y W.R. Raun, eds. *Nitrogen in Agricultural Systems*, pp. 832–881. Madison, WI, USA, American Society of Agronomy,
- Beever, D.E.** 2006. The impact of controlled nutrition during the dry period on dairy cow health, fertility and performance. *Anim. Reprod. Sci.* 96: 212–226.
- Bell, M.J., Wall, E., Simm, G., Russell, G. y Roberts, D.J.** 2008. Reducing dairy herd methane emissions through improved health, fertility and management. *En* P. Rowlinson, M. Steele y A. Nefzaoui, eds. *Livestock and Global Climate Change*, pp. 123–126. Hammamet, Túnez, Cambridge University Press.
- Bell, M.J., Wall, E., Russell, G., Simm, G. y Stott, A.W.** 2011. The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *J. Dairy Sci.* 94: 3662–3678.
- Benchaar, C. y Greathead, H.** 2011. Essential oils and opportunities to mitigate enteric methane emissions from ruminants. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 338–355.
- Benchaar, C., Petit, H.V., Berthiaume, R., Ouellet, D.R., Chiquette, J. y Chouinard, P.Y.** 2007. Effects of essential oils on digestion, ruminal fermentation, rumen microbial populations, milk production, and milk composition in dairy cows fed alfalfa silage or corn silage. *J. Dairy Sci.* 90: 886–897.
- Benchaar, C., Hristov, A.N. y Greathead, H.** 2009. Essential oils as feed additives in animal nutrition. *En* T. Steiner, ed. pp. 111–146, *Phytogenics in Animal Nutrition*. Nottingham, Reino Unido, Nottingham University Press.
- Berglund, B.** 2008. Genetic improvement of dairy cow reproductive performance. *Reprod. Dom. Anim.* 43(Suppl. 2): 89–95.
- Berman, A.** 2011. Invited review: Are adaptations present to support dairy cattle productivity in warm climates? *J. Dairy Sci.* 94: 2147–2158.
- Bernet, N., Delgenes, N., Akunna, J.C., Delgenes, J.P. y Moletta, R.** 2000. Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater. *Wat. Res.* 34: 611–619.
- Berry, D.P., Lee, J.M., Macdonald, K.A. y Roche, J.R.** 2007. Body condition score and body weight effects on dystocia and stillbirths and consequent effects on postcalving performance. *J. Dairy Sci.* 90: 4201–4211.
- Bertora, C., Alluvione, F., Zavattaro, L., van Groenigen, J.W., Velthof, G. y Grignani, C.** 2008. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N₂O, and CO₂ emissions after soil incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 40: 1999–2006.
- Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G. y Waghorn, G.C.** 2010. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136: 358–365.
- Bhandral, R., Bittman, S., Kowalenko, C.G., Friesen, A. y Hunt, D.E.** 2008. Emissions of nitrous oxide after application of dairy slurry on bare soil and perennial grass in a maritime climate. *Can. J. Anim. Sci.* 88: 517–527.
- Bhatta, R., Enishi, O., Yabumoto, Y., Nonaka, I., Takusari, N., Higuchi, K., Tajima, K., Takenaka, A. y M. Kurihara, M.** 2012. Methane reduction and energy partitioning in goats fed two concentrations of tannin from *Mimosa* spp. *J. Agric. Sci. (Cambr.)*, doi:10.1017/S0021859612000299.

- Bicudo, J., Schmidt, D. y Jacobson, L.** 2004. Using covers to minimize odor and gas emissions from manure storages. University of Kentucky, Cooperative Extension Service, College of Agriculture (disponible en <http://www.ca.uky.edu>).
- Bjurling, K. y Svärd, Å.** 1998. Samrötning av organiskt avfall: en studie av svenska biogasanläggningar [Co-digestión de los desechos orgánicos: un estudio de las plantas de biogás en Suecia]. Tesis de Maestría, Lund, Suecia: Department of Water and Environmental Engineering, Lund University (en sueco).
- Blaxter, K.L. y Clapperton, J.L.** 1965. Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *Br. J. Nutr.* 19: 511–522.
- Blümmel, M., Anandan, S. y Prasad, C.S.** 2009. Potential and Limitations of by-Product Based Feeding Systems to Mitigate Greenhouse Gases for Improved Livestock Productivity. *En Actas de la 13th Biennial Conference of Animal Nutrition Society of India*, pp. 68–74. Bangalore, India. National Institute of Animal Nutrition and Physiology.
- Blümmel, M., Vishala, A., Ravi, D., Prasad, K.V.S.V., Ramakrishna Reddy, C. y Seetharama, N.** 2010. Multi-environmental investigations of food-feed trait relationships in Kharif and Rabi sorghum (*Sorghum bicolor* (L) Moench) over several years of cultivars testing in India. *Anim. Nutr. Feed Technol.* 10 (Suppl.1): 11–21.
- Boadi, D.A. y Wittenberg, K.M.** 2002. Methane production from dairy and beef heifers fed forages differing in nutrient density using the sulphur hexafluoride (SF₆) tracer gas technique. *Can. J. Anim. Sci.* 82: 201–206.
- Boadi, D., Benchaar, C., Chiquette, J. y Massé, D.** 2004. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Can. J. Anim. Sci.* 84: 319–335.
- Bodas, R., López, S., Fernandez, M., Garcia-González, R., Rodríguez, A.B., Wallace, R.J. y González, J.S.** 2008. *In vitro* screening of the potential of numerous plant species as antimethanogenic feed additives for ruminants. *Anim. Feed Sci. Technol.* 145: 245–258.
- Bol, R., Petersen, S.O., Christofides, C., Dittert, K. y Hansen, M.N.** 2004. Short-term N₂O, CO₂, NH₃ fluxes, and N/C transfers in a Danish grass-clover pasture after simulated urine deposition in autumn. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 568–576.
- Bond, T. y Templeton, M.R.** 2011. History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy. Sust. Dev.* 15: 347–354.
- Borgen, S.K., Lunde, H.W., Bakken, L.R., Bleken, M.A. y Breland, T.A.** 2012. Nitrogen dynamics in stockless organic clover–grass and cereal rotations. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 92: 363–378.
- Börjesson, P. y Berglund, M.** 2006. Environmental systems analysis of biogas systems - Part 1: Fuel-cycle emissions. *Biomass Bioenerg.* 30: 469–485.
- Börjesson, P. y Berglund, M.** 2007. Environmental systems analysis of biogas systems - Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass Bioenerg.* 31: 326–344.
- Boucher, S.E., Calsamiglia, S., Parsons, C.M., Stein, H.H., Stern, M.D., Erickson, P.S., Utterback, P.L. y Schwab, C.G.** 2009. Intestinal digestibility of amino acids in rumen-undegraded protein estimated using a precision-fed cecectomized rooster bioassay: II. Distillers dried grains with solubles and fish meal. *J. Dairy Sci.* 92: 6056–6067.
- Boursier, H., Beline, F. y Guizou, F.** 2004. Etude et modelisation des processus biologiques au cours du traitement du lisier de porc en vue d'une optimization et d'une fiabilisation du procede. *Journees Recherche Porcine* 36: 83–90.

- Braber, K.** 1995. Anaerobic digestion of municipal solid waste: A modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass Bioenerg.* 9: 365–376.
- Bristow, A.W., Whitehead, D.C. y Gordon, J.E.** 1992. Nitrogenous constituents in the urine of cattle sheep and goats. *J. Sci. Food. Agric.* 59: 387–394.
- Brito, A.F., Tremblay, G.F., Bertrand, A., Castonguay, Y., Bélanger, G., Michaud, R., Lapierre, H., Benchaar, C., Petit, H.V., Ouellet, D.R. y Berthiaume, R.** 2008. Alfalfa cut at sundown and harvested as baleage improves milk yield of late-lactation dairy cows. *J. Dairy Sci.* 91: 3968–3982.
- Broderick, G.A.** 1995. Desirable characteristics of forage legumes for improving protein utilization in ruminants. *J. Anim. Sci.* 73: 2760–2773.
- Broderick, G.A. y Albrecht, K.A.** 1997. Ruminal *in vitro* degradation of protein in tannin-free and tannin-containing forage legume species. *Crop Sci.* 37: 1884–1891.
- Broderick, G.A., Koegel, R.G., Walgenbach, R.P. y Kraus, T.J.** 2002. Ryegrass or alfalfa silage as the dietary forage for lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 85: 1894–1901.
- Broderick, G.A. y Muck, R.E.** 2009. Effect of alfalfa silage storage structure and rumen-protected methionine on production in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 1281–1289.
- Broderick, G.A., Muck, R.E. y Grabber, J.H.** 2012. Effects of replacing dietary lucerne silage with birdsfoot trefoil silage containing different levels of condensed tannin on production of lactating dairy cattle. En K. Kuoppala, M. Rinne y A. Vanhatalo, eds. Actas de la XVI International Silage Conference, pp. 150–151. MTT Agrifood Research Finland, University of Helsinki.
- Brown, E.G., Anderson, R.C., Carstens, G.E., Gutierrez-Bañuelos, H., McReynolds, J.L., Slay, L.J., Callaway, T.R. y Nisbet, D.J.** 2011. Effects of oral nitroethane administration on enteric methane emissions and ruminal fermentation in cattle. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 275–281.
- Brown, J.A. y Cline, T.R.** 1974. Urea excretion in the pig: an indicator of protein quality and amino acid requirements. *J. Nutr.* 104: 542–545.
- Brown, S., Kruger, C. y Subler, S.** 2008. Greenhouse gas balance for composting operations. *J. Environ. Qual.* 37: 1396–1410.
- Buddle, B.M., Denis, M., Attwood, G.T., Altermann, E., Janssen, P.H., Ronimus, R.S., Pinares-Patiño, C.S., Muetzel, S. y Wedlock, D.N.** 2011. Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture. *Vet. J.* 188: 11–17.
- Burritt, E.A., Mayland, H.F., Provenza, F.D., Miller, R.L. y Burns, J.C.** 2005. Effect of added sugar on preference and intake by sheep of hay cut in the morning versus the afternoon. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 94: 245–254.
- Butler, S.T., Shalloo, L. y Murphy, J.J.** 2010. Extended lactations in a seasonal-calving pastoral system of production to modulate the effects of reproductive failure. *J. Dairy Sci.* 93: 1283–1295.
- Cadisch, G. y Giller, K.E.** 2001. Soil organic matter management: the roles of residue quality in C sequestration and N supply. En R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell y C.A. Watson, eds. *Sustainable Management of Organic Matter*, pp. 97–111. Wallingford, Oxon Reino Unido, CAB International.
- Calsamiglia, S., Busquet, M., Cardozo, P.W., Castillejos, L. y Ferret, A.** 2008. Essential oils as modifiers of rumen microbial fermentation. *J. Dairy Sci.* 90: 2580–2595.

- Cammack, K.M., Wright, C.L., Austin, K.J., Johnson, P.S., Cockrum, R.R., Kessler, K.L. y Olson, K.C.** 2010. Effects of high-sulphur water and clinoptilolite on health and growth performance of steers fed forage-based diets. *J. Anim. Sci.* 88: 1777–1785.
- Canadian Pork Council.** 2006. *Demonstration project on a commercial farm of a technology that capture and oxidize methane from manure storage facilities.* Canadian Pork Council Greenhouse Gas Mitigation Program.
- Canh, T.T., Verstegen, M.W.A., Aarnink, A.J.A. y Schrama, J.W.** 1997. Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. *J. Anim. Sci.* 75:700–706.
- Cantalapiedra-Hijar, G., Yáñez-Ruiz, D.R., Newbold, C.J. y Molina-Alcaide, E.** 2011. The effect of the feed-to-buffer ratio on bacterial diversity and ruminal fermentation in single-flow continuous-culture fermenters. *J. Dairy Sci.* 94: 1374–1384.
- Cao, Y., Takahashi, T., Horiguchi, K., Yoshida, N. y Cai, Y.** 2010. Methane emissions from sheep fed fermented or non-fermented total mixed ration containing whole-crop rice and rice bran. *Anim. Feed Sci. Technol.* 157: 72–78.
- Cao, Y., Cai, Y., Takahashi, T., Yoshida, N., Tohno, M., Uegaki, R., Nonaka, K. y Terada, F.** 2011. Effect of lactic acid bacteria inoculant and beet pulp addition on fermentation characteristics and *in vitro* ruminal digestion of vegetable residue silage. *J. Dairy Sci.* 94:3 902–3912.
- Capper, J.L. y Cady, R.A.** 2012. A comparison of the environmental impact of Jersey compared with Holstein milk for cheese production. *J. Dairy Sci.* 95: 165–176.
- Capper, J.L., Castañeda-Gutiérrez, E., Cady, R.A. y Bauman, D.E.** 2008. The environmental impact of recombinant bovine somatotropin (rbST) use in dairy production. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105: 9668–9673.
- Capper, J.L., Cady, R.A. y Bauman, D.E.** 2009. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007. *J. Anim. Sci.* 87: 2160–2167.
- Cardenas, L.M., Chadwick, D., Scholefield, D., Fychan, R., Marley, C.L., Jones, R., Bol, R., Well, R. y Vallejo, A.** 2007. The effect of diet manipulation on nitrous oxide and methane emissions from manure application to incubated grassland soils. *Atmos. Environ.* 41: 7096–7107.
- Carro, M.D., Ranilla, M.J., Martín-García, A.I. y Molina-Alcaide, E.** 2009. Comparison of microbial fermentation of high- and low-forage diets in Rusitec, single-flow continuous-culture fermenters and sheep rumen. *Animal* 3: 527–534.
- Carter, S.D., Cromwell, G.L., Lindemann, M.D. Turner, L.W. y Bridges, T.C.** 1996. Reducing N and P excretion by dietary manipulation in growing and finishing pigs. *J. Anim. Sci.* 74 (Suppl. 1):59. (Abstr.)
- Carulla, J.E., Kreuzer, M., Machmüller, A. y Hess, H.D.** 2005. Supplementation of *Acacia mearnsii* tannins decreases methanogenesis and urinary nitrogen in forage-fed sheep. *Austr. J. Agric. Res.* 56: 961–970.
- Causarano, H.J., Franzluebbbers, A.J., Reeves, D.W. y Shaw, J.N.** 2006. Soil organic carbon sequestration in cotton production systems of the southeastern United States: A Review. *J. Environ. Qual.* 35: 1374–1383.
- Cavigelli, M.A. y Parkin, T.B.** 2012. Cropland management contributions to greenhouse gas flux: Central and eastern U.S. En A.J. Franzluebbbers y R.F. Follett, eds. *Managing Agricultural Greenhouse Gases: Coordinated Agricultural Research through GRACEnet to Address our Changing Climate.* Nueva York, M.A. Liebig, Academic Press.

- Cayuela, M.L., Oenema, O., Kuikman, P.J., Bakker, R.R. y van Groenigen, J.W.** 2010. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. *GCB Bioenergy* 2: 201–213.
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fangueiro, D., Cardenas, L., Amon, B. y Misselbrook, T.** 2011. Manure management: implications for green house gas emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 514–531.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Belanger, G., Masse, D. y Cote, D.** 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *J. Environ. Qual.* 36: 1864–1872.
- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., Belanger, G., Eriksen-Hamel, N. y Gasser, M.O.** 2010. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *J. Environ. Qual.* 39:1545–1553.
- Chanvallon, A., Blache, D., Chadwick, A., Esmaili, T., Hawken, P.A., Martin, G.B., Viñoles, C. y Fabre-Nys, C.** 2010. Sexual experience and temperament affect the response of Merino ewes to the ram effect during the anoestrous season. *Anim. Reprod. Sci.* 119: 205–211.
- Chapman, C., Bork, E., Donkor, N. y Hudson, R.** 2008. Forage yield and quality of chicory, birdsfoot trefoil, and alfalfa during the establishment year. *Open Agric. J.* 2: 68–74.
- Charmley, E.** 2001. Towards improved silage quality – A review. *Can. J. Anim. Sci.* 81: 157–168.
- Chaucheyras, F., Fonty, G., Bertin, G. y Gouet, P.** 1995. *In vitro* H₂ utilization by a ruminal acetogenic bacterium cultivated alone or in association with an archaea methanogen is stimulated by a probiotic strain of *Saccharomyces cerevisiae*. *Appl. Environ. Microbiol.* 61: 3466–3467.
- Chianese, D.S., Rotz, C.A. y Richard, T.L.** 2009. Whole-farm gas emissions: A review with application to a Pennsylvania dairy farm. *Appl. Eng. Agric.* 25: 431–442.
- Chilliard, Y. y Ferlay, A.** 2004. Dietary lipids and forages interactions on cow and goat milk fatty acid composition and sensory properties. *Reprod. Nutr. Dev.* 44: 467–492.
- Chilliard, Y., Verite, R. y Pflimlin, A.** 1989. Effets de la somatotropine bovine sur les performances des vaches laitières dans les conditions françaises d'élevage. *INRA Prod. Anim.* 2: 301–312.
- Christensen, S.** 1983. Nitrous-oxide emission from a soil under permanent grass - seasonal and diurnal fluctuations as influenced by manuring and fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 15: 531–536.
- Christopher, S.F. y Lal, R.** 2007. Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils. *Crit. Rev. Plant Sci.* 26: 45–64.
- Christie, K., Rawnsley, R. y Donaghy, D.** 2008. Whole farm systems analysis of greenhouse gas emission abatement strategies for dairy farms. UT12945. Final report to Dairy Australia on the investigation and analysis into greenhouse gas abatement strategies, modelling and decision tools for the Australian dairy industry.
- Chung, Y.-H., Zhou, M., Holtshausen, L., Alexander, T.W., McAllister, T.A., Guan, L.L., Oba, M. y Beauchemin, K.A.** 2012. A fibrolytic enzyme additive for lactating Holstein cow diets: Ruminal fermentation, rumen microbial populations, and enteric methane emissions. *J. Dairy Sci.* 95: 1419–1427.
- Clark, H.** 2010. Animal vs measurement technique variability in enteric methane production—Is the measurement resolution sufficient? *En E.J.* McGeough y S.M. McGinn, eds. Actas de la 4th International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, Banff, AB, Canadá.

- Clark, H., Wright, A.-D., Joblin, K., Molano, G., Chavanagh, A. y Peters, J.** 2004. Field testing and Australian developed anti-methanogen vaccine in growing ewe lambs. *En Actas del Workshop on the Science of Atmospheric Trace gases*, 18 y 19 de marzo de 2004, Wellington, Nueva Zelanda, pp. 107–108.
- Clark, O.G., Moehn, S., Edeogu, I., Price, J. y Leonard, J.** 2005. Manipulation of dietary protein and nonstarch polysaccharide to control swine manure emissions. *J. Environ. Qual.* 34: 1461–1466.
- Clemens, J. y Ahlgrimm, H.J.** 2001. Greenhouse gases from animal husbandry: mitigation options. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60: 287–300.
- Clemens, J. y Huschka, A.** 2001. The effect of biological oxygen demenad of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 59: 193–198.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P. y Amon, B.** 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 171–177.
- Clinquart, A., Micol, D., Brundseaux, C., Dufrasne, I. y Istasse, L.** 1995. Utilisation des matières grasses chez les bovins à l'engraissement. *INRA Prod. Anim.* 8: 29–42.
- Coates, D.B.** 2004. Faecal NIRS–Technology for improving nutritional management of grazing cattle. Final Report of Project NAP3.121. Meat and Livestock Australia, Sydney. 47 pp. Disponible en <http://www.mla.com.au>.
- Cockwill, C.L., McAllister, T.A., Olson, M.E., Milligan, D.M., Ralston, B.J., Huisma, C. y Hand, R.K.** 2000. Individual intake of mineral and molasses supplements by cows, heifers and calves. *Can. J. Anim. Sci.* 80: 681–690.
- Cole, N.A., Defoor, P.J., Galyean, M.L., Duff, G.C. y Gleghorn, J.F.** 2006. Effects of phase-feeding of crude protein on performance, carcass characteristics, serum urea nitrogen concentrations, and manure nitrogen of finishing beef steers. *J. Anim. Sci.* 84: 3421–3432.
- Colmenero, J.J. y Broderick, G.A.** 2006. Effect of dietary crude protein concentration on milk production and nitrogen utilization in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89: 1704–1712.
- Colombini, S., Colombari, G., Crovetto, G.M., Galassi, G. y Rapetti, L.** 2009. Tannin treated lucerne silage in dairy cow feeding. *Ital. J. Anim. Sci.* 8(Suppl. 2): 289–291.
- Comfort, S.** 1990. Nitrous Oxide production from injected liquid dairy manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 421–427
- Cromwell, G.C. y Coffey, R.D.** 1993. Future strategies to diminish nitrogen and phosphorus in swine manure. Pages 20–32 en *Actas del NPPC Environ. Symp. "Meeting the Environmental Challenge,"* Minneapolis, MN.
- Contreras-Govea, F.E., Muck, R.E., Mertens, D.R. y Weimer, P.J.** 2011. Microbial inoculant effects on silage and *in vitro* ruminal fermentation, and microbial biomass estimation for alfalfa, bmr corn, and corn silages. *Anim. Feed Sci. Technol.* 163: 2–10.
- Cook, S.R., Maiti, P.K., Chaves, A.V., Benchaar, C., Beauchemin, K.A. y McAllister, T.A.** 2008. Avian (IgY) anti-methanogen antibodies for reducing ruminal methane production: *in vitro* assessment of their effects. *Aus. J. Exp. Agric.* 48: 260–264.
- Coppock, C.E.** 1976. Feeding methods and grouping systems. *J. Dairy Sci.* 60: 1327–1336.
- Costa, A., Chiarello, G.L., Selli, E. y Guarino, M.** 2012. Effects of TiO₂ based photocatalytic paint on concentrations and emissions of pollutants and on animal performance in a swine weaning unit. *J. Environ. Manage.* 96: 86–90.
- Cottle, D.J., Nolan, J.V. y Wiedemann, S.G.** 2011. Ruminant enteric methane mitigation: a review. *Anim. Prod. Sci.* 51: 491–514.

- Crompton, L.A., Mills, J.A.N., Reynolds, C.K., France, J., Sauvant, D., van Milgen, J., Faverdin, P. y Friggens, N.** 2010. Fluctuations in methane emission in response to feeding pattern in lactating dairy cows. *En 7th International Workshop on Modelling Nutrient Digestion and Utilisation in Farm Animals*, París, Francia, pp. 176–180. Wageningen, Países Bajos, Wageningen Academic Publishers.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M. y Kenny, D.A.** 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 29–45.
- Crowe, M.A.** 2008. Resumption of ovarian cyclicity in post-partum beef and dairy cows. *Reprod. Dom. Anim.* 43(Suppl. 5): 20–28.
- Crutzen, P.J., Aselmann, I. y Seiler, W.** 1986. Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans. *Tellus* 388:271-284.
- Cushnahan, A., Mayne, C.S. y Unsworth, E.F.** 1995. Effects of ensilage of grass on performance and nutrient utilization by dairy cattle. 2. Nutrient metabolism and rumen fermentation. *Anim. Sci.* 60:347–359.
- Czerkawski, J.W. y Clapperton, J.L.** 1984. Fats as energy-yielding compounds in the ruminant diet. *En J. Wiseman, ed. Fats in Animal Nutrition*, pp. 249–263. Boston, MA, Butterworths.
- Dann, H.M., Ballard, C.S., Grant, R.J., Cotanch, K.W., Carter, M.P. y Suekawa, M.** 2006. Effects of glutamate on microbial efficiency and metabolism in continuous culture of ruminal contents and on performance of mid-lactation dairy cows. *Anim. Feed Sci. Technol.* 130: 204–224.
- Davidson, E.A.** 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nat. Geosci.* 2: 659–662.
- Day, W., Audsley, E. y Frost, A.R.** 2008. An engineering approach to modelling, decision support and control for sustainable systems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B. Biol. Sci.* 363: 527–541.
- de Boever, J.L., Cottyn, B.G., Vanacker, J.M. y Boucqué, C.V.** 1997. Potential of solubility, enzymatic methods and NIRS to predict in situ rumen escape protein. *Neth. J. Agric. Sci.* 45: 291–306.
- DEFRA (Ministerio del Medio Ambiente, la Alimentación y los Asuntos Rurales del Reino Unido).** 2010. Ruminant Nutrition Regimes to Reduce Methane and Nitrogen Emissions. Project AC0209 Report. DEFRA, Procurements and Contracts Division (Science RyD Team). Acceso en julio 11 de 2012 (disponible en http://randd.defra.gov.uk/dayocument.aspx?Document=AC0209_10114_FRP.pdf; acceso en julio 11 de 2012).
- de Gryze, S., Wolf, A., Kaffka, S.R., Mitchell, J., Rolston, D.E., Temple, S.R., Lee, J. y Six, J.** 2010. Simulating greenhouse gas budgets of four California cropping systems under conventional and alternative management. *Ecol. Applic.* 20: 1805–1819.
- de Gryze, S., Lee, J., Ogle, S., Paustian, K. y Six, J.** 2011. Assessing the potential for greenhouse gas mitigation in intensively managed annual cropping systems at the regional scale. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144: 150–158.
- de Haas, Y., Windig, J.J., Calus, M.P.L., Dijkstra, J., De Haan, M., Bannink, A. y Veerkamp, R.F.** 2011. Genetic parameters for predicted methane production and potential for reducing enteric emissions through genomic selection. *J. Dairy Sci.* 94: 6122–6134.

- de Klein, C.A.M., Logtestijn, R.S.P., Meer, H.G. y Geurink, J.H.** 1996. Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. *Plant Soil* 183: 161–170.
- de Klein C.A.M., Eckard, R.J. y van der Weerden, T.J.** 2010. Nitrous Oxide Emissions from the Nitrogen Cycle in Livestock Agriculture: Estimation and Mitigation. *En* K. Smith, *Nitrous Oxide and Climate Change*, ed. pp.107–144, University of Edinburgh, Reino Unido, Earthscan Publications.
- de Klein, C.A.M.** 2001. An analysis of environmental and economic implications of nil and restricted grazing systems designed to reduce nitrate leaching from New Zealand dairy farms. II. Pasture production and cost/benefit analysis. *N.Z. J. Agric. Res.* 44:217–235.
- de Klein, C.A.M., Sherlock, R.R., Cameron, K.C. y van der Weerden, T.J.** 2001. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand—a review of current knowledge and directions for future research. *J. Royal Soc. N. Z.* 31: 543–574.
- de Klein, C.A.M., Ledgard, S.F. y Clark, H.** 2002. Evaluation of two potential on-farm measures for reducing greenhouse gas emissions from an average dairy farm on the West Coast of the South Island of New Zealand. *Proc. N.Z. Grassl. Assoc.* 64: 159–165.
- de Klein, C.A.M., Smith, L.C. y Monaghan, R.M.** 2006. Restricted autumn grazing to reduce nitrous oxide emissions from dairy pastures in Southland, New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 192–199.
- de Klein, C.A.M. y Eckard, R.J.** 2008. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Aust. J. Exp. Agric.* 48: 14–20.
- de Klein, C.A.M. y Monaghan, R.M.** 2011. The effect of farm and catchment management on nitrogen transformations and N₂O losses from pastoral systems — can we offset the effects of future intensification? *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 3: 396–406.
- de Klein, C.A.M., Cameron, K.C., Di, H.J., Rys, G., Monaghan, R.M. y Sherlock, R.R.** 2011. Repeated annual use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not alter its effectiveness in reducing N₂O emissions from cow urine. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 480–491.
- de Rensis, F. y Scaramuzzi, R.J.** 2003. Heat stress and seasonal effects on reproduction in the dairy cow – a review. *Theriogen.* 60: 1139–1151.
- Dechow, C.D. y Goodling, R.C.** 2008. Mortality, culling by sixty days in milk, and production profiles in high- and low-survival Pennsylvania herds. *J. Dairy Sci.* 91: 4630–4639.
- Dehority, B.A. y Tirabasso, P.A.** 1998. Effect of ruminal cellulolytic bacterial concentrations on in situ digestion of forage cellulose. *J. Anim. Sci.* 76: 2905–2911.
- DeJarnette, J.M., Leach, M.A., Nebel, R.L., Marshall, C.E., McCleary, C.R. y Moreno, J.F.** 2011. Effects of sex-sorting and sperm dosage on conception rates of Holstein heifers: Is comparable fertility of sex-sorted and conventional semen plausible? *J. Dairy Sci.* 94: 3477–3483.
- Dekleva, M.W., Dechow, C.D., Daubert, J.M., Liu, W.S., Varga, G.A., Bauck, S. y Woodward, B.W.** 2012. Short communication: Interactions of milk, fat, and protein yield genotypes with herd feeding characteristics. *J. Dairy Sci.* 95: 1559–1564.
- del Prado, A., Chadwick, D., Cardenas, L., Misselbrook, T., Scholefield, D. y Merino, P.** 2010. Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136: 318–332.
- DelGrosso, S., Parton, W., Mosier, A., Ojima, D., Kulmala, A. y Phongpan, S.** 2000. General model for N₂O and N₂ gas emissions from soils due to denitrification. *Glob. Biogeochem. Cycl.* 14: 1045–1060.

- Del Grosso, S.J., Wirth, T. Ogle, S.M. y Parton, W.J.** 2008. Estimating agricultural nitrous oxide emissions. *EOS, Transactions, Am. Geophys. Union* 89:529-530.
- Dell, C.J., Meisinger, J.J. y Beegle, D.B.** 2011. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. *J. Environ. Qual.* 40: 352–361.
- DeRamus, H.A., Clement, T.C., Giampola, D.D. y Dickison, P.C.** 2003. Methane emissions of beef cattle on forages: Efficiency of grazing management systems. *J. Environ. Qual.* 32: 269–277.
- De Santiago-Miramontes, M.A., Luna-Orozco, J.R., Meza-Herrera, C.A., Rivas-Munoz, R., Carrillo, E., Veliz-Deras F.G. y Mellado, M.** 2011. The effect of flushing and stimulus of estrogenized does on reproductive performance of anovulatory-range goats. *Trop. Anim. Health Prod.* 43:1595-1600.
- Desnoyers, M., Giger-Reverdin, S., Bertin, G., Duvaux-Ponter, C. y Sauvant, D.** 2009. Meta-analysis of the influence of *Saccharomyces cerevisiae* supplementation on ruminal parameters and milk production of ruminants. *J. Dairy Sci.* 92: 1620–1632.
- Devant, M., Ferret, A., Calsamiglia, S., Casals, R. y Gasa, J.** 2001. Effect of nitrogen source in high-concentrate, low-protein beef cattle diets on microbial fermentation studied *in vivo* and *in vitro*. *J. Anim. Sci.* 79: 1944–1953.
- Devendra, C. y Leng, R.A.** 2011. Feed resources for animals in Asia: Issues, strategies for use, intensification and integration for increased productivity. *Asian-Austral. J. Anim. Sci.* 24: 303–321.
- DeVries, T.J. y von Keyserlingk, M.A.G.** 2005. Time of feed delivery affects the feeding and lying patterns of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 88: 625–631.
- DeVries, A., Overton, M., Fetrow, J., Leslie, K., Eicker, S. y Rogers, G.** 2008. Exploring the impact of sexed semen on the structure of the dairy industry. *J. Dairy Sci.* 91: 847–856.
- de Vries, M. y de Boer, I.J.M.** 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128:1–11.
- Dewhurst, R.J.** 2012. Milk production from silage: comparison of grass, legume and maize silages and their mixtures. En K. Kuoppala, M. Rinne y A. Vanhatalo, eds., Actas de la XVI Int. Silage Conf. Hameenlinna, Finlandia, pp. 134–135. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.
- Dhiman, T.R. y Satter, L.D.** 1997. Yield response of dairy cows fed different proportions of alfalfa silage and corn silage. *J. Dairy Sci.* 80: 2069–2082.
- Dhiman, T.R., Zaman, M.S., MacQueen, I.S. y Boman, R.L.** 2002. Influence of corn processing and frequency of feeding on cow performance. *J. Dairy Sci.* 85:217–226.
- Dhingra, R., Christensen, E., Liu, Y., Zhong, B., Fu, C., Yost, M. y Remains, J.** 2011. Greenhouse gas emission reductions from domestic anaerobic digesters linked with sustainable sanitation in rural China. *Environ. Sci. Technol.* 45: 2345–2352.
- Di, H.J. y Cameron, K.C.** 2002. The use of a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD), to decrease nitrate leaching and nitrous oxide emissions in a simulated grazed and irrigated grassland. *Soil Use Manage.* 18:395–403.
- Di, H.J. y Cameron, K.C.** 2003. Mitigation of nitrous oxide emissions in spray-irrigated grazed grassland by treating the soil with dicyandiamide, a nitrification inhibitor. *Soil Use Manage.* 19:284–290.

- Di, H.J. y Cameron, K.C.** 2005. Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109: 202–212.
- Di, H.J. y Cameron, K.C.** 2012. How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures? *Soil Use Manage.* 28:54–61.
- Dijkstra, J., Van Zijderveld, S.M., Apajalahti, J.A., Bannink, A., Gerrits, W.J.J., Newbold, J.R., Perdok, H.B. y Berends, H.** 2011a. Relationships between methane production and milk fatty acid profiles in dairy cattle. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 590–595.
- Dijkstra, J., Oenema, O. y Bannink, A.** 2011b. Dietary strategies to reducing N excretion from cattle: implications for methane emissions. *Curr. Opin. Environ. Sustainability* 3: 414–422.
- Dittert, K., Bol, R., King, R., Chadwick, D. y Hatch, D.** 2001. Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from ¹⁵N-labelled dairy slurry injected into soil. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 15: 1291–1296.
- Dohoo, I.R., DesCôteaux, L., Leslie, K., Fredeen, A., Shewfelt, W., Preston, A. y Dowling, P.** 2003. A meta-analysis review of the effects of recombinant bovine somatotropin. 2. Effects on animal health, reproductive performance, and culling. *Can. J. Vet. Res.* 67: 252–264.
- Dong, H., Zhu, Z., Zhou, Z., Xin, H. y Chen, Y.** 2011. Greenhouse gas emissions from swine manure stored at different stack heights. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 557–561.
- Dong, Y.-H., Ouyang, Z. y Liu, S.-L.** 2005. Nitrogen transformation in maize soil after application of different organic manures. *J. Environ. Sci. (China)* 17: 340–343.
- Doreau, M. y Ferlay, A.** 1995. Effect of dietary lipids on nitrogen metabolism in the lumen: a review. *Livest. Prod. Sci.* 43: 97–110.
- Doreau, M., Martin, C., Eugène, M., Popova, M. y Morgavi, D.P.** 2011a. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. In M. Doreau, R. Baumont y J.M. Perez, eds. *Gaz à effet de serre en élevage bovin: le méthane*. Dossier, INRA Prod. Anim. 24: 461–474.
- Doreau, M., van der Werf, H.M.G., Micol, D., Dubroeuq, H., Agabriel, J., Rochette, Y. y Martin, C.** 2011b. Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *J. Anim. Sci.* 89:2518–2528.
- Doreau, M., Rochette, Y. y Martin, C.** 2012. Effect of type of forage (maize silage vs grass silage) and protein source (soybean meal vs dehydrated lucerne) in dairy cow diet on methane emission and on nitrogen losses. Actas del Symp. Emissions of Gas and Dust by Livestock, Saint-Malo, Francia, junio de 2012, 4 pp.
- Dourmad, J.-Y., Rigolot, C. y van der Werf, H.** 2008. Emission of greenhouse gas, developing management and animal farming systems to assist mitigation. En P. Rowlinson, M. Steele y A. Nefzaoui, eds. *Livestock and Global Climate Change*, pp. 36–39. Hammamet, Túnez, Cambridge University Press.
- Duan, Y., Luebke, D., y Pennline, H.** 2012. Efficient theoretical screening of solid sorbents for CO₂ capture applications. *Int. J. Clean and Energy*, 1:1-11.
- Duffield, T.F., Rabiee, A.R. y Lean, I.J.** 2008. A meta-analysis of the impact of monensin in lactating dairy cattle. Part 2. Production effects. *J. Dairy Sci.* 91: 1347–1360.

- Duffield, T.F., Lissemore, K.D., McBride, B.W. y Leslie, K.E.** 2009. Impact of hyperketonemia in early lactation dairy cows on health and production. *J. Dairy Sci.* 92: 571–580.
- Duguma, G., Mirkena, T., Haile, A., Iñiguez, L., Okeyo, A.M., Tibbo, M., Rischkowsky, B., Sölkner, J. y Wurzinger, M.** 2010. Participatory approaches to investigate breeding objectives of livestock keepers. *Livest. Res. Rur. Devel.* 22: Article #64 (acceso el 28 de mayo de 2012. Disponible en <http://www.lrrd.org/lrrd22/4/dayugu22064.htm>).
- Dunkley, C.S.** 2012. Carbon Foot-print of Poultry Production Farms. Livestock and Poultry Environmental Learning Center (acceso el 17 de junio de 2012. Disponible en <http://www.extension.org/pages/58813/live-webcast-information>).
- Dyer, J.A., Vergé, X.P.C., Desjardins, R.L. y Worth, D.E.** 2010. The protein-based GHG emission intensity for livestock products in Canada. *J. Sustain. Agric.* 34: 618–629.
- Eckard, R.J., Grainger, C. y de Klein, C.A.M.** 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livest. Sci.* 130: 47–56.
- Ellis, J.L., Dijkstra, J., Kebreab, E., Bannink, A., Odongo, N.E., McBride, B.W. y France, J.** 2008. Aspects of rumen microbiology central to mechanistic modelling of methane production in cattle. *J. Agric. Sci., Camb.* 146: 213–233.
- Ellis, J.L., Bannink, A., France, J., Kebreab, E. y Dijkstra, J.** 2010. Evaluation of enteric methane prediction equations for dairy cows used in whole farm models. *Glob. Change Biol.* 16: 3246–3256.
- Ellis, J.L., Dijkstra, J., France, J., Parsons, A.J., Edwards, G.R., Rasmussen, S., Kebreab, E. y Bannink, A.** 2012a. Effect of high-sugar grasses on methane emissions simulated using a dynamic model. *J. Dairy Sci.* 95: 272–285.
- Ellis, J.L., Dijkstra, J., Bannink, A., Kebreab, E., Hook, S.E., Archibeque, S. y France, J.** 2012b. Quantifying the effect of monensin dose on the rumen volatile fatty acid profile in high-grain fed beef cattle. *J. Anim. Sci.* doi: 10.2527/jas.2012-3966.
- El-Mashad, H.M., van Loon, W.K.P. y Zeeman, G.** 2003. A model of solar energy utilisation in the anaerobic digestion of cattle manure. *Biosyst. Eng.* 84: 231–238.
- EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América).** 2004. National emission inventory – Ammonia emissions from animal husbandry operations. Washington, DC, EPA.
- EPA.** 2005. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2003. EPA 430-R-05-003. Washington, DC, EPA.
- EPA.** 2006. Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990-2020. Washington, DC, EPA.
- EPA.** 2010. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2008 (acceso el 27 de septiembre de 2012. Disponible en <http://www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html>).
- EPA.** 2011. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 – 2009, Washington, DC, EPA (acceso el 21 de julio de 2011. Disponible en http://epa.gov/climatechange/emissions/daydownloads11/US-GHG-Inventory-2011-Complete_Report.pdf).
- Erasmus, L.J., Botha, P.M. y Kistner, A.** 1992. Effect of yeast culture supplement on production, rumen fermentation, and duodenal nitrogen flow in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 75: 305–3065.

- Ercanbrack, S.K. y Knight, A.D.** 1991. Effects of inbreeding on reproduction and wool production of Rambouillet, Targhee, and Columbia ewes. *J. Anim. Sci.* 69:4 734–4744.
- Erickson, G. y Klopfenstein, T.** 2010. Nutritional and management methods to decrease nitrogen losses from beef feedlots. *J. Anim. Sci.* 88(E. Suppl.): E172–E180.
- Eschenlauer, S.C.P., McKain, N., Walker, N.D., McEwan, N.R., Newbold, C. J. y Wallace, R.J.** 2002. Ammonia production by ruminal microorganisms and enumeration, isolation, and characterization of bacteria capable of growth on peptides and amino acids from the sheep rumen. *Appl. Environ. Microbiol.* 68: 4925–4931.
- Escrivão, R.J.A., Webb E.C. y Garcês, A.P.J.T.** 2009. Effects of 12 hour calf withdrawal on conception rate and calf performance of *Bos indicus* cattle under extensive conditions. *Trop. Anim. Health Prod.* 41: 135–139.
- Eugène, M., Archimede, H. y Sauvart, D.** 2004. Quantitative meta-analysis on the effects of defaunation of the rumen on growth, intake and digestion in ruminants. *Livest. Prod. Sci.* 85: 81–97.
- Eugène, M., Masse, D., Chiquette, J. y Benchaar, C.** 2008. Meta-analysis on the effects of lipid supplementation on methane production in lactating dairy cows. *Can. J. Anim. Sci.* 88: 331–334.
- Eugène, M., Martin, C., Mialon, M.M., Krauss, D., Renand, G. y Doreau, M.** 2011. Dietary linseed and starch supplementation decreases methane production of fattening bulls. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 330–337.
- Evans, R.D., Wallace, M., Shalloo, L., Garrick, D.J. y Dillon, P.** 2006. Financial implications of recent declines in reproduction and survival of Holstein-Friesian cows in spring-calving Irish dairy herds. *Agric. Syst.* 89: 165–183.
- Fabbri, C., Valli, L., Guarino, M., Costa, A. y Mazzotta, V.** 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Biosystems Eng.* 97: 441–455.
- FAO (Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación).** 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: A Life Cycle Assessment. Roma, Italia.
- FAO.** 2011a. Successes and failures with animal nutrition practices and technologies in developing countries. En H.P.S. Makkar, ed. Actas de la conferencia electrónica de la FAO, FAO Animal Production and Health Proceedings. No. 11. Roma, Italia.
- FAO (Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura).** 2011b. *Quality assurance for animal feed analysis laboratories.* FAO Animal Production and Health Manual No. 14. Roma, Italia.
- Faulkner, D.B. y Hutjens, M.F.** 1989. Nitrates in livestock feed. BCH-5610 Extension Beef Cattle Resource Committee, University of Wisconsin-Extension, Cooperative Extension (disponible en [http://www.iowabeefcenter.org/Beef percent20Cattle percent20Handbook/Nitrates_Feed.pdf](http://www.iowabeefcenter.org/Beef%20percent20Cattle%20Handbook/Nitrates_Feed.pdf); acceso el 27 de mayo de 2012).
- Ferraretto, L.F., Crump, P.M. y Shaver, R.D.** 2013. Effect of cereal grain type and corn grain harvesting and processing methods on intake, digestion, and milk production by dairy cows through a meta-analysis. *J. Dairy Sci.* 96: 533–550.
- Ferris, C.P., Gordon, F.J., Patterson, D.C., Porter, M.G. y Yan, T.** 1999. The effect of genetic merit and concentrate proportion in the diet on nutrient utilisation by lactating dairy cows. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 132: 483–490.

- Fields, M.W., Mallik, S. y Russell, J.B.** 2000. *Fibrobacter succinogenes* S85 ferments ball-milled cellulose as fast as cellobiose until cellulose surface area is limiting. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 54: 570–574.
- Fievez, V., Mbanzamihigo, L., Piattoni, F. y Demeyer, D.** 2001a. Evidence for reductive acetogenesis and its nutritional significance in ostrich hindgut as estimated from *in vitro* incubations. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* 85: 271–280.
- Fievez, V., Vandeweghe, A., Vlaemink, B., Mbanzamihigo, L., Carlier, L. y Demeyer, D.** 2001b. Effect of N fertilisation rate, energy supplementation and supplementation strategy on efficiency of N utilisation in the sheep rumen. *Arch. Tiernahr.* 55: 183–205.
- Finlay, B.J., Esteban, G., Clarke, K.J., Williams, A.G., Embley, T.M. y Hirt, R.P.** 1994. Some rumen ciliates have endosymbiotic methanogens. *FEMS Microbiol. Lett.* 117: 157–162.
- Firkins, J.L.** 1996. Maximizing microbial protein synthesis in the rumen. *J. Nutr.* 126: 1347S–1354S.
- Firkins, J.L.** 1997. Effects of feeding nonforage fiber sources on site of fiber digestion. *J. Dairy Sci.* 80: 1426–1437.
- Firkins, J.L.** 2010. Reconsidering rumen microbial consortia to enhance feed efficiency and reduce environmental impact of ruminant livestock production systems. *R. Bras. Zootec.* 39: 445–457.
- Firkins, J.L. y Yu, Z.** 2006. Characterisation and quantification of the microbial populations in the rumen. En K. Sejrsen, T. Hvelplund y M.O. Nielsen, eds. *Ruminant Physiology, Digestion, Metabolism and Impact of Nutrition on Gene Expression, Immunology and Stress*, pp. 19–54. Wageningen, Países Bajos, Wageningen Academic Publishers.
- Firkins, J.L., Eastridge, M.L., St-Pierre, N.R. y Noftsger, S.M.** 2001. Effects of grain variability and processing on starch utilization by lactating dairy cattle. *J. Anim. Sci.* 79(E. Suppl.): E218–E238.
- Firkins, J.L., Hristov, A.N., Hall, M.B., Varga, G.A. y St-Pierre, N.R.** 2006. Integration of ruminal metabolism in dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 89(E. Suppl.):E31–E51.
- Firkins, J.L., Yu, Z. y Morrison, M.** 2007. Ruminal nitrogen metabolism: Perspectives for integration of microbiology and nutrition for dairy. *J. Dairy Sci.* 90(E. Suppl.): E1–E16.
- Fitz-Rodríguez, G., De Santiago-Miramontes, M.A., Scaramuzzi, R.J., Malpaux, B. y Delgado, J.A.** 2009. Nutritional supplementation improves ovulation and pregnancy rates in female goats managed under natural grazing conditions and exposed to the male effect. *Anim. Reprod. Sci.* 116: 85–94.
- Flachowsky, G.** 2002. Efficiency of energy and nutrient use in the production of edible protein of animal origin. *J. Appl. Anim. Res.* 22: 1–24.
- Flachowsky, G.** 2011. Carbon-footprints for food of animal origin, reduction potentials and research need, *Journal of Applied Animal Research* 39: 2–14.
- Flachowsky, G. y Lebzién, P.** 2012. Effects of phytochemicals on rumen fermentation and methane emissions: A proposal for a research process. *Anim. Feed Sci. Technol.* 176: 70–77.
- Flatt, W.P., Moe, P.W., Munson, A.W. y Cooper, T.** 1969. Energy utilisation by high producing dairy cows. 2. Summary of energy balance experiments with lactating Holstein cows. In K.L. Blaxter, J. Kielanowski y G. Thorbek, eds. *Energy Metabolism of Farm Animals. Vol. 12*, pp. 235–251. Warsaw, European Association for Animal Production.

- Flessa, H. y Blesse, F.** 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 29: 262–268.
- Foley, P.A., Kenny, D.A., Callan, J.J., Boland, T.M. y O'Mara, F.P.** 2009. Effect of dl-malic acid supplementation on feed intake, methane emission, and rumen fermentation in beef cattle. *J. Anim. Sci.* 87: 1048–1057.
- Fonty, G. y Chaucheyras-Durand, F.** 2006. Effects and modes of action of live yeasts in the rumen. *Biologia (Bratisl.)* 61: 741–750.
- Forsberg, C.W., Lovelock, L.K.A., Krumholz, L. y Buchanan-Smith, J.B.** 1984. Protease activities of rumen protozoa. *Appl. Environ. Microbiol.* 47: 101–110.
- Fortes, M.R.S., Reverter, A., Nagaraj, S.H., Zhang, Y., Jonsson, N.N., Barris, W., Lehnert, S., Boe-Hansen, G.B. y Hawken, R.J.** 2011. A single nucleotide polymorphism-derived regulatory gene network underlying puberty in 2 tropical breeds of beef cattle. *J. Anim. Sci.* 89: 1669–1683.
- Fox, D.G., Tylutki, P., Tedeschi, L.O., Van Amburg, M.E., Chase, L.E., Pell, A.N., Overton, T.R. y Russel, J.B.** 2003. The Net Carbohydrate and Protein System for evaluating herd nutrition and nutrient excretion. Version 5.0. Animal Science Department Mimeo 213. Cornell University, Ithaca, NY.
- Fox, R.H., Myers, R.J.K. y Vallis, I.** 1990. The nitrogen mineralization rate of legume residues as influenced by their polyphenol, lignin and nitrogen contents. *Plant and Soil* 129: 251–259.
- Franzluebbers, A.J.** 2005. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil y Tillage Res.* 83: 120–147.
- French, E.A., Bertics, S.J. y Armentano, L.E.** 2012. Rumen and milk odd- and branched-chain fatty acid proportions are minimally influenced by ruminal volatile fatty acid infusions. *J. Dairy Sci.* 95: 2015–2026.
- Frutos, P., Hervás, G., Giráldez, F.J. y Mantecón, A.R.** 2004. Review. Tannins and ruminant nutrition. *Spanish J. Agric. Res.* 2: 191–202.
- Fukumoto, Y.** 2010. Bioremediational technique of adding nitrite-oxidizing bacteria for reducing N₂O emission during swine manure composting. *En Manure: Management, Uses and Environmental Impacts*, pp. 167–180. Nova Publishing.
- Fukumoto, Y. y Inubushi, K.** 2009. Effect of nitrite accumulation on nitrous oxide emission and total nitrogen loss during swine manure composting. *Soil Sci. Plant Nutr.* 55: 428–434.
- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Osada, T., Kuroda, K., Hanajima, D., Yasuda, T. y Haga, K.** 2006. Reduction of nitrous oxide emission from pig manure composting by addition of nitrite-oxidizing bacteria. *Environ. Sci. Technol.* 40: 6787–6791.
- Funk, D.A.** 2006. Major advances in globalization and consolidation of the artificial insemination industry. *J. Dairy Sci.* 89: 1362–1368.
- Funston, R.N., Martin, J.L., Larson, D.M. y Roberts, A.J.** 2012. Physiology and endocrinology symposium: Nutritional aspects of developing replacement heifers. *J. Anim. Sci.* 90: 1166–1171.
- Gado, H.M., Salem, A.Z.M., Robinson, P.H. y Hassan, M.** 2009. Influence of exogenous enzymes on nutrient digestibility, extent of ruminal fermentation as well as milk production and composition in dairy cows. *Anim. Feed Sci. Technol.* 154: 36–46.
- Galbraith, J.K., Mathison, G.W., Hudson, R.J., McAllister, T.A. y Cheng, K.-J.** 1998. Intake, digestibility, methane and heat production in bison, wapiti and white-tailed deer. *Can. J. Anim. Sci.* 78: 681–691.

- Garg, M.R., Sherasia, P.L., Bhanderi, B.M., Phondba, B.T., Shelke, S.K. y Makkar, H.P.S.** 2012. Effects of feeding nutritionally balanced rations on animal productivity, feed conversion efficiency, feed nitrogen use efficiency, rumen microbial protein supply, parasitic load, immunity and enteric methane emissions of milking animals under field conditions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 179:24–35.
- Garland, G.M., Suddick, E., Burger, M., Horwath, W.R. y Six, J.** 2011. Direct N₂O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (*Vitis vinifera*). *Agric. Ecosys. Environ.* (en prensa).
- Garnsworthy, P.** 2004. The environmental impact of fertility in dairy cows: a modelling approach to predict methane and ammonia emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 112: 211–223.
- Gatel, F.** 1994. Protein quality of legume seeds for non-ruminant animals: a literature review. *Anim. Feed Sci. Technol.* 45: 317–348.
- Gerber, P., Chilonda, P., Franceschini, G. y Menzi, H.** 2005. Geographical determinants and environmental implications of livestock production intensification in Asia. *Biores. Technol.* 96: 263–276.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C. y Steinfeld, H.** 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livest. Sci.* 139: 100–108.
- Gerber, P., MacLeod, M., Opio, C., Vellinga, T., Falcucci, A., Weiler, V., Tempio, G., Gianni, G. y Dietze, K.** 2012. *Greenhouse gas emissions from livestock food chains: a global assessment*. Bratislava, EAAP.
- Getachew, T., Gizaw, S., Lemma, S. y Taye, M.** 2011. Breeding practices, growth, and carcass potential of fat-tailed Washera sheep breed in Ethiopia. *Trop. Anim. Health. Prod.* 43: 1443–1448.
- Giger-Reverdin, S. y Sauvant, D.** 2000. Methane production in sheep in relation to concentrate feed composition from bibliographic data. *Cahiers Options Méditerranéennes* 52: 43–46.
- Gill, H.S., Shu, Q. y Leng, R.A.** 2000. Immunization with *Streptococcus bovis* protects against lactic acidosis in sheep. *Vaccine* 18: 2541–2548.
- Gill, M., Smith, P. y Wilkinson, J.M.** 2010. Mitigating climate change: the role of domestic livestock. *Animal* 4: 323–333.
- Giltrap, D., Li, C. y Saggarr, S.** 2010. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Ag. Ecosyst. Environ.* 136: 292–300.
- Girard, M., Ramirez, A.A., Buelna, G. y Heitz, M.** 2011. Biofiltration of methane at low concentrations representative of the piggery industry – Influence of the methane and nitrogen concentrations. *Chem. Eng. J.* 168: 151–158.
- Givens, D.I. y Deaville, E.R.** 1999. The current and future role of near infrared reflectance spectroscopy in animal nutrition: a review. *Austr. J. Agric. Res.* 50: 1131–1145.
- Gizaw, S., Getachew, T., Tibbo, M., Haile, A. y Dessie, T.** 2011. Congruence between selection on breeding values and farmers' selection criteria in sheep breeding under conventional nucleus breeding schemes. *Animal* 5: 995–1001.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M. y Toulmin, C.** 2011. Food Security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327: 812–818.
- Goel, G. y Makkar, H.P.S.** 2012. Methane mitigation from ruminants using tannins and saponins. *Trop. Anim. Health Prod.* 44: 729–739.

- Groff, E.B. y Wu, Z.** 2005. Milk production and nitrogen excretion of dairy cows fed different amounts of protein and varying proportions of alfalfa and corn silage. *J. Dairy Sci.* 88: 3619–3632.
- González, L.A., Manteca, X., Calsamiglia, S., Schwartzkopf-Genswein, K.S. y Ferret, A.** 2012. Ruminal acidosis in feedlot cattle: Interplay between feed ingredients, rumen function and feeding behavior (a review). *Anim. Feed Sci. Technol.* 172: 66–79.
- Goodrich, R.D., Garrett, J.E., Gast, D.R., Kirick, M.A., Larson, D.A. y Meiske, J.C.** 1984. Influence of monensin on the performance of cattle. *J. Anim. Sci.* 58: 1484–1498.
- Gootwine, E.** 2011. Mini Review: breeding Awassi and Assaf sheep for diverse management conditions. *Trop. Anim. Health Prod.* 43: 1289–1296.
- Gordon, F.J.** 1989. Effect of silage additives and wilting on animal performance. En W. Haresign y D.J.A. Cole, eds. *Recent advances in animal nutrition – 1989*, pp. 159–173. London, Reino Unido, Butterworths.
- Gould, D.H.** 2000. Update on sulfur-related polioencephalomalacia. *Vet. Clin. North Am. Food Anim. Pract.* 16: 481–496.
- Grainger C. y Goddard, M.E.** 2004. A review of the effects of dairy breed on feed conversion efficiency - an opportunity lost? *Anim. Prod. Aust.* 1: 77–80.
- Grainger, C. y Beauchemin, K.A.** 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 308–320.
- Grainger, C., Clarke, T., Beauchemin, K.A., McGinn, S.M. y Eckard, R.J.** 2008. Supplementation with whole cottonseed reduces methane emissions and can profitably increase milk production of dairy cows offered a forage and cereal grain diet. *Aust. J. Exp. Agric.* 48: 73–76.
- Grainger, C., Clarke, T., Auldish, M.J., Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Waghorn, G.C. y Eckard, R.J.** 2009a. Potential use of *Acacia mearnsii* condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows. *Can. J. Anim. Sci.* 89: 241–251.
- Grainger, C., Auldish, M.J., O'Brien, G., Macmillan, K.L. y Culley, C.** 2009b. Effect of type of diet and energy intake on milk production of Holstein-Friesian cows with extended lactations. *J. Dairy Sci.* 92: 1479–1492.
- Grainger, C., Williams, R., Eckard, R.J. y Hannah, M.C.** 2010a. A high dose of monensin does not reduce methane emissions of dairy cows offered pasture supplemented with grain. *J. Dairy Sci.* 93: 5300–5308.
- Grainger, C., Williams, R., Clarke, T., Wright, A.D. y Eckard, R.J.** 2010b. Supplementation with whole cottonseed causes long-term reduction of methane emissions from lactating dairy cows offered a forage and cereal grain diet. *J. Dairy Sci.* 93: 2612–2619.
- Grando, S., Baum, M., Ceccarelli, S., Goodchild, A.V., El-Haramein, F.J., Jahoor, A. y Backes, G.** 2005. QTLs for straw quality characteristics identified in recombinant inbred lines of a *Hordeum vulgare* x *H. spontaneum* cross in a Mediterranean environment. *Theor. Appl. Genet.* 110: 688–695.
- Gregorich, E.G., Rochette, P., VandenBygaart, A.J. y Angers, D.A.** 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 83:53–72.
- Gressley, T.F., Hall, M.B. y Armentano, L.E.** 2011. Ruminant Nutrition Symposium: Productivity, digestion, and health responses in hindgut acidosis in ruminants. *J. Anim. Sci.* 89: 1120–1130.

- Groffman, P.M., Brumme, R., Butterbach-Bahl, K., Dobbie, K.E., Mosier, A.R., Ojima, D., Papen, H., Parton, W.J., Smith, K.A. y Wagner-Riddle, C.** 2000. Evaluating annual nitrous oxide fluxes at the ecosystem scale. *Global Biogeochem. Cycl.* 14: 1061–1070.
- Guarino, M., Fabbri, C., Brambilla, M., Valli, L. y Navarotto, P.** 2006. Evaluation of simplified covering systems to reduce gaseous emissions from livestock manure storage. *Transactions of the ASABE* 49: 737–747.
- Guarino, M., Costa, A. y Porro, M.** 2008. Photocatalytic TiO₂ coating - to reduce ammonia and greenhouse gases concentration and emission from animal husbandries. *Bioresource Technol.* 99: 2650–2658.
- Gillingham, A.G., Ledgard, S.F., Saggart, S., Cameron, K.C., Di, H.J., De Klein, C. and Aspin, M.D.** 2012. Initial evaluation of the effects of dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emissions, nitrate leaching and dry matter production from dairy pastures in a range of locations within New Zealand. En L.D. Currie y C.L. Christensen, eds. *Advanced nutrient management: gains from the past - goals for the future*. Informe Ocasional No. 25. Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North, Nueva Zelanda.
- Gumen, A., Keskin, A., Yilmazbas-Mecitoglu, G., Karakaya E. y Wiltbank, M.C.** 2011. Dry period management and optimization of post-partum reproductive management in dairy cattle. *Reprod. Dom. Anim.* 46(Suppl. 3): 11–17.
- Gutierrez-Banuelos, H., Anderson, R.C., Carstens, G.E., Slay, L.J., Ramlachan, N., Horrocks, S.M., Callaway, T.R., Edrington, T.S. y Nisbet, D.J.** 2007. Zoonotic bacterial populations, gut fermentation characteristics and methane production in feedlot steers during oral nitroethane treatment and after the feeding of an experimental chlorate product. *Anaerobe* 13:21–31.
- Hafner, S.D., Bisogni, J.J. y Jewell, W.J.** 2006. Measurement of un-ionized ammonia in complex mixtures. *Environ. Sci. Technol.* 40: 1597–1602.
- Hagemann, M., Hemme, T., Ndambi, A., Alqaisi, O. y Sultana, M.N.** 2011. Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167:46–58.
- Halachmi, I., Børsting, C.F., Maltz, E., Edan, Y. and Weisbjerg, M.R.** 2011. Feed intake of Holstein, Danish Red, and Jersey cows in automatic milking systems. *Livest. Sci.* 138: 56–61.
- Hales, K.E., Cole, N.A. y MacDonald, J.C.** 2012a. Effects of increasing concentrations of wet distillers grains with solubles in steam-flaked corn-based diets on energy metabolism, carbon-nitrogen balance, and methane emissions of cattle. *J. Anim. Sci.* (acceptado).
- Hales, K.E., Cole, N.A. y MacDonald, J.C.** 2012b. Effects of corn processing method and dietary inclusion of wet distillers grains with solubles on energy metabolism, carbon-nitrogen balance, and methane emissions of cattle. *J. Anim. Sci.* 90:3174–3185.
- Halmemies-Beauchet-Filleau, A., Kokkonen, T. Lampi, A.-M., V. Toivonen, V. Shingfield K. J. and A. Vanhatalo.** 2011. Effect of plant oils and camelina expeller on milk fatty acid composition in lactating cows fed diets based on red clover silage. *J. Dairy Sci.* 94:4413–4430.
- Hammond, K.J., Hoskin, S.O., Burke, J.L., Waghorn, G.C. Koolaard, J.P. y Muetzel, S.** 2011. Effects of feeding fresh white clover (*Trifolium repens*) or perennial ryegrass (*Lolium perenne*) on enteric methane emissions from sheep. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 398–404.
- Hansen, P.J. y Block, J.** 2004. Towards an embryocentric world: the current and potential uses of embryo technologies in dairy production. *Reprod. Fertil. Dev.* 16: 1–14.

- Hansen, R., Nielsen, D., Schramm, A., Nielsen, L., Revsbech, N. y Hansen, M.** 2009. Greenhouse gas microbiology in wet and dry straw crust covering pig slurry. *J. Environ. Qual.* 38: 1311–1319.
- Hao, X., Chang, C. y Larney, F.J.** 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *J. Environ. Qual.* 33: 37–44.
- Hao, X., Benke, M.B., Li, C., Larney, F.J., Beauchemin, K.A. y McAllister, T.A.** 2011. Nitrogen transformations and greenhouse gas emissions during composting of manure from cattle fed diets containing corn dried distillers grains with solubles and condensed tannins. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 539–549.
- Haramoto, E.R. y Gallandt, E.R.** 2004. *Brassica* cover cropping for weed management: A review. *Ren. Agric. Food Syst.* 19: 187–198.
- Hardin, G.** 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243–1248.
- Hare, E., Norman, H.D. y Wright, J.R.** 2006. Survival rates and productive herd life of dairy cattle in the United States. *J. Dairy Sci.* 89:3713–3720.
- Harmon, D.L. y McLeod, K.R.** 2001. Glucose uptake and regulation by intestinal tissues: implications and whole-body energetics. *J. Anim. Sci.* 79 (E. Suppl.): E59–E72.
- Harmon, D.L., Yamka, R.M. y Elam, N.A.** 2004. Factors affecting intestinal starch digestion in ruminants: A review. *Can. J. Anim. Sci.* 84: 309–318.
- Häring, D.A., Scharenberg, A., Heckendorn, F., Dohme, F., Lüscher, A., Maurer, V., Suter, D. y Hertzberg, H.** 2008. Tanniferous forage plants: Agronomic performance, palatability and efficacy against parasitic nematodes in sheep. *Renewable Agric. Food Syst.* 23: 19–29.
- Harper, L.A., Sharpe, R.R., Parkin, T.B., de Visscher, A., van Cleemput, O. y Byers, F.M.** 2004. Nitrogen cycling through swine production systems: Ammonia, dinitrogen, and nitrous oxide emissions. *J. Environ. Qual.* 33: 1189–1201.
- Harris, B.L. y Kolver, E.S.** 2001. Review of holsteinization on intensive pastoral dairy farming in New Zealand. *J. Dairy Sci.* 84(E. Suppl.): E56–E61.
- Hart, K.J., Martin, P.G., Foley, P.A., Kenny, D.A. y Boland, T.M.** 2009. Effect of sward dry matter digestibility on methane production, ruminal fermentation, and microbial populations of zero-grazed beef cattle. *J. Anim. Sci.* 87: 3342–3350.
- Hassouna, M., Robin, P., Brachet, A., Palliat, J., Dollé, J. y Faverdin, P.** 2010. Development and validation of a simplified method to quantify gaseous emissions from cattle buildings. XVIIlt Congreso Mundial de la Comisión Internacional de Ingeniería Agrícola (CIGR). Quebec, Canadá, 13-17 de junio de 2010.
- Hayakawa, A., Akiyama, H., Sudo, S. y Yagi, K.** 2009. N₂O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure. *Soil Biol. Biochem.* 41: 521–529.
- He, B.B., Van Gerpen, J.H. y Thompson, J.C.** 2009. Sulphur content in selected oils and fats and their corresponding methyl esters. *Appl. Engineering in Agriculture.* 25: 223–226.
- Hegarty, R.S., Goopy, J.P., Herd, R.M. y McCorkell, B.** 2007. Cattle selected for lower residual feed intake have reduced daily methane production. *J. Anim. Sci.* 85: 1479–1486.
- Hegarty, R.S., Alcock, D., Robinson, D.L., Goopy, J.P. y Vercoe, P.E.** 2010. Nutritional and flock management options to reduce methane output and methane per unit product from sheep enterprises. *Anim. Prod. Sci.* 50: 1026–1033.
- Heichel, G.H.** 1987. Legume nitrogen: Symbiotic fixation and recovery by subsequent crops. *En Z. Heisel, ed. Energy in Plant Nutrition and Pest Control*, pp. 63–80. Nueva York, NY, Elsevier.

- Heller, M.C. y Keoleian, G.A.** 2011. Life cycle energy and greenhouse gas analysis of a large-scale vertically integrated organic dairy in the United States. *Environ. Sci. Technol.* 45: 1903–1910.
- Henning, P.H., Horn, C.H., Leeuw, K.-J., Meissner, H.H. y Hagg, F.M.** 2010. Effect of ruminal administration of the lactate-utilizing strain *Megasphaera elsdenii* (Me) NCIMB 41125 on abrupt or gradual transition from forage to concentrate diets. *Anim. Feed Sci. Technol.* 157: 20–29.
- Henry, B. y Eckard, R.** 2009. Greenhouse gas emissions in livestock production systems. *Trop. Grasslands* 43: 232–238.
- Henry, Y.** 1985. Dietary factors involved in feed intake regulation in growing pigs: A review. *Livest. Prod. Sci.* 12: 339–354.
- Herd, R.M. y Arthur, P.F.** 2009. Physiological basis for residual feed intake. *J. Anim. Sci.* 87: E64–E71.
- Hernandez-Ramirez, G., Brouder, S.M., Smith, D.R. y Van Scoyoc, G.E.** 2009a. Greenhouse Gas Fluxes in an Eastern Corn Belt Soil: Weather, Nitrogen Source, and Rotation. *J. Environ. Qual.* 38: 841–854.
- Hernandez-Ramirez, G., Brouder, S.M., Smith, D.R., Van Scoyoc, G.E. y Michalski, G.** 2009b. Nitrous oxide production in an eastern Corn Belt soil: Sources and Redox Range. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 1182–1191.
- Herrero, M., Murray, I., Fawcett, R.H. y Dent, J.B.** 1996. Prediction of the *in vitro* gas production and chemical composition of kikuyu grass by near-infrared reflectance spectroscopy. *Anim. Feed Sci. Technol.* 66: 51–67.
- Herrero, M., Thornton, P.K., Notenbaert, A.M., Wood, S., Msangi, S., Freeman, H.A., Bossio, D., Dixon, J., Peters, M., van de Steeg, J., Lynam, J., Rao, P.P., Macmillan, S., Gerard, B., McDermott, J., Seré, C. y Rosegrant, M.** 2010. Smart Investments in Sustainable Food Production: Revisiting Mixed Crop-Livestock Systems. *Science* 327: 822–825.
- Hesse, D.** 1994. Comparison of different old and new fattening pig husbandries with focus on environment and animal welfare. In Proceedings of the XII World Congress on Agricultural Engineering, pp. 559–566. Milan.
- Hill, D.T., Holmberg, R.D. y Bolte, J.P.** 1985. Operating and performance-characteristics of scraped swine manure as a thermophilic anaerobic-digestion substrate. *Agr. Wastes* 14: 37–49.
- Hindrichsen, I.K., Wettstein, H.-R., Machmüller, A., Jörg, B. y Kreuzer, M.** 2005. Effect of the carbohydrate composition of feed concentrates on methane emission from dairy cows and their slurry. *Environ. Monit. Assess.* 107: 329–350.
- Hindrichsen, I.K., Augustsson, E.U., Lund, B., Jensen, M.M., Raun, M., Jatkauskas, J., Vrotniakiene, V. y Ohlsson, C.** 2012. Characterisation of different lactic acid bacteria in terms of their oxygen consuming capacity, aerobic stability and pathogen inhibition. En K. Kuoppala, M. Rinne y A. Vanhatalo, eds. Actas de la XVI International Silage Conference, Hameenlinna, Finlandia, pp. 105–106. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.
- Hino, T. y Russell, J.B.** 1985. Effect of reducing-equivalent disposal and NADH/NAD on deamination of amino acids by intact rumen microorganisms and their cell extracts. *Appl. Environ. Microbiol.* 50: 1368–1374.
- Hironaka, R., Mathison, G.W., Kerrigan, B.K. y Vlach, I.** 1996. The effect of pelleting of alfalfa hay on methane production and digestibility by steers. *Sci. Total Environ.* 180: 221–227.

- Hoeksma, P., Verdoes, N., Oosthoek, J. y Voermans, J.A.M.** 1992. Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculation liquid. *Livest. Prod. Sci.* 31: 121–132.
- Hoque, M.A. y Suzuki, K.** 2008. Genetic parameters for production traits and measures of residual feed intake in Duroc and Landrace pigs. *Anim. Sci. J.* 7: 543–549.
- Hollmann, M. y Beede, D.K.** 2012. Comparison of effects of dietary coconut oil and animal fat blend on lactational performance of Holstein cows fed a high-starch diet. *J. Dairy Sci.* 95: 1484–1499.
- Hollmann, M., Powers, W.J., Fogiel, A.C., Liesman, J.S., Bello, N.M. y Beede, D.K.** 2012. Enteric methane emissions and lactational performance of Holstein cows fed different concentrations of coconut oil. *J. Dairy Sci.* 95: 2602–2615.
- Holter, J.B., Haves, H.H., Urban, Jr. W.E. y Duthie, A.H.** 1992. Energy balance and lactation response in Holstein cows supplemented with cottonseed with or without calcium soap. *J. Dairy Sci.* 75: 1480–1494.
- Holtshausen, L., Chaves, A.V., Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., McAllister, T.A., Odongo, N.E., Cheeke, P.R. y Benchaar, C.** 2009. Feeding saponin-containing *Yucca schidigera* and *Quilajaja saponaria* to decrease enteric methane production in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 2809–2821.
- Holtshausen, L., Chung, Y.-H., Gerardo-Cuervo, H., Oba, M. y Beauchemin, K.A.** 2011. Improved milk production efficiency in early lactation dairy cattle with dietary addition of a developmental fibrolytic enzyme additive. *J. Dairy Sci.* 94: 899–907.
- Hospido, A. y Sonesson, U.** 2005. The environmental impact of mastitis: a case study of dairy herds. *Sci. Total Environ.* 343: 71–82.
- Hristov, A.N.** 2012. Historic, pre-European settlement, and present-day contribution of wild ruminants to enteric methane emissions in the United States. *J. Anim. Sci.* 90:1371-1375.
- Hristov, A.N., Huhtanen, P., Rode, L.M., Acharya, S.N. y McAllister, T.A.** 2001. Comparison of the ruminal metabolism of nitrogen from ¹⁵N-labeled alfalfa preserved as hay or as silage. *J. Dairy Sci.* 84: 2738–2750.
- Hristov, A.N., Grandeén, K.L., Ropp, J.K. y McGuire, M.A.** 2004. Effect of sodium laurate on ruminal fermentation and utilization of ruminal ammonia nitrogen for milk protein synthesis in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 87: 1820–1831.
- Hristov, A.N. y Jouany, J.-P.** 2005. Factors affecting the efficiency of nitrogen utilization in the rumen. En E. Pfeffer y A.N. Hristov, eds. *Nitrogen and Phosphorus Nutrition of Cattle: Reducing the Environmental Impact of Cattle Operations*, pp. 117–166. Wallingford, Reino Unido, CAB International.
- Hristov, A.N., Ropp, J.K., Grandeén, K.L., Abedi, S., Etter, R.P., Melgar, A. y Foley, A.E.** 2005. Effect of carbohydrate source on ammonia utilization in lactating dairy cows. *J. Anim. Sci.* 83: 408–421.
- Hristov, A.N., Hazen, W. y Ellsworth, J.W.** 2006. Nitrogen, phosphorus, and potassium balance and potentials for reducing phosphorus imports in Idaho dairy farms. *J. Dairy Sci.* 89: 3702–3712.
- Hristov, A.N., Vander Pol, M., Agle, M., Zaman, S., Schneider, C., Ndegwa, P., Vaddella, V.K., Johnson, K., Shingfield, K.J. y Karnati, S.K.R.** 2009. Effect of lauric acid and coconut oil on ruminal fermentation, digestion, ammonia losses from manure, and milk fatty acid composition in lactating cows. *J. Dairy Sci.* 92: 5561–5582.

- Hristov, A.N., Mertens, D., Zaman, S., Vander Pol, M. y Price, W.J.** 2010a. Variability in feed and total mixed ration neutral-detergent fibre and crude protein analyses among commercial laboratories. *J. Dairy Sci.* 93:5348–5362.
- Hristov, A.N., Varga, G., Cassidy, T., Long, M., Heyler, K., Karnati, K.R., Corl, B., Hovde, C.J. y Yoon, I.** 2010b. Effect of yeast culture on ruminal fermentation and nutrient utilization in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 93: 682-692.
- Hristov, A.N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., McAllister, T.A., Ndegwa, P.M. y Rotz, A.** 2011a. Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots: A review. *Can. J. Anim. Sci.* 91: 1–35.
- Hristov, A.N., Lee, C., Cassidy, T., Long, M., Heyler, L., Corl, B. y Forster, R.** 2011b. Effects of lauric and myristic acids on ruminal fermentation, production, and milk fatty acid composition in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94:382–395.
- Hristov, A.N., Domitrovich, C., Wachter, A., Cassidy, T., Lee, C., Shingfield, K.J., Kairenius, P., Davis, J. y Brown, J.** 2011c. Effect of replacing solvent-extracted canola meal with high-oil traditional canola, high-oleic acid canola, or high-erucic acid rapeseed meals on rumen fermentation, digestibility, milk production, and milk fatty acid composition in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94: 4057–4074.
- Hristov, A.N., Lee, C., Cassidy, T., Heyler, K., Tekippe, J.A., Varga, G.A., Corl, B. y Brandt, R.C.** 2013. Effect of *Origanum vulgare* L. leaves on production and milk fatty acid composition in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 96: 1189-1202.
- Hristov, A.N., Lee, C., Hristova, R.A., Huhtanen, P. y Firkins, J.** 2012a. A meta-analysis of the variability in continuous culture rumen fermentation and digestibility data. *J. Dairy Sci.* 95: 5299–5307.
- Hristov, A.N., Heyler, K., Schurman, E., Griswold, K., Topper, P., Hile, M., Ishler, V., Wheeler, E. y Dinh, S.** 2012b. Reducing dietary protein decreased the ammonia emitting potential of manure from commercial dairy farms. *J. Dairy Sci.* 95(Suppl. 2):477(Abstr.).
- Hu, W., Liu, J., Wu, Y., Guo, Y. y Ye, J.** 2006. Effects of tea saponins on *in vitro* ruminal fermentation and growth performance in growing Boer goat. *Arch. Anim. Nutr.* 60: 89–97.
- Huang, W., Kirkpatrick, B.W., Rosa, G.J.M. y Khatib, H.** 2010. A genome-wide association study using selective DNA pooling identifies candidate markers for fertility in Holstein cattle. *Anim. Genet.* 41:570–578.
- Huhtanen, P. y Hristov, A.N.** 2009. A meta-analysis of the effects of protein concentration and degradability on milk protein yield and milk N efficiency in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 3222–3232.
- Huhtanen, P. y Hetta, M.** 2012. Comparison of feed intake and milk production responses in continuous and change-over design dairy cow experiments. *Livest. Sci.* 143: 184–194.
- Huhtanen, P., Rinne, M. y Nousiainen, J.** 2009a. A meta-analysis of feed digestion in dairy cows. 2. The effects of feeding level and diet composition on digestibility. *J. Dairy Sci.* 92: 5031–5042.
- Huhtanen, P., Rinne, M. y Nousiainen, J.** 2009b. A meta-analysis of feed digestion in dairy cows. 1. The effects of forage and concentrate factors on total diet digestibility. *J. Dairy Sci.* 92: 5019–5030.
- Huhtanen, P., Ahvenjärvi, S., Broderick, G.A., Reynal, S.M. y Shingfield, K.J.** 2010. Quantifying ruminal digestion of organic matter and neutral detergent fibre using the omasal sampling technique in cattle – a meta analysis. *J. Dairy Sci.* 93:3203–3215.

- Hulshof, R.B.A., Berndt, A., Gerrits, W.J.J., Dijkstra, J., van Zijderveld, S.M., Newbold, J.R. y Perdok, H.B.** 2012. Dietary nitrate supplementation reduces methane emission in beef cattle fed sugarcane based diets. *J. Anim. Sci.* 90:2317–2323.
- Huntington, G.B.** 1997. Starch utilization by ruminants: from basics to the bunk. *J. Anim. Sci.* 75:852-867.
- Hurtaud, C. y Peyraud, J.L.** 2007. Effects of feeding camelina (seeds or meal) on milk fatty acid composition and butter spreadability. *J. Dairy Sci.* 90: 5134–5145.
- Husfeldt, A.W., Endres, M.I., Salfer, J.A. y Janni, K.A.** 2012. Management and characteristics of recycled manure solids used for bedding in Midwest freestall dairy herds. *J. Dairy Sci.* 95: 2195–2203.
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A. y Desjardins, R.L.** 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agric. For. Meteor.* 142: 288–302.
- Hymes-Fecht, U.C., Broderick, G.A., Muck, R.E. y Grabber, J.H.** 2013. Replacing alfalfa or red clover silage with birdsfoot trefoil silage in total mixed rations increases production of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 96:460–469.
- IAEA (Organismo Internacional de Energía Atómica).** 2008. *Guidelines for sustainable manure management in Asian livestock production systems*. International Atomic Energy Agency. Wagramer Strasse 5 P.O. Box 100 A-1400 Viena, Austria (disponible en <http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/7882/Guidelines-for-Sustainable-Manure-Management-in-Asian-Livestock-Production-Systems>).
- Immig, I., Demeyer, D., Fiedler, D., Van Nevel, C. y Mbanzamihigo, L.** 1996. Attempts to induce reductive acetogenesis into a sheep rumen. *Arch. Anim. Nutr.* 49: 363–370.
- Ingold, M., Dietz, H., Schlecht, E. y Buerkert, A.** 2012. Effects of biochar and tannin amendments on yields of sweet corn and radish in Oman. En E. Tielkes, ed. *Resilience of agricultural systems against crises* (en prensa). Libro de Resúmenes, Tropentag, 19-21 de septiembre de 2012, Gotinga – Witzenhausen, Cuvillier Verlag, Gotinga, Alemania.
- Insam, H. y Wett, B.** 2008. Control of GHG emission at the microbial community level. *Waste Manage.* 28: 699–706.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático).** 2006a. Capítulo 10: Emisiones resultantes de la gestión del ganado y del estiércol. En Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. *Volúmen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra*, pp. 10.1–10.87.
- IPCC.** 2006b. Capítulo 11: Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y úrea. En Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. *Volúmen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra*, pp. 11.1–11.54.
- IPCC.** 2007. 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 (Equipo de redacción principal: R.K. Pachauri y A. Reisinger, eds.), p. 104. Ginebra, Suiza, IPCC (disponible en http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf).
- Islam, M., Abe, H., Terada, F., Iwasaki, K. y Tano, R.** 2000. Effects of levels of feed intake and inclusion of corn on rumen environment, nutrient digestibility, methane emission and energy and protein utilization by goats fed alfalfa pellets. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.* 13: 948–956.

- Jansman, A.J.M., Huisman, J. y van der Poel, A.F.B.** 1993. Ileal and faecal digestibility in piglets of field beans (*Vicia faba* L.) varying in tannin content. *Anim. Feed Sci. Technol.* 42: 83–96.
- Janssen, P.H.** 2010. Influence of hydrogen on rumen methane formation and fermentation balances through microbial growth kinetics and fermentation thermodynamics. *Anim. Feed Sci. Technol.* 160: 1–22.
- Jarecki, M.K., Parkin, T.B., Chan, A.S.K., Kaspar, T.C., Moorman, T.B., Singer, J.W., Kerr, B.J., Hatfield, J.L. y Jones, R.** 2009. Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure-treated Mollisol. *Agric. Ecosyst. Environ.* 134: 29–35.
- Jarret, G., Martinez, J. y Dourmad, J.Y.** 2011. Effect of biofuel co-products in pig diets on the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal* 5: 622–631.
- Jayanegara, A., Togtokhbayar, N., Makkar, H.P.S y Becker, K.** 2009. Tannins determined by various methods as predictors of methane production reduction potential of plants by an *in vitro* rumen fermentation system. *Anim. Feed Sci. Technol.* 150: 230–237.
- Jayanegara, A., Leiber, F. y Kreuzer, M.** 2012. Meta-analysis of the relationship between dietary tannin level and methane formation in ruminants from *in vivo* and *in vitro* experiments. *Anim. Physiol. Anim. Nutr.* 96: 365–375.
- Jenkins, T.C., Wallace, R.J., Moate, P.J. y Mosley, E.E.** 2008. Board-Invited Review: Recent advances in biohydrogenation of unsaturated fatty acids within the rumen microbial ecosystem. *J. Anim. Sci.* 86: 397–412.
- Jensen, B.B.** 1996. Methanogenesis in monogastric animals. *Environ. Mon. Assess.* 42:99–112.
- Jiang, X., Sommer, S. y Christensen, K.** 2011a. A Review of the Biogas Industry in China. *Energ. Policy* 39: 6073–6081.
- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G., Guo, R. y Zhao, Y.** 2011b. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *J. Environ. Sci (China)* 23: 1754–1760.
- Joblin, K.N.** 1999. Ruminant acetogens and their potential to lower ruminant methane emissions. *Austr. J. Agric. Res.* 50: 1307–1313.
- Johnson, E.D., Wood, A.S., Stone, J.B. y Moran Jr., E.T.** 1972. Some effects of methane inhibition in ruminants (steers). *Can. J. Anim. Sci.* 52: 703–712.
- Johnson, K.A., y Johnson, D.E.** 1995. Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 73: 2483–2492.
- Johnson, L., Harrison, J.H., Hunt, C., Shinnors, K., Doggett, C.G. y Sapienza, D.** 1999. Nutritive value of corn silage as affected by maturity and mechanical processing: A contemporary review. *J. Dairy Sci.* 82: 2813–2825.
- Jones, F.M., Phillips, F.A., Naylor, T. y Mercer, N.B.** 2011. Methane emissions from grazing Angus beef cows selected for divergent residual feed intake. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 302–307.
- Jones, R.J. y Lowry, J.B.** 1984. Australian goats detoxify the goitrogen 3-hydroxy-4(1H)pyridone (DHP) after rumen infusions from an Indonesian goat. *Experientia.* 40: 1435–1436.
- Jones, R.J. y Megarritty, R.G.** 1986. Successful transfer of DHP-degrading bacteria from Hawaiian goats to Australian ruminants to overcome the toxicity of *Leucaena*. *Aust. Vet. J.* 63: 259–262.
- Jouany, J.P., Demeyer, D.I. y Grain, J.** 1988. Effect of defaunating the rumen. *Anim. Feed Sci. Technol.* 21: 229–265.

- Jung, H.G. y Allen, M.S.** 1995. Characteristics of plant cell walls affecting intake and digestibility of forages by ruminants. *J. Anim. Sci.* 73: 2774–2790.
- Jungbluth, T. y W. Büscher, W.** 1996. Reduction of ammonia emissions from piggeries. En Actas de la Reunión Internacional Anual de la ASAE, 1996, documento No. 964091, pp.1–16. ASAE, 2950 Niles Rd., St. Joseph, MI 49085-9659 EE.UU.
- Jungbluth, T., Hartung, E. y Brose, G.** 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60: 133–145.
- Kallenbach, C.M., Rolston, D.E. y Horwath, W.R.** 2010. Cover cropping affects soil N₂O and CO₂ emissions differently depending on type of irrigation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137: 251–260.
- Kannan, A. y Garg, M.R.** 2009. Effect of ration balancing on methane emission reduction in lactating animals under field conditions. *Ind. J. Dairy Sci.* 62: 292–296.
- Kannan, A., Garg, M.R. y Mahesh, K.B.V.** 2011. Effect of ration balancing on milk production, microbial protein synthesis and methane emission in crossbred cows under field conditions in chittoor district of Andhra Pradesh. *Ind. J. Anim. Nutr.* 28: 117–123.
- Kariyapperuma, K.A., Furon, A. y Wagner-Riddle, C.** 2012. Non-growing season nitrous oxide fluxes from an agricultural soil as affected by application of liquid and composted swine manure. *Can. J. Soil Sci.* 92: 315–327.
- Karnati, S.K.R., Yu, Z. y Firkins, J.L.** 2009. Investigating unsaturated fat, monensin or bromoethanesulfonate in continuous cultures retaining ruminal protozoa. II. Interaction of treatment and presence of protozoa on prokaryotic communities. *J. Dairy Sci.* 92:3861–3873.
- Kaspar, H.F. y Tiedje, J.M.** 1981. Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen: nitrous oxide production and effect of acetylene. *Appl. Environ. Microbiol.* 41: 705–709.
- Kassama, A., Friedrich, T., Derpsch, R., Lahmar, R., Mrabet, R., Basch, G., González-Sánchez, E.J. y Serra, R.** 2012. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crops Res.* 132: 7–17.
- Kavoi, M.M., Hoag, D.L. y Pritchett, J.** 2010. Measurement of economic efficiency for small-holder dairy cattle in the marginal zones of Kenya. *J. Develop. Agric. Econ.* 2: 122–137.
- Keady, T.W.J., Marley, C.M. y Scollan, N.D.** 2012. Grass and alternative forage silages for beef cattle and sheep: effects on animal performance. In K. Kuoppala, M. Rinne y A. Vanhatalo, eds. Actas de la XVI International Silage Conference. Hameenlinna, Finlandia, pp. 152–165. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.
- Kebreab, E., Clark, L., Wagner-Riddle, C. y France, J.** 2006. Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Can. J. Anim. Sci.* 86: 135–158.
- Kelliher, F.M. y Clark, H.** 2010. Methane emissions from bison—An historic herd estimate for the North American Great Plains. *Agric. For. Met.* 150:473–477.
- Kelliher, F.M., Clough, T.J., Clark, H. y Rys, G.** 2008. Temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data synthesis. *Soil Biol. Biochem.* 40: 1878–1882.
- Kennedy, J., Dillon, P., Faverdin, P., Delaby, L., Buckley, F. y Rath, M.** 2001. Investigating the role and economic impact of concentrate supplementation at pasture. *Irish Grassland Assoc. J.* 35: 49–62.
- Kennedy, P.M. y Charmley, E.** 2012. Methane yields from Brahman cattle fed tropical grasses and legumes. *Anim. Prod. Sci.* 52: 225–239.

- Kerr, B.J., Ziemer, C.J., Trabue, S.L., Crouse, J.D. y Parkin, T.B.** 2006. Manure composition of swine as affected by dietary protein and cellulose concentrations. *J. Anim. Sci.* 84: 1584–1592.
- Keshavarz, K. y Austic, R.E.** 2006. The use of low-protein, low-phosphorus, amino acid- and phytase-supplemented diets on laying hen performance and nitrogen and phosphorus excretion. *Poult Sci.* 83:75–83.
- Khalil, M.I., Gutser, R. y Schmidhalter, U.** 2009. Effects of urease and nitrification inhibitors added to urea on nitrous oxide emissions from a loess soil. *J. Plant Nutr. Soil. Sci.* 172: 651–660.
- Khanum, S.A., Hussain, M., Hussain, H.N., Kausar, R., Sadaf, S. y Yaqoob, T.** 2010. Assessment of animal productivity and methane production using an associative feeding strategy. *En Improving Livestock Production Using Indigenous Resources and Conserving the Environment (IAEA-TECDOC-1640)*, pp. 25–33. Viena, Austria, Organismo Internacional de Energía Atómica.
- Kim, M., Ahn, Y.H. y Speece, R.E.** 2002. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs thermophilic. *Water Res.* 36: 4369–4385.
- Kingston-Smith, A.H., Edwards, J.E., Huws, S.A., Kim, E.J. y Abberton, M.** 2010. Plant-based strategies towards minimising 'livestock's long shadow'. *Proc. Nut. Soc.* 69: 613–620.
- Kirkwood, R.N. y Aherne, F.X.** 1985. Energy intake, body composition and reproductive performance of the gilt. *J. Anim. Sci.* 60: 1518–1529.
- Kirkwood, R.N. y Thacker, P.A.** 1992. Management of replacement breeding animals. *Vet. Clin. North Am. Food Anim. Pract.* 8: 575–587.
- Klevenhusen, F., Kreuzer, M. y Soliva, C.R.** 2011. Enteric and manure-derived methane and nitrogen emissions as well as metabolic energy losses in cows fed balanced diets based on maize, barley or grass hay. *Animal* 5: 450–461.
- Klieve, A.V., Hennessy, D., Ouwkerk, D., Forster, R.J., Mackie, R.I. y Attwood, G.T.** 2003. Establishing populations of *Megasphaera elsdenii* YE 34 and *Butyrivibrio fibrisolvens* YE 44 in the rumen of cattle fed high grain diets. *J. Appl. Microbiol.* 95: 621–630.
- Klasmeyer, T.H., Fitzgerald, A.C., Fabellar, A.C., Ballam, J.M., Cady, R.A. y Vicini, J.L.** 2009. Effect of recombinant bovine somatotropin and a shortened or no dry period on the performance of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 5503–5511.
- Knight, T., Ronimus, R.S., Dey, D., Tootill, C., Naylor, G., Evans, P., Molano, G., Smith, A., Tavendale, M., Pinares-Patino, C.S. y Clark, H.** 2011. Chloroform decreases rumen methanogenesis and methanogen populations without altering rumen function in cattle. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166: 101–112.
- Kolver, E.S. y Aspin, P.W.** 2006. Supplemental fumarate did not influence milksolids or methane production from dairy cows fed high quality pasture. *Proc. N.Z. Soc. Anim. Prod.* 66: 409–415.
- Kolver, E.S., Roche, J.R., Burke, C.R., Kay, J.K. y Aspin, P.W.** 2008. Extending lactation in pasture-based dairy cows: 1. Genotype and diet effect on milk and reproduction. *J. Dairy Sci.* 90: 5518–5530.
- Korver, S.** 1988. Genetic aspects of feed intake and feed efficiency in dairy cattle: a review. *Livest. Prod. Sci.* 20: 1–13.
- Kovacevic, V. y Wesseler, J.** 2010. Cost-effectiveness analysis of algae energy production in the EU. *Energ. Policy* 38: 5749–5757.

- Krehbiel, C.R., Rust, S.R., Zhang, G. y Gilliland, S.E.** 2003. Bacterial direct-fed microbials in ruminant diets: Performance response and mode of action. *J. Anim. Sci.* 81(E. Suppl. 2): E120–E132.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T. y Hermansen, J.E.** 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140: 136–148.
- Krueger, N.A., Adesogan, A.T., Staples, C.R., Krueger, W.K., Kim, S.C., Littell, R.C. y Solenberger, L.E.** 2008. Effect of method of applying fibrolytic enzymes or ammonia to Bermudagrass hay on feed intake, digestion, and growth of beef steers. *J. Anim. Sci.* 86: 882–889.
- Külling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P. y Kreuzer, M.** 2003. Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 65: 13–22.
- Külling, D.R., Menzi, H., Krober, T.F., Neftel, A., Sutter, F., Lischer, P. y Kreuzer, M.** 2001. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *J. Agri. Sci.* 137: 235–250.
- Kuhn, M.T., Hutchison, J.L. y Wiggins, G.R.** 2006. Characterization of Holstein heifer fertility in the United States. *J. Dairy Sci.* 89: 4907–4920.
- Kurihara, M., Osada, T., Nishida, T., Purnomoadi, A. y Yagi, K.** 2009. Global emission rate of nitrous oxide from cattle themselves (disponible en <http://www.coalinfo.net.cn/coalbed/meeting/2203/papers/agriculture/AG054.pdf>).
- Lacassagne, L., Francesch, M., Carre, B. y Melcion, J.P.** 1988. Utilization of tannin-containing and tannin-free faba beans (*Vicia faba*) by young chicks: effects of pelleting feeds on energy, protein and starch digestibility. *Anim. Feed Sci. Technol.* 20: 59–68.
- LaCount, D.W., Drackley, J.K., Cicela, T.M. y Clark, J.H.** 1995. High oil corn as silage or grain for dairy cows during an entire lactation. *J. Dairy Sci.* 78: 1745–1754.
- Lague, C., Gaudet, E., Agnew, J. y Fonstad, T.A.** 2005. Greenhouse gas emissions from liquid swine manure storage facilities in Saskatchewan. *Transactions of the ASAE* 48: 2289–2296.
- Lander, C.H., Moffitt, D. y Alt, K.** 1998. Nutrients available from livestock manure relative to crop growth requirements. Resource Assessment and Strategic Planning Working Paper 98-1., United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (disponible en http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/dayetail/national/technical/nra/rca/?ycid=nrcs143_014175).
- Langmeier, M., Frossard, E., Kreuzer, M., Mäder, P., Dubois, D., Oberson, A., Recous, S. y Nicolardot, B.** 2002. Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems. *Agronomie* 22: 789–800.
- Lantz, M., Svensson, M., Bjornsson, L. y Borjesson, P.** 2007. The prospects for an expansion of biogas systems in Sweden - Incentives, barriers and potentials. *Energ. Policy* 35: 1830–1843.
- Lapierre, H., Lobley, G.E., Ouellet, D.R., Doepel, L. y Pacheco, D.** 2007. Amino acid requirements for lactating dairy cows: Reconciling predictive models and biology. *En Actas de la Cornell Nutrition Conference*, pp. 39–59. Dept. of Animal Science, Cornell University, Siracusa, Nueva York.
- Lapierre, H., Ouellet, D.R., Doepel, L., Holtrop, G. y Lobley, G.E.** 2008. Histidine, Lysine and Methionine: from metabolism to balanced dairy rations. 44th Eastern Nutrition Conference de la Animal Nutrition Association of Canada (ANAC), University of Guelph, Guelph, Canadá, mayo 22 y 23 de 2008, pp. 19–36.

- Lassey, K.R.** 2007. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agric. Forest Meteorol.* 142: 120–132.
- Lassey, K.R., Walker, C.F., McMillan, A.M.S. y Ulyatt, M.J.** 2001. On the performance of SF₆ permeation tubes used in determining methane emission from grazing livestock. *Chemosphere – Global Change Science* 3: 367–376.
- Lassey, K.R., Pinares-Patiño, C.S., Martin, R.J., Molano, G. y McMillan, A.M.S.** 2011. Enteric methane emission rates determined by the SF₆ tracer technique: Temporal patterns and averaging periods. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 183–191.
- Latshaw, D.J. y L. Zhao.** 2011. Dietary protein effects on hen performance and nitrogen excretion. *Poult. Sci.* 90:99-106.
- Le Van, T.D., Robinson, J.A., Ralph, J., Greening, R.C., Smolenski, W.J., Leedle, J.A.Z. y Schaeffer, D.M.** 1998. Assessment of reductive acetogenesis with indigenous ruminal bacterium populations and *Acetitomaculum ruminis*. *Appl. Environ. Microbiol.* 64: 3429–3436.
- Leahy, S.C., Kelly, W.J., Altermann, E., Ronimus, R.S., Yeoman, C.J., Pacheco, D.M., Li, D., Kong, Z., McTavish, S., Sang, C., Lambie, S.C., Janssen, P.H., Dey, D. y Attwood, G.T.** 2010. The genome sequence of the rumen *Methanogen Methanobrevibacter* reveals new possibilities for controlling ruminant methane emissions. *PLoS ONE* 5: e8926. doi:10.1371/journal.pone.0008926.
- LeBlanc, S.J., Lissemore, K.D., Kelton, D.F., Duffield, T.F. y Leslie, K.E.** 2006. Major advances in disease prevention in dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 89: 1267–1279.
- Lee, C., Hristov, A.N., Hyler, K.S., Cassidy, T.W., Long, M., Corl, B.A. y Karnati, S.K.R.** 2011a. Effects of dietary protein concentration and coconut oil supplementation on nitrogen utilization and production in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94:5544–5557.
- Lee, C., Hristov, A.N., Cassidy, T. y Heyler, K.** 2011b. Nitrogen isotope fractionation and origin of ammonia nitrogen volatilized from cattle manure in simulated storage. *Atmosphere* 2: 256–270; doi:10.3390/atmos2030256.
- Lee, C., Hristov, A.N., Lapierre, H., Cassidy, T., Heyler, K., Varga, G.A. y Parys, C.** 2011c. Effect of dietary protein level and rumen-protected amino acid supplementation on dietary amino acid apparent digestibility and recovery in milk in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94(Suppl. 1): 689 (Abstr.).
- Lee, C., Hristov, A.N., Dell, C.J., Feyereisen, G.W., Kaye, J. y Beegle, D.** 2012a. Effect of dietary protein concentration on ammonia and greenhouse gas emissions from dairy manure. *J. Dairy Sci.* 95:1930–1941.
- Lee, C., Hristov, A.N., Heyler, K.S., Cassidy, T.W., Lapierre, H., Varga, G.A. y Parys, C.** 2012b. Effects of metabolizable protein supply and amino acids supplementation on nitrogen utilization, production and ammonia emissions from manure in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 95: 5253–5268.
- Lee, C., Hristov, A.N., Cassidy, T.W., Heyler, K.S., Lapierre, H., Varga, G.A., de Veth, M.J., Patton, R.A. y Parys, C.** 2012c. Rumen-protected lysine, methionine, and histidine increase milk protein yield in dairy cows fed metabolizable protein-deficient diet. *J. Dairy Sci.* 95: 6042–6056.
- Lee, C., Feyereisen, G.W., Hristov, A.N., Dell, C. J., Kaye, J. y Beegle, D.** 2013. Effect of dietary protein concentration on utilization of dairy manure nitrogen for plant growth, leachate nitrate losses, and ammonia emissions from lysimeters. *Actas de la Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference*, 23-26 de junio de 2013, Dublín, Irlanda (en prensa).

- Lee, J.M., Woodward, S.L., Waghorn, G.C. y Clark, D.A.** 2004. Methane emissions by dairy cows fed increasing proportions of white clover (*Trifolium repens*) in pasture. *Proc. N.Z. Grassl. Assoc.* 66: 151–155.
- Lee, J., Park, H. y Choi, W.** 2002. Selective photocatalytic oxidation of NH_3 to N_2 on platinumized TiO_2 in water. *Environ. Sci. Technol.* 36: 5462–5468.
- Lee, K.** 2012. Precision feeding system adjusts on-the-fly for moisture content. *Progressive Dairymen* (acceso el 17 de marzo de 2012. Disponible en http://www.progressivedairy.com/index.php?option=com_contentyview=articleid=5278).
- Lee, M.J., Schreurs, P.J., Messer, A.C. y Zinder, S.H.** 1987. Association of methanogenic bacteria with flagellated protozoa from a termite hindgut. *Curr. Microbiol.* 15: 337–341.
- Lenis, N.P. y Jongbloed, A.W.** 1999. New technologies in low pollution swine diets: diet manipulation and use of synthetic amino acids, phytase and phase feeding for reduction of nitrogen and phosphorus excretion and ammonia emission - review. *Asian-Austr. J. Anim. Sci.* 12: 305–327.
- Leng, R.A.** 2008. The potential of feeding nitrate to reduce enteric methane production in ruminants. A report to the department of climate change. Commonwealth Government of Australia, Canberra (disponible en <http://www.penambulbooks.com>).
- Leslie, M., Aspin, M. y Clark, H.** 2008. Greenhouse gas emissions from New Zealand agriculture: issues, perspectives and industry response. *Austr. J. Exp. Agric.* 48: 1–5.
- Lewis, W.D., Bertrand, J.A. y Jenkins, T.C.** 1999. Interaction of tallow and hay particle size on ruminal parameters. *J. Dairy Sci.* 82: 1532–1537.
- Li, H. y Xin, H.** 2010. Lab-scale assessment of gaseous emissions from laying-hen manure storage as affected by physical and environmental factors. *Transactions of the ASABE* 53: 593–604.
- Li, K., Inubushi, K. y Sakamoto, K.** 2002. Nitrous oxide concentrations in an Andisol profile and emissions to the atmosphere as influenced by the application of nitrogen fertilizers and manure. *Biol. Fertil. Soils* 35: 108–113.
- Li, Q., Du, W. y Liu, D.** 2008. Perspectives of microbial oils for biodiesel production. *Appl Microbiol. Biotechnol.* 80: 749–756.
- Liebig, M.A., Tanaka, D.L. y Gross, J.R.** 2010. Fallow effects on soil carbon and greenhouse gas flux in central North Dakota. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 358–365.
- Lila, Z.A., Mohammed, N., Tatsuoka, N., Kanda, S., Kurokawa, Y. y Itabashi, H.** 2004. Effect of cyclodextrin diallyl maleate on methane production, ruminal fermentation and microbes in vitro and in vivo. *Anim. Sci. J.* 75: 15–22.
- Linn, D.M., y Doran, J.W.** 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1267–1272.
- Longergan, P.** 2007. State-of-the-art embryo technologies in cattle. *Soc. Reprod. Fertil. Suppl.* 64: 315–325.
- Lopes, J.C., Shaver, R.D., Hoffman, P.C., Akins, M.S., Bertics, S.J., Gencoglu, H. y Coors, J.G.** 2009. Type of corn endosperm influences nutrient digestibility in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 4541–4548.
- Lopez-Fernandez, S., Diez, J.A., Hernaiz, P., Arce, A., Garcia-Torres, L. y Vallejo, A.** 2007. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 78: 279–289.

- Lopez-Gatius, F.** 2012. Factors of a noninfectious nature affecting fertility after artificial insemination in lactating dairy cows. A review. *Theriogenology* 77: 1029–1041.
- Lorenz, M.M., Carbonero, C.H., Smith, L. y Udén, P.** 2012. In vitro protein degradation of 38 sainfoin accessions and its relationship to tannin content by different assays. *J. Agric. Food Chem.* 60: 5071–5075.
- Lovett, D.K., Bortolozzo, A., Conaghan, P., O’Kiely, P.O. y O’Mara, F.P.** 2004. In vitro total and methane gas production as influenced by rate of nitrogen application, season of harvest and perennial rye grass cultivar. *Grass Forage Sci.* 59: 227–232.
- Lowry, B.J., McSweeney, C.S. y Palmer, B.** 1996. Changing perceptions of the effect of plant phenolics on nutrient supply in the ruminant. *Aust. J. Agric. Res.* 47: 829–842.
- Loyon, L., Guiziou, F., Beline, E. y Peu, P.** 2007. Gaseous Emissions (NH₃, N₂O, CH₄ and CO₂) from the aerobic treatment of piggery slurry - Comparison with a conventional storage system. *Biosyst. Eng.* 97: 472–480.
- Lu, Y.-C., Watkins, K.B., Teasdale, J.R. y Abdul-Baki, A.A.** 2000. Cover crops in sustainable food production. *Food Rev. Int.* 16: 121–157.
- Luna-Nevarez, P., Bailey, D.W., Bailey, C.C., VanLeeuwen, D.M., Enns, R.M., Silver, G.A., DeAtley, K.L. y Thomas, M.G.** 2010. Growth characteristics, reproductive performance, and evaluation of their associative relationships in Brangus cattle managed in a Chihuahuan Desert production system. *J. Anim. Sci.* 88: 1891–1904.
- Luo, J., de Klein, C.A.M., Ledgard, S.F. y Sagggar, S.** 2010. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136: 282–291.
- Luo, J., Sagggar, S., Bhandral, R., Bolan, N., Ledgard, S., Lindsey, S. y Sun, W.** 2008a. Effects of irrigating dairy-grazed grassland with farm dairy effluent on nitrous oxide emissions. *Plant and Soil* 309: 119–130.
- Luo, J., Ledgard, S.F. y Lindsey, S.B.** 2008b. A test of a winter farm management option for mitigating nitrous oxide emissions from a dairy farm. *Soil Use Mgmt.* 24: 121–130.
- Luth, P.R., Germain, P., Lecomte, M., Landrain, B., Li, Y. y Cluzeau, D.** 2011. Earthworm effects on gaseous emissions during vermifiltration of pig fresh slurry. *Bioresource Technol.* 102: 3679–3686.
- Lynch, J.P., O’Kiely, P., Murphy, R. y Doyle, E.** 2012. White-rot fungal digestion of maize stover components harvested at sequential maturities. In K. Kuoppala, M. Rinne y A. Vanhatalo, eds. *Actas de la XVI International Silage Conference*. Hameenlinna, Finlandia, pp. 220–221. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.
- Maag, M. y Vinther, F.P.** 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Appl. Soil Ecol.* 4: 5–14.
- Machmüller, A.** 2006. Medium-chain fatty acids and their potential to reduce methanogenesis in domestic ruminants. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 107–114.
- Machmüller, A. y Kreuzer, M.** 1999. Methane suppression by coconut oil and associated effects on nutrient and energy balance in sheep. *Can. J. Anim. Sci.* 79: 65–72.
- Madalena, F.E.** 2008. How sustainable are the breeding programs of the global main stream dairy breeds? - The Latin-American situation. *Livest. Res. Rural Dev.* 20, Article #19 (acceso el 15 de marzo de 2012. Disponible en <http://www.lrrd.org/lrrd20/2/mada20019.htm>).

- Maeda, K., Hanajima, D., Toyoda, S., Yoshida, N., Morioka, R. y Osada, T.** 2011. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microb. Biotechnol.* 4: 700–709.
- Maekawa, M., Beauchemin, K.A. y Christensen, D.A.** 2002. Effect of concentrate level and feeding management on chewing activities, saliva production, and ruminal pH of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 85: 1165–1175.
- Maguire, R.O., Crouse, D.A. y Hodges, S.C.** 2007. Diet modification to reduce phosphorus surpluses: A mass balance approach. *J. Environ. Qual.* 36: 1235–1240.
- Maia, G.D.N., Day, G.B., Gates, R.S. y Taraba, J.L.** 2012a. Ammonia biofiltration and Nitrous Oxide generation during the start-up of gas-phase compost biofilters. *Atmos. Environ.* 46: 659–664.
- Maia, G.D.N., Day, G.B., Gates, R.S., Taraba, J.L. y Coyne, M.S.** 2012b. Moisture effects on greenhouse gases generation in nitrifying gas-phase compost biofilters. *Water Res.* 46: 3023–3031.
- Makkar, H.P.S.** 2003. Quantification of tannins in tree foliage. Publicación FAO/IAEA. Dordrecht, Países Bajos, H.P.S. Kluwer Academic Publishers.
- Makkar, H.P.S. y Singh, B.** 1987. Kinetics of urea hydrolysis and binding of ammonia to wheat straw during ammoniation by urea. *J. Dairy Sci.* 70: 1313–1317.
- Makkar H.P.S. y Becker, K.** 1997. Degradation of quillaja saponins by mixed culture of rumen microbes. *Let. Appl. Microb.* 25: 243–245.
- Makkar, H.P.S., Blümmel, M. y Becker, K.** 1995. In vitro effects and interactions of tannins and saponins and fate of tannins in rumen. *J. Sci. Food Agric.* 69: 481–493.
- Mao, H., Wang, J., Zhou, Y. y Liu, J.** 2010. Effects of addition of tea saponins and soybean oil on methane production, fermentation and microbial population in the rumen of growing lambs. *Livest. Sci.* 129: 56–62.
- Marett, L.C., Auld, M.J., Grainger, C., Wales, W.J., Blache, D., Macmillan, K.L. y Leury, B.J.** 2011. Temporal changes in plasma concentrations of hormones and metabolites in pasture-fed dairy cows during extended lactation. *J. Dairy Sci.* 94: 5017–5026.
- Martin, C., Rouel, J., Jouany, J.P., Doreau, M. y Chilliard, Y.** 2008. Methane output and diet digestibility in response to feeding dairy cows crude linseed, extruded linseed, or linseed oil. *J. Anim. Sci.* 86: 2642–2650.
- Martin, C., Morgavi, D.P. y Doreau, M.** 2010a. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* 4: 351–365.
- Martin, C., Koolgaard, J., Rochette, Y., Clark, H., Jouany, J.P. y Pinares-Patiño, C.S.** 2010b. Effect of release rate of the SF₆ tracer on methane and carbon dioxide emission estimates based on ruminal and breath gas samples. En E.J. McGeough y S.M. McGinn, eds. Actas de la 4th Int. Conf. Greenhouse Gases Anim. Agric., Banff, AB, Canadá.
- Martin C., Pomiès, D., Ferlay, A., Rochette, Y., Martin, B., Chilliard, Y., Morgavi, D.P. y Doreau, M.** 2011. Methane output and rumen microbiota in dairy cows in response to longterm supplementation with linseed or rapeseed of grass silage- or pasture-based diets. *Proc. N. Z. Soc. Anim. Prod.* 71: 242–247.
- Martin, S.A.** 1998. Manipulation of ruminal fermentation with organic acids: A review. *J. Anim. Sci.* 76: 3123–3132.
- Martinez, J., Guiziou, F., Peu, P. y Gueutier, V.** 2003. Influence of treatment techniques for pig slurry on methane emissions during subsequent storage. *Biosyst. Eng.* 85: 347–354.

- Masse, D.I., Croteau, F., Patni, N.K. y Masse, L.** 2003a. Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10 °C and 15 °C. *Can. Biosyst. Eng.* 45: 6.1–6.6.
- Masse, D.I., Masse, L. y Croteau, F.** 2003b. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. *Bioresource Technol.* 89: 57–62.
- Masse, D.I., Talbot, G. y Gilbert, Y.** 2011. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 436–445.
- Mathers, J.C. y Walters, D.E.** 1982. Variation in methane production by sheep fed every two hours. *J. Agric. Sci.* 98: 633–638.
- Mathew, B., Eastridge, M.L., Oelker, E.R., Firkins, J.L. y Karnati, S.K.R.** 2011. Interactions of monensin with dietary fat and carbohydrate components on ruminal fermentation and production responses by dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94: 396–409.
- McCartney, C.A., Bull, I.B. y Dewhurst, R.J.** 2012. Archaeol concentration in total rumen contents of cows offered diets based on ryegrass or white clover. *En Actas del Irish Agricultural Research Forum*, p. 19.
- McCaughey, W.P., Wittenberg, K. y Corrigan, D.** 1999. Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows. *Can. J. Anim. Sci.* 79: 221–226.
- McCourt, A.R.Y.T., Mayne, S. y Wallace, R.J.** 2008. Effect of dietary inclusion of encapsulated fumaric acid on methane production from grazing dairy cows. *En Actas de British Society of Animal Science Annual Conference*. p. 64. British Society of Animal Science, Scarborough, Reino Unido.
- McDonnell, R., Hart, K.J., Boland, T.M., Kelly, A.K., McGee, M. y Kenny, D.A.** Effect of ranking on phenotypic residual feed intake and diet on ruminal methane emissions from beef heifers. *En Agricultural Research Forum 2009*, 12 y 13 de marzo de 2009, Tullamore, Co Offaly, Irlanda, p. 31.
- McGeough, E.J., O'Kiely, P., Hart, K.J., Moloney, A.P., Boland, T.M. y Kenny, D.A.** 2010. Methane emissions, feed intake, performance, digestibility, and rumen fermentation of finishing beef cattle offered whole-crop wheat silages differing in grain content. *J. Anim. Sci.* 88: 2703–2716.
- McGinn, S.M., Beauchemin, K.A., Coates, T. y Colombatto, D.** 2004. Methane emissions from beef cattle: Effects of monensin, sunflower oil, enzymes, yeast, and fumaric acid. *J. Anim. Sci.* 82: 3346–3356.
- McGinn, S.M., Beauchemin, K.A., Iwaasa, A.D. y McAllister, T.A.** 2006. Assessment of the sulphur hexafluoride (SF₆) tracer technique for measuring enteric methane emissions from cattle. *J. Environ. Qual.* 35: 1686–1691.
- McGinn, S.M., Chung, Y.-H., Beauchemin, K.A., Iwaasa, A.D. y Grainger, C.** 2009. Use of corn distillers' dried grains to reduce enteric methane loss from beef cattle. *Can. J. Anim. Sci.* 89: 409–413.
- McMahon, L.R., McAllister, T.A., Berg, B.P., Majak, W., Acharya, S.N., Popp, J.D., Coulman, B.E., Wang, Y. y Cheng, K.-J.** 2000. A review of the effects of forage condensed tannins on ruminal fermentation and bloat in grazing cattle. *Can. J. Plant. Sci.* 80: 469–485.
- McSweeney, C.S., Makkar, H.P.S. y Reed, J.D.** 2003. Modification of rumen fermentation for detoxification of harmful plant compounds. *En Actas del 6th International Symposium on the Nutrition of Herbivores*, pp. 239–268. Mérida, Yucatán, México.

- McSweeney, C. y Mackie, R.** 2012. Micro-organisms and ruminant digestion: state of knowledge, trends and future prospects. Documento de antecedentes no. 61, FAO, Roma, Italia.
- Meade, G., Pierce, K., O'Doherty, J.V., Mueller, C., Lanigan, G. y McCabe, T.** 2011. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140: 208–217.
- Mekoya A, Oosting, S.J., Fernandez-Rivera, S. y Van der Zijpp, A.J.** 2008. Farmers' perceptions about exotic multipurpose fodder trees and constraints to their adoption. *Agrofor. Syst.* 73: 141–153.
- Melse, R.W. y Ogink, N.W.M.** 2005. Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: review of on-farm research in the Netherlands. *Trans. ASAE* 48: 2303–2313.
- Melse, R.W. y van der Werf, A.W.** 2005. Biofiltration for mitigation of methane emission from animal husbandry. *Environ. Sci. Technol.* 39: 5460–5468.
- Melse, R.W. y Verdoes, N.** 2005. Evaluation of four farm-scale systems for the treatment of liquid pig manure. *Biosyst. Eng.* 92: 47–57.
- Melse, R.W. y Timmerman, M.** 2009. Sustainable intensive livestock production demands manure and exhaust air treatment technologies. *Biores. Technol.* 100: 5506–5511.
- Meluzgi, A., Sirri, F., Tallarico, N. y Franchini, A.** 2001. Nitrogen retention and performance of brown laying hens on diets with different protein content and constant concentration of amino acids and energy. *Br. Poul. Sci.* 42:213-217.
- Mertens, D.R.** 1994. Regulation of forage intake. En G.C. Fahey, Jr., M. Collins, D.R. Mertens y L.E. Moser, eds. *Forage Quality, Evaluation, and Utilization*, pp. 450–493. Madison, WI, EE.UU., ASA-CSSA-SSSA,
- Messman, M.A., Weiss, W.P. y Erickson, D.O.** 1992. Effects of nitrogen fertilization and maturity of bromegrass on nitrogen and amino acid utilization by cows. *J. Anim. Sci.* 70: 566–575.
- Messman, M.A., Weiss, W.P. y Koch, M.E.** 1994. Changes in total and individual proteins during drying, ensiling, and ruminal fermentation of forages. *J. Dairy Sci.* 77: 492–500.
- Miguez, F.E. y Bollero, G.A.** 2007. Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. *Crop Sci.* 45: 2318–2329.
- Milani, F.X., Nutter, D. y Thoma, G.** 2011. Invited review: Environmental impacts of dairy processing and products: A review. *J. Dairy Sci.* 94: 4243–4254.
- Miller, L.A., Moorby, J.M., Davies, D.R., Humphreys, M.O., Scollan, N.D., MacRae, J.C. y Theodorou, M.K.** 2001. Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.): milk production from late-lactation dairy cows. *Grass Forage Sci.* 56: 383–394.
- Miller, R.H., Kuhn, M.T., Norman, H.D. y Wright, J.R.** 2008. Death losses for lactation cows in herds enrolled in Dairy Herd Improvement test plans. *J. Dairy Sci.* 91: 3710–3715.
- Mirkena, T., Duguma, G., Willam, A., Wurzinger, M., Haile, A., Rischkowsky, R., Okeyo, A.M., Tibbo, M. y Sölkner, J.** 2011. Community-based alternative breeding plans for indigenous sheep breeds in four agro-ecological zones of Ethiopia. *J. Anim. Breed. Genet.* 129: 244–253.
- Misselbrook, T.H., Powell, J.M., Broderick, G.A. y Grabber, J.H.** 2005a. Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *J. Dairy Sci.* 88: 1765–1777.

- Misselbrook, T.H., Brookman, S., Smith, K., Cumby, T., Williams, A. y McCrory, D.** 2005b. Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: pilot-scale studies. *J. Environ. Qual.* 34: 411–419.
- Mitsumori, M., Shinkai, T., Takenaka, A., Enishi, O., Higuchi, K., Kobayashi, Y., Nonaka, I., Asanuma, N., Denman, S.E. y McSweeney, C.S.** 2011. Responses in digestion, rumen fermentation and microbial populations to inhibition of methane formation by a halogenated methane analogue. *Br. J. Nutr.* 8: 1–10.
- Mkhabela, M.S., Gordon, R., Burton, D., Madani, A., Hart, W. y Elmi, A.** 2006. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilized with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. *Chemosphere* 65: 1381–1387.
- Moate, P.J., Williams, S.R.O., Grainger, C., Hannah, M.C., Ponnampalam, E.N. y Eckard, R.J.** 2011. Influence of cold-pressed canola, brewers grains and hominy meal as dietary supplements suitable for reducing enteric methane emissions from lactating dairy cows. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 254–264.
- Moe, P.W. y Tyrrell, H.F.** 1979. Methane production in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 62: 1583–1586.
- Mohammed, R., McGinn, S.M. y Beauchemin, K.A.** 2011. Prediction of enteric methane output from milk fatty acid concentrations and rumen fermentation parameters in dairy cows fed sunflower, flax, or canola seeds. *J. Dairy Sci.* 94: 6057–6068.
- Mohammed, R., Stevenson, D.M., Beauchemin, K.A., Muck, R.E. y Weimer, P.J.** 2012. Changes in ruminal bacterial community composition following feeding of alfalfa ensiled with a lactic acid bacterial inoculant. *J. Dairy Sci.* 95:328–339.
- Molano, G., Knight, T.W. y Clark, H.** 2008. Fumaric acid supplements have no effect on methane emissions per unit of feed intake in wether lambs. *Aust. J. Exp. Agr.* 48: 165–168.
- Molina-Alcaide, E., Pascual, M.R., Cantalapiedra-Hijar, G., Morales-García, E.Y. y Martín-García, A.I.** 2009. Effects of concentrate replacement by feed blocks on ruminal fermentation and microbial growth in goats and single-flow continuous-culture fermenters. *J. Anim. Sci.* 87: 1321–1333.
- Moller, H., Sommer, S. y Ahring, B.** 2004. Biological degradation and greenhouse gas emissions during pre-storage of liquid animal manure. *J. Environ. Qual.* 33: 27–36.
- Molodovskaya, M., Singurindy, O., Richards, B.K. y Steenhuis, T.S.** 2008. Nitrous oxide from aerated dairy manure slurries: effects of aeration rates and oxic/anoxic phasing. *Biore-source Technol.* 99: 8643–8648.
- Monteny, G.J., Bannink, A. y Chadwick, D.** 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 163–170.
- Moraes, L. E. D. Casper, A. B. Strathe, J. G. Fadel, and E. Kebreab.** 2013. Predicting enteric methane emissions from dairy cattle using Bayesian methods. En: *Actas de la Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference*, Dublin, Irlanda (en prensa).
- Morgavi, D.P., Forano, E., Martin, C. y Newbold, C.J.** 2010. Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants. *Animal* 4: 1024–1036.
- Morgavi, D.P., Martin, C., Jouany, J.-P. y Ranilla, M.J.** 2011. Rumen protozoa and methanogenesis: not a simple cause-effect relationship. *Br. J. Nutr.* 107: 388–397.
- Mosnier, E., van der Werf, H.G.M., Boisy, J. y Dourmad, J.Y.** 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5: 1972–1983.

- Mosoni, P., Martin, C., Forano, E. y Morgavi, D.P.** 2011. Long-term defaunation increases the abundance of cellulolytic ruminococci and methanogens but does not affect the bacterial and methanogen diversity in the rumen of sheep. *J. Anim. Sci.* 89: 783–791.
- Moss, R.A., Givens, D.I. y Garnsworthy, P.C.** 1995. The effect of supplementing grass silage with barley on digestibility, in sacco degradability, rumen fermentation and methane production in sheep at two levels of intake. *Anim. Feed Sci. Technol.* 55: 9–33.
- Mourits, M.C.M., Galligan, D.T., Dijkhuizen, A.A. y Huirne, R.B.M.** 2000. Optimization of dairy heifer management decisions based on production conditions of Pennsylvania. *J. Dairy Sci.* 83: 1989–1997.
- Muck, R.E.** 1993. The role of silage additives in making high quality silage. *En Silage Production from Seed to Animal*, Actas de la National Silage Production Conference, pp. 106–116. Siracusa, Nueva York.
- Muck, R.E.** 2012. Microbiology of ensiling. In K. Kuoppala, M. Rinne y A. Vanhatalo, eds. Proc. of the XVI Int. Silage Conf. Hameenlinna, Finland, pp. 75–86. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.
- Muck, R.E., Broderick, G.A., Faciola, A.P., Hymes-Fecht, U.C.** 2011. Milk production response to feeding alfalfa silage inoculated with *Lactobacillus plantarum*. *J. Anim. Sci.* 89(E-Suppl 1): 546.
- Mueller-Harvey, I.** 2006. Unravelling the conundrum of tannins in animal nutrition and health. A review. *J. Sci. Food Agric.* 86: 2010–2037.
- Muller, H.L., Sax, J. y Kirchgessner, M.** 1980. Effect of frequency of feeding on energy losses in faeces, urine and methane in nonlactating and lactating cows. *Zeitschrift fur Tierphysiologie, Tierernahrung und Futtermittelkunde* 44: 181–189.
- Muñoz, C., Yan, T., Wills, D.A., Murray, S. y Gordon, A.W.** 2012. Comparison of the sulphur hexafluoride tracer and respiration chamber techniques for estimating methane emissions and correction for rectum methane output from dairy cows. *J. Dairy Sci.* 95: 3139–3148.
- Murray, R.M., Bryant, A.M. y Leng, R.A.** 1976. Rates of production of methane in the rumen and large intestine of sheep. *Br. J. Nutr.* 36: 1–14.
- Mwenya, B., Santoso, B., Sar, C., Gamo, Y., Kobayashi, T., Arai, I. y Takahashi, J.** 2004. Effects of including β 1–4 galacto-oligosaccharides, lactic acid bacteria or yeast culture on methanogenesis as well as energy and nitrogen metabolism in sheep. *Anim. Feed Sci. Technol.* 115: 313–326.
- Nagaraja, T.G., Newbold, C.J., Van Nevel, C.J. y Demeyer, D.I.** 1997. Manipulation of ruminal fermentation. *En P.N. Hobson y C.S. Stewart*, eds. *The Rumen Microbial Ecosystem*, pp. 523–623. Londres, Blackie Academic and Professional.
- Naqvi, S.M.K., Sejian, V. y Karim, S.A.** 2012. Effect of feed flushing during summer season on growth, reproductive performance and blood metabolites in Malpura ewes under semiarid tropical environment. *Trop. Anim. Health Prod.* DOI 10.1007/s11250-012-0185-2.
- National Pork Board.** 2012. Quick Facts: The Pork Industry at a Glance. Publicación # 09133-04/12. Des Moines, IA, EE.UU.
- National Research Council.** 2001. Nutrient Requirements of Dairy Cattle. 7th rev. ed. Natl. Acad. Sci. Washington, DC.
- Navarro-Villa, A., O'Brien, M., Lopez, S., Boland, T.M. y O'Kiely, P.** 2011. Modifications of a gas production technique for assessing in vitro rumen methane production from feedstuffs. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 163–174.

- Ndegwa, P.M., Hristov, A.N., Arogo, J. y Sheffield, R.E.** 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Eng.* 100: 453–469.
- Ndegwa, P.M., Hristov, A.N. y Ogejo, J.A.** 2011. Ammonia Emission from Animal Manure: Mechanisms and Mitigation Techniques. *En Z. He, ed. Environmental Chemistry of Animal Manure*, pp. 107–151. Hauppauge, NY, Nova Science Publishers.
- Nelson, N., Steensma, K., Utsumi, S., Beede, D.K., Zimmerman, S. y Zimmerman, P.** 2012. Enteric methane emissions by dairy cows grazing temperate pastures. *J. Dairy Sci.* 95(Suppl. 2): 584 (Abstr.).
- Newbold, C.J., Lassalas, B. y Jouany, J.P.** 1995. The importance of methanogens associated with ciliate protozoa in ruminal methane production in vitro. *Let. Appl. Microbiol.* 21: 230–234.
- Newbold, C.J., Wallace, R.J. y McIntosh, F.M.** 1996. Mode of action of the yeast *Saccharomyces cerevisiae* as a feed additive for ruminants. *Br. J. Nutr.* 76: 249–261.
- Newbold, C.J. y Rode, L.M.** 2006. Dietary additives to control methanogenesis in the rumen. *Inter. Cong. Ser.* 1293: 138–147.
- Ni, J.Q., Vinkier, C., Coenegrachts, J. y Hendriks, J.** 1999. Effect of manure on ammonia emission from a fattening pig house with partly slatted floor. *Livest. Prod. Sci.* 59: 25–31.
- Nicolai, R. y Pohl, S.** 2004. Covers for Manure Storage Units. South Dakota State University College of Agriculture y Biological Sciences Cooperative Extension Service/USDA (disponible en http://pubstorage.sdstate.edu/AgBio_Publications/articles/FS925-D.pdf).
- Nielsen, D., Schramm, A. y Revsbech, N.** 2010. Oxygen distribution and potential ammonia oxidation in floating liquid manure crusts. *J. Environ. Qual.* 39: 1813–1820.
- Niemann, H., Kuhla, B. y Flachowsky, G.** 2011. Perspectives for feed efficient animal production. *J. Anim. Sci.* 89: 4344–4363.
- Niezen, J.H., Waghorn, T.S., Charleston, W.A.G. y Waghorn, G.C.** 1995. Growth and gastrointestinal nematode parasitism in lambs grazing either lucerne (*Medicago sativa*) or sulla (*Hedysarum coronarium*) which contains condensed tannins. *J. Agric. Sci. Camb.* 125: 281–289.
- Niezen, J.H., Waghorn, G.C. y Charleston, W.A.G.** 1998a. Establishment and fecundity of *Ostertagia circumcincta* and *Trichostrongylus colubriformis* in lambs fed lotus (*Lotus pedunculatus*) or perennial ryegrass (*Lolium perenne*). *Vet. Parasitol.* 28: 13–21.
- Niezen, J.H., Robertson, H.A., Waghorn, G.C. y Charleston, W.A.G.** 1998b. Production, faecal egg counts and worm burdens of ewe lambs which grazed six contrasting forages. *Vet. Parasitol.* 80: 15–27.
- Niezen, J.H., Waghorn, G.C., Graham, T., Carter, J.L. y Leathwick, D.M.** 2002. The effect of diet fed to lambs on subsequent development of *Trichostrongylus colubriformis* larvae in vitro and on pasture. *Vet. Parasitol.* 105: 269–283.
- Nishida, T., Eruden, B., Hosoda, K., Matsuyama, H., Xu, C. y Shioya, S.** 2007. Digestibility, methane production and chewing activity of steers fed whole-crop round bale corn silage preserved at three maturities. *Anim. Feed Sci. Technol.* 135: 42–51.
- Nishino, N. y Wang, C.** 2012. Bacteria associated with ensiling fermentation and aerobic stability of total mixed ration silage. *In K. Kuoppala, M. Rinne, and A. Vanhatalo, eds. Actas de la XVI International Silage Conference, Hameenlinna, Finlandia*, pp. 109–110. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.

- Nkrumah, J.D., Li, C., Basarab, J.A., Guercio, S., Meng, Y., Murdoch, B., Hansen, C. y Moore, S.S.** 2004. Association of a single nucleotide polymorphism in the bovine leptin gene with feed intake, feed efficiency, growth, feeding behaviour and carcass quality and body composition. *Can. J. Anim. Sci.* 84: 211–219.
- Nocek, J.E., Steele, R.L. y Braund, D.G.** 1986. Performance of dairy cows fed forage and grain separately versus a total mixed ration. *J. Dairy Sci.* 69: 2140–2147.
- Nogueira, G.P.** 2004. Puberty in South American *Bos indicus* (Zebu) cattle. *Anim. Reprod. Sci.* 82–83: 361–372.
- Nolan, J.V., Hegarty, R.S., Hegarty, J., Godwin, I.R. y Woodgate, R.** 2010. Effects of dietary nitrate on fermentation, methane production and digesta kinetics in sheep. *Anim. Prod. Sci.* 50: 801–806.
- Nordheim, H., Volden, H., Fystro, G. y Lunnan, T.** 2007. Prediction of in situ degradation characteristics of neutral detergent fibre (aNDF) in temperate grasses and red clover using near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *Anim. Feed Sci. Technol.* 139: 92–108.
- Norman, H.D., Wright, J.R., Hubbard, S.M., Miller, R.H. y Hutchison, J.L.** 2009. Reproductive status of Holstein and Jersey cows in the United States. *J. Dairy Sci.* 92: 3517–3528.
- Notter, D.R.** 2008. Genetic aspects of reproduction in sheep. *Reprod. Dom. Anim.* 43 (Suppl. 2): 122–128.
- Nousiainen, J., Ahvenjärvi, S., Rinne, M., Hellämäki, M. y Huhtanen, P.** 2004. Prediction of indigestible cell wall fraction of grass silage by near infrared reflectance spectroscopy. *Anim. Feed Sci. Technol.* 115: 295–311.
- Noziere, P., Glasser, F. y Sauvant, D.** 2010. *In vivo* production and molar percentages of volatile fatty acids in the rumen: a quantitative review by an empirical approach. *Animal* 5: 403–414.
- Nyakatawa, E.Z., Mays, D.A., Way, T.R., Watts, D.B., Torbert, H.A. y Smith, D.R.** 2011. Tillage and fertilizer management effects on soil-atmospheric exchanges of methane and nitrous oxide in a corn production system. *Appl. Environ. Soil Sci.* Volume 2011, Article ID 475370 (doi:10.1155/2011/475370).
- O'Brian, D., Shalloo, L., Grainger, C., Buckley, F., Horan, B. y Wallace, M.** 2010. The influence of strain of Holstein-Friesian cow and feeding system on greenhouse gas emissions from pastoral dairy farms. *J. Dairy Sci.* 93:3390–3402.
- O'Mara, F.P.** 2011. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 7–15.
- Odongo, N.E., Bagg, R., Vessie, G., Dick, P., Or-Rashid, M.M., Hook, S.E., Gray, J.T., Kebreab, E., France, J. y McBride, B.W.** 2007. Long-term effects of feeding monensin on methane production in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 90: 1781–1788.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J. y Kuikman, P.J.** 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 72: 51–65.
- Oldenbroek, J.K.** 1986. The performance of Jersey heifers and heifers of larger dairy breeds on two complete diets with different roughage contents. *Livest. Prod. Sci.* 14: 1–14.
- Oldenbroek, J.K.** 1988. The performance of Jersey cows and cows of larger dairy breeds on two complete diets with different roughage contents. *Livest. Prod. Sci.* 18: 1–17.

- Oliveira, S.D., Berchielli, T.T., Reis, R.A., Vechetini, M.E. y Pedreirac, M.S.** 2009. Fermentative characteristics and aerobic stability of sorghum silages containing different tannin levels. *Anim. Feed Sci. Technol.* 154: 1–8.
- Ominski, K.H., Boadi, D.A. y Wittenberg, K.M.** 2006. Enteric methane emissions from back-grounded cattle consuming all-forage diets. *Can. J. Anim. Sci.* 86: 393–400.
- Oosting, S.J., Boekholt, H.A., Los, M.H.M. y Leffering, C.P.** 1993. Intake and utilization of energy from ammonia treated and untreated wheat straw by steers and wether sheep fed a basal ration of grass pellets and hay. *Anim. Prod.* 57: 227–236.
- Oosting, S.J., Vlemmix, P.J.M. y van Bruchem, J.** 1994. Effect of ammonia treatment of wheat straw with or without supplementation of potato protein on intake, digestion and kinetics of comminution, rumen degradation and passage in steers. *Br. J. Nutr.* 72: 147–165.
- Oosting, S.J., van Bruchem, J. y Chen, X.B.** 1995. Intake, digestion and small intestinal protein availability in relation to ammoniation of wheat straw with or without protein supplementation. *Br. J. Nutr.* 74: 247–268.
- Oosting, S.J., Mekoya, A., Fernandez-Rivera, S. y van der Zijpp, A.J.** 2011. *Sesbania sesban* as a fodder tree in Ethiopian livestock farming systems: Feeding practices and farmers' perceptions of feeding effects on sheep performance. *Livest. Sci.* 139: 135–142.
- Osada, T.** 2000. The processing of livestock waste through the use of activated sludge - Treatment with intermittent aeration process. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.* 13: 698–701.
- Osada, T., Kuroda, K. y Yonaga, M.** 1995. Reducing nitrous-oxide gas emissions from fill-and-draw type activated-sludge process. *Water Res.* 29: 1607–1608.
- Osada, T., Takada, R. y Shinzato, I.** 2011. Potential reduction of greenhouse gas emission from swine manure by using a low-protein diet supplemented with synthetic amino acids. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 562–574.
- Østergaard, V., Korver, S., Solbu, H., Andersen, B.B., Oldham, J. y Wiktorsson, H.** 1990. Main report - E.A.A.P. working group on: Efficiency in the dairy cow. *Livest. Prod. Sci.* 24:287–304.
- Owen, E., Smith, T. y Makkar, H.** 2012. Successes and failures with animal nutrition practices and technologies in developing countries: A synthesis of an FAO e-conference. *Anim. Feed Sci. Technol.* 174: 211–226.
- Owens, F.N., Secrist, D.S., Hill, W.J. y Gill, D.R.** 1998. Acidosis in cattle: A review. *J. Anim. Sci.* 76: 275–286.
- Pabbi, S. y Dhar, D.W.** 2011. Feasibility of algal biomass for biodiesel production. *En S.K.* Bhatnagar, A. Saxena y S. Kraan, eds. *Algae biofuel*, pp. 268–288. Houston, Texas, Studium Press LLC.
- Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Clarkson, C.R. y Rees, Y.J.** 1990. Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. *Biol. Wastes* 34: 259–267.
- Palm, C.A. y Sanchez, P.A.** 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.* 23: 83–88.
- Palmquist, D.L. y Jenkins, T.C.** 1980. Fat in lactation rations: Review. *J. Dairy Sci.* 63: 1–14.
- Panetto, J.C., Gutierrez, J.P., Ferraz, J.B., Cunha, D.G. y Golden, B.L.** 2010. Assessment of inbreeding depression in a Guzerat dairy herd: effects of individual increase in inbreeding coefficients on production and reproduction. *J. Dairy Sci.* 93: 4902–4912.

- Park, K.H., Jeon, J.H., Jeon, K.H., Kwag, J.H. y Choi, D.Y.** 2011. Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 550–556.
- Parsons, A.J., Rowarth, J.S. y Rasmussen, S.** 2011. High-sugar grasses. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources 2011*, Volume 6(46): 1–12
- Parthasarathy Rao, P. y Hall, A.J.** 2003. Importance of crop residues in crop-livestock systems in India and farmers' perceptions of fodder quality in coarse cereals. *Field Crop Res.* 84: 189–198.
- Parthasarathy Rao, P. y Blümmel, M.** 2010. A note on the response of sheep to differently priced sorghum stover traded concomitantly and implications for the economy of feeding. *Anim. Nutr. Feed Technol.* 10 (Suppl.1): 105–111.
- Patton, R.A., Patton, J.R. y Boucher, S.E.** 2012. Defining ruminal and total-tract starch degradation for adult dairy cattle using in vivo data. *J. Dairy Sci.* 95: 765–782.
- Patra, A.K.** 2010. Meta-analyses of effects of phytochemicals on digestibility and rumen fermentation characteristics associated with methanogenesis. *J. Sci. Food Agric.* 90: 2700–2708.
- Paul, J.W. y Beauchamp, E.G.** 1996. Soil microbial biomass C, N mineralization, and N uptake by corn in dairy cattle slurry- and urea-amended soils. *Can. J. Soil Sci.* 76: 469–472.
- Peigné, J. y Girardin, P.** 2004. Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air, Soil Pol.* 153: 45–68.
- Pelletier, N., Pirog, R. y Rasmussen, R.** 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agric. Syst.* 103: 380–389.
- Pellikaan, W.F., Hendriks, W.H., Uwimana, G., Bongers, L.J.G.M., Becker, P.M. y Cone, J.W.** 2011a. A novel method to determine simultaneously methane production during in vitro gas production using fully automated equipment. *Anim. Feed Sci. Technol.* 168: 196–205.
- Pellikaan, W.F., Stringano, E., Leenaars, J., Bongers, L.J.G.M., van Laar-van Schuppen, S., Plant, J. y Mueller-Harvey, I.** 2011b. Evaluating effects of tannins on extent and rate of in vitro gas and CH₄ production using an automated pressure evaluation system (APES). *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 377–390.
- Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Rieux, C. y Vanasse, A.** 2012. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *J. Environ. Qual.* 41: 427–435.
- Peng, Y. y Harper, A.E.** 1970. Amino acid balance and food intake: effect of different dietary amino acid patterns on the plasma amino acid pattern of rats. *J. Nutr.* 100: 429–437.
- Perera, B.M.A.O.** 2011. Reproductive cycles of buffalo. *Anim. Reprod. Sci.* 124: 194–199.
- Pereira, M.N. y Armentano, L.E.** 2000. Partial replacement of forage with nonforage fibre sources in lactating cow diets. II. Digestion and rumen function. *J. Dairy Sci.* 83: 2876–2887.
- Peters, G.M., Rowley, H.V., Wiedemann, S., Tucker, R., Short, M.D. y Schulz, M.** 2010. Red meat production in Australia: Life cycle assessment and comparison with overseas studies. *Environ. Sci. Technol.* 44: 1327–1332.
- Petersen, S.O.** 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *J. Environ. Qual.* 28: 1610–1618.
- Petersen, S.O. y Sommer, S.G.** 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 503–513.

- Petersen, S.O., Mutegei, J.K., Hansen, E.M. y Munkholm, L.J.** 2011. Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biol. Biochem.* 43: 1509–1517.
- Petersen, S.O., Andersen, A.J. y Eriksen, J.** 2012. Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *J. Environ. Qual.* 41:88–94.
- Philippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Farnir, F., Massart, L., Vandenheede, M. y Nicks, B.** 2006. Effects of a reduction of diet crude protein content on gaseous emissions from deep-litter pens for fattening pigs. *Anim. Res.* 55: 397–407.
- Philippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Vandenheede, M. y Nicks, B.** 2007. Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or deep litter. *Livest. Sci.* 111: 144–152.
- Philippe, F.-X., Canart, B., Laitat, M., Wavreille, J., Vandenheede, M., Bartiaux-Thill, N., Nicks, B. y Cabaraux, J.F.** 2009. Gaseous emissions from group-housed gestating sows kept on deep litter and offered an ad libitum high-fibre diet. *Agric. Ecosyst. Environ.* 132: 66–73.
- Phillips, C.J.C. y Rind, M.I.** 2001. The effects of frequency of feeding a total mixed ration on the production and behavior of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 84:1979–1987.
- Picard, M.L., Uzu, G., Dunnington, E.A. y Siegel, P.B.** 1993. Food intake adjustments of chicks: Short term reactions to deficiencies in lysine, methionine and tryptophan. *Br. Poult. Sci.* 34: 737–746.
- Pinares-Patiño, C.S., Baumont, R. y Martin, C.** 2003. Methane emissions by Charolais cows grazing a monospecific pasture of timothy at four stages of maturity. *Can. J. Anim. Sci.* 83: 769–777.
- Pinares-Patiño, C.S., D'hour, P., Jouany, J.P. y Martin, C.** 2007. Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121: 30–46.
- Pinares-Patiño, C.S. y Clark, H.** 2008. Reliability of the sulphur hexafluoride tracer technique for methane emission measurement from individual animals: an overview. *Aust. J. Exp. Agric.* 48: 223–229.
- Pinares-Patiño, C.S., Lasseby, K.R., Martin, R.J., Molano, G., Fernandez, M., MacLean, S., Sandoval, E., Luo, D. y Clark, H.** 2010. Validation of the SF₆ tracer technique for estimation of methane emission from sheep using respiration chambers. *En E.J. McGeough y S.M. McGinn, eds. Actas de la 4th Int. Conf. on Greenhouse Gases and Animal Agriculture*, p. 100. Banff, AB, Canadá.
- Pinedo, P., Risco, C. y Melendez, P.** 2011. A retrospective study on the association between different lengths of the dry period and subclinical mastitis, milk yield, reproductive performance, and culling in Chilean dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94: 106–115.
- Place, S.E. y Mitloehner, F.M.** 2010. Invited review: Contemporary environmental issues: A review of the dairy industry's role in climate change and air quality and the potential of mitigation through improved production efficiency. *J. Dairy Sci.* 93: 3407–3416.
- Pollok, C.** 2008. Options for Greenhouse Gas Mitigation in the UK, April 2008.
- Popova, M., Martin, C., Eugène, M., Mialon, M.M., Doreau, M. y Morgavi, D.P.** 2011. Effect of fibre- and starch-rich finishing diets on methanogenic Archaea diversity and activity in the rumen of feedlot bulls. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166: 113–121.
- Poppy, G. D., A. R. Rabiee, I. J. Lean, W. K. Sanchez, K. L. Dorton, and P. S. Morley.** 2012. A meta-analysis of the effects of feeding yeast culture produced by anaerobic fermentation of *Saccharomyces cerevisiae* on milk production of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 1588 95: 6027–6041.

- Portejoie, S., Dourmad, J.Y., Martinez, J. y Lebreton, Y.** 2004. Effect of lowering crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livest. Prod. Sci.* 91:45–55.
- Potter, E.L., Muller, R.D., Wray, M.I., Carroll, L.H. y Meyer, R.M.** 1986. Effect of monensin on the performance of cattle on pasture or fed harvested forages in confinement. *J. Anim. Sci.* 62: 583–592.
- Poulsen, M., Schwab, C., Jensen, B.B., Engberg, R.M., Spang, A., Canibe, N., Hølbetg, O., Milinovich, G., Fragner, L., Schleper, C., Weckwerth, W., Lund, P., Schramm, A. y Urich, T.** 2012. Methylophilic methanogenic Thermoplasmata implicated in reduced methane emissions from bovine rumen. *Nature Commun.* DOI: 10.1038/ncomms2432.
- Powell, J.M., Fernández-Rivera, S. y Hofs, S.** 1994. Effects of sheep diet on nutrient cycling in mixed farming systems of semi-arid West Africa. *Agric., Ecosyst. Environ.* 48: 263–271.
- Powell, J.M., Gourley, C.J.P., Rotz, C.A. y Weaver, D.M.** 2010. Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environ. Sci. Pol.* 13: 217–228.
- Powell, J.M. y Broderick, G.A.** 2011. Transdisciplinary soil science research: Impacts of dairy nutrition on manure chemistry and the environment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75: 2071–2078.
- Powell, J.M., Aguerre, M.J. y Wattiaux, M.A.** 2011a. Dietary crude protein and tannin impact dairy manure chemistry and ammonia emissions from incubated soils. *J. Environ. Qual.* 40: 1767–1774.
- Powell, J.M., Aguerre, M.J. y Wattiaux, M.A.** 2011b. Tannin extracts abate ammonia emissions from simulated dairy barn floors. 2011. *J. Environ. Qual.* 40: 907–914.
- Powell, J.M., Jokela, W.E. y Misselbrook, T.H.** 2011c. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. *J. Environ. Qual.* 40: 383–392.
- Prapasongsa, T., Christensen, P., Schmidt, J.H. y Thrane, M.** 2010a. LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. *J. Cleaner Prod.* 18: 1413–1422.
- Prapasongsa, T., Poulsen, T.G., Hansen, J.A. y Christensen, P.** 2010b. Energy production, nutrient recovery and greenhouse gas emission potentials from integrated pig manure management systems. *Waste Manag. Res.* 28:411–422.
- Preston, T.R. y Leng, R.A.** 1984. Supplementation of diets based on fibrous residues and by-products. En *Straw and other fibrous by-products as feed*, pp. 373–413. Amsterdam, Elsevier Press.
- Preston, T.R. y Leng, R.A.** 1986. *Matching livestock systems to available feed resources*. Addis Ababa, ILCA.
- Rabiee, A.R., Breinhild, K., Scott, W., Golder, H.M., Block, E. y Lean, I.J.** 2012. Effect of fat additions to diets of dairy cattle on milk production and components: A meta-analysis and meta-regression. *J. Dairy Sci.* 95: 3225–3247.
- Raggio, G., Pacheco, D., Berthiaume, R., Lobley, G.E. y Pellerin, D.** 2004. Effect of level of metabolizable protein on splanchnic flux of amino acids in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 87: 3461–3472.
- Ramin, M. y Huhtanen, P.** 2013. Effects of dietary and animal factors on methane production: A meta-analysis. *J. Dairy Sci.* (en prensa).
- Randby, Å.T., Weisbjerg, M.R., Nørgaard, P. y Heringstad, B.** 2012. Early lactation feed intake and milk yield responses of dairy cows offered grass silages harvested at early maturity stages. *J. Dairy Sci.* 95: 304–317.

- Rao, P.P. y Hall, A.J.** 2003. Importance of crop residues in crop-livestock systems in India and farmers' perceptions of fodder quality in coarse cereals. *Field Crop Res.* 84: 189–198.
- Rastani, R.R., Grummer, R.R., Bertics, S.J., Gümen, A., Wiltbank, M.C., Mashek, D.G. y Schwab, M.C.** 2005. Reducing dry period length to simplify feeding transition cows: milk production, energy balance, and metabolic profiles. *J. Dairy Sci.* 88: 1004–1014.
- Rath, D. y Johnson, L.A.** 2008. Application and commercialization of flow cytometrically sex-sorted semen. *Reprod. Dom. Anim.* 43(Suppl. 2): 338–346.
- Razon, L.F.** 2009. Alternative crops for biodiesel feedstock. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources, No. 056 (doi: 10.1079/PAVSN-NR20094056).
- Reid, R.L., Jung, G.A. y Thayne, W.V.** 1988. Relationships between nutritive quality and fibre components of cool season and warm season forages: A retrospective study. *J. Anim. Sci.* 66: 1275.
- Remais, J., Chen, L. y Seto, E.** 2009. Leveraging Rural Energy Investment for Parasitic Disease Control: Schistosome Ova Inactivation and Energy Co-Benefits of Anaerobic Digesters in Rural China. *PLoS ONE* 4: e4856.
- Reveneau, C., Karnati, S.K.R., Oelker, E.R. y Firkins, J.L.** 2012. Interaction of unsaturated fat or coconut oil with monensin in lactating dairy cows fed twelve times daily. I. Protozoal abundance, nutrient digestibility, and microbial protein flow to the omasum. *J. Dairy Sci.* 95: 2046–2060.
- Reynal, S.M. y Broderick, G.A.** 2005. Effect of dietary level of rumen-degraded protein on production and nitrogen metabolism in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 88: 4045–4064.
- Reynolds, C.K. y Kristensen, N.B.** 2008. Nitrogen recycling through the gut and the nitrogen economy of ruminants: an asynchronous symbiosis. *J. Anim. Sci.* 86(Suppl. 14): E293–E305.
- Reynolds, C.K., Cammell, S.B., Humphries, D.J., Beever, D.E., Sutton, J.D. y Newbold, J.R.** 2001. Effects of postrumen starch infusion on milk production and energy metabolism in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 84:2250–2259.
- Richardson, D., Felgate, H., Watmough, N., Thomson, A. y Baggs, E.** 2009. Mitigating release of the potent greenhouse gas N₂O from the nitrogen cycle – could enzymic regulation hold the key? *Trends Biotechnol.* 27: 388–397.
- Robinson, P.H. y Erasmus, L.J.** 2009. Effects of analysable diet components on responses of lactating dairy cows to *Saccharomyces cerevisiae* based yeast products: A systematic review of the literature. *Anim. Feed Sci. Technol.* 149: 185–198.
- Robinson, D.L., Goopy, J. y Hegarty, R.S.** 2010. Can rumen methane production be predicted from volatile fatty acid concentrations? *Anim. Prod. Sci.* 50: 630–636.
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N. y Cote, D.** 2004. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1410–1420.
- Rodhe, L., Pell, M. y Yamulki, S.** 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use Manage.* 22: 229–237.
- Röhrmoser, G., Müller, H.L. y Kirchgessner, M.** 1983. Energy balance and energy utilization of lactating cows with restricted protein supply and subsequent refeeding. *Zeitschrift für Tierphysiologie, Tierernährung und Futtermittelkunde* 50: 216–224.
- Røjen, B.A., Theil, P.K. y Kristensen, N.B.** 2011. Effects of nitrogen supply on inter-organ fluxes of urea-N and renal urea-N kinetics in lactating Holstein cows. *J. Dairy Sci.* 94: 2532–2544.

- Røjen B.A. y Kristensen, N.B.** 2012. Effect of time duration of ruminal urea infusions on ruminal ammonia concentrations and portal-drained visceral extraction of arterial urea-N in lactating Holstein cows. *J. Dairy Sci.* 95: 1395–1409.
- Roos, K.F., Martin, J.H. y Moser, M.A.** 2004. *AgSTAR Handbook: A manual for developing biogas systems at commercial farms in the United States; Second Edition*. Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. EPA-430-B-97-015.
- Rothrock, Jr., M.J., Cook, K.L., Warren, J.G., Eiteman, M.A. y Sistani, K.** 2010. Microbial mineralization of organic nitrogen forms in poultry litters. *J. Environ. Qual.* 39: 1848–1857.
- Rotz, C.A. y Hafner, S.** 2011. Whole farm impact of anaerobic digestion and biogas use on a New York dairy farm. ASABE annual international Meeting, 2011 Louisville, Kentucky, 7-10 de agosto de 2011. Documento número 1111194.
- Rotz, C.A., Montes, F. y Chianese, D.S.** 2010. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *J. Dairy Sci.* 93: 1266–1282.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N. y Shiina, T.** 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *J. Food Eng.* 90: 1–10.
- Roy, S. y Rangnekar, D.V.** 2006. Farmer adoption of urea treatment of cereal straws for feeding of dairy animals: a success in Mithila milkshed, India. *Livest. Res. Rural Dev.* 18 (disponible en <http://www.lrrd.org/lrrd18/8/roy18118.htm>).
- Rubaek, G.H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B. y Sommer, S.G.** 1996. Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *J. Agric. Sci.* 126: 481–492.
- Rufino, M.C., Rowe, E.C., Delve, R.J. y Giller, K.E.** 2006. Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop–livestock systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 261–282.
- Russell, J.B., O'Connor, J.D., Fox, D.G., Van Soest, P.J. y Sniffen, C.J.** 1992. A net carbohydrate and protein system for evaluating cattle diets: I. Ruminal fermentation. *J. Anim. Sci.* 70: 3551–3561.
- Russell, J.B. y Wallace, R.J.** 1997. Energy-yielding and energy-consuming reactions. En P.N. Hobson and C.S. Stewart, eds. *The Rumen Microbial Ecosystem*, pp. 246–282. Londres, Reino Unido, Blackie Academic y Professional.
- Russell, J.B. y Houlihan, A.J.** 2003. Ionophore resistance of ruminal bacteria and its potential impact on human health. *FEMS Microbiol. Rev.* 27: 65–74.
- Saam, H., Powell, J.M., Jackson-Smith, D.B., Bland, W.L. y Posner, J.L.** 2005. Use of animal density to estimate manure nutrient recycling ability of Wisconsin dairy farms. *Agric. Syst.* 84: 343–357.
- Safley, L.M. y Westerman, P.W.** 1994. Low-temperature digestion of dairy and swine manure. *Bioresource Technol.* 47: 165–171.
- Saggarr, S., Giltrap, D.L., Li, C. y Tate, K.R.** 2007. Modelling nitrous oxide emissions from grazed grasslands in New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119: 205–216.
- Saggarr, S., Singh, J., Giltrap, D.L., Zaman, M., Luo, J., Rollo, M., Kim, D.-G., Rys, G. y van der Weerden, T.J.** 2012. Quantification of reductions in ammonia emissions from fertiliser urea and animal urine in grazed pastures with urease inhibitors for agriculture inventory: New Zealand as a case study. *Sci. Tot. Environ.* (en prensa).
- Saintilan, R., Merour, I., Tribout, T., Bidanel, J., Brossard, L., van Milgen, J. y Gilbert, H.** 2012. Sélection pour l'efficacité alimentaire chez le porc en croissance: opportunités et

- conséquences de l'utilisation de la consommation moyenne journalière résiduelle dans les populations en sélection collective. *J. Rech. Por.* 44: 13-18.
- Saleem, M.A.M.** 1998. Nutrient balance patterns in African livestock systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 71: 241–254.
- Salminen, E., Rintala, J., Härkönen, J., Kuitunen, M., Högmänder, H. y Oikari, A.** 2001. Anaerobically digested solid poultry slaughterhouse wastes to be used as fertilizer on agricultural soil. *Bioresource Technol.* 78: 81–88.
- Sansoucy, R., Aarts, G. y Leng, R.A.** 1988. Molasses-urea blocks as a multivitamin supplement for ruminants. En R. Sansoucy, G. Aarts y T.R. Preston (eds). *Sugarcane as Feed*, vol. 2, pp. 263–278. Actas de una Consulta de Expertos organizada por la FAO en Santo Domingo, 7-11 de julio de 1986.
- Santschi, D.E., Lefebvre, D.M., Cue, R.I., Girard, C.L. y Pellerin, D.** 2011. Complete-lactation milk and component yields following a short (35-d) or a conventional (60-d) dry period management strategy in commercial Holstein herds. *J. Dairy Sci.* 94:2302–2311.
- Sar, C., Santoso, B., Mwenya, B., Gamo, Y., Kobayashi, T., Morikawa, R., Kimura, K., Mizukoshi, H. y Takahashi, J.** 2004. Manipulation of rumen methanogenesis by the combination of nitrate with β 1-4 galacto-oligosaccharides or nisin in sheep. *Anim. Feed Sci. Technol.* 115: 129–142.
- Sarnklong, C., Cone, J.W., Pellikaan, W. y Hendriks, W.** 2010. Utilization of rice straw and different treatments to improve its feed value for ruminants: a review. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.* 23: 680–692.
- Sauer, F.D., Fellner, V., Kinsman, R., Kramer, J.K., Jackson, H.A., Lee, A.J. y Chen, S.** 1998. Methane output and lactation response in Holstein cattle with monensin or unsaturated fat added to the diet. *J. Anim. Sci.* 76: 906–914.
- Sauer, T.J., Compston, S.R., West, C.P., Hernandez-Ramirez, G., Gbur, E.E. y Parkin, T.B.** 2009. Nitrous oxide emissions from a bermudagrass pasture: Interseeded winter rye and poultry litter. *Soil Biol. Biochem.* 41: 1417–1424.
- Sauvant, D. y Giger-Reverdin, S.** 2009. Modélisation des interactions digestives et de la production de méthane chez les ruminants. *INRA Prod. Anim.* 22: 375–384.
- Sauvant, D., Giger-Reverdin, S., Serment, A. y Broudiscou, I.** 2011. Influences des régimes et de leur fermentation dans le rumen sur la production de méthane par les ruminants. In M. Doreau, R. Baumont y J.M. Perez, eds. *Gaz à effet de serre en élevage bovin: le méthane*. Dossier, *INRA Prod. Anim.* 24: 433–446.
- Sawyer, M.S., Hoover, W.J. y Sniffen, C.J.** 1974. Effects of a ruminal methane inhibitor on growth and energy metabolism in the ovine. *J. Anim. Sci.* 38: 908–914.
- Schiere, J.B.** 1995. Cattle, straw and system control: a study of straw feeding systems. Disertación doctoral. Wageningen University, Wageningen, Países Bajos.
- Schiere, J.B., Joshi, A.L., Seetharam, A., Oosting, S.J., Goodchild, A.V., Deinum, B. y van Keulen, H.** 2004. Grain and straw for whole plant value: Implications for crop management and genetic improvement strategies. *Aust. J. Exp. Agric.* 40: 277–294.
- Schingoethe, D.J., Kalscheur, K.F., Hippen, A.R. y Garcia, A.D.** 2009. The use of distillers products in dairy cattle diets. *J. Dairy Sci.* 92: 5802–5813.
- Schoonmaker, J.P. y Beitz, D.C.** 2012. Hydrogen sulphide: synthesis, physiology, roles and pathology associated with feeding cattle maize co-products of the ethanol industry. En, Harinder P.S. Makkar, ed., *Biofuel co-products as livestock feed: Opportunities and challenges*, pp. 101–113, FAO, Roma.

- Schönhusen, U., Zitnan, R., Kuhla, S., Jentsch, W., Derno, J. y Voigt, J.** 2003. Effects of protozoa on methane production in rumen and hindgut of calves around time of weaning. *Arch. Tiernahr.* 57: 279–295.
- Schwartzkopf-Genswein, K.S., Beauchemin, K.A., Gibb, D.J., Crews Jr., D.H., Hickman, D.D., Streeter, M. y McAllister, T.A.** 2003. Effect of bunk management on feeding behavior, ruminal acidosis and performance of feedlot cattle: A review. *J. Anim. Sci.* 81: E149–E158.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D. y Yu, T.-H.** 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319: 1238–1240.
- Selinger, L.B., Forsberg, C.W. y Cheng, K.-J.** 1996. The rumen: A unique source of enzymes for enhancing livestock production. *Anaerobe* 2: 263–284.
- Shah, S.B., Workman, D.J., Yates, J., Basden, T.J., Merriner, C.T. y de Graft-Hanson, J.** 2011. Coupled biofilter-heat exchanger prototype for a broiler house. *Appl. Eng. Agric.* 27: 1039–1048.
- Sharma, Y.C., Singh, B. y Upadhyay, S.N.** 2008. Advancements in development and characterization of biodiesel: A review. *Fuel* 87: 2355–2373.
- Shaw, A., Hendrickx, G., Gilbert, M., Mattioli, R., Codjia, V., Dao, B., Dially, O., Mahama, C., Sidibé, I. y Wint, W.** 2006. Mapping the benefits: a new decision tool for tsetse and trypanosomiasis interventions. Informe de Investigación. Department for International Development, Animal Health Programme, Centre for Tropical Veterinary Medicine, Universidad de Edimburgo, Reino Unido y Programme Against African Trypanosomiasis, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- Sherlock, R.R., Sommer, S.G., Khan, R.Z., Wood, C.W., Guertal, E.A., Freney, J.R., Dawson, C.O. y Cameron, K.C.** 2002. Emission of ammonia, methane and nitrous oxide from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. *J. Environ. Qual.* 31: 1491–1501.
- Shewmaker, G.E., Mayland, H.F., Roberts, C.A., Harrison, P.A., Chatterton, N.J. y Sleper, D.A.** 2006. Daily carbohydrate accumulation in eight tall fescue cultivars. *Grass and Forage Sci.* 61: 413–421.
- Shih, J.C.H.** 1987. Ecological benefits of anaerobic-digestion. *Poultry Sci.* 66: 946–950.
- Shih, J.C.H.** 1993. Recent development in poultry waste digestion and feather utilization - a review. *Poultry Sci.* 72: 1617–1620.
- Shook, G.E.** 2006. Major advances in determining appropriate selection goals. *J. Dairy Sci.* 89: 1349–1361.
- Shu, Q., Bir, S.H., Gill, H.S., Duan, E., Xu, Y., Hiliard, M.A. y Rowe, J.B.** 2001. Antibody response in sheep following immunization with *Streptococcus bovis* in different adjuvants. *Vet. Res. Commun.* 25: 43–54.
- Silvestre, F.T., Carvalho, T.S.M., Crawford, P.C., Santos, J.E.P., Staples, C.R., Jenkins, T. y Thatcher, W.W.** 2011. Effects of differential supplementation of fatty acids during the peripartum and breeding periods of Holstein cows: II. Neutrophil fatty acids and function, and acute phase proteins. *J. Dairy Sci.* 94: 2285–2301
- Sistani, K.R., Jn-Baptiste, M., Lovanh, N. y Cook, K.L.** 2011. Atmospheric emissions of nitrous oxide, methane, and carbon dioxide from different nitrogen fertilizers. *J. Environ. Qual.* 40: 1797–1805.

- Sliwinski, B.J., Kreuzer, M., Wettstein, H.R. y Machmuller, A.** 2002. Rumen fermentation and nitrogen balance of lambs fed diets containing plantextracts rich in tannins and saponins and associated emissions of nitrogen and methane. *Arch. Anim. Nutr.* 56: 379–392.
- Smith, D.R., y Owens, P.R.** 2010. Impact of time to first rainfall event on greenhouse gas emissions following manure applications. *Commun. Soil Sci. Plan.* 41: 1604–1614.
- Smith, K., Cumby, T., Lapworth, J., Misselbrook, T. y Williams, A.** 2007b. Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosyst. Eng.* 97: 464–471.
- Smith, P.H.** 1980. Studies of methanogenic bacteria in sludge. Completion report No. EPA-600/2-80-093. NTIS, Springfield, VA 22161.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B. y Sirotenko, O.** 2007a. Agriculture. En B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave y L.A. Meyer, eds. *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 498–540. Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press.
- Sniffen, C.J., Ballard, C.S., Carter, M.P., Cotanch, K.W., Danna, H.M., Grant, R.J., Mandebvu, P., Suekawa, M. y Martin, S.A.** 2006. Effects of malic acid on microbial efficiency and metabolism in continuous culture of rumen contents and on performance of mid-lactation dairy cows. *Anim. Feed Sci. Technol.* 127: 13–31.
- Soares, M.P., Gaya, L.G., Lorentz, L.H., Batistel, F., Rovadoscki, G.A., Ticiani, E., Zabot, V., Di Domenico, Q., Madureira, A.P. y Pertile, S.F.** 2011. Relationship between the magnitude of the inbreeding coefficient and milk traits in Holstein and Jersey dairy bull semen used in Brazil. *Genet. Mol. Res.* 10: 1942–1947.
- Solis, J.C., Byers, F.M., Schelling, G.T., Long, C.R. y Greene, L.W.** 1988. Maintenance requirements and energetic efficiency of cows of different breed types. *J. Anim. Sci.* 66: 764–773.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R.B., Berntsen, T., Bindoff, N.L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J.M., Hegerl, G.C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B.J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T.F., Whetton, P., Wood, R.A. y Wratt, D.** 2007. *En S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor y H.L. Miller, eds. Technical Summary. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, Reino Unido y Nueva York, EE.UU., Cambridge University Press.
- Sommer, S.G., Møller, H.B. y Petersen, S.O.** 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling [Reducción de los gases de efecto invernadero provenientes del estiércol y los desechos orgánicos mediante la biodigestión y la producción de gas]. DJF-rapport nr 31, Tjele, Dinamarca: Husdyrbrug, Danish Institute of Agricultural Sciences.
- Sommer, S.G., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Weisbjerg, M.R., Valli, L., Rodhe, L. y Béline, F.** 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biol.* 25: 2825–2837.
- Sommer, S.G., Søren, O.P., Sørensen, P., Poulsen, H.D. y Møller, H.B.** 2007. Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 78: 27–36.

- Sommer, S.G., S.O. Petersen, and H.B. Møller.** 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 69: 143–154.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. y Sörgard, H.** 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 28: 1610–1618.
- Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O. y Webb, J.** 2006. Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Adv. Agron.* 89: 261–335.
- Sørensen, P. y Eriksen, J.** 2009. Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 131(3–4): 240–246.
- Spiehs, M.J. y Varel, V.H.** 2009. Nutrient excretion and odorant production in manure from cattle fed corn wet distillers grains with soluble. *J. Anim. Sci.* 87:2977–2984.
- Spiehs, M.J., Whitney, M.H. y Shurson, G.C.** 2002. Nutrient database for distiller's dried grains with solubles produced from new ethanol plants in Minnesota and South Dakota. *J. Anim. Sci.* 80: 2639–2645.
- Spiehs, M.J., Woodbury, B.L., Tarkalson, D.D., Wienhold, B.J. y Eigenberg, R.A.** 2010. Long term effects of annual additions of animal manure on soil chemical, physical, and biological properties in the Great Plains. International Symposium on Air Quality and Manure Management for Agriculture, Actas de la Conferencia del 13- 16 de septiembre de 2010, CD-Rom. ASABE Publication Number 711P0510cd.
- Spoelstra, S.F.** 1991. Chemical and biological additives in forage conservation. *Landbauforsch Völkenrode* 123: 48–70.
- Srinivasan, M.S., Bryant, R.B., Callahan, M.P. y Weld, J.L.** 2006. Manure management and nutrient loss under winter conditions: A literature review. *J. Soil Water Conserv.* 61: 200–209.
- Staerfl, S.M., Zeitz, J.O., Kreuzer, M. y Soliva, C.R.** 2012. Methane conversion rate of bulls fattened on grass or maize silage as compared with the IPCC default values, and the long-term methane mitigation efficiency of adding acacia tannin, garlic, maca and lupine. *Agric. Ecosyst. Environ.* 148: 111–120.
- Steed, J.Jr. y Hashimoto, A.G.** 1994. Methane emissions from typical manure management systems. *Biores. Technol.* 50: 123–130.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. y de Haan, C.** 2009. La larga sombra del ganado – problemas ambientales y opciones. Roma, Italia, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Stockwell, R. y Bitan, E.** 2012. Understanding opportunities and increasing implementation of climate friendly conservation. *J. Soil Water Cons.* 67: 67A–69A.
- Storm, I.M.L.D., Hellwing, A.L.F., Nielsen, N.I. y Madsen, J.** 2012. Methods for measuring and estimating methane emission from ruminants. *Animals* 2: 160–183.
- Stott, A., MacLeod, M. y Moran, D.** 2010. Reducing Greenhouse Gas Emissions Through Better Animal Health. Rural Policy Centre, Scottish Agricultural College (disponible en <http://www.sac.ac.uk/ruralpolicycentre/publs/healthandwellbeing/greenhousegasemissions/>).
- St-Pierre, N.R. y Thraen, C.S.** 1999. Animal grouping strategies, sources of variation, and economic factors affecting nutrient balance on dairy farms. *J. Dairy Sci.* 82(Suppl. 2): 72–83.

- Subba Rao, A., Prabhu, U.H., Sampath, S.R. y Oosting, S.J.** 1993. Variation in chemical composition and digestibility of finger millet (*Eleusine coracana*) straw. *En* K. W. Riley, S. C. Gupta, A. Seetharam, y J. N. Mushonga, ed. *Advances in small millets*. pp. 297–307. Nueva Delhi/ Bombay/Calcuta, India, Oxford y IBH Publ. Co.
- Sudana, I.B. y Leng, R.A.** 1986. Effects of supplementing a wheat straw diet with urea or a urea molasses block and or cottonseed meal on intake and live weight change of lambs. *Anim. Feed Sci. Technol.* 16: 25–35.
- Sundradjat, R.** 1990. Transformations and uses of digested solid organic residues. Tesis doctoral, Rijksuniversiteit Gent.
- Sundstøl, F. y Owen, E.** 1984. *Straw and other fibrous by-products as feed. Developments in Animal and Veterinary Sciences*. Amsterdam, Países Bajos, Elsevier.
- Sutton, A.L., Kephart, K.B., Verstegen, M.W.A., Canh, T.T. y Hobbs, P.J.** 1999. Potential for reduction of odorous compounds in swine manure through diet modification. *J. Anim. Sci.* 77: 430–439.
- Sutton A.L., Kephardt, K.B., Patterson, J.A., Mumma, R., Kelly, D.T., Bogus, E., Jones, D.D. y Heber, A.** 1996. Manipulating swine diets to reduce ammonia and odor emissions. Páginas 445–452, actas de la 1st Int. Conf. Air Pollution from Agric. Operations, Kansas City, MO.
- Sutton, J.D., Knight, R., McAllan, A.B. y Smith, R.H.** 1983. Digestion and synthesis in the rumen of sheep given diets supplemented with free and protected oils. *Br. J. Nutr.* 49: 419–432.
- Svihus, B., Uhlen, A.K. y Harstad, O.M.** 2005. Effect of starch granule structure, associated components and processing on nutritive value of cereal starch: A review. *Anim. Feed Sci. Technol.* 122: 303–320.
- Sykes, A.R.** 1994. Parasitism and production in farm animals. *Anim. Prod.* 59: 155–172.
- Tabacco, E., Borreani, G., Crovetto, G.M., Galassi, G., Colombo, D. y Cavallarin, L.** 2006. Effect of chestnut tannin on fermentation quality, proteolysis, and protein rumen degradability of alfalfa silage. *J. Dairy Sci.* 89: 4736–4746.
- Takahashi, J.** 2011. Some prophylactic options to mitigate methane emission from animal agriculture in Japan. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.* 24: 285–294.
- Takahashi, J., Ikeda, M., Matsuoka, S. y Fujita, H.** 1998. Prophylactic effect of L-cysteine to acute and subclinical nitrate toxicity in sheep. *Anim. Feed Sci. Technol.* 74: 273–280.
- Talafha, A.Q. y Ababneh, M.M.** 2011. Awassi sheep reproduction and milk production: review. *Trop. Anim. Health Prod.* 43: 1319–1326.
- Tammaing, S.** 1992. Nutrition management of dairy cows as a contribution to pollution control. *J. Dairy Sci.* 75: 345–357.
- Tao, J., Schuchardt, F., GuoXue, L., Rui, G. y YuanQiu, Z.** 2011. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *J. Environ. Sci.* 23: 1754–1760.
- Tarawali, S., Herrero, M., Descheemaeker, K., Grings, E. y Blümmel, M.** 2011. Pathways for sustainable development of mixed crop livestock systems: Taking a livestock and pro-poor approach. *Livest. Sci.* 139: 11–21.
- Tas, B.M., Taweel, H.Z., Smit, H.J., Elgersma, A., Dijkstra, J. y Tammaing, S.** 2005. Effects of perennial ryegrass cultivars on intake, digestibility, and milk yield in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 88: 3240–3248.

- Tekippe, J.A., Hristov, A.N., Heyler, K.S., Cassidy, T.W., Zheljzkov, V.D., Ferreira, J.F.S., Karnati, S.K. y Varga, G.A.** 2011. Rumen fermentation and production effects of *Origanum vulgare* L. leaves in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94: 5065–5079.
- Tenuta, M., Mkhabela, M., Tremorin, D., Coppi, L., Phipps, G., Flaten, D. y Ominski, K.** 2010. Nitrous oxide and methane emission from a coarse-textured grassland soil receiving hog slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 138: 35–43.
- Theodoridou, K., Aufrère, J., Andueza, D., le Morvan, A., Picard, F., Pourrat, J. y Baumont, R.** 2012. Effects of condensed tannins in wrapped silage bales of sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) on *in vivo* and *in situ* digestion in sheep. *Animal* 6: 245–253
- Terrill, T.H., Douglas, G.B., Foote, A.G., Purchas, R.W., Wilson, G.F. y Barry, T.N.** 1992. Effect of condensed tannins upon body growth, wool growth and rumen metabolism in sheep grazing sulla (*Hedysarum coronarium*) and perennial pasture. *J. Agric. Sci. Camb.* 119: 265–273.
- Terrill, T.H., Waghorn, G.C., Wolley, D.J., McNabb, W.C. y Barry, T.N.** 1994. Assay and digestion of ¹⁴C-labelled condensed tannin in the gastro intestinal tract of sheep. *Br. J. Nutri.* 72: 467–477.
- Thatcher, W.W., Bilby, T.R., Bartolome, J.A., Silvestre, F., Staples, C.R. y Santos, J.E.P.** 2006. Strategies for improving fertility in the modern dairy cow. *Theriogenology* 65: 30–44.
- Theurer, C.B.** 1986. Grain processing effects on starch utilization by ruminants. *J. Anim. Sci.* 63: 1649–1662.
- Theurer, C.B., Huber, J.T., Delgado-Elorduy, A. y Wanderley, R.** 1999. Invited review: Summary of steam-flaking corn or sorghum grain for lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 82: 1950–1959.
- Thoma, G., Frank, J., Maxwell C., East, C. y Nutter, D.** 2011. National Scan-level Carbon Footprint Study for Production of US Swine. Minneapolis, MN, EE.UU., Minnesota Pork Congress.
- Thoma, G., J. Popp, D. Nutter, D. Shonnard, R. Ulrich, M. Matlock, D. S. Kim, Z. Neiderman, N. Kemper, C. East, F. Adom.** 2013. Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. *Int. Dairy J.* 31 (Supplement 1):S3-S14.
- Thomet, P., Piccand, V., Schori, F., Troxler, J., Wanner, W. y Kunz, P.** 2010. Efficiency of Swiss and New Zealand dairy breeds under grazing conditions on Swiss dairy farms. *Grassland Science in Europe* 15: B1018–1020.
- Thompson, A.G., Wagner-Riddle, C. y Fleming, R.** 2004. Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure. *Environ. Monit. Assess.* 91: 87–104.
- Thompson, R.B. y Meisinger, J.J.** 2002. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the mid-Atlantic USA. *J. Environ. Qual.* 31: 1329–1338.
- Thompson, R.B., Ryden, J.C. y Lockyer, D.R.** 1987. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *Eur. J. Soil. Sci.* 38: 689–700.
- Thomsen, I.K., Pederson, A.R., Nyord, T. y Petersen, S.O.** 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric. Ecosys. Environ.* 136: 227–235.
- Tiemann, T.T., Hincapie, B., Frossard, E., Kreuzer, M. y Hess, H.D.** 2009. Effect of supplementing tropical tannin-free and tanniniferous legumes to grass-fed sheep on the utility of

- their manure as nitrogen fertiliser. *Livest. Res. Rur. Develop.* Volume 21, Article #41 (acceso el 18 de mayo de 2012, disponible en <http://www.lrrd.org/lrrd21/3/tiem21041.htm>).
- Tiezzi, F., Maltecca, C., Penasa, M., Cecchinato, A., Chang, Y.M. y Bittante, G.** 2011. Genetic analysis of fertility in the Italian Brown Swiss population using different models and trait definitions. *J. Dairy Sci.* 94: 6162–6172.
- Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D. y Havlin, J.L.** 1993. Chapter 10: Soil acidity and basicity. *Soil Fertility and Fertilizers* (5th edition). Nueva York, Macmillian Publishing.
- Titgemeyer, E.C.** 1997. Design and interpretation of nutrient digestion studies. *J. Anim. Sci.* 75: 2235–2247.
- Titi, H.H.** 2003. Evaluation of feeding a fibrolytic enzyme to lactating dairy cows on their lactational performance during early lactation. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.* 16: 677–684.
- Tomkins, N.W., Colegate, S.M. y Hunter, R.A.** 2009. A bromochloromethane formulation reduces enteric methanogenesis in cattle fed grain-based diets. *Anim. Prod. Sci.* 49: 1053–1058.
- Tortero, M., Curbelo, A., Cajarville, C., Repetto, J.L. y Aguerre, M.** 2012. Silage process affects chemical composition and digestion site in high moisture sorghum grain. *J. Anim. Sci.* 90(Suppl. 3): 201.
- Tribout, T., Caritez, J.C., Gruand, J., Bouffaud, M., Guillouet, P., Billon, Y., Péry, C., Laville, E. y Bidanel, J.P.** 2010. Estimation of genetic trends in French Large White pigs from 1977 to 1998 for growth and carcass traits using frozen semen. *J. Anim. Sci.* 88: 2856–2867.
- Tyrrell, H.F. y Moe, P.W.** 1972. Net energy value for lactation of a high and low concentrate ration containing corn silage. *J. Dairy Sci.* 55: 1106–1112.
- Tyrrell, H.F., Thomson, D.J., Waldo, D.R., Goering, H.K. y Haaland, G.L.** 1992. Utilization of energy and nitrogen by yearling Holstein cattle fed direct-cut alfalfa or orchardgrass ensiled with formic acid plus formaldehyde. *J. Anim. Sci.* 70: 3163–3177.
- Udo, H.M.J., Aklilu, H.A., Phong, L.T., Bosma, R.H., Budisatria, I.G.S., Patil, B.R., Samdup, T. y Bebe, B.O.** 2011. Impact of intensification of different types of livestock production in smallholder crop-livestock systems. *Livest. Sci.* 139: 22–30.
- Ungerfeld, E.M., Kohn, R.A., Wallace, R.J. y Newbold, C.J.** 2007. A meta-analysis of fumarate effects on methane production in ruminal batch cultures. *J. Anim. Sci.* 85: 2556–2563.
- USDA (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos).** 2000. Manure Nutrients Relative to the Capacity of Cropland and Pastureland to Assimilate Nutrients: Spatial and Temporal Trends for the United States (R.L. Kellogg, C.H. Lander, D.C. Moffitt, and N. Gollehon, eds.). Washington, DC, US Department of Agriculture.
- USDA.** 2007. Dairy 2007, Part I: Reference of Dairy Cattle Health and Management Practices in the United States. Fort Collins, CO.
- Ushida, K.** 2010. Symbiotic methanogens and rumen ciliates. En J.H.P. Hackstein, ed. (*Endo symbiotic Methanogenic Archaea*, pp. 25–34. Heidelberg, Springer-Verlag.
- Uwituze, S., Parsons, G.L., Schneider, C.J., Karges, K.K., Gibson, M.L., Hollis, L.C., Higgins, J.J. y Drouillard, J.S.** 2011. Evaluation of sulphur content of dried distillers grains with solubles in finishing diets based on steam-flaked corn or dry-rolled corn. *J. Anim. Sci.* 89: 2582–2591.
- Vallejo, A., Skiba, U.M., Garcia-Torres, L., Arce, A., Lopez-Fernandez, S. y Sanchez-Martin, L.** 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2782–2793.

- Van Amburgh, M.E., Galton, D.M., Bauman, D.E. y Everett, R.W.** 1997. Management and economics of extended calving intervals with use of bovine somatotropin. *Livest. Prod. Sci.* 50: 15–28.
- Van der Stelt, B., van Vliet, P.C., Reijs, J.W., Temminghoff, E.J. y van Riemsdijk, W.H.** 2008. Effects of dietary protein and energy levels on cow manure excretion and ammonia volatilization. *J. Dairy Sci.* 91: 4811–4821.
- van Groenigen, J.W., Kasper, G.J., Velthof, G.L., van den Pol van Dassel, A. y Kuikman, P.J.** 2004. Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant Soil* 263: 101–111.
- Van Soest, P.J.** 1994. *Nutritional Ecology of the Ruminant*. Ithaca, N.Y., Cornell University Press.
- Van Vugt, S.J., Waghorn, G.C., Clark, D.A. y Woodward, S.L.** 2005. Impact of monensin on methane production and performance of cows fed forage diets. *Proc. N. Z. Soc. Anim. Prod.* 65: 362–366.
- Van Vuuren, A.M.** 2003. Effect of live yeast on the performance of dairy cows. In A.M. van Vuuren, ed. *The Role of Probiotics in Animal Nutrition and Their Link to the Demands of European Consumers*. Países Bajos, TNO Publications.
- Van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Apajalahti, J.A., Newbold, J.R., Dijkstra, J., Leng, R.A. y Perdok, H.B.** 2010. Nitrate and sulfate: Effective alternative hydrogen sinks for mitigation of ruminal methane production in sheep. *J. Dairy Sci.* 93: 5856–5866.
- Van Zijderveld, S.M., Fonken, B., Dijkstra, J., Gerrits, W.J.J., Perdok, H.B., Fokkink, W. and Newbold, J.R.** 2011a. Effects of a combination of feed additives on methane production, diet digestibility, and animal performance in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94: 1145–1454.
- Van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Dijkstra, J., Newbold, J.R., Hulshof, R.B.A. y Perdok, H.B.** 2011b. Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94: 4028–4038.
- Van Zijderveld, S.M., Dijkstra, J., Perdok, H.B., Newbold, J.R. y Gerrits, W.J.J.** 2011c. Dietary inclusion of diallyl disulfide, yucca powder, calcium fumarate, an extruded linseed product, or medium-chain fatty acids does not affect methane production in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94: 3094–3104.
- Vander Pol, M., Hristov, A.N., Zaman, S. y Delano, N.** 2008. Peas can replace soybean meal and corn grain in dairy cow diets. *J. Dairy Sci.* 91: 698–703.
- VanderZaag, A.C., Gordon, R., Glass, V. y Jamieson, R.** 2008. Floating Covers to Reduce Gas Emissions from Liquid Manure Storages: a Review. *Appl. Eng. Agric.* 24: 657–671.
- VanderZaag, A.C., Gordon, R., Jamieson, R., Burton, D. y Stratton, G.** 2009. Gas emissions from straw covered liquid dairy manure during summer storage and autumn agitation. *Transactions of the ASABE* 52: 599–608.
- VanderZaag, A.C., Gordon, R., Jamieson, R., Burton, D. y Stratton, G.** 2010. Permeable synthetic covers for controlling emissions from liquid dairy manure. *Appl. Eng. Agric.* 26: 287–297.
- VanderZaag, A.C., Jayasundara, S. y Wagner-Riddle, C.** 2011. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from land applied manure. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 464–479.
- Van Dorland, H.A., Kreuzer, M., Leuenberger, H. y Wettstein, H.-R.** 2008. Comparative potential of white and red clover to modify the milk fatty acid profile of cows fed ryegrass-based diets from zero-grazing and silage systems. *J. Sci. Food Agric.* 88: 77–85.

- Van Middelaar, C.E., Berentsen, P.B.M., Dijkstra, J. y De Boer, I.J.M.** 2012. Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from milk production: The level of analysis matters. *J. Anim. Sci.* 90 (Suppl. 3): 707.
- Vanotti, M.B., Szogi, A.A. y Vives, C.A.** 2008. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. *Waste Manage.* 28: 759–766.
- VanRaden, P.M., Tooker, M.E., Cole, J.B., Wiggans, G.R. y Megonigal, J.H. Jr.** 2007. Genetic Evaluations for mixed-breed populations. *J. Dairy Sci.* 90: 2434–2441.
- Varel, V.H., Nienaber, J.A. y Freetly, H.C.** 1999. Conservation of nitrogen in cattle feedlot waste with urease inhibitors. *J. Anim. Sci.* 77: 1162–1168.
- Varel, V.H. y Wells, J.E.** 2007. Influence of thymol and a urease inhibitor on coliform bacteria, odor, urea, and methane from a swine production manure pit. *J. Environ. Qual.* 36: 773–779.
- Vellinga, T.V. y Hoving, I.E.** 2011. Maize silage for dairy cows: mitigation of methane emissions can be offset by land use change. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 89: 413–426.
- Velthof, G.L. y Mosquera, J.** 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140: 298–308.
- Velthof, G.L., Kuikman, P.J. y Oenema, O.** 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol. Fertil. Soils* 37: 221–230.
- Velthof, G.L., Nelemans, J.A., Oenema, O. y Kuikman, P.J.** 2005. Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. *J. Environ. Qual.* 34: 698–706.
- Velthof, G.L., Oudendag, D., Witzke, H.P., Asman, W.A.H., Klimont, Z. y Oenema, O.** 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *J. Environ. Qual.* 38: 402–417.
- Verdier, J., Zhao, J., Torres-Jerez, I., Ge, S., Liu, C., He, X., Mysore, K.S., Dixon, R.A. y Udvardi, M.K.** 2012. MtPAR MYB transcription factor acts as an on switch for proanthocyanidin biosynthesis in *Medicago truncatula*. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA.* 109: 766–1771.
- Vermeulen, J., Huysmans, A., Crespo, M., Van Lierde, S., De Rycke, A. y Verstraete, A.** 1992. In Processing of biowaste by anaerobic composting to plant growth substrates, pp. 147–157. Actas del International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venecia.
- Visalvethaya, W., Tanasuparuk, W. y Techakumphu, M.** 2011. The development of a model for artificial insemination by backyard pig farmers in Thailand. *Trop. Anim. Health Prod.* 43: 787–793
- Voelker Linton, J.A. y Allen, M.S.** 2009. Nutrient demand interacts with forage family to affect nitrogen digestion and utilization responses in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 1594–1602.
- Voermans, J.A.M. y Hendriks, J.G.L.** 1995. Pit or roof ventilation for growing finishing pigs. Research Institute for Pig Husbandry, Rosmalen, Países Bajos. Proefverslag nummer pp. 4–9.
- Vogels, G.D., Hoppe, W.F. y Stumm, C.K.** 1980. Association of methanogenic bacteria with rumen ciliates. *Appl. Environ. Microbiol.* 40: 608–612.
- von Uexküll, H.R. y Mutert, E.** 1995. Global extent, development and economic impact of acid soils. *Plant and Soil* 171: 1–15.
- Waghorn, G.C.** 2008. Beneficial and detrimental effects of dietary condensed tannins for sustainable sheep and goat production – progress and challenges. *Anim. Feed Sci. Technol.* 147: 116–139.
- Waghorn, G.C. y Jones, W.T.** 1989. Bloat in cattle 46. The potential of Dock (*Rumex obtusifolius*) as an antibloat agent for cattle. *N. Z. J. Agric. Res.* 32: 227–235.

- Waghorn, G.C. y Hegarty, R.S.** 2011. Lowering ruminant methane emissions through improved feed conversion efficiency. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 291–301.
- Waghorn, G.C., Tavendale, M.H. y Woodfield, D.R.** 2002. Methanogenesis from forages fed to sheep. *Proc. N. Z. Grassland Assoc.* 64: 167–171.
- Waghorn, G.C., Woodward, S.L., Tavendale, M. y Clark, D.A.** 2006. Inconsistencies in rumen methane production – effects of forage composition and animal genotype. *Int. Congr. Series* 1293: 115–118.
- Waghorn, G.C., Clark, H., Taufu, V. y Cavanagh, A.** 2008. Monensin controlled-release capsules for methane mitigation in pasture-fed dairy cows. *Aust. J. Exp. Agr.* 48: 65–68.
- Wagner-Riddle, C. and Thurtell, G.W.** 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 52: 151–163.
- Wall, E., Simm, G. y Moran, D.** 2010. Developing breeding schemes to assist mitigation of greenhouse gas emissions. *Animal* 4: 366–376.
- Wallace, R.J., McEwan, N.R., McIntosh, F.M., Teferedegne, B. y Newbold, C.J.** 2002. Natural products as manipulators of rumen fermentation. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.* 15: 1458–1468.
- Wallace, R.J., McKain, N., Shingfield, K.J. y Devillard, E.** 2007. Isomers of conjugated linoleic acids are synthesized via different mechanisms in ruminal digesta and bacteria. *J. Lipid Res.* 48: 2247–2254.
- Walli, T.K.** 2011. Biological treatment of straws. *En Successes and failures with animal nutrition practices and technologies in developing countries*, pp. 57–61. Actas de la conferencia electrónica de la FAO, 1-30 de septiembre de 2010, Roma, Italia.
- Wang, C.J., Wang, S.P. y Zhouc, H.** 2009. Influences of flavomycin, ropadiar, and saponin on nutrient digestibility, rumen fermentation, and methane emission from sheep. *Anim. Feed Sci. Technol.* 148: 157–166.
- Wang, J., Ye, J. y Liu, J.** 2012. Effects of tea saponins on rumen microbiota, rumen fermentation, methane production and growth performance – a review. *Trop. Anim. Health Prod.* 44: 697–706.
- Ward, A.J., Hobbs, P.J., Holliman, P.J. y Jones, D.L.** 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technol.* 99: 7928–7940.
- Warnick, L.D., Janssen, D., Guard, C.L. y Gröhn, Y.T.** 2001. The effect of lameness on milk production in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 84: 1988–1997.
- Wattiaux, M.A. y Karg, K.L.** 2004. Protein level for alfalfa and corn silage based diets. II. Nitrogen balance and manure characteristics. *J. Dairy Sci.* 87: 3492–3502.
- Wedlock, D.N., Pedersen, G., Denis, M., Dey, D., Janssen, P.H. y Buddle, B.M.** 2010. Development of a vaccine to mitigate greenhouse gas emissions in agriculture; vaccination of sheep with methanogen fractions induces antibodies that block methane production in vitro. *N. Z. Vet. J.* 58: 29–36.
- Weigel, K.A.** 2004. Exploring the role of sexed semen in dairy production systems. *J. Dairy Sci.* 87: (E. Suppl.): E120–E130.
- Weigel, K.A.** 2006. Prospects for improving reproductive performance through genetic selection. *Anim. Reprod. Sci.* 96: 323–330.
- Weinberg, Z.G. y Muck, R.E.** 1996. New trends and opportunities in the development and use of inoculants for silage. *FEMS Microbiol. Rev.* 19: 53–68.

- Weinberg, Z.G., Muck, R.E. y Weimer, P.J.** 2003. The survival of silage inoculant lactic acid bacteria in rumen fluid. *J. Appl. Microbiol.* 94: 1066–1071.
- Weiss, W.P y Wyatt, D.J.** 2000. Effect of oil content and kernel processing of corn silage on digestibility and milk production by dairy cows. *J. Dairy Sci.* 83: 351–358.
- Weiss, W.P. y Wyatt, D.J.** 2006. Effect of corn silage hybrid and metabolizable protein supply on nitrogen metabolism of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89: 1644–1653.
- Weiss, W.P. y Pinos-Rodriguez, J.M.** 2009. Production responses of dairy cows when fed supplemental fat in low- and high-forage diets. *J. Dairy Sci.* 92: 6144–6155.
- Weiss, W.P., St-Pierre, N.R. y Willett, L.B.** 2009a. Varying type of forage, concentration of metabolizable protein, and source of carbohydrate affects nutrient digestibility and production by dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 5595–5606.
- Weiss, W.P., Willett, L.B., St-Pierre, N.R., Borger, D.C., McKelvey, T.R. y Wyatt, D.J.** 2009b. Varying forage type, metabolizable protein concentration, and carbohydrate source affects manure excretion, manure ammonia, and nitrogen metabolism of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92: 5607–5619.
- Whitlock, L.A., Schingoethe, D.J., Hippen, A.R., Kalscheur, K.F. y AbuGhazaleh, A.A.** 2003. Milk production and composition from cows fed high oiler conventional corn at two forage concentrations. *J. Dairy Sci.* 86: 2428–2437.
- Williams, Y.J., Popovski, S., Rea, S.M., Skillman, L.C., Toovey, A.F., Northwood, K.S. y Wright, A.D.G.** 2009. A vaccine against rumen methanogens can alter the composition of archaeal populations. *Appl. Environ. Microbiol.* 75: 1860–1866.
- Williams, S.R.O., Moate, P.J., Hannah, M.C., Ribaux, B.E., Wales, W.J. y Eckard, R.J.** 2011. Background matters with the SF₆ tracer method for estimating enteric methane emissions from dairy cows: A critical evaluation of the SF₆ procedure. *Anim. Feed Sci. Technol.* 170: 265–276.
- Wilson, D.J., Gonzalez, R.N. y Das, H.H.** 1997. Bovine mastitis pathogens in New York and Pennsylvania: prevalence and effects on somatic cell count and milk production. *J. Dairy Sci.* 80: 2592–2598.
- Winichayakul, S., Cookson, R., Scott, R., Zhou, J., Zou, X., Roldan, M., Richardson, K. y Roberts, N.** 2008. Delivery of grasses with high levels of unsaturated, protected fatty acids. *Proc. NZ Grassld. Assoc.* 70: 211–216.
- Witter, E., Martensson, A.M. y Garvia, F.V.** 1993. Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different N-fertilizers and organic manures. *Soil Biol. Biochem.* 25: 659–669.
- Wolf, B., Zheng, X., Brüggemann, N., Chen, W., Dannenmann, M., Han, X., Sutton, M.A., Wu, H., Yao, Z. y Butterbach-Bahl, K.** 2010. Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature* 464: 881–884.
- Wolfe, R.S.** 1979. Microbial biochemistry of methane – A study in contrasts. *Micr.Biochem.* 21: 335.
- Wolin, M.J.** 1960. A theoretical rumen fermentation balance. *J. Dairy Sci.* 40: 1452–1459.
- Wood, T.A., Wallace, R.J., Rowe, A., Price, J., Yáñez-Ruiz, D.R., Murray, P. y Newbold, C.J.** 2009. Encapsulated fumaric acid as a feed ingredient to decrease ruminal methane emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 152: 62–71.
- Woodward, S.L., Waghorn, G.C., Ulyatt, M.J. y Lassey, K.R.** 2001. Early indications that feeding Lotus will reduce methane emissions from ruminants. *Proc. N. Z. Soc. Anim. Prod.* 61: 23–26.

- Woodward, S.L., Waghorn, G.C. y Thomson, N.A.** 2006. Supplementing dairy cows with oils to improve performance and reduce methane – does it work? *Proc. N. Z. Soc. Anim. Prod.* 66: 176–181.
- Wright, A.D.G., Kennedy, P., O'Neill, C.J., Toovey, A.F., Popovski, S., Rea, S.M., Pimma, C.L. y Klein, L.** 2004. Reducing methane emissions in sheep by immunization against rumen methanogens. *Vaccine* 22: 3976–3985.
- Wright, A.D.G. y Klieve, A.V.** 2011. Does the complexity of the rumen microbial ecology preclude methane mitigation? *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 248–253.
- Wu, Z. y Satter, L.D.** 2000. Milk production during the complete lactation of dairy cows fed diets containing different amounts of protein. *J. Dairy Sci.* 83: 1042–1051.
- Wu-Haan, W., Powers, W.J., Angel, C.R., Hale, C.E. y Applegate, T.J.** 2007. Effect of an acidifying diet combined with zeolite and slight protein reduction on air emissions from laying hens of different ages. *Poultry Sci.* 86: 182–190.
- Yan, T., Agnew, R.E., Gordon, F.J. y Porter, M.G.** 2000. Prediction of methane energy output in dairy and beef cattle offered grass silage-based diets. *Livest. Prod. Sci.* 64: 253–263.
- Yáñez-Ruiz, D.R., Macias, B., Pinloche, E. y Newbold, C.J.** 2010. The persistence of bacterial and methanogenic archaeal communities residing in the rumen of young lambs. *FEMS Microbiol. Ecol.* 72: 272–278.
- Yang, S.L., Bu, D.P., Wang, J.Q., Hu, Z.Y., Li, D., Wei, H.W., Zhou, L.Y. y Looor, J.J.** 2009. Soybean oil and linseed oil affect profiles of ruminal microorganisms in dairy cows. *Animal* 3: 1562–1569.
- Yang, W.Z. y Beauchemin, K.A.** 2009. Increasing physically effective fibre content of dairy cow diets through forage proportion versus forage chop length: Chewing and ruminal pH. *J. Dairy Sci.* 92: 1603–1615.
- Yang, W.Z., Oba, M. y McAllister, T.A.** 2012. Precision processing maximizes the feed value of barley grain for feedlot cattle. *Prairie Post Bull Breeders*, February 2012: A12–13.
- Yen, J.T. y Veum, T.L.** 1982. Effect of lysine, tryptophan and(or) carbadox additions to low protein corn-soybean meal diets for young pigs. *J. Anim. Sci.* 55: 1099–1108.
- Yurtseven, S. y Ozturk, I.** 2009. Influence of two sources of cereals (corn or barley), in free choice feeding on diet selection, milk production indices and gaseous products in lactating sheep. *Asian J. Anim. Vet. Adv.* 4: 76–85.
- Yurtseven, S., Cetin, M., Ozturk, I., Can, A., Boga, M., Sahin, T. y Turkoglu, H.** 2009. Effect of different feeding method on methane and carbon dioxide emissions milk yield and composition of lactating awassi sheep. *Asian J. Anim. Vet. Adv.* 4: 278–287.
- Zaman, M. and Blennerhassett, J.D.** 2010. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136: 236–246.
- Zhang, J., Feng, F., Chen, X. y Li, Q.** 2012. Degrading mimosine and tannins of *Leucaena leucocephala* by ensiling. En K. Kuoppala, M. Rinne y A. Vanhatalo, eds. Actas de la XVI Int. Silage Conf. Hameenlinna, Finlandia, pp. 254–255. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.
- Zebeli, Q., Mansmann, D., Steingass, H. y Ametaj, B.N.** 2010. Balancing diets for physically effective fibre and ruminally degradable starch: A key to lower the risk of sub-acute rumen acidosis and improve productivity of dairy cattle. *Livest. Sci.* 127:1–10.

- Zeeman, G.** 1994. Methane Production/emission in Storages for Animal Manure. *Fert. Res.* 37: 207–211.
- Zeman, C., Depken, D. y Rich, M.** 2002. Research on how the composting process impacts greenhouse gas emissions and global warming. *Compost Sci. Utiliz.* 10: 72–86.
- Zemmelink, G., Ifar, S. y Oosting, S.J.** 2003. Optimum utilization of feed resources: model studies and farmers' practices in two villages in East Java, Indonesia. *Agric. Syst.* 76: 77–94.
- Zhou, Y.Y., Mao, H.L., Jiang, F., Wang, J.K., Liu, J.X. y McSweeney, C.S.** 2011a. Inhibition of rumen methanogenesis by tea saponins with reference to fermentation pattern and microbial communities in Hu sheep. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 93–100.
- Zhou, M., Chung, Y.-H., Beauchemin, K.A., Holtshausen, L., Oba, M., McAllister, T.A. y Guan, L.L.** 2011b. Relationship between rumen methanogens and methane production in dairy cows fed diets supplemented with feed enzyme addition. *J. Appl. Microbiol.* 111: 1148–1158.
- Zi, X.-D.** 2003. Reproduction in female yaks (*Bos grunniens*) and opportunities for improvement. *Theriogenology* 59: 1302–1312.
- Ziekus, J.G.** 1977. The biology of methanogenic bacteria. *Bacteriol. Rev.* 4: 514–541.

CUADERNOS TÉCNICOS DE LA FAO

ESTUDIOS FAO: PRODUCCIÓN Y SANIDAD ANIMAL

- 1 La cría animal: artículos seleccionados de la Revista mundial de zootecnia, 1977 (C E F I)
- 2 Erradicación de la peste porcina y la peste porcina africana, 1977 (E F I)
- 3 Insecticides and application equipment for tsetse control, 1977 (F I)
- 4 Nuevos recursos forrajeros, 1977 (E/F/I)
- 5 Bibliografía del ganado vacuno criollo de las Américas, 1977 (E/I)
- 6 Mediterranean cattle and sheep in crossbreeding, 1977 (F I)
- 7 The environmental impact of tsetse control operations, 1977 (F I)
- 7 Rev. 1 The environmental impact of tsetse control operations, 1980 (F I)
- 8 Declining breeds of Mediterranean sheep, 1978 (F I)
- 9 Mataderos y degolladeros rurales: su proyecto y construcción, 1978 (E F I)
- 10 Métodos de tratamiento de la paja para la alimentación animal, 1978 (C E F I)
- 11 Packaging, storage and distribution of processed milk, 1978 (I)
- 12 Nutrición de los rumiantes: artículos seleccionados de la Revista mundial de zootecnia, 1978 (C E F I)
- 13 Buffalo reproduction and artificial insemination, 1979 (I*)
- 14 The African trypanosomiasis, 1979 (F I)
- 15 Establishment of dairy training centres, 1979 (I)
- 16 Estabulación de terneros en régimen libre, 1981 (Ar E F I)
- 17 Ovinos prolíficos tropicales, 1980 (E F I)
- 18 Feed from animal wastes: state of knowledge, 1980 (C I)
- 19 East Coast fever and related tick-borne diseases, 1980 (I)
- 20/1 Trypanotolerant livestock in West and Central Africa – Vol. 1. General study, 1980 (F I)
- 20/2 Trypanotolerant livestock in West and Central Africa – Vol. 2. Country studies, 1980 (F I)
- 20/3 Le bétail trypanotolérant en Afrique occidentale et centrale – Vol. 3. Bilan d'une décennie, 1988 (F)
- 21 Guideline for dairy accounting, 1980 (I)
- 22 Recursos genéticos animales en América Latina, 1981 (E)
- 23 Enfermedades transmitidas por semen y embriones, 1982 (C E F I)
- 24 Animal genetic resources – conservation and management, 1981 (C I)
- 25 Capacidad reproductora del ganado bovino, 1984 (C E F I)
- 26 Camels and camel milk, 1982 (I)
- 27 Deer farming, 1982 (I)
- 28 Feed from animal wastes: feeding manual, 1982 (C I)
- 29 Echinococcosis/hydatidosis surveillance, prevention and control: FAO/UNEP/WHO guidelines, 1982 (I)
- 30 Sheep and goat breeds of India, 1982 (I)
- 31 Hormones in animal production, 1982 (I)
- 32 Crop residues and agro-industrial by-products in animal feeding, 1982 (F/I)
- 33 Haemorrhagic septicaemia, 1982 (F I)
- 34 Planes de selección de rumiantes en las regiones tropicales, 1984 (E F I)
- 35 Los sabores anormales en la leche fresca y reconstituida, 1983 (Ar E F I)
- 36 Las enfermedades transmitidas por las garrapatas y sus vectores: artículos seleccionados de la Revista mundial de zootecnia, 1983 (E F I)
- 37 African animal trypanosomiasis: selected articles from the World Animal Review, 1983 (F I)
- 38 Diagnosis and vaccination for the control of brucellosis in the Near East, 1982 (Ar I)
- 39 Solar energy in small-scale milk collection and processing, 1983 (F I)
- 40 Intensive sheep production in the Near East, 1983 (Ar I)

- 41 Integrating crops and livestock in West Africa, 1983 (F I)
- 42 Energía animal en la agricultura en África y Asia, 1985 (E F/I)
- 43 Los subproductos del olivar en la alimentación animal en la cuenca del Mediterráneo, 1985 (Ar E F I)
- 44/1 Animal genetic resources conservation by management, data banks and training, 1984 (I)
- 44/2 Animal genetic resources: cryogenic storage of germplasm and molecular engineering, 1984 (I)
- 45 Maintenance systems for the dairy plant, 1984 (I)
- 46 Razas de ganado de China, 1985 (E F I)
- 47 Réfrigération du lait à la ferme et organisation des transports, 1985 (F)
- 48 La fromagerie et les variétés de fromages du bassin méditerranéen, 1985 (F)
- 49 Manual for the slaughter of small ruminants in developing countries, 1985 (I)
- 50 Better utilization of crop residues and by-products in animal feeding: research guidelines – 1. State of knowledge, 1985 (I)
- 50/2 Better utilization of crop residues and by-products in animal feeding: research guidelines – 2. A practical manual for research workers, 1986 (I)
- 51 Dried salted meats: charque and carne-de-sol, 1985 (I)
- 52 Small-scale sausage production, 1985 (I)
- 53 Slaughterhouse cleaning and sanitation, 1985 (I)
- 54 Small ruminants in the Near East – Vol. I. Selected papers presented at the Expert Consultation on Small Ruminant Research and Development in the Near East (Tunis, 1985), 1987 (I)
- 55 Small ruminants in the Near East – Vol. II. Selected papers from World Animal Review, 1972-1986, 1986 (Ar I)
- 56 Sheep and goats in Pakistan, 1985 (I)
- 57 The Awassi sheep with special reference to the improved dairy type, 1985 (I)
- 58 Small ruminant production in the developing countries, 1986 (I)
- 59/1 Animal genetic resources data banks – 1. Computer systems study for regional data banks, 1986 (I)
- 59/2 Bancos de datos de recursos genéticos animales – 2. Descriptores de bovinos, búfalos, ovinos, caprinos y porcinos, 1987 (E F I)
- 59/3 Bancos de datos de recursos genéticos animales – 3. Descriptores de especies avícolas, 1987 (E F I)
- 60 Sheep and goats in Turkey, 1986 (I)
- 61 The Przewalski horse and restoration to its natural habitat in Mongolia, 1986 (I)
- 62 Los costos de producción y de transformación de la leche y los productos lácteos, 1988 (E F I)
- 63 Proceedings of the FAO expert consultation on the substitution of imported concentrate feeds in animal production systems in developing countries, 1987 (E)
- 64 Poultry management and diseases in the Near East, 1987 (Ar)
- 65 Animal genetic resources of the USSR, 1989 (I)
- 66 Animal genetic resources – strategies for improved use and conservation, 1987 (I)
- 67/1 Trypanotolerant cattle and livestock development in West and Central Africa – Vol. I, 1987 (I)
- 67/2 Trypanotolerant cattle and livestock development in West and Central Africa – Vol. II, 1987 (I)
- 68 Crossbreeding *Bos indicus* and *Bos taurus* for milk production in the tropics, 1987 (I)
- 69 La elaboración de la leche en las aldeas, 1990 (E F I)
- 70 Sheep and goat meat production in the humid tropics of West Africa, 1989 (F/I)
- 71 El desarrollo de la producción ovina en los poblados de África occidental, 1988 (Ar E F I) (Publicado como Manual de capacitación para extensionistas, M/558405)

- 72 La caña de azúcar como pienso, 1988 (E/I)
- 73 Standard design for small-scale modular slaughterhouses, 1988 (I)
- 74 Small ruminants in the Near East – Vol. III. North Africa, 1989 (I)
- 75 La erradicación de la garrapata, 1989 (E/I)
- 76 Ex situ cryoconservation of genomes and genes of endangered cattle breeds by means of modern biotechnological methods, 1989 (I)
- 77 Training manual for embryo transfer in cattle, 1991 (I)
- 78 Milking, milk production hygiene and udder health, 1989 (I)
- 79 Manual of simple methods of meat preservation, 1990 (I)
- 80 Animal genetic resources – a global programme for sustainable development, 1990 (I)
- 81 Veterinary diagnostic bacteriology – a manual of laboratory procedures of selected diseases of livestock, 1990 (F I)
- 82 Reproduction in camels – a review, 1990 (I)
- 83 Training manual on artificial insemination in sheep and goats, 1991 (I)
- 84 Training manual for embryo transfer in water buffaloes, 1991 (I)
- 85 The technology of traditional milk products in developing countries, 1990 (I)
- 86 Feeding dairy cows in the tropics, 1991 (I)
- 87 Manual for the production of anthrax and blackleg vaccines, 1991 (F I)
- 88 Small ruminant production and the small ruminant genetic resource in tropical África, 1991 (I)
- 89 Manual for the production of Marek's disease, Gumboro disease and inactivated Newcastle disease vaccines, 1991 (F I)
- 90 Application of biotechnology to nutrition of animals in developing countries, 1991 (I)
- 91 Guidelines for slaughtering, meat cutting and further processing, 1991 (F I)
- 92 Manual para la operación y funcionamiento de almacenes frigoríficos de productos cárnicos, 1991 (E I)
- 93 Utilization of renewable energy sources and energy-saving technologies by small-scale milk plants and collection centres, 1992 (I)
- 94 Proceedings of the FAO expert consultation on the genetic aspects of trypanotolerance, 1992 (I)
- 95 Roots, tubers, plantains and bananas in animal feeding, 1992 (I)
- 96 Distribution and impact of helminth diseases of livestock in developing countries, 1992 (I)
- 97 Construcción y funcionamiento de mataderos de tamaño mediano para países en desarrollo, 1993 (E I)
- 98 Small-scale poultry processing, 1992 (I)
- 99 In situ conservation of livestock and poultry, 1992 (I)
- 100 Programme for the control of African animal trypanosomiasis and related development, 1992 (I)
- 101 Genetic improvement of hair sheep in the tropics, 1992 (I)
- 102 Legume trees and other fodder trees as protein sources for livestock, 1992 (I)
- 103 Improving sheep reproduction in the Near East, 1992 (Ar)
- 104 The management of global animal genetic resources, 1992 (I)
- 105 Sustainable livestock production in the mountain agro-ecosystem of Nepal, 1992 (I)
- 106 Sustainable animal production from small systems in South-East Asia, 1993 (I)
- 107 Strategies for sustainable animal agriculture in developing countries, 1993 (I F)
- 108 Evaluation of breeds and crosses of domestic animals, 1993 (I)
- 109 Bovine spongiform encephalopathy, 1993 (I)
- 110 L'amélioration génétique des bovins en Afrique de l'Ouest, 1993 (F)
- 111 La utilización sostenible de hembras F1 en la producción del ganado lechero tropical, 1993 (E)
- 112 Physiologie de la reproduction des bovins trypanotolérants, 1993 (F)

- 113 La technologie des fromages au lait de dromadaire (*Camelus dromedarius*), 2001 (I F)
- 114 Food losses due to non-infectious and production diseases in developing countries, 1993 (I)
- 115 Manual de formación práctica el trasplante de embriones en ovejas y cabras, 1995 (E F I)
- 116 Quality control of veterinary vaccines in developing countries, 1993 (I)
- 117 L'hygiène dans l'industrie alimentaire – Les produits et l'application de l'hygiène, 1993 (F)
- 118 Quality control testing of rinderpest cell culture vaccine, 1994 (I)
- 119 Manual on meat inspection for developing countries, 1994 (I)
- 120 Manual para la instalación del pequeño matadero modular de la FAO, 1994 (E)
- 121 A systematic approach to tsetse and trypanosomiasis control, 1994 (F/I)
- 122 El capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) – Estado actual de su producción, 1995 (E)
- 123 Procesamiento de subproductos animales comestibles, 1995 (E)
- 124 L'approvisionnement des villes africaines en lait et produits laitiers, 1995 (F)
- 125 Veterinary education, 1995 (I)
- 126 Tropical animal feeding – A manual for research workers, 1995 (I)
- 127 World livestock production systems – current status, issues and trends, 1996 (I)
- 128 Quality control testing of contagious bovine pleuroneumonia live attenuated vaccine – Standard operating procedures, 1996 (I F)
- 129 The world without rinderpest, 1996 (I)
- 130 Manual de prácticas de manejo de alpacas y llamas, 1996 (E)
- 131 Les perspectives de développement de la filière lait de chèvre dans le bassin méditerranéen, 1996 (F)
- 132 Feeding pigs in the tropics, 1997 (I)
- 133 Prevention and control of transboundary animal diseases, 1997 (I)
- 134 Tratamiento y utilización de residuos de origen animal, pesquero y alimenticio en la alimentación animal, 1997 (E)
- 135 Roughage utilization in warm climates, 1997 (E I)
- 136 Proceedings of the first Internet Conference on Salvarian Trypanosomes, 1997 (I)
- 137 Developing national EPRES for transboundary animal diseases, 1997 (I)
- 138 Producción de cuyes (*Cavia porcellus*), 1997 (E)
- 139 Tree foliage in ruminant nutrition, 1997 (I)
- 140/1 Análisis de sistemas de producción animal – Tomo 1: Las bases conceptuales, 1997 (E)
- 140/2 Análisis de sistemas de producción animal – Tomo 2: Las herramientas básicas, 1997 (I)
- 141 Biological control of gastro-intestinal nematodes of ruminants using predacious fungi, 1988 (I)
- 142 Village chicken production systems in rural Africa – Household food security and gender issues, 1998 (I)
- 143 Agroforestería para la producción animal en América Latina, 1999 (E)
- 144 Ostrich production systems, 1999 (I)
- 145 New technologies in the fight against transboundary animal diseases, 1999 (I)
- 146 El burro como animal de trabajo – Manual de capacitación, 2000 (E)
- 147 Mulberry for animal production, 2001
- 148 Los cerdos locales en los sistemas tradicionales de producción, 2001 (E)
- 149 Animal production based on crop residues, 2001 (C I)
- 150 Pastoralism in the new millenium, 2001 (I)
- 151 Livestock keeping in urban areas – A review of traditional technologies based on literature and field experiences, 2001 (I)
- 152 Mixed crop-livestock farming – A review of traditional technologies based on literature and field experiences, 2001 (I)
- 153 Improved animal health for poverty reduction and sustainable livelihoods, 2002 (I)

- 154 Production des oies, 2002 (I F)
- 155 Agroforestería para la producción animal en América Latina – II, 2003 (E)
- 156 Guidelines for coordinated human and animal brucellosis surveillance, 2003 (I)
- 157 Resistencia a los antiparasitarios – Estado actual con énfasis en América Latina, 2003 (E)
- 158 Employment generation through small-scale dairy marketing and processing, 2003 (I)
- 159 Good practices in planning and management of integrated commercial poultry production in South Asia, 2003 (I)
- 160 Assessing quality and safety of animal feeds, 2004 (I, C)
- 161 A technology review – Newcastle disease, 2004 (I)
- 162 Uso de antimicrobianos en animales de consumo – Incidencia del desarrollo de resistencias en la salud pública, 2004 (E)
- 163 Virus de inmunodeficiencia humana y zoonosis, 2011 (I F E)
- 164 Feed supplementation blocks – Urea-molasses multnutrient blocks: simple and effective feed supplement technology for ruminant agriculture, 2007 (I)
- 165 Biosecurity for Highly Pathogenic Avian Influenza – Issues and options, 2008 (I F Ar V)
- 166 Intercambio comercial de aves silvestres vivas (y otros desplazamientos afines) en 33 países de América Latina y El Caribe, 2009 (E^e I^e)
- 167 Livestock keepers – guardians of biodiversity, 2009 (I)
- 168 Añadiendo valor a la diversidad ganadera: Mercadotecnia para promover las razas autóctonas y los medios de subsistencia, 2011 (E, I, F)
- 169 Good practices for biosecurity in the pig sector – Issues and options in developing and transition countries, 2010 (I, F, C, R** E**)
- 170 La salud pública veterinaria en situaciones de desastres naturales y provocados, 2010 (E)
- 171 Approaches to controlling, preventing and eliminating H5N1 HPAI in endemic countries, 2011 (I, Ar)
- 172 Crop residue based densified total mixed ration – A user-friendly approach to utilise food crop by-products for ruminant production, 2012 (I)
- 173 Balanced feeding for improving livestock productivity – Increase in milk production and nutrient use efficiency and decrease in methane emission, 2012 (I)
- 174 Invisible Guardians - Women manage livestock diversity, 2012 (I)
- 175 Enhancing animal welfare and farmer income through strategic animal feeding – Some case studies, 2013 (I)
- 176 Lessons from HPAI – A technical stocktaking of coutputs, outcomes, best practices and lessons learned from the fight against highly pathogenic avian influenza in Asia 2005–2011, 2013 (I)
- 177 Mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción ganadera – Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO₂, 2013 (I, E^e)

Disponibilidad: diciembre 2013

Ar – Árabe	Multil – Multilingüe
C – Chino	* Agotado
E – Español	** En preparación
F – Francés	^e E-publication
I – Inglés	(E F I) = Ediciones separadas
P – Portugués	en español, francés e inglés
R – Ruso	(E/F/I) = Edición trilingüe
V – Vietnamita	

Los *cuadernos técnicos de la FAO* pueden obtenerse en los Puntos de venta autorizados de la FAO, o directamente solicitándolos al Grupo de Ventas y Comercialización, FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma, Italia.



Más publicaciones disponibles en
<http://www.fao.org/ag/againfo/resources/es/publications.html>

La producción pecuaria ofrece una contribución importante a la economía mundial al proveer alimentos, empleos y seguridad financiera a miles de millones de personas. La creciente preocupación por el cambio climático mundial y por la contaminación promueve la realización de esfuerzos dirigidos a reducir el impacto ambiental general derivado de la producción pecuaria. Este documento analiza las emisiones de gases de efecto invernadero diferentes al dióxido de carbono, las cuales constituyen una parte importante de los efectos negativos de la producción ganadera sobre el medio ambiente. El estudio fue desarrollado por un equipo de expertos en las áreas de nutrición animal y de rumiantes, de manejo del estiércol y del suelo, de modelación animal y de la explotación integral agrícola y de reproducción animal. Se revisaron y analizaron más de 900 publicaciones centradas en las estrategias, que desde el punto de vista de la nutrición y de la gestión del estiércol, se pueden aplicar para disminuir las emisiones de metano (entérico o del estiércol) y de óxido nitroso. Asimismo, se realizó una síntesis de las prácticas de mitigación basadas en el manejo de los alimentos, en la crianza de los animales y en la gestión del estiércol. Además, se incluyeron las posibles interacciones entre estas prácticas. Este documento ayudará a que investigadores, consultores del sector ganadero, responsables de la elaboración de políticas, productores, organizaciones no gubernamentales y otros grupos interesados en el mantenimiento de una producción del sector pecuario viable y ambientalmente responsable tomen las decisiones más acertadas al seleccionar y adoptar prácticas, eficaces y viables económicamente, para la reducción de las emisiones de los gases de efecto invernadero.