

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE AGRONOMÍA

**EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN INVERNADA
VACUNA DEL URUGUAY**

por

Pablo Darwing MODERNEI HRISTOFF

**TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Magister en Ciencias Agrarias opción
Ciencias Animales**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
Octubre de 2011**

Tesis aprobada por el tribunal integrado por la Dra. Ana Espasandin, la Dra. Amabelia del Pino, el MSc. Pablo Soca, el Dr. Cristian Feldkamp y el Dr. Alejandro La Manna el 19 de diciembre del 2011. Autor: Ing. Agr. Pablo Modernel. Director: Dr. Valentin Picasso, Co-directora Dra. Laura Astigarraga.

AGRADECIMIENTOS

A la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC), el Instituto Nacional de Carnes (INAC) y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) por hacer posible esta experiencia a través del apoyo financiero y las devoluciones.

A Frank Mitloehner, de la Universidad de California, Davis, EEUU y todos los integrantes de su laboratorio por sus consejos, herramientas y críticas constructivas.

A quienes fueron miembros de los tribunales: Ana Espasandín, Walter Oyhantçabal, Gerardo Evia, Amabelia del Pino, Verónica Ciganda, Mary Vilanova, Cristian Feldkamp, Alejandro Lamanna y Pablo Soca.

A los productores, que me abrieron la puerta de sus casas y brindaron información imprescindible para este trabajo.

A Laura Astigarraga por cuestionar siempre y apoyar incondicionalmente.

A los compañeros del Ciclo de Introducción a la Realidad Agropecuaria (IRA) y de la Unidad de Sistemas Ambientales (USA) por los aportes y ser fundamentales en mi formación día a día.

A mis compañeros del posgrado Gonzalo Becoña, Eduardo Llanos, Carolina Lizarralde, Yoana Dini y Santiago Scarlato por los aportes y el apoyo.

A la Asociación de Estudiantes de Agronomía (AeA), por marcar siempre el rumbo.

A los viejos por darme todo para llegar hasta acá.

A Ali por quererme y bancarme cuando más lo precisé.

A Valentín por las oportunidades, consejos, críticas, impulsos y por haber sido un amigo más además de un excelente tutor.

TABLA DE CONTENIDO

	página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	V
SUMMARY.....	VI
1. <u>INTRODUCCIÓN GENERAL</u>.....	1
1.1 FUNDAMENTACIÓN Y OBJETIVOS.....	1
1.2 EMISIONES EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN GANADEROS.....	7
1.3 MODELACIÓN.....	9
1.4 HIPÓTESIS.....	17
2. <u>GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN BEEF SYSTEMS IN URUGUAY AND TRADE-OFFS</u>.....	19
2.1 INTRODUCTION.....	20
2.2 MATERIALS AND METHODS.....	21
2.3 RESULTS.....	28
2.4 DISCUSSION.....	32
2.5 CONCLUSIONS.....	36
2.6 REFERENCES.....	37
3. <u>EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS DE INVERNADA VACUNA CONTRASTANTES DE URUGUAY</u>.....	43
3.1 INTRODUCCIÓN.....	44
3.2 MATERIALES Y METODOS.....	45
3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	48
3.4 CONCLUSIONES.....	51
3.5 BIBLIOGRAFÍA.....	52
4. <u>DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES</u>.....	53
5. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>.....	55
6. <u>ANEXOS</u>.....	64

RESUMEN

El cambio climático es una preocupación creciente a nivel internacional. Uruguay contribuye con el 0,05% de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) del planeta; sin embargo, más del 60% de las emisiones nacionales provienen de la ganadería. Existen estimaciones de emisiones pero los modelos utilizados no se adaptan a las condiciones de los sistemas de producción del Uruguay. Utilizando las ecuaciones del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) se estimaron las emisiones de GEI de tres sistemas de invernada vacuna contrastantes en su alimentación: campo natural, pasturas sembradas y concentrados (feedlot). Asimismo, se estimó la erosión y balance energético de cada sistema. Las emisiones de GEI fueron 19,3, 12,6 y 5,7 kg CO₂-eq.kg Peso Vivo (PV)⁻¹ para campo natural, pasturas sembradas y feedlot, respectivamente. Aumentar el consumo en campo natural disminuyó las emisiones en 30%, mientras que modificar el factor de emisión del N₂O (EF₃) modificó los resultados entre 13 y 53% para los sistemas pastoriles. La erosión fue 15,0, 10,6 y 22,9 kg suelo.kg PV⁻¹ para campo natural, pasturas sembradas y feedlot, respectivamente. El balance energético resultó +13,2, +4,7 y -11,5 MJ.kg PV⁻¹ para campo natural, pasturas sembradas y feedlot, respectivamente. Las emisiones de sistemas de producción reales de campo natural fueron 24 y 50% por debajo del sistema teórico. La ganancia diaria y la alimentación son las principales determinantes de las emisiones de GEI por unidad de producto. Si bien los sistemas confinados tienen menores emisiones que los pastoriles, los feedlots generan mayor erosión y un balance de energía negativo. Este compromiso (trade-off) entre variables ambientales alerta sobre el peligro de considerar una única variable para la toma de decisiones. Es necesario generar información nacional incluyendo: tipologías de sistemas ganaderos, parámetros que relacionen las características del alimento con los sistemas de producción y factores de emisión locales.

Palabras clave: *ganadería vacuna, feedlot, pasturas, erosión, balance energía, trade-off.*

GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN FINISHING BEEF SYSTEMS IN URUGUAY SUMMARY

Climate change is a growing concern worldwide. Uruguay's emissions account for 0.05% of greenhouse gas (GHG) emissions from the planet, but more than 60% of national emissions come from livestock. International estimations are available but models used are not adapted to the conditions of production systems in Uruguay. Using the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) equations GHG emissions were estimated for three beef-finishing systems, with contrasting feed sources: rangeland, seeded pastures and concentrates (feedlot). Erosion rates and energy balance were also estimated. GHG emissions were 19.3, 12.6, and 5.7 kg CO₂-eq.kg Liveweight (LW)⁻¹ for rangeland, seeded pastures, and feedlot, respectively. Increasing consumption in rangeland decreased emissions by 30%, while modifying the N₂O emission factor (EF₃) changed results from 13 to 53% for grazing systems. Erosion was 15.0, 10.6 and 22.9 kg soil.kg LW⁻¹ for rangeland, seeded pastures and feedlot, respectively. Regarding the energy balance, results were 13.2, 4.7, and -11.5 MJ.kg LW⁻¹ for rangeland, seeded pastures, and feedlot, respectively. Emissions from rangeland real production systems were 24 and 50% below the theoretical system. Average daily gain and nutrition are the main determinants of GHG emissions per unit of product. Although confined systems had lower GHG emissions than grazing systems, feedlots had higher erosion and negative energy balance. This trade-off between environmental variables alerts about the danger of looking at a single variable for making decisions at technological or policy level. It is necessary to generate local information to feed the models, including: typologies of livestock systems, parameters relating food characteristics to production systems and local emission factors.

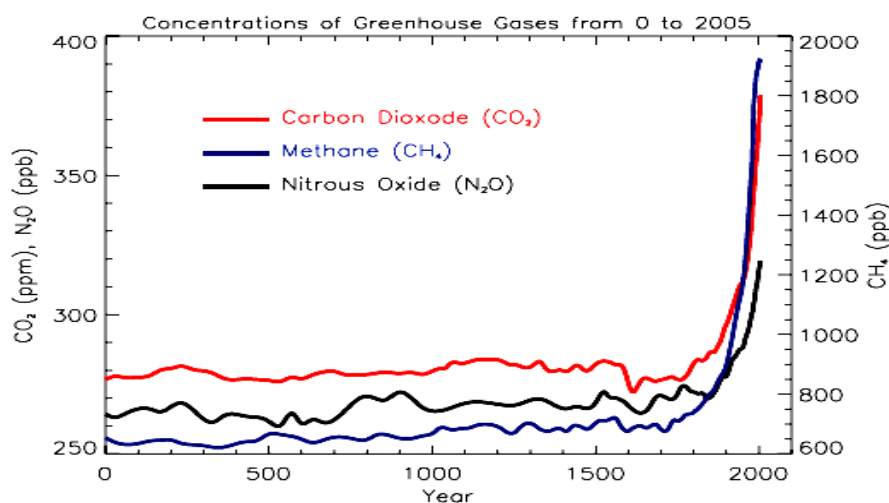
Keywords: *beef cattle, feedlot, pastures, erosion, energy balance, trade-off.*

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 FUNDAMENTACIÓN Y OBJETIVOS

La preocupación por el cambio climático es creciente a nivel internacional y nacional (MVOTMA 2010, IPCC 2007, Steinfeld *et al.*, 2006). La temperatura de la superficie terrestre aumentará entre 2 y 6 °C durante el siglo XXI, y también aumentarán los eventos extremos (Forster *et al.*, 2007). Una de las causas del “calentamiento global” es el aumento de la concentración atmosférica de los gases de efecto invernadero (GEI) de origen antropogénico que son monitoreados: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) (figura 1). Si bien el vapor de agua es el principal GEI, su concentración en la atmósfera es muy variable y difícil de monitorear.

Figura 1. Evolución de la concentración atmosférica de los principales gases de efecto invernadero (año 0 al 2005).



Fuente: IPCC, 2007

El sector alimentario contribuye a las emisiones de GEI en un porcentaje que fluctúa entre 18% (Garnett, 2008) y 31% (European Commission, 2006). Según Steinfeld *et al.* (2006) el rubro ganadero aporta entre el 18% de las emisiones a nivel mundial. Esta publicación ha tenido un alcance en la prensa muy importante, generando campañas de fomento contra el consumo de carne. Por otro lado, ha sido muy discutida

debido a que realiza un análisis de ciclo de vida de toda la producción animal, incluyendo todas las especies, todos los sistemas de producción y atribuye el 34% de las emisiones al CO₂ emitido de la deforestación proveniente del cambio en el uso del suelo, que, si bien ocurre en algunos países, no es la generalidad de todos los países. A la hora de comparar con los otros sectores (transporte e industria), se consideran únicamente las emisiones de la combustión directa y no se hace un análisis de ciclo de vida completo (Pitesky *et al.*, 2009).

Una manera de comparar el impacto de los diferentes gases sobre el efecto invernadero es utilizando el potencial de calentamiento global (PCG) de cada uno. Cada molécula de estos GEI tiene diferente PCG, definido como la capacidad de un gas de contribuir a la refracción de radiaciones en relación a otro gas de referencia (en este caso CO₂). Según IPCC (2007) el CH₄ tiene un PCG de 23 y el N₂O de 296 en un horizonte de 100 años. Estos valores son criticados debido a que cada gas tiene un tiempo de vida media diferente, lo que lleva a que dos sets de emisiones con la misma cantidad de CO₂ eq pero diferente composición en gases tiene diferente capacidad de afectar el clima (Forster *et al.*, 2007) En la tabla 1 se muestran los números globales de emisiones en el país de los principales GEI. Vale aclarar que no se toma en cuenta el secuestro de carbono.

Tabla 1. Emisiones globales de GEI en Uruguay (año 2004)

	Emisión por gas (kton gas/año)	Emisión equivalente (kton CO₂ eq/año)	%
CO₂	5439	5439	15
CH₄	887	20401	54
N₂O	39	11632	31
TOTAL		37473	100

MVOTMA, 2010

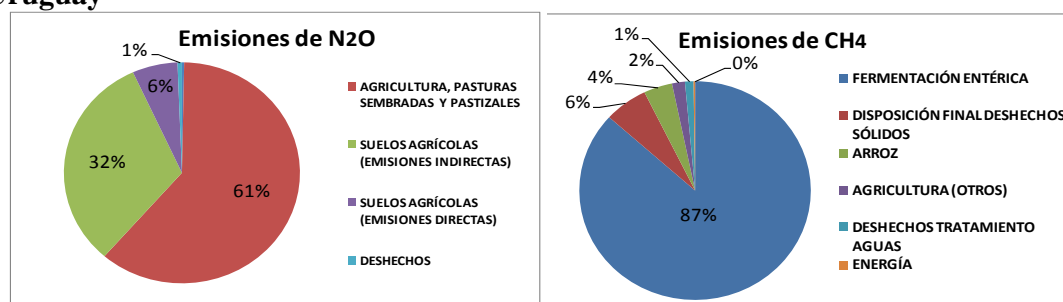
Los principales GEI asociados a la actividad ganadera son el CH₄ y el N₂O. La producción de CH₄ por fermentación entérica redundante en una pérdida productiva que se

estima ronda entre 3 y 6% de la energía metabolizable para bovinos (IPCC, 2006). Ajustar este parámetro (factor de conversión de CH_4 o Y_m) a las condiciones de los sistemas de producción de cada país o elaborar modelos para estimarlo es foco de la investigación mundial (Kebreab *et al.* 2009 y 2008, Ellis *et al.* 2009, Von Bernard *et al.* 2007, Harper *et al.* 1999). Además el manejo de las heces puede generar emisiones de CH_4 siendo clave la porción de las heces que se descompone anaeróbicamente. El almacenamiento y tratamiento de las heces como líquido produce cantidades significativas de CH_4 (IPCC, 2006).

Las emisiones de N_2O representan entre un 6% y 10% de las emisiones mundiales de origen antrópico, proviniendo un 35% a 58 % de la agricultura (FAO 2001, IPCC 2007).

En la figura 2 se muestra la importancia relativa del sector agropecuario sobre las emisiones de N_2O y CH_4 en Uruguay.

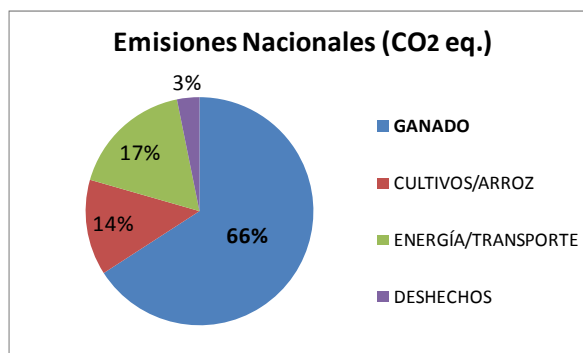
Figura 2. Emisiones de CH_4 y N_2O de diferentes actividades productivas para Uruguay



MVOTMA, 2010

Asumiendo que el 60% de la superficie agrícola (y por ende sus emisiones) son destinadas a la siembra de pasturas para la ganadería y que las emisiones de CO_2 no provienen de la producción ganadera se puede adjudicar la proporción de las emisiones de la ganadería a nivel nacional (figura 3).

Figura 3. Emisiones totales de GEI (en CO₂ eq) de de diferentes actividades productivas para Uruguay



Elaboración propia en base a MVOTMA, 2010

Mitigar emisiones es una de las principales estrategias para solucionar este problema. Crosson *et al.* (2011) revisaron 15 estudios de estimación de emisiones de GEI en sistemas ganaderos, entre las cuales reportan datos de mitigación en un rango de 5 a 20%.

Una forma de estimar las emisiones de GEI es la Huella de Carbono (HC), definida como “la totalidad de gases de efecto invernadero (GEI) emitidos por efecto directo o indirecto de un individuo, organización, evento o producto”. (UK Carbon Trust, 2010). La forma de expresar la HC de un producto es en base a las emisiones de CO₂ equivalente por unidad de producto; generalmente la unidad son kg CO₂ eq.kg⁻¹ de carne (Crosson *et al.*, 2011). Para su cálculo se cuantifican las emisiones (directas e indirectas) de los insumos utilizados para la producción, comercialización, transporte y procesamiento del producto, así como aquellas emisiones generadas para la disposición final de los desechos.

La Huella de Carbono está empezando a ser reclamada por las grandes cadenas de supermercados para la compra de los productos y algunos países de Europa están

reglamentando el etiquetado (por ejemplo, Francia dispone de la ley Grenelle, a ser aplicada en 2012).

El Análisis de Ciclo de Vida es la “compilación y evaluación de entradas, salidas y los impactos ambientales potenciales de un producto o servicio a lo largo de su ciclo de vida”. (ISO, 2006). El Análisis de Ciclo de Vida incluye a la Huella de Carbono, así como también otras variables relevantes que impactan en el ambiente (eficiencia energética, eutrofización de aguas, emisiones de gases de efecto invernadero). Actualmente existen un sinnúmero de protocolos de cálculo de Huella de Carbono, entre los que se destacan la norma británica PAS 2050 (BSI, 2008) y la de Análisis de Ciclo de Vida de la International Organization for Standardization, ISO 14040 (ISO, 2006). Esta organización tiene previsto concretar la norma ISO 14067 en 2012, específica sobre Huella de Carbono.

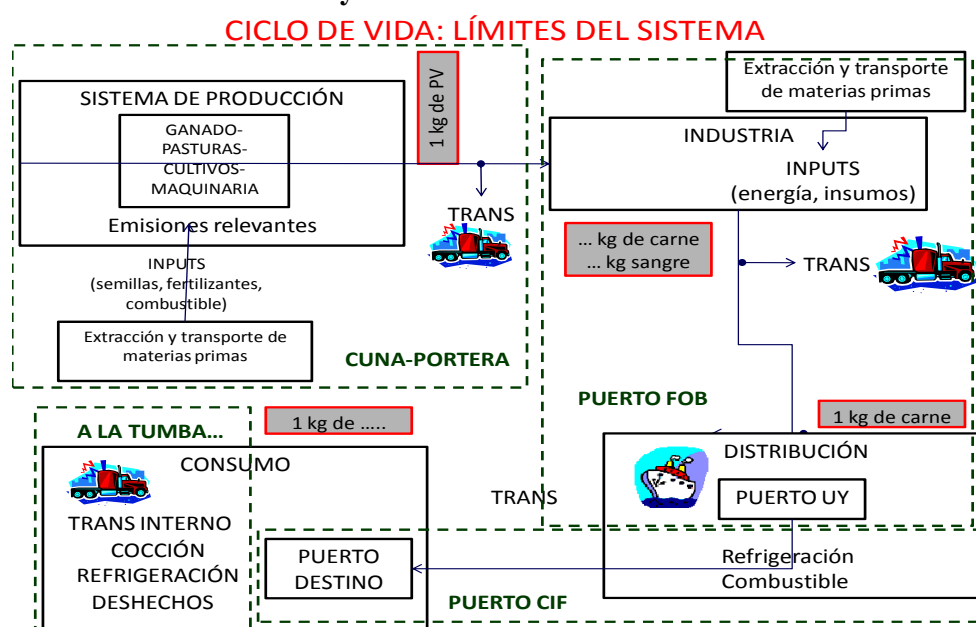
Para realizar un Análisis de Ciclo de Vida es necesario definir 3 aspectos fundamentales:

- Límites del sistema: dejar claro dónde comienza el proceso de producción y hasta dónde se contabilizarán las emisiones asociadas.
- Unidad funcional: en qué forma se expresará la emisión de GEI en relación a la unidad de producto (ej.: kg CO₂ eq/kg de carne).
- Emisiones relevantes: a lo largo del proceso de producción se generan diferentes emisiones de GEI; en base a experiencias nacionales o internacionales se deben priorizar algunas y descartar otras, sobre todo las que ha sido demostrado que son poco relevantes en el resultado global.

En la figura 4 se puede observar una forma de definición de límites de estudio y definición de la unidad funcional. En gris se muestran ejemplos de unidades funcionales.

Cada límite punteado muestra un ejemplo de límite del sistema (de la cuna a la portera, de la cuna al puerto FOB, de la cuna al puerto CIF y de la cuna a la tumba). La definición de los límites del sistema depende del objetivo del investigador. Generalmente, cuando el objetivo es comercial se agregan las fases finales (consumidor, transporte y distribución internacional); a la hora de realizar investigaciones en sistemas de producción se toma “de la cuna a la portera” y en un enfoque más ampliado “de la cuna a la industria o al puerto FOB” (Ledgard, S. com. pers., 4 de agosto de 2010).

Figura 4. Límites del sistema y unidades funcionales



Existen varios modelos desarrollados en Norteamérica y Oceanía que evalúan las emisiones de GEI de la ganadería, haciendo foco principalmente en las emisiones de CH_4 (Schils *et al.* 2007, Vergé *et al.* 2008, Ellis *et al.* 2009, Kebreab *et al.* 2008 y 2009, Snyder *et al.* 2009). Otros modelos han incorporado al N_2O y CO_2 y definido los límites a nivel de sistema de producción (Little *et al.* 2008, Wheeler *et al.* 2008, Rotz *et al.* 2009a).

Los resultados de estos modelos, si bien sirven como una aproximación a la problemática, no se ajustan a las particularidades de los sistemas de base pastoril como los de Uruguay ya que no disponen de la flexibilidad para modificar sus factores de emisión o los parámetros de funcionamiento de los sistemas. En Nueva Zelanda se generó el modelo Overseer (Wheeler *et al.*, 2008) que aparece como la opción más similar en cuanto a la consideración de sistemas de producción pastoriles similares a los nuestros. No obstante, las condiciones agroecológicas predefinidas son las de los suelos y clima de Nueva Zelanda y los factores de emisión por defecto calculados a nivel local.

Estimar las emisiones de GEI de los sistemas de producción de carne de Uruguay con modelos ajustados a nuestras condiciones de producción es fundamental para competir en mercados internacionales que en un futuro cercano pueden usar esta información como barrera no arancelaria. En este marco actores nacionales públicos (INAC, MGAP, LATU) y privados (grupos de productores) demandan conocer dichas emisiones y sus vías de mitigación.

La fase de invernada de la producción cárnica presenta sistemas de producción muy contrastantes en su base alimenticia, incluyendo pasturas naturales, pasturas sembradas, y alimentos concentrados (granos), y es relevante identificar los mecanismos de mitigación para cada sistema. Estos mecanismos generalmente se asocian a estrategias de intensificación de la producción (Pelletier *et al.* 2010, Stewart *et al.* 2009) cuyos efectos a nivel de otras variables ambientales como la erosión y el balance de energía deben ser evaluados para conocer posibles compromisos (trade-offs).

1.2 EMISIONES EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN GANADEROS

El CO₂ es el principal GEI a nivel mundial (76,7% según IPCC, 2007); no obstante, en sistemas de producción ganaderos es poco relevante comparado con el CH₄ y el N₂O (McAllister *et al.*, 2011). De acuerdo con Steinfeld *et al.* (2006) las principales

fuentes de emisión de CO₂ derivadas de la ganadería son la deforestación, la desertificación por sobrepastoreo, la quema de combustibles fósiles y la producción de fertilizantes sintéticos. Tanto la deforestación como la desertificación tienen detrás procesos emisores de CO₂ (quema de biomasa, oxidación de la materia orgánica, respiración de microorganismos del suelo, entre otros). En Uruguay la deforestación generada por la ganadería es prácticamente nula. Asimismo, los cultivos forestales han contribuido con la fijación de CO₂, en una magnitud que duplica las emisiones de este gas en 2004 (MVOTMA, 2010). Por otro lado, la oxidación de la materia orgánica generada por la erosión de suelos puede ser un elemento a considerar a la hora de evaluar las interacciones entre las prácticas agrícolas y de manejo del pastoreo.

La principal fuente de emisiones de GEI en sistemas de producción ganaderos es la fermentación entérica, que genera CH₄ como subproducto (Beauchemin *et al.* 2010; Stewart *et al.* 2009, Rotz *et al.* 2009b). La fermentación anaeróbica de de sustratos celulósicos y/o almidonosos libera como subproducto H⁺ libres que son captados por los microorganismos metanogénicos presentes en el rumen. Este mecanismo actúa como buffer para mantener el pH del rumen en valores estables para la actividad celulolítica. Las variaciones en las emisiones por animal dependen de la edad y peso del animal y de la cantidad y calidad del alimento consumido (IPCC, 2006).

La metanogénesis es dependiente (entre otros factores) de la digestibilidad de la dieta suministrada a los animales, siendo menores las emisiones a medida que aumentan los niveles de alimentos concentrados. El factor de conversión de CH₄ (Y_m) indica el porcentaje de la energía metabolizable que se pierde como CH₄. Kebreab *et al.* (2008) y Harper *et al.* (1999) identificaron mayores Y_m en animales alimentados con proporciones crecientes de forraje en la dieta.

El N₂O se produce biológicamente en el suelo a partir de los procesos de nitrificación (oxidación aeróbica del amonio en nitrato, produciendo N₂O como

subproducto) y denitrificación (reducción anaeróbica del nitrato a nitrito cuyo productos finales son N_2O y N_2 ; Irisarry, 2009). La disponibilidad de N inorgánico en el suelo y condiciones anóxicas promueven las emisiones de N_2O (Irisarry, 2009).

En sistemas ganaderos sus principales fuentes son la aplicación de fertilizantes nitrogenados y la denitrificación a partir del manejo de las heces y orina.

Tomando este marco como referencia, donde la ganadería aparece como uno de los sectores claves en las emisiones de GEI, generando además otros efectos negativos sobre ecosistemas naturales y procesos de degradación de recursos naturales como erosión y desertificación es que han surgido posicionamientos con respecto a los sistemas pastoriles, cuestionándolos por contribuir en mayor proporción a las emisiones de GEI por kilogramo de producto respecto a los sistemas a corral.

Una visión contrastante con la anterior valora a los rumiantes como capaces de aprovechar fibras (celulosa, hemicelulosa y lignina) convirtiéndolas en productos de valor agregado; esto incluye a las pasturas nativas y a productos derivados de la industria (Oltjen y Beckett 1996, Garnett 2009). Asimismo reconocen a estos animales como actores clave en el proceso de mantenimiento de los ecosistemas pastoriles, manteniendo sus servicios ecosistémicos asociados (regulación del ciclo hidrológico y de nutrientes, minimización de la erosión del suelo, reservorios de biodiversidad entre otros) (Oltjen y Beckett, 1996). Otra característica valorada de los sistemas ganaderos pastoriles es que no compiten con fuentes de alimento que podrían ser utilizados por los seres humanos como los granos (Oltjen y Beckett 1996, Garnett 2009, Janzen 2011).

1.3 MODELACIÓN

Las estimaciones de emisiones de GEI a escala animal, predial, regional y global mediante modelos resultan clave para comprender estos procesos e identificar aquellas

variables que más influyen sobre las emisiones (McAllister *et al.*, 2011). No obstante esto, muchos modelos poseen rangos de incertidumbre amplios y están diseñados para trabajar a cierta escala y bajo ciertos supuestos, por lo que no son siempre extrapolables.

En este capítulo se presentan algunos de los modelos disponibles para calcular emisiones de GEI a nivel de sistema de producción. En la tabla 2 se presenta una síntesis de esta revisión.

Tabla 2. Ejemplos de modelos que estiman emisiones de GEI a nivel de sistemas de producción ganaderos.

Modelo	Institución	Entradas (Inputs)	Salidas (Outputs)
Holos (Little <i>et al.</i> 2008)	Agriculture – Agrifood (Canada)	Ubicación geográfica; superficie de cultivos y pasturas (actual y pasada); laboreo y barbecho; riego, agroquímicos, infraestructura, stock animal y productividades; manejo de efluentes; calidad de alimentación.	CH ₄ de fermentación y estiércol, N ₂ O de fertilizante, estiércol y orina, emisión y fijación CO ₂ ; manufactura inputs y emisiones N ₂ O por aplicación de fertilizantes.
Overseer (Wheeler <i>et al.</i> , 2008)	AgResearch (Nueva Zelanda)	Ubicación geográfica o condiciones de suelo/precipitación. Superficie de cada bloque de manejo. Número de animales y categorías. Digestibilidad y Energía Metabolizable de las pasturas. Fertilización (actual y anterior). Manejo de el estiércol. Método de laboreo. Contratación de servicios.	Balace de los principales nutrientes del suelo(N, P, K, S, Ca, Mg y Na). Lavado de nitratos y emisiones de N ₂ O del predio (incluyendo CO ₂ de importación de alimentos).
I.F.S.M. (Rotz <i>et al.</i> , 2009a)	USDA (Estados Unidos)	Áreas de cultivo, características del suelo, infraestructura y equipamiento, número de animales de cada categoría, estrategias de cosecha, laboreo y manejo de bosta; precios para productos e insumos; tamaño, costo inicial, operación y factores de reparación de maquinaria; localización geográfica (para información del clima).	Resultado económico, Emisiones de CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ .

A continuación se describe cada modelo con un mayor grado de profundidad.

Holos (Little *et al.*, 2008)

Es un modelo elaborado por el Ministerio de Agricultura de Canadá (Canada Agriculture – Agrifood) que tiene como objetivo principal la estimación de emisiones de GEI a escala predial para sistemas de producción diversos: lechero, ganadería de carne (ovinos y bovinos), suinos y forestación. Este modelo integra nuevos elementos a su antecesor directo: Farm GHG (Olesen *et al.*, 2004) que realiza balance de nutrientes en predios lecheros.

Holos es capaz de calcular, en una base temporal de un año, el almacenamiento (fijación) de C en el suelo y las emisiones de: N₂O del suelo bajo cultivos (emisión directa), N₂O del manejo del estiércol (emisión directa), N₂O del lavado y lixiviación (emisión indirecta), CH₄ de la fermentación entérica, CH₄ del manejo del estiércol, CO₂ del uso de energía en el predio, CO₂-equivalente netas (total) del predio

Las estimaciones de las emisiones se basan en la metodología del IPCC (2006). Enfoca la explotación agropecuaria holísticamente, sin profundizar demasiado en sus componentes individuales. De esta manera el operador del modelo puede plantearse diferentes escenarios de mitigación de emisiones y comparar esas opciones entre sí.

Holos utiliza valores fijos para algunas variables que son consideradas como poco prácticas para la mitigación de GEI (ej.: peso de los animales) o difíciles de conocer (ej.: energía digestible del campo natural). Estos valores se basan en promedios canadienses u opiniones de expertos.

El modelo está dividido en componentes para cada una de las siguientes operaciones prediales (Little *et al.*, 2008): cultivos/pasturas/uso del suelo, cría bovina, invernada bovina: re cría bovina a pasto o confinado, terminación en feedlot, bovinos de

leche, cría de ovinos (cordero para mercado), invernada ovina, suinos, avicultura, otros animales (ej.: bisontes, caballos, alpacas) y forestación.

Incorpora un análisis de la incertidumbre de los resultados, basado en opiniones de expertos. Esta clasificación es cualitativa y otorga valores de bajo (<20%), medio (<40%), alto (<60%) y muy alto (>60%).

El modelo presenta una serie de estrategias de mitigación a agregar en los escenarios como por ejemplo: incorporar/aumentar el áreas de pasturas (incrementa el almacenamiento de carbono en suelos y disminuye las emisiones de CO₂ derivadas de combustible fósil); incorporar/aumentar los cultivos perennes (incrementa el almacenamiento de carbono en los suelos hasta un nivel de equilibrio); reducir la intensidad del laboreo (incrementa el almacenamiento de carbono en los suelos hasta un nivel de equilibrio; podrían disminuir las emisiones de CO₂ por maquinaria y las de N₂O del suelo podrían disminuir o aumentar).

Overseer

Es desarrollado por FertResearch y AgResearch de Nueva Zelanda para realizar un balance de nutrientes de explotaciones agropecuarias. En la última versión (Wheeler *et al.*, 2008) se incorporan las emisiones de GEI (CO₂, CH₄ y N₂O). El modelo tiene cuatro opciones de sistemas de producción (pastoril, cultivos –incluye pasturas sembradas-, horti-fruticultura y sistemas pastoriles pequeños).

Los algoritmos utilizados surgen de los utilizados en el inventario nacional de GEI (por el Ministerio de Ambiente de Nueva Zelanda). Estas ecuaciones han sido modificadas para adaptarse a las condiciones específicas de los predios (ej.: productividad animal, fertilizantes, manejo de efluentes) y los resultados se presentan en una base de cálculo anual.

- Algunos factores de emisión (EF) destacados para este modelo son:
- Variabilidad en las emisiones de CH₄ de acuerdo a la calidad de la pastura (Raigrás + Trébol blanco= 26,5 g CH₄/kg; Kikuyo/gramíneas=34,5 g CH₄/kg; Paspalum= intermedio).
- Emisión de CH₄ de estiércol en pastoreo= 0,98 g CH₄/kg estiércol.
- Emisión de efluente en laguna (asumiendo 4,5 m profundidad) = 3,27 g CH₄/m².

Las emisiones de N₂O se calculan en base a factores de emisión calculados para Nueva Zelanda para el inventario de las emisiones nacionales (IPCC) y adapta algunos de ellos a las condiciones de precipitaciones y suelo de la localidad geográfica donde se ubica el predio. En cuanto a CO₂ el modelo estima emisiones de: extracción, procesamiento y aplicación de fertilizantes, energía de combustibles fósiles y eléctrica, transporte de materiales y riego. Actualmente el modelo ignora los sumideros; aunque estima el área de forestación requerida para fijar todas las emisiones del predio.

Overseer permite plantear diferentes opciones de mitigación; entre ellas se destacan el aumento en la eficiencia animal (para disminuir las emisiones de CH₄ entérico por unidad de producto) y la reducción en las dosis de fertilizante nitrogenado (para reducir las emisiones de N₂O)

Las emisiones se asignan de acuerdo a nueve unidades de manejo: pasturas, cultivos forrajeros, corte y transporte, frutas, cultivos, árboles y arbustos, zonas riparias, pantanos y hogar.

Integrated Farm System Model (IFSM)

Fue elaborado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) y por la Universidad de Pennsylvania (Rotz *et al.*, 2009a). El modelo surge de una serie de modelos anteriores que fueron incorporándose, tales como: crecimiento, cosecha y almacenamiento de alfalfa, pasando por modelos nutricionales, hasta aquellos que simulan erosión y emisión de GEI.

El alcance de IFSM contempla sistemas de producción de cultivos, bovinos de leche y bovinos de carne. Se simulan los procesos más importantes: producción de cultivos, cosecha, almacenamiento, alimentación, producción de leche o carne, manejo de la bosta, así como la devolución de los nutrientes del estiércol al suelo. El período de producción considerado es un año; se toma como supuesto que en ese año no hay ni adquisición ni venta de activos fijos (maquinaria, animales, infraestructura).

El modelo está diseñado para regiones templadas del norte de Estados Unidos y el sur de Canadá. Algunas aplicaciones se han hecho al norte de Europa, donde las condiciones climáticas difieren poco; asimismo, se ha aplicado en otras regiones como Brasil y Nueva Zelanda (Rotz *et al.*, 2009a).

El modelo se estructura en nueve submodelos mayores que son: cultivos y suelo, pastoreo, maquinaria, laboreo y siembra, cosecha de cultivos, almacenamiento de cultivos, rodeo y alimentación, manejo del estiércol y análisis económico.

Las emisiones de GEI son consideradas en dos órdenes: fuentes primarias y secundarias. Las primarias son aquellas que ocurren directamente en el proceso de producción, mientras que las secundarias incluyen: la manufactura de producción de combustible, electricidad, maquinaria, fertilizante, pesticidas y plástico usado en la producción de alimentos y mantenimiento de los animales.

El componente nutricional se basa en el CNCPS (Cornell Net Carbohydrate and Protein System), un modelo generado en la Universidad de Cornell que requiere como inputs ciertas características del alimento: contenido de proteína, proteína ruminal degradable, proteína insoluble detergente ácido, fibra no digestible, concentración de fósforo y potasio. El consumo se predice considerando el consumo de energía (limitado potencialmente por efecto físico del rumen) y el requerimiento mínimo de fibra.

Varias de las ecuaciones del IPCC utilizadas en este trabajo son la base que utilizan estos modelos para calcular sus emisiones. No obstante esto, la aplicación de estos modelos no pueden ser extrapolada a nuestras condiciones debido a que consideran las condiciones de clima y recursos naturales de cada país así como los factores de emisión y algunos datos de actividad que no son modificables por el usuario. Poseer modelos adaptados a las condiciones de nuestros sistemas productivos resulta fundamental para aproximarnos a las principales fuentes de emisión de nuestros sistemas y diseñar estrategias de mitigación a nivel académico, político y de las organizaciones de productores.

Crosson *et al.* (2011) revisaron 15 publicaciones que calculan las emisiones de GEI en sistemas de producción ganaderos de países desarrollados del hemisferio norte. La excepción es el trabajo de Subak (1999) que incorpora un sistema de producción de base pastoril africano. El más antiguo data de 1999, lo que demuestra que esta temática es de reciente aparición. Estas estimaciones si bien tienen un rango definido entre 8,4 (Subak, 1999) y 34 kg (White *et al.*, 2010) CO₂ eq/kg peso carcasa, no son comparables debido a que se utilizaron metodologías de cálculo diferentes (Análisis de Ciclo de Vida, sólo ecuaciones del IPCC, IFSM, Overseer), se tomaron diferentes etapas en el sistema de producción (sólo cría vacuna, sólo invernada, ciclo completo, ciclo completo más transporte e industria), se consideraron o no secuestro de carbono y en diferentes magnitudes. En cuanto a las unidades, Crosson *et al.* (2011) expresan los resultados en

kg CO₂ eq/kg peso carcasa, sin explicitar el rendimiento de los animales (algunos de los autores tampoco lo hacen en sus trabajos) y en especial Stewart *et al.* (2009) expresan las emisiones en kg CO₂ eq/kg proteína animal, lo que complica aún más la comparación. A excepción de Subak (1999) todos los trabajos que comparan sistemas con alto uso de concentrados en comparación con sistemas pastoriles concluyen que los primeros emiten menos GEI por unidad de producto.

Desde el punto de vista de los límites del sistema, los resultados de nuestro trabajo son comparables únicamente con los de Ogino *et al.* (2004) que considera las emisiones de un sistema de invernada de Japón.

En nuestra región, los trabajos de Von Bernard *et al.* (2007) en Argentina son uno de los primeros antecedentes en el cálculo de las emisiones de GEI de sistemas productivos. Este autor se basa en las ecuaciones del IPCC para estimar las emisiones de CH₄.

En Uruguay, la publicación de Becoña y Wedderburn (2010) es la primera en este sentido. Los autores comparan las emisiones de los principales GEI (CH₄, N₂O y CO₂) de dos sistemas de producción uruguayos (que combinan vacunos y ovinos) y dos neocelandeces (uno con vacunos y ovinos y otro con vacunos exclusivamente). Para la comparación utiliza OVERSEER, un modelo generado en Nueva Zelanda (Wheeler *et al.*, 2008). Los resultados de este trabajo muestran que los sistemas neocelandeces fueron los que más emisiones netas tuvieron pero fueron más eficientes productivamente, por lo que, tomando como unidad funcional a un kg de carne resultaron en la mitad de emisiones que los sistemas uruguayos (tabla 3).

Tabla 3. Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en Uruguay y Nueva Zelanda (kg CO₂-eq/año) totales y por unidad de producto (kg de carne) utilizando el modelo Overseer.

	Uruguay		Nueva Zelanda	
	Sistema 1	Sistema 2	Sistema 1	Sistema 2
Metano	1095	1145	3964	1820
Óxido nítrico	816	782	1854	826
Dióxido de carbono	25	13	177	50
Capital (infraestructura)	29	33	62	54
Emisiones totales	1965	1973	6057	2750
Emisiones por kg carne (kg CO₂ eq. kg carne⁻¹)	18,4	19,1	7,2	9,1

Becoña y Wedderburn, 2010

Becoña y Wedderburn (2010) también compararon el lixiviado de N, concluyendo que los sistemas neocelandeses pierden entre 2 y 4 veces más nitrógeno que los uruguayos, lo que indica que la mayor productividad de los primeros implica un trade-off con la pérdida de nutrientes y riesgo de contaminación de aguas.

1.4 HIPÓTESIS

En base a la revisión anterior, nos planteamos las siguientes hipótesis de trabajo:

- Los sistemas confinados emiten menos GEI que los pastoriles, expresados en kg CO₂-eq/kg de carne.
- Dado que la eficiencia de la producción de carne es dependiente de la dieta de los animales, aumentar la calidad y cantidad de alimento es el principal factor para reducir las emisiones de GEI por unidad de producto.
- Mejorar la eficiencia productiva de los sistemas pastoriles logrará una mayor reducción de GEI que mejorar la eficiencia de los sistemas confinados.
- La inclusión de otras variables de impacto ambiental modifica la performance relativa de los sistemas de engorde.

Es por esto que los objetivos del trabajo son:

1. Desarrollar una planilla de cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero (huella de carbono parcial) para sistemas de invernada vacuna de Uruguay, en base a la metodología del IPCC.
2. Estimar la huella de carbono parcial para sistemas de producción de invernada vacuna de Uruguay con base alimenticia contrastante: campo natural, pasturas sembradas y granos en confinamiento (feedlot), considerando sistemas teóricos definidos por expertos, y sistemas reales de producción (datos de productores).
3. Evaluar el impacto de modificar los sistemas de producción sobre las emisiones de GEI.
4. Identificar los posibles trade-off entre variables ambientales (emisiones de GEI, erosión y balance energético) de los diferentes sistemas de invernada vacuna del Uruguay.

2. GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN BEEF SYSTEMS IN URUGUAY AND TRADE-OFFS¹

Pablo Modernel, Valentin Picasso, Laura Astigarraga

Abstract

In many developing countries including Uruguay beef production has been historically based on natural rangelands or pasture grazing but recently grain based systems (feedlots) are also growing. Greenhouse gas emissions, an attributed cause of climate change, are a major concern for beef export industry since they could become trade barriers in the near future. Greenhouse gas emissions were estimated from three typical beef finishing systems (grazing on rangelands, grazing on seeded pastures and confined in feedlots) in Uruguay using IPCC equations and coefficients from national and international literature. Mitigation strategies, impact of changing emission factors and trade-offs among emissions, soil erosion and energy balance were evaluated. Total emissions for the finishing phase were 19.3, 12.6 and 5.7 kg CO₂-eq kg LW⁻¹ for rangelands, pastures and feedlots respectively. For the feedlot system erosion was highest and energy balance was highly negative, while the grazing systems had lowest erosion rates and positive energy balance. Increasing feed intake reduced emissions in 30 and 8% for grasslands and pastures. Variations in emission factors changed mean results from 2 to 40%. Trade-offs between GHG emissions and other environmental variables challenge the single focus on carbon footprint as a measure of sustainability of meat production.

Keywords: climate change, feedlot, pastures, erosion, energy balance.

¹ Artículo a ser enviado a Agricultural Systems

2.1 INTRODUCTION

Animal production is responsible for 10 to 18% of the world's global greenhouse gas (GHG) emissions, an attributed cause of climate change; Latin America has the largest cattle population (29%) and the highest proportion of global methane (CH₄) emissions (23.8%) (O'Mara, 2011). As global meat consumption is predicted to grow (1.7% per year to 2030, and by 1.0 % per year to 2050) (FAO, 2006), mitigating GHG emissions without compromising production is a major goal for researchers and policy makers (McAllister *et al.*, 2011). Modeling has shown that CH₄ and nitrous oxide (N₂O) are the most important GHG in livestock systems and that mitigation strategies such as improving animal's performance, intensifying production and sequestering C can reduce emissions per unit of product from 5 to 70% (Crosson *et al.*, 2011). Increasing productivity may be a strategy for reducing emissions per kg of meat (Pelletier *et al.*, 2010, Stewart *et al.*, 2009) but trade-offs may exist with other environmental impacts like soil erosion, groundwater pollution and fossil energy use (Steinfeld *et al.*, 2006; Subak, 1999).

In many developing countries where beef production has been historically based on pasture grazing, confined systems (feedlots) are growing in number, due to causes including the price relations between grain and meat and the expansion and intensification of grain agriculture (Steinfeld *et al.*, 2006). For instance, in Uruguay, agriculture area increased from 2.5 million ha to 3.5 million ha in the last decade while the number of feedlots grew 25% from 1997 to 2008 (AUPCIN, 2010). There are no published results comparing environmental impacts of feedlots with grazing systems in the same agro-ecological conditions in Latin America.

Greenhouse gas emissions are a major concern for beef export industry and governments, since they could become trade barriers in the near future. Furthermore, soil erosion and cost of fossil energy are also major concerns for governments since they

affect directly the sustainability of agricultural systems. Indicators of these environmental issues are needed for policy makers, farmers, and researchers to improve production schemes in a sustainable way. The aim of this work was to estimate GHG emissions from three typical beef finishing systems in Uruguay, evaluate mitigation strategies and trade-offs among emissions, soil erosion and energy balance.

2.2 MATERIALS AND METHODS

Beef production systems

In Uruguay there are largely three beef finishing systems with contrasting diets, based on: grazed natural rangeland, grazed seeded pasture, and confined (feedlot), although combinations of these three systems also exist (INAC, 2010). Technical parameters for these three typical systems for Uruguay were obtained from national literature (Ferrés, 2004; Mieres *et al.*, 2004; Pigurina *et al.*, 1998; Risso, 1997; Ayala and Carámbula, 1995; Leborgne, 1983) and experts' opinion (Table 1). The limits of the system were defined as steers starting with 350 kg and sent to slaughter at 500 kg live weight, including animal emissions as well as feed and inputs production emissions.

Cow-calf system's emissions were not included because there is largely a single extensive grazing cow-calf system in Uruguay and our aim was to identify differences among systems, rather than estimating an average whole figure for the country. Infrastructure emissions were considered negligible due to the long period of use (Edwards-Jones *et al.*, 2009; Frischknecht *et al.*, 2007).

Table 1. Description of dietary and production characteristics of three typical beef finishing systems in Uruguay

System	Rangeland	Pasture	Feedlot	Source
Diet (Dry Matter %)	100% Natural pasture	100% Seeded pasture	Sorghum silage (19%), Corn (11%), Wheat grain (17%), sorghum grain (46%) and sunflower expeller (6%)	Ferrés, 2004; Mieres <i>et al.</i> , 2004; Pigurina <i>et al.</i> , 1998; Risso, 1997
Dry matter intake (kg·animal⁻¹·day⁻¹)	8.2	8.8	7.8	
Dry matter digestibility (%)	61	67	81	Mieres <i>et al.</i> (2004)
Crude protein in diet (%)	9.5	18.1	11.1	Mieres <i>et al.</i> (2004)
Metabolizable energy in diet (Mcal·animal⁻¹·day⁻¹)	17.5	20.6	21.8	Mieres <i>et al.</i> (2004)
Average daily gain (kg·animal⁻¹·day⁻¹)	0.3	0.7	1.3	Pigurina <i>et al.</i> , 1998; Risso, 1997; Ferrés, 2004
Time (days)	500	215	120	

A rotation of three-year pasture seeded with tall Fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.), white clover (*Trifolium repens* L.) and bird's-foot trefoil (*Lotus corniculatus* L.), and three-year crops was assumed for the pasture system. A continuous cropping rotation was assumed for the feedlot system, in order to supply the required grains, with two crops per year, one in summer and one in winter (sorghum-fallow-soybean-wheat-sunflower-ray grass). In both cases the soil preparation method was no-tillage.

Table 2. Inputs utilized for each crop or pasture and nutritional characteristics.

	Range- land ⁸	Pasture 1st. year	Pasture 2nd. year	Pasture 3rd. year	Sorghum Silage	Corn grain	Wheat grain	Sorghum grain	Sunflower expeller
N fertilizer (kg N·ha⁻¹)¹	0	69	0	0	69	115	115	69	69
Diesel (L·ha⁻¹)¹	0	8	4	2	37	40	29	29	29
Seed (kg·ha⁻¹)¹	0	F,W,B ⁶ : 12,2,5			10	20	100	10	4
Pesticides (kg·ha⁻¹)^{1,2}	0.0	2.3	0.3	0.3	4.4	4.4	2.5	4.4	4.4
Yield (Mg of DM)³	4.0	5.0	10.0	7.0	13.0	4.5	3.0	4.1	0.4 ⁷
Moisture (%)⁴	48	25	25	25	37	88	89	90	90
Organic Matter digestibility (%)⁴	57	63	63	63	63	82	81	85	66
Crude Prot. (%)⁴	9.5	18.0	18.0	18.0	7.6	9.2	14.8	8.6	36.3
Metabolic energy (Mcal·kg DM⁻¹)⁴	2.1	2.4	2.4	2.4	2.2	3.3	3.1	3.3	1.4
Area (ha)⁵	0.98	0.23	0.23	0.23	0.04	0.03	0.06	0.12	0.17

¹Estimations based on typical field management operations from Copagran (Rafael Vidal, com. pers.) and CUSA (2011). ² Active ingredient.

³ Based on: MGAP (2011b) (crops), Leborgne (1983) (rangeland), and Díaz (1995) (pasture). ⁴ Based on Mieres *et al.* (2004). ⁵ Area needed to feed one animal from 350 kg to 500kg ⁶ F: Fecue, W: White clover and B: Birds-foot trefoil, respectively. ⁷ 30% of the harvested grain goes to expeller. ⁸ Rangeland from Fray Bentos Unit (Leborgne, 1983)

GHG emissions

An IPCC (2006) Tier 2 approach was used to estimate CH₄, N₂O and CO₂ emissions. Enteric fermentation (IPCC equations 10.19, 10.21), manure management /deposition (IPCC equations 10.22 to 10.24, 10.28, 10.29, 11.1, and 11.5) were considered for all three systems. Extraction, manufacture and transport of inputs, direct and indirect emissions from N fertilization, and diesel combustion for feed production were also considered for pasture and feedlot. Diesel combustion for feed distribution was considered only in feedlot.

Calculations were organized in three models: nutritional, land-use and emissions. Animal energy and protein requirements were calculated following NRC (2001) and AFRC (1993) for British breed animals. Animal consumption was assumed as 100% of feed offered or forage utilized. Average daily gain was considered constant for the entire period. Inputs for the nutritional model were animal initial and final weight, average daily gain, and feed characteristics (type of diet and how it was offered). This nutritional model calculated the gross energy and crude protein for the emissions model and forage and grain required for the land use model.

The land-use model then calculated area and inputs (fertilizers, fuel, seeds, and pesticides) necessary to produce the required amount of feed, using national technical coefficients for crop and forage production (Table 2). These outputs were the activity data inputs for the emissions model, which then estimated emissions using IPCC equations.

Emission factors for extraction of raw materials, manufacture, and transport of inputs (Table 3) were calculated using the methodology described by Spielmann *et al.* (2007) and data from Ledgard (com. pers.). In those cases where national data were not available international literature was used (Lal, 2004 and Green, 1987) (Table 3).

Emissions derived from seed production were calculated by the simulation of one production cycle and a seed harvesting index from Carámbula (1981).

Table 3. Emission factors considered for inputs

Input (units in kg unless otherwise specified)	Emission factor (kg CO ₂ -eq kg ⁻¹)	Source
Diesel (L) ¹	2.98	
Herbicides		
Glyphosate (L) ¹	11.90	
Atrazine	6.5	
2-4 D	2.94	
Picloram	18.25	
Metolachlor	18.27	Green (1987)
Flumetsulam	18.25	
Paraquat	8.72	
Lorsban	14.79	
Cypermethrin	10.01	
Average herbicides	18.25	Lal (2004)
Average insecticides	14.79	
Fertilizers³		
Urea	0.793	
Diammonium phosphate	0.798	
Ammonium phosphate	0.052	
Phosphorite	0.091	
Phosphorite 31%	0.025	
Potassium chloride	0.424	
Monocalcium phosphate	0.377	
Average fertilizers	0.366	
Seeds		
Alfalfa (<i>Medicago sativa</i> L.)	0.1	
Oat (<i>Avena sativa</i> L.)	0.394	
Fescue (<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.)	0.111	
Bird's Foot Trefoil (<i>Lotus corniculatus</i> L.)	0.122	
Moha (<i>Setaria italica</i> (L.) P. Beauv.)	0.101	
Rye grass (<i>Lolium multiflorum</i> Lam.)	0.033	
Perennial Rye grass (<i>Lolium perenne</i> L. ssp. <i>perenne</i>)	0.033	
Forage sorghum (<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench)	0.046	
Sudan grass (<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench ssp. <i>drummondii</i> (Nees ex Steud.) de Wet & Harlan)	0.059	
Dactylis (<i>Dactylis glomerata</i>)	0.111	
White clover (<i>Trifolium repens</i> L.)	0.092	
Red clover (<i>Trifolium pratense</i> L.)	0.059	
Barley (<i>Hordeum vulgare</i> L.)	0.226	

Forage wheat (<i>Triticum aestivum</i> L.)	0.215
Corn (<i>Zea mays</i> L.)	0.151
Forage maize (<i>Zea mays</i> L.)	0.151
Grain sorghum (<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench ssp. <i>bicolor</i>)	0.149
Sunflower (<i>Helianthus annuus</i> L.)	0.484
Soybean (<i>Glycine max</i> (L.) Merr.)	0.303

¹ Calculations made using Tier 2 IPCC (2006) and information from MIEM (2010). For maritime transport, methodology described by Spielmann *et al.* (2007) and 9.0×10^{-3} kgCO₂.eq.t⁻¹.km⁻¹ from Ledgard (com. pers.) was used.

³ Calculations made using Spielmann *et al.* (2007) and 9.0×10^{-3} kgCO₂.eq.t⁻¹.km⁻¹ from Ledgard (com. pers.). Data from country of origin, means of transportation and amounts imported in the last 5 years were obtained from MGAP (2011a).

As soil carbon sequestration is very debated and authors who include it in calculations have different criteria (Subak, 1999, Pelletier *et al.*, 2010) we considered the soil's carbon stock as constant, as recommended by IPCC (2006). Global warming potential was 1 for CO₂, 25 for CH₄ and 298 for N₂O (Forster *et al.*, 2007).

Other environmental impacts

This paper does not focus on a whole Life Cycle Analysis methodology, though some additional environmental impacts were estimated in order to have a broader perspective of these production systems.

Erosion rates were estimated using EROSION 5.0 (García Préchac, *et al.*, 2005), a software based on the Universal Soil Loss Equation (Renard *et al.*, 1994) and its later Revision (USLE/RUSLE) for each system's crop/pasture rotation in the same location and soil type (Mercedes, Brunosol subeutrico típico; for slopes of 3% and 100 m long). These erosion rates (in kg·ha⁻¹) were multiplied by the area needed on each system to feed one animal to calculate total erosion (in kg), and expressed as kg of soil loss/kg LW. For Rangeland erosion rate was taken as the default value from EROSION 5.0.

An energy balance was constructed using the model Agroenergía (Llanos, 2011). This model quantifies the amount of energy produced by the system in products (meat and milk) and the energy from fossil fuels used as inputs of the system. The energy balance was calculated by subtracting fossil fuel energy consumption from energy in product (meat), and expressed in MJ/kg LW.

Sensitivity analysis

Since this is the first study conducted to estimate GHG emissions from beef cattle in Uruguay, more important than the actual absolute estimation was to assess the sensitivity to changes management practices as well as calculation parameters, to point out to future research needs. Previous studies (Beauchemin *et al.*, 2010; Pelletier *et al.*, 2010; Stewart *et al.*, 2009) found that the main source of emissions in grazing systems is CH₄; also, other authors have highlighted that the time it takes to finish the animal is key (Ogino *et al.*, 2004; Subak, 1999). Therefore, we conducted a sensitivity analysis to improving average daily gain through pasture management in grazing systems. This was accomplished through changes in forage offer, according to Nabinger and de Faccio Carvalho (2009) and Boggiano *et al.* (2005) for Rangelands and on Pigurina *et al.*, (1998) for Pastures. On Feedlot, Pelletier *et al.* (2010) have shown that CH₄ from manure management is a major emission source; therefore, we evaluated a manure management change from liquid-slurry (most common system in Uruguay) to lagoons or daily spread.

IPCC default parameters have been challenged because they don't fully account for local heterogeneity (Lasseby, 2007). Pelletier *et al.* (2010) and Von Bernard *et al.* (2007) found high variability on Y_m (% of Gross Energy lost as CH₄) and de Klein *et al.* (2003) and Carran *et al.* (1995) on EF₃ (Emission N₂O factor according to manure management system and region). In this study we assessed sensitivity to these parameters. The sensitivity to Y_m, changed the default IPCC value 6.5, 6.5 and 3

(Rangeland, Pastures and Feedlot respectively) to the range from 5.5, 5.5 and 2 (Rangeland, Pastures and Feedlot respectively) to 7.5, 7.5 and 4 (Rangeland, Pastures and Feedlot respectively). For the EF₃ we changed the default IPCC value 0.02, 0.02 and 0.005 (Rangeland, Pastures and Feedlot respectively) to the range of 0.007, 0.007 and 0.0025 (Rangeland, Pastures and Feedlot respectively) to 0.06, 0.06 and 0.01 (Rangeland, Pastures and Feedlot respectively) (IPCC, 2006).

2.3 RESULTS

GHG Emissions

In all systems the largest portion of emissions came from CH₄ (75% for rangeland, 52% for pasture and 40 % for feedlot), although in feedlot CH₄ emissions were lower and similar as N₂O emissions. Carbon dioxide emissions were relevant only in Feedlot (18%), being negligible in Pasture (3%) and Rangeland (0%) (Table 4).

The largest source of emissions in all systems is enteric fermentation, with higher percentages in grazing systems. In these systems, manure applied on Pasture is the second source in importance, while it is third in Feedlot, slightly overcome by nitrogen fertilization. Other relevant sources in Feedlot are energy for crop production (fuel) and crop residues; these sources are not relevant for pastoral systems.

Table 4. Greenhouse gas emissions per gas and source from three typical finishing cattle systems in Uruguay

		Rangeland	Pasture	Feedlot
GHG Emissions (kg CO ₂ -eq kg LW ⁻¹)	CH ₄	14.5	6.6	2.3
	N ₂ O	4.8	5.6	2.4
	CO ₂	0.0	0.4	1.0
	Total	19.3	12.6	5.7
Source of emissions (%)	Enteric fermentation	73.7	52.7	31.8
	Manure	25.7	33.4	20.1
	N Fertilizer	0.0	4.4	20.9
	Crop residues	0.5	6.8	10.6
	Crop production	0.0	2.8	16.7
	Total	100.0	100.0	100.0

Sensitivity analysis

The biggest impact overall comes from changing the EF₃ in Pasture and Rangeland (table 5). This EF has little effect over Feedlot due to the less important role of N₂O from manure management and the smaller variation range of scenarios.

Improving forage production in rangeland improved average daily gain from 0.3 to 0.5 kg·animal⁻¹·day⁻¹ and in mixed pasture from 0.7 to 0.9 kg·animal⁻¹·day⁻¹. These improvements had a remarkable mitigation impact on rangeland and moderate in pasture due to reduction in CH₄ emissions. Changes in manure management to daily spread has positive impacts for Feedlot.

These scenarios showed that changes in parameters had a larger impact than changes in management practices, suggesting that uncertainties on these parameters may have a large impact over the GHG estimations.

Table 5. Relative change in estimated total GHG emissions (%) as a consequence of changes in management practices and calculation parameters, for three typical beef finishing systems in Uruguay.

	Beef finishing system	Worst case scenario -	Base scenario (default value)	Best case scenario +	Change (%)	
					-	+
Management						
Forage consumption (kg DM/animal/day) ¹	Rangeland	-	8.2	9.6	-	-30
	Pasture	-	8.8	9.9	-	-8
Manure management system	Feedlot	Lagoon	Liquid-slurry	Daily spread	15	-11
Parameters²						
Y _m (% of GE lost as CH ₄)	Rangeland	7.5	6.5	5.5	11	-11
	Pasture	7.5	6.5	5.5	8	-8
	Feedlot	4	3	2	8.5	-8.5
EF ₃ (% of N lost as N ₂ O) ³	Rangeland	0.06	0.02	0.007	40	-13
	Pasture	0.06	0.02	0.007	53	-17
	Feedlot	0.01	0.005	0.0025	4	-2

¹The simulated change in forage consumption was assumed to be achieved by increasing forage production due to improved grazing management

²IPCC default parameters were changed to the minimum and maximum value of the range (IPCC, 2006)

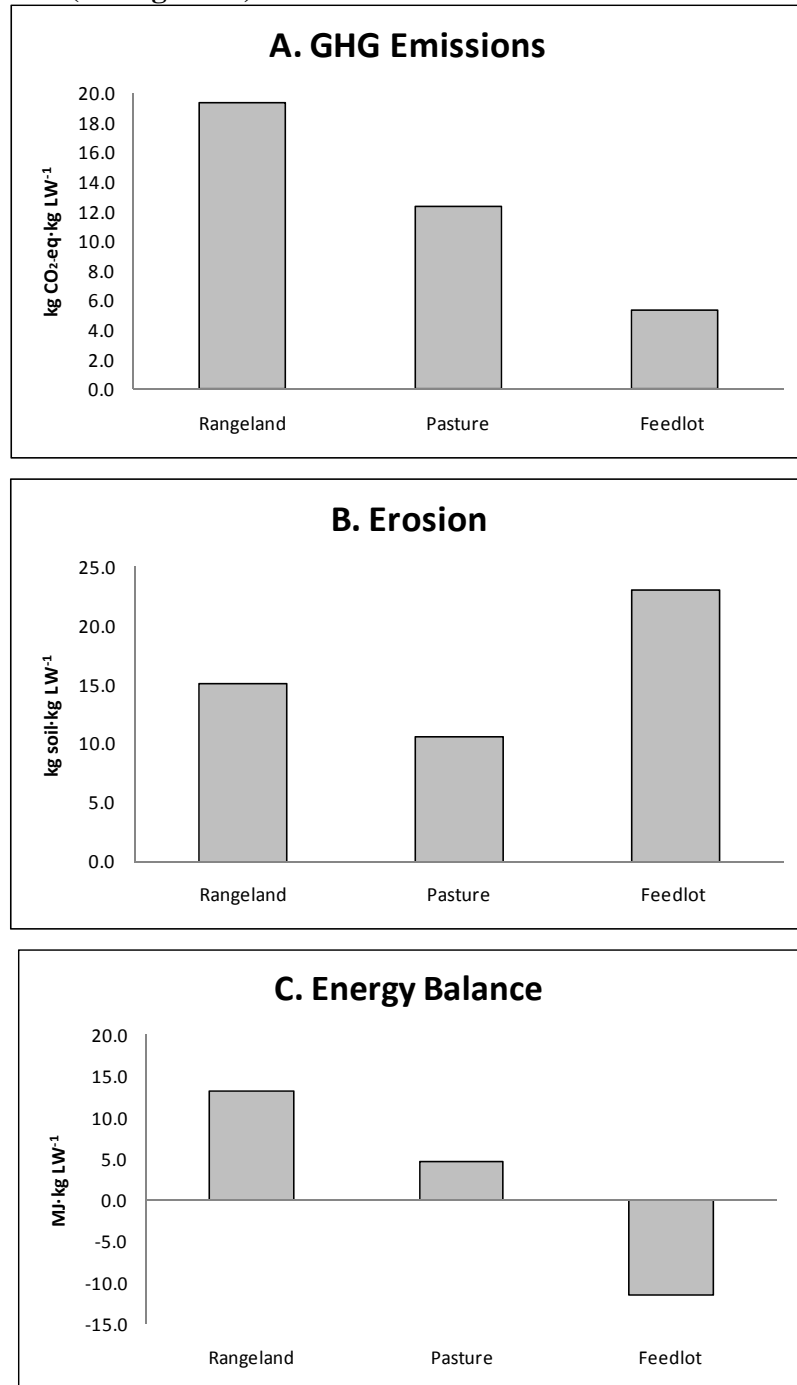
³EF₃ for manure management in Feedlot and deposition in pasture and rangeland

Erosion and energy balance

Crop rotation associated to Feedlot had the highest erosion rates, (8.5 Mg·ha⁻¹) compared to Pasture and Rangeland (2.3 Mg/ha each). When these figures are weighted through the area of each system needed to finish one steer (0.98, 0.69 and 0.41 ha/animal for Rangeland, Pasture Feedlot) total erosion in kg of soil lost per kg of LW is highest in Feedlot and lowest in Pasture (Fig. 1).

Fossil energy balance shows that grazing systems produce more energy in beef than fossil energy consumed, with Rangeland with the highest balance. On the other hand, Feedlot consumes more fossil energy than produced in beef.

Fig. 1. Environmental impacts of three typical beef finishing systems in Uruguay: A. GHG Emissions ($\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg LW}^{-1}$), B. Erosion ($\text{kg soil}\cdot\text{kg LW}^{-1}$) and C. Energy balance ($\text{MJ}\cdot\text{kg LW}^{-1}$).



2.4 DISCUSSION

Comparison with earlier estimations

Crosson *et al.* (2011) reviewed 15 studies that modeled emissions from beef systems. Most of them included cow-calf and finishing systems. Only three centered their results and discussion on the finishing stage (Pelletier *et al.*, 2010; Nguyen *et al.*, 2010; Ogino *et al.*, 2004). Several factors influence differences in results: methods of calculation, management practices (Casey and Holden 2006a), breeds (Ogino *et al.*, 2004, Casey and Holden 2006a, Nguyen *et al.*, 2010), system boundaries and functional units (Peters *et al.*, 2010; Stewart *et al.*, 2009; Casey and Holden 2006a and 2006b). All these differences make comparing absolute GHG emission values impossible, although some conclusions can be drawn from the comparison between systems. Differences among Feedlot and grazing systems reported by Pelletier *et al.* (2010), Nguyen *et al.* (2010) and Phetteplace *et al.* (2001) were in smaller than the ones found in our study. Something remarkable of our results is the large difference in GHG emissions between systems (Rangeland triples Feedlot and Pasture doubles it, fig. 1). There are two main reasons for this. The first one is that in our study we did not include the emissions from the cow-calf stage. As the cow-calf system makes an important contribution to the whole emission (80, 64-70 and 75% for Beauchemin *et al.*, 2010, Pelletier *et al.*, 2010 and Phetteplace *et al.*, 2001, respectively) adding this number to the finishing stage makes relative differences smaller. The second reason is that our Rangeland system's average daily gain is the lowest reported among all studies (0.3 kg/animal/day). This variable, which defines the total length of the finishing stage has been described by several authors (Pelletier *et al.*, 2010; Ogino *et al.*, 2004) to be a major driving on GHG emissions; especially CH₄. Improving the average daily gain in our rangelands systems is feasible by better grazing management and efforts are being made in this regard as discussed below.

We confirmed that CH₄ is the major source of emission in grazing systems, as previous studies have shown (Pelletier *et al.*, 2010; Cederberg and Staging, 2003; Phetteplace, *et al.*, 2001), being more important in Rangeland due to the fodder quality (digestibility, metabolic energy and crude protein). Also, we confirmed that CO₂ is a relevant source only on Feedlot systems, where CH₄ and N₂O have similar figures among them (Pelletier *et al.*, 2010; Subak, 1999; Phetteplace, *et al.*, 2001).

Mitigation strategies

Improving animal performance has significant reductions in emissions from grazing systems (Nguyen *et al.*, 2010, Pelletier *et al.*, 2010, Cassey and Holden, 2006b). Research done in Uruguay and southern Brazil by Nabinger and de Faccio Carvalho (2009) and Boggiano *et al.* (2005) have shown that forage productivity can be increased by changing intensity of defoliation in Rangeland through increasing forage offer to 12% of liveweight; this practices have also been tested in Pasture systems by Beretta *et al.* (2006). By this improvement in forage productivity, animal productivity can also increase (average daily gain) and time needed to reach the slaughter weight is reduced by 67 and 29% for Rangeland and Pastures respectively. Finally, CH₄ from enteric fermentation and N₂O from urine decrease; as a result emissions per unit of product also decrease. This is a promising GHG mitigation strategy in grazing systems (Beukes *et al.*, 2009).

Changing manure management in Feedlot had an impact of on emissions, increasing 15% in lagoon systems and decreasing 11% in daily spread systems. However, this latter option could hide a trade-off, by increasing energy consumption (and therefore CO₂ emissions, which were not included in the calculation) as well as increased risk for water eutrophication if the effluent is applied with high soil moisture. These variables had to be considered in further research to find the optimal manure management for feedlots.

Changing parameters

Changing Y_m made significant changes in all three systems; the largest impact was on Rangeland results. Even though CH_4 represent 48% for Pasture and 23% for Feedlot, scenario's change for Y_m were 15% for Pasture and 33% for Feedlot, concluding with similar results. These results point in the same direction as Pelletier *et al.* (2010) who obtained reductions of 6% in Feedlot by changing the emission factor from 5.5% to 3%. Von Bernard *et al.* (2007) made a similar exercise for Argentinean systems, reducing Y_m of Rangeland and Pasture, obtaining reductions of 27 and 60% of enteric CH_4 emissions.

As N_2O from manure was a relevant emission sources in all three systems (24, 33 and 8.7 for Rangeland, Pasture and Feedlot respectively) changes in EF_3 was thought to make an important change in overall emissions. Changes in Feedlot were less relevant than in grazing systems, where the lowest emission factor value made an average reduction of 15% and the highest value increased emissions by 46.5% in average. Several works in New Zealand grazing systems (de Klein *et al.*, 2003; Carran *et al.*, 1995) have shown that, due to the content of N in the urine the EF_3 can be reduced from 2% to 1%. These analyses show the importance of having adapted Emission Factors to reduce uncertainties; which encourages researchers to measure parameters for local conditions.

Energy consumption

Energy consumption or energy balance from beef production systems have been reported by Pelletier *et al.* (2010), Nguyen *et al.* (2010), Ogino *et al.* (2004) and Cederberg and Stadig (2003). Our findings suggest that grazing systems have a positive balance between produced and consumed fossil energy (fig. 1). This agrees with Koknaroglu *et al.*, (2007), being Rangeland the most efficient system since there is no

use of fossil fuel energy. On the other hand, these figures diverge from Pelletier *et al.* (2010) whose results show that Feedlot is more efficient in transforming industrial energy into animal production. Three differences between the North Western United States and Uruguay production systems may explain this difference. The first one is that our study considered a system where beef production is based on transforming solar energy into pasture and there's no need of supplying industrial energy (Rangeland). Pasture is not as efficient as Rangeland but, in our case, the use of industrial energy is limited to the first year of seeding the pasture and there's almost no intervention in the following 3 years, because of the use of perennial species that produce enough fodder for 3 or more years. Finally, these pastures include legumes species (*Trifolium repens* and *Lolium multiflorum*) who have the ability to fix N from the atmosphere, lowering the levels of N from the fertilizers. This input has high energy requirements on its industrial process. Therefore, in our conditions and pastures, grazing systems have a better energy balance than feedlots.

Erosion

Peters *et al.* (2010) found erosion differences among production systems and agro-ecological regions. In our case we used the same agro-ecological zone to make environmental factors homogeneous. The erosion rate was similar for Pasture and Rangeland ($2.3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$), being more than three times bigger for Feedlot ($8.5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, fig. 1). Differences get smaller when these numbers are weighted by the surface needed in the rotation to satisfy animal feed requirements. These figures become important in a local sense to know the impacts on soil by animal production. They are also important in a whole systems perspective, since production system's requirements are not the same around the world and would have differences due to specific agro-ecological conditions.

2.5 CONCLUSIONS

Environmental impacts from beef production systems are gaining attention throughout the world. Developing countries are not the exception, especially those where meat production is an important economic source. Our study suggests that confined systems have less GHG emissions than grazing systems. Mitigation strategies seem to have more impact on grazing systems, especially in those where productivity levels are easier to improve. This encourages research to improve productivity by managing natural resources and ecosystem services where rangelands are still remaining.

Local adapted emission factors are key to have a more accurate estimation of emission due to the great range of values that can be found. Research is being done in developed countries but it's still missing in Uruguay.

Comparing confined and grazing, the latter seem to have less impact on soil erosion and are more efficient in transforming energy derived from fossil fuels, which shows a trade-off among productivity, GHG emissions, soil erosion and energy consumption. Trade-offs between GHG emissions and other environmental variables challenge the single focus on carbon footprint as a measure of sustainability of meat production. This fact highlights the importance of looking at production systems from a broad perspective to understand the actual environmental impacts, and suggest policy recommendations.

2.6 REFERENCES

- AFRC, 1993. Energy and Protein Requirements of Ruminants. CAB International, Wallingford, UK.
- Ayala, W., Carámbula, M., 1995. Efectos de la dotación y el sistema de pastoreo sobre la productividad de pasturas naturales y mejoradas. *Revista Argentina de Producción Animal*. 151, 385-388.
- Beauchemin K., Janzen H. H., Little S., McAllister T., McGinn S., 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agr. Syst.* 103, 371–379.
- Beretta, V., Simeone, A., Elizalde J. C., Baldi, F., 2006. Performance of growing cattle grazing moderate quality legume–grass temperate pastures when offered varying forage allowance with or without grain supplementation. *Aust. J. Exp. Agr.* 46(7), 793–797.
- Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G., Waghorn, G.C., 2009. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. *Agr., Ecosyst. Environ.* 136, 358–365.
- Boggiano, P., Zanoniani, R., Millot J.C., 2005. Respuestas del campo natural a manejos con niveles crecientes de intervención. In: Seminario de actualización técnica en manejo de campo natural. INIA. Risso, D., Ayala, W., Bermúdez, R., Berretta, E. (Editores). Serie Técnica N° 151. INIA, Montevideo. Uruguay
- Carámbula, M., 1981. Producción de Semillas de Plantas Forrajeras. Ed. Hemisferio Sur. 518 p. Montevideo. Uruguay
- Carran, R. A., Theobald P.W., Evans, J. P., 1995. Emission of nitrous-oxide from some grazed pasture soils in New Zealand. *Aust. J. Soil Res.* 33 (2), 341 – 352.
- Casey, J., Holden, N., 2006a. Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agr. Syst* 90, 79–98.

- Casey, J., Holden, N., 2006b. Greenhouse gas emissions from conventional, agrienvironmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *J. Environ. Qual.* 35, 231–239.
- Cederberg, C., Stadig, M., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. LCA* 8, 350–356.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M., 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.
- CUSA, 2011. Cámara Uruguaya de Servicios Agropecuarios. <<http://www.cusa.com.uy/>> (accessed July 2011) http://www.cusa.org.uy/precios_servicios_agricolas.html.
- de Klein, C. A. M., Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., Lilljejohn, R. P., 2003. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. *Aust. J. Soil Res.* 41, 381–399.
- Díaz, L., 1995. Estudios sobre la producción de forraje estacional y anual de leguminosas forrajeras. Tesis Ing. Agr. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. Montevideo. Uruguay. 103 p.
- Edwards-Jones, G., Plassmann, K., Harris, I. M., 2009. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. *J. Agr. Sci.* 147, 707–719.
- FAO, 2006. World Agriculture: Towards 2030/2050. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Ferrés, A., 2004. El feedlot es una oportunidad. 3er Congreso de producción y comercialización de carne. LATU – AUPCIN. 23 y 24 de noviembre de 2004. Montevideo – Uruguay. <<http://www.delcampoalplato.org/documentos/2004presentacion06.pdf>> (accessed June 2011).

- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz and R. Van Dorland, 2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 234 p.
- Frischknecht, R., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Heck, T., Jungbluth, N., Kellenberger, D., Nemecek, T., 2007. The environmental relevance of capital goods in life cycle assessments of products and services. *Int. J. LCA.* 15, 806-816.
- García Préchac, F., Clérici, C., Hill, M., Brignoni, A., 2005. EROSION versión 5.0, Programa de computación para el uso de la USLE/RUSLE en la Región Sur de la Cuenca del Plata. Versión operativa en Windows. DINAMA-UNDP, Proyecto URU/03/G31 y CSIC-UDELAR, disponible en: <http://www.fagro.edu.uy/~manejo/>.
- Green, M.B., 1987. Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In: Z.R. Helsel (editor). *Energy in Plant Nutrition and Pest Control*. Elsevier, Amsterdam, p.165-177.
- INAC, 2010. Instituto Nacional de Carnes. Informe estadístico año agrícola. Julio/2009 – Junio 2010. Montevideo, Uruguay. 85 p.
- IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- Lal, R., 2004. Carbon emission from farm operations. *Environ. Int.* 30, 981–990.
- Lassey, K. R., 2007. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agr. For. Met.* 142, 120–132.
- Leborgne, R., 1983. Antecedentes técnicos y metodología para presupuestación en establecimientos ganaderos. Montevideo, Uruguay. Ed. Hemisferio Sur. 54 p.

- Llanos, E., 2011. Eficiencia Energética en sistemas lecheros del Uruguay. Master's thesis. Facultad de Agronomía, Universidad de la República. Uruguay. 48 p.
- Koknaroglu, H., Ekinici, K., Hoffman, M. P., 2007. Cultural Energy Analysis of Pasturing Systems for Cattle Finishing Programs. *J. Sus. Agr.*30:1, 5-20.
- McAllister, T.A., Beauchemin, K.A., Hao, X., McGinn, S.M., Robinson, P.H., 2011. Greenhouse gases in animal agriculture—Finding a balance between food production and emissions. *Anim. Feed. Sci. Technol.* 166– 167, 1– 6.
- MGAP, 2011a. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección de Servicios Agrícolas. <<http://www.mgap.gub.uy/DGSSAA/index.htm>>. (accessed march 2011).
- MGAP, 2011b. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección Estadísticas Agropecuarias. Series históricas. <<http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,60,O,S,0,MNU;E;2;16;10;6;MNU;>>. (accessed march 2011).
- MIEM, 2010. Ministerio de Industria, Energía y Minería – Dirección Nacional de Energía. La matriz energética en Uruguay – 2009. <<http://www.miem.gub.uy/gxpsites/hgxpp001?5,6,239,O,S,0,MNU;E;72;1;73;6;MNU;,>>. (accessed may 2011).
- Mieres, J. M., Assandri, L., Cúneo, M., 2004. Tablas de valor nutritivo de alimentos. In: Guía para alimentación de rumiantes. INIA La Estanzuela. Mieres, J. M. (ed.). Serie técnica N° 142, 13-66.
- Nabinger, C., de Faccio Carvalho, P.C., 2009. Ecofisiología de Sistemas Pastoriles: Aplicaciones para su Sustentabilidad. *Agrociencia (Rev. científica de la Facultad de Agronomía-UDELAR)* Montevideo, Uruguay N° 3, Vol. XIII, 18 – 27.
- Nguyen, T., Hermansen, J., Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *J. Clean. Prod.* 18, 756–766.
- NRC, 2001. National Research Council. *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*, 7th Revised edition. Washington, DC: NationalAcademyPress. 249 p.
- 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.

- Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., Shimada, K., 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Anim. Sci. J.* 82, 2115–2122.
- Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R., 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agr. Syst* 103, 380–389.
- Peters, G., Rowley, H., Wiedemann, S., Short, M., Schultz, M., 2010. Red Meat Production in Australia: Life Cycle Assessment and Comparison with Overseas Studies. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1327–1332.
- Phetteplace, H., Johnson, D., Seidl, A., 2001. Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 99–102.
- Pigurina, G., Soares de Lima, J.M., Berretta, E.J., Montossi, F., Pittaluga, O., Ferreira, G., Silva, J. A., 1998. Características del engorde a campo natural. In: Seminario de actualización en tecnologías para basalto. INIA Tacuarembó. Berretta, E. J. (ed.). Serie técnica N°102, 149-160.
- Renard, K.G.; Laflen, J.M.; Foster G.R.; Mc Cool, D.K. 1994. The Revised Universal Soil Loss Equation. In Lal, R. (Ed.) *Soil Erosion research methods*, 2nd. Ed., SWCS y St. Lucie Press, p: 105-124.
- Risso, D., 1997. Producción de carne sobre pasturas. In: *Suplementación estratégica para el engorde de ganado*. INIA La Estanzuela. Vaz Martins D. (ed.). Serie técnica N° 83,1-6.
- Spielmann M., Dones, R., Bauer C., 2007. Life Cycle Inventories of Transport Services. Final report ecoinvent Data v2.0. Volume: 14. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH. <<http://www.ecoinvent.ch>> (accessed February 2011).
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006. *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Food and Agriculture Organisation/Livestock Environment and Development, Rome, Italy.

- Stewart, A., Little S.M., Ominski, K.H., Wittenberg, K.M., Janzen, H.H., 2009. Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems: an illustration of a whole-farm approach. *J. Agr. Sci.* 147, 367–382.
- Subak, S., 1999. Global environmental costs of beef production. *Ecol. Econ.* 30, 79–91.
- Von Bernard, H., Vilarino, V. and Piñeiro, G., 2007. Theoretical emission of methane in three systems to fatten cattle in Argentina. *Cien. Inv. Agr.* 34(2), 121-129.

3. EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS DE INVERNADA VACUNA CONTRASTANTES DE URUGUAY²

Pablo Modernel, Valentin Picasso, Laura Astigarraga

Resumen

Se estimó la huella de carbono parcial para 8 sistemas de producción de invernada vacuna (2 de base de campo natural, 3 de base de pasturas sembradas y 3 confinados o feedlots) utilizando planillas de cálculo basadas en el IPCC (IPCC, 2006) y se compararon con los obtenidos para sistemas teóricos. Los resultados obtenidos fueron 14,7 y 9,7 kg CO₂ eq.kg PV⁻¹ para Campo natural; 15,9; 12,5 y 14,1 kg CO₂ eq.kg PV⁻¹ para Pasturas y 5,0; 5,2 y 5,1 kg CO₂ eq.kg PV⁻¹ para feedlot. El coeficiente de correlación entre ganancia diaria de los animales (kg.animal⁻¹.día⁻¹) y emisiones (kg CO₂ eq.kg PV⁻¹) fue 0,854. La variabilidad de los resultados refleja heterogeneidad en los sistemas de producción pastoriles, lo que cuestiona el uso de sistemas teóricos promedio para evaluar las emisiones de los sistemas de producción e indica la necesidad de generar más información para caracterizar los sistemas de producción de invernada de Uruguay y las emisiones de los mismos.

Palabras clave: Cambio climático, ganadería, sistemas de producción.

² Artículo a ser enviado a Agrociencia

GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN CONTRASTING BEEF FINISHING SYSTEMS OR URUGUAY

Abstract

We estimated the partial carbon footprint for 8 beef finishing systems with different diets (2 based on rangeland, 3 on seeded pasture and 3 feedlots) using spreadsheets based on the IPCC equations (IPCC, 2006) and compared with those obtained for theoretical systems. Results were 14.7 and 9.7 kg CO₂ eq.kg PV⁻¹ for Rangeland, 15.9, 12.5 and 14.1 kg CO₂ eq.kg PV⁻¹ for Pastures and 5.0, 5.2 and 5.1 kg CO₂ eq.kg PV⁻¹ for feedlot. Correlation coefficient for average daily gain (kg.animal⁻¹.day⁻¹) and emissions (kg CO₂ eq.kg PV⁻¹) was 0.854. The variability of the results reveals heterogeneity in grazing production systems, calling into question the definition of average theoretical systems to evaluate emissions and indicates the need to generate more information to characterize the beef finishing production systems in Uruguay and their emissions.

Keywords: Climate change, livestock, production systems.

3.1. INTRODUCCIÓN

Las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) son parcialmente causantes del calentamiento global (IPCC, 2007). La huella de carbono aparece como un indicador de emisiones vinculada a productos y servicios, cuya relevancia está creciendo a nivel internacional, pero sin antecedentes publicados en América del Sur. Calcular las emisiones de GEI en sistemas teóricos da una cierta orientación para comprender las principales fuentes de emisión y realizar comparaciones entre ellos. No obstante, el cálculo sobre sistemas reales brinda información de la variabilidad de los procesos productivos que no reflejan los modelos teóricos. Es por esto que el objetivo de este trabajo fue estimar la huella de carbono parcial para sistemas de producción de

invernada vacuna de Uruguay con base alimenticia contrastante: campo natural, pasturas sembradas y granos en confinamiento (feedlot).

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se calcularon las emisiones de los principales GEI: metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y dióxido de carbono (CO₂) para 8 sistemas de producción de invernada vacuna (2 de base de campo natural, 3 de base de pasturas sembradas y 3 confinados o feedlots) utilizando planillas de cálculo basadas en el IPCC (IPCC, 2006). Los reportes internacionales de emisiones de invernada vacuna previos (Subak, 1999; Ogino *et al.*, 2004; Pelletier *et al.*, 2010) no ofrecen una base metodológica y de supuestos similares para comparar resultados, por lo que la comparación se realizará en base a los resultados calculados para sistemas teóricos del Uruguay definidos en el capítulo anterior.

Las características de los sistemas se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Características de los sistemas de producción de invernada.

Sistema	Ganancia peso (kg PV)	Duración (días)	Peso faena (kg PV)	Superficie (ha/animal)	Ganancia diaria (kg.a ⁻¹ .d ⁻¹)
Campo natural 1	238	579	470	1,28	0,41
Campo natural 2	100	120	480	1,14	0,83
Pasturas 1	120	171	500	1,05	0,7
Pasturas 2	267	630	387	0,80	0,42
Pasturas 3	310	720	460	0,69	0,43
Feedlot 1	164	113	540	0,38	1,46
Feedlot 2	155	118	531	0,39	1,32
Feedlot 3	167	118	542	0,39	1,42

Las rotaciones agrícola-forrajeras fueron: arroz-arroz-pastura (3 años) para Pasturas 1; raigrás pastoreo-sorgo granífero-pastura (3 años) para Pasturas 2 y soja-sorgo granífero -soja-pastura (3 años) para Pasturas 3. Todas las pasturas son mezcla de

Festuca (*Festuca arundinacea*) + Trébol blanco (*Trifolium repens*) + Lotus (*Lotus corniculatus*). Para los sistemas de feedlot se consideró un sistema de rotaciones de cultivo continuo de arroz. Todas las rotaciones manejaron el suelo en siembra directa.

Las ecuaciones utilizadas (tabla 2) se organizan en base a las fuentes de emisión, destacándose la fermentación ruminal, el manejo del estiércol (CH₄), la producción y distribución de alimentos (N₂O y CO₂). El CH₄ proveniente de la fermentación entérica se estima en base a la concentración energética de la dieta (energía bruta consumida por día) y a la calidad de ésta (digestibilidad y proteína cruda), mientras que las emisiones provenientes del manejo del estiércol son afectadas tanto por la alimentación como por el sistema de tratamiento de efluentes. Las emisiones de N₂O provenientes de la producción de alimentos incluyen fuentes de emisión directas e indirectas y provienen tanto del estiércol como de la orina depositada en la pastura. Las emisiones de CO₂ incluyen la quema de combustible fósil utilizado en la maquinaria de labores agrícolas y distribución del alimento.

Tabla 2. Ecuaciones utilizadas por la calculadora para el cálculo de emisiones.

Ecuaciones/ Fuente de emisión	Ecuación / Factor de emisión	Ecuaciones (IPCC, 2006)
Metano (CH₄)		
Fermentación ruminal	$CH_{4(Ferm)} = \left[\frac{EB \times (Y_m) \times dias}{55.65} \right]$ <p>CH_{4(Ferm)}: Emisiones de metano proveniente de la fermentación ruminal (kg CH₄/a); Y_m: Factor de conversión de metano (% de la Energía Bruta que se pierde como metano); 3,0 para sistemas confinados, 6,5 para sistemas pastoriles. EB: Energía bruta consumida (MJ/a/d)</p>	
Estiércol	$EF = VS \times dias \times \left[Bo \times 0.67 \frac{kg}{m^3} \times \frac{MCF}{100} \right]_{\#}$ <p>EF: Emisiones de CH₄ por animal derivadas del estiércol (kg CH₄/a). VS: Sólidos volátiles excretados (kg MS/a/d); Bo: Máxima capacidad de producción de metano de la categoría (m³.CH₄ kg⁻¹ de VS excretado); 0,67: Factor de conversión de m³ a kg de .CH₄; MCF: Factor de conversión de CH₄ para el sistema de tratamiento de efluentes según la región.</p>	10.22 a 10.24

	$VS = \left[GE \times \left(1 - \frac{\%DE}{100} \right) + (UE \times GE) \right] \times \left[\frac{1 - ASH}{18.45} \right]$	
Oxido nitroso (N₂O)		
	Directas	
	$N_2O_D \text{ (mm)} = Nex \times EF_3 \times \frac{44}{28}\#$	
	N ₂ O _D (mm): Emisiones directas de N ₂ O a partir del manejo de estiércol (kg N ₂ O/a/d); Nex: N excretado (kg N/a/d). Calculado a partir de la oferta de PC de la dieta y la retención de los animales; EF ₃ :Factor de emisión de acuerdo al tratamiento de efluentes y la región; 44/28: Conversión de N a N ₂ O	
	Indirectas	
	Lixiviación	
	$N_2O_{(leach)} = \left(Nex \times \frac{Frac_{leachMS}}{100} \right) \times EF_3 \times \frac{44}{28}\#$	
Estiércol	N ₂ O _(leach) : Emisión de N ₂ O proveniente del lixiviación de N. Nex: N excretado (kg N/a/d). Calculado a partir de la oferta de PC de la dieta y la retención de los animales Frac _{leachMS} : % del N que se pierde por lixiviación (rango 1-20%); EF ₃ :Factor de emisión de acuerdo al tratamiento de efluentes (0,0075 kg N ₂ O- N); 44/28: Conversión de N a N ₂ O	10.28, 10.29
	Volatilización	
	$N_2O_G = \left[\left(Nex \times \frac{Frac_{GASMS}}{100} \right) - MMS \times EF_4 \right] \times \frac{44}{28}\#$	
	N ₂ O _G : Emisión de N ₂ O proveniente de la volatilización de N por el manejo de efluentes (kg N ₂ O/a/d; Nex: N excretado (kg N/a/d). Calculado a partir de la oferta de PC de la dieta y la retención de los animales Frac _{GASMS} : % del N que se volatiliza como NH ₃ y NO _x (%); EF ₄ :Factor de emisión de acuerdo al tratamiento de efluentes (0.01 kg N ₂ O- N); 44/28: Conversión de N a N ₂ O	
	Directas	
	$N_2O_D = \left[(F_{SN} + F_{CR}) \times FE_1 + F_{PRP} \times FE_3 \right] \times \frac{44}{28}$	
Suelo	N ₂ O _D : Emisiones directas de N ₂ O; F _{SN} : Cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado (kg N); F _{CR} : Cantidad de nitrógeno proveniente del residuo de cultivos (kg N); FE ₁ : Factor de emisión de N (kg N ₂ O – N) (0,01); F _{PRP} : Cantidad de nitrógeno excretado en sistemas pastoriles (kg N ₂ O – N); FE ₃ : Factor de emisión de N depositado en pastura (kg N- N ₂ O) (0,02)	11.1, 11.5

	<p>Indirectas</p> <p>Lixiviación</p> $N_2O_L = [(F_{SN} + F_{PRP} + F_{CR}) \times Frac_L \times EF_5] \times \frac{44}{28}$ <p>N_2O_L: Emisiones de N_2O por lixiviación; F_{SN}: Cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado (kg N); F_{CR}: Cantidad de nitrógeno proveniente del residuo de cultivos (kg N); EF_5: Factor de emisión de N (kg $N_2O - N$) (0,01); F_{PRP}: Cantidad de nitrógeno excretado en sistemas pastoriles (kg $N_2O - N$); $Frac_L$: % del N que se pierde por lixiviación (0,3); EF_5: Factor de emisión de N para lixiviación (0,01 $N_2O - N$); 44/28: Conversión de N a N_2O</p> <p>Volatilización</p> $N_2O_{ATD} = [(F_{SN} \times Frac_{GASF}) + (F_{PRP} \times Frac_{GASM})] \times EF_4 \times \frac{44}{28}$ <p>N_2O_{ATD}: Emisión de N_2O proveniente de la deposición de N volatilizado (kg $N_2O/a/d$; F_{SN}: Cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado (kg N); F_{PRP}: Cantidad de nitrógeno excretado en sistemas pastoriles (kg $N_2O - N$); $Frac_{GASF}$: Fracción del fertilizante N que se volatiliza como NH_3 y NO_x (0,01); $Frac_{GASM}$: Fracción del estiércol que se volatiliza como NH_3 y NO_x (0,02); EF_4: Factor de emisión de N_2O debido a la deposición atmosférica de N (0,01 kg $N_2O - N$); 44/28: Conversión de N a N_2O</p>	
CO_2		
Maquinaria	$CO_2 \text{ maq} = \text{Consumo combustible (kgs)} \times FEc$ FEc : Factor de emisión del combustible (gas oil) (2,98 kg CO_2 eq/kg combustible)	Equipo interhuella

3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las emisiones estimadas para sistemas de producción reales se mantienen en rangos de valores similares a los calculados para sistemas teóricos (reportados en el artículo anterior) y mantienen las diferencias entre sí (Tabla 3), a excepción de Campo natural 2, que emite menos que todos los pastoriles. Esto indicaría que la performance individual de los animales (ganancia de peso diaria) es la principal determinante de las emisiones en los sistemas de invernada como fuese reportado por Crosson *et al.* (2011).

Comparando dentro de los sistemas, observamos diferentes comportamientos. Tanto en Campo Natural como en Feedlot, las emisiones de los sistemas reales fueron

menores a las teóricas; en el caso de Pasturas hubo variaciones con respecto al sistema teórico, siendo uno de los valores idéntico al teórico y los otros dos superándolo.

Tabla 3. Emisiones de GEI para los sistemas teóricos y reales considerados en el estudio.

Sistema	Emisiones (kg CO₂/kg PV)
<i>Campo Natural -Teórico</i>	19,3
Campo natural 1	14,7
Campo natural 2	9,7
<i>Pasturas - Teórico</i>	12,5
Pasturas 1	15,9
Pasturas 2	12,5
Pasturas 3	14,1
<i>Feedlot - Teórico</i>	5,7
Feedlot 1	5,0
Feedlot 2	5,2
Feedlot 3	5,1

La mayor performance animal de Campo natural 1 explica las menores emisiones de este sistema comparadas con el teórico (Tabla 3). Campo natural 2 representa un sistema particular, ya que genera menos emisiones que los sistemas de pasturas. Esto se explica porque los animales ganan 100 kg durante la primavera y parte del verano, ganados en pastoreo de zonas bajas, que poseen una vegetación particular de bañado. Esta estrategia aparece como promisoría pensando desde el punto de vista de la mitigación de emisiones.

Los sistemas de pasturas se diferencian por los kg ganados en el período y en la ganancia diaria (Tabla 1). Si bien la última es una de las variables más relevantes para determinar las emisiones de los sistemas, en este caso no explica las diferencias, ya que en Pasturas 2 y Pasturas 3 los animales tienen ganancias diarias 40% inferiores a Pasturas 1 pero emiten menos por kg PV. En Pasturas 1 la superficie destinada a cada animal (Tabla 1) es 31 y 52% superior a Pasturas 2 y 3, respectivamente, lo que genera

emisiones de N₂O y CO₂ derivadas de residuos de cultivos y uso de la maquinaria que no se compensa con mayor producción animal (Tabla 4). Esto indicaría una subutilización del forraje producido por el sistema.

Las mayores emisiones de Pasturas 3, comparadas con Pasturas 2 se deben a varios motivos. En el caso de la fermentación entérica los animales de Pasturas 3 tienen un consumo de energía bruta mayor que la de los de Pasturas 2 (101,4 vs 91,8 MJ/animal/día). Esto se debe a que en Pasturas 2 los animales son más jóvenes y poseen menores requerimientos para lograr ganancias similares y, por ende menores emisiones de CH₄ derivadas de la fermentación entérica. En el caso del estiércol, la diferencia en kg ganados de los animales en Pasturas 3 no alcanza a compensar el efecto generado por la mayor estadía de los animales en el sistema. Otras diferencias entre estos sistemas se derivan de los mayores niveles de fertilización nitrogenada por hectárea (11,3, 19,9 y 4,6 kg N/ha para Pasturas 1, 2 y 3, respectivamente).

Tabla 4. Composición de las fuentes de emisión de los sistemas Pasturas, expresadas en kg CO₂ eq/kg PV

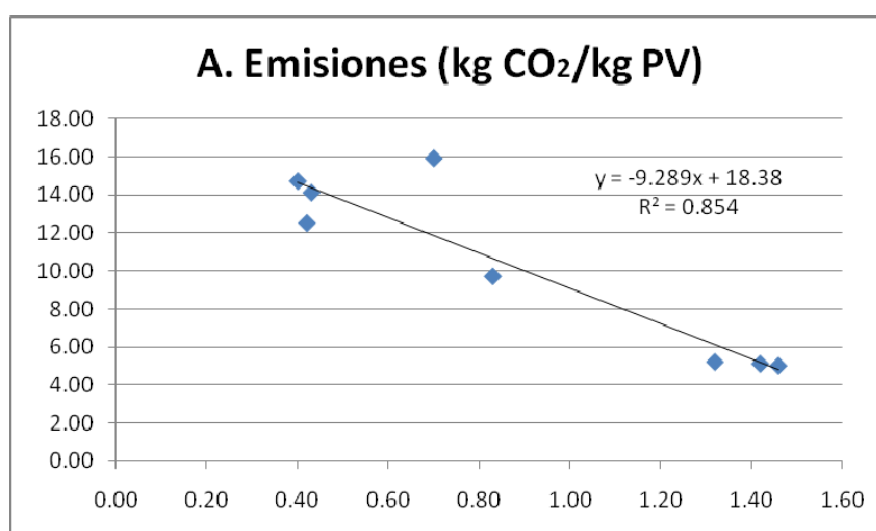
	Animal		Cultivo			Total
	Fermentación entérica	Estiércol	Fertilización nitrogenada	Residuos cultivos	Maquinaria	
Pasturas 1	6,4	6,2	0,6	1,5	1,2	15,9
Pasturas 2	6,3	5,3	0,1	0,2	0,6	12,5
Pasturas 3	6,9	6,1	0,4	0,4	0,3	14,1

En feedlot no existieron grandes diferencias para los sistemas considerados (Tabla 3), debido a que las dietas fueron bastantes similares así como las performances animales. Las ganancias diarias determinaron que todos los sistemas generaran menos emisiones que el sistema teórico (1,20 kg/animal/día).

En base a los resultados obtenidos se realizó una correlación lineal simple entre ganancia de peso diaria y las emisiones de GEI para los sistemas estudiados (Figura 1).

Las relaciones muestran que, a medida que aumenta la ganancia diaria disminuyen las emisiones, con un coeficiente de correlación fuerte. Esta correlación entre variables puede estar determinada por el importante peso que juega la performance animal sobre las emisiones (principalmente de CH₄). Esta relación fue reportada previamente por Crosson *et al.* (2011) quienes revisaron 15 estudios similares.

Figura 1. Correlaciones entre Emisiones de GEI con ganancia diaria (en kg.animal⁻¹.día⁻¹).



3.4. CONCLUSIONES

Si bien la ganancia diaria de los animales en el período de engorde es una variable determinante en las emisiones de los sistemas de invernada vacuna, existen variaciones entre sistemas de producción que pertenecen a la misma categoría (campo natural, pasturas y feedlot) que generan grandes diferencias entre las emisiones generadas por unidad de producto. Esta heterogeneidad indica la necesidad de extender este tipo de análisis a un número mayor de productores y generar valores estadísticos robustos que cuestionen los sistemas teóricos promedio del país.

3.5. BIBLIOGRAFÍA

- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M., Kenny, D.A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems *Animal Feed Science and Technology* 166–167: 29– 45.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Ginebra, Suiza. Pachauri, R.K y Reisinger, A. 104 pp.
- IPCC. 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Eggleston H.S.; Buendia L.; Miwa K.; Ngara T.; Tanabe K. (eds). IGES, Japón.
- Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., Shimada, K. 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science*. 82: 2115–2122.
- Pelletier, N.; Pirog, R.; Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 103: 380–389.
- Subak, S. 1999. Global environmental costs of beef production. *Ecological Economics* 30, 79–91.

4. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

En sistemas de invernada vacuna la performance animal y el perfil de alimentación parecen ser las principales determinantes de las emisiones de GEI evaluadas por unidad de producto. Si bien en sistemas confinados las emisiones derivadas del uso de maquinaria agrícola y fertilizantes nitrogenados generan más emisiones de CO₂ y N₂O, estas no compensan las mayores emisiones de CH₄ y N₂O provenientes de la fermentación ruminal y la orina de los sistemas pastoriles. Asimismo, más tiempo de permanencia de los animales en el sistema (determinado por la ganancia diaria) determina más emisiones de CH₄ derivadas de la energía necesaria para el mantenimiento de los animales, lo que aumenta las emisiones por unidad de producto.

Dentro de los sistemas pastoriles, las estrategias de mitigación tienen importantes impactos con relativamente pequeños cambios en la dieta, logrables dentro de los mismos esquemas productivos y demostrados por trabajos previos a nivel nacional. Asimismo, el secuestro de carbono por las pasturas podría ser una fuente de mitigación de las emisiones relevante (Pelletier *et al.*, 2010). Si bien esta variable es muy controversial y no fue incluida en el trabajo por carecer de estimaciones nacionales aplicadas a estos sistemas, muchos autores la incluyen en los cálculos, obteniendo niveles de compensación de emisiones importantes. Este hecho resalta la importancia de generar líneas de investigación a largo plazo.

Si bien las diferencias entre los sistemas confinados y pastoriles parecen ser grandes en cuanto a emisiones de GEI, mirando desde una perspectiva más amplia e incorporando la erosión y el balance de energía se observa un trade-off entre estas variables, ya que, para lograr mayores niveles de performance animal y dietas que minimicen las emisiones de CH₄ es necesario incorporar más insumos generados a partir de la quema de combustibles fósiles, que generan balances de energía menos positivos y negativos en el caso de los feedlots así como también sistemas de producción

dependientes de rotaciones de cultivos continua, generadoras de tasas de erosión mayores que las agrícola-forrajeras.

La estimación de emisiones de GEI en sistemas de producción en Uruguay es una temática nueva y en construcción. Las metodologías y modelos de estimación poseen grandes rangos de incertidumbre y están siendo discutidos a nivel internacional. No obstante, el desarrollo de modelos de estimación de GEI es creciente a nivel mundial y, en general están calibrados para condiciones nacionales y regionales.

Vista la variabilidad existente dentro de los sistemas de producción analizados en el trabajo se torna necesario estudiar un mayor número de casos, que permita expresar la heterogeneidad de los sistemas de producción mediante análisis estadísticos.

Es necesario generar información local básica para poder alimentar estos modelos. Un primer escalón es poseer tipologías representativas con parámetros productivos de los sistemas de producción ganaderos predominantes en el país. Si bien existen aproximaciones, estas son diversas desde su enfoque y la mayoría desactualizadas. Con esta información se puede conocer los resultados físicos de los sistemas, las rotaciones agrícola-forrajeras dominantes, el manejo del laboreo y los insumos aplicados en la producción de alimentos. Asimismo, en el caso de los sistemas confinados es muy escasa la información que analice el proceso productivo, las características de las diferentes dietas y el manejo de efluentes, que resulta vital para la definición de las emisiones.

Un segundo escalón es obtener parámetros que relacionen las características del alimento con los sistemas de producción. Si bien existe información sobre la calidad de los alimentos y mediciones sobre consumo, estas se realizan descontextualizadas del manejo, los procesos de producción y las características agro-ecológicas particulares de cada zona. Esta información permitiría conocer las tasas de excreción de nitrógeno según la dieta, la energía bruta consumida, la energía de mantenimiento, variables clave a la hora de estimar las emisiones de CH₄.

Un tercer escalón es el de los factores de emisión locales. En los últimos años se ha comenzado a medir emisiones de CH₄ y N₂O pero sin la cantidad de información suficiente para validarlos como factores de emisión. Nuestros resultados indican que estos parámetros arrojan diferencias muy grandes en los resultados, por lo que, disponer de tasas de emisión de N₂O y CH₄ bajo condiciones agroecológicas locales y con diferentes sistemas de producción arrojarán menor incertidumbre sobre los resultados.

5. BIBLIOGRAFÍA

- AFRC. Energy and Protein Requirements of Ruminants. AFRC, 1993. Energy and Protein Requirements of Ruminants. An advisory manual prepared by the AFRC Technical Committee on Responses to Nutrients. CAB International, Wallingford, UK.
- Ayala, W. y Carámbula, M. 1995. Efectos de la dotación y el sistema de pastoreo sobre la productividad de pasturas naturales y mejoradas. *Revista Argentina de Producción Animal*. 15 1, 385-388.
- Becoña G. y Wedderburn, L. 2010. A review of Uruguayan and New Zealand free-range beef systems and the influence of contemporary internal and external drivers. 2020 *Science. Ag research*, Instituto Plan Agropecuario. Montevideo, Uruguay. 59 p.
- Beauchemin K., Janzen H. H., Little S., McAllister T., McGinn S. 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems* 103, 371–379.
- Beretta, V., Simeone, A., Elizalde J. C., Baldi, F. 2006. Performance of growing cattle grazing moderate quality legume–grass temperate pastures when offered varying forage allowance with or without grain supplementation. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 46(7), 793–797.
- Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G., Waghorn, G.C. 2009. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand *Agriculture. Ecosystems and Environment* 136, 358–365.

- Boggiano, P., Zanoniani, R., Millot J.C. 2005. Respuestas del campo natural a manejos con niveles crecientes de intervención. In: Seminario de actualización técnica en manejo de campo natural. INIA. Risso, D., Ayala, W., Bermúdez, R., Berretta, E. (ed.). Serie Técnica N° 151, 105-113.
- BSI. 2008. PAS 2050:2008 – Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services. British Standards. Reino Unido. 36 p.
- Carámbula, M., 1981. Producción de Semillas de Plantas Forrajeras. Ed. Hemisferio Sur. 518 p.
- Carran, R. A., Theobald, P.W., Evans, J. P. 1995. Emission of nitrous-oxide from some grazed pasture soils in New Zealand. *Australian Journal of Soil Research* 33 (2), 341 – 352.
- Casey, J. y Holden, N. 2006a. Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agricultural Systems* 90, 79–98.
- Casey, J. y Holden, N. 2006b. Greenhouse gas emissions from conventional, agrienvironmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *Journal of Environmental Quality* 35, 231–239.
- Cederberg, C. y Stadig, M. 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. LCA* 8, 350–356.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M., Kenny, D.A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems *Animal Feed Science and Technology* 166–167, 29– 45.
- CUSA. 2011. Cámara Uruguaya de Servicios Agropecuarios. 24 de julio 2011. http://www.cusa.org.uy/precios_servicios_agricolas.html
- de Klein, C. A. M., Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., Lilltejohn, R. P. 2003. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. *Australian Journal of Soil Research* 41, 381-399.

- Díaz, L. 1995. Estudios sobre la producción de forraje estacional y anual de leguminosas forrajeras. Tesis. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. Montevideo. Uruguay. 103 p.
- Edwards-Jones, G., Plassmann, K., Harris, I. M. 2009. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. *Journal of Agricultural Science* 147, 707–719.
- Ellis, J. L., Kebreab, E., Odongo, N. E., Beauchemin, K., McGinn, S., Nkrumah, J. D., Moore, S. S., Christopherson, R., Murdoch, G. K., McBride, B. W., Okine, E. K., France J. 2009. Modeling methane production from beef cattle using linear and nonlinear approaches. *Journal of Animal Science*. 87, 1334-1345.
- European Commission. 2006. Environmental impact of products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the total final consumption of the EU25. European Commission Technical Report EUR 22284 EN. 15 de octubre de 2010. http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/eipro_report.pdf
- FAO. 2006. World Agriculture: Towards 2030/2050. Roma, Italia. 71p.
- FAO. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. International Fertilizer Industry Association. Roma, Italia. 106 p.
- Ferrés, A. 2004. El feedlot es una oportunidad. 3er Congreso de producción y comercialización de carne. LATU – AUPCIN. 23 y 24 de noviembre de 2004. Montevideo – Uruguay. 24 junio 2011. <http://www.delcampoalplato.org/documentos/2004presentacion06.pdf>
- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz and R. Van Dorland, 2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 129-234. 234 p.

- Frischknecht, R., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Heck, T., Jungbluth, N., Kellenberger, D., Nemecek, T. 2007. The environmental relevance of capital goods in life cycle assessments of products and services. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 15, 806-816.
- García Préchac, F., Clérici, C., Hill M., Brignoni A. 2005. EROSION versión 5.0, Programa de computación para el uso de la USLE/RUSLE en la Región Sur de la Cuenca del Plata. Versión operativa en Windows. DINAMA-UNDP, Proyecto URU/03/G31 y CSIC-UDELAR, disponible en [www/fagro.edu.uy](http://www.fagro.edu.uy): Dpto. de Suelo y Aguas, Manejo y Conservación.
- Garnett, T. 2009. Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. *Environmental Science and Policy*. 12,491-503.
- Garnett, T. 2008. Cooking up a storm: Food, greenhouse gas emissions and our changing climate. Food Climate Research Network. Centre for Environmental Strategy. University of Surrey. [En línea]. 15 octubre 2010.
<http://www.fcrn.org.uk/fcrn/publications/cooking-up-a-storm>
- Green, M.B. 1987. Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In: Z.R. Helsel (editor) *Energy in Plant Nutrition and Pest Control*. Elsevier, Amsterdam, p.165-177.
- Harper, L.A., Denmead, O.T., Freney, J.R., Byers, F.M. 1999. Direct Measurements of Methane Emissions from Grazing and Feedlot Cattle. *Journal of Animal Science*. 77, 1392-1401.
- INAC. 2010. Instituto Nacional de Carnes. Informe estadístico año agrícola. Julio/2009 – Junio 2010. Montevideo, Uruguay. 85 p.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Reino Unido y Nueva York, Estados Unidos. Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A.
- IPCC. 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds). IGES, Japón.

- Irisarry, P. 2009. Emisiones de metano y óxido nitroso: principales gases de efecto invernadero producidos por el sector agropecuario en Uruguay. Montevideo. Facultad de Agronomía. 79p.
- ISO. 2006. Environmental Management Life Cycle Assessment: Requirements and Guidelines. (ISO 14044:2006). European Committee for Standardization, Bruselas, Bélgica. 18 p.
- Janzen, H.H. 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology* 166– 167, 783– 796.
- Kebreab, E., J. Dijkstra, A. Bannink, J. France. 2009. Recent advances in modeling nutrient utilization in ruminants. *Journal of Animal Science*. 87, E111-E122.
- Kebreab, E., Johnson, K. A., Archibeque, S. L., Pape, D., Wirth, T. 2008. Models for estimating enteric methane emissions from US cattle. *Journal of Animal Science*. 86, 2738–2748.
- Lal, R. 2004. Carbon emission from farm operations. *Environment International* 30, 981–990.
- Lassey, K. R. 2007. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 120–132.
- Leborgne, R. 1983. Antecedentes técnicos y metodología para presupuestación en establecimientos ganaderos. Ed. Hemisferio Sur. 54 p.
- Little, S., Linderman, J., Maclean, K., Janzen, H. 2008. HOLOS – a tool to estimate and reduce greenhouse gases from farms. Methodology and algorithms for versions 1.1.x. Agriculture and Agri-Food Canada, Cat. No. A52-136/2008E-PDF, 158 pp.
- Llanos, E. 2011. Eficiencia Energética en sistemas lecheros del Uruguay. Tesis maestría. Facultad de Agronomía, Universidad de la República. Uruguay. 48 p.
- Koknaroglu, H., Ekinici, K., Hoffman, M. P. 2007. Cultural Energy Analysis of Pasturing Systems for Cattle Finishing Programs. *Journal of Sustainable Agriculture* 30:1, 5-20.

- McAllister, T.A., Beauchemin, K.A., Hao, X., McGinn, S.M.; Robinson, P.H. 2011. Greenhouse gases in animal agriculture—Finding a balance between food production and emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166– 167, 1– 6.
- MGAP, 2011a. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección de Servicios Agrícolas. <<http://www.mgap.gub.uy/DGSSAA/index.htm>>. 20 febrero 2011.
- MGAP. 2011b. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección Estadísticas Agropecuarias. Series históricas. 15 marzo 2011. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,60,O,S,0,MNU;E;2;16;10;6;MNU;>
- Mieres, J. M., Assandri, L., Cúneo, M. 2004. Tablas de valor nutritivo de alimentos. In: Guía para alimentación de rumiantes. INIA La Estanzuela. Mieres, J. M. (ed.). Serie técnica N° 142, 13-66.
- MVOTMA. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente. Unidad de Cambio Climático. 2010. Inventario nacional de gases de efecto invernadero 2004. Resumen ejecutivo. 39p.
- Nabinger, C. y de Faccio Carvalho, P.C. 2009. Ecofisiología de Sistemas Pastoriles: Aplicaciones para su Sustentabilidad. *Agrociencia (Rev. científica de la Facultad de Agronomía-UDELAR)* Montevideo, Uruguay N° 3, Vol. XIII, 18 – 27.
- Nguyen, T., Hermansen, J., Mogensen, L. 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production* 18, 756–766.
- NRC, 2001. National Research Council. *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*, 7th Revised edition. Washington, DC: National Academy Press. 249 p.
- O'Mara, F.P., 2011. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Animal Feed Science and Technology*. 166– 167, 7– 15.
- Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., Shimada, K. 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science*. 82, 2115–2122.

- Olesen, J.E., Weiske, A., Asman, W.A.H., Weisbjerg, M.R., Djurhuus, J., Schelde, K. 2004. FarmGHG. A Model for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Livestock Farms. Documentation. DJF Internal Report No. 202. Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Dinamarca. 54 p.
- Oltjen, J.W. y Beckett, J.L., 1996. Role of ruminant livestock in sustainable agricultural systems. *Journal of Animal Science*. 74:1406-1409.
- Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 103, 380–389.
- Peters, G., Rowley, H., Wiedemann, S., Short, M., Schultz, M. 2010. Red Meat Production in Australia: Life Cycle Assessment and Comparison with Overseas Studies. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1327–1332.
- Phetteplace, H., Johnson, D., Seidl, A. 2001. Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 99–102.
- Pigurina, G., Soares de Lima, J.M., Berretta, E.J., Montossi, F., Pittaluga, O., Ferreira, G., Silva, J. A., 1998. Características del engorde a campo natural. In: Seminario de actualización en tecnologías para basalto. INIA Tacuarembó. Berretta, E. J. (ed.). Serie técnica N°102, 149-160.
- Pitesky, M., Stackhouse, K., Mitloehner, F. 2009. Clearing the Air: Livestock's Contributions to Climate Change. *Advances in Agronomy* 103, 1-40.
- Renard, K.G., Laflen, J.M., Foster G.R., Mc Cool, D.K. 1994. The Revised Universal Soil Loss Equation. In Lal, R. (Ed.) *Soil Erosion research methods*, 2nd. Ed., SWCS y St. Lucie Press, p: 105-124.
- Risso, D., 1997. Producción de carne sobre pasturas. In: *Suplementación estratégica para el engorde de ganado*. INIA La Estanzuela. Vaz Martins D. (ed.). Serie técnica N° 83,1-6.

- Rotz, C., Corson M., Chianese, D., Coiner, C. 2009a. The integrated farm system model. Reference Manual. Version 3.2. USDA. Pasture Systems and Watershed Management Research Unit. Agricultural Research Service. 188 p.
- Rotz, C.A., Soder, K.J., Skinner, R.H., Dell, C.J., Kleinman, P.J., Schmidt, J.P., Bryant, R.B. 2009b. Grazing can reduce the environmental impact of dairy production systems. Online. Forage and Grasslands (accessed July 2011) doi: 10.1094/FG-2009-0916-01- <http://ddr.nal.usda.gov/bitstream/10113/44272/1/IND44411542.pdf>.
- Schils, R.L.M., Olesen, J.E., del Prado, A., Soussana, J.F. 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science* 112, 240–251.
- Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., Fixen, P.E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 247–266.
- Spielmann M., Dones, R., Bauer C. 2007. Life Cycle Inventories of Transport Services. Final report ecoinvent Data v2.0. Volume: 14. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, Suiza. 12 febrero 2011. <http://www.ecoinvent.ch>.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006. *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Food and Agriculture Organisation/Livestock Environment and Development, Rome, Italy. 390 pp.
- Stewart, A., Little S.M., Ominski, K.H., Wittenberg, K.M., Janzen, H.H. 2009. Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems: an illustration of a whole-farm approach. *Journal of Agricultural Science*. 147, 367–382.
- Subak, S. 1999. Global environmental costs of beef production. *Ecological Economics* 30, 79–91.
- UK Carbon trust. 2010. 12 junio 2010. <http://www.carbontrust.co.uk/Pages/Default.aspx>.
- Vergé, X.P.C., Dyer, J.A., Desjardins, R.L., Worth, D. 2008. Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry. *Agricultural Systems*. 98, 126–134.
- Von Bernard, H., Vilarino, V., Piñeiro, G. 2007. Theoretical emission of methane in three systems to fatten cattle in Argentina. *Ciencia investigación agraria*. 34(2), 121-129.

- Wheeler, D.M., Ledgard, S.F., de Klein, C.A.M. 2008. Using the OVERSEER nutrient budget model to estimate on-farm greenhouse gas emissions. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 48, 99–103
- White, T.A., Snow, V.O., King, W.McG. 2010. Intensification of New Zealand beef farming systems. *Agricultural Systems*. 103, 21–35.

6. ANEXOS

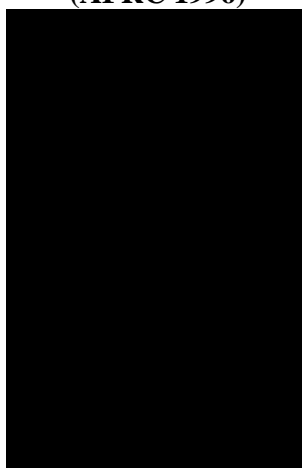
ANEXO 1

Cuadro 1.A. Requerimientos nutricionales novillos (NRC, 2001)

Peso vivo (kg)	150*	200	250	300	350	400	450
	E N m - Energía neta de mantenimiento (Mcal/d)						
	3.416	4.1	4.84	5.55	6.23	6.89	7.52
Peso vivo (kg)	150*	200	250	300	350	400	450
	E N g - Energía neta de ganancia (Mcal/d)						
Ganancia diaria (kg/a/d)							
0.3*	0.510	0.611	0.717	0.824	0.924	1.029	1.115
0.5	1.058	1.270	1.500	1.720	1.930	2.140	2.330
0.75	1.662	1.995	2.355	2.700	3.030	3.355	3.660
1	2.266	2.720	3.210	3.680	4.130	4.570	4.990
1.25	2.898	3.480	4.110	4.710	5.290	5.850	6.390
1.5	3.530	4.240	5.010	5.740	6.450	7.130	7.790
1.75	4.183	5.025	5.940	6.810	7.645	8.450	9.235
2	4.836	5.810	6.870	7.880	8.840	9.770	10.680
2.25	5.506	6.615	7.825	8.970	10.065	11.125	12.160
2.5	6.176	7.420	8.780	10.060	11.290	12.480	13.640

* Valores de Eng de acuerdo a ecuación lineal

Cuadro 2.A. Factor de conversión de Energía Metabolizable a energía digestible (AFRC 1996)



ANEXO 2 INFORMACIÓN DE LA CALCULADORA

Cuadro 3.A Inputs del modelo

	IMPRESINDIBLE					ACCESORIO	
Todos	Nº animales	Suplemento (kg MS/a/d)	Peso de entrada (kg)	Peso de salida (kg)	Días en el sistema (o ganancia diaria)		
Feedlot	Piso del corral (hormigón o suelo compactado)	Manejo de los efluentes (lagunas, almacenamiento sólido, escurrimiento)	Especificar si hay 2 o 3 dietas diferentes y en qué período de tiempo se dan.			Operaciones técnicas por cultivo (Nº aplicaciones, método de siembra, densidad, etc.)	Insumos utilizados en los cultivos.
Pastoril intensivo	Superficie total destinada a la invernada	Rotación/es agrícola-forrajera					
campo natural		Tipo de campo natural o ubicación en el país y si es mejorado o no.				Superficie correspondiente a cada tipo de campo natural	Insumos en el campo natural mejorado

Cuadro 4.A. Fuentes de información utilizada para extraer coeficientes técnicos nacionales utilizados por defecto como inputs.

Coeficiente	Fuente
Información nutricional: Concentración energética (EM/kg MS); Contenido proteico (%PC); Materia seca (%); Digestibilidad (%)	INIA (2004)
Productividad cultivos y pasturas (kg MS/ha) y utilización (%)	Serie histórica DIEA (5 años) (MGAP, 2011b), Equipo técnico GIPROCAR-FUCREA, Leborgne (1983)
Consumo combustible maquinaria (lt gasoil/ha)	CUSA (Cámara Uruguaya de Servicios Agrícolas)
Operaciones técnicas cultivos y pasturas	Equipo técnico COPAGRAN, Equipo técnico GIPROCAR-FUCREA, Díaz (1995), García (1995), Leborgne (1983)
Sistema de manejo de efluentes del Feedlot	IPCC (2006), definición en base al Equipo interhuella ³

³ Equipo creado por el MGAP para calcular la huella de carbono de la cadena cárnica, láctea y arroz.