



Los gases de efecto invernadero en los sistemas de producción de carne

Se muestra el trabajo de investigación llevado a cabo con el objetivo de estimar los gases de efecto invernadero (GEI) que emiten las explotaciones de carne en Cantabria, así como la búsqueda de relaciones con los factores de producción que aporten estrategias de mitigación.

G. Salcedo

CIFP La Granja, 39792, Heras, Cantabria
gregoriosal57@gmail.com

INTRODUCCIÓN

La ganadería mundial se enfrenta, entre otros, a desafíos de mejoras en el aumento de la productividad de forma sostenible. Además, debe satisfacer la demanda creciente de alimentos y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Opio *et al.*, 2013; OCDE/FAO, 2017). La Comisión Europea (CE 2001) definió los sistemas de producción de carne en base al sistema de alimentación, edad y peso al sacrificio de los animales. La carne de ganado es una fuente de proteína importante, especialmente en países

industrializados. Alrededor del 58 % de la proteína de la dieta en los países de la OCDE procede de los productos ganaderos, de los cuales cerca del 12 % es carne de res (FAOSTAT, 2013). Se espera que al aumentar la población su demanda incrementa (Alexandratos y Bruinsma, 2012).

El análisis de ciclo de vida (ACV) es una herramienta útil para evaluar las emisiones de gases de efecto invernadero (CH_4 , CO_2 y N_2O) derivados de la producción de carne (Casey y Holden, 2006; Beauchemin *et al.*, 2010), sirviendo de base en la gestión alimentaria y de manejo. Este sistema complejo incluye la vaca, el ternero, el manejo del estiércol y gestión de las praderas y tierras de cultivo para proporcionar alimento (Opio *et al.*, 2013).

La huella de carbono se expresa en kilos de $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ por kg de carne de res producida (Beauchemin *et al.*, 2010; Pelletier *et al.*, 2010; Veysset *et al.*, 2010) o por kilo canal (Opio *et al.*, 2013). Estos últimos autores obtienen huellas variables de 8,5 a 35,2 kg de $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ por kilo canal, reflejando diferencias en el enfoque de la modelización, los sistemas agrícolas, los límites del sistema del LCA y las diferencias en los objetivos.

Las emisiones de metano entérico son las mayoritarias en una explotación de carne, aumentando con el suministro de forrajes de baja calidad (Capper, 2011). El sistema de producción de carne con terneros pasteros produce similares efectos, porque una parte del año la vaca se alimenta con forrajes de inferior calidad, relegando las emisiones de la madre al peso vivo vendido del ternero, incrementándose la huella de carbono. Por el contrario, los concentrados (ricos en almidón) generan menos metano entérico por aumentar la proporción molar el ácido propiónico, que actúa como sumidero de hidrógeno a expensas de reducir el ácido acético (Bannink *et al.*, 2006).

Diferentes estrategias son consideradas para reducir las emisiones de GEI en la producción de carne; entre otras, la alimentación equilibrada contribuye a reducir el metano entérico (Van Middelaar *et al.*, 2013; Van Gastelen *et al.*, 2015); a incrementar la eficiencia en la conversión de alimento a leche (Basarab *et al.*, 2013); a aumentar la productividad animal (Bell *et al.*, 2011); a mejorar en la producción de alimentos (Kristensen *et al.*, 2011); a reducir la compra de alimentos y fertilizantes (Basarab *et al.*, 2013) y a una mayor utilización del pastoreo (O'Brien *et al.*, 2014), el cual proporciona un mayor potencial de secuestro de carbono (Zotarelli *et al.*, 2012).

MATERIAL Y MÉTODOS

Granjas participantes

Un total de 101 explotaciones (4.698 vacas nodrizas) fueron encuestadas durante el año 2017 y analizadas bajo una perspectiva de análisis de ciclo de vida, con el modelo de simulación BeefCant. La encuesta repre-

► REDUCIR 20 DÍAS LA VENTA DE LOS TERNEROS PASTEROS E INCREMENTAR LA EFICIENCIA ALIMENTICIA [...] PUEDE REDUCIR LA HUELLA DE CARBONO UN 3 % Y UN 18,7 %, RESPECTIVAMENTE

senta el 4,95 % de las ganaderías de carne existentes en el año 2017. El cuestionario incluía aspectos relacionados con: i) localización e identificación de la explotación; ii) estructura productiva: base territorial, composición del rebaño, reproducción, alimentación, manejo del ganado, instalaciones y maquinaria; iii) estructura familiar y iv) estructura económica, composición de los ingresos, coste de los alimentos comprados y producidos.

Impacto ambiental y unidad funcional

El potencial de calentamiento global (PCG) fue usado para determinar la contribución del metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) y óxido nitroso (N₂O) y valorados en equivalentes de CO₂ (IPCC, 1996b). Así, el PCG de

1 kg de CO₂, 1 kg CH₄, 1 kg N₂O son equivalentes a 1, 21 y 310 kg kg⁻¹ CO₂ (IPCC, 1996a). El total de gases de efecto invernadero se calculó como: GEI = Σ PCG_i x m_i; donde m_i = es la masa en kilos del gas emitido (Casey y Holden, 2005a).

La metodología de evaluación del análisis de ciclo de vida (ACV) requiere de una unidad funcional (UF), atributo del producto o sistema, utilizándose como un escalor cuantitativo para fines de comparación, en nuestro caso, sistemas de producción de carne. Las UF utilizadas en este trabajo fueron tres: i) una hectárea, ii) una unidad de ganado mayor (UGM) y iii) un kilo de peso vivo vendido para el período de un año.

Modelo de simulación y límites del sistema

El BeefCant es un modelo empírico que simula aspectos de manejo relacionados con la producción y salud ambiental de las explotaciones de carne. Su objetivo es el de servir como herramienta básica de gestión en la toma de decisiones dentro de un amplio rango de sistemas productivos. El modelo fue diseñado para el cálculo de los impactos ambientales,

entre ellos el de la huella de carbono a la salida de la granja.

Asunciones del modelo

El modelo considera una unidad de ganado mayor (UGM) animales mayores de 24 meses; 0,6 UGM animales de 6 a 24 meses y 0,2 UGM hasta 6 meses de edad, siguiendo la clasificación del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2010). La ingesta media diaria de materia seca cabeza y día para las madres, toros y novillas mayores de un año fue estimada a partir de: i) alimentos ofrecidos por el ganadero (piensos y forrajes conservados); ii) hierba ingerida durante el pastoreo de las praderas cercanas a la explotación y iii) hierba ingerida en el comunal. El consumo de hierba de los prados cercanos a la explotación y la del comunal fue estimado a partir de la ecuación propuesta de Macoon *et al.* (2003) como MS hierba kg día = (EM requerida – EM forrajes suplementados + EM pienso)/EM hierba (EM: energía metabolizable). Los requerimientos nutricionales del rebaño fueron los indicados por el NRC (2006), considerándose para las ►

METAMILK
Reduce el METANO entérico y mejora el RENDIMIENTO de los rumiantes

El metano representa una fuerte pérdida de energía por fermentaciones entéricas en rumiantes, lo que puede limitar la productividad. Metamilk reduce la formación de metano en el rumen, aumentando así la eficacia alimentaria y productiva.

Beneficios

- Reduce el metano entérico.
- Aumenta la producción de leche.
- Mejora el perfil de los ácidos grasos de la leche. Aumenta los Ácidos Grasos Poliinsaturados (AGPI).
- Aumenta los CLA (Ácidos Linoleicos Conjugados).

Efecto del METAMILK sobre diversos parámetros

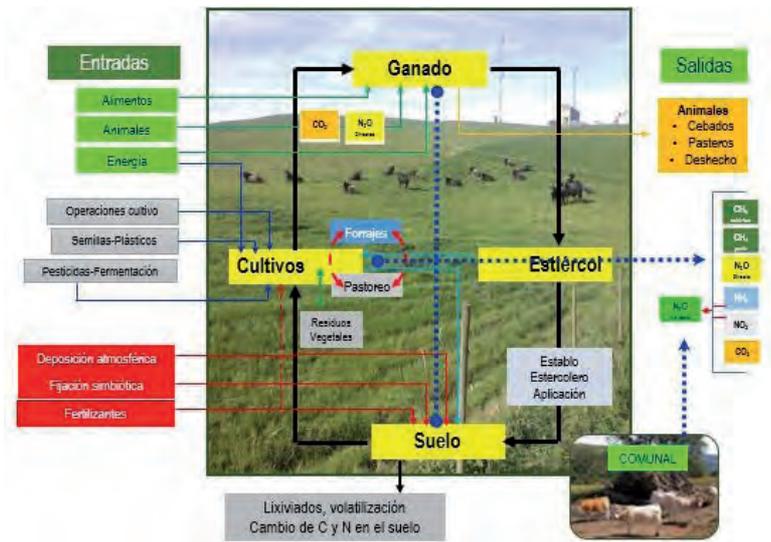
Producción de metano (litro/vaca/día)	-18%
Producción lechera (L/vaca/día)	hasta+ 1,9 L
AGPI totales de la leche	+23%
CLA total en la leche	+50%

Nutrición y Salud

innofarm
Innovaciones ganaderas

www.grupoinnofarm.com

Figura 1. Modelo conceptual del BeefCant



▶ EL SECUESTRO DE CARBONO CONTRIBUYE A REDUCIR SU HUELLA UN 16,4 %, MIENTRAS QUE EL USO INDIRECTO DEL SUELO Y LA COMPRA DE SOJA LA INCREMENTAN UN 6,8 %

ros, animales cebados y de desecho vendidos por hectárea, esta última incluye la superficie propia, la arrendada y la de pastos comunales.

Las fuentes de emisión de gases de efecto invernadero se dividieron en las originadas “dentro de la explotación” o “fuera de la explotación”. Las primeras corresponden al metano entérico estimado a partir de la ecuación de Ellis *et al.* (2007) y el del estiércol según el IPCC (2006), para todos los animales del rebaño, excepto los terneros lactantes hasta la edad de dos meses. Los factores de emisión del N₂O procedente de la aplicación de fertilizantes y aplicación de purín (Velthof y Mosquera, 2011); volatilización del amoníaco, lixiviados de nitratos, fijación biológica y mineralización del suelo (Velthof y Oenema, 1977); restos de cosecha (IPCC, 2006); pastoreo (Schill *et al.*, 2006); deposición atmosférica (Frates *et al.*, 2008); compra de fertilizante (Kaspar y Tiedje, 1981) y las operaciones de cultivo como laboreo, siembra, abonado, aplicación de purín, siega, ensilado, henificado, etc. (Eco-invent, 2017) y fermentación de los ensilados (Davies, 2008) pradera, maíz y raigrás italiano principalmente son también incluidas en la huella de carbono (Rotz *et al.*, 2013). Los factores de emisión del CO₂ asociados a las compras de gasóleo y electricidad (Nielsen *et al.*, 2003); fertilizantes sintéticos, plásticos, pesticidas (IPCC, 2006), semillas, forrajes y piensos (Rotz *et al.*, 2013).

Se acepta que el 10 % del C aportado al suelo será secuestrado en un horizonte temporal de 100 años (Petersen *et al.*, 2013). Las entradas de C consideradas fueron el purín y los restos vegetales de las cosechas por encima del suelo y las raíces por debajo. Se asume que la biomasa vegetal contiene el 45 % de carbono, mientras que el del purín se estimó para un contenido en materia seca del 10,6 % y una relación C/N de 11,9 (Salcedo, 2011). El factor de emisión de 143 g CO₂ (Audsley *et al.*, 2009) fue aceptado para el cambio indirecto de uso del ▶

Tabla 1. Equivalencia en N y P según animal

Animal	N, kg por animal	P, kg por animal
Ternero de 75 kg peso vivo	2,2	1,14
Vacas de 650 kg peso vivo	15,6	5,5
Ternero pastero, 250 kg	7,33	4,13
Ternero de cebo, 450 kg	10,8	3,81
Vacas de desecho	15,6	5,5

madres el peso vivo (kg); mes desde el parto y una producción diaria de 7 litros de leche. La alimentación de los terneros fue dividida en dos fases: i) nacimiento al destete y ii) destete a sacrificio. Las características de la primera fueron de 211±49 kg de peso vivo; 146±35 días de vida, una ganancia media diaria de 1,32±0,27 kilos y un consumo de concentrado de 1,47±0,77 kg MS ternero y día. Los terneros al sacrificio tienen unas características de conjunto de 488±67 kilos, 364±42 días y una ganancia media diaria de 1,21±0,28 kilos, estimándose la ingesta diaria en función de su ganancia media diaria de la raza. El consumo diario en la fase de acabado fue de 5,1±1,2 kg MS de forraje y 4,27±1,5 de concentrado. Cuando el ganadero no proporciona en la encuesta la composición del pienso, se asume por defecto un concentrado para cebo de la cooperativa AgroCantabria, formado a base de cebada, 37,6 %; maíz, 30 %; harina de soja, 15,7 %; gluten de trigo, 6 %; salvado de trigo, 3 %; aceite de palma, 2,5 %; melaza de caña, 2 %; carbonato cálcico, 1,5 %; bicarbonato

sódico, 0,7 %; óxido de magnesio, 0,3 %; corrector vitamínico-mineral, 0,2 % y el 0,5 % de cloruro sódico.

La producción de hierba y de cultivos forrajeros (maíz y raigrás, principalmente) se valoró a partir del modelo de simulación DairyCant (Salcedo, 2015). La fracción sólida de las excretas fue calculada en función de la digestibilidad de la materia seca de la dieta, mientras la fracción líquida se aplicó la ecuación del DairyCant (Salcedo, 2015), como una función del consumo de proteína bruta. El fósforo excretado en heces y orina se estimó a partir de la ecuación del NRC (2016). Los balances de nitrógeno y fósforo de la explotación fueron calculados de modo similar al definido para vacuno lechero en el DairyCant (Salcedo, 2015). Las entradas incluyen: i) la compra de alimentos; ii) fertilizantes; iii) animales; iv) deposición atmosférica y v) fijación biológica. Las salidas solo incluyen la venta de animales (ver la equivalencia en N y P de estos en la tabla 1).

El peso vivo vendido (PVV) representa la suma de los terneros paste-

► LA EFICIENCIA DE ALIMENTACIÓN (KG PVV/100 KG MS INGERIDA EN TODOS LOS ANIMALES) ES OTRA MEJORA DE MANEJO ORIENTADA A LA MITIGACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

suelo (iLUC) y 2,98 kg CO₂ por kilo de soja importada (FAO 2010), excluyéndose del cálculo para esta última a las explotaciones ecológicas.

Análisis estadístico

La tipología de las explotaciones fue desarrollada a partir de la metodología descrita en Toro-Mújica *et al.* (2012) consistente en tres etapas: revisión y selección de las variables, análisis de componentes principales y análisis clúster (Köbrich *et al.*, 2003). Inicialmente se obtuvieron 69 variables, en base a indicadores técnicos y económicos utilizados para describir los sistemas de vacuno de carne. Las variables iniciales constituyen indicadores relacionados con la producción, la estructura económica, el tamaño, el uso y tenencia de la tierra. En una primera etapa se seleccionaron 22 variables, utilizándose aquellas con un coeficiente de variación superior al 60 % (tabla 2). Más tarde se analizó la matriz de correlaciones para descartar las variables no correlacionadas y la de menor coeficiente de variación de cada par con dependencia lineal (Toro-Mújica *et al.*, 2012). En este proceso de selección resultaron finalmente 7 variables: i) superficie total, ha; ii) UGM totales; iii) UGM UTA⁻¹; iv) % de SAU de comunal; v) días en el comunal; UGM ha⁻¹ y vii) peso vivo vendido ha⁻¹. En una segunda etapa, se utilizó un análisis de componentes principales para reducir el número de variables y resumir la mayor parte de la variabilidad. En una tercera etapa, las explotaciones fueron clasificadas en grupos utilizando un análisis clúster con los componentes seleccionados. El análisis de componentes principales clasificó tres grupos de explotaciones en función del uso de la tierra, su dimensión y la productividad. Cada una de ellas fueron definidas en extensivas (Ex), semiintensivas (Se) e intensivas (In).

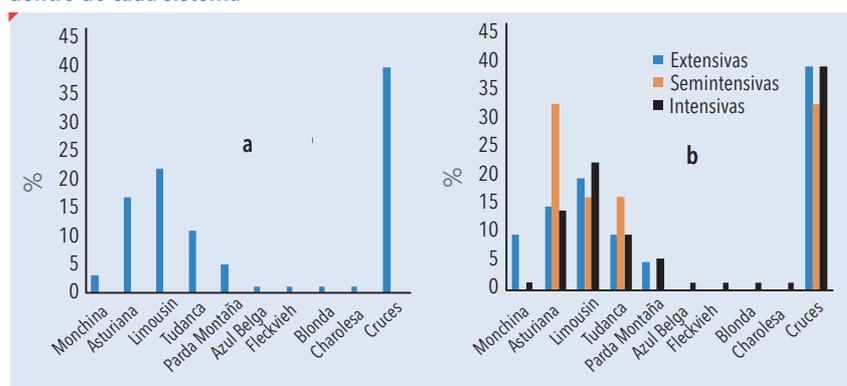
Finalmente, para caracterizar y comparar los grupos identificados se utilizó el test de Tukey con el paquete estadístico SPSS 15.0 (SPSS, 2006).

Tabla 2. Variables estructurales, de manejo y económicas de las explotaciones de carne en Cantabria

	Media	CV, % ¹
Altura sobre nivel del mar, m	401	79,7
Vacas nodrizas, n.º	46	98,8
Novillas menores de 1 año, n.º	13	99,2
Novillas mayores de 1 año, n.º	14	128
Novillas para reposición, n.º	10	100,0
Vacas de desecho, n.º	5	83,1
Terneros pasteros vendidos, n.º	25	112,0
Terneros cebados, n.º	7	208,0
Edad venta terneros pasteros, días	146	24
Superficie total, ha	59,5	85
Superficie pradera, ha	27,3	94,5
Superficie maíz, ha	1,6	111,9
Comunal, ha	42,2	95,9
Días de permanencia comunal	156	319
UGM totales	72,3	90,6
UGM ha ⁻¹	1,46	65,6
UTA explotación	1,06	52,1
Peso vivo vendido ha ⁻¹	217	72,9
Hierba pasto, kg MS ha ⁻¹	3315	37,8
Hierba conservada, kg MS ha ⁻¹	2875	37,5
Producción final, kg MS ha ⁻¹	6044	14,7
Alimentación externa, %	16,3	70,8

CV: coeficiente de variación; UTA: unidad de trabajo agrario

Figura 2. Distribución porcentual de las diferentes razas y cruces en Cantabria (a) y dentro de cada sistema



RESULTADOS

i) Descripción de los sistemas de carne en Cantabria

La figura 2a representa porcentualmente las razas explotadas en Cantabria y la figura 2b según el sistema de producción, en el cual el 60,7 % son de razas puras y el 39,3 %, cruces. Las más utilizadas y de mayor a menor son Limousin, 21,7 %; Asturiana de los Valles, 16,6 %; Tudanca,

10,7 %; Parda de la Montaña, 4,9 %; Azul Belga, Fleckvieh, Blanca de Aquitana y Charolesa representan cada una el 3,6 % y el 2,94 %, la Monchina.

En general, los sistemas de producción de vacuno de carne pueden clasificarse en aquellos en los que el ternero permanece con la madre hasta la edad de 5-6 meses, “pasteros”; aquellos que se ceban en la propia explotación hasta la edad de ►►

Tabla 3. Características técnico-productivas de las explotaciones de carne en Cantabria según el tipo de alimentación (n=101)

Sistema de producción	Extensivas	Semiintensivas	Intensivas	sd
Número explotaciones	71	11	20	
Altura sobre el nivel del mar, m	344	378	634	319
Animales				
Vacas madre	29a	106c	75b	46
Terneritas < 1 año	7a	32c	19b	12
Novillas > 1 año	8a	43b	15a	14
Toros	1,7a	5,2b	2,7a	2,3
Pasteros	16a	58c	40b	28
Terberos cebo	3a	20b	11a	14
UGM totales	45a	173c	112b	65
Carga ganadera, UGM ha ⁻¹	1,33a	1,29a	1,98b	1,10
Reposición novillas, %	7a	28b	11a	10
Mortalidad al parto, %	0,89a	3b	1,8ab	2,2
Mortalidad en la lactación, %	0,68a	6,7c	3,1b	3,7
Vacas de desecho	3a	11b	6a	5
Superficie				
Superficie agrícola útil (SAU), ha	40a	137,7c	84,5b	50,5
Superficie comunal, ha	25,5a	73,6b	78,4b	40,6
SAU pradera, ha	19,2a	87,6b	22,5a	25,8
Superficie maíz, ha	1,16	5a	0,5	1,7
Días en el comunal	143a	130a	201b	48
Alimentos y fertilizantes				
Forrajes propios, kg ha ⁻¹	4587	4704	4714	2431
Forraje comprado, kg ha ⁻¹	409a	472a	1209b	678
Pienso comparado, kg ha ⁻¹	255a	595b	776b	443
Fertilizante químico, kg N ha ⁻¹	7	8	6	13
Fertilizante químico, kg P ha ⁻¹	7	7	6	13
Orgánico, kg N ha ⁻¹	56 ¹	59 ¹	54 ¹	33
Orgánico, kg P ha ⁻¹	9 ¹	10 ¹	11	4,7
Carbono total aportado, kg ha ⁻¹	1344	1425	1483	360
Producción de carne				
Peso vivo vendido en la explotación, kg	7016a	26538c	15231b	10085
Peso vivo UTA ¹ , kg	7713a	19110c	12817b	6964
Peso vivo vendido pasteros, kg ha ⁻¹	113	107	124	96
Peso vivo desecho, kg ha ⁻¹	68	55	82	89
Peso vivo cebo, kg ha ⁻¹	17a	30ab	92b	109
Peso vivo vendido total, kg ha ⁻¹	198a	192a	298b	158
kg MS kg ⁻¹ PV vendido	33	34	27	18
kg PV vendido/100 kg MS	3,94	3,43	4,28	1,97
kg PV kg MS terberos cebo	8,25	7,84	8,83	2,84

¹: corresponde al N y P excretado en los prados cercanos y en el establo; UTA: unidad de trabajo agrario; UGM: unidad de ganado mayor; a y b dentro de la misma fila difieren P<0,05; sd: desviación estándar

11 o 12 meses, “cebo”, y los que un determinado número de terberos se ceban, “mixtos”. El análisis de componentes principales definió los sistemas de producción de carne en extensivos (Ex), semiintensivos (Se) e

intensivos (In), cuyas características técnico-productivas vienen indicadas en la tabla 3.

La dimensión de las explotaciones Ex presenta inferior número de vacas nodrizas (29±22), superficie

total (40±30,5 ha), compra de concentrados (254±234 kg ha⁻¹) y una producción de 198±116 kg peso vivo vendido por hectárea (kg PVv ha⁻¹) similares a 192±71 kilos las Se. Estas últimas más dimensionadas en cuanto a superficie (137±58 ha); 106±56 vacas nodrizas; 595±583 kg de concentrado por hectárea; UGM UTA⁻¹ (128±51); venta de peso vivo por UTA de 19110±8359 kilos; la mortalidad al parto del 3±2,9 % y 6,7±6,4 % durante la lactación (tabla 3). Las explotaciones más productivas corresponden al sistema In con rendimientos de 298±267 kg PVv ha⁻¹, imputable a la superior carga ganadera de 1,98±1,7 UGM ha⁻¹.

La fertilización mineral es baja en estos sistemas, con aportes medios de 7±13 kg N y P ha⁻¹ respectivamente, mínimos de 0 y máximos de 56 kg N ha⁻¹ en las parcelas cercanas a la explotación. El N y P excretado en el establo y durante el pastoreo, sin considerar el del comunal (tabla 3), son de 72±26 y 9±3 kg para los Ex; 78±16 y 10±2 kg los Se y 87±66 y 11±8 kg los In respectivamente al incluir las excretas del comunal. De aquellos, el 22 % y 3,8 %; el 23,7 % y 2,1 % y el 37,8 % y 3,9 % del N y P se pierden en el comunal para los sistemas Ex, Se e In, respectivamente.

La alimentación se basa en el aprovechamiento de los prados próximos a la estabulación, el comunal y la compra de alimentos. El tiempo de ocupación medio en el comunal 156±49 días al año. El rendimiento medio de materia seca en los prados es de 6079±913 kg ha⁻¹ con mínimos de 4235 kg y máximos de 7589 kg, de los cuales 3315±1251 kg son consumidos a diente y 2875±1078 kg conservados como heno o ensilado. La alimentación externa representa el 11,8±8,2 %; el 18,2±12,9 % y el 30,5±8,8 % en los Ex, Se e In respectivamente. Los forrajes comprados mayoritariamente son la paja de cereales (64,2 %), el heno de veza (30,6 %) y el 5,1 % el heno de alfalfa y el 26,3 % el concentrado. La dieta media de las vacas nodrizas difiere entre sistemas de producción, con ingestas de 13,4±3,8 kg de materia seca (MS); 35±11 Mcal ▶

Figura 3. Kilos de materia seca ingerida por kilo de peso vivo vendido

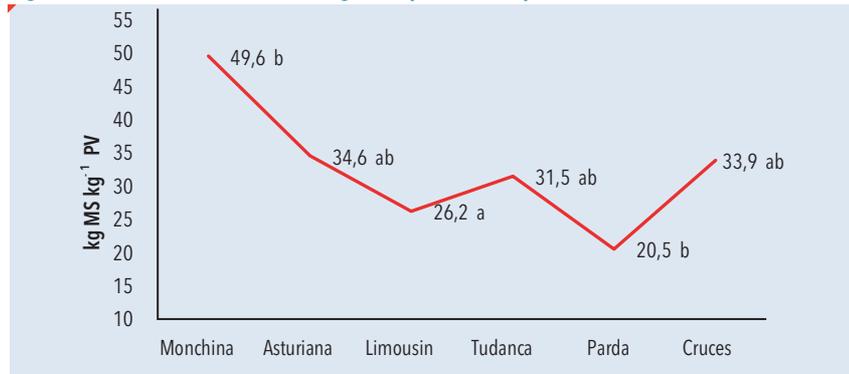
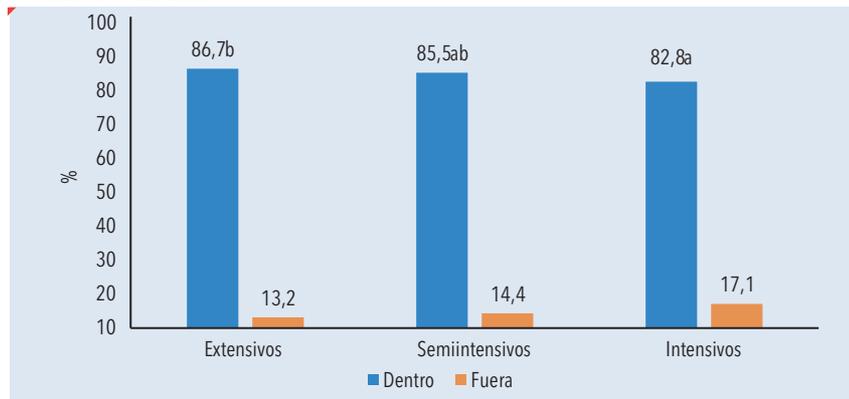


Figura 4. Procedencia de las emisiones de gases de efecto invernadero en las explotaciones de carne de Cantabria



de energía metabolizable (EM); 1,8±0,5 kg de proteína bruta (PB); 7,8±2,1 kg de materia orgánica digestible (MOD); 79±23 g de calcio (Ca); 41±11 g de fósforo (P). Estos nutrientes son aportados por 12,7±4 kg de materia seca de forraje y 0,71±0,75 kg de concentrado. El consumo medio en los terneros de cebo (fase de acabado) entre sistemas y razas es de 9,3±1,5 kg de MS; 21±4,5 Mcal de EM; 1,23±0,3 kg de proteína bruta (PB); 6,2±1 kg de MOD; 68±15 g de Ca; 29±8 g de P. Estos nutrientes son aportados por 5±1 kg de materia seca de forraje y 4±1,6 kg de concentrado para ganancias diarias de 1,21±0,28 kilos.

La eficiencia de utilización de la materia seca es definida aquí como la relación entre el consumo total de todos los animales presentes en la explotación y los kilos de peso vivo vendido (kg PV_v) de los pasteros, los terneros de cebo y las vacas de desecho, ambos por hectárea. Los resultados no mostraron diferencias entre sistemas de producción (tabla 3), con valores medios de 32±18 kg MS kg⁻¹ PV_v. La materia seca comprada por kg de PV_v representó el 16,3±14 % en el conjunto de explotaciones y, diferente entre sistemas de produc-

ción, incrementándose conforme lo hace la intensificación de la granja de 11,7±9,6 % en los extensivos a 30,5±8,8 % los intensivos. No obstante, estos resultados están condicionados por la raza (figura 3). Las razas Azul Belga, Fleckvieh, Blanca de Aquitania y Charolesa fueron suprimidas de esta figura por disponer en cada caso de una explotación.

Los sistemas In producen un 50,5 % y 55,2 % más kilos de peso vivo por hectárea respecto a los Ex y Se (tabla 3) y esta última relacionada con el número de terneros cebados por hectárea ($r^2=0,76$ $P<0,01$). Porcentualmente, el número de terneros cebados por hectárea fue 47,3 % y 46,1 % superior en los In respecto a los Ex y Se, sin diferencias significativas entre estos dos últimos sistemas. Los animales de desecho y cebo representan el 39,9±31 % del peso total vendido por hectárea (102±154 kg), con máximos de 174±262 kg en In y mínimos de 85±112 en Ex y Se.

ii) Emisiones de gases de efecto invernadero

Los gases producidos en la propia explotación representan el 85,8±5,3 %, con máximos de 86,7±4,7 % en los Ex

y mínimos de 82,8±6,6 % los In (figura 4). Eldesouky *et al.* (2018) señalan para el sistema de dehesa extremeña porcentajes del 72,9 % en las explotaciones que venden los terneros como pasteros, y del 68,2 % cuando son cebados. Posiblemente, diferencias metodológicas como las de asumir emisiones entéricas constantes de 57 kg de CH₄ vaca y año y diferentes a 75,9±43 kg del presente trabajo estimado con la ecuación de Ellis *et al.* (2007). El no considerar las emisiones entéricas de otros animales o el no incluir otros aspectos del análisis de ciclo vida de una explotación pudieran estar detrás de estas desviaciones. En cualquier caso, ambos porcentajes ponen de manifiesto las grandes oportunidades de mejora en la reducción de emisiones dentro de cada sistema de producción. Mientras, las emisiones de fuera de la explotación proceden de los propios procesos productivos implicados en los suministros que requiere una ganadería como la compra de alimentos, fertilizantes, electricidad, gasóleo, plásticos, animales, etc.

En general y para el conjunto de explotaciones, el metano (CH₄) representa el 60,5±9,7 % de las emisiones totales de CO_{2-eq} por hectárea (tabla 4), de los cuales el 89,8±2,8 % procede del rumen y, el 10,1±2,8 % del estiércol. Del total de CH₄ entérico el 67,7±11,7 % lo emiten las vacas y toros, el 17,8±10 % las novillas mayores de 1 año; el 6,2±4,2 % los terneros pasteros; el 5,9±3,4 % las novillas menores de un año y el 2,3±4,6 % los terneros destinados a cebo.

Las emisiones medias de metano por hectárea, UGM y por kilo de peso vivo vendido (kg PV_v) fueron de 123±60 kg, 91±32 kg y 676±333 gramos respectivamente, sin diferencias significativas entre sistemas. Por contra, sí lo fueron numéricamente superior un 22,8 % en los In por hectárea, e inferior un 6,9 % y 5,9 % por UGM y por kilo de PV_v respecto a los Se (tabla 4). La carga ganadera explica el 56 % de las emisiones de CH₄ ha⁻¹ y un 40 % los kilos de PV_v ha⁻¹, donde aumentos de 1 UGM ha⁻¹ y un kilo de PV_v ha⁻¹ pueden generar 47±4 kg y 0,24±0,03 kg CH₄ respectivamente. Mientras, los gramos de CH₄ por kilo de PV_v se relacionan negativamente ($r^2=0,62$ $P<0,001$) con la eficiencia alimenticia (figura 5), al igual que los kilos de PV_v por hectárea y con ▶▶

Figura 5. Relación entre las emisiones de CH₄ kg PVv y la eficiencia alimenticia

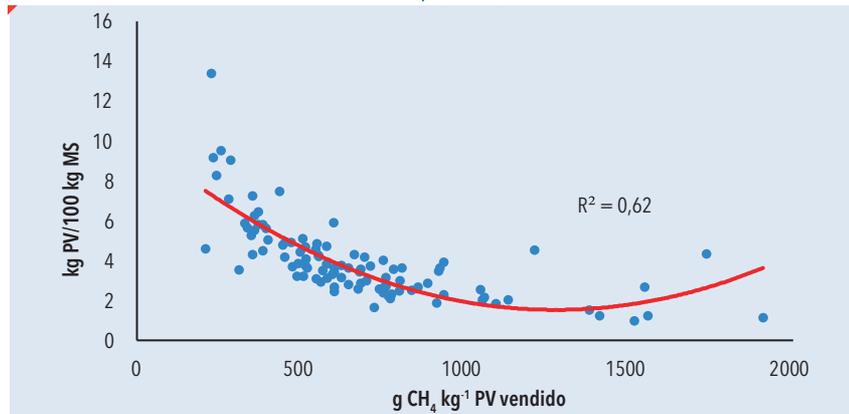


Figura 6. Relación entre las emisiones de CH₄ kg PVv y los kilos de PV ha⁻¹

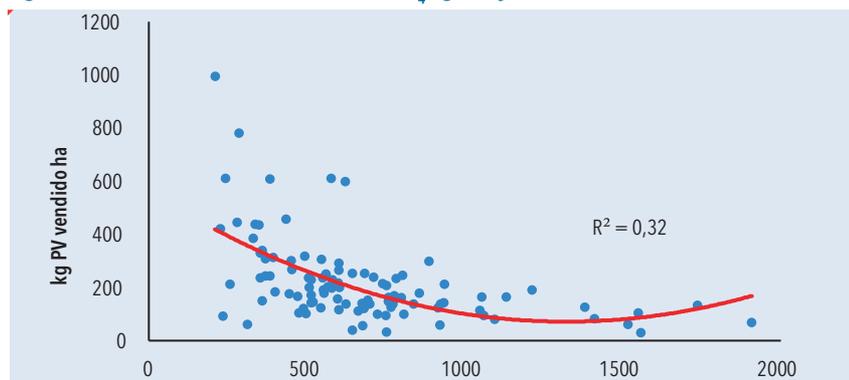


Figura 7. Relación entre las emisiones de N₂O kg PVv y la eficiencia de alimentación

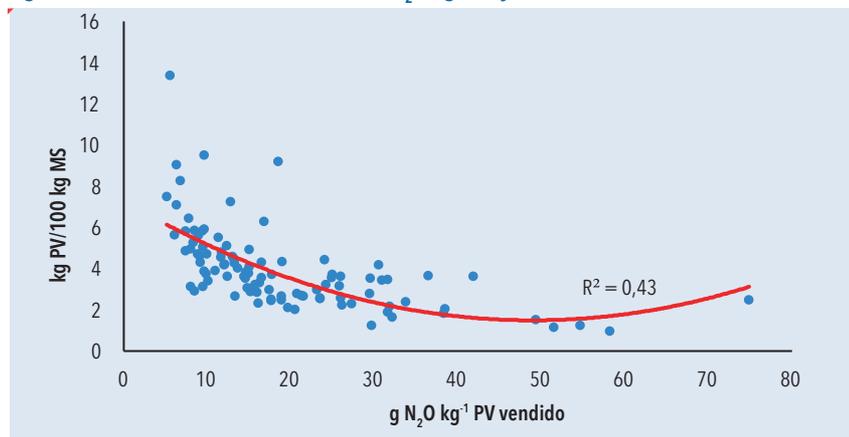
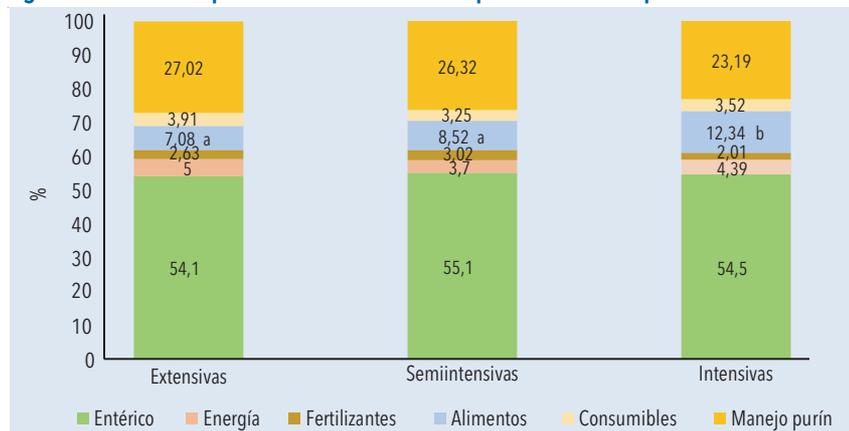


Figura 8. Distribución porcentual de las emisiones por elementos de producción



menor coeficiente de determinación ($r^2=0,32$ $P<0,01$), figura 6. Las explotaciones que ceban terneros emiten 223 gramos menos de CH₄ kg⁻¹ PVv respecto a las que no ($P<0,001$); sin diferencias entre las explotaciones que acceden o no al comunal, con emisiones de 669 ± 296 g y 697 ± 427 g, respectivamente.

El porcentaje de CO₂ respecto al total de CO_{2-eq} en el conjunto de explotaciones fue del $15\pm4,6\%$, de los cuales el $95,1\pm14,5\%$ corresponden a la suma del gasóleo y la electricidad ($29,5\pm14,9\%$), a la compra de alimentos ($26,2\pm18,5\%$), a las operaciones de cultivo ($22,8\pm9,1\%$) y el $16\pm9,5\%$ a la fermentación de los ensilados. El menor dióxido de carbono por hectárea se registró en las explotaciones Ex (535 ± 180 kg) y el máximo de 868 ± 542 kg en las In ($P<0,05$), sin diferencias por UGM o por kilo de PVv, con emisiones medias de 485 ± 214 y $3,69\pm2,3$ kg, respectivamente (tabla 4). Independientemente del sistema de producción, las granjas que ceban o no terneros manifestaron emisiones de CO₂ ha⁻¹ similares (609 vs. 577 kg) y por kilo PVv de $3,2$ y $4,0$ kg, respectivamente. Del mismo modo, las que acceden al comunal tampoco presentaron diferencias de CO₂ por hectárea o por kilo de PVv.

Las emisiones medias de N₂O por hectárea, UGM y por kilo de PVv fueron $3,1\pm1,3$ kg; $2,6\pm1,0$ kg; $20,4\pm16$ gramos respectivamente, sin diferencias entre sistemas de producción (tabla 4). El N₂O representó el $24,3\pm7,3\%$ del total de CO_{2-eq} por hectárea (tabla 2). De este último porcentaje, el mayoritario ($95\pm18,5\%$) lo componen el $51,8\pm11,6\%$ la mineralización del suelo y restos vegetales; el $15,5\pm7,3\%$ los lixiviados; el $9,1\pm10,5\%$ la compra de alimentos; $7,4\pm7,8\%$ la aplicación de fertilizantes; $6,36\pm8,2\%$ el pastoreo y el $4,9\pm2,1$ las originadas en el establo y estercolero; en menor proporción ($4,8\%$) restante lo componen la volatilización del NH₃; aporte de purín; fijación biológica; gasóleo y compra de fertilizantes nitrogenados (tabla 4).

Las fuentes de variación positivamente relacionadas con las emisiones de N₂O por hectárea fueron el número de terneros cebados hectárea ($r^2=0,47$ $P<0,001$); las UGM ha⁻¹ ($r^2=0,40$ $P<0,001$) y los kilos de PVv ha⁻¹ ($r^2=0,26$ $P<0,001$). Así, aumentos de un ternero por hectárea, una UGM ha⁻¹ y un kilo de PVv las emisiones de N₂O ha⁻¹ pueden incrementarse en ▶▶

Tabla 4. Emisiones parciales de gases de efecto invernadero por sistema de producción de las explotaciones de carne en Cantabria

Sistema de producción	Extensivas	Semiintensivas	Intensivas	sd
Número explotaciones	70	11	20	
CH₄				
Entérico	104	109	134	55
Estiércol	11	12	15	6,8
CH₄ total, kg ha⁻¹	115	121	149	60
CH₄ total, kg UGM⁻¹	92	94	88	32
CH₄ total, g kg⁻¹ PV_v	673	710	668	333
% CH₄ sobre total en CO₂-eq	60,0	63,7	60,3	9,7
CO₂				
Gasóleo + Electricidad	178	146	232	149
Fertilizantes	0,07	0,09	0,02	0,32
Alimentos	129a	250a	410c	219
Plásticos	14	12	14	7,9
Semillas	0,05	0,09	0,01	0,28
Actividades agrícolas	116	115	117	12,6
Fermentación ensilados	83	68	84	36
Compra novillas	2,2	1,6	0,7	11
CO₂ total, kg ha⁻¹	535a	607a	867b	318
CO₂ total, kg UGM⁻¹	484	471	496	214
CO₂ total, kg kg⁻¹ PV_v	3,64	3,43	4,00	2,3
% CO₂ sobre total en CO₂	14,6ab	13,5a	17,4b	4,5
N₂O				
Excretado en establo y estercolero	0,14	0,15	0,19	0,09
Pastoreo	0,25	0,34	0,26	0,43
Aplicación de fertilizantes	0,29	0,36	0,30	0,42
Volatilización	0,0012	0,0011	0,0012	0,0018
Lixiviados	0,43	0,45	0,42	0,16
Aporte purín	0,06	0,06	0,07	0,04
Fijación biológica	0,075	0,08	0,069	0,04
Gasóleo	0,028	0,030	0,045	0,03
Compra fertilizantes nitrogenados	0,034	0,037	0,028	0,06
Alimentos forrajes	0,12ab	0,04a	0,26b	0,22
Alimentos piensos	0,07a	0,13a	0,23b	0,14
Mineralización y restos vegetales	1,5	1,57	1,45	0,36
N₂O total, kg ha⁻¹	3,02	3,28	3,36	1,34
N₂O total, kg UGM⁻¹	2,7	2,6	2,1	1,2
N₂O total, g kg⁻¹ PV_v	21,4	19,9	17,1	16,6
% N₂O sobre total en CO₂-eq	25,2	22,7	22,4	7,3

g kg⁻¹ PV_v: gramos por kilo de peso vivo vendido; UGM: unidad de ganado mayor; a y b dentro de la misma fila difieren P<0,05; sd: desviación estándar

2,8 kg, 0,75 kg y 0,004 kg respectivamente. Los gramos de N₂O por kilo de PV_v se relacionaron negativamente con los kilos de PV_v ha⁻¹ (r²=0,25 P<0,001) y con la eficiencia de alimentación (kilos de PV_v/100 kg MS) (r²=0,43 P<0,001), figura 7, donde aumentos de un kilo de PV_v

ha⁻¹ y un kilo de PV por 100 kg de MS pueden reducirse -0,053 y -4,4 g N₂O respectivamente. El N₂O emitido por hectárea no fue diferente entre explotaciones que ceban o no ceban (3,06 y 3,15 kg N₂O) o por kilo de PV_v, con emisiones medias de 16,7 y 23 g N₂O. Por el contrario, las

granjas que no acceden al comunal emiten un 32,3 % más de N₂O por hectárea (P<0,001) y 28,6 % por kilo PV_v (P<0,05) que aquellas que si acceden al comunal.

Los agentes implicados en la emisión de gases de efecto invernadero fueron agrupados en seis componentes y representados en la figura 8. El metano entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín representan el 88,9±4,1 %, sin diferencias significativas entre sistemas de producción. Posiblemente, en estos tres últimos es donde el ganadero tiene las mayores oportunidades de mejora en la mitigación de emisiones.

Huella de carbono

El BeefCant diferencia dos huellas de carbono. La primera o huella parcial (HP) representa el total de CH₄, CO₂ y N₂O y la segunda, la huella total (HT) como la suma de HP más las emisiones derivadas de la compra de soja (So), las atribuidas al uso indirecto del suelo (iLUC) y el secuestro de carbono (SC), ambas expresadas en CO₂-eq por hectárea, UGM o por kilo de peso vivo vendido.

La huella parcial y total fue de 4157±1773 y 4114±2482 kg CO₂-eq ha⁻¹, sin diferencias significativas la HP y (P<0,05) la HT (tabla 5). La contribución de cada clase de animal presente en la explotación a la huella total y de mayor a menor fueron las vacas nodrizas (63,8±12 %); el 10,6±7,6 % novillas mayores de un año; el 10,3±6,2 % novillas menores de un año; el 7,3±3,8 % los terneros pasteros; el 4,2±7% los terneros de cebo y el 3,6±2,3% los sementales; sin diferencias significativas entre sistemas, excepto las novillas de más de un año que fue superior en las Se (P<0,05) y los sementales en Ex (P<0,05).

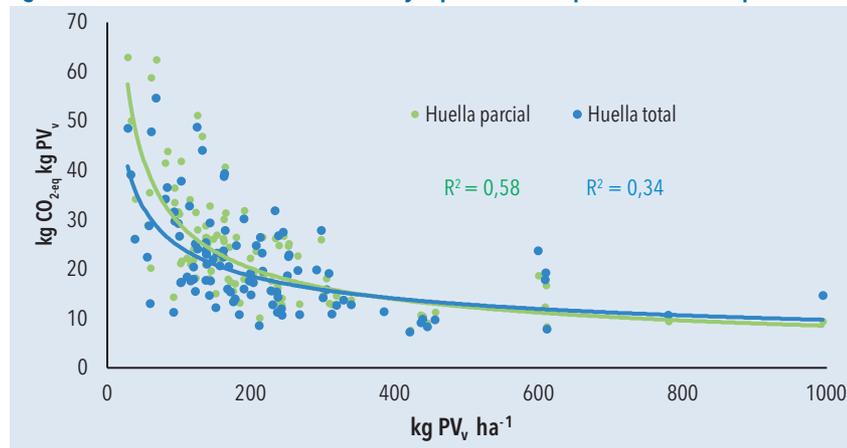
La HT y el uso indirecto del suelo (iLUC) por hectárea fue respectivamente un 22,8 % y 17,2 % superior en los I_n, sin diferencias las emisiones derivadas de la compra de soja en los sistemas Se e I_n (tabla 5). Las estimaciones de CO₂ secuestrado por hectárea, UGM y por kilo PV_v no fueron diferentes entre sistemas de producción, con secuestrados medios de 626±179 kg; 518±239 y 3,9±2,4 kg CO₂ respectivamente. Los kilos de CO₂ secuestrado por hectárea en este trabajo fueron superiores al señalado por Mogensen *et al.* (2015) de 381 y 206 kg en praderas permanentes de Dinamarca y seminaturales de Suecia, y a 330 kg en los sistemas ▶

Tabla 5. Huella de carbono por hectárea, UGM y por kilo de peso vivo vendido según el sistema de producción

Sistema de producción	Extensivas	Semiintensivas	Intensivas	sd
Número explotaciones	70	11	20	
CO_{2-eq}, kg hectárea				
Huella parcial	3898	4181	5051	1773
Secuestro carbono (SC)	608	647	676	179
iLUC	196a	440a	1105b	854
Soja	113a	278b	362b	210
Huella total (HP+SC+iLUC+soja)	3598a	4253a	5842b	2480
CO_{2-eq}, kg UGM				
Huella parcial	3259	3263	3003	1001
Secuestro carbono (SC)	548	512	447	239
iLUC	131a	308b	370b	215
Soja	89a	204b	187b	113
Huella total (HP+SC+iLUC+soja)	2932	3264	3114	925
CO_{2-eq}, kg peso vivo vendido				
Huella parcial	23,7	24,5	23,3	11,4
Secuestro carbono (SC)	3,9	3,8	3,8	2,4
iLUC	1,0a	2,2b	2,6b	1,6
Soja	0,01	0,53	0,49	0,87
Huella total (HP+SC+iLUC+soja)	20,7	23,4	22,6	9,8

iLUC: cambio indirecto del uso del suelo; UGM: unidad de ganado mayor; a y b dentro de la misma fila difieren P<0,05; sd: desviación estándar

Figura 9. Relación ente la huella de carbono y la producción de peso vivo vendido por hectárea



adhesados de Extremadura (Eldesouky *et al.* 2018).

Por su parte, Vleshouwers y Verhagen (2002), sugirieron secuestros de 191 g CO₂ m² y año en praderas y una liberación de 308 g CO₂ m² y año para cultivos forrajeros anuales; sin embargo, estos autores también señalan que muchas praderas permanentes pueden estar en equilibrio y no secuestrar más carbono. Otros, como Soussana *et al.* (2007), señalaron secuestros de 200 a 600 kg de C ha⁻¹ y año para praderas de Europa, pudiendo acumularse hasta 1 t C ha⁻¹ y año. El secuestro

de CO₂ por kilo PVv obtenido en las explotaciones de Cantabria fue de 3,8 kg (tabla 5), similar al rango de 4 a 4,4 kg kg⁻¹ peso canal en animales de 9 a 19 meses señalado por Mogensen *et al.* (2015). Sin embargo, el 39,9±31 % del peso vivo vendido por ha en Cantabria (102±153 kg ha⁻¹) procede de los terneros de cebo más las vacas de desecho. Eldesouky *et al.* (2018) señalan secuestros de 5,39 kg CO₂ por kilo de peso vivo en los sistemas de producción de carne al destete y de 2,28 kilos para los de cebo, ambos en la dehesa extremeña.

Al secuestro de carbono en prados y pastizales se le considera, entre otras, una opción de mitigación de gases de efecto invernadero (Soussana *et al.*, 2010). El carbono incorporado al suelo representa una media anual de 1381±362 kg por hectárea (tabla 1), y procede principalmente de los restos vegetales y del estiércol. Este último representa el 37,6±11,3 % del total del C aportado al suelo. En estas explotaciones, cada kilo de C aportado al suelo tiene un potencial de secuestro de 1,91±0,06 kg de CO₂. Un aumento de carbono en el suelo indica CO₂ renovado de la atmósfera, mientras que una bajada revela emisión. Descensos de C en el suelo conducen a la mineralización del N y, por tanto, emisión de N₂O (IPCC 2006; Vellinga *et al.*, 2004).

Los resultados de HP y HT por kilo de PVv manifiestan gran variabilidad entre explotaciones (58,1 % y 45,6 % respectivamente), con valores medios de 23,7±11,4 kg CO_{2-eq} la primera y 21,4±9,8 kg la segunda e íntimamente relacionadas con el peso vivo vendido por hectárea (figura 9).

La huella parcial varía de 7,7 a 63 kg CO₂ kg PVv y de 7,3 a 54,6 kilos la huella total. La diferencia de 2,3 kg CO_{2-eq} (23,7 – 21,4 kg CO_{2-eq}) entre huellas se lo reparten al -16,4 % el secuestro de carbono; +5,9 % el iLUC y +2,1 % la compra de soja. En cualquier caso, tanto la HP como la HT y por kilo de peso vivo vendido, el 76,2 % de la muestra presenta valores inferiores a 25 kg CO_{2-eq} y el 52,5 % menos de 20 kilos (figura 10).

Independientemente del sistema de producción y raza, la ganancia media diaria de los terneros pasteros hasta el destete fue de 1,3±0,27 kg d⁻¹, 146±35 días de vida, 210±49 kg de peso vivo y 0,52±0,43 terneros por hectárea, quienes representan una producción de 114±96 kg por hectárea. Retrasar la venta de estos terneros en 20 días puede representar un incremento de 13,5 kg PVv ha⁻¹, reduciéndose en el conjunto de las explotaciones del 2,5 % y 3,1 % la huella parcial y total por kilo de peso vivo vendido. Por el contrario, retrasa la salida de las nodrizas al comunal y disminuye la superficie dedicada para heno o ensilado. Estos aspectos merecen valoración tanto económica como medioambiental.

La eficiencia de alimentación (kg PVv/100 kg MS ingerida en todos los animales) es otra mejora de manejo orientada a la mitigación de gases de efecto invernadero (figura 10). ▶▶

Incrementando la eficiencia alimenticia puede reducirse un 21,2 % la HP y un 18,7% la HT. Mejorar la calidad nutritiva de los forrajes es un aspecto clave en la mejora de la eficiencia; por el contrario, la compra de forrajes y concentrados no siempre puede ser la mejor opción, principalmente por la huella de carbono que llevan tras de sí la producción, transporte, etc.

Diferentes trabajos señalan huellas de carbono de 18,2 kg CO_{2-eq} por kilo de peso vivo en Italia para sistemas convencionales y de 24,6 kg en ecológicos (Burati *et al.*, 2017); de 27,8 kg por kilo de peso canal en Canada (Beauchemin *et al.*, 2010); 25,3 kg en el Reino Unido (Williams *et al.*, 2006) y de 28,2 kg en Brasil (Cederberg *et al.*, 2009). Animales sacrificados en Europa a la edad de 12 meses (Nguyen *et al.*, 2010) señalan emisiones de 16 kg CO_{2-eq} por kilo canal y de 27,3 kg en las explotaciones que venden pasteros.

La tabla 6 señala las diferencias en la huella de carbono por hectárea, UGM y kilo de PV_v de aquellas explotaciones que ceban terneros o no y las que aprovechan o no el comunal. El cebo incrementó un 1,2 % la huella parcial (HP) por hectárea; 37,2 % el iLUC; 39,7 % las emisiones de la soja y un 8,6 % la huella total (HT); por el contrario, disminuyó un 6,2 % el secuestro de carbono. Mientras por kilo de peso vivo vendido, la huella parcial, el secuestro de carbono y la huella total fueron respectivamente un 31,8 %, 39,3 % y 26,2 % inferiores, incrementándose un 6,6 % las emisiones del iLUC y el 98,9% las de la soja. Sustituir la soja por otras fuentes de proteína en el cebo de terneros reducirá significativamente la huella de carbono de un kilo de peso vivo.

Las explotaciones que aprovechan el comunal presentan numéricamente y por hectárea una menor huella parcial (19,9 %), secuestro de carbono (20,2 %), iLUC (25,6 %) y 19,4 % la huella total. Por el contrario y por kilo de peso vivo, los resultados no fueron diferentes entre explotaciones que acceden o no al comunal, aunque sí numéricamente mayor un 11,3 % el iLUC, 96,6 % las emisiones de la soja (tabla 6).

La variabilidad de la huella parcial y total entre razas es amplia (figura 11) y no solo refleja las diferencias entre los sistemas ganaderos, sino también los supuestos enfoques y algoritmos utilizados en el cálculo de las emisiones, por lo que no siempre es posible la comparación directa entre los estudios. ▶▶

Figura 10. Distribución de la huella de carbono de un kilo de peso vivo entre granjas

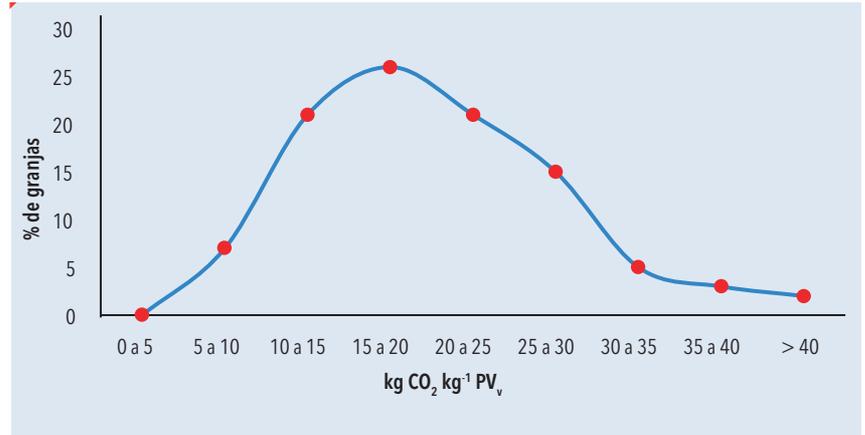


Figura 11. Relación entre la huella de carbono y la eficiencia alimenticia

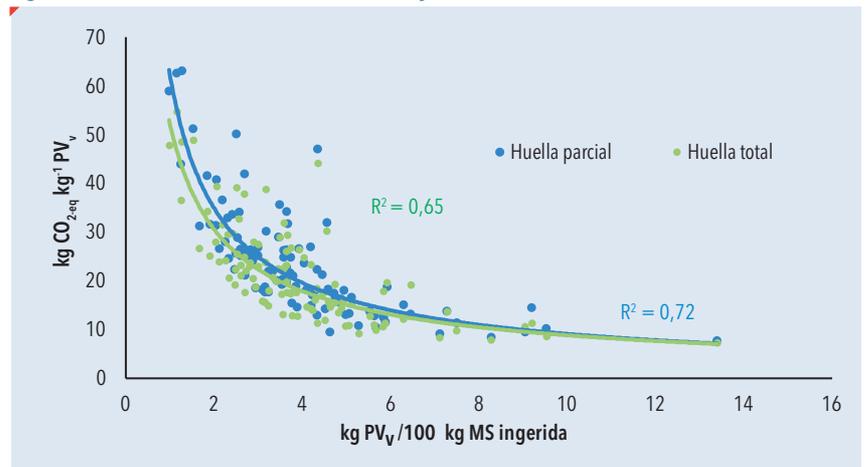
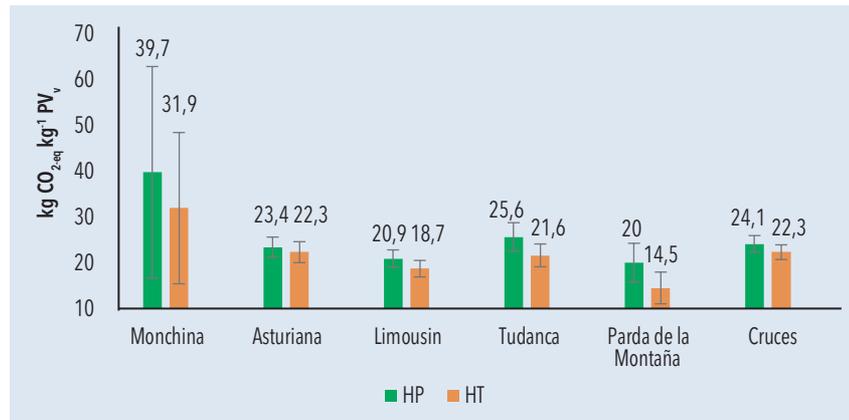


Tabla 6. Huella de carbono por hectárea, UGM y por kilo de peso vivo vendido, tanto si ceban terneros o no como el acceso al comunal o no

	Sí ceban	No ceban	P	Sí Com.	No Com.	sd	P
Número explotaciones	42	59		74	27		
CO_{2-eq}, kg hectárea							
Huella parcial	4187	4136	ns	3897	4868	1773	**
Secuestro carbono (SC)	602	642	ns	586	735	179	***
iLUC	515	323	ns	368	495	854	ns
Soja	234	141	*	184	168	210	ns
Huella total (HP+SC+iLUC+Soja)	4333	3958	ns	3865	4797	2482	ns
CO_{2-eq}, kg UGM							
Huella parcial	3304	3142	ns	3239	3126	1001	ns
Secuestro carbono (SC)	504	537	ns	534	494	239	ns
iLUC	241	167	ns	209	166	215	ns
Soja	158	95	***	138	76	113	**
Huella total (HP+SC+iLUC+Soja)	3199	2866	ns	3051	2874	925	ns
CO_{2-eq}, kg peso vivo vendido							
Huella parcial	18,6	27,3	***	23,4	24,7	11,4	ns
Secuestro carbono (SC)	2,85	4,7	***	3,92	3,93	2,43	ns
iLUC	1,5	1,4	ns	1,5	1,33	1,65	ns
Soja	0,39	0,004	*	0,21	0,007	0,87	ns
Huella total (HP+SC+iLUC+Soja)	17,7	24,0	***	21,3	22,1	9,8	ns

Sí Com.: acceden al comunal; No Com.: no acceden; * P<0,05; ** P<0,01; *** P<0,001; ns: no significativo

Figura 12. Huella parcial (HP) y total (HT) para las diferentes razas en kg CO_{2-eq} kg PV_v



CONCLUSIONES

Este estudio proporcionó, entre otras cosas, una caracterización, aproximación en la emisión de gases de efecto invernadero y su potencial de mejora en el manejo de los sistemas de producción de ganado vacuno de carne en Cantabria, utilizando el modelo de simulación BeefCant. Las emisiones de CO_{2-eq} por kilo de peso vivo vendido fueron similares a las de otras regiones productoras de vacuno de carne. El secuestro de carbono contribuye a reducir su huella un 16,4 %, mientras que el uso indirecto del suelo y la compra de soja la incrementan un 6,8 %. Los sistemas de producción más intensivos producen más peso vivo por animal, usan más alimento y tierra, lo que podría incrementar la huella de carbono. Las estrategias para reducir las emisiones, entre otras, deben dirigirse hacia la mejora de la eficiencia alimenticia del rebaño, principalmente de las vacas, reduciendo al máximo los alimentos de baja calidad, aumentar el tiempo de permanencia de los terneros pasteros con las madres, mejorar la productividad de las praderas y eliminar animales improductivos. ■

BIBLIOGRAFÍA

Alexandratos, N., Bruinsma, J. (2012). World Agriculture Towards 2030/2050: The 2012 Revision. FAO, Rome, ESA Workingpaper No. 12-03.
 Ausdley, E., Bradera M., Chatterton, J., Murphy-Borken, D., Webster, C., Williams, A. (2009). How low can we go?. And assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope reduction by 2050. Report for the WWF and Food Climate Research Network.
 Bannink, A., Kogut, J., Dijkstra, J., France, J., Kebreab, E., Van Vuuren, A. M., Tamminga, S. (2006). Estimation of the stoichiometry of volatile fatty acid production in the rumen of lactating cows. *J. Theor. Biol.* 238, 36-51.
 asarab, J.A., Beauchemin, K.A., Baron, V.S., Ominski, K.H., Guan, L.L., Miller, S.P., Crowley, J.J. 2013. Reducing GHG emissions through genetic improvement for feed efficiency: effects on economically important traits and enteric methane production. *Animal*. 7, 303-315.
 Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M., 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. *Agr. Syst.* 103 (6), 371-379.
 Bell, M.J., E. Wall, G. Russell, G. Simm, Stott, A.W.

2011. The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *J. Dairy Sci.* 94, 3662-3678.
 Buratti C., Fantozzi F., Barbanera M., Lascaro E., Chiorri M., Cecchini L. (2017). Carbon footprint of conventional and organic beef production systems: An Italian case study. *Science of the Total Environment* 576, 129-137
 Capper J.L. (2011). The environmental impact of beef production in the United States: 1977 compared with 2007. *Journal of Animal Science* 89, 4249-4261.
 Casey, J.W., Holden, N.M., 2005a. Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural Systems* 86 (1), 97-114.
 Casey, J.W., Holden, N.M., 2006. Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agric. Syst.* 90, 79-98.
 Cederberg, C., Meyer, D., Flysjö, A. (2009). Life Cycle Inventory of Greenhouse Gas Emissions and Use of Land and Energy in Brazilian Beef Production, SIK Report 792. Cederberg, C., Henriksson, M., Berglund, EC. (2001). The welfare of cattle kept for beef production. European Commission, Health & Consumer Protection Directorate General.
 Davies, D. (2008). Silage Insights – Bale Silage Production. Improving silage quality and reducing CO2 emissions. Newsletter Spring, Bale Silage Production section.
 Eco-invent 2007. Ecoinvent Data v2.0 Final Reports Ecoinvent 2007. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
 Eldesouky, A., Mesias, F.J., Elghannam, A., Escribano, M. (2018). Can extensification compensate livestock greenhouse gas emissions? A study of the carbon footprint in Spanish agroforestry systems. *Journal of Cleaner Production* 200 (2018) 28-38.
 Ellis, J., Kebreab, E., Odongo, N., McBride, B., Okine, E.; France, J. 2007. Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J. Dairy Sci.* 90: 3456-3466.
 FAO, 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: a Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>.
 FAOSTAT (2013). Electronic Data base of the Food and Agriculture Organization of the UN.
 Fraters, B., Reijs, J.W., van Leeuwen, T.C. Boumans, L.J. 2008 Minerals Policy Monitoring Programme Results for 2006 on water quality and fertilisation practices within the framework of the derogation monitoring network. RIVM report 680717005/2008, 72 pp.
 IPCC. (1996a). IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.
 IPCC. 1996b. Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook.
 IPCC. 2006. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories.
 Kaspar, H.F., Tiedje, J.M., 1981. Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen: Nitrous oxide production and effect of acetylene. *Applied Environmental Microbiology* 41, 705-709.
 Köbrich, C., Rehman, T., Khan, M. 2003. Typification of farming systems for constructing representative farm models: Two illustrations of the application of multi-variate analyses in Chile and Pakistan. *Agric. Syst.* 76, 141-157.
 Kristensen, T., Mogensen, I., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140, 136-148.
 Macoon B., Sollenberger L.E., Moore J.E., Staples C.R., Fike J.H. y Portier K.M. (2003). Comparison of

three techniques for estimating the forage intake of lactating dairy cows on pasture. *Journal of Animal Science*, 81: 2357-2366.
 MARM (2020). Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Real Decreto 1131/2010, de 10 de septiembre.
 Mogensen, L., Kristensen, T., Nielsen, N.I., Spleth, P., Henriksson, M., Swensson, C., Hesse, A., Vestergaard. (2015). Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livestock Science* 174,126-143
 National Research Council. 2016. Nutrient Requirements of Beef Cattle 8th rev. ed. Natl. Acad. Press, Washington, DC.
 Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R., Halberg, N. 2003. LCA food data base. <http://www.lcafood.dk/>.
 O'Brien, D., Capper, J.L., Garnsworthy, P. C., Grainger, C., Shalloo, L. 2014. A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *J. Dairy Sci* 97, 1835- 1851.
 Opio, C., Gerger, P., Mottet, A., Faluucci, A., Tempio, G., MacLeod, M., Vellinga, T., Henderson, B., Stenfield, H. 2013. Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A Global Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
 Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R., 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agric. Syst.* 103, 380-389.
 Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Halberg, N. 2013. An approach to include soil carbon changes in the life cycle assessments. *J. Clean Prod.* 52, 217-224.
 Rotz, C., Michael, S., Chianese, D., Montes, F., Hafner, S., Colette, C. 2012. The integrated farm system model. Reference Manual, Version 3.6.
 Salcedo, G. 2015. DairyCant: a model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions. *Advances in Animal Biosciences* 6, 26-28.
 Schils, R., Oudendag, D., van der Hoek, K., de Boer, J., Evers, A., de Haan, M. 2006. Praktijkrapport Rundvee 90, Broeikasgas Module BBPR, Alterra rapport 1268/RIVM rapport 680.125.006.
 Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO2, N2O, CH4) Budget of nine European grassland sites. *Agr. Ecosyst. Environ.* 121,121-134.
 Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4, 334-350.
 SPSS 2006. Statistical Package for the Social Sciences. 2006. Guía breve de SPSS 15.0, SPSS Inc., Chicago.
 Toro Mujica, P., García, A., Gómez Castro, G., Perera, J., Rodríguez Estévez, V., and Angón, E. 2012. Organic dairy sheep farms in south central Spain: Typologies according to livestock management and economic variables. *Small Rumin. Res.* 104, 28-36.
 Van Gastelen, S., Antunes-Fernandes, E., Hettinga, K., Klop, G., Alferink, J., Hendriks, V., Dijkstra, J. 2015. Enteric methane production, rumen volatile fatty acid concentrations, and milk fatty acid composition in lactating Holstein-Friesian cows fed grass silage- or corn silage-based diets. *J. Dairy Sci.* 98, 1-13.
 Van Middelaar, C.E., Berentsen, P.B.M., Dijkstra, J., De Boer, I.J.M. 2013. Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: The level of analysis matters. *Agric. Syst.* 121, 9-22.
 Vellinga, T.V., van den Pol-van Dasselaar, A., Kuikman, P.J. (2004). The impact of grassland ploughing on CO2 and N2O emissions in the Netherlands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 33-45.
 Velthof, G., Oenema, O. 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *NJAS* 45, 347-360.
 Velthof, G.L., Mosquera, J. 2011. Calculations of Nitrous Oxide Emissions from Agriculture in the Netherlands. Update of Emission Factors and Leaching Fraction. Wageningen Alterra. Alterra report 2151.
 Veyssset, P., Lherm, M., Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: model-based analysis and forecasts. *Agric. Syst.* 103, 41-50.
 Vleeshouwers, L.M., Verhagen, A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biol.* 8, 519-530.
 Williams, A.G., Audsley, E., Sandars, D.L. (2006). Determining the Environmental Burdens and Resource Use in the Production of Agricultural and Horticultural Commodities. Main Report. Defra ResearchP project ISO205. Bedford: Cranfield University and Defra. 97pp.
 Zotarelli, L., N.P. Zatorre, R.M. Boddey, S. Urquiaga, C.P. Jantalia, J.C. Franchini, and B.J.R. Alves. 2012. Influence of no-tillage and frequency of a green manure legume in crop rotations for balancing N outputs and preserving soil organic C stocks. *Field Crops Res.* 132, 185-195