



Emisiones y huella de carbono en las explotaciones lecheras de Galicia

Mostramos el estudio llevado a cabo con el objetivo de estimar con el modelo DairyCant (Salcedo, 2015a) la producción de gases de efecto invernadero y la huella de carbono por ha, por unidad de ganado mayor y por litro de leche corregido por energía a la salida de la granja en cinco tipologías diferentes de alimentación del ganado procedentes de 19 explotaciones de Galicia.

Gregorio Salcedo^{1*}, M.ª Dolores Báez², M.ª Isabel García², Juan Castro², Carme Santiago²

¹CIFP La Granja, 39792, Heras, Cantabria

²Agencia Gallega de Calidad Alimentaria-Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (AGACAL-CIAM)

*gregoriosal57@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Los sistemas lecheros emiten gases de efecto invernadero (GEI), principalmente dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) [Steinfeld *et al.*, 2006], contribuyendo al calentamiento global. El potencial de calen-

tamiento del $\text{CO}_2 = 1$ del $\text{CH}_4 = 21$ y del $\text{N}_2\text{O} = 310$ veces más que un kilo de CO_2 , siendo el CH_4 el gas mayoritariamente emitido en las explotaciones lecheras (Gerber *et al.*, 2010). El CO_2 procede principalmente de la combustión de energía fósil para la maquinaria, electricidad, plásticos, producción y compra de alimentos,

fertilizantes, animales, etc. Otras fuentes pueden ser la respiración microbiana del suelo encargada de transformar la materia orgánica y cambios de uso del suelo, como por ejemplo la transformación de praderas a cultivos forrajeros anuales. El CO_2 también procede de la respiración animal, si bien estas emisiones no son incluidas en el cálculo de la huella de carbono porque se asume que están en equilibrio con el consumo animal (Rypdal *et al.*, 2006).

El CH_4 se produce en el rumen a partir del hidrógeno formado en la

fermentación de los carbohidratos. El ácido acético formado en el rumen produce hidrógeno, mientras que la formación de propionato lo consume, lo que explica la relación positiva entre la producción de metano y la relación acetato/propionato producidos en el rumen. El hidrógeno es, por tanto, un elemento limitante en la producción de metano. Por lo tanto, manipular la dieta hacia la formación de propionato contribuye a reducir la formación de CH_4 . No obstante, su producción está relacionada con el tipo y consumo de alimento (Ellis *et al.*, 2008). Una de las estrategias alimenticias para minimizar el metano de origen entérico es aumentar el consumo de alimentos ricos en almidón, como los concentrados o el ensilado de maíz (Dijkstra *et al.*, 2011). Estos autores señalan reducciones de CH_4 de aproximadamente el 8 % cuando sustituyen el 50 % del ensilado de hierba por ensilado de maíz. Sin embargo, el cultivo de maíz requiere aporte de fertilizantes y laboreo del suelo, dando lugar a cambios de las emisiones directas de N_2O del suelo e indirectas, relacionadas con la producción

de fertilizantes (Basset-Mens *et al.*, 2009).

Las emisiones de N_2O son el resultado de la transformación del nitrógeno en el suelo o del procedente de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, restos vegetales, a través de los procesos de nitrificación. Los procesos de nitrificación [conversión de amonio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-)] lo llevan a cabo bacterias autótrofas en presencia de oxígeno y carbono inorgánico, mientras que la desnitrificación [conversión del (NO_3^-) a gas molecular (N_2)] la realizan las bacterias heterótrofas en ausencia de oxígeno y presencia de carbono orgánico. En ambos procesos se forma nitrito (NO_2^-), óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N_2O). Los factores más influyentes son la disponibilidad de N y C, anaerobiosis y, en menor medida, la temperatura. Un porcentaje de NO_3^- es lixiviado y desnitrificado como N_2O . Pese a las emisiones de N_2O procedentes del purín y de los restos vegetales, estos contribuyen a incrementar el carbono en el suelo (Soussana *et al.*, 2010).

En los últimos años gran parte de las investigaciones se han centrado

► UNA DE LAS ESTRATEGIAS ALIMENTICIAS PARA MINIMIZAR EL METANO DE ORIGEN ENTÉRICO ES AUMENTAR EL CONSUMO DE ALIMENTOS RICOS EN ALMIDÓN

en: i) estudiar la influencia de la alimentación animal en la producción de GEI; ii) mejorar la producción animal y vegetal y iii) mejoras tecnológicas relacionadas con la aplicación del estiércol (Ellis *et al.*, 2008; Wall *et al.*, 2010 y de Vries *et al.*, 2012). Entre los objetivos marcados están: i) reducir el metano entérico; ii) mejorar la cría de ganado y la producción de alimentos y iii) mejorar la productividad animal (Bell *et al.*, 2011). Reducir el metano entérico conlleva incrementar el concentrado, reemplazar ensilado de hierba por el de maíz y mejorar la calidad del forraje (Glasser *et al.*, 2008; Dijkstra *et al.*, 2011; Brask *et al.*, 2013) u otras estrategias como el balanceo de raciones (Van Gastelen *et al.*, 2015). ►

COMERCIAL
AGRÍCOLA Y
VETERINARIA



¡Os deseamos feliz Navidad y felices fiestas!





**BOTICA
DO
CAMPO, S.L.**



AGROBOTICA



**BOTICA
DO
XALLAS, S.L.**

Avda. de Castelao, 18
TOURO (A Coruña)
Telf: 981 517 348
Almacén Arzúa
Telf: 981 500 714

Avda. de Lugo, 110
1500 ARZÚA (A Coruña)
Telf: 981 508 061

Avda. del Brasil, 65 - baixo
15840 SANTA COMBA (A Coruña)
Telf: 981 896 922 - 646 106 767

Respecto a la cría del ganado y mejoras de productividad animal, son de destacar: i) el incremento de la producción de leche; ii) reducir el intervalo entre partos (aumenta la producción y reduce el consumo); iii) incrementar la longevidad de las vacas (reduce la tasa de reposición) [Wall *et al.*, 2010 y Bell *et al.*, 2011].

Otras estrategias consideradas para reducir las emisiones de GEI en la producción de leche son aumentar la eficiencia en la conversión de alimento en leche (Basarab *et al.*, 2013), mejorar la producción de alimentos (Kristensen *et al.*, 2011), reducir la compra de alimentos y fertilizantes (Basarab *et al.*, 2013) o potenciar el sistema de pastoreo (O'Brien *et al.*, 2014), que proporciona un mayor potencial de secuestro de carbono en el suelo (Zotarelli *et al.*, 2012).

MATERIAL Y MÉTODOS

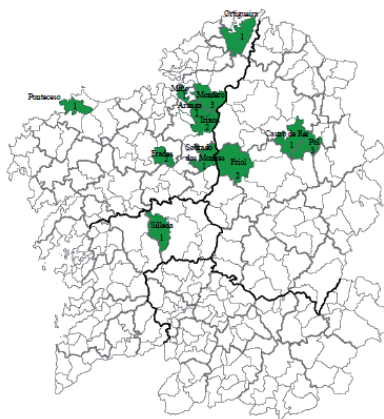
Granjas participantes

La figura 1 señala la ubicación de 19 explotaciones ganaderas seleccionadas y divididas en cinco tipologías de alimentación previamente clasificadas en el proyecto INIA-RTA 2012-00065-C05: a) Pastoreo ecológico (PasEco); b) Pastoreo convencional (PasCon); c) Ensilado de hierba (EHba); d) Ensilado de maíz (EMz) y e) Ensilado de hierba y de maíz (EHba-EMz). Las explotaciones fueron encuestadas durante el año 2018 y analizadas bajo una perspectiva de análisis de ciclo de vida, con el modelo de simulación DairyCant (Salcedo 2015a). La muestra representa el 0,25 % del total de explotaciones de Galicia, que suponen un total de 1827 vacas lecheras. Las entrevistas realizadas *in situ*, incluían cuestiones relacionadas con: i) la localización, ii) la base territorial y distribución forrajera, iii) la fertilización; iv) la composición y manejo del rebaño, v) la alimentación de los animales, vi) la producción y composición química de la leche y vii) el consumo de energía.

Unidad funcional y límites del sistema

La metodología de evaluación del ciclo de vida requiere de una unidad funcional (UF), atributo del producto o sistema, y se utiliza como un escalon cuantitativo para fines de comparación, en nuestro caso, las tipologías de alimentación. Las UF utilizadas en este trabajo fueron: i) una hectárea, ii) una unidad de ga-

Figura 1. Localización y número de ganaderías muestreadas por ayuntamiento



nado mayor (UGM) y iii) un litro de leche corregido por energía (Sjaunja *et al.*, 1990) a la salida de la explotación (ECM).

Porcentaje de CO_{2-eq} atribuido a la leche y a la carne

Además de la leche, todas las explotaciones venden terneros y vacas de desvieje; por lo tanto, un determinado porcentaje de las emisiones son asignadas a la producción de leche o de carne (Cederberg y Stading, 2002). La asignación se estimó por el método del IDF (2010) usando la fórmula $AF = 1-5,7717 \times R$, donde AF es el factor de asignación; $R = M \text{ carne} / M \text{ leche}$; $M \text{ carne}$ = suma de peso vivo vendido de todos los animales por hectárea y $M \text{ leche}$ = es la suma de la leche vendida por hectárea.

Emisiones indirectas atribuidas al cambio indirecto de uso del suelo y por la importación de soja

El factor de emisión de 143 g CO₂ (Audsley *et al.*, 2009) fue asumido para el cambio indirecto de uso del suelo (iLUC) y 2,98 kg CO₂ por kilo de soja importada (FAO, 2010) citado por Battini *et al.* (2016), excluyéndose del cálculo para esta última a las explotaciones ecológicas.

Secuestro de carbono

El secuestro de carbono en el suelo se estimó conforme a Petersen *et al.* (2013), considerando las entradas de purín más los restos vegetales de las cosechas por encima del suelo y las raíces por debajo. Se consideró un contenido en carbono de la biomasa vegetal del 45 %, mientras que el del purín fue estimado para un conteni-

▶ EL N₂O EMITIDO PARA LA MUESTRA DE 19 EXPLOTACIONES REPRESENTA EL 17,5±2,4 % DEL TOTAL DE EMISIONES POR HECTÁREA

do en materia seca del 10,6±2,6 %, relación C/N de 11,9 y un contenido en materia orgánica del 74±8,8 % (Salcedo, 2011).

Análisis estadístico

Los resultados de las encuestas fueron procesados mediante análisis de varianza utilizando el procedimiento GLM del programa SPSS 15.0 (2006), considerando como efecto principal la tipología de alimentación de la explotación. Para las variables en que el efecto principal resultó estadísticamente significativo, se utilizó la prueba de Duncan para la comparación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

i) Descripción de las explotaciones

Las diferencias en las características técnico-productivas de las explotaciones vienen indicadas en la tabla 1. En general, las tipologías ensilado de maíz (EMz) y ensilado de hierba-ensilado de maíz (EHba-EMz) tienen un mayor número de vacas lecheras, superficie agrícola útil (SAU) dedicada a cultivos forrajeros por UGM, producción de leche por hectárea y eficiencias alimenticias [eficiencia de utilización del nitrógeno como el porcentaje de N recuperado en leche respecto al ingerido y la eficiencia alimenticia bruta expresada en kilos de leche por kilo de materia seca ingerida]. Por el contrario, las explotaciones más extensivas (PasEco y PasCon) basan la alimentación en la hierba verde y

► LA MAYOR CARGA GANADERA DE LAS TIPOLOGÍAS MÁS INTENSIVAS ES LA RESPONSABLE DEL INCREMENTO DE CO₂, DONDE AUMENTOS DE 1 UGM HA⁻¹ PUEDEN ACENTUAR LAS EMISIONES EN 3566±299 KILOS

conservada de praderas sembradas, con menores compras (*inputs*) de alimentos, inferior eficiencia en la utilización del nitrógeno, tanto a nivel de vaca como para el total de los animales y menores outputs de leche por hectárea y vaca lechera. Las explotaciones pertenecientes a la tipología ensilado de hierba (EHba) pueden considerarse intermedias entre (EMz y EHba-EMz) y (PasEco y PasCon) para el número de animales, carga ganadera, compra de alimentos por hectárea, producción de leche por hectárea y por vaca lechera.

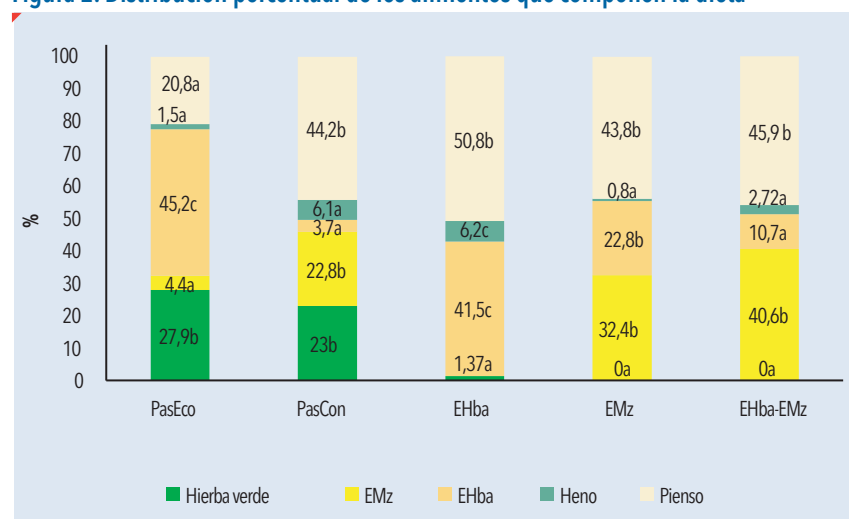
La aplicación de fertilizantes químicos nitrogenados y fosfóricos por hectárea fue superior en EHba, mientras que en EMz fue superior para el potasio, sin diferencias para este último entre EMz y EHba-EMz sin aplicaciones de fertilizante químico en Eco y ausencia de K.

Las estimaciones en la producción de N-P-K de origen orgánico (heces + orina) fueron superiores en EMz y EHba-EMz ($P<0,05$) y equivalentes a 372-24-234 y 377-23-235 kg N-P-K ha⁻¹ respectivamente y la menor en PasEco, de 55-9-96 kilos. Estas diferencias son principalmente debidas, entre otras, a la desigual carga ganadera entre tipologías. En cualquier caso, el N-P-K excretado por UGM en el conjunto de tipologías fue de 94-8-73 kg por año, con máximos de 120-8-75 kg en EHba-EMz y mínimos de 39-6-68 kg UGM⁻¹ en PasEco. ►►

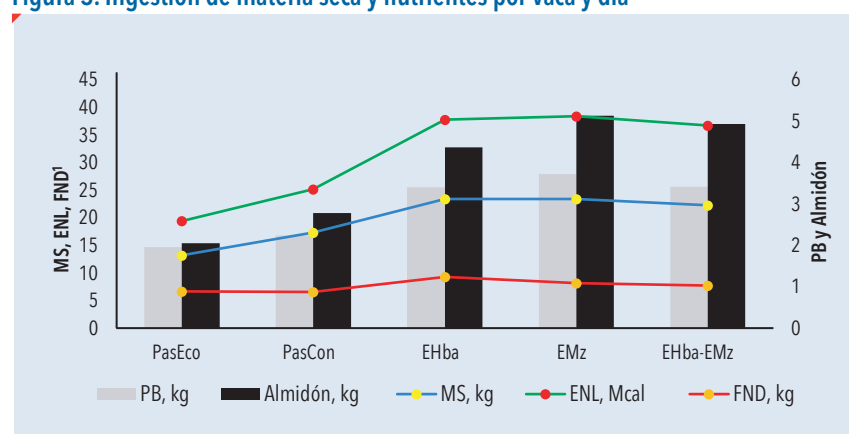
Tabla 1. Características técnico-productivas de las explotaciones según el tipo de alimentación (n=19)

Variable	PasEco	PasCon	EHba	EMz	EHba-EMz	sd
Número de explotaciones	2	4	3	5	5	
Animales						
Vacas de leche, N.º	46	50	66	105	164	89
Carga ganadera, UGM ha ⁻¹	1,40a	1,86ab	2,39ab	3,13b	3,16b	0,95
Reposición novillas <y> 1 año, %	43	41	44,1	31,4	46,8	13,7
Superficie						
Superficie Agrícola Útil (SAU), ha	59,5	41,4	44	82,7	52,7	43,9
Superficie pradera, ha	59,5c	41,1bc	44c	9,7a	21,4ab	20,3
SAU pradera, %	100a	100a	100a	14,8b	47,5b	41,3
SAU pradera, ha/UGM	0,71c	0,54b	0,46b	0,04a	0,17a	0,25
Superficie maíz, ha	-	-	-	65,8b	23,9ab	45
SAU cultivos forrajeros, %	-	-	-	85,1a	52,3a	41
SAU cultivos forrajeros, ha/UGM	-	-	-	0,36b	0,17ab	0,18
Raigrás italiano después del maíz, ha	-	-	-	33,2	29,8	33
Alimentos y fertilizantes						
Compra de concentrados, t ha ⁻¹	1,19a	3,5ab	7,1bc	9,7c	7,9bc	3,7
Fertilizante químico, kg N ha ⁻¹	-	129	159	107	92	65
Fertilizante químico, kg P ha ⁻¹	-	41	70	43	24	43
Fertilizante químico, kg K ha ⁻¹	-	-	12	36	10	17
Fertilizante orgánico, kg N ha ⁻¹	53,5	-	-	-	-	-
Fertilizante orgánico, kg P ha ⁻¹	21,5	-	-	-	-	-
Orgánico de la explotación, kg N ha ⁻¹	55,a	89,7ab	265bc	372c	377c	168
Orgánico de la explotación, kg P ha ⁻¹	9a	16,5ab	19,6ab	24b	23b	8
Orgánico de la explotación, kg K ha ⁻¹	96a	121a	192ab	234b	235b	77
Fertilizante N aplicado al maíz, kg ha ⁻¹	-	-	-	129	114	75
^(A) Carbono total aportado kg ha ⁻¹	2692a	3130ab	4141ab	4352b	4206ab	1000
Producción de leche						
Leche ECM, t explotación	299	354	763	1935	1225	1050
Leche ECM, t ha ⁻¹	5,9a	9,1ab	16,9bc	28,5d	23,8cd	10,3
Leche vaca lechera año, t ECM año ⁻¹	7,2a	8,2a	11,4b	12,8b	12,4b	2,7
Venta de carne por hectárea	190	217	223	363	439	177
EUNLVL, %	18,3a	20,8a	32,7b	33,9b	34,3b	6,9
EUNLR, %	16,8a	20,3ab	25,8b	27,1b	23,5ab	5,1
EUNLCR, %	19,6a	22,6ab	27ab	28,7b	24,8ab	5,2
EBLVL, litros leche kg ⁻¹ MS ingerida	1,53	1,34	1,38	1,61	1,6	0,24
EBLCR, litros leche kg ⁻¹ MS ingerida	1,06	0,99	1,06	1,36	1,17	0,23

PasEco: pastoreo ecológico; **PasCon:** pastoreo convencional; **EHba:** ensilado de hierba; **EMz:** ensilado de maíz; **EHba-EMz:** ensilado de hierba y de maíz; **ECM:** leche corregida por energía; **EUNLVL:** eficiencia de utilización del N en leche para las vacas lecheras; **EUNLR:** eficiencia de utilización del N en leche para el conjunto del rebaño; **EUNLCR:** eficiencia de utilización del N en leche+carne del rebaño; **EBLVL:** eficiencia alimenticia bruta en vacas lecheras; **EBLCR:** eficiencia alimenticia bruta en el conjunto del rebaño; ^(A): suma de C procedente del purín y residuos vegetales; a, b, c, d dentro de la misma fila difieren $P<0,05$; sd: desviación estándar

Figura 2. Distribución porcentual de los alimentos que componen la dieta

► EL 60,3±4,9 % DE LAS EMISIONES TOTALES SE PRODUCEN DENTRO DE LA EXPLOTACIÓN, LO QUE PERMITE AMPLIAS OPORTUNIDADES DE MEJORA

Figura 3. Ingestión de materia seca y nutrientes por vaca y día

MS: materia seca; ENL: energía neta leche; FND: fibra neutro detergente; ¹PB: proteína bruta

Los alimentos que componen la dieta de las vacas lecheras dentro de cada tipología de alimentación vienen representados en la figura 2. El mayor consumo de hierba verde corresponde a las tipologías PasEco y PasCon, con porcentajes medios de 24,6±6,9 % y prácticamente simbólico en las tipologías más intensivas (EHba, EMz y EHba-EMz). Por el contrario, el menor consumo de concentrado se localiza en las explotaciones PasEco (20,8±7,1 %) y el mayor en EHba-EMz (50,8±4,1 %), sin diferencias respecto a EMz y EHba-EMz y PasCon.

En las tipologías más extensivas (PasEco y PasCon) la ingestión de ensilado de maíz y ensilado de hierba es un -40,5 % y -22,2 % inferior respectivamente, mientras que la ingestión de henos es un +39 % superior en relación a las tipologías más intensivas. El consumo de materia seca y el aporte de nutrientes por

vaca lechera y día estimados a partir de la información proporcionada por el ganadero fueron superiores ($P<0,05$) en las tipologías más intensivas, con ingestas medias 22,9±2,4 kg de materia seca; 37,6±3,5 Mcal de energía neta leche; 3,53±0,4 kg de proteína bruta; 8,25±1,1 kg de fibra neutro detergente y 4,88±0,76 kg de almidón (figura 3).

El porcentaje de nitrógeno recuperado en leche o en leche y carne respecto al N ingerido es definido en este trabajo como eficiencia de utilización del nitrógeno (EUN). Tres son las eficiencias estimadas: i) N exportado en la leche producida respecto al ingerido por las vacas lecheras (EUN_{VL}); ii) N de la leche respecto al total de N ingerido en el conjunto del rebaño (EUN_R) y iii) N de la leche más el N de la carne exportado con la venta de animales respecto al total del N ingerido por la totalidad del

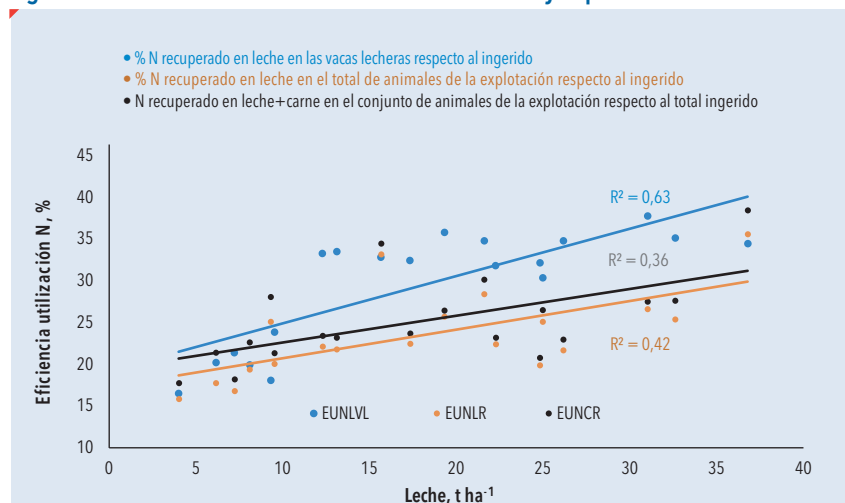
rebaño (EUN_{CR}). Las diferentes eficiencias de utilización del nitrógeno para el conjunto de tipologías fueron 29,4±6,9 % para EUN_{VL} ; 23,4±5,1 % EUN_R y 25,1±5,5 % EUN_{CR} , con mínimos de 18,3±2,5 %; 16,8±1,3 % y 19,6±2,5 % en PasEco y máximos de 34,3±1,3 % en EHba-EMz y 27,1±5,6 % y 28,7±6,4 % en EMz respectivamente (tabla 1).

Tanto EUN_{VL} como EUN_{CR} para el conjunto de las explotaciones de la muestra es superior en un 23,8 % y 21,6 % al señalado por Powell *et al.* (2013) en explotaciones lecheras de Europa, América del Norte y Oceanía. Posiblemente, la superior eficiencia del N en las explotaciones gallegas se deba al inferior consumo de N (459±123 g por vaca lechera y día) respecto a 587 g señalado por Powell *et al.* (2013), equivalente a una concentración de proteína bruta de la dieta del 14,8±1,5 % frente al 16 % indicada por aquellos autores.

La producción de leche por hectárea explica el 63 %, 42 % y el 36 % de la variabilidad de la EUN_{VL} , EUN_R y la EUN_{CR} (figura 4), incrementando en todos los casos 0,56; 0,34 y 0,32 unidades porcentuales al aumentar la producción de leche por hectárea en una tonelada. Sin embargo, el porcentaje de reposición de las novillas no afecta a las eficiencias analizadas, posiblemente debido al similar porcentaje en el conjunto de explotaciones del 40,8±13,7 %, con

► MEJORAR LA PRODUCCIÓN DE FORRAJES CON UNA ROTACIÓN DE CULTIVOS QUE INCLUYA LEGUMINOSAS DISMINUYE LA COMPRA DE FERTILIZANTES INORGÁNICOS, SUPLEMENTOS PROTEICOS Y, POR LO TANTO, LAS EMISIONES DE N_2O

Figura 4. Relación de la eficiencia de utilización del N y la producción de leche



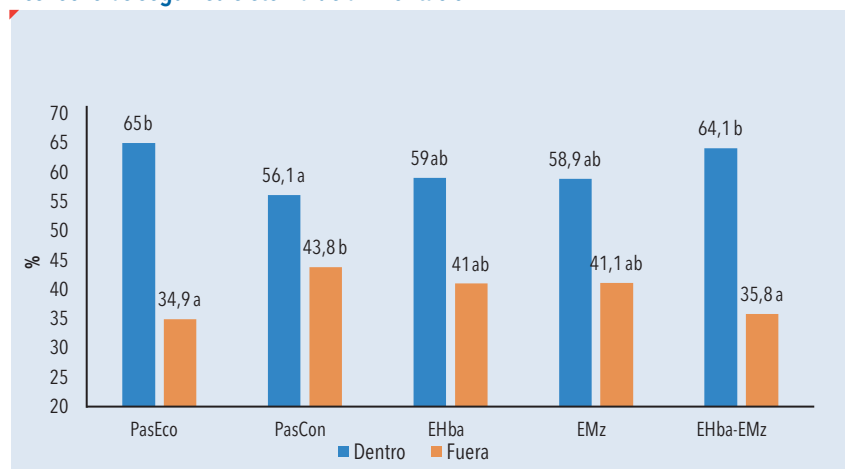
mínimos del $31,4 \pm 2,5$ % en la tipología EMz y máximos del $46,8 \pm 4,3$ % en EHba-EMz.

La eficiencia alimenticia bruta en litros de leche por kilo de materia seca ingerida fue similar entre tipologías, tanto si se expresa por vaca lechera o por el conjunto de animales (tabla 1), con medias de $1,5 \pm 0,24$ y $1,15 \pm 0,23$ litros respectivamente.

ii) Emisiones de gases de efecto invernadero

Los principales gases de efecto invernadero (GEI) emitidos en una explotación de vacuno lechero son el metano (CH_4), el dióxido de carbono (CO_2) y el óxido nítrico (N_2O). Las emisiones pueden ser generadas en la propia explotación o fuera de ella (figura 5). Las emisiones generadas dentro de la propia explotación y teniendo en cuenta la totalidad de explotaciones de la muestra representan el $60,3 \pm 4,9$ % del total de gases emitidos, con máximos de $65 \pm 7,6$ % en PasEco y mínimos de $56,1 \pm 1,3$ % en PasCon (figura 5). Estos porcentajes son indicadores potenciales de mejora para reducir emisiones dentro de cada tipología. Las emisiones originadas fuera de la explotación proceden de los *inputs* externos como la compra de alimentos, fertilizantes, electricidad, gasóleo, plásticos, animales, etc. y es más difícil actuar para reducir estos porcentajes.

Figura 5. Procedencia de las emisiones de gases de efecto invernadero en explotaciones lecheras según su sistema de alimentación



PasEco: pastoreo ecológicas; PasCon: pastoreo convencional; EHba: ensilado de hierba; EMz: ensilado de maíz; EHba-EMz: ensilado de hierba y de maíz

En general y para el conjunto de explotaciones, el metano (CH_4) representa el $51,9 \pm 3,9$ % del total del CO_{2-eq} por hectárea (tabla 2), de los cuales el $78,5 \pm 1,2$ % se origina en el rumen como consecuencia de la fermentación de los alimentos, y el $21,4 \pm 1,2$ % restante es debido a manipulación de purines y estiércoles. La producción de metano por hectárea, UGM y litro de leche corregido por energía (ECM) para el conjunto de explotaciones fue de 414 ± 189 kg, 156 ± 24 kg y $25,1 \pm 6,1$ gramos respectivamente. Las emisiones de metano por hectárea y UGM fueron mayores en las explotaciones más intensivas (EHba, EMz y EHba-EM), imputable a la superior carga ganadera e ingesta de alimentos (tabla 1 y tabla 2), con valores medios de 505 ± 158 kg y 169 ± 14 kg/UGM respectivamente, mientras que en estas mismas tipologías el cálculo

de emisiones de metano por litro de leche es menor, con medias de $22,5 \pm 4,3$ g de metano, respecto a las tipologías más extensivas (PasEco y PasCon) con medias de $30,7 \pm 5,78$ g, imputable a la menor producción de leche en estas últimas. Dentro de las tipologías más intensivas, el CH_4 fue mayor por hectárea en EMz ($P < 0,05$) pero inferior por litro de leche (tabla 2). La menor concentración de CH_4 por litro de leche en las tipologías intensivas respecto a las más extensivas, tiene su origen entre otros, en la mayor producción de ácido propiónico en el rumen. Este se forma como consecuencia de la fermentación del almidón del ensilado de maíz y del concentrado, actuando como sumidero de hidrógeno y reduciendo la formación de metano o metanogénesis (Bannink *et al.*, 2006). La mayor concentración de CH_4 por litro de leche en PasEco ►

es atribuida a la superior concentración de fibra neutro detergente. Se pueden citar algunos aspectos de mejora como aprovechar el forraje con alta digestibilidad y adecuada fibra que permita rumiar, sin verse comprometida la salud de la vaca (acidosis, laminitis, etc.) y la grasa de la leche, un hecho que incrementa el consumo de materia orgánica fermentable y, por añadidura, la formación de ácido propiónico en rumen. Al mismo tiempo la producción de leche se vería incrementada, disminuyendo así las emisiones de metano por litro de leche. Por cada incremento en un litro de leche para el rango de 12 litros (mínimo) a 39 litros (máximo), las emisiones de metano entérico pueden disminuir en 0,46 g ($r^2=0,53$ $P<0,001$).

El porcentaje de CO_2 respecto al total de $\text{CO}_{2-\text{eq}}$ en el conjunto de explotaciones fue del $30,4\pm 4,1$ %, de los cuales el $93,2\pm 3,1$ % se distribuye entre el gasóleo y la electricidad ($29,3\pm 6,1$ %), la fabricación de los fertilizantes químicos ($14\pm 9,2$ %) y el $50\pm 9,9$ % restante es atribuido a la compra de alimentos. El menor dióxido de carbono por hectárea se produce en las explotaciones PasEco con 1543 ± 689 kg y el máximo en la tipología EMz de 7943 ± 1659 kg (tabla 2). Las explotaciones intensivas (EHba, EMz y EHba-EMz) emiten más CO_2 por hectárea y por UGM, un 60 % y un 25 % respectivamente, pero el 23,3 % menos por litro de leche respecto a las más extensivas PasEco y PasCon. Los valores medios para las explotaciones intensivas y extensivas fueron de 6352 ± 2358 y 2606 ± 636 kg ha^{-1} ; 3566 ± 299 y 2671 ± 291 kg UGM^{-1} y $0,28\pm 0,06$ y $0,35\pm 0,08$ kg por litro de leche, respectivamente. La mayor carga ganadera de las tipologías más intensivas es la responsable del incremento de CO_2 , donde aumentos de 1 UGM ha^{-1} pueden acentuar las emisiones en 3566 ± 299 kilos. Por el contrario, el CO_2 por litro de leche no fue diferente entre tipologías de alimentación (tabla 2), con medias de $0,30\pm 0,07$ kg CO_2 . En general, y como consecuencia de la intensificación, se observó una relación lineal y positiva, entre las emisiones de CO_2 por hectárea y el porcentaje de SAU dedicado a cultivos forrajeros ($r^2=0,43$ $P<0,001$), y negativa respecto al dedicado a pradera ($r^2=0,43$ $P<0,001$), equivalente en ambos casos a 44 ± 12 kg de CO_2 por unidad porcentual de SAU incrementada. Esto puede ser una consecuencia de la ma-

Tabla 2. Emisiones parciales de gases de efecto invernadero por tipología de alimentación en explotaciones lecheras gallegas

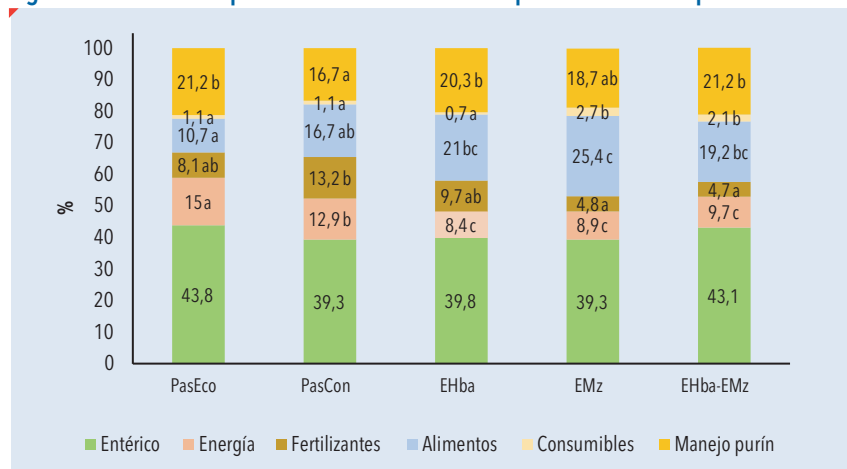
	PasEco	PasCon	EHba	EMz	EHba-EMz	sd
Número de explotaciones	2	4	3	5	5	
CH_4						
Entérico, kg ha^{-1}	131a	192ab	319bc	441c	399c	148
Heces sólidas y líquidas, kg ha^{-1}	38a	51a	86ab	124b	107b	41
CH_4 total, kg ha^{-1}	169a	243ab	405bc	565c	506b	189
CH_4 total kg UGM ⁻¹	120a	131a	166b	180b	161b	24
CH_4 total, g L^{-1} ECM	34,3b	29,8ab	23,1a	20,7a	24,0a	6,1
% CH_4 sobre total en $\text{CO}_{2-\text{eq}}$	56,6b	49,7a	50,3a	50,4a	54,5ab	3,9
CO_2						
Gasóleo, kg ha^{-1}	418a	554ab	712ab	925b	941b	284
Electricidad, kg ha^{-1}	148a	287ab	634bc	1095d	907cd	418
Fertilizantes, kg ha^{-1}	303	722	906	605	511	369
Alimentos, kg ha^{-1}	587a	1431ab	3155bc	4601c	2881bc	1774
Plásticos, kg ha^{-1}	0,11a	0,13a	1,4ab	2,7b	2,9b	1,44
Semillas, kg ha^{-1}	-	-	-	15b	8a	7,28
Actividades agrícolas, kg ha^{-1}	68a	119a	97a	612c	377b	235
Aplicación purín, kg ha^{-1}	20a	24a	58b	85b	73b	31
Compra novillas, kg ha^{-1}	-	-	-	-	-	-
CO_2 total, kg ha^{-1}	1543a	3138ab	5565bc	7943c	5702bc	2732
CO_2 total, kg UGM ⁻¹	2526a	2744a	3478b	3792b	3394b	515
CO_2 total, g L^{-1} ECM	0,29	0,38	0,31	0,29	0,27	0,07
% sobre total en CO_2	23,6a	30,5b	31,4b	34,1b	29,0b	4,1
N_2O						
Excretado en establo, kg ha^{-1}	0,32a	0,50ab	1,51bc	2,12c	2,14c	0,96
Aplicación de fertilizantes, kg ha^{-1}	0,54	1,29	1,59	1,07	0,92	0,66
Volatilización, kg ha^{-1}	-	-	0,043a	0,064a	0,064a	0,03
Lixiviados, kg ha^{-1}	0,31a	0,38a	0,84b	0,71ab	0,89b	0,32
Aporte purín, kg ha^{-1}	0,17a	0,27ab	0,79bc	1,11c	1,13c	0,50
Fijación biológica, kg ha^{-1}	0,10ab	0,13ab	0,25b	-0,014a	-0,014a	0,15
Rumen, kg ha^{-1}	0,002a	0,005a	0,02b	0,028b	0,022b	0,011
Gasóleo, kg ha^{-1}	1,2b	1,5c	0,16a	0,21a	0,21a	0,60
Compra fertilizantes nitrogenados, kg ha^{-1}	0,24	0,66	0,79	0,53	0,46	0,31
Alimentos, kg ha^{-1}	0,44a	0,96ab	2,21bc	4,36d	2,92cd	1,66
Mineralización y restos vegetales, kg ha^{-1}	0,74a	0,72a	1,37b	1,56b	1,51b	0,44
N_2O total, kg ha^{-1}	4,07a	6,49ab	9,6bc	11,7c	10,2bc	3,5
N_2O total, kg UGM ⁻¹	2,9a	3,5ab	4,02b	3,81ab	3,32ab	0,68
N_2O total, g L^{-1} ECM	0,80b	0,77b	0,55a	0,43b	0,49b	0,17
% N_2O sobre total en $\text{CO}_{2-\text{eq}}$	19,7b	19,8b	18,1ab	15,5a	16,5ab	2,46

PasEco: pastoreo ecológicas; PasCon: pastoreo convencional; EHba: ensilado de hierba; EMz: ensilado de maíz; EHba-EMz: ensilado de hierba y de maíz; UGM: unidad de ganado mayor; ECM: leche corregida por energía; a, b, c, d dentro de la misma fila difieren $P<0,05$; sd: desviación estándar

El N_2O emitido para la muestra de 19 explotaciones representa el $17,5\pm 2,4$ % del total de emisiones por hectárea (tabla 2). De este porcentaje, el $82,5\pm 14,1$ % se desglosa de esta forma: el $25\pm 10,8$ % debido a la compra de alimentos; el

$15,1\pm 6,4$ % a las emisiones originadas en el establo y estercolero; el $14,5\pm 4$ % a la mineralización del suelo y restos vegetales; el $12,6\pm 6,9$ % a la aplicación de fertilizantes nitrogenados; el $8\pm 3,3$ % al aporte de purín y el $7,4\pm 2,2$ % a ▶

Figura 6. Distribución porcentual de las emisiones por elementos de producción



PasEco: pastoreo ecológicas; **PasCon:** pastoreo convencional; **EHba:** ensilado de hierba; **EMz:** ensilado de maíz; **EHba-EMz:** ensilado de hierba y de maíz

los lixiviados. Las mayores emisiones de N_2O se registran en la tipología EMz, de $11,7 \pm 2,7 \text{ kg ha}^{-1}$, y las menores en PasEco ($4,0 \pm 1,1 \text{ kg}$), e intermedias y sin diferencias significativas EHba y EHba-EMz (tabla 2). El N_2O por UGM varió desde mínimos de $2,9 \pm 0,83 \text{ kg}$ en PasEco a máximos de $4,02 \pm 0,04 \text{ kg}$ en EHba. Reducciones de un kilo de fertilizante nitrogenado aplicado al suelo (orgánico más inorgánico) y un kilo de pienso por hectárea tienen un potencial mitigante de $-0,018 \pm 0,85 \text{ kg}$ y $-0,001 \pm 1,51 \text{ kg N}_2O$, respectivamente. Por tanto, reduciendo en un kg el N que entra en la explotación se podría reducir el N_2O en $0,02 \pm 1,8 \text{ kg}$.

Los diferentes factores de manejo implicados en la emisión de gases de efecto invernadero entre las distintas tipologías de alimentación vienen representados en la figura 6. De la misma se desprende que el metano entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín son las fuentes que representan el $80 \pm 5,6 \%$, con máximos de $82,9 \pm 2,5 \%$ en los intensivos (EHba, EHba-EMz y EMz) y mínimos de $73,7 \pm 5,3 \%$ en los extensivos PasEco y PasCon). Posiblemente, en estos tres aspectos son en los cuales el ganadero tenga las mayores oportunidades de mejora de cara a mitigar o reducir emisiones. El aporte de concentrado por hectárea en PasCon, por ejemplo, es de 2,94 veces superior respecto a PasEco, mientras que la producción de leche es solo 1,54 veces. El mayor aporte de fertilizante en PasCon de $129 \pm 65 \text{ kg ha}^{-1}$ (tabla 1) le transfiere el $13,2 \pm 7,1 \%$ del CO_{2-eq} (figura 6); sin embargo, la aplicación de fertilizante nitrogenado en esta tipología es muy amplia, con mínimos de 50 kg h^{-1} a máximos de 211 kilos.

iii) Huella de carbono

El DairyCant (Salcedo, 2015a) diferencia dos huellas de carbono, ambas expresadas en CO_{2-eq} . La primera, denominada parcial (HP) o potencial de calentamiento global como la suma del CH_4 , CO_2 y N_2O y la segunda, la huella total (HT) definida como la suma de la HP, el secuestro de carbono (SC), las emisiones derivadas de la compra de soja (So) procedente de Brasil o Argentina y las atribuidas al uso indirecto del suelo (iLUC). Tanto HP como HT fueron estimadas por hectárea, UGM y litro de leche corregido por energía e indicadas en la tabla 3.

El carbono incorporado al suelo procede principalmente de los restos vegetales y del aporte del purín, los cuales representan una media de conjunto equivalente a $3848 \pm 1000 \text{ kg}$ por hectárea (tabla 1) para el conjunto de explotaciones, siendo el purín el mayor contribuyente con una media del $61,9 \pm 17 \%$. Las entradas de carbono son mayores en las tipologías más intensivas (EHba, EMz y EHba-EMz) que en las más extensivas (PasEco y PasCon), con medias de $4247 \pm 962 \text{ kg}$ y $2984 \pm 264 \text{ kg/ha}$ respectivamente. Pese a estas diferencias, la procedencia del carbono también difiere entre tipologías, mientras que los restos vegetales representan el $56,7 \%$ en PasEco y PasCon, en EHba, EMz y EHba-EMz representan el $28,5 \%$. Entre otras causas, este menor porcentaje de C procedente de la biomasa se debe, en parte, a la pérdida de carbono causado por el laboreo, donde el $68,7 \pm 30,6 \%$ de la SAU se dedica a la siembra de cultivos forrajeros, principalmente maíz en rotación con raigrás italiano (tabla 1) y también a la ausencia de pastoreo, el cual mediante el pisoteo de la hierba

contribuye a incrementar el aporte de carbono al suelo procedente de los restos vegetales. Un aumento de carbono en el suelo favorece el secuestro de carbono, mientras que un descenso favorece la liberación de CO_2 a la atmósfera. El porcentaje de carbono en el suelo de las explotaciones EMz y EHba-EMz que cultivan forrajes de invierno y verano es del $5,16 \pm 1,09 \%$, y superior en las explotaciones donde no se laboreo (PasEco, PasCon y EHba) con un $6,98 \pm 2,17 \%$. Además, un descenso del C en el suelo está relacionado con la mayor aportación de N debido a la mineralización de la materia orgánica, ocasionando mayor emisión de N_2O (IPCC 2006; Vellinga *et al.*, 2004).

El diferente aporte de carbono al suelo también causa un desigual secuestro de carbono (SC) entre explotaciones. De esta forma, las tipologías EMz y EHba-EMz registran el mayor SC (tabla 3), imputable a la superior carga ganadera (tabla 1) y una producción media de $67,7 \pm 6,4 \text{ t}$ de purín por hectárea, contribuyendo con el $79,2 \pm 6 \%$ del secuestro de carbono, pero también puede destruirse más C mediante el laboreo. En las explotaciones PasEco, PasCon y EHba se secuestra menos carbono, con un valor de conjunto equivalente a $582 \pm 85 \text{ kg CO}_2$, de los cuales el $74,9 \pm 17,6 \%$ procede de los restos vegetales y el resto del purín. Entre otras causas, se debe al menor aporte de purín atribuido a la inferior carga ganadera, sobre todo en las dos primeras tipologías. Zotarelli *et al.* (2012) sugieren que el no laboreo (en el presente trabajo explotaciones: PasEco, PasCon y EHba) disminuye la tasa de descomposición e incrementa el carbono secuestrado.

La huella parcial para el conjunto de explotaciones fue de $16831 \pm 7661 \text{ kg CO}_{2-eq} \text{ ha}^{-1}$; $6366 \pm 1206 \text{ kg CO}_{2-eq} \text{ UGM}_1$ y $1,01 \pm 0,22 \text{ kg CO}_{2-eq} \text{ litro de leche}$ corregido por energía, incrementándose la total (HP+SC+So+iLUC) en cada caso un $10,2 \pm 4,6 \%$, $9,7 \pm 5,3 \%$ y $9,0 \pm 4,8 \%$ por hectárea, UGM y litro de leche respectivamente. Entre tipologías de alimentación, la mayor huella, tanto parcial como total por hectárea y UGM, corresponde a EMz ($P < 0,05$), sin diferencias significativas en EHba y EHba-EMz y las menores ($P < 0,05$), a PasEco (tabla 3). Por el contrario, en el carbono secuestrado por litro de leche no se observan diferencias significativas entre tipologías de alimentación, con valores medios de $66 \pm 25 \text{ g kg}^{-1} \text{ leche}$, similares a 77 g en sistemas ingleses a pastoreo señalados por O'Brien *et al.* (2014).

Tabla 3. Huella de carbono por hectárea, UGM y litro de leche según el tipo de alimentación

	PasEco	PasCon	EHba	EMz	EHba-EMz	sd
Número explotaciones	2	4	3	5	5	
CO_{2-eq}, kg/hectárea						
Huella parcial (HP)	6358a	10256ab	17042bc	23464c	19523bc	7661
Secuestro carbono (SC)	-552a	-585a	-598a	-1504b	-1541b	571
Soja (So)	41	672	674	123	762	629
iLUC	648	1196	3319	3444	3142	1766
HT: HP+SC+So+iLUC	6495a	11239ab	20437bc	25527c	21886bc	8854
CO_{2-eq}, kg/UGM						
Huella parcial	4522a	5511ab	6918bc	7598d	6918cd	1206
Secuestro carbono (SC)	-393bc	-314ab	-261a	-473c	-500c	111
Soja	29	201	380	41	204	238
iLUC	460a	643a	1305b	1010ab	1009ab	419
HT: HP+SC+So+iLUC	4619a	6041b	8342c	8176c	6937bc	1431
CO_{2-eq}, kg/litro de leche_{ECM}						
Huella parcial	1,26c	1,22bc	0,97abc	0,85a	0,92ab	0,22
Secuestro carbono (SC)	-0,11c	-0,069b	-0,035a	-0,054ab	-0,074b	0,025
Soja	0,0075	0,043	0,044	0,005	0,028	0,029
iLUC	0,12	0,13	0,18	0,12	0,15	0,06
HT:HP+SC+So+iLUC	1,28b	1,33b	1,16ab	0,92a	1,03ab	0,23
Asignación del CO_{2-eq} para leche y carne						
Asignación por litro de leche, %	79,4a	85,1ab	92,2c	91,0bc	90,7bc	5,2
CO _{2-eq} L ⁻¹ de leche	1,02	1,13	1,07	0,846	0,936	0,20
CO _{2-eq} kg ⁻¹ carne	7,42b	7,69b	6,72ab	5,35ab	5,95a	1,36

PasEco: pastoreo ecológicas; **PasCon:** pastoreo convencional; **EHba:** ensilado de hierba; **EMz:** ensilado de maíz; **EHba-EMz:** ensilado de hierba y de maíz; **HP:** huella parcial (suma del CH₄, CO₂ y N₂O); **HT:** huella total [HP + el secuestro de carbono (SC) + las emisiones derivadas de la compra de soja (So) + las atribuidas al uso indirecto del suelo (iLUC)] a, b, c, letras diferentes en la misma línea indican diferencias significativas P<0,05

La menor huella de carbono parcial de un litro de leche de la muestra corresponde a la tipología EMz de 0,85±0,17kg CO_{2-eq} y la mayor de 1,26±0,09 kg a la tipología PasEco (tabla 3) para un valor medio de conjunto equivalente a 1,01±0,22 kilos. La huella total aumentó hasta 1,11±0,23 kg CO_{2-eq}, con mínimos de 0,92±0,23 kg en EMz y máximos de 1,33 kg en PasCon. Por el contrario, las huellas parcial y total por hectárea fueron un 56,2 % 49,2 % inferiores en los sistemas a pastoreo (PasEco y PasCon) respecto a EHba, EMz y EHba-EMz.

Los porcentajes de CO₂ que representan el secuestro de carbono (SC), la compra de soja (So) y el cambio de uso indirecto del suelo (iLUC) a la huella total de un litro de leche para el conjunto de explotaciones fueron del -6,04±1,9 %, el 2,5±3,2 % y 12,7±4,5 % respectivamente. Como se indica en la tabla 3 y en la figura 7, solo el secuestro de carbono presenta signo negativo en todas las granjas, con diferencias signifi-

cativas entre ellas, y dentro de estas, la tipología PasEco fue porcentualmente superior en un 68,2% respecto a la de menor secuestro de carbono por litro de leche en EHba. Por el contrario, no se observaron diferencias significativas para el CO₂ de la soja y el iLUC entre tipologías (tabla 3), con valores medios de conjunto equivalentes a 0,066±0,025 kg CO₂ y 0,14±0,06 kg respectivamente.

La variable mejor relacionada con la huella de carbono de un litro de leche en el conjunto de explotaciones fue la eficiencia de utilización del nitrógeno de la dieta (EUN), expresada en porcentaje (figura 8), tanto para el N de la leche considerando solo vacas lecheras (EUN_{VL}), el N en la leche considerando el conjunto del rebaño (EUN_R) y el N de la leche y carne en el conjunto del rebaño (EUN_{CR}). En general, por cada incremento de una unidad porcentual de la EUN_{VL}, EUN_R y EUN_{CR} la huella de carbono puede reducirse en 0,020, 0,038 y 0,037 kg CO_{2-eq} res-

▶ LOS RESULTADOS OBTENIDOS CONTRIBUYEN A AUMENTAR EL CONOCIMIENTO DE LA SALUD AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS LECHEROS GALLEGOS

pectivamente. Aumentar la eficiencia de utilización del N de la dieta en las vacas lecheras o en el conjunto del rebaño implica más N recuperado en leche y menos en heces y orina, por añadidura sus emisiones potenciales de óxido nítrico, reduciéndose así la huella de carbono.

La cantidad de soja que interviene en la mezcla del concentrado de las vacas lecheras es del 9,2±9,6 %, con mínimos del 0 % y máximos del 30 %. Este porcentaje transfiere consumos medios de 0,78±0,96 kg vaca y día, con máximos de 1,32±1,57 kg en EHba y mínimos de 0,17±0,09 y 0,16±0,37 en PasEco y EMz respectivamente, favoreciendo emisiones de CO_{2-eq} por hectárea, por UGM y por litro de leche inferiores en estas dos últimas tipologías.

El CO_{2-eq} asignado a un litro de leche en porcentaje de la huella total (HT), los kg de CO_{2-eq} por litro de leche y por kg de peso vivo vendido viene señalado en la tabla 3. El porcentaje de asignación estimado para la leche para las tipologías de alimentación EHba, EMz y EHba-EMz fue mayor (P<0,05), con asignaciones similares para las tres de 91,1±2,2 % e inferior en PasEco y PasCon con el 83,2±5,9 %. En cualquier caso y para el conjunto de explotaciones el porcentaje medio es del 88,7±5,2 %, ligeramente superior al 85,6 % indicado por defecto por el IDF (2010), y similares al 89,8 % de las explotaciones lecheras de Australia, superiores al 77 % señalado por Kiefer *et al.*, (2014) para explotaciones ecológicas de Alemania y similares a 84,8 % en el Reino Unido. Así, la huella de carbono el CO_{2-eq} de un litro se sitúa en valores de 0,98±0,20 kg, con máximos de 1,1±0,69 kg en las explotaciones más extensivas y de 0,93±0,2 kg las intensivas.

La figura 9 compara la huella de carbono por litro de leche de 43 publicaciones de entre los años 2000-2010 (23,3 %) al 2011-2019 (76,7 %), procedentes de 15 países y 4 comunidades autónomas españolas con un total ▶▶

Figura 7. Huella de carbono total de un litro de leche según tipología de alimentación

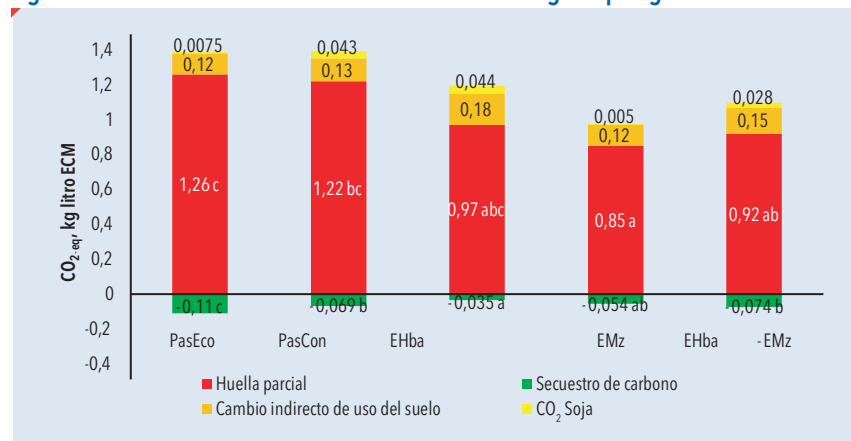


Figura 8. Relaciones entre la huella de carbono y la eficiencia de utilización del N

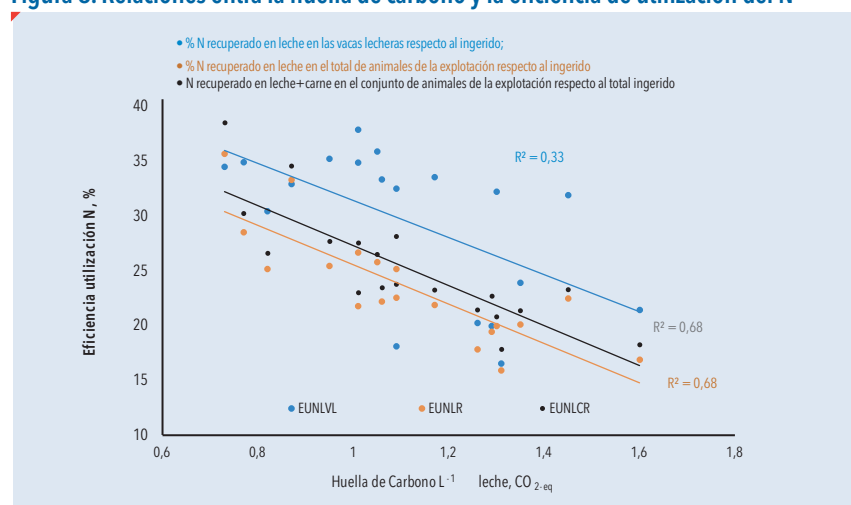
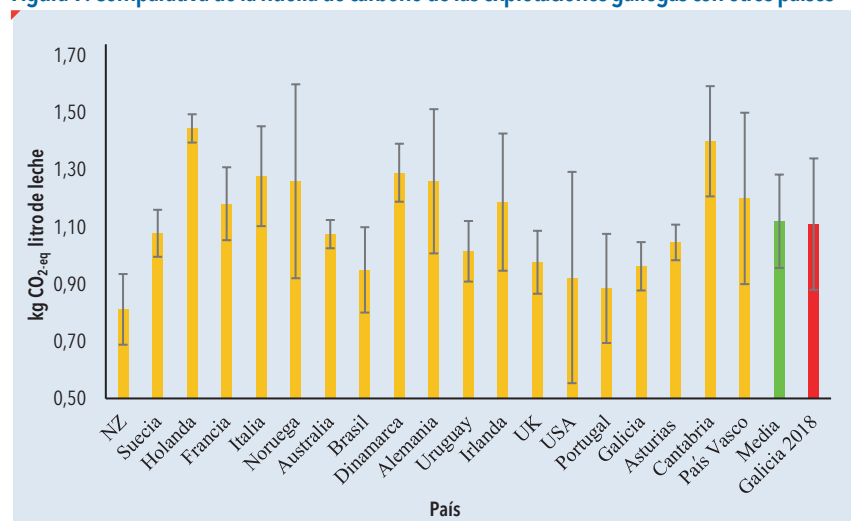


Figura 9. Comparativa de la huella de carbono de las explotaciones gallegas con otros países



de 79 huellas de carbono publicadas, la mayoría de ellas sin asignación de leche y carne. El valor medio de la huella de carbono correspondiente a esas publicaciones es de $1,11 \pm 0,24$ kg CO₂-eq/kg de leche, con mínimos de 0,55 kg y máximos de 1,59 kg CO₂-eq. Este valor

es similar al $1,11 \pm 0,23$ kg CO₂-eq obtenido en el conjunto de las explotaciones consideradas en el presente estudio.

IMPLICACIONES

- Mejorar la producción de forrajes con una rotación de cultivos que

incluya leguminosas disminuye la compra de fertilizantes inorgánicos, suplementos proteicos y, por lo tanto, se reducen las emisiones de N₂O.

- Mejorar la fertilización orgánica con aplicaciones de purín enterrado contribuye a reducir significativamente las emisiones de NH₃ y, en consecuencia, de forma indirecta las de N₂O.
- Utilizar abonos nitrogenados de liberación lenta para el maíz y otros cultivos forrajeros puede mitigar significativamente las emisiones de N₂O.
- Disminuir el porcentaje de proteína del concentrado y el de soja en la ración aumentaría la eficiencia de utilización del N de la dieta (más N en leche) y habría menos excretado en heces y orina, lo que permitiría reducir las emisiones de NH₃ y N₂O.
- En los sistemas a pastoreo o los basados en ensilado de hierba la reserva de un determinado porcentaje de SAU de la explotación para el cultivo de maíz permitiría incrementar la producción forrajera, menor dependencia de alimentos de fuera de la explotación, mejor porcentaje de proteína en leche (menos N excretado al medio) y, por lo tanto, reducciones de meta-no entérico.
- Potenciar el pastoreo y reducir el ensilado de hierba. De esta forma, los azúcares consumidos en los procesos de fermentación son ingeridos directamente por los animales, hay una reducción de costes, mejor valor nutritivo de la hierba consumida por los animales y menor gasto de energía en los procesos de producción (siega, transporte, plásticos, conservantes, etc.), así mismo, una reducción de las emisiones de amoníaco.

CONCLUSIONES

La muestra analizada de 19 explotaciones de leche en este trabajo representó el 0,25 % del total de las existentes en Galicia del año 2018. Aunque este bajo porcentaje no permite extrapolar los resultados en la comunidad de Galicia, los resultados obtenidos contribuyen a aumentar el conocimiento de la salud ambiental de los sistemas lecheros gallegos. El 60,3 $\pm$ 4,9 % de las emisiones totales se producen dentro de la explotación,

permitiendo amplias oportunidades de mejora. La huella de carbono parcial estimada a partir del modelo DairyCant de un litro de leche de la muestra fue de $1,01 \pm 0,22$ kg CO_{2-eq} y $1,11 \pm 0,23$ kg la huella total, en ambos casos para la totalidad de los animales. Al diferenciar el porcentaje de ambas huellas, el 88,7 % del CO_{2-eq} es atribuido a la leche y el 11,3 % a la venta de animales. La huella de carbono aquí obtenida de $1,11 \pm 0,23$ kg es similar a la media de 15 países y 4 comunidades autónomas de la cornisa cantábrica. Un mayor número de explotaciones permitiría confirmar si la tendencia observada en estas explotaciones es la tónica general o, si por el contrario, la variabilidad es superior a la aquí observada.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación obtenida por el INIA y el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad (subproyectos: INIA RTA2015-00058-C06-01 y 02), co-financiado con fondos FEDER. Un agradecimiento especial a las ganaderías participantes del proyecto. ■

BIBLIOGRAFÍA

Ausley E., Bradera M., Chatterton J., Murphy-Borken D., Webster C., Williams A. (2009). Howlow 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., Dijstra 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.

Basarab, 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.

Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol. Econ.* 68, 1615-1625.

Bell, M.J., Wall, E., Russell, G., 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.

Brask, M., Lund, P., Hellwing, A.L.F., Poulsen, M., Weisbjerg, M.R. (2013). Enteric methane production, digestibility and rumen fermentation in dairy cows fed different forages with and without rapeseed fat supplementation. *Anim. Feed Sci. Technol.* 184, 67-79.

Cederberg, C., Stadig, M. (2002). System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production.

PhD. Thesis submitted to the Department of Applied Environmental Science Goteburg University. Goteburg, Sweden.

De Vries, J.W., Groenestein, C.M., De Boer, I.J.M. (2012). Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *J. Environ. Manage.* 102, 173-183.

Dijkstra, J., Oenema, O., Bannink, A., 2011. Dietary strategies to reducing N excretion from cattle: implications for methane emissions. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 3, 414-422.

Ellis, J.L., Dijkstra, J., Kebreab, E., Bannink, A., Odongo, N.E., McBride, B.W., France, J. (2008). Aspects of rumen microbiology central to mechanistic modelling of methane production in cattle. *J. Agric. Sci.* 146, 213-233.

FAO. (2010). Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy.

Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B., Steinfeld, H. (2010). Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector, A Life Cycle Assessment. FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations, Animal Production and Health Division, Rome.

Glasser, F., Ferlay, A., Chilliard, Y. (2008). Oilseed lipid supplements and fatty acid composition of cow milk: A meta-analysis. *J. Dairy Sci.* 91, 4687-4703.

IDF. 2010. A common carbon footprint approach for the dairy sector. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology. Bulletin 445/2010.

IPCC. 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Program, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

Kiefer, L., Menzel, F., Bahrs, E. (2014). The effect of feed demand on greenhouse gas emissions and farm profitability for organic and conventional dairy farms. *J. Dairy Sci.* 97, 7564-7574.

Kristensen, T., Mogensen, L., Trydeman, M., Hermansen, J. (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.

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.

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.

Powell, J.M., MacLeod, M., Vellinga, T.V., Opio, C., Falcucci, A., Tempio, G., Steinfeld, H., Gerber, P. (2013). Feed milk manure nitrogen relationships in global dairy production systems. *Livestock Science* 152, 261-272.

Rypdal K., Paciornik, N., Eggleston, S., Goodwin, J., Irving, J., Penman, J., Woodfield, M. (2006). Introduction to the 2006 guidelines. In: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (eds) IPCC guidelines for national greenhouse gas

inventories, vol 1. IGES, Hayama.

Salcedo, G. (2011). Minimización y aprovechamiento del purín en origen de las explotaciones lecheras de Cantabria, Consejería de Medio Ambiente, Depósito Legal: SA-258-2011, 681 pág.

Salcedo, G. (2015). DairyCant: a model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions. *Advances in Animal Biosciences.* 6, 26-28.

Salcedo, G., Sande, V., Alonso, G. (2015). Ensilado de maíz como potencial mitigante de gases de efecto invernadero en las explotaciones lecheras de Galicia, AFRIGA AÑO XXI - N° 116, 102-114.

Sjaunja, L.O., Baevre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J., Setälä, J. (1990). A Nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula. In: 27th session of the International Commission for Breeding and Productivity of Milk Animals. Paris. France.

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.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & de Haan, C. (2006). Livestock's long shadow - Environmental issues and options. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

SPSS (2006). Statistical Package for the Social Sciences. 2006, Guía breve de SPSS 15.0. SPSS Inc., Chicago.

Wall, E., Simm, G., Moran, D. (2010). Developing breeding schemes to assist mitigation of greenhouse gas emissions. *Animal* 4, 366-376.

Vellinga T.V., Van den Pol-Van Dassel, A., Kuikman, P.J. (2004). The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in The Netherlands. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 70, 33-45.

Van Gastelen, S., Antunes-Fernandes, E., Hettinga, K., Klop, G., Alferink, J., Hendriks, W., 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.

Zotarelli, L., Zatorre, N.P., Boddey, R.M., Urquiza, S., Jantalia, C.P., Franchini, J.C., Alves, B.J.R. (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.