

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**RELACIÓN ENTRE LA HUELLA DE CARBONO Y LAS
PRÁCTICAS DE MANEJO EN PREDIOS LECHEROS DE
URUGUAY**

por

Carolina Ángela LIZARRALDE PIQUET

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

MONTEVIDEO
URUGUAY
Junio 2013

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. (PhD) Francisco Salazar, Ing. Agr. (PhD)Walter Baethgen, y Ing. Agr. (PhD) Alejandro La Manna, el 18 de junio de 2013. Autora: Ing. Agr. Carolina Lizarralde Directora Ing. Agr. (Dra) Laura Astigarraga. Co-Director Ing. Agr. (PhD) Valentín Picasso

AGRADECIMIENTOS

- En primer lugar, quiero agradecerle de manera especial a mi directora de tesis Dra. Laura Astigarraga por su orientación y dedicación permanente durante todo el proceso de la maestría.
- También a el Dr. Valentín Picasso, co-director de tesis, por los aportes, críticas y sugerencias durante el desarrollo de esta investigación.
- A la Dra. Monica Cadenazzi por su colaboración y enseñanzas para los análisis estadísticos.
- Al Dr. Alan Rotz por ser un guía en las cuantificaciones de la huella de carbono y por sus críticas constructivas en el artículo científico.
- A la comisión inter huella del MGAP integrada por: Walter Oyhantcabal, Gonzalo Becoña, Pablo Modernel, Alvaro Roel, Camila Bonilla, Carlos Saizar, Guadalupe Martínez, Federico Ferla y Luis Ordeig con los cuales intercambiamos información y maduramos juntos la metodología de estudio.
- A los miembros del tribunal por su tiempo y sugerencias que contribuyeron a mejorar el presente trabajo, ellos fueron: Amabelia del Pino, Pilar Irisarri, Virginia Beretta, Ana Espasandin, Francisco Salazar y especialmente a Walter Baethgen y Alejandro La Manna quienes me acompañaron y apoyaron durante toda la tesis.
- A Inés Amado por la ayuda brindada en la edición del documento.
- Al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) por el apoyo financiero en el proyecto.
- A todos aquellos productores agropecuarios que confiaron en mí y me proporcionaron la información de su producción, el cimiento con el cual se realizó todo este trabajo. Ellos son Walter y Cecilia Lockhart, Guillermo Clement, Marcos Sprunk, Eduardo Corradi, Mario Gonnet, Manuel Herrera, Walter Kugler, Lorena Román, Martin Soler, Mercedes Antia, y Agustín Prieto. También a los asesores, casi todos ellos miembros de FUCREA, Mario Fossatti, Patricio Rodiño, César Mosca, Nicolás Berrutti, Daniel Caravia, María José Bidegain, Gustavo Ripoll, Enzo Viscailuz, Maria Laura Caorsi.
- Finalmente a mi familia y amigos por el apoyo incondicional

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VI
SUMMARY.....	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
1.1. LA HUELLA DE CARBONO DE LOS PRODUCTOS DE ORIGEN AGROPECUARIO	2
1.2. SITUACIÓN DEL URUGUAY EN GEI Y EL CASO DE LA LECHERÍA	3
1.3. LA HUELLA DE CARBONO DE LA LECHE SEGÚN CARACTERÍSTICAS DE LOS SISTEMAS PRODUCTIVOS	6
1.3.1. <u>Los sistemas pastoriles/mixtos en comparación a los sistemas confinados</u>	10
1.3.2. <u>Análisis de las variables que inciden en la Huella de Carbono de la leche en los sistemas pastoriles o mixtos</u>	13
1.4. DIFERENCIAS EN METODOLOGÍA DE CÁLCULO	17
1.5. HIPÓTESIS	20
1.6. OBJETIVOS	20
2. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	21
2.1. SISTEMA DE PRODUCCIÓN DE LECHE DE URUGUAY Y FUENTES DE DATOS	21
2.2. DESCRIPCIÓN DEL MODELO PARA CUANTIFICAR EMISIONES DE GEI	22
2.3. UNIDAD FUNCIONAL Y LÍMITES DEL SISTEMA	23

2.3.1. <u>Definición de la unidad funcional</u>	24
2.3.2. <u>Asignación</u>	24
2.3.3. <u>Alcance y límites del análisis</u>	25
2.3.4. <u>Preparación del modelo análisis del ciclo de vida</u>	26
2.4. <u>CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO</u>	26
2.4.1. <u>Emisiones de metano</u>	26
2.4.2. <u>Emisiones de óxido nítrico</u>	27
2.4.3. <u>Emisiones de anhídrido carbónico</u>	28
2.5. <u>ANÁLISIS ESTADÍSTICO</u>	28
2.5.1. <u>Análisis de componentes principales</u>	29
2.5.2. <u>Análisis de conglomerados</u>	30
3. <u>RESULTADOS</u>	32
3.1. <u>DESCRIPCIÓN DE LA BASE DE DATOS</u>	32
3.2. <u>ANÁLISIS DE CORRELACIÓN</u>	33
3.3. <u>REGRESIONES SIMPLES</u>	35
3.3.1. <u>Productividad</u>	35
3.3.2. <u>Producción leche por vaca masa</u>	36
3.4. <u>ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES</u>	36
3.5. <u>ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS</u>	39
4. <u>DISCUSIÓN</u>	43
4.1. <u>EL EFECTO DE LA PRODUCCIÓN DE LECHE EN LA HUELLA DE CARBONO DE LA LECHE</u>	45
4.2. <u>EL EFECTO DE LA PRODUCTIVIDAD EN LA HUELLA DE CARBONO</u>	46
4.3. <u>ANÁLISIS DEL EFECTO DE PRÁCTICAS DE MANEJO EN LA HUELLA DE CARBONO</u>	47
5. <u>CONCLUSIONES</u>	51
6. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	52
7. <u>ANEXO: Impact of management practices on milk carbon footprint in grazing dairy systems in Uruguay</u>	60

RESUMEN

La huella de carbono (HC) es un indicador de creciente relevancia para estimar el impacto de un producto al cambio climático. Este estudio sigue normas internacionales para cuantificar la HC de la leche producida en 24 tambos de Uruguay. Las vacas pastorean todo el año y son suplementadas con concentrados. Los predios lecheros variaron en productividad 4075 (\pm 1360 kg) leche corregida por grasa y proteína (LCGP) por ha, producción de leche por vaca 5672 (\pm 1245) kg LCGP/año, carga animal 0,71 (\pm 0,12) vaca masa por ha y porcentaje de concentrado en la dieta 36 (\pm 12 %) materia seca, siendo el promedio de HC 0,99 kg CO₂ equivalente/kg LCGP (\pm 10%). La productividad de leche y la producción de leche por vaca fueron las variables que explicaron mejor la variación en la huella de carbono. Los tambos con similares producciones y manejo nutricional fueron categorizados en conglomerados. Las estrategias que resultaron en las más altas producciones basadas en alta producción de leche por vaca, baja carga animal y alta relación de vacas en ordeño en el rodeo fueron identificadas como las prácticas de manejo más prometedoras para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por kg de leche a la portera del predio.

Palabras clave: cambio climático, gases de efecto invernadero, lechería, productividad, análisis multivariado

RELATIONSHIP BETWEEN CARBON FOOTPRINT AND MANAGEMENT PRACTICES IN DAIRY FARMS IN URUGUAY

SUMMARY

Carbon footprint (CF) is an increasingly relevant indicator to estimate the impact of a product on climate change. This study followed international guidelines to quantify the CF of milk produced on 24 dairy farms in Uruguay. Cows were grazed all year and supplemented with concentrate feeds. These dairy farms varied in annual milk yield per cow 5672 (\pm 1245) kg fat and protein corrected milk (FPCM), milk production 4075 (\pm 1360) kg FPCM per ha, stocking rate 0.71 (\pm 0.12) cows per ha and percentage of concentrate in the diet 36 (\pm 12 %) dry matter giving an average CF of 0.99 (\pm 0,10) kg CO₂ equivalent/kg FPCM over all farms. Total milk production and milk yield per cow were the variables that explained most of the variation in carbon footprint. Dairy farms with similar production and feeding management were categorized into clusters. Strategies that provided the highest production based on high milk yield per cow with a low stocking rate and a high portion of lactating cows in the herd were identified as the most promising management practices for reducing greenhouse gas (GHG) emissions per kg milk at the farm gate.

Keywords: climate change, greenhouse gas emissions, dairy, productivity, multivariate analysis

1. INTRODUCCIÓN

Estimaciones de la contribución del sector agropecuario sobre las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) consideran que el sector aporta el 13,5% de las emisiones mundiales de los GEI de origen antropogénico (IPCC, 2007). Steinfeld et al. (2006) señala que el 18% de las emisiones globales provienen de la ganadería (a pesar de que un tercio de estas se generan por la deforestación y son atribuidas a la producción pecuaria) y exceden a las emisiones globales del transporte (Ledgard, 2008). Por todo lo anterior, en el último tiempo, ha aumentado sustancialmente la preocupación de la contribución de la producción de alimentos al cambio climático (Flysjö et al. 2011, Hagemann et al. 2011, Rotz et al. 2010).

Referente a las emisiones del sector lechero, en el año 2007 se emitieron 1969 millones de toneladas de CO₂ equivalente (eq), de los cuales 1328 millones de toneladas son atribuidas a la leche, 151 millones toneladas a la carne de refugo de animales, y 490 millones toneladas a la carne de terneros invernados. El sector global lechero contribuye un 4% a las emisiones globales totales de GEI. Este valor incluye emisiones asociadas con la producción de leche, procesamiento y transporte, así como también las emisiones de la producción de carne de los lácteos relacionados a animales de refugo y engorde (FAO, 2010).

En los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) ha surgido una nueva clase de “consumidores concientizados” que tienden a reducir en sus dietas los alimentos de origen animal u optan por productos certificados (Steinfeld et al., 2006). En este escenario es posible y probable que no alcance solo con la competencia en base a costos de producción y aparezcan nuevos criterios como la competitividad “ambiental”. Estos nuevos criterios pueden considerarse para-arancelarios pero es esperable que comiencen a pesar en las negociaciones internacionales. Dados estos hechos de acceso a mercados cada vez más rigurosos y restrictivos en materia ambiental, para los países agroexportadoras como Uruguay surge como una necesidad de valorar la huella de carbono (HC) de sus principales productos de exportación (Viglizzo, 2010).

1.1. LA HUELLA DE CARBONO DE LOS PRODUCTOS DE ORIGEN AGROPECUARIO

La preocupación de la globalización de flujos de alimentos e implicancias ambientales llevó al término “food miles” en 1990 para indicar la distancia recorrida por un alimento desde el lugar de producción al consumidor (en millas o km). Este simple indicador generalmente se refiere al requerimiento de energía y es asociado con las emisiones de GEI de la principal etapa de transporte en la entrega de un producto al mercado. Actualmente, se ha sustituido el término por la huella de carbono de un producto, el cual refleja el total de emisiones de GEI y se relaciona con el uso de energía utilizada en todo el ciclo de vida del producto. La exigencia de información de la huella de carbono a los productos fue inicialmente impulsada por grandes cadenas de supermercados en el Reino Unido. Esto llevó a ir probando el etiquetado de carbono en cuatro tipos de productos por el supermercado Tesco, entre ellos la leche. Otros también han sido activos en esta área, incluyendo a Marks y Spencer quienes en el 2007 comenzaron a tratar de minimizar su propia huella de carbono y más importante aún, asegurarse que sus proveedores tuvieran programas para reducir la huella de carbono de sus productos al mismo tiempo. Además, a comienzos del 2011 se comenzó a implementar el plan piloto de la Ley Grenelle en Francia, donde todos los productos que ingresan al país deben tener calculada su huella de carbono (CEPAL 2011, Ledgard 2008).

En algunos países, sobre todo en los más industrializados, se han desarrollado metodologías para calcular la HC (Carbón Trust 2013, FAO 2010, IDF 2010). La huella de carbono son “las emisiones de GEI que se producen durante toda la vida de un producto o servicio, desde la extracción de la materia bruta y la manufactura para su uso, reutilización final, reciclando o disposición” (Carbon Trust, 2013). En los sistemas agropecuarios, se debe cubrir el total de emisiones producidas durante el ciclo de vida del producto. En este análisis se calculan toda las emisiones de GEI tanto por los insumos que se utilizan (fertilizantes, concentrados, combustibles, electricidad) como por el propio proceso productivo. Inclusive, para productos ya manufacturados como puede ser el queso, se calculan también las emisiones por la

industrialización, por el empaquetado y por el transporte (muchas veces interoceánico) antes de llegar a las manos del consumidor (Carbon Trust 2013).

Figura 1. Etapas de ciclo de vida de un producto desde la cuna hasta la venta



La huella del carbono expresada en CO₂ equivalente es básicamente lo mismo que el indicador potencial de calentamiento global (PCG) usado en la metodología de análisis de ciclo de vida (ACV), donde varios GEI son expresados en una unidad común, CO₂ equivalente. El PCG representa la capacidad de absorción de calor de un gas individual (CH₄, N₂O, CO₂) con relación al CO₂ sobre un tiempo de referencia de 100 años (IPCC, 2006).

A diferencia de los sectores de energía y transporte, la huella de carbono de productos derivados de la agricultura no tienen como GEI principal el CO₂. Los gases que producen el mayor aporte son el N₂O y el CH₄. Ello deriva de procesos biológicos complejos que aumentan la incertidumbre en los cálculos (Flysjö et al., 2011).

Además, la huella de carbono de la leche y de productos lácteos es dominada por la fase agrícola, donde ocurren tres cuartos o más de las emisiones de GEI (IDF 2010, FAO 2010, Hospido et al. 2003).

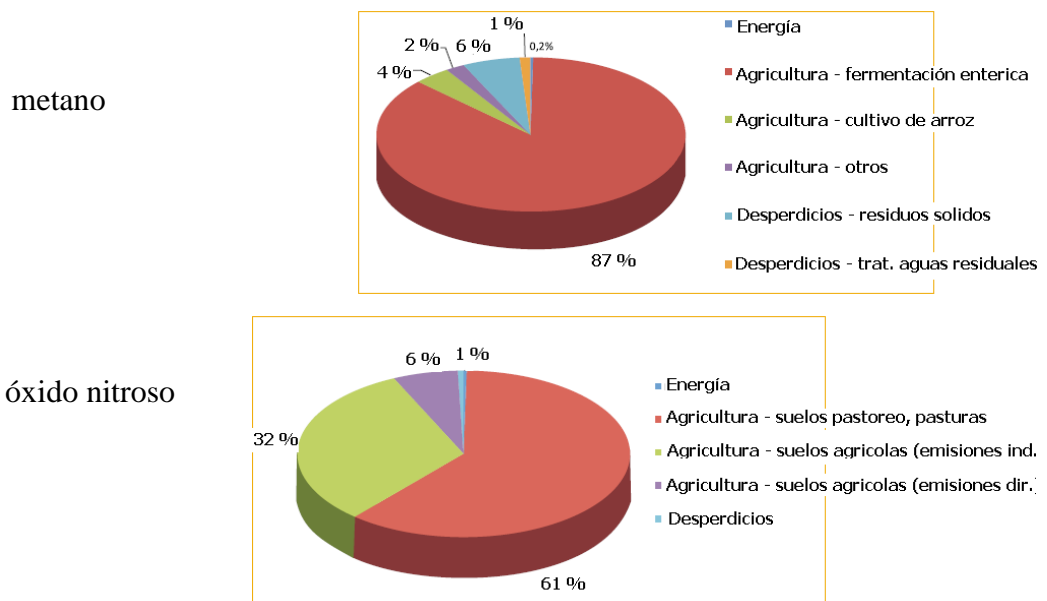
1.2. SITUACIÓN DEL URUGUAY EN GEI Y EL CASO DE LA LECHERÍA

Uruguay como país firmante del Protocolo de Kyoto se ha comprometido a presentar Inventarios Nacionales de Emisiones de GEI anuales, aunque al no ser parte de los países industrializados que firmaron el Anexo I de este protocolo, aún no ha comprometido niveles de reducción de emisiones.

La contribución de nuestro país es de tan solo 0,05 % de las emisiones mundiales de los GEI antropogénicos pero a diferencia del promedio mundial, la mayor parte de las emisiones de GEI provienen de la agricultura, y en particular de la ganadería. En el año 2004, las emisiones totales de GEI para Uruguay fueron de 25.932 kton CO₂ eq. El sector agricultura contribuyó con el 80% de las emisiones nacionales expresadas en CO₂ equivalente (MVOTMA, 2010).

El origen de las emisiones de metano proviene fundamentalmente de las emisiones que realizan los rumiantes como producto final de la fermentación de los alimentos que ocurre en el rumen. Con respecto al óxido nitroso, la principal fuente de emisiones es la excreción de nitrógeno (N) por la orina de los animales y el fertilizante nitrogenado aplicado tanto en los cultivos para grano como en pasturas.

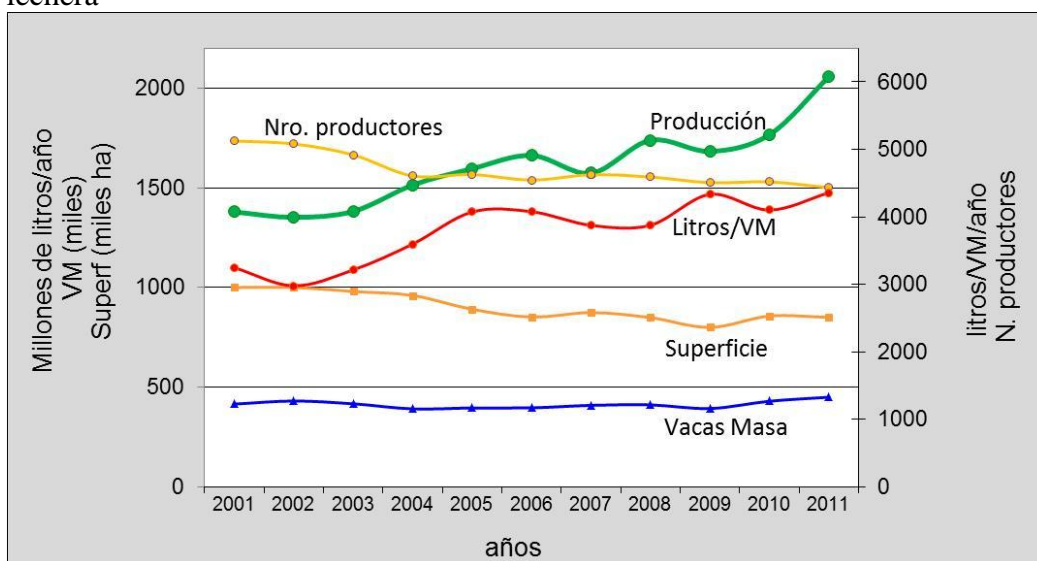
Figura 2. El peso relativo de metano y óxido nitroso en Uruguay (MVOTMA, 2010).



En la medida que Uruguay tiene un stock vacuno y ovino importante, y un número de habitantes bajo, el indicador de emisiones de metano y de óxido nitroso por habitante es alto.

Durante los últimos 10 años la producción de leche uruguaya ha crecido al 3% acumulativo anual, y en los últimos 5 años la tasa de crecimiento llegó al 4% acumulativo anual (Uruguay XXI, 2011), representado actualmente aprox. el 10% del producto bruto interno (PBI) agropecuario (MGAP, 2012).

Figura 3. Evolución de la producción, del número de predios, y de la superficie lechera



Fuente: DIEA, MGAP

La producción de leche en la fase primaria del complejo, ha aumentado explicada por una mayor intensificación de la producción en una superficie total de tierras para lechería que pasó de un millón de hectáreas en 2001 a 850 mil hectáreas en 2011 (MGAP, 2012). Esto se asocia a una disminución en el número de productores que en el mismo período (2001-2011) pasó de 5125 a 4433.

La reducción de área ha estado asociada a un aumento simultáneo de la productividad por unidad de superficie que ha permitido mantener la tasa de crecimiento anual de la producción en estos años. Este aumento de productividad se explica por un aumento de la productividad por vaca y no por el número de vacas que permanece relativamente estable.

La producción de leche se encuentra concentrada principalmente en el sur del país. Los Departamentos de Colonia, San José y Florida representan el 84% de la producción nacional y el 55% de los establecimientos, y contienen la mayoría de las empresas industrializadoras (Uruguay XXI, 2011).

1.3 LA HUELLA DE CARBONO DE LA LECHE SEGÚN LAS CARACTERÍSTICAS DE LOS SISTEMAS PRODUCTIVOS

En el año 2010 la FAO publicó un estudio que tenía como principal objetivo cuantificar las principales fuentes de emisiones de GEI del sector lechero a nivel mundial y asignar una contribución relativa de distintos sistemas de producción y productos al total de emisiones del sector lechero.

El informe de Seré y Steinfeld, (1996), utilizado en el informe FAO (2010) para clasificar a los sistemas de producción de leche en el mundo utiliza el siguiente criterio:

- Sistemas confinados: aquellos en los que menos del 10 % de la materia seca (MS) que alimenta a los animales es producida en el predio y en los que la carga animal promedio anual es de más de diez unidades de ganado (UGM) por hectárea.
- Sistemas pastoriles: son los sistemas en el que menos del 90 % de la materia seca que alimenta a los animales es producida en el predio y en el que la carga animal promedio anual es menos de diez UGM por hectárea.
- Sistemas mixtos: aquellos en los cuales más del 10% de la materia seca suministrada al animal proviene de sub-productos de granos y/o rastrojo o más del 10% del valor de producción proviene de actividades que no fueron cosechadas por el animal.

Comparando el total de emisiones promedio del análisis de ciclo de vida de diferentes regiones del mundo, el estudio realizado por la FAO (2010) presenta a las emisiones más altas por kg de leche corregida en la región del Sub-Sahara de África

con un valor promedio de 7,5 kg CO₂-eq. por kg de leche corregida por grasa y proteína (LCGP) y a los valores más bajos en las regiones industrializadas como Norte América y Europa oscilando entre 1 y 2 kg CO₂-eq. por kg de LCGP. El sur de Asia, este de Asia, Norte de África, América Central y América del Sur tuvieron valores intermedios de emisiones, los cuales se estimaron entre 3 y 5 kg CO₂-eq. por kg de LCGP a la portera del predio.

Se pudieron identificar dos grupos de regiones, de acuerdo a la contribución relativa a la producción global de leche y a las emisiones relativas de GEI: sitios donde la producción de emisiones es mayor que el promedio (ej. Sur de Asia, Sub-Sahara África, América Central y Sud América) y sitios donde es menor (ej. Oeste de Europa, Norte América y Este de Asia). Las variaciones regionales en las emisiones por litro de leche están explicadas principalmente por las diferencias entre los sistemas productivos predominantes.

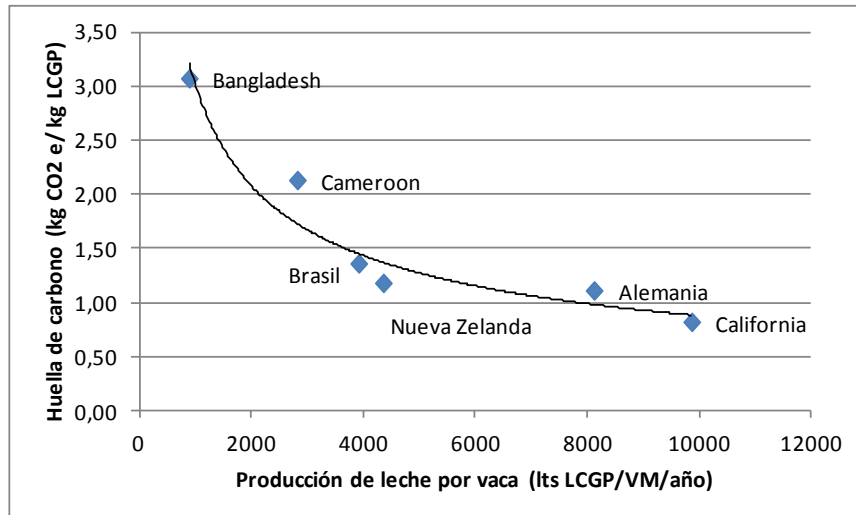
El informe de la FAO (2010) estimó que tanto los sistemas de base pastoril como los sistemas mixtos contribuyen con alrededor del 50% de la producción global de leche, siendo las emisiones de los sistemas pastoriles, en promedio, el 60% de las emisiones globales del sector, mientras que los sistemas mixtos representaron el 40% de las emisiones. Las emisiones promedio de sistemas de base pastoril son 2,72 kg CO₂ eq. kg LCGP, comparado a 1,78 kg CO₂ eq. kg LCGP en los sistemas mixtos. Estas diferencias se explican en parte a que los sistemas pastoriles incluyen a las zonas agro-ecológicamente áridas, con emisiones relativamente altas (norte de África). Las altas emisiones pueden ser explicadas por la baja producción de leche de la vaca, combinada con la baja digestibilidad del alimento en muchos de estos sistemas. Las bajas emisiones de GEI por kg de leche se encontraron en las zonas templadas, donde se localiza principalmente la producción de los países industrializados (FAO, 2010).

El informe de la FAO (2010) realiza a su vez un análisis de sensibilidad de cuanto pueden variar las emisiones de GEI si algunos parámetros aumentan o disminuyen 10% (mientras los demás permanecen constantes). Según este estudio, los cambios

en la producción de leche por vaca y en la edad al primer parto tienen poco efecto sobre la HC de la leche, mientras que la reducción mayor se logra con la mejoría de la digestibilidad de la dieta de los animales: una mejoría de 5 unidades en digestibilidades de 56% en los sistemas extensivos (Nigeria) reduce la HC en 15%. Sin embargo los autores del informe reconocen que una mejoría de la digestibilidad de la dieta también va a repercutir en una mejoría de la producción de leche (en este caso se asume +10%) y por lo cual adicionando este efecto, la HC se vería reducida en un 20%.

En un estudio similar de Hagemann et al. (2011), para distintos países alrededor del mundo, también muestra variaciones muy importantes según los sistemas de producción y los recursos disponibles en las distintas regiones del mundo. A diferencia del estudio de FAO (2010), los autores realizan un análisis de tipo global para poder hacer comparaciones entre sistemas productivos y países. Hagemann et al. (2011) resaltan la importancia de la productividad por vaca y de su longevidad como manera de disminuir el número de reemplazos necesarios para la reposición, como así también la extracción que se pueda realizar como carne en el sistema (esto último está asociado al sistema de asignación que se hace entre leche y carne en un sistema de producción lechero). Los resultados reportados por estos autores entre la productividad por vaca y la HC de la leche los hemos ajustado a una relación potencial decreciente siendo la misma: $y = 96,4x^{-0,51}$, $R^2 = 0,89$ (Figura 4).

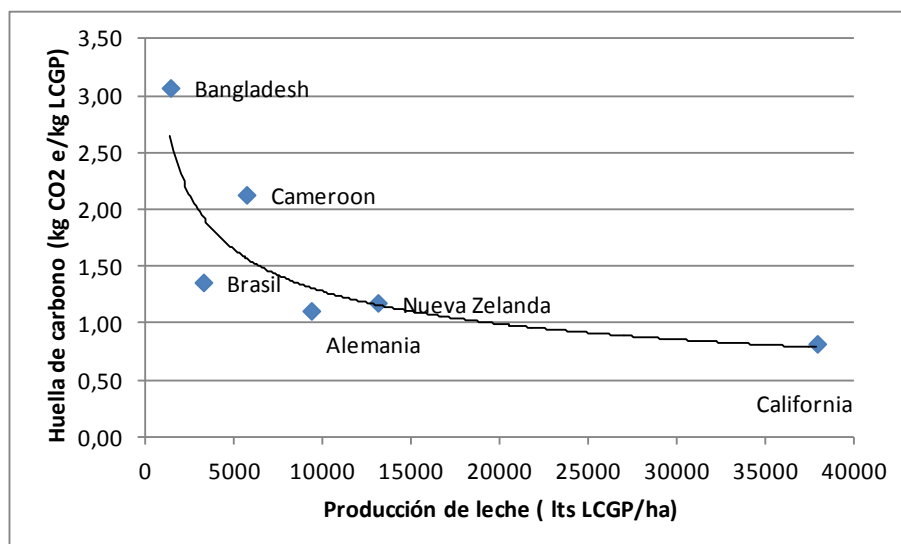
Figura 4. Relación entre la productividad por vaca y la huella de carbono para diferentes países del mundo (Adaptado en base a datos de Hagemann et al., 2011).



Una relación similar se halló entre HC y productividad por unidad de superficie:

$$y = 46,2 x^{-0,39}, R^2 = 0,65 \text{ (Figura 5)}$$

Figura 5. Relación entre la productividad de leche por unidad de superficie y la HC para distintos países (Adaptado en base a datos de Hagemann et al., 2011)



1.3.1. Los sistemas pastoriles/mixtos en comparación a los sistemas confinados

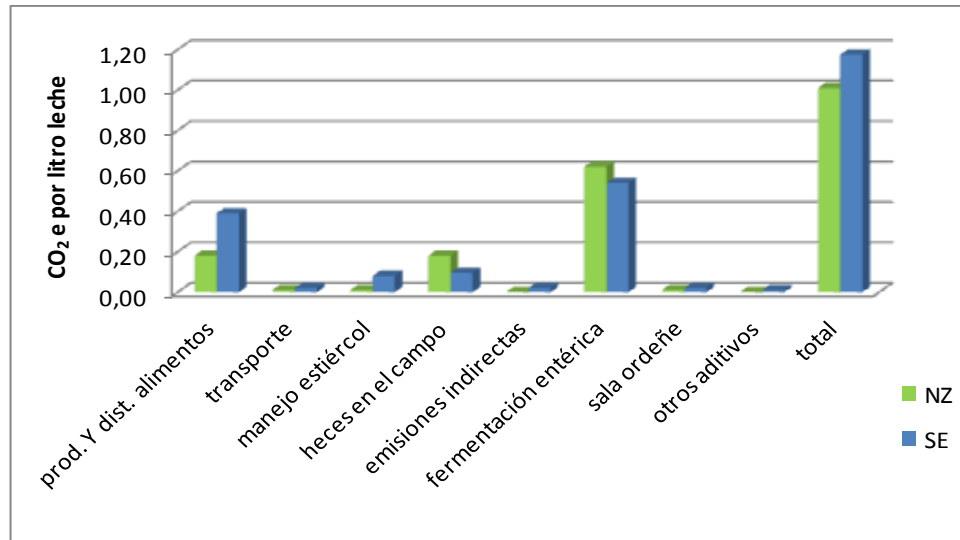
La principal fuente de emisión de GEI durante la fase primaria es la fermentación entérica de los rumiantes. Estas emisiones están asociadas al proceso de fermentación de los alimentos fibrosos (pasturas, forrajes conservados) en el rumen, por lo cual se ha presentado la alimentación con alta proporción de concentrados como sistemas que disminuyen las emisiones de GEI por unidad de producto (Harper et al., 1999). Sin embargo, algunos trabajos muestran que para la producción de leche, los sistemas pastoriles o mixtos pueden ser una alternativa mejor a los sistemas de tipo confinado si el análisis se realiza con la metodología de Huella de Carbono (desde la cuna a la portera del predio) (Rotz et al. 2010, Flysjö et al. 2011).

Cuadro 1. Huella de carbono de un sistema pastoril y sistema confinado de producción de leche (Flysjö et al. 2011)

	Pastoril (N. Zelanda)	Confinado (Suecia)
Producción leche por vaca (LCGP)	4118	8274
Peso vivo (kg)	456	600
Periodo de lactancia/Periodo seco (días)	280/85	305/60
Estabulación (meses)	0	9,5
Pastura en la dieta	92%	16%
Concentrado (kg/vaca)	0	3300
CO₂ eq (kg/litro leche)	1,0	1,2

Las mayores emisiones del sistema confinado se debieron a las emisiones de la producción y distribución del alimento concentrado y al manejo del estiércol (Figura 6).

Figura 6. Principales fuentes de emisión de GEI en un sistema pastoril y en un sistema confinado de producción de leche (Flysjö et al, 2011)



Rotz et al. (2009) también compararon las emisiones producidas por sistemas de producción contrastantes de Estados Unidos. Utilizando el programa “Integrated Farm System Model” se simularon los siguientes sistemas para una misma superficie (100 hectáreas): i) confinado con producción moderada de leche y ii) un sistema de baja producción con parición estacional, pastoreo durante todo el año y 27% de la materia seca consumida proviene de concentrados. El modelo simula los procesos biológicos y físicos así como sus interacciones. Los flujos de nutrientes dentro del predio se modelan para predecir el impacto ambiental, entre ellos las emisiones netas de GEI y la huella de carbono. Es importante resaltar que los valores de huella de carbono se calcularon corrigiendo con un 3,5% de grasa y 3,1% de proteína.

Cuadro 2 La huella de carbono para distintos sistemas de producción de leche de Estados Unidos (Rotz et al, 2009)

	Confinado (i)	Mixto (ii)
Producción leche (kg/vaca/año)	8391	5879
Forraje ensilado (kg MS/ha)	7110	3500
Forraje pastoreado (kg MS/ha)	0	3340
Concentrado (kg MS/ha)	5650	2650
Huella carbono (kg CO ₂ eq/litro leche)	0,74	0,59
Huella carbono, kgCO ₂ eq/ litro leche con secuestro C	0,60	0,13

(i) 100 vacas Holstein y 80 vaquillonas

(ii) 130 Holstein/Jersey y 95 vaquillonas

Las emisiones de metano fueron aproximadamente un 20% mayor para el sistema confinado todo el año, donde los animales se alimentaron con dietas más altas en forrajes conservados y tuvieron grandes cantidades de manejo de estiércol. En el sistema mixto, con menor producción de leche por vaca, un mayor número de animales es requerido para producir la misma cantidad de leche, lo cual aumenta las emisiones de metano pero este aumento es más que compensado por la reducción de las emisiones de óxido nitroso ya que los animales fueron mantenidos afuera todo el año (se elimina prácticamente las emisiones por almacenamiento del estiércol y por el manejo del mismo).

A partir de estos trabajos los sistemas pastoriles o mixtos parecen tener ventajas en términos de menor huella de carbono en comparación con los sistemas confinados. Además es posible que a futuro los cálculos de huella de carbono incluyan el secuestro de carbono. De ser así, el uso de sistemas mixtos o pastoriles presentarían aun mejores ventajas por proporcionar una reducción en las emisiones netas de GEI y la huella de carbono durante la transición de cultivos a pasturas permanentes (Crosson et al. 2011, FAO 2010, IDF 2010, Rotz et al. 2009).

1.3.2. Análisis de las variables que inciden en la Huella de Carbono de la leche en los sistemas pastoriles o mixtos

En la última década los tambos de Nueva Zelanda (NZ) han evolucionado desde un sistema tradicional a base de pastura y con pocos insumos a un sistema más intensivo con aumento de insumos al sistema (ej. fertilizantes, energía, agua para irrigación), produciendo más leche en la misma superficie. Como consecuencia, en los últimos cinco años la producción de leche aumentó un 20% pero no necesariamente asociado a una reducción de la HC por litro de leche en la misma proporción (Basset-Mens et al., 2009).

El estudio de Basset-Mens et al. (2009) comparó el tambo promedio de NZ con tres sistemas de intensificación de leche contrastantes. Un sistema de bajos insumos (BI) sin fertilizante y sin compra de alimento, se comparó con un sistema con aumento de fertilización nitrogenada (FN) y con otro sistema (FNSM) con fertilización nitrogenada y compra de 13 t MS/silo maíz/ha/año.

Cuadro 3 Descripción de distintos sistemas de producción de leche de Nueva Zelanda (Basset-Mens et al., 2009)

	Promedio	Bajo insumos (BI)	Fertilización N (FN)	FN + ensilaje de maíz (FNSM)
Producción leche (kg/ha/año)	10313	11432	14153	25208
Carga (vacas/ha)	2,7	2,3	3,0	5,2
Producción leche (kg /vaca/año)	3764	4970	4718	4848
Alimento comprado (*) (kg MS/ha)	1101	0	0	13108
Fertilización (kg N /ha)	114	0	139	119
Huella de carbono (kg CO ₂ eq/litro)	0,933	0,646	0,762	0,754

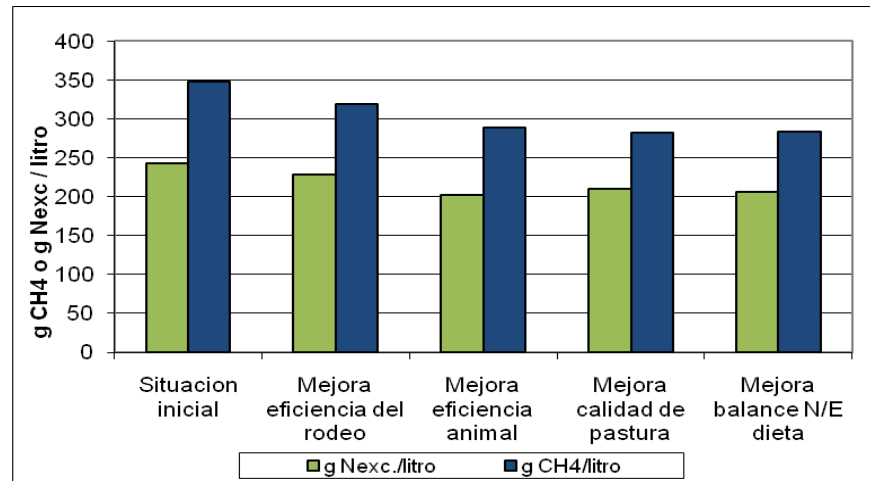
(*) Ensilaje de maíz o ensilaje de pasturas

La HC fue menor en BI (0,646 kg CO₂- eq/kg) y más alta para el tambo promedio (0,933 kg CO₂- eq/kg). Los valores para FN y FNSM fueron intermedios y similares (0,762 y 0,754 kg CO₂- eq/kg respectivamente). Estos autores concluyen que para el sistema de Nueva Zelanda, una mayor intensificación en base a compra de alimento (ensilaje de maíz o ensilaje de pasturas) no siempre significará una menor huella de carbono. Esto se debe a que probablemente el alimento comprado es de menor calidad que el alimento producido en el predio (mayores emisiones de metano entérico/kg MS al bajar la calidad de los alimentos).

Otro estudio que también compara el impacto de la intensificación en el tambo promedio neozelandés es el de Beukes et al. (2010). Para sistemas de producción de leche y por medio de la modelación, estos autores evaluaron la mejora esperable en términos de emisiones de GEI en función de los siguientes ajustes (Figura 7):

- *reducción en el número de animales improductivos* (por disminución de los animales de remplazo (edad al primer parto más baja) y mejora del porcentaje de parición): los animales no productivos producen CH₄ y N urinario sin contribuir a la producción del sistema - leche o carne
- *aumento de la eficiencia de conversión del alimento utilizando animales con mayor potencial genético*: las vacas de mayor productividad, producen más leche a partir de la misma cantidad de alimento y además menos animales son necesarios para producir la misma cantidad de leche por unidad de superficie (al ser menor la cantidad de alimento requerido, menos metano será emitido)
- *mejora de la calidad de la dieta*: pasturas más digestibles, uso de leguminosas en vez de fertilizante nitrogenado y un buen equilibrio de la relación N/energía de la dieta.

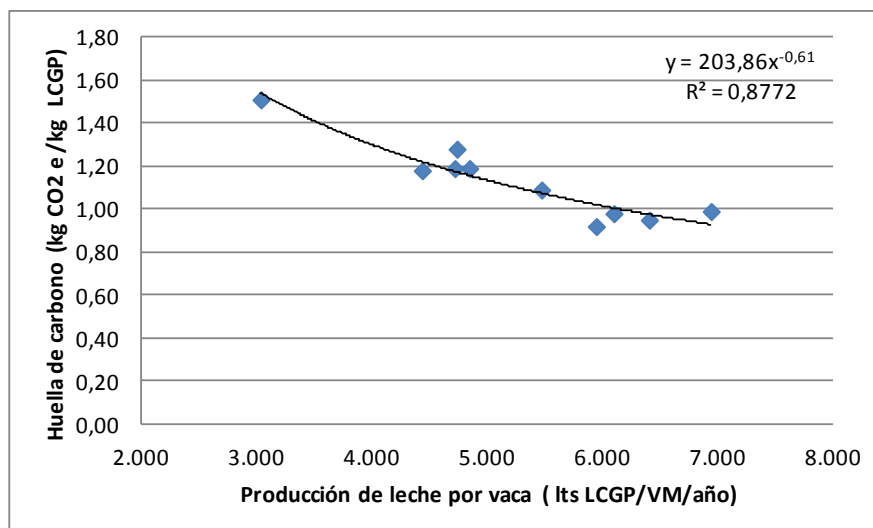
Figura 7. Disminución de la emisión de gases efecto invernadero al mejorar la eficiencia del rodeo y la calidad de la dieta del sistema de producción de leche (Beukes et al, 2010)



Según Beukes et al (2010) el mayor impacto sobre la reducción de GEI, se produce al mejorar la composición del rodeo (disminución de animales improductivos) y al aumentar el potencial genético de las vacas en producción. Estas medidas de manejo permiten mantener o aumentar la producción de leche, reduciendo el consumo de materia seca a nivel de todo el sistema. Esto se puede alcanzar con una combinación de alta performance reproductiva lo que provoca una disminución en el refugo, y por lo tanto en el número de reemplazos que se requiere para mantener el rodeo. A esto se debe sumar la utilización de vacas con mérito genético alto capaces de producir 430 kg de sólidos de leche anuales como consecuencia de un aumento en la calidad de la pastura. Con estas mejoras en la eficiencia, la carga animal se puede reducir de 3 a 2,3 vacas/ha para producir la misma leche por hectárea.

Otros estudios también mencionan el impacto de la producción de leche por vaca en la HC (Henriksson et al. 2011, Iribarren et al. 2011, Lovett et al. 2006, Casey y Holden 2005a, Casey y Holden 2005b). Los resultados reportados por estos últimos autores a partir de diez predios reales de Irlanda también fueron ajustados a una relación potencial decreciente entre la producción de leche por vaca y la HC (figura 8).

Figura 8. Relación entre la productividad por vaca y la huella de carbono (Adaptado en base a los datos de Casey y Holden, 2005b)



La menor HC se alcanzó en los predios con menor carga (1,6 a 1,7 vacas/ha en comparación a 2,2 a 2,3 vacas/ha) y con alta productividad por vaca (6000 a 6400 litros/vaca en comparación a 4000 a 4500 litros/vaca) (Casey y Holden, 2005b). Esto puede ser el resultado de menos vacas necesarias para producir una determinada cantidad de leche, dado que una proporción de las emisiones de metano es relativa al número de animales en el sistema. Un tambo con vacas de baja producción requiere significativamente más animales por unidad de superficie, con un aumento relativo en el aporte de la dieta a mantenimiento. Aumentar la eficiencia de las vacas parece ser la mejor opción para reducir las emisiones (Casey y Holden, 2005b).

También para el sistema irlandés, Lovett et al. (2006) muestran el impacto del uso de alimentos concentrados en sistemas de base pastoril (mixtos) para la mejora de la productividad por vaca. En un trabajo de simulación dirigido a estudiar el efecto del potencial productivo por vaca (7000 a 8800 litros) y del agregado de concentrados (500 a 1500 kg/vaca/año) en un sistema en base a pasturas, la menor HC se logró con potenciales de producción intermedios (8000 litros/vaca) y altos niveles de concentrados (1500 kg de concentrado, representando 20% del total de materia seca

consumida por las vacas). Estos resultados estarían explicados principalmente por la reducción de las emisiones de metano entérico por unidad de materia seca consumida. El efecto del aumento de la productividad por vaca está asociado fundamentalmente a la disminución de la emisión de GEI por litro de leche producido pero su efecto es menos claro según estos autores ya que en el modelo está integrado también la pérdida de fertilidad asociada al alto potencial genético y por lo tanto a la necesidad de disponer de más remplazos en el rodeo.

Todos estos trabajos resaltan la importancia de realizar un análisis de tipo global para poder realizar comparaciones entre sistemas productivos y entre países. Para ello la metodología de análisis de conglomerados, sugerida por Hagemann et al. (2011) parecería ser la manera más adecuada para estudiar un conjunto de variables que inciden sobre la huella de carbono a nivel de sistema de producción.

1.4. DIFERENCIAS EN METODOLOGÍA DE CÁLCULO

La metodología de análisis de ciclo de vida utilizada para estimar la huella de carbono de un producto requiere que los aspectos metodológicos estén estandarizados para posibilitar comparaciones entre sistema de producción y entre países. Los aspectos metodológicos que varían según los estudios son: asignación a co-productos, límites del sistema, factores de emisión (FE) usados, la base de datos para simular los procesos biológicos o industriales (Crosson et al. 2011, Flysjö et al. 2011, IDF 2010, Thomassen et al. 2008). A continuación se resume en un cuadro información de diferentes trabajos que calculan la HC por litro de leche pero utilizando criterios diferentes.

Cuadro 4. Valores internacionales de huella de carbono

Referencia	País	N _{predios}	Sist.	UF	Asig.	HC
Cederberg & Mattsson, 2000	Suecia	2	C	si*	Si	1,1
Haas et al., 2001	Alemania	6	P	No	No	1,3
Hospido et al., 2003	España	2	C	?	Si	0,8
Williams et al., 2006	UK	E	M	No	Si	1,1
Basset-Mens et al., 2009	NZ	?	P	Si	Si	0,9
Thomassen et al., 2008	Holanda	E	M	Si	No	1,4
Rotz et al., 2009	EEUU	M	C	si**	Si	0,7
Flysjö et al., 2011	NZ	E	P	si*	No	1,0
Flysjö et al., 2011	Suecia	E	C	si*	No	1,2

E: datos estadísticos, M: modelos

Sist: sistema, C: confinado, P: pastoril, M: mixto

UF = Unidad funcional, Si* corrección por 4% grasa, Si** corrección por 3,5% grasa

Asig= Asignación de co-productos, leche y carne

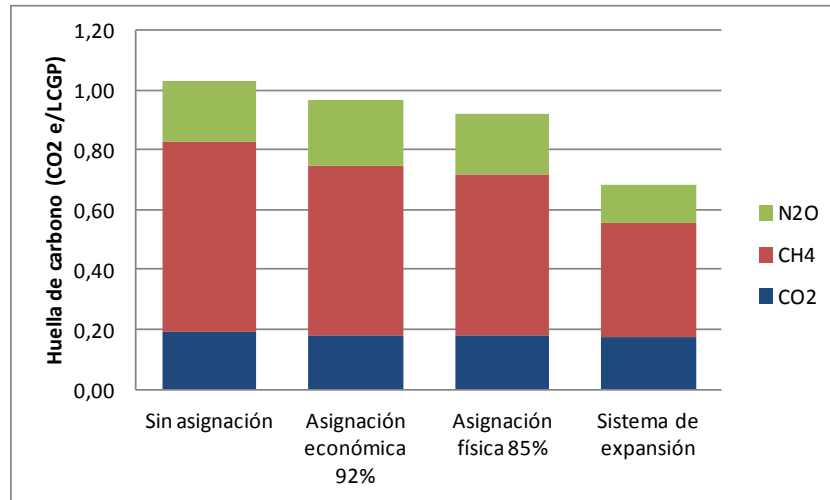
Como se puede observar en el cuadro 4 algunos estudios analizan información predial mientras otros utilizan datos estadísticos nacionales, por lo cual la representatividad de los datos en términos nacionales es muy variable en los valores. A su vez, el período analizado en casi todos los casos es tan solo un año, lo que trae aparejado el efecto año sobre los resultados.

La elección de la unidad funcional en la emisión de GEI tiene implicancias importantes en la interpretación de resultados, particularmente cuando se estudia la intensificación de la producción. Todos los estudios describen las emisiones por kg de leche y a menudo se corrige por sólidos (Crosson et al., 2011). Sin embargo, se utilizan distintos contenidos de sólidos para esta corrección: la corrección puede variar entre 3,5 a 4,0% de grasa y 3,1 a 3,3 % de proteína, lo cual crea diferencias en los resultados y los hace difíciles de comparar.

Utilizar distintos factores de emisión también provoca modificaciones en los cálculos. La mayoría de los estudios utilizan los factores de emisión por defecto del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Sin embargo, Nueva Zelanda tiene factores de emisión específicos para CH₄ entérico y del estiércol así como también para las emisiones de N₂O de la excreta y fertilizante nitrogenado. Estos factores de emisión (FE) se utilizaron en el estudio de Flysjö et al. (2011) para Suecia de manera de omitir esta variación en el estudio.

En cuanto a las asignaciones algunos trabajos realizan una distinción entre carne y leche en el sistema mientras que otros no realizan asignaciones (Crosson et al., 2011). Este último es el caso por ejemplo de Flysjö et al. (2011) donde dado que el principal objetivo del estudio fue analizar los parámetros que afectan la HC en la producción de leche, se incluyeron los co-productos, por lo cual, no se incluyeron asignaciones. Sumado a esto, en los casos en que se hacen asignaciones existen diferencias importantes en la forma de calcularlo, resultado en valores variables. En este sentido el estudio de Cederberg y Stading (2003) comparando distintas metodologías en el manejo de co-productos arroja diferencias según diferentes criterios de asignación. Se calcularon los datos de huella de carbono según los cuatro tipo de asignaciones: no asignar, asignación económica, física (biológica) y de expansión. Los datos obtenidos fueron: 1,0; 0,92; 0,85 y 0,7 kg CO₂ eq/ kg leche respectivamente (figura 9).

Figura 9. Emisiones de GEI de la producción de leche con diferentes criterios de asignación de co-productos (Cederberg y Stading, 2003)



Se observó que la asignación económica entre leche y carne favorece la producción de carne. Mientras que el sistema de expansión tiene beneficios ambientales en cuanto a producción de leche. El enfoque que se alinea más con la ISO14044 y parecería ser el más apropiado es la asignación física. Este último, es el criterio utilizado por la guía de IDF (2010).

Finalmente, en base a los antecedentes revisados, la huella de carbono varía según los sistemas de producción y las características de los mismos. En general, para un mismo sistema de producción la intensificación está asociada a una reducción en la huella de carbono de la leche.

1.5 HIPÓTESIS

Los predios con mayor productividad por vaca y por unidad de superficie presentan menor huella de carbono de la leche.

1.6 OBJETIVOS

Comparar factores que afectan la huella de carbono de la leche de sistemas reales de producción con diferente productividad por vaca y unidad de superficie.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE LECHE DE URUGUAY Y FUENTES DE DATOS

Los sistemas lecheros de Uruguay están caracterizados por una diversidad importante en el uso del suelo y estrategias de producción, y una considerable dispersión geográfica. Además, los tambos en Uruguay están sometiendo a un cambio desde sistemas de base más pastoril a sistemas mixtos con niveles crecientes de producción de leche y un aumento de insumos a través de la compra de alimentos (Hernández y Freiría, 2010). Esto hace a los sistemas lecheros de Uruguay un caso de estudio relevante de la tendencia de cambio global de los sistemas lecheros en la región.

En Uruguay, las vacas pastorean todo el año en praderas mixtas (gramíneas y leguminosas) y verdeos anuales con cantidades variables de forraje conservado (maíz y silo de pastura). El silo de pasto y maíz se realizan usualmente dentro del predio o en un predio cercano. Durante la lactación, las vacas son suplementadas con concentrado para alcanzar los requerimientos nutricionales para el nivel de producción esperado. El rodeo lechero es predominantemente de la raza Holstein. Respecto a la composición del rodeo lechero, se aprecia que las categorías productivas adultas (vacas ordeñe y seca) son aproximadamente la mitad del total. La recría se produce en el mismo predio y la tasa de reposición oscila en 30%. La edad al primer servicio de las vaquillonas, registra su mayor frecuencia en torno a los 32 meses. En lo que respecta al intervalo inter parto, en la mayoría de los casos es de 13 a 14 meses. En los tambos de menor superficie, prevalece un sistema de parición continua. Mientras que en los tambos de mayor superficie, la parición ocurre en dos momentos, en otoño y en menor medida en primavera. La productividad del tambo promedio según la Encuesta Lechera del 2007 fue de 2370 litros/ha, con una composición de 3,67% de grasa y 3,26% de proteína (Hernández, 2009).

En este estudio, utilizamos información de 24 tambos comerciales localizados en el sur de Uruguay (Soriano, Colonia, San José, Florida, Maldonado y Rocha). Los

predios no fueron seleccionados al azar por lo cual no son necesariamente una muestra representativa del país. La mayoría de los predios lecheros analizados son miembros de Federación Uruguaya de Grupos CREA (FUCREA), asociación uruguaya de productores. Los tambos seleccionados para el estudio tienen antecedentes de mantener buenos registros y contar con asistencia técnica, por lo cual, la calidad de la información y contar con un rodeo estabilizado fueron los criterios para incluir estos tambos en el estudio. La información fue recolectada para el ejercicio fiscal 2010-2011 a partir de un formulario que se le proporcionada a productores o asesores. La información colectada incluye superficie lechera, uso del suelo, rotación, cantidad de alimento comprado, producción de leche total, producción de leche por vaca, contenido de grasa y proteína en la leche, número de vacas y reemplazos en el rodeo, peso de la vaca, número de nacimientos, porcentaje de reposición y edad al primer parto.

2.2. DESCRIPCIÓN DEL MODELO PARA CUANTIFICAR EMISIONES DE GEI

La información de cada predio fue utilizada para calcular la HC utilizando el modelo de optimización CIPIL (Astigarraga, 2004). Este modelo usa la planilla de cálculo Excel incluyendo el macro de optimización SOLVER. En este estudio el modelo no fue utilizado para optimizar el margen bruto, sino que se corrió y ajusto para simular la performance técnico productiva del predio (es decir para obtener los indicadores reportados por el productor o técnico). El modelo CIPIL integra las actividades de producción animal y vegetal en un sistema lechero. Todas las actividades fueron conectadas y limitadas por ciertas restricciones: estructurales (área agrícola, área bajo praderas, etc), agronómicas (plan de rotación de la pastura, producción de forraje, uso de fertilizante, requerimiento de gasoil para la siembra, etc.), y animales (composición del rodeo, producción de leche por vaca, tasa de reemplazo, mortalidad, requerimientos alimenticios, etc).

La producción de leche y el estado de preñez, el peso vivo de cada categoría, fueron utilizados para calcular los requerimientos de energía metabolizable usando el

sistema AFRC (AFRC, 1993). Para el cálculo de la oferta de alimento en energía metabolizable, luego de definir la rotación forrajera según la información brindada por el productor, se estimó la oferta forrajera de cada alternativa utilizando la producción de forraje según las tablas de Leborgne (1983). El consumo de pasto se ajustó en función de los requerimientos del rodeo y del suministro de concentrado reportado por el productor para el ejercicio.

Las salidas del modelo fueron número de terneros, estación de parición, rotación, carga animal, tipo y cantidad de pastura cosechada por animal o maquinaria, dieta animal, cantidad de forraje y concentrado requerido, concentrado comprado y producción animal (leche cruda, leche remitida y vacas/vaquillonas de refugio vendidas).

El modelo se modificó para calcular las emisiones de GEI basadas en la estimación de consumo de alimento por animal, performance y producción de estiércol. Para determinar las emisiones de cada GEI se utilizó el método de nivel 2 (tier 2) del IPCC (IPCC, 2006). Este método requiere datos detallados y específicos del país, sobre las necesidades de nutrientes, la ingestión de alimentos y las tasas de conversión del metano aplicables a determinado tipo de alimentos, que luego se utilizan para calcular los factores de emisión correspondientes a las categorías de ganado definidas para el país (Berra, 2005). Dado que en Uruguay no existen datos nacionales de factores de emisión se usaron los factores por defecto proporcionados por el IPCC (2006). La contribución de cada uno de los GEI fue integrada usando el potencial de calentamiento global para un horizonte de 100 años expresado en toneladas de CO₂ equivalente (t CO₂). El total fue la suma de cada gas pesado por su respectivo coeficiente de equivalencia: 1 ton CO₂ = 1 ton CO₂ eq, 1 ton CH₄ = 25 ton CO₂ eq y 1 ton N₂O = 298 ton CO₂ eq (IPCC, 2006).

2.3 UNIDAD FUNCIONAL Y LÍMITES DEL SISTEMA

Para este estudio se utilizó la guía de la Federación Internacional de la Lechería (IDF) denominada “un enfoque común para la huella de carbono de la lechería”

(IDF, 2010). La misma se desarrollo a partir de un proceso de consultoría y revisión para hacer frente al problema de la falta de credibilidad y consistencia en el cálculo de la huella de carbono de la leche o productos derivados. La solución fue desarrollar una guía clara en unidad funcional, límites del sistema, cambio en el uso del suelo, co-productos y otros aspectos debatidos de la metodología.

Para desarrollar la metodología de la guía se trabajó en colaboración con organizaciones que ya estaban involucradas en mejorar la estandarización de la metodología ACV. Las organizaciones fueron las siguientes: IPCC, Carbon Trust, WBCSD/ WRI, Intl dairy bodies, FAO, PAS2050 e ISO 14040, ISO14044. La guía se desarrolló por el IDF para aquellos interesados en definir la HC del sistema de producción y los productos, usando un enfoque de ACV. La incorporación de este enfoque, permite la comparación entre diferentes sistemas de producción, regiones y productos como resultado de la aplicación de enfoque estandarizado (IDF, 2010).

2.3.1 Definición de la unidad funcional

La unidad funcional utilizada fue un kg de leche corregido por grasa y proteína (LCGP), en el establecimiento, se considero un 4% de grasa (G) y 3,3% de contenido de proteína (P) de acuerdo a lo definido por el IDF (2010).

$$\text{LCGP (kg/año)} = \text{Producción (kg/año)} \times [0,1226 \times \%G + 0,0776 \times \%P + 0,2534]$$

2.3.2 Asignación

Para los sistemas de producción lechera donde el foco principal es la producción de leche, la carne generada por exceso de terneros o refugo de vacas es un importante co- producto. Muchas metodologías basadas en las guías de ISO (2006) pueden ser usadas para asignar emisiones entre los co-productos, pero la metodología seleccionada afecta la estimación de la intensidad de los GEI en los productos lácteos (Mc Geough et al. 2012, Flysjö et al. 2011, Cederberg y Stading 2003). En nuestro estudio, la asignación entre leche y carne fue realizada utilizando el método de

asignación física sugerido por la guía IDF (2010), donde las emisiones se asignan de manera proporcional a la cantidad de leche producida y los animales que se venden.

$$AF = 1 - 5.7717 \times R$$

AF = factor de asignación para leche

R= M carne/ M leche

M carne = suma del peso vivo de todos los animales vendidos incluyendo terneros y animales de refugio

M leche = suma de sólidos de la leche corregidos por 4% grasa y 3,3% proteína usando la ecuación del IDF, 2010.

2.3.3 Alcance y límites del análisis

Los límites del sistema fueron desde la producción de alimentos (incluido los insumos) hasta la portera del establecimiento e incluyeron:

- Producción de leche en el predio (metano de fermentación entérica de animales productivos y reposición) incluyendo:
 - Producción de alimentos en el predio (gasoil, emisiones directas e indirectas de óxido nitroso del suelo)
 - Manejo de efluentes del tambo (metano y emisiones directas e indirectas de óxido nitroso)
 - Extracción de leche (electricidad)
 - Suministro de agua (electricidad)
- Producción y suministro de alimentos comprados
- Producción de fertilizantes sintéticos y su distribución
- Producción y distribución de cualquier otro agroquímico, ej. herbicidas

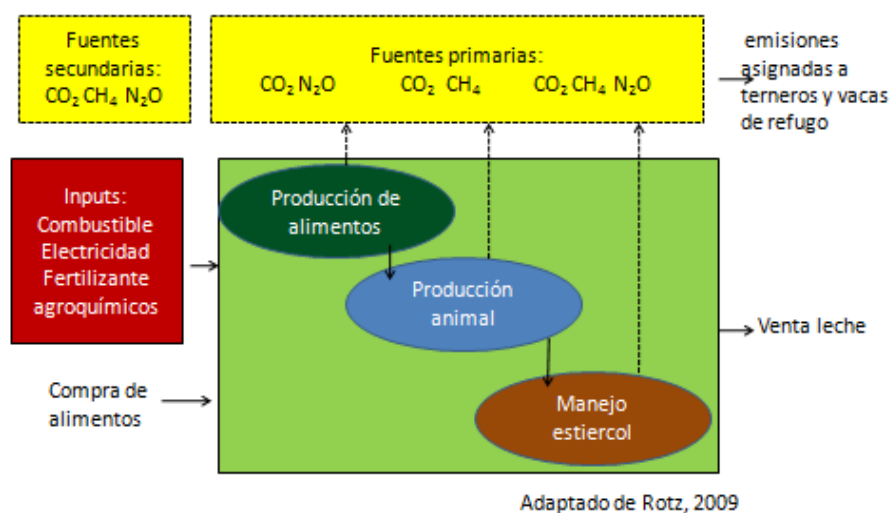
Este listado representa aproximadamente el 95% de las emisiones de GEI que deben de considerarse en un ACV, es decir desde la producción del alimento hasta la

portera del establecimiento (venta). De este modo se cumple con uno de los requerimientos claves de los estándares de la norma PAS2050.

2.3.4 Preparación del modelo análisis de ciclo de vida

El modelo incluye todas las entradas (insumos, compra alimento), los procesos productivos que se realizan en el predio y la salidas de leche y carne.

Figura 10. Descripción del sistema a estudiar



2.4. CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO

Se convirtió la información primaria y secundaria de emisiones de GEI multiplicando la información de la actividad por el factor de emisión de la actividad. Esto dio como resultado las emisiones de GEI por unidad funcional de producto.

2.4.1. Emisiones de metano

El metano se produce por los rumiantes principalmente como un subproducto de la fermentación entérica. Para estimar las emisiones de metano, el promedio de consumo diario de alimento expresado como energía bruta consumida fue calculado a partir de la dieta para las vacas determinadas por el modelo CIPIL. El factor de conversión del metano ($Y_m = 6,5\%$) fue obtenido del IPCC (2006), el cual fue

similar a los resultados de Dini et al. (2012) para vacas lecheras bajo pastoreo en Uruguay.

La descomposición del estiércol (bosta y orina) bajo condiciones anaeróbicas durante el almacenamiento y tratamiento también producen CH₄. Las estimaciones de lo excretado fueron obtenidas usando el consumo de materia seca y la digestibilidad de alimentos determinadas por el modelo. Como las vacas pastorean todo el año al aire libre, asumimos que el 90% de la orina y lo excretado se depositó en la pastura y el 10% restante en la sala de ordeño. Lo excretado en la sala de ordeño se asumió que se manejó en un sistema de laguna anaeróbica sin cubierta, la mayoría de los tambos analizados contaban con este tipo de tratamiento. Este supuesto fue utilizado para remover diferencias potenciales entre los tambos y el efecto del manejo del rodeo y alimentos. Además, el manejo de las bajas cantidades del estiércol colectado en la sala de ordeño tendría un bajo impacto en la huella de carbono total. El resto de lo excretado, incluido el estiércol de las vaquillonas, fue depositado directamente en las pasturas. Las emisiones fueron determinadas usando un factor de emisión de metano (MCF) de 76% y una máxima capacidad de producción de CH₄ del estiércol de vacas lecheras de 0,24 m³ de CH₄/kg sólidos volátiles excretados por día (IPCC, 2006).

2.4.2 Emisiones de óxido nitroso

Las emisiones de óxido nitroso del suelo aumentaron a partir de las tasas de nitrificación y desnitrificación disponibles por un aumento de N en el suelo (IPCC, 2006). Las emisiones directas de N₂O del suelo y estiércol almacenado fueron también estimadas siguiendo las guías del IPCC y los factores de emisión. Para los fertilizantes sintéticos de N, el factor de emisión fue 0,01 kg N₂O-N por kg N aplicado. Dado que el 90% de lo excretado fue depositado directamente en la pastura, esa porción del N del estiércol fue aplicada a la pastura. El N excretado se calculó como el total de N en el alimento consumido menos el N en la leche y el N retenido en los animales (terneros y vaquillonas en crecimiento). El FE utilizado fue 0,02 kg N₂O-N/ kg N excretado. Las emisiones de óxido nitroso proveniente del estiércol de los sistemas de lagunas fueron consideradas despreciables (IPCC, 2006).

La volatilización de NH_3 y el lavado de NO_3 producen emisiones indirectas de N_2O . Para los efectos de volatilización de NH_3 en las emisiones de N_2O a través de la deposición atmosférica del N en suelos y cursos de agua se utilizó un factor de emisión de 0,010 kg $\text{N}_2\text{O-N}$ / kg N (IPCC, 2006). La fracción de N de los fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH_3 y NO_x bajo diferentes condiciones fue 0,10 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ / kg de N aplicado o depositado. Los factores de emisión para las emisiones de N_2O de lixiviación y lavado de N fueron 0,0075 kg $\text{N}_2\text{O-N}$ / kg $\text{NO}_3\text{-N}$.

2.4.3 Emisiones de anhídrido carbónico

La electricidad se usa principalmente en los tambos para el ordeño y la refrigeración de la leche. Para todos los predios, las emisiones de CO_2 durante la producción de electricidad se asumió como factor de emisión 0,463 kg CO_2 eq/kWh (Caballero et al., 2009). Durante la operación de tractores y otros equipos con motor, el C del gasoil se transformó a CO_2 y es liberado por el escape del motor (Rotz et al., 2010). La cantidad de gasoil por ha por hora para el mantenimiento de la pastura y operaciones de producción del alimento fueron obtenidas de Cámara Uruguaya de Servicios Agropecuarios (CUSA, 2011). El factor de emisión de diesel fue obtenido del IPCC (2006) y ajustado por emisiones de transporte, siendo el valor final 2,98 kg CO_2 eq/ kg gasoil consumido. La metodología descrita por Spielmann et al (2007) se utilizó para calcular los factores de emisión de extracción de materia bruta, manufactura, transporte de fertilizantes y pesticidas. Los medios de transporte y las cantidades importadas en los últimos cinco años fueron obtenidos del (MGAP, 2011). El fertilizante sintético nitrogenado más usado en Uruguay es urea, el factor de emisión obtenido fue 0,793 kg CO_2 eq/kg de urea utilizado. Los tambos analizados en este estudio utilizaron en promedio 40 kg N/ha, similar a lo reportado por Díaz-Rosello y Duran (2011).

2.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para identificar las variables que mejor explican las diferencias en la HC entre los 24 tambos, se realizó un análisis de correlación simple por el método de Pearson y un

análisis de regresión simple para analizar la asociación entre la huella de carbono y once posibles variables explicativas. Las variables analizadas fueron: producción de leche por vaca, producción de leche por ha, carga animal, eficiencia del rodeo (vacas en ordeño sobre el total del rodeo), concentrado por vaca masa (VM), proporción de concentrado en dieta de VM, forraje por vaca, consumo de MS por vaca masa, producción de forraje por ha, N excretado por VM, N excretado por ha y huella de carbono.

Realizado estos análisis, se entiende que esta realidad compleja no puede reflejarse en un estudio comparativo de los predios por cada variable, sino que existe la necesidad de integrarlas todas de alguna forma, para que representen esa realidad. Para resumir esta información se recurrió a la estadística multivariada la cual es usada para describir y analizar observaciones multidimensionales obtenidas al relevar información sobre varias variables para cada uno de los casos de estudio. Para realizar el análisis se utilizó el paquete estadístico InfoStat (2012).

El método seleccionado fue el de interdependencia, este no distingue entre variables dependientes e independientes y su objetivo consiste en identificar que variables están relacionadas, como lo están y por qué. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) y análisis de conglomerados (clúster).

2.5.1. Análisis de componentes principales

Algunas de las variables de manejo consideradas fueron fuertemente correlacionadas entre ellas, lo que hizo la interpretación de las relaciones entre variables individuales y huella de carbono dificultoso. Se utilizó el análisis de componentes principales y los gráficos biplot para reducir el número de variables y la dimensión. Las técnicas de reducción de dimensión permiten examinar todos los datos en un espacio de menor dimensión que el espacio original de las variables. Con el ACP se construyen ejes denominados componentes principales (CP) que permiten obtener gráficos de dispersión de observaciones y/o variables con propiedades óptimas para la interpretación de la variabilidad y co-variabilidad subyacente. Los biplot permiten

visualizar observaciones y variables en un mismo espacio, así es posible identificar asociaciones entre observaciones, entre variables y entre variables y observaciones. En los biplot construidos por InfoStat, la distancia entre símbolos representando observaciones y símbolos representando variables no tiene interpretación, pero las direcciones de los símbolos desde el origen si pueden ser interpretadas.

El ACP se puede realizar siempre y cuando haya menos variables que observaciones, por lo cual se removieron las variables que tuvieron colinealidad (ej. concentrado en la dieta y uso concentrado por vaca, que fueron altamente correlacionados). Se retuvieron las siguientes ocho variables: producción de leche por ha, producción de leche por vaca masa, carga animal, eficiencia del rodeo, uso de concentrado por vaca, consumo de materia seca por vaca, N excretado por ha y huella de carbono. El ACP permitió la transformación de un conjunto de variables explicativas correlacionadas en nuevas variables, las denominadas componentes principales, que son todas combinaciones lineales de las variables correlacionadas originalmente.

2.5.2 Análisis de conglomerados

El análisis de cluster permite implementar distintos procesos para agrupar objetos descriptivos por un conjunto de valores de varias variables. El agrupamiento de objetos multivariados es frecuentemente utilizado como método exploratorio de datos con la finalidad de obtener mayor conocimiento sobre la estructura de las observaciones y/o variables en estudio. Se recurre a técnicas de agrupamiento cuando no se conoce una estructura de agrupamiento de los datos “a priori” y el objetivo operacional es identificar el agrupamiento natural de las observaciones. Las técnicas de clasificación basadas en agrupamientos implican la distribución de las unidades de estudio en clases o categorías de manera tal que cada clase (conglomerado) reúne unidades cuya similitud es máxima bajo algún criterio. Es decir los objetos de un mismo grupo comparten el mayor número permisible de características y los objetos en diferentes grupos tienden a ser distintos.

Para realizar este análisis se utilizaron las mismas 8 variables que se utilizaron para el ACP. La técnica de clasificación seleccionada fue la jerárquica, este método produce agrupamientos de tal manera que un conglomerado puede estar contenido completamente dentro de otro. Se eligió el método de agrupamiento de ward, que une grupos considerando que la variabilidad entre ellos sea mínima. Dado que los datos tienen propiedades métricas se usó la medida de distancia euclídea. El análisis se corrió con los datos estandarizados de cada uno de las variables. Los resultados se muestran en un dendograma (diagramas de árboles en dos dimensiones), en el que se pueden observar las uniones y/o divisiones que se van a realizando en cada nivel del proceso de construcción de conglomerados. Este análisis estadístico también se realizó utilizando InfoStat (2012).

3. RESULTADOS

3.1. DESCRIPCIÓN DE LA BASE DE DATOS

La variación más grande entre los 24 tambos analizados fue en tamaño del predio (445 ± 274 ha), y la producción anual de leche ($1.821.353 \pm 1.291.921$ kg LCGP), con un coeficiente de variación (CV) de 60-70% (cuadro 5). La variación en productividad fue de 4075 ± 1360 kg LCGP/ha, (CV = 33%), la producción de leche por vaca 5672 ± 1254 kg LCGP/vaca, (CV = 22%) y la carga animal fue de $0,71 \pm 0,21$ VM/ha, (CV = 18%).

La eficiencia del rodeo, una variable que toma en cuenta la composición del rodeo medida como vacas en ordeño en relación a todo el rodeo, fue de $0,42 \pm 0,04$, (CV = 10%), con un porcentaje de nacimientos de $80 \pm 8,6$, con una edad al primer parto de $28 \pm 3,0$ meses y una tasa de reemplazo de 28 ± 3 %.

La variación en el consumo de alimento, en particular la oferta de concentrado, fue importante (CV = 40%), con un promedio de $4,9 \pm 2,0$ kg/vaca/día, representando una proporción de 36 ± 12 % del consumo diario de materia seca por vaca por día.

Cuadro 5 Valores medios, máximos y mínimos de las principales variables de los predios analizados

Parámetros	Unidades	Promedio	CV	Máximo	Mínimo
Superficie pastoreo lechero	ha	445	62%	1044	55
PRODUCCION DE LECHE					
LCGP producción anual	toneladas por año	1821	71%	5334	186
LCGP producción por ha	litros por ha	4075	33%	7362	1883
Producción por vaca	kg leche	5672	22%	7772	3184
Contenido de grasa	%	3,72%	5%	4,32%	3,42%
Contenido de proteína	%	3,35%	4%	3,77%	3,19%
RODEO					
Carga animal	vaca masa/ha	0,71	18%	1,05	0,48
Eficiencia del rodeo	v.ordeño/stock	0,42	10%	0,48	0,28
Peso vivo	kg	547	3%	580	500
Nacimientos	%	80%	11%	96%	66%
Tasa de reemplazo	%	28%	10%	35%	25%
Edad al primer parto	meses	27,8	11%	35,4	24,0
ALIMENTACION					
Producción de pasto	kg MS/ha	6421	17%	9037	4586
Concentrado por vaca	kg MS/vaca/día	4,9	40%	7,6	1,9
Concentrado en la dieta	%	36%	33%	56%	17%
Fibroso por vaca	kg MS/vaca/día	8,4	0,20	12,0	5,4
Consumo de MS	kg MS/vaca/día	13,3	17%	17,2	7,8
N EXCRETADO					
N excretada por ha	kg N/ vaca/año	84	20%	128	63
N excretado por vaca	kg N / ha/ año	119	10%	145	99
HUELLA DE CARBONO	kg CO₂ e por LCGP	0,99	10%	1,24	0,87

Finalmente, la huella de carbono promedio para la base de datos analizada fue 0,99 con un coeficiente de variación de 10%.

3.2 ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

Se seleccionaron en base a la bibliografía consultada 10 variables que se consideraron asociadas a la huella de carbono (cuadro 6).

Cuadro 6. Coeficiente de correlación de Pearson (r, debajo de la diagonal) y rango de significancia (p, arriba de la diagonal) para 10 variables del predio y huella de carbono

	Prod.										
	Ha	Carga	Prod. Vaca	Ef. rodeo	Conc. Vaca	Conc. Dieta	Consumo	Prod. Pastura	N exc./VM	N exc./ha	HC
Prod. ha		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	NS	<0,05 <0,05
Carga	0,82		<0,05	<0,05	<0,05	NS	<0,05	<0,05	<0,05	NS	<0,05 <0,05
Prod. vaca	0,87	0,44		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05 <0,05
Ef. rodeo	0,71	0,45	0,77		<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	NS	<0,05	<0,05 <0,05
Conc. vaca	0,72	0,42	0,79	0,65		<0,05	<0,05	NS	NS	<0,05	<0,05 <0,05
Conc. Dieta	0,52	0,32	0,54	0,44	0,94		<0,05	<0,1	NS	NS	NS <0,05
Consumo	0,82	0,4	0,97	0,82	0,69	0,41		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05 <0,05
Prod. pastura	0,62	0,46	0,55	0,35	0,34	0,13	0,57		<0,05	<0,05	<0,05 <0,1
N exc./vaca	0,21	-0,09	0,4	0,22	0,02	-0,23	0,51	0,46		<0,05	<0,05 NS
N exc/ ha	0,86	0,85	0,61	0,51	0,43	0,22	0,62	0,66	0,42		<0,05
HC	-0,78	-0,52	-0,81	0,55	-0,71	-0,56	0,69	-0,38	-0,07	-0,51	1

NS = no significativo

La mayor correlación entre las variables y la huella de carbono fue para producción de leche por vaca ($r = - 0,81$, $P < 0,001$), productividad ($r = - 0,78$, $P < 0,001$), consumo de materia seca ($r = -0,69$, $P < 0,001$) y concentrado por vaca ($r = -0,71$, $P < 0,001$).

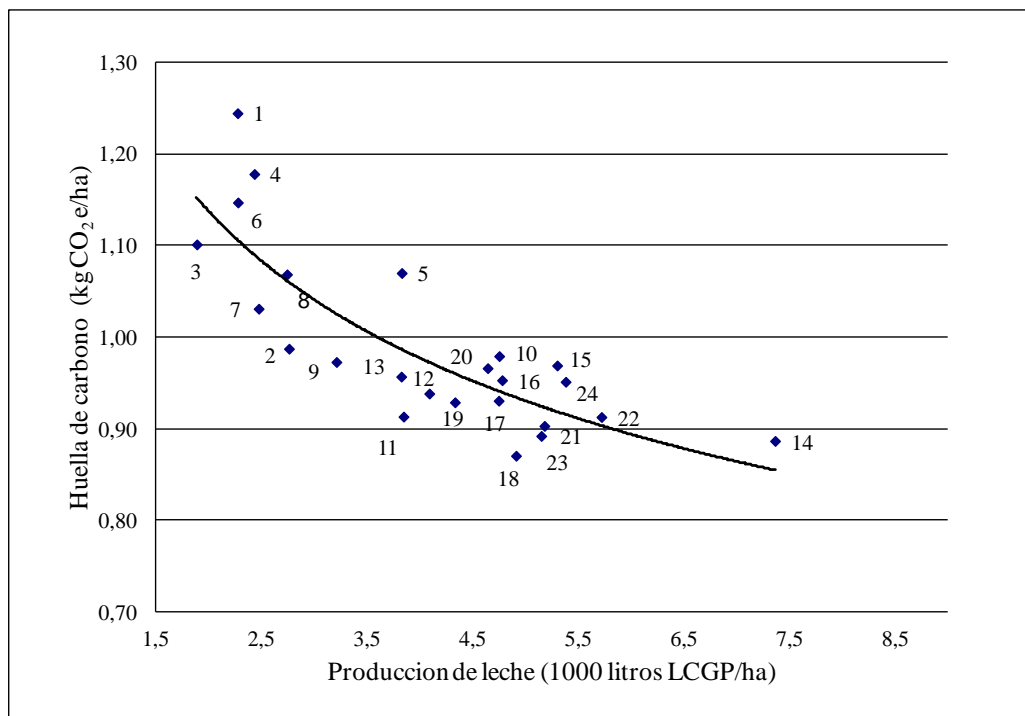
3.3 REGRESIONES SIMPLES

Para las variables con valores de correlación mayor a 0,6 (en valor absoluto) con HC, se realizó un análisis de regresión simple. Productividad y producción de leche por vaca resultaron las variables que por sí solas mejor explicaron la variación en la HC.

3.3.1. Productividad

Se observó una relación negativa y significativa entre productividad y huella de carbono.

Figura 11. Relación entre productividad y huella de carbono

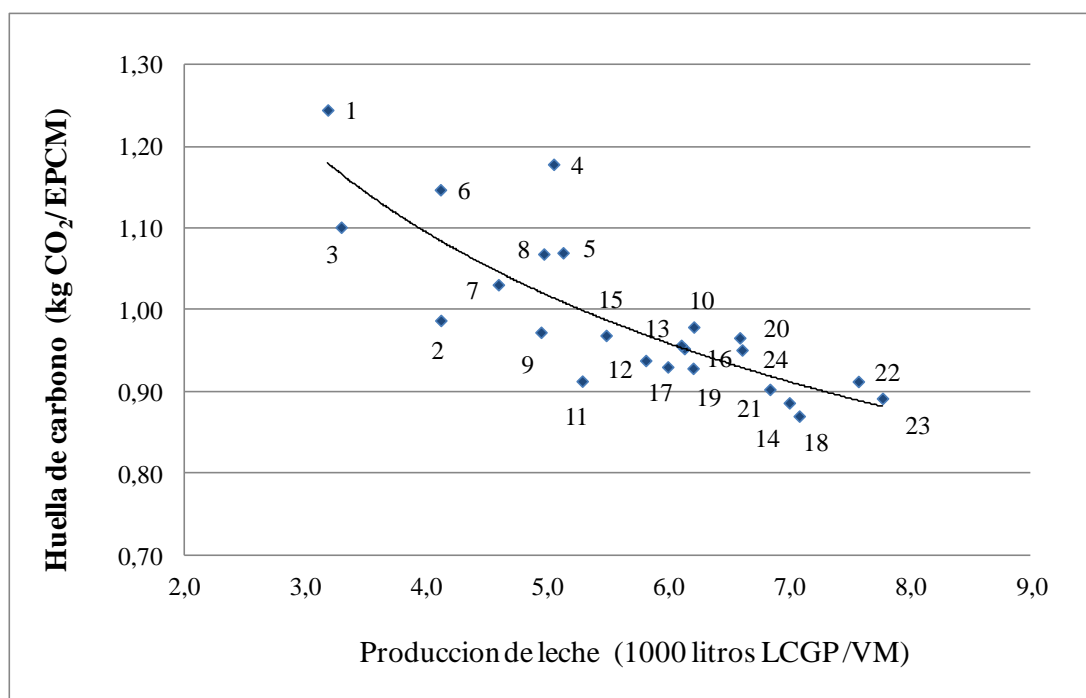


La huella de carbono como función de la productividad se ajustó al siguiente modelo:
 $HC = 1,3239 x^{-0.219}$, ($R^2 = 0,69$, $P < 0,001$).

3.3.2. Producción leche por vaca masa

La relación entre producción de leche por vaca y huella de carbono también resulto ser decreciente y significativa.

Figura 12. Relación entre huella de carbono y producción de leche por vaca



La huella de carbono como función de la producción de leche por vaca se ajustó al siguiente modelo: $HC = 1,7206 x^{-0.325}$, ($R^2 = 0,68$, $P < 0,001$).

3.4 ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Para realizar el ACP, algunas variables que estuvieron altamente correlacionadas entre ellas fueron eliminadas del análisis multivariado, en la medida que existía alguna otra variable que incluía la información contenida en ellas. Tal fue el caso de proporción de concentrado en la dieta y concentrado por vaca ($r = 0,94$). De todas maneras, para variables como consumo de materia seca (CMS) por animal y producción de leche por vaca que explican diferentes conceptos como manejo de la

alimentación y performance animal, se conservaron en el análisis a pesar de estar altamente correlacionadas ($r = 0,97$).

Dado que dos de los eigenvalores de la matriz de correlación fueron más grandes que el mínimo pre-seleccionado de 1 (criterio de Kaiser, Massart et al., 1988) y alcanzaron a explicar el 86% del total de variación de la información, se retuvieron los 2 primeros componentes principales. El cuadro 7 muestra los eigenvectores (el peso para variables descriptivas estandarizadas) que corresponden a cada componente principal.

El cuadro 7 muestra los eigenvectores (el peso para variables descriptivas estandarizadas) que corresponden a cada componente principal.

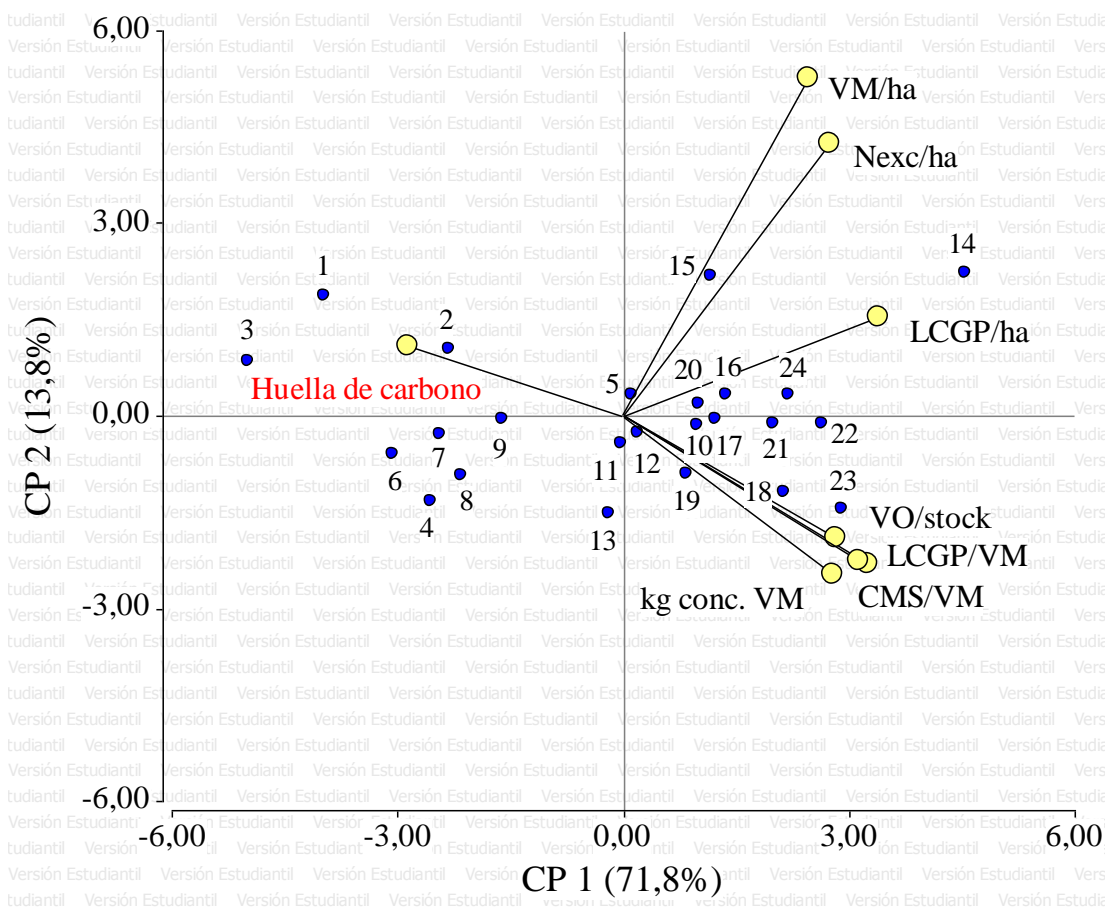
Cuadro 7. Eigenvectores correspondientes a los dos componentes principales que fueron retenidos para analizar los 24 tambos

Variables descriptivas de los tambos	Eigenvectores	
	CP1	CP2
Productividad de leche (kg LCGP/ha)	0,41	0,18
Carga animal (VM/ha)	0,30	0,63
Eficiencia rodeo (vaca ordeño/total rodeo)	0,34	-0,23
Concentrado (kg MS/VM/día)	0,33	-0,30
Consumo material seca (kg MS/VM/día)	0,38	-0,27
N excretado (kg N/ha)	0,33	0,51
Producción leche (kg LCGP/VM)	0,39	-0,27
Huella carbono (kg CO ₂ eq/kg LCGP)	-0,34	0,13

A pesar que la interpretación del peso de cada variable puede ser compleja, es posible aproximarnos a una valoración de la importancia de cada variable para cada componente. Por ejemplo, el primer componente está compuesto principalmente por variables relacionadas con producción de leche (por ha y vaca masa), así como a prácticas de alimentación y de manejo del rodeo. Mientras que el segundo componente esta mas influenciado por la carga animal y el nitrógeno excretado por hectárea contribuyendo de menor manera a la HC. A continuación se puede

observar como quedaron distribuidas cada una de las variables en la figura de ACP (Figura 13).

Figura 13. Proyección de variables técnicas de predios lecheros en los ejes 1 y 2 definidos por el análisis de componentes principales



El CP1 explica el 71,8% de la variabilidad mientras que el CP2 el 13,8%, por lo cual la suma de los dos ejes explica el 85,6% de la variabilidad total de las observaciones.

Las observaciones (tambos) se presentan como puntos en azul y las variables se presentan como círculos en amarillo. Cuando las variables están en sentido opuesto a la huella de carbono (Figura 13) la correlación es alta y negativa. Tal es el caso de las variables producción de leche por vaca masa, relación vaca ordeño/stock, consumo

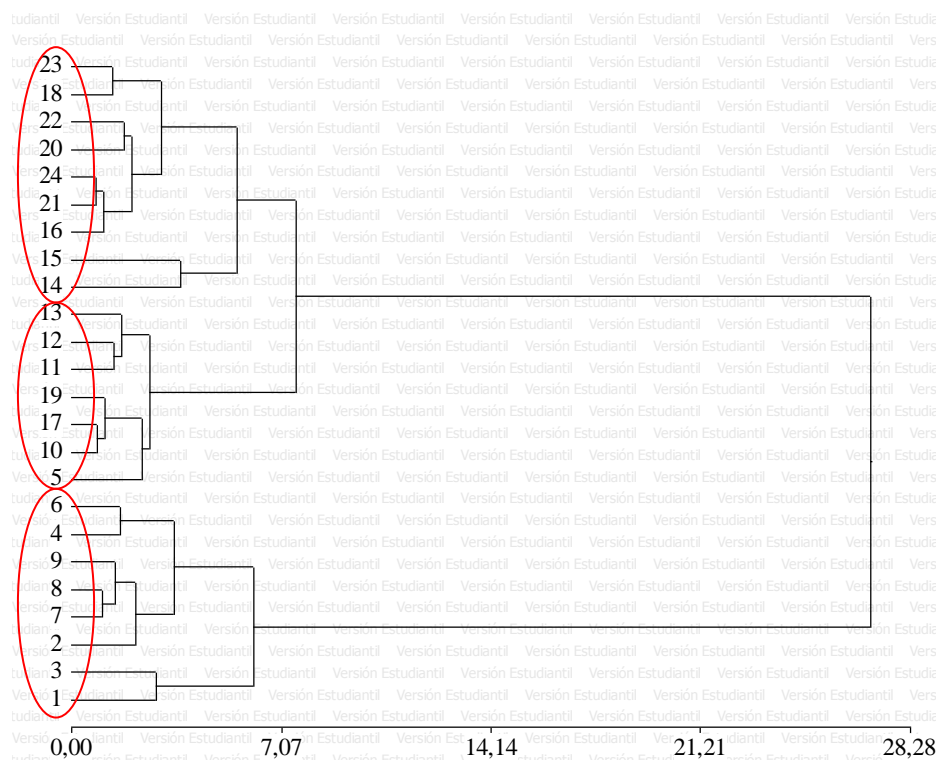
de materia seca por vaca masa y consumo de concentrado por vaca masa. A su vez los tambos ubicados en el cuadrante derecho inferior son aquellos que presentan menores huellas de carbono.

Por otro lado, las variables que presentan ángulos cercanos a 90° con la variable huella de carbono se encuentran poco correlacionadas con la misma. En función de lo anterior, N excretado por ha y VM por ha estarían expresando poca asociación con la huella de carbono.

3.5 ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS

Con las mismas variables seleccionadas para el ACP se realizó un análisis de conglomerados el cual dio como resultado 3 cluster, cada uno conteniendo entre 7 y 9 predios. La Figura 14 muestra el agrupamiento de los mismos.

Figura 14. Dendograma de agrupamiento de los tambos en función del análisis de conglomerados



Predios que se encuentran en un mismo grupo presentan similitud entre sus variables y difieren en las mismas con los otros grupos. A continuación se pueden observar los valores promedios obtenidos por cada cluster cuadro 8).

Cuadro 8. Características de los tambos de cada cluster

Variables	Unidades	Clusters		
		1	2	3
Tambos	número	8	7	9
LCGP producción por ha	litros por ha	2502	4198	5377
Carga animal	vaca masa /ha	0,60	0,72	0,80
Producción por vaca	kg leche	4285	5821	6788
Eficiencia rodeo	vaca ordeño/stock	0,38	0,44	0,45
Concentrado por vaca	kg MS/vaca/día	2,57	6,27	5,88
Consumo MS	kg MS/vaca/día	11,0	13,3	15,2
N excretado por ha	kg N/vaca/año	70	79	101
Huella de carbono	Kg CO ₂ eq por LCGP	1,09	0,96	0,92

El grupo 1, integrado por ocho tambos, presentó una baja productividad en términos de litros/ha explicada por una baja producción por vaca masa y una baja carga VM/ha. La baja productividad por vaca masa estaría asociada a un bajo consumo por vaca y baja utilización de concentrado (2,57 kg concentrado/VM/día, representando 23% del consumo de MS). Adicionalmente, este grupo presenta una alta relación de reemplazos en relación a la cantidad de vacas en ordeño promedio al año. El resultado fue una alta huella de carbono (1,09 kg CO₂/kg LCGP) en comparación con los otros clusters.

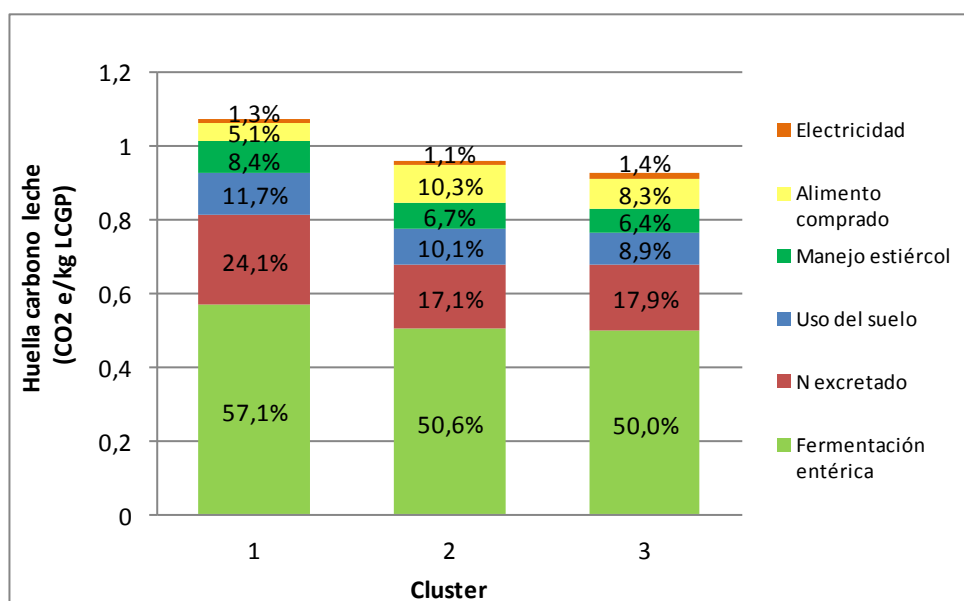
Por otro lado, el grupo 3 formado por 9 predios, se caracteriza por una mayor producción de leche por hectárea (5377 kg LCGP/ha), explicado por mayor productividad por vaca masa (6788 kg LCGP/VM) y por una mayor carga animal (0,80 VM/ha). Estos predios presentan prácticas de manejo del alimento asociadas a una mayor disponibilidad de forraje por vaca y una alta proporción de concentrado en la dieta (39%). Esto a su vez permite mejorar la performance de las vacas y del rodeo en general reflejado en la eficiencia del rodeo. Este grupo presenta la menor

huella de carbono (0,92 kg CO₂/kg LCGP), aunque el N excretado por ha (101 kg N/ha) fue mayor que en los otros clusters.

El clúster 2, está integrado por 7 tambos con valores intermedios entre los clusters precedentes.

La contribución a la huella de carbono de distintas fuentes de GEI asociadas a las actividades de producción de leche en la huella de carbono de cada cluster se presenta en la figura 15.

Figura 15. Contribución de las distintas fuentes de emisión de GEI a la huella de carbono de cada uno de los conglomerados



En todos los grupos se puede observar que la fermentación entérica es la que realiza el mayor aporte de emisiones, contribuyendo alrededor de la mitad del total de las emisiones de GEI (57% para el clúster 1 y 50% para los clúster 2 y 3). Las raciones con alto contenido fibroso en relación al almidón, causan mayores emisiones de metano/ kg LCGP (Figura 8). Por la misma razón, las emisiones directas de óxido nitroso de la excreta depositada durante el pastoreo y las emisiones indirectas de óxido nitroso del amonio y N lixiviado fueron más altas en el clúster 1 dado que la

dieta de las vacas era rica en contenido de nitrógeno debido a una baja proporción de concentrado en la dieta (Cuadro 8).

La producción de alimento (incluida la producción de fertilizante, gasoil usado por la maquinaria, la energía utilizada para el procesamiento de alimentos y las emisiones del suelo) generaron mayores emisiones de GEI por kg LCGP a medida que la productividad de leche disminuyó (menos emisiones de GEI se diluyeron por producción de leche para el clúster 1). Por el contrario, las emisiones de GEI del alimento comprado fueron más altas para los clúster 2 y 3.

En cuanto a las emisiones del manejo del estiércol representaron alrededor del 7%. A pesar que el factor de emisión de los sistemas de laguna es 10 veces más alto que la excreta depositada en el suelo, el peso de esta actividad en la huella de carbono fue bajo dado que las vacas pastorean todo el año y la mayoría de las excreciones son depositadas directamente en el campo.

El consumo de energía por electricidad en el tambo representa una contribución muy pequeña a la huella de carbono de la leche (1,3 % en promedio).

4. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio proveen los primeros resultados de huella de carbono de la leche disponible para sistemas de producción de leche de Uruguay. Abarca una amplia variación entre regiones (tipo de suelo y sistema de producción – ejemplo alto vs bajo uso de concentrado) del país dedicadas a la lechería. A pesar que los predios no fueron seleccionados al azar y por lo tanto no son representativos del promedio del país (los tambos tienen asesoramiento técnico logrando mejor performance que el tambo promedio), nos permitieron calcular la huella de carbono para predios con una amplia variación en productividad por unidad de superficie.

Los predios analizados, que cuentan con asistencia técnica, produjeron 70% más leche que el tambo promedio de Uruguay, con 22% más de producción de leche por vaca y 39% más de la carga animal (Hernández, 2009).

La huella de carbono promedio para los 24 tambos analizados fue 0,99 kg CO₂ eq/ kg LCGP, con una variación de $\pm 10\%$. De todas maneras, la variación a nivel del total de predios lecheros del país es probablemente más alta, dado que la mayoría de los datos de producción de usados en nuestro estudio fueron obtenidos de tambos con producciones de leche altas en comparación con el tambo promedio de Uruguay (cuadro 5).

El valor de la huella de carbono de la leche calculada se encuentra aproximadamente en el mismo rango que la HC presentada en otros estudios de sistemas pastoriles (Flysjö et al. 2011, Basset-Mens et al., 2009, Lovett et al. 2006, Casey y Holden 2005b, Hospido et al. 2003). De todas maneras, como los estudios difieren en aspectos metodológicos, hacer comparaciones con estos resultados puede ser cuestionable. La metodología utilizada para estimar emisiones de GEI incluyen: variaciones en los métodos de cuantificación de la huella de carbono, variaciones en los límites del sistema, de la unidad funcional y en el manejo de co-productos, los cuales pueden significativamente afectar el nivel de emisión estimada (Cuadro 4).

Desde 2010, se encuentra disponible una guía del IDF para los cálculos de la huella de carbono. Algunos estudios publicados luego de esta fecha han utilizado esta metodología, tal es el caso de Flysjö et al. (2011). De todas formas, esos autores utilizaron factores de emisión específicos para Nueva Zelanda (1% N-N₂O/ kg N excretado en lugar del FE por defecto del IPCC: 2%), haciendo nuevamente que la huella de carbono reportada por ellos no sea comparable con nuestro estudio, el cual utiliza los FE por defecto del IPCC (2006). Para poder realizar la comparación de la huella de carbono promedio de nuestro estudio con los datos reportados por Flysjö et al. (2011) para Nueva Zelanda y Suecia, utilizamos el mismo factor de emisión y el método sin asignación entre leche y carne tal como lo hicieron estos autores. El valor obtenidos para los 24 tambos analizados fue 1,04 kg CO₂ eq/ l LCGP, el cual está comprendido entre el valor reportado para el tambo analizado para Nueva Zelanda (1,00 kg CO₂ eq/ l LCGP) y entre el valor del tambo analizado para Suecia (1,16 kg CO₂ eq/ l LCGP), según lo reportado por estos autores. Estos resultados estarían sugiriendo que el tambo promedio (calculado a partir de los 24 tambos analizados en este trabajo) estaría en condiciones de competir ambientalmente en términos de gases de efecto invernadero con países desarrollados.

Este cálculo además remarca la importancia de contar con factores de emisión nacionales para realizar los cálculos de huella de carbono. La falta de información local genera incertidumbre en cuanto a los valores utilizados, sobre todo en las emisiones de óxido nitroso proveniente de la actividad ganadera y del suelo. Los valores utilizados podrían estar generando una sobrestimación o subestimación del valor final de la huella de carbono.

Por otro lado, el secuestro de carbono es la opción con mayor potencial de mitigación para el sector agropecuario. Sin embargo, los estándares para la metodología de huella de carbono y para la guía del IDF (2010) optan por no tomar en cuenta la materia orgánica del suelo por falta de información científica a nivel global. De todas maneras esto no impide que se calcule cuando existe información, siempre y cuando se reporte ambos valores: huella de carbono con secuestro y sin secuestro

(IDF, 2010). En Uruguay existe un trabajo publicado por Díaz- Rossello y Duran (2011) que cuantifica el secuestro de carbono en suelos de sistemas agrícolas-lecheros mixtos. Estos sistemas presentaron un acelerado proceso de intensificación con grandes cambios en el manejo del suelo en las últimas décadas, siendo representativo del camino que siguieron predios comerciales. Durante el periodo 1994 al 2010 la ganancia de carbono orgánico fue de 950 kg/ha/año. Este valor es equivalente a 3483 kg CO₂ eq/ha/año o a 0,85 kg CO₂ eq/ kg LCGP. Por lo cual la huella de carbono promedio considerando el secuestro de carbono según estos cálculos sería 0,14 kg CO₂ eq/ kg LCGP (0,99-0,85 kg CO₂ eq/ kg LCGP kg CO₂ eq/ kg LCGP), valor es similar al reportado por Rotz et al (2009) en predios pastoriles de Pennsylvania (0,13 kg CO₂ eq/ kg LCGP).

Además, diferentes métodos en la asignación los co-productos (leche y carne) fueron evaluados y comparados por varios investigadores los cuales encontraron diferencias significativas (Mc Geough et al. 2012, Kristensen et al. 2011, Casey y Holden 2005a, Cederberg and Stadig 2003). IDF (2010) recomienda el uso de una ecuación que incluye la demanda de energía del alimento para la producción de carne y leche. En nuestro estudio el valor promedio de asignación calculado según IDF (2010) fue 87% lo cual se aproxima a el valor sugerido por defecto (85,6%) en la guía de IDF (2010).

4.1 EL EFECTO DE LA PRODUCCIÓN DE LECHE EN LA HUELLA DE CARBONO DE LA LECHE

Muchos estudios han mencionado el impacto de la producción de leche en la HC (Henriksson et al. 2011, Iribarren et al. 2011, Lovett et al. 2006, Casey y Holden 2005a, Casey y Holden 2005b). Estos últimos autores encontraron una relación lineal decreciente entre la producción de leche y la HC ($y = -0,0002 x + 1,93$, $R^2 = 0,87$). Para distintos países alrededor del mundo, los resultados reportados en el estudio de Hagemann et al (2011) también pueden ser ajustados a una relación negativa y decreciente entre producción de leche y HC ($y = 122,7x^{-0,54}$, $R^2 = 0,92$).

Esto puede ser el resultado de menos vacas necesarias para producir una determinada cantidad de leche, dado que una proporción de las emisiones de metano es relativa al número de animales en el sistema. Además, cuando nos desplazamos desde vacas con baja producción a vacas con alta producción, la proporción de energía de alimento utilizada para el mantenimiento disminuye progresivamente. Dado que las emisiones entéricas han sido identificadas como los mayores contribuyentes del total de emisiones (Figura 15), los factores claves, como méritos genéticos para producción de leche y la eficiencia alimenticia, son importantes objetivos para disminuir las emisiones.

Trabajos de Mc Geough et al. (2012) y Lovett et al. (2006) muestran que la mejora en la producción animal aumenta la producción de CH₄ por animal pero reduce la producción de CH₄ por unidad de leche. Nuestro estudio ha demostrado que esto es posible a través de la suplementación de concentrado siempre y cuando el consumo total de materia seca se mantenga también alto (cuadro 8). Esto es consistente con los resultados reportados por Kolver y Muller (1998) y Tozer et al. (2004), que expresaban que en los sistemas pastoriles aumentar el CMS por vaca aumenta la producción de leche.

4.2 EL EFECTO DE LA PRODUCTIVIDAD EN LA HUELLA DE CARBONO

De todos los trabajos que presentan el cálculo de la HC de la leche solo los sistemas pastoriles reportan productividad de la leche (kg LCGP/ha), (Flysjö et al. 2011, Hagemann et al. 2011, Iribarren et al. 2011, Kristensen et al. 2011, Beukes et al. 2010, Rotz et al. 2010, Basset-Mens et al., 2009, Lovett et al. 2008, Lovett et al. 2006, Casey y Holden 2005a, Casey y Holden, 2005b, Hospido et al. 2003). A su vez solo uno de ellos (Casey y Holden, 2005b) estudia la relación de esta variable con la huella de carbono. Nuestro estudio identificó que existe una relación fuerte entre estas dos variables. Mejorar la productividad de la leche por ha disminuye la HC si esta productividad está asociada a vacas de alta producción (HC (kg CO₂ eq/ 1000 kg LCGP) = 1,33 x ^{-0,22}, R² = 0,69 P < 0,01).

Estudiando los efectos de la intensidad de la producción de leche y la huella de carbono, los resultados de Casey y Holden (2005b) mostraron una tendencia similar ($HC \text{ (kg CO}_2 \text{ eq /1000kg LCGP)} = 3,07 \times^{-0,45}$, $R^2 = 0,69$). Además para Irlanda, los resultados publicados por Lovett et al. (2006) pueden ser ajustados a una relación decreciente entre productividad y huella de carbono ($HC \text{ (kg CO}_2 \text{ eq /1000 kg LCGP)} = 3,83 \times^{-0,48}$, $R^2 = 0,91$). Finalmente, es posible también describir la misma relación con los resultados de Hagemann et al. (2011) para la productividad de leche en distintos países del mundo ($HC \text{ (kg CO}_2 \text{ eq /1000 kg LCGP)} = 3,07 \times^{-0,365}$, $R^2 = 0,77$).

Un tambo con vacas de baja producción requiere más animales por unidad de superficie, con un aumento relativo en el aporte de la dieta destinada a mantenimiento. Aumentar la eficiencia de las vacas parece ser la mejor opción para reducir las emisiones porque al aumentar la producción de leche por vaca el número total de vacas por ha puede disminuirse (Casey y Holden, 2005b) y también el número de vaquillonas que se requieren para reemplazos.

4.3. ANÁLISIS DEL EFECTO DE PRÁCTICAS DE MANEJO EN LA HUELLA DE CARBONO

Los resultados del ACP muestran que los dos ejes representan el 86% de la variación total entre los predios y a su vez éstos se explican por prácticas de alimentación y manejo del rodeo.

El eje primario, el cual representa el 71,8% de la variación total, fue interpretado como un eje que diferencia los tambos con importantes producciones de leche por vaca y altos niveles de alimentación por vaca (cuadro 7). Por eso, se consideró como un eje que contribuye a un mejor análisis de las estrategias de alimentación animal con variables que muestran una alta correlación (correlación negativa) con la huella de carbono. El otro eje, explicó el 13,8% del total de variación y está correlacionado principalmente con la carga animal y el N excretado (cuadro 7). En consecuencia este eje enfatiza diferencias entre tambos en variables de manejo relacionadas a la

unidad de superficie (variables por ha) pero con baja correlación en la HC (cuadro 7).

El análisis de clusters permitió establecer una tipología de predios con diferente huella de carbono (cuadro 8).

El clúster 1 con 8 tambos, presentó la mayor huella de carbono (1,09 kg CO₂ eq/ kg LCGP) explicada por una baja productividad (2502 LCGP/ha), baja producción de leche (4285 LCGP/VM) y baja eficiencia del rodeo. Este grupo está en su mayoría integrado por tambos que no utilizan suficiente concentrado por vaca. El concentrado representa en promedio del 23% del total del CMS, que es menos que la cantidad promedio de concentrado por vaca para todos los tambos (36%). El consumo de alimento (tanto de forraje como de concentrado) es bajo (11,0 vs 13,3 kg MS/VM en promedio para todos los tambos), dado por una baja producción de forraje y un suministro de concentrado que no logra compensar la baja disponibilidad de forraje por vaca. Este tipo de tambos, a menudo sufren limitaciones en los recursos financieros para tener disponibilidad para comprar concentrado, lo cual afecta negativamente la producción de leche por vaca y consecuentemente sus resultados económicos. De hecho, la producción promedio de leche está muy por debajo del promedio de los tambos analizados. Como consecuencia de una pobre performance animal (producción de leche por vaca y eficiencia del rodeo), la contribución del CH₄ entérico a los GEI es la más alta comparada con los otros dos clusters y concuerda con los resultados reportados por Kristensen et al. (2011), Beukes et al. (2010), y Casey y Holden (2005b).

Además, nuestro estudio muestra que los tambos que presentan mayor N excretado por ha pueden aumentar la lixiviación. Este resultado está asociado al menor uso del concentrado en la dieta de las vacas (50% del promedio de los 24 tambos analizados) y por lo tanto a un menor aprovechamiento del N de las pasturas. La sustentabilidad de los sistemas debe basarse en la valoración de de varios indicadores relevantes y no exclusivamente en la huella de carbono.

Por otro lado, el clúster 3 corresponde a 9 tambos los cuales tienen la menor huella de carbono (0,92 kg CO₂ eq/ kg LCGP). La producción promedio por vaca (6788 kg LCGP/VM) y los parámetros de alimentación demostraron una clara intensificación de la producción de leche. Estos tambos se distinguen por un alto consumo por vaca masa (15,2 kg MS) y un alto suministro de concentrado (5,9 kg) presentando un mejor margen en la alimentación por vaca.

El Clúster 2 obtuvo un valor intermedio en la HC (0,96 kg CO₂ eq/ kg LCGP) dado que la productividad (4198 LCGP/ha) y producción de leche por vaca (5821 LCGP/VM) fueron más bajos que en el clúster 3 asociados a una limitada disponibilidad de forraje por vaca. Este grupo está formado por 9 tambos. Su principal característica es un consumo alto de concentrado por vaca (6,3 kg MS), que no es tan eficientemente convertido en leche en comparación al clúster 3. El consumo de MS de los concentrados por kg de leche es alto (0,39 vs 0,32 kg MS concentrado/ kg LCGP en promedio para todos los tambos) lo cual significa que la disponibilidad de forraje por vaca es muy limitada (solo 53% del total del CMS por vaca). Por lo tanto, los concentrados no se usan eficientemente para producción, con resultados económicos menos favorables en comparación al clúster 3.

Estudios anteriores en esta área, intentaron conectar la eficiencia de las prácticas de manejo intensivo/extensivo con la HC. Por ejemplo, Basset-Mens et al. (2009) encontró que la intensificación en los tambos de Nueva Zelanda era perjudicial para su eficiencia ecológica en términos de producción de leche y en función del uso del suelo. Por otro lado, Casey y Holden (2005b) evaluaron las emisiones de GEI de acuerdo con el sistema de intensificación de los tambos de Irlanda, recomendando un desplazamiento hacia la extensificación en términos de área y intensificación en lo que respecta al manejo animal (menos vacas produciendo más leche y manejo de carga animal).

El análisis multivariado conducido en este estudio demuestra que las variables que reflejan prácticas de manejo como por ejemplo estrategias de alimentación y performance animal fueron las más relevantes y el análisis exploratorio realizado, ha permitido ver el impacto de las prácticas de manejo sobre la HC. La explicación de la variación total (86%) en las emisiones alcanzado por el ACP, ha permitido identificar estrategias que demuestra que el enfoque a nivel predial es capaz de detectar diferencias entre tambos. La fortaleza de utilizar información no experimental a partir observaciones es que nos permite identificar grupos de clústeres o grupos de observaciones que son significativamente distintos del resto de las observaciones, e identificando los parámetros en los cuales difieren es posible dar una recomendación general que tenga impacto a escala predial (Kristensen et al., 2011).

La relativamente alta variación encontrada en la huella de carbono de la leche de este estudio implica que hay potencial para reducir las emisiones de GEI. Las estrategias prediales con foco en alta producción de leche por vaca y alta eficiencia del rodeo parecen ser las variables más prometedoras para reducir la HC en sistemas pastoriles. Como perspectivas de desarrollo, es obvio que la investigación adaptada para evitar prácticas en la lechería como la escasa disponibilidad de forraje y altas cargas animales por ha, son medidas con alto impacto para reducir las emisiones de GEI y aumentar la productividad. El asesoramiento técnico en el área de alimentación del rodeo y la optimización de la producción de forraje pueden ser medidas efectivas para reducir la HC de la leche.

5. CONCLUSIONES

Existieron variaciones en la huella de carbono de la leche entre los predios comerciales. Entre los sistemas de producción aquellos con estrategias enfocadas en la productividad y basadas en alta producción de leche por vaca, baja carga animal y alta eficiencia del rodeo fueron identificados como las prácticas de manejo más prometedoras para reducir la huella de carbono de la leche hasta la portera del predio. Además el modelo utilizado permitió integrar al análisis del efecto de diferentes prácticas de manejo en el cálculo de los GEI en predios comerciales. Un enfoque global del predio es una herramienta poderosa para el desarrollo de opciones de costo-beneficio para mitigar GEI, dado que releva interacciones relevantes entre los componentes del predio. Los resultados de este estudio sugieren que, adoptando tecnologías disponibles (alimentación del rodeo y producción de forraje) podría ser posible reducir la huella de carbono de leche y al mismo tiempo mejorar los ingresos de los tambos del país.

6. BIBLIOGRAFÍA

- AFRC (Agricultural and Food Research Council). 1993. Energy and Protein Requirements of Ruminants. CAB International, Wallingford, UK. 159 p.
- Astigarraga L. 2004. Desafíos técnicos de la intensificación. FPTA 101, INIA-FUCREA, Facultad de Agronomía. [En línea]. 29 julio 2013 <http://www.fucrea.org/informacion/index.php?TypeId=15&ClassId=49&Id=1195>
- Basset-Mens C, Ledgard S, Boyes M. 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics* 68 (6): 1615 – 1625.
- Berra G. 2005. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de la Republica Argentina, año 2000. Tomo III. Buenos Aires, Argentina. 473- 562
- Beukes PC, Gregorini P, Romera AJ, Levy G, Waghorn GC. 2010. 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.
- Cabal C, Fontana F, García Pini E, Kramer R. 2009. Calculo del factor de emisiones del CO2 del sistema eléctrico uruguayo 2008. [En línea]. 28 junio 2011. http://www.ute.com.uy/pags/Institucional/documentos/Calculo%20del%20factor%20de%20emisiones%20de%20CO2_%202008.pdf
- Carbon trust. 2013. Carbon footprint [En línea]. 16 mayo 2013. <http://www.carbontrust.com/resources/guides/carbon-footprinting-and-reporting/carbon-footprinting>

- Casey JW, Holden NM. 2005a. Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural Systems*. 86: 97-114.
- Casey JW, Holden NM. 2005b. The relationship between greenhouse gas emissions and the intensity of milk production in Ireland. *Journal of Environmental Quality*. 34: 429-436.
- Cederberg C, Mattsson B. 2000. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8: 49-60.
- Cederberg C, Stading M. 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 8 (6): 350 – 356.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2011. Metodologías de cálculo de la huella de carbono y sus potenciales implicancias para América Latina. [En línea]. 5 octubre 2011. http://www.eclac.cl/dmaah/noticias/noticias/9/40559/Metodolog%C3%ADas_de_c%C3%A1lculo_HC_y_implicaciones_AL.pdf
- Crosson P, Shalloo L, O’ Brien D, Lanigan GJ, Foley PA, Boland TM, Kenny, DA. 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 (Cámara Uruguaya de Servicios Agropecuarios). 2011. Precios de servicios agrícolas. [En línea]. 28 julio 2011. http://www.cusa.org.uy/precios_servicios_agricolas.html.

- Díaz-Rosello R, Dúran H. 2011. Secuestro de carbono en suelos de sistemas agrícola-lecheros mixtos en Uruguay. *Agrociencia* 15 (2), 109-119.
- Dini Y, Gere J, Briano C, Manetti M, Juliarena P, Picasso V, Gratton R, Astigarraga L. 2012. Methane emission and milk production of dairy cows grazing pastures rich in legumes or rich in grasses in Uruguay. *Animals*. 2: 288-300.
- FAO (Food and Agriculture Organization). Animal Production and Health Division. 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment. Roma, Italia. 94 p.
- Flysjö A, Henriksson M, Cederberg C, Ledgard S, Englund JE. 2011. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*. 104 (6): 459-469.
- Haas G, Wetterich F, Köpke U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 83: 43-53
- Hagemann M, Hemme T, Ndambi A, Alqaisi O, Sultana N. 2011. Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Animal Feed Science and Technology*. 166-167: 46-58.
- Harper LA, Denmead OT, Freney JR, Byers FM. 1999. Direct measurements of methane emissions from grazing and feedlot cattle. *Journal of Animal Science*. 77: 1392-1401.
- Henriksson M, Flysjö M, Cederberg C, Swensson C, 2011. Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. *Animal*. 5 (9): 1474-1484

- Hernández A. y Freiría H. 2010. Estadísticas del sector lácteo. Serie trabajos especiales No 295, Montevideo, Uruguay. 41p
- Hernández A. 2009. La Producción lechera en el Uruguay año 2007. Serie de encuestas N° 278. Montevideo, Uruguay. 75 p.
- Hospido A, Moreira MT, Feijoo G. 2003. Simplified life cycle assessment of galician milk production. *International Dairy Journal*. 13: 783-796.
- IDF (International Dairy Federation). 2010. A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector. Bruselas, Bélgica. 46 p.
- Infostat. 2012. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. [En línea]. 15 setiembre 2012 : www.infostat.com.ar
- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2007. *Climate Change 2007. Synthesis Report. 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 Miller H. L. (eds) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. . [En línea]. 15 junio 2011. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/es/spm.html
- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 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. Vol. 10 y 11. 141 p.

- Iribarren D, Hospido A, Moreira MT, Feijoo G. 2011. Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Science of the Total Environment*. 409: 1786-1798.
- ISO (International Organization for Standardization). 2006. Environmental Management, Life Cycle Assessment, Principles and Framework, Standard 14044, ISO, Genève, Switzerland. 46 p.
- Kolver, ES, Muller LD. 1998. Performance and nutrient intake of high producing holstein cows consuming pasture or a total mixed ration. *Journal of Dairy Science* 81: 1403–1411.
- Kristensen T, Mogensen L, Trydeman Knudsen MT, Hermansen JE. 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science*. 140: 136-148.
- Leborgne, R. 1983. Antecedentes y metodología para presupuestación en establecimientos lecheros. Hemisferio Sur, Montevideo, Uruguay. 54p.
- Ledgard, SF. 2008. Carbon footprinting in New Zealand agriculture – a threat or an opportunity ? En: *Proceedings of the Australian and New Zealand Soil Science Society Conference*. (2008, Palmerston North, Nueva Zelanda). [En línea]. 8 julio 2011.
<http://www.soilscienceaustralia.com.au/images/stories/conferenceproceedings/nz/M08%20-%20Ledgard.pdf>
- Lovett DK, Shalloo L, Dillon P, O'Mara FP. 2008. Greenhouse gas emissions from pastoral based dairying management change under two contrasting production systems. *Livestock Science*. 116: 260-274.

- Lovett DK., Shalloo L, Dillon P, O`Mara FP. 2006. A system approach to quantify greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime. *Agriculture Systems*. 88: 156-179.
- Massart DL, Vandeginste BGM, Deming SN, Michotte Y, Kaufman L. 1988. Principal components and factor analysis. In *Chemometrics: Textbook*. Elsevier, Amsterdam. 339–369
- Mc Geough EJ, Little SM., Janzen HH., McAllister TA., McGinn SM., Beauchemin KA. 2012. Life- cycle assessment of greenhouse gas emissions from .dairy production in Eastern Canada: A case study. *Journal of Dairy Science*. 95: 5164-5175.
- MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). Dirección de Estadísticas Agropecuarias. 2012. Anuario Estadístico Agropecuario año 2011. [En línea]. 15 noviembre 2011. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,583,O,S,0,MNU;E;27;7;MNU;>
- MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 2011. Dirección de Servicios Agrícolas. [En línea]. 5 julio 2011. <http://www.mgap.gub.uy/DGSSAA/index.htm>
- MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). Unidad de Cambio Climático. 2010. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero: 2004. Montevideo, Uruguay. 37 p
- Rotz CA, Montes F, Chianese DS. 2010. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science*. 93: 1266-1282.

- Rotz CA, Soder KJ, Skinner RH, Dell CJ, Kleinman PJ, Schmidt JP, Bryant RB. 2009. Grazing can reduce the environmental impact of dairy production systems. [En línea]. 2 setiembre 2011 <http://www.caes.uga.edu/commodities/fieldcrops/forages/events/PBDSummit/rotz%202009%20Grazing%20Can%20Reduce%20the%20Environmental%20Impact%20of%20dairy%20production%20systems.pdf>
- Seré C. y Steinfeld H. 1996. World livestock production systems – current status. FAO. Animal production and health papers. Roma. FAO. 127 p.
- Spielmann M, Dones R y 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>
- Steinfeld H, Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C. 2006. La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones. Roma: FAO. 87-140.
- Thomassen MA, van Calster KJ, Smits MCJ, Iepema GL, de Boer IJM. 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*. 96: 95-107.
- Tozer PR, Bargo F, Muller LD. 2004. The effect of pasture allowance and supplementation on feed efficiency and profitability of dairy systems. *Journal of Dairy Science*. 87: 2902–2911.
- Uruguay XXI. 2011. Uruguay país lechero. [En línea]. 15 setiembre 2011. http://www.uruguayxxi.gub.uy/innovaportal/file/199/1/lacteos_-_uruguay_xxi.pdf
- Viglizzo EF. 2010. Huella de carbono, ambiente y agricultura en el Cono Sur de Sudamérica. IICA, Montevideo, Uruguay. 44p

Williams AG, Audsley E, Sanders DL. 2006. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. [En línea]. 8 agosto 2011. www.silsoe.cranfield.ac.uk y www.defra.gub.uk