

Emisiones en la producción de forrajes de las explotaciones lecheras

G. Salcedo

Dpto. Calidad e Innovación, CIFP "La Granja", Barrio Estación, 25B. 39792 Heras, Cantabria

Resumen

Los objetivos del presente trabajo fueron los de estimar las emisiones en la producción de forrajes de las explotaciones lecheras de Cantabria y su huella de carbono, considerando el uso indirecto de la tierra y el potencial secuestro de carbono de los restos vegetales y del purín. Sesenta explotaciones de vacuno lechero de Cantabria fueron clasificadas en tres modelos forrajeros: i) Pradera (P); ii) Pradera-Maíz (PMz) y iii) Pradera-Maíz-Cultivos Forrajeros de Invierno (PMzCFI), para estimar los gases de efecto invernadero de los forrajes. Los cultivos forrajeros fueron hierba de pradera en pesebre (HPP); ensilado de hierba (EHM) y raigrás italiano (ERM) en microsilos; ensilados de hierba (EHT) y maíz (EMz) en trinchera. Las emisiones de P, PMz y PMzCFI fueron 1519, 1851 y 2382 kg CO_{2eq} ha⁻¹, respectivamente; de ellas, el 20,1 % proceden de las operaciones de cultivo; 9,2 % de los consumibles y 70,6 % del suelo. Las emisiones de los forrajes dentro de la superficie que ocupan en una hectárea fueron 515 kg CO_{2eq} para HPP, 886 kg CO_{2eq} para EHM, 774 kg CO_{2eq} para EHT, 747 kg CO_{2eq} para EMz y 678 kg CO_{2eq} para HPP. Los restos vegetales aportaron 2866 kg MS ha⁻¹ y 3769 kg el purín, equivalente a 4580 kg C con un potencial de secuestro de carbono de 458 kg. En general, la huella de carbono de cada modelo forrajero sin secuestro de carbono fue 0,219; 0,257 y 0,271 kg CO_{2eq} kg⁻¹ MS en P, PMz y PMzCFI, respectivamente, y entre forrajes de 0,189; 0,266; 0,232; 0,223 y 0,395 kg CO_{2eq} kg⁻¹ MS para HPP, EHM, EHT, EMz y ERM respectivamente. Estos últimos se redujeron hasta 0,0075; 0,069; 0,036; 0,025; 0,17 kg CO_{2eq} kg⁻¹ MS para HPP, EHM, EHT, EMz y ERM respectivamente, al considerar el secuestro de carbono. El manejo del nitrógeno fue la variable mejor relacionada incluyendo o no el secuestro de carbono. Se concluye señalando que las emisiones por hectárea aumentan con la intensificación, pero disminuyen por kilogramo de materia seca producido. Reemplazar el uso de microsilos (EHM y ERM) por los de trinchera en hierba (EHT) puede ser una opción de mitigación, con emisiones similares al EMz. El cálculo de la huella de carbono debe considerar como sumidero a los restos vegetales y el purín, quienes pueden contribuir compensando el 80 % del total de carbono emitido en la producción de un kilogramo de materia seca.

Palabras clave: Modelo forrajero, producción de leche, emisiones, gases de efecto invernadero, secuestro de carbono.

Emissions in forage production of dairy farms

Abstract

The aim of this work was to estimate the emissions in the forage production of dairy farms in Cantabria and their carbon footprint, considering the indirect use of the land and the potential carbon sequestration of plant remains and from the slurry. Sixty dairy cattle farms in Cantabria were classified into three fod-

* Autor para correspondencia: gregoriosal57@gmail.com

der models: i) Grassland (P); ii) Grassland-Maize (PMz) and iii) Grassland-Maize-Winter Forage Crops (PMzCFI), in order to estimate greenhouse gases from forage. The forage crops were grass in cattle feeder (HPP); grass silage (EHM) and Italian ryegrass (ERM) in round bale silage; grass silage (EHT) and maize (EMz) in trench. The emissions of P, PMz and PMzCFI were 1519, 1851 and 2382 kg CO_{2eq} ha⁻¹, respectively; of which, 20.1 % come from cultivation operations; 9.2 % of consumables and 70.6 % of soil. The emissions of forages within the surface that they occupy in one hectare were 515 kg CO_{2eq} for HPP, 886 kg CO_{2eq} for EHM, 774 kg CO_{2eq} for EHT, 747 kg CO_{2eq} for EMz and 678 kg CO_{2eq} for HPP. Vegetable remains contributed 2866 kg DM ha⁻¹ and 3769 kg slurry, equivalent to 4580 kg C with a carbon sequestration potential of 458 kg. In general, the carbon footprint of each fodder model without carbon sequestration was 0.219, 0.257 and 0.271 kg CO_{2eq} kg⁻¹ MS in P, PMz and PMzCFI respectively and between forages of 0.189, 0.266, 0.232, 0.223 and 0.395 kg CO_{2eq} kg⁻¹ of dry matter for HPP, EHM, EHT, EMz and ERM respectively. The latter decreased to 0.0075, 0.069, 0.036, 0.025, 0.17 kg CO_{2eq} kg⁻¹ MS for HPP, EHM, EHT, EMz and ERM respectively when carbon sequestration was taken into account. The nitrogen management was the best related variable, whether taking or not into consideration the carbon sequestration. Emissions per hectare increase with intensification, but decrease per kilogram of dry matter produced. The reduction of use of round bale silage (EHM and ERM) by increasing those in trench grass (EHT) may be a mitigation option, with emissions similar to EMz. For the calculation of the carbon footprint, plant residues and slurry must be considered as a carbon sink, which can contribute to compensate 80 % of the total carbon emitted in the production of one kilogram of dry matter.

Keywords: Fodder model, milk production, emissions, greenhouse gases, carbon sequestration.

Introducción

La producción ganadera y la alimentación animal constituyen el 80 % de las emisiones totales de la agricultura (Andeweg y Reisinger, 2013). La energía fósil (CO₂), el uso del suelo, el óxido nitroso (N₂O) de la producción de alimentos (Smith *et al.*, 2008), junto con el metano (CH₄) de los rumiantes son los agentes causantes de gases de efecto invernadero mayoritarios. Mientras, las actividades agrícolas se han considerado más recientemente que las ganaderas (Hillier *et al.*, 2009; Mahmuti *et al.*, 2009; Gan *et al.*, 2011). La huella de carbono se define como la cantidad de CO_{2eq} emitido por unidad de alimento producido, mientras la sostenibilidad del sistema depende en parte de su huella y de la producción de biomasa (Dubey y Lal, 2009). La mayoría de los estudios no incluyen el secuestro de carbono en el cálculo de la huella en los forrajes, debido a limitaciones metodológicas (Brandão *et al.*, 2013) y si en otros (Petersen *et al.*, 2013; Mogensen *et al.*, 2014) mediante modelos de simulación. No obstante, la agricul-

tura se comporta como un sumidero potencial de carbono, pudiendo absorber hasta el 89 % del carbono emitido (Smith *et al.*, 2008).

Los prados actúan como sumideros de carbono (Vleeshouwers y Verhagen, 2002) y los suelos agrícolas como emisores, dependiendo del balance de C del suelo. Sin embargo, Lal (2001) señaló para suelos agrícolas secuestros de 0,5 t C ha⁻¹ a 1 t C ha⁻¹ con solo mejorar su gestión. No obstante, el IPCC (2006) señala que el tipo y manejo del cultivo puede modificar la cantidad de carbono secuestrado por el suelo. Otros como Mahmuti *et al.* (2009), demostraron que una parte significativa de las emisiones de gases de efecto invernadero, pueden reducirse con prácticas agrarias que aumenten el rendimiento y el almacenamiento de carbono en el suelo (Gan *et al.*, 2011).

El carbono acumulado en el suelo es una función del aporte de abonos orgánicos y restos de cosecha, menos el lixiviado disuelto y ligado a partículas del suelo, erosión, descomposición microbiana y la mineralización que

lo convierten en CO_2 (Kindler *et al.*, 2011). La huella de carbono de los alimentos del ganado no tiene un valor fijo y depende entre otros, de su potencial productivo y manejo (Middelhaar *et al.*, 2013), pudiendo representar el fertilizante nitrogenado el 75 % de la huella en algunos casos (Hillier *et al.*, 2009). Sin embargo, la fertilización nitrogenada, junto con el consumido por la planta y la eficiencia de conversión son estrategias de mitigación en la producción forrajera (Snyder *et al.*, 2009).

El objetivo del presente trabajo fue estimar las emisiones en la producción de forrajes de las explotaciones lecheras, considerando el uso indirecto de la tierra y el potencial secuestro de carbono procedente del aporte de los restos vegetales y del purín.

Material y métodos

Explotaciones

Sesenta explotaciones de vacuno lechero de Cantabria fueron encuestadas en los años 2017 y 2018 (30 cada año) y clasificadas según el modelo de producción forrajera en: i) Prado (P, 43,3 % de las explotaciones); ii) Prado-Maíz (PMz, 11,7 %) y iii) Prado-Maíz-Cultivos Forrajeros de Invierno (PMzCFI, 45 %). Las entrevistas *in situ*, incluían cuestiones relacionadas con: i) localización, ii) base territorial, porcentaje de superficie por cultivo forrajero, iii) fertilización, iv) composición y manejo del rebaño, v) alimentación de los animales, vi) producción y composición química de la leche, vii) maquinaria, viii) consumo de energía. Los forrajes analizados fueron hierba de pradera en pesebre (HPP), ensilados de hierba (EHM) y raigrás italiano en microsilos (ERM), ensilados de hierba en trinchera (EHT) y ensilado de maíz (EMz). El porcentaje de superficie de cada forraje dentro de una hectárea de la superficie agrícola útil (SAU) y sus producciones viene señalado en la Tabla 1.

Valoración de las emisiones y de la huella de carbono

La Figura 1 representa los límites del sistema para el cálculo de las emisiones y huella de carbono, tomándose como unidad funcional "1 kg de materia seca" expresado en $\text{kg CO}_{2\text{eq}}$. Ambas, emisiones y huella, son valoradas a partir de: i) la superficie de cada cultivo forrajero que ocupan en una hectárea y ii) por hectárea, como la suma del total de emisiones de cada cultivo. Los gases de efecto invernadero de cada forraje fueron analizados siguiendo un análisis de ciclo de vida a partir de las entradas y salidas en la explotación, estimándose en cada caso: i) sin el secuestro de carbono (SC) ni el cambio de uso de la tierra indirecto ($i\text{LUC}_{\text{ind}}$) definido como ($\text{MS}_{\text{origen}}$); ii) considerando el SC, ($\text{MS}_{\text{origen}} - \text{SC}$) y iii) el $i\text{LUC}_{\text{ind}}$, ($\text{MS}_{\text{origen}} - \text{SC} + i\text{LUC}_{\text{ind}}$) con el modelo de simulación DairyCant (Salcedo, 2015). Los inputs de las "operaciones de cultivo (OC)", los "consumibles (CON)", del "suelo (SU)" y sus respectivos factores de emisión vienen señalados en la Tabla 2.

El aporte de purín asumido por el DairyCant viene señalado en la Tabla 3 y las estimaciones de la producción de forraje y restos de cosechas en la Tabla 4. Estos últimos fueron divididos como biomasa "por arriba" y "por abajo". La primera incluye el rastrojo (diferencia entre la biomasa recolectada y el material recolectado a nivel del suelo) y, las pérdidas mecánicas (forraje recolectado y caído al suelo), principalmente en el maíz y la segunda, las raíces. La biomasa "por abajo" de la pradera y del raigrás proceden de trabajos previos obtenidos a partir del peso de las raíces contenidas en $0,015 \text{ m}^3$ de tierra. Las del maíz se estimaron mediante la extracción mecánica de 5 m lineales a 25 cm de profundidad y cortadas a la altura de las raíces adventicias o de anclaje. Las raíces fueron lavadas y secadas en estufa para expresarlas en kilogramos de materia seca por hectárea. Posteriormente, la biomasa radicular de los cul-

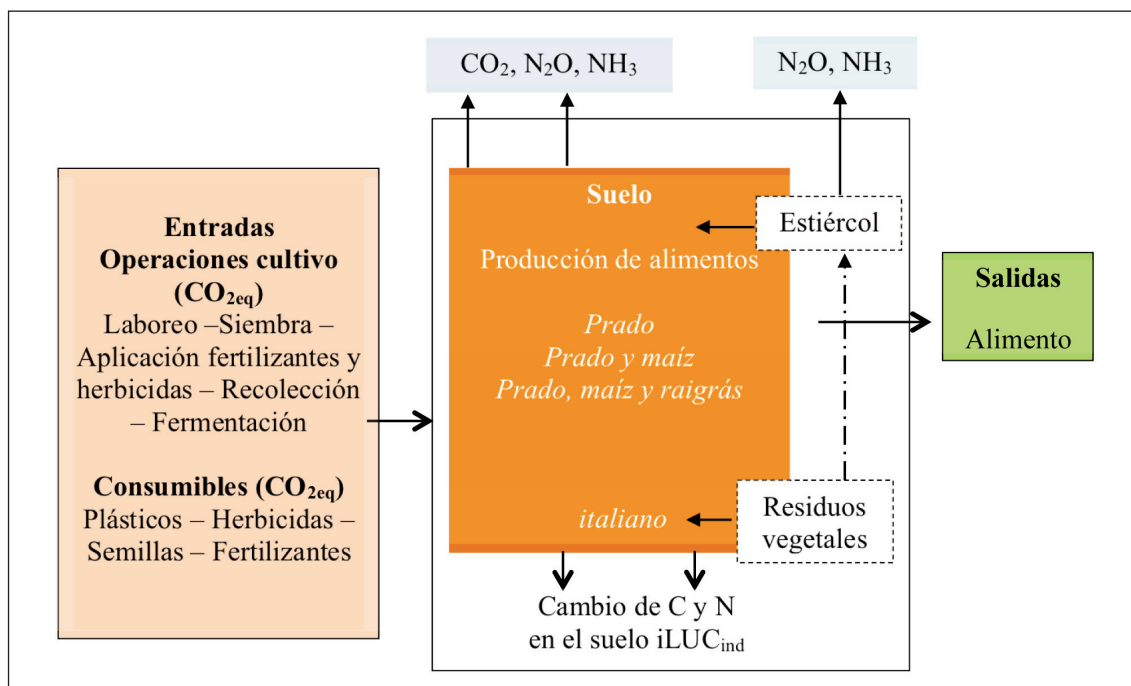


Figura 1. Entradas y salidas de CO_{2-eq} en la producción de forrajes (Adaptado de Mogensen et al., 2014).
Figure 1. CO_{2-eq} inputs and outputs in forage production (Adapted from Mogensen et al., 2014).

tivos forrajeros se relacionó con la producción total de materia seca recolectada por hectárea y año para la hierba y el raigrás, (Tabla 2), mientras las del maíz se expresó en porcentaje de la materia seca recolectada. Los restos vegetales y el purín son las fuentes de carbono consideradas e incorporadas al suelo. El primero fue estimado como: kg MS de biomasa x 45 % C, siendo 45 el porcentaje de C contenido en la materia seca incorporada (IPCC, 2006) y el segundo: kg N del purín ha⁻¹ x porcentaje de purín aplicado a cada cultivo (Tabla 3) x 11,9. Se asume para el purín, un contenido en materia seca de 106 ± 26 g kg⁻¹ y una relación C/N de 11,9 (Salcedo, 2011). Se consideró que el 10 % del C aportado puede ser secuestrado en un horizonte a 100 años (Petersen et al., 2013). El factor de 1,43 t de CO₂ ha⁻¹ (Audsley et al., 2009) fue asumido para el iLUC_{ind}.

Cálculo de emisiones y factores de emisión

Operaciones de cultivo

Se asume una labor profunda y otra superficial para el maíz y dos superficiales para los cultivos forrajeros de invierno (CFI). La fertilización nitrogenada de síntesis fue de 120 kg ha⁻¹ y 62 kg ha⁻¹ en maíz y CFI respectivamente. El maíz se siembra con sembradora neumática y los CFI a chorrillo. La hierba para ensilado se siega con segadora rotativa y motosegadora para el suministra en pesebre. La hierba y los CFI son transportados con un autocargador cuando el forraje fermenta en silos trinchera. Mientras la del maíz es contratada a empresas de servicios, ejecutándose con segadora-picadora autopropulsada y conservándose en silos trinchera con doble capa de plástico. El CO₂ de la fermentación

Tabla 1. Características técnico-productivas de las explotaciones.
 Table 1. Technical-productive characteristics of farms.

	Conjunto \pm sd	P	PMz	PMzCFI
Número de explotaciones	60	26	7	27
Superficie				
Total, ha	30 \pm 17	26 ^{ab}	22 ^a	36 ^b
Prados, %	82,6 \pm 19	100 ^c	80 ^b	67 ^a
Maíz, %	30 \pm 15	0	20	33
CFI ⁽¹⁾ , %	31 \pm 19	0	0	31
Animales				
UGM ha ⁻¹	3,17 \pm 1,53	3,00	3,40	3,26
Vacas lecheras ha ⁻¹	1,91 \pm 0,91	1,74	2,40	1,94
Fertilización				
N orgánico y mineral, kg ha ⁻¹	308 \pm 222	206 ^a	396 ^b	384 ^b
N orgánico, kg ha ⁻¹	279 \pm 216	190	353	345
N mineral, kg ha ⁻¹	29 \pm 46	16	42	39
NUE, %	62,8 \pm 14,3	58	62	67
P orgánico y mineral, kg ha ⁻¹	48 \pm 24	45	46	51
P orgánico, kg ha ⁻¹	32 \pm 14	38 ^b	29 ^{ab}	27 ^a
P mineral, kg ha ⁻¹	16 \pm 21	7 ^a	17 ^{ab}	25 ^b
Producción de forrajes ⁽²⁾				
Materia seca, kg MS ha ⁻¹	8934 \pm 1887	8601 ^a	8720 ^a	10930 ^b
Hierba en pesebre, kg MS	3581 \pm 1677	4367 ^a	3145 ^{ab}	2644 ^b
Ensilado hierba, kg MS	3500 \pm 1732	4234 ^b	3313 ^{ab}	2755 ^a
Maíz, kg MS	3386 \pm 1811	–	2262	3677
CFI, kg MS	1854 \pm 886	–	–	1854
Compra de alimentos				
Concentrados, kg vaca lechera año ⁻¹	3316 \pm 1091	3068 ^{ab}	2735 ^a	3706 ^b
Concentrado, kg ha año ⁻¹	7532 \pm 5324	6142	8318	8667
Forraje, kg ha año ⁻¹	2730 \pm 3205	1697 ^a	4754 ^b	3213 ^{ab}
Producción de leche				
Kg leche vaca lechera año ⁻¹	8235 \pm 2098	7180 ^a	8020 ^{ab}	9306 ^b
Kg leche ha ⁻¹	16335 \pm 10358	13061 ^a	19795 ^b	18592 ^b

P: Pradera; PMz: Pradera-Maíz; PMzCFI: Pradera-Maíz-Cultivos de Invierno; NUE: eficiencia utilización del N suelo; (1): Cultivos forrajeros de invierno; (2): Materia seca correspondiente al porcentaje de superficie de cada cultivo y simulada con el DairyCant (1.0); sd: desviación estándar; ^{a, b y c} dentro de la misma fila difieren $P < 0,05$.

Tabla 2. Factores de emisión utilizados en los diferentes procesos de producción.
 Table 2. Emission factors used in the different production processes.

Grupo	Input	Operación	Unidad	Factor emisión	Referencia
Operaciones de cultivo	Operaciones agrícolas ⁽¹⁾	Picadora maíz	kg CO ₂ /ha	320	Eco-invent (2007)
		Abonadora centrífuga	kg CO ₂ /ha	25,24	
		Hilerador rotativo	kg CO ₂ /ha	10,76	
		Segadora rotativa	kg CO ₂ /ha	23,26	
		Sembradora	kg CO ₂ /ha	22,65	
		Fresadora	kg CO ₂ /ha	62,25	
		Subsolador y vertedera	kg CO ₂ /ha	118,2	
		Autocargador	kg CO ₂ / m3	0,62	
		Repartidor de purín	kg CO ₂ /m3	1,2	
		Pulverizador	kg CO ₂ /ha	25,24	
		Rotoempacadora	kg CO ₂ /ha	31,1	
Consumibles	Fertilizantes sintéticos	N	kg CO ₂ /ha	6,20	IPCC (2006)
		P ₂ O ₅	kg CO ₂ /ha	0,939	
		K ₂ O	kg CO ₂ /ha	0,51	
		Metacloro	kg CO ₂ /kg MA	9,97	IPCC (2006)
		Terbutilazina	kg CO ₂ /kg MA	9,09	
	Pesticidas	Sulcotriona	kg CO ₂ /kg MA	9,02	
		Clorpirifos	kg CO ₂ /kg MA	9,02	
			kg CO ₂ /kg	2,0	IPCC (2006)
	Plásticos		kg CO ₂ /kg	0,3	Rotz et al. (2015)
	Semillas		kg CO ₂ /kg	0,234	Davies (2008)
	Fermentación ensilados		kg CO ₂ /kg MS		

Tabla 2. Factores de emisión utilizados en los diferentes procesos de producción (continuación).
 Table 2. Emission factors used in the different production processes (continuation).

Grupo	Input	Unidad	Factor emisión	Referencia
Suelo	Aplicación fertilizante	kg N ₂ O/kg N	0,01	Velthof y Mosquera (2011)
	Volatilización del amoniaco	kg N ₂ O/kg N-NH ₃ volatilizado	0,005	Velthof y Oenema (1997)
	Lixiviación de nitrato	kg N ₂ O/kg N lixiviado	0,025	Velthof y Oenema (1997)
	Restos de cosecha	Kg/kg N	0,01	IPCC (2006)
	Aplicación purín	kg N ₂ O/kg N	0,003	Velthof y Mosquera (2011)
	Fijación biológica	kg N ₂ O/kg N fijado	0,005	Velthof y Oenema (1997)
	Suelo	Kg N ₂ O/ha y año	0,9	Velthof y Oenema (1997)
	Pastoreo	kg N ₂ O/kg N menos NH ₃	0,025	Schill et al. (2006)
	Deposición atmosférica	Kg N ₂ O/kg N	0,02	Fraters et al. (2007)
	Compra fertilizante	kg N-N ₂ O/kg N	0,005	Kaspar y Tiedje (1981)

(1): Las emisiones incluyen las de la producción de diésel y maquinaria (50%), y de la combustión del diésel (50%); MA: materia activa; MS: materia seca.

Tabla 3. Porcentaje de purín de cada forraje y destino.
Table 3. Slurry percentage of each forage and destination.

	P	PMz		PMzCFI		
	Prado	Prado	Maíz	Prado	Maíz	Cultivos forrajeros invierno
Hierba verde (%)	50	25	–	16,5	–	16,5
Ensilado (%)	50	25	50	16,5	34	16,5

P: Pradera; PMz: Pradera-Maíz; PMzCFI: Pradera-Maíz-Cultivos de Invierno.

de los ensilados se fijó en 0,24 kg kg⁻¹ de materia seca perdida (Davies, 2008), asumiéndose unas pérdidas de 12,3 kg por 100 kg de MS ensilada en los microsilos (Salcedo *et al.*, 2009), el 7 % en los de hierba y maíz respectivamente en silos trinchera.

Consumibles

Este grupo lo forman la compra de fertilizantes, fitosanitarios, semillas, plásticos, etc. El herbicida es aplicado en el maíz. Las dosis de siembra consideradas fueron 40 kg ha⁻¹ en CFI y 30 kg ha⁻¹ en maíz. Las características de los microsilos son de 700 kg de peso; 1,22 m de diámetro; cuatro capas de plástico (47 m²), que junto con la cuerda equivale a 1,37 kg de plástico y un contenido del 25 % de materia seca. El plástico de los silos trinchera fue asumido de 0,3 kg t⁻¹ de materia seca ensilada (Savoie y Jofriet, 2003).

Suelo

Las emisiones del suelo se clasificaron en directas e indirectas y los factores de emisión, vienen reflejados en la Tabla 2. Las emisiones directas son las asociadas al reparto de purín, fertilizantes y restos vegetales (IPCC, 2006). El purín aplicado por unidad de superficie fue estimado a partir de la excreción de N en heces y orina por Unidad Ganado Mayor (UGM) (Salcedo, 2006), multiplicada por la carga ganadera y por el porcentaje de purín asignado

a cada cultivo (Tabla 3). Las emisiones de N-NH₃ del reparto de purín fueron de 0,19 kg kg⁻¹ N aplicado y 0,025 kg kg⁻¹ el N sintético (de Vries *et al.*, 2011). Las emisiones de los residuos vegetales (biomasa senescente, rastrojo y raíces) fueron el resultado de multiplicar la biomasa de cada caso (Tabla 4) por su factor de emisión (Tabla 2). A la deposición de N atmosférico le fue asignado un valor fijo de 10 kg ha⁻¹ (Brentrup *et al.*, 2000); mientras, el N fijado por las leguminosas se estimó según Raison *et al.* (2006) a partir del porcentaje de trébol presente en la pradera; este último calculado a partir de la ecuación señalada en la Tabla 4.

Las emisiones indirectas contemplan la volatilización y la lixiviación después de aplicar N orgánico e inorgánico al suelo. El DairyCant estima el N-NO₃ lixiviado como una función del N total aplicado por hectárea y del volumen de agua drenada (Tabla 4), este último estimado a partir de la ETP_{corregida} (Thornthwaite, 1948) menos las precipitaciones.

Cálculos

Balance N de la explotación

$$\text{Entradas, kg N ha}^{-1} = \sum(\text{N}_{\text{orgánico}} + \text{N}_{\text{inorgánico}} + \text{N}_{\text{atmosférico}} + \text{N}_{\text{fijación simbiótica}} + \text{N}_{\text{alimentos}})$$

$$\text{Salidas, kg N ha}^{-1} = \sum(\text{N}_{\text{leche}} + \text{N}_{\text{carne}})$$

$$\text{Balance N, kg N ha}^{-1} = \text{Entradas} - \text{Salidas}$$

Tabla 4. Ecuaciones del DairyCant.
Table 4. DairyCant equations.

Oferta biomasa, kg MS ha ⁻¹	
Hierba pasto ⁽¹⁾	$-1026 + (95,6 \text{ Altura, cm}) - (0,76 \text{ T}^{\text{a}} \text{ media}) + (0,13 \text{ mm}); ee = 117 \text{ } r^2 = 0,87$
Hierba silo ⁽¹⁾	$624,8 + (81,1 \text{ Altura}) + (6,3 \text{ ETPc}) - (34,0 \text{ T}^{\text{a}} \text{ media}); ee = 154 \text{ } r^2 = 0,82$
Maíz	$21701 - (155,2 \text{ Días cultivo}) + (15,6 \text{ kg N mineral}) + (449 \text{ T}^{\text{a}} \text{ media}) + (3,13 \text{ Exceso de agua}^{(3)}); ee = 1148 \text{ } r^2 = 0,53$
CFI ⁽²⁾	(a) $-4319 + (38,4 \text{ Días cultivo}) + (194,1 \text{ T}^{\text{a}} \text{ media}); ee = 405 \text{ } r^2 = 0,94$ (b) $-8695 + (76,5 \text{ Días cultivo}) + (60,9 \text{ T}^{\text{a}} \text{ media}) + (11,6 \text{ kg N mineral ha}^{-1}); ee = 405 \text{ } r^2 = 0,94$
Residuos vegetales de cosecha, kg MS ha ⁻¹	
Prado siega	Senescente = $-26,4 + (0,107 \text{ Kg MS ha}^{-1} \text{ oferta y corte})$ Rastrojo = 10,5% de la MS oferta y pastoreo y 5% en siega Raíces = $-47,28 + (0,27 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ oferta})$
Prado pasto	Biomasa total primavera-verano = $-19,2 + 0,09 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ y corte}$ Biomasa total otoño = $-14,2 + 0,12 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ y corte}$
Maíz	Rastrojo = 9,3% de la MS ha ⁻¹ en oferta Recolección = 7% de la MS ha ⁻¹ Raíces = 2,7% de la MS ha ⁻¹
CFI ⁽²⁾	Rastrojo = 5% de la MS ha ⁻¹ en oferta Recolección = 5% de la MS ha ⁻¹ Raíces = 5% de la MS ha ⁻¹
Residuos vegetales de cosecha, kg N ha ⁻¹	
Prado pasto y siega	Kg N/corte primavera-verano = $-0,44 + 0,002 \text{ kg MS ha}^{-1}$ Kg N/corte otoño = $-0,37 + 0,002 \text{ kg MS ha}^{-1}$
Maíz	Concentración de N del rastrojo = 0,96% N sobre materia seca
CFI ⁽²⁾	Concentración de N del rastrojo = 2% N sobre materia seca
% trébol en el prado	
	$9,29 - 0,027 \text{ kg N mineral ha}^{-1}; ee = 0,63 \text{ } r^2 = 0,83$
Volumen de agua drenada ha ⁻¹ y año	
	$-30,5 + (0,683 \text{ precipitación durante el tiempo de drenado}); ee = 36,7 \text{ } r^2 = 0,95$
Kg N-NO ₃ lixiviado por hectárea	
Extensivos	$-0,33 + (0,0004 \text{ kg N ha}^{-1}) + (0,038 \text{ VD}); ee = 0,36 \text{ } r^2 = 0,65$
Intensivos y Semiintensivos	$-1,84 + (0,011 \text{ kg N ha}^{-1}) + (0,043 \text{ VD}); ee = 0,40 \text{ } r^2 = 0,68$
Pastoreo	$-1,25 + (0,006 \text{ kg N ha}^{-1}) + (0,072 \text{ VD}); ee = 0,71 \text{ } r^2 = 0,63$

(1): Por aprovechamiento (2) Cultivo forrajero de invierno (a: raigrás italiano, b: cereales invierno); (3) Exceso de agua diferencia entre la precipitación y la Evapotranspiración corregida; VD: Volumen de agua drenada; ee: Error estándar de la media.

Eficiencia utilización del N de la explotación ($NUE_{\text{explotación}}$), % = $(100 \times \text{Salidas})/\text{Entradas}$

Balance N en el suelo

Entradas, $\text{kg N ha}^{-1} = \sum(\text{N}_{\text{orgánico}} + \text{N}_{\text{inorgánico}} + \text{N}_{\text{atmosférico}} + \text{N}_{\text{fijación simbiótica}} + \text{N}_{\text{reciclado}} + \text{N}_{\text{de origen mecánico}})$

Salidas, $\text{kg N ha}^{-1} = \sum(\text{Extracciones} + \text{N-NH}_3 + \text{N-O} + \text{N-N}_2 + \text{N-N}_2\text{O} + \text{NO}_3)$

Balance N, $\text{kg N ha}^{-1} = \text{Entradas} - \text{Salidas}$

NUE_{suelo} , % = $[100 \times (\text{Extracciones} - \text{Residuos vegetales})]/(\text{Entradas} - \text{Balance})$

Producción de forraje

$MS, \text{kg ha}^{-1} = \sum(\text{MS}_{\text{Prado}} \times \% \text{Superficie}_{\text{Prado}}) + (\text{MS}_{\text{CFI}} \times \% \text{Superficie}_{\text{CFI}} + (\text{MS}_{\text{Mz}} \times \% \text{Superficie}_{\text{Mz}}))$ donde: MS_{Prado} , MS_{CFI} y MS_{Mz} son los kilogramos de materia seca de hierba (verde o conservada), cultivos forrajeros de invierno y maíz producidos dentro del porcentaje que ocupa cada uno de ellos en una hectárea.

Análisis estadístico

Los resultados de las encuestas fueron procesados mediante análisis de varianza utilizando el procedimiento GLM del programa SPSS (2006), considerando como efectos principales el modelo forrajero (P, PMz y PMzCFI) y los forrajes (HPP, EHM, EHT, EMz y ERM). Para las variables en que el efecto principal resultó estadísticamente significativo, se utilizó la prueba de Duncan para la comparación de medias. El grado de correlación entre variables fue analizado mediante el PROC REG del SPSS (2006).

Resultados y discusión

Características generales de las explotaciones

Las características técnico-productivas de los modelos forrajeros vienen reflejadas en la Tabla 1. La superficie total resultó mayor en

PMzCFI ($P < 0,05$), sin diferencias en la carga ganadera y las vacas lecheras por hectárea. La producción de leche varió de los 13.061 kg ha^{-1} en Pradera (P) a máximos de 19.795 kg en Pradera-Maíz (PMz). La compra de concentrados por hectárea no difiere entre modelos forrajeros, pero sí ($P < 0,05$) la de forrajes, mayor en PMz ($P < 0,05$). La producción de forraje por hectárea fue superior en PMz CFI ($P < 0,05$), íntimamente relacionada con el porcentaje de superficie de maíz (Figura 2), aumentando 81 kg MS ha^{-1} al incrementar una unidad porcentual la superficie de maíz.

Emisiones entre sistemas y cultivos forrajeros

En general, las emisiones por hectárea aumentan con la intensificación forrajera ($P < 0,05$), obteniéndose valores medios de 1946 $\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ha}^{-1}$ (Tabla 5) y comparables a la producción de cereales grano de 2082 kg (Rajaniemi *et al.*, 2011). Así, cada incremento de una unidad porcentual en la superficie de maíz, las emisiones aumentan 35,2 $\text{kg CO}_{2\text{eq}}$ y 32,3 $\text{kg CO}_{2\text{eq}}$ los forrajes de invierno, reduciéndose al aumentar la superficie de pradera (Figura 3).

El suelo (SU) fue el mayor emisor de gases de efecto invernadero e independientemente del modelo forrajero, con porcentajes medios del $70,6 \pm 8,3$ % (Tabla 5), similares al rango de 64-76 % en trigo (Koga *et al.*, 2006). Mientras, las operaciones de cultivo (OC) representaron el $20,1 \pm 5,8$ % y superiores en PMzCFI ($P < 0,05$), sin diferencias en los consumibles (CON), con porcentajes medios del $9,2 \pm 7,5$ %. Las emisiones de cada forraje dentro de la superficie que ocupan fueron diferentes ($P < 0,05$), con mínimas de 515 $\text{kg CO}_{2\text{eq}}$ en la hierba de pradera en pesebre (HPP) y máximas de 886 $\text{kg CO}_{2\text{eq}}$ el ensilado de hierba en microsilos (Tabla 5).

La distribución porcentual de las emisiones para OC, CON y SU de cada modelo forrajero y forraje vienen representadas en la Figuras 4

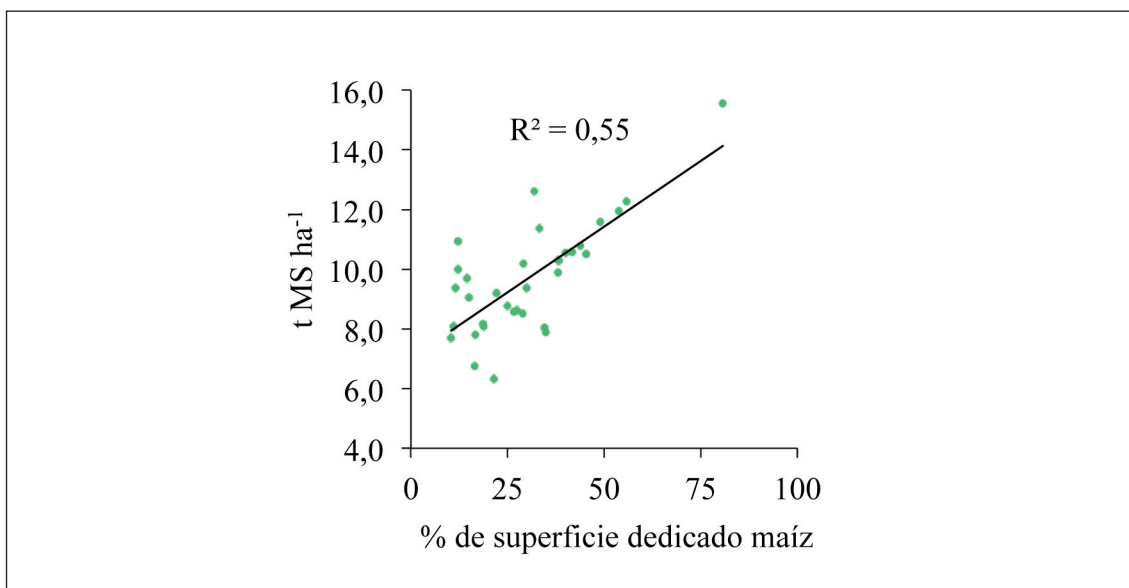


Figura 2. Relación porcentaje de maíz cultivado y la biomasa total por hectárea.
 Figure 2. Relationship the percentage of maize grown and total biomass per hectare.

Tabla 5. Emisiones de cada modelo y tipo de forraje.
 Table 5. Emissions of each model and type of fodder.

	Kg CO _{2-eq} ha ⁻¹				
	P	PMz	PMzCFI	Medias	sd
	1519 ^a	1851 ^{ab}	2382 ^b	1946	842
	% CO _{2-eq} ha ⁻¹				
OC	17,7 ^b	18,7 ^{ab}	22,8 ^a	20,1	5,8
CON	7,5	11,9	10,2	9,2	7,5
SU	74,7 ^a	69,3 ^{ab}	66,9 ^a	70,6	8,3
	Kg CO _{2-eq} de cada forraje dentro del porcentaje de superficie que ocupa en una hectárea				
HPP	EHM	EHT	EMz	ERM	sd
515 ^a	886 ^b	774 ^b	747 ^b	678 ^{ab}	498

P: Pradera; PMz: Pradera-Maíz; PMzCFI: Pradera-Maíz-Cultivos de Invierno; OC: operaciones de cultivo; CON: consumibles; SU: suelo y residuos vegetales; HPP: hierba de pradera en pesebre; EHM: ensilado de hierba en microsilos; EHT: ensilado de hierba en trinchera; EMz: ensilado de maíz; ERM: ensilado de raigrás en microsilos; sd: desviación estándar; ^a y ^b dentro de la misma fila difieren $P < 0,05$.

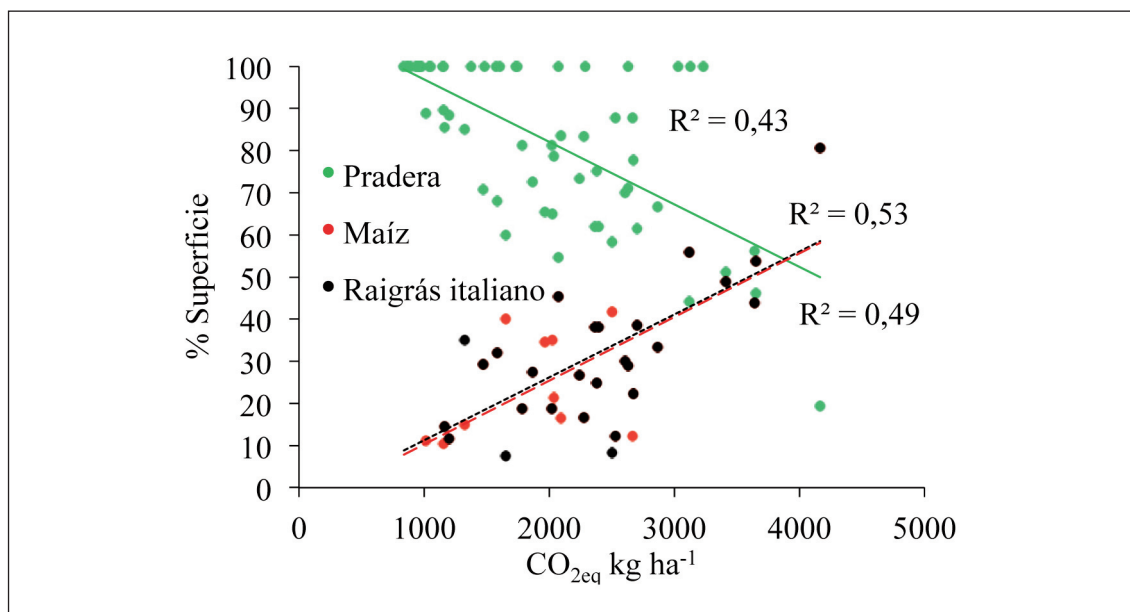


Figura 3. Relación entre emisiones de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y la superficie dedicada a cada forraje.
 Figure 3. Relationship between $\text{CO}_{2\text{eq}}$ emissions and the area dedicated to each forage.

y 5. La mineralización del suelo y los restos de cosecha del (SU) representan el 32,1 % del total de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ en el conjunto de modelos, seguido de la volatilización del NH_3 y lixiviados de NO_3^- del 11,7 % y 10,7 % respectivamente (Figura 4). Los fertilizantes del grupo (CON) formaron las emisiones mayores con el 10,3 %; mientras, la fermentación de los ensilados lo hizo con el 6,6 % de (OC) y similares al 7,3 % ocasionadas por la siega y la recolección juntas, sin diferencias entre modelos (Figura 4).

Entre forrajes y para OC, las mayores emisiones relativas se localizaron en los procesos de fermentación del forraje, equivalentes al 11,7 % en EHM; 9,6 % en EHT y del 8,3 % en ERM (Figura 5). Mientras, las de siega y recolección fueron superiores en EMz del 13 % y las inferiores del 2,5 % en ERM, quienes representan el 43,6 % en EMz y el 12,8 % en ERM y 29,4 % en ERM del total de emisiones

en este grupo. Sin embargo, el superior número de aprovechamientos en HPP, fue la causa del mayor porcentaje de emisiones en HPP del 63,5 % del total de las operaciones de cultivo. La contribución de los fertilizantes a las emisiones totales en el grupo CON fue máxima en EHT con el 11,7 % y la mínima del 3,9 % en ERM (Figura 5). El plástico de los microsilos fue 6,3 kg t^{-1} materia seca y 0,3 kg en los de trinchera, dando lugar a porcentajes de emisiones mínimas del 0,13 % en EMz y máximos de 7,2 % y 4,3 % en EHM y ERM respectivamente. Las procedentes de la mineralización y restos vegetales del suelo fueron superiores en ERM (43,2 %) y HPP (37,2 %) y, las menores en EHR del 27,6 %. Las bajas precipitaciones de verano dieron lugar a drenajes inapreciables, esta circunstancia es la causa de la ausencia de emisiones procedentes de los lixiviados en SU.

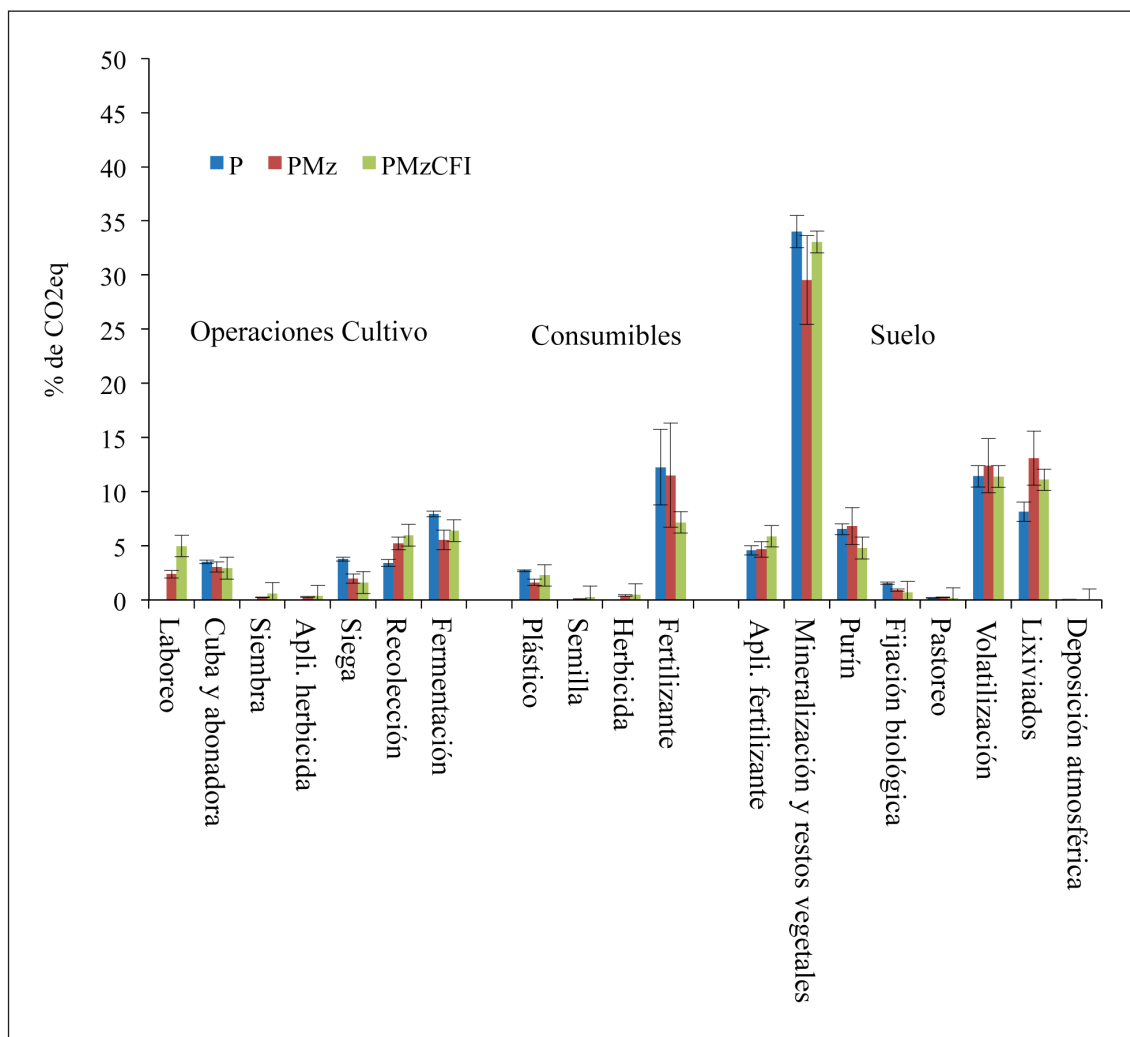


Figura 4. Distribución porcentual de las emisiones según el sistema forrajero.

Figure 4. Percentage distribution of emissions according to the forage system.

Variables relacionadas con las emisiones de las operaciones de cultivo (OC)

El porcentaje de superficie de maíz se relacionó positivamente con el CO_{2eq} de OC ($r^2 = 0,89$) y negativamente ($r^2 = 0,88$) con el de pradera (Figura 6). Incrementos de una unidad porcentual en la superficie de maíz puede aumentar 9,27 kg de CO_{2eq} con má-

ximos de 8,8 kg CO_{2eq} en PMzCFI ($r^2 = 0,94$) y mínimos de 5,4 kg CO_{2eq} en PMz ($r^2 = 0,69$). Las emisiones de OC se relacionaron positivamente con la producción final de materia seca por hectárea según la ecuación: $-176 + 0,062 \text{ kg MS ha}^{-1}$; ± 129 $r^2 = 0,45$, con pendientes de 0,005; 0,04; 0,029; 0,062 y 0,069 kg CO_{2eq} kg⁻¹ MS en HPP, EHM; EHT; EMz y ERM respectivamente (Figura 6).

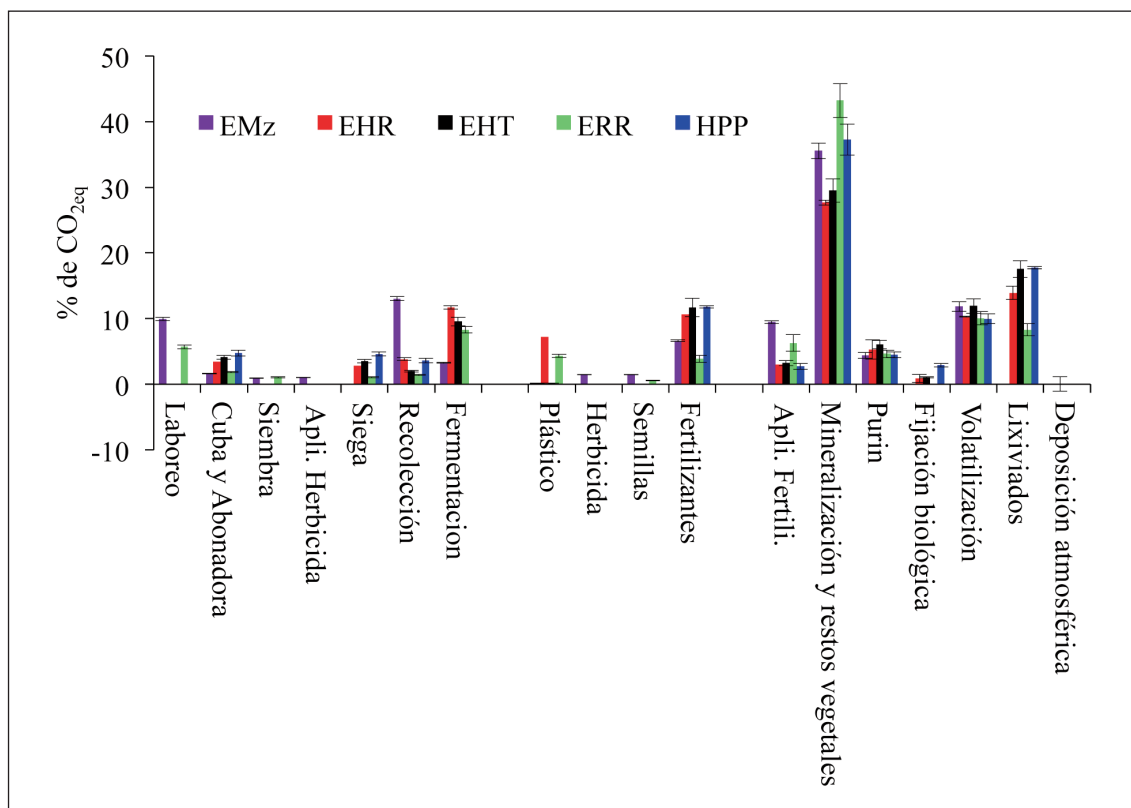


Figura 5. Distribución porcentual de las emisiones según el cultivo forrajero.
 Figure 5. Percentage distribution of emissions by forage crop.

Variables relacionadas con las emisiones de CO_{2eq} de los consumibles (CON)

La compra de fertilizante nitrogenado representó aumentos de 4,6 kg CO_{2eq} por kilogramo (Figura 7A). Las emisiones de CO_2 del plástico fueron de 54 kg ha^{-1} en PMzCFI y de 30 kg ha^{-1} en PMz; entre forrajes, mayor en EHM y ERM con valores de 63 kg CO_2 ha^{-1} y 29 kg CO_2 ha^{-1} . Las emisiones del plástico se relacionan positivamente con la materia seca total ensilada por hectárea (Figura 7B) y tipo de silo: (Microsilos = 30,9 + 0,006 kg MS ensilada; ± 18,4 $r^2 = 0,46$ o Trinchera = -17,3 + 0,005 kg MS ensilada; ± 9,7 $r^2 = 0,69$).

Variables relacionadas con las emisiones del suelo (SU)

Los suelos emiten óxido nitroso (N_2O) de forma natural como producto intermedio de la nitrificación y desnitrificación y, dependiendo entre otros, de la disponibilidad de N (IPCC, 2006). El N aportado al suelo se relacionó positivamente con el N_2O en CO_{2eq} ha^{-1} (Figura 8A), según la ecuación de conjunto: $kg CO_{2eq} ha^{-1} = 1161 + 2,72 kg N (orgánico + inorgánico) ± 581 r^2 = 0,52$ y pendientes diferentes entre modelos forrajeros de 3,10; 1,91 y 2,09 kg $CO_{2eq} kg^{-1} N$ en P, PMz y PMzCFI respectivamente. La pendiente de 2,74 kg fue si-

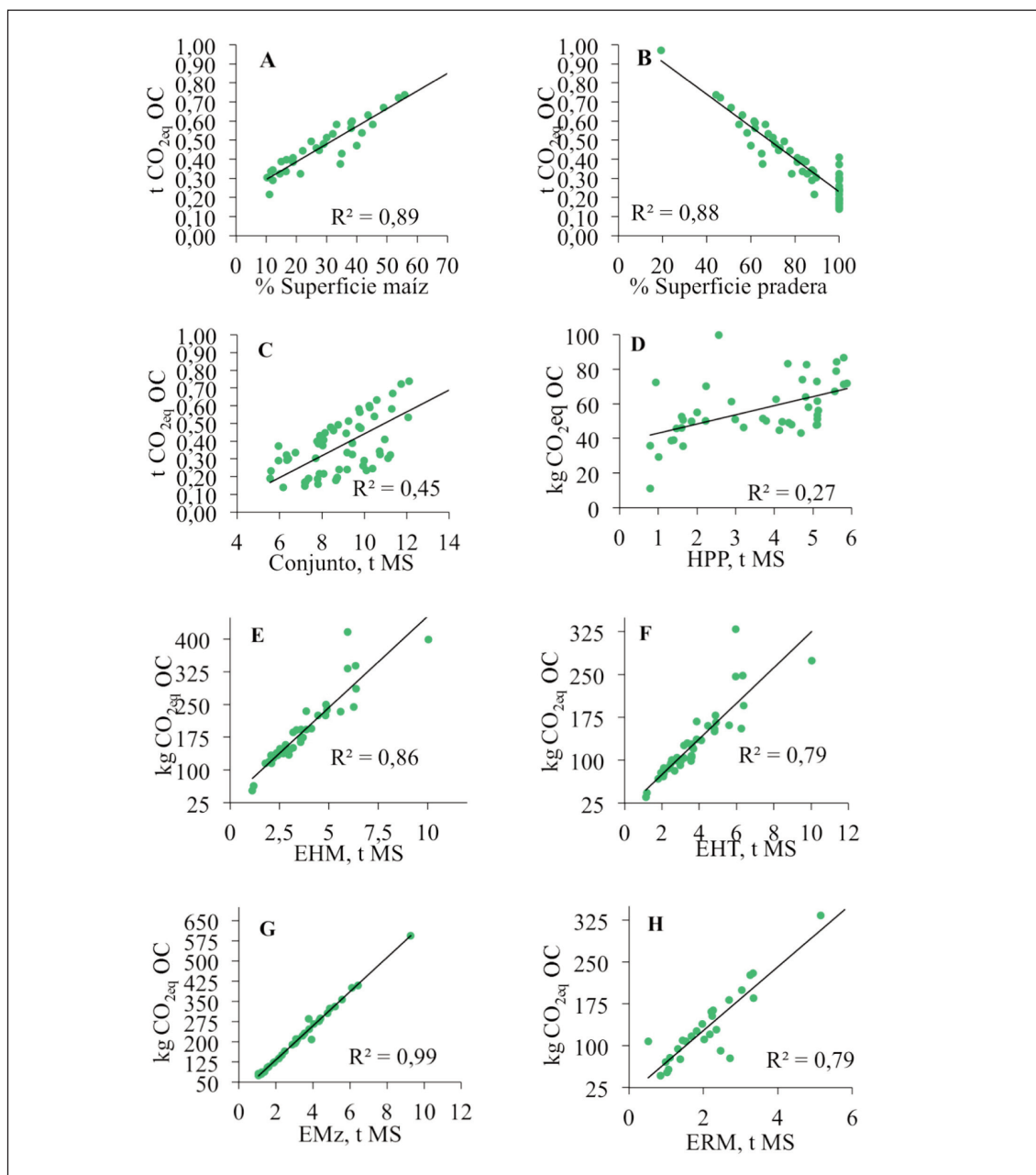


Figura 6. Relación entre producción de biomasa y el CO_{2eq} de las operaciones de cultivo (OC); A: superficie de maíz; B: superficie de pradera; C: por kilogramo de materia seca (conjunto forrajes); D: por kilogramo de materia seca en HPP; E: EHM; F: EHT; G: EMz; H: ERM.

Figure 6. Relationship between biomass production and CO_{2eq} from crop operations (OC); A: corn surface; B: prairie surface; C: per kilogram of dry matter (fodder set); D: per kilogram of dry matter in HPP; E: EHM; F: EHT; G: EMz; H: ERM.

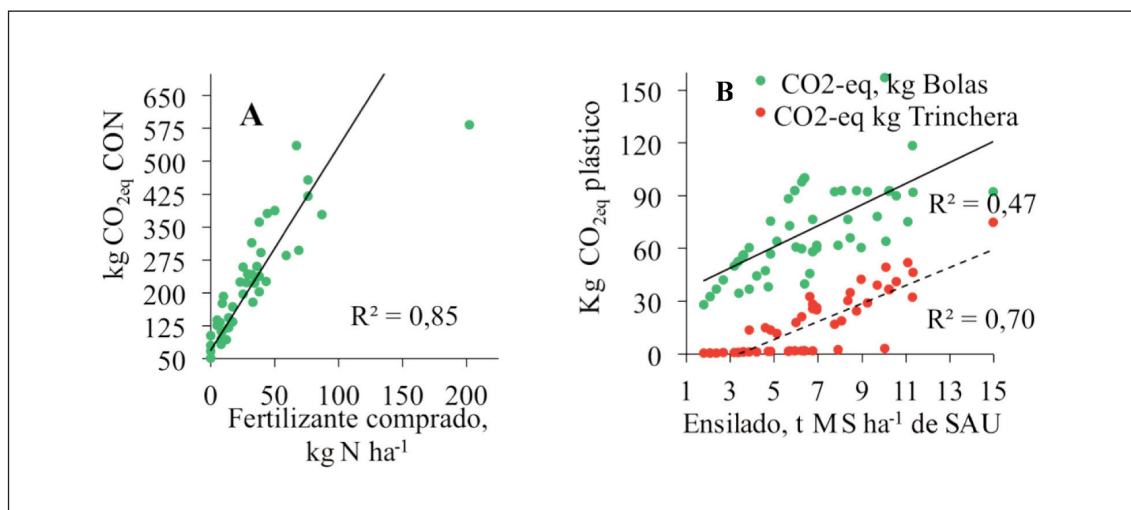


Figura 7. A: Relación entre el fertilizante nitrogenado comprado ha^{-1} y $\text{CO}_{2\text{eq}}$ de los consumibles (CON); B: Relación kilogramos de materia seca ensilada y el $\text{CO}_{2\text{eq}}$ del plástico.
 Figure 7. A: Relationship between nitrogen fertilizer purchased ha^{-1} and $\text{CO}_{2\text{eq}}$ of consumables (CON); B: Relationship kilogram of dry silage and $\text{CO}_{2\text{eq}}$ of plastic.

milar a la señalada por Hillier *et al.* (2009) en leguminosas, cereales de invierno y verano, oleaginosas y patatas. Los resultados mostraron además descensos en las emisiones del suelo al aumentar la producción de materia seca por hectárea, según la ecuación: $94,7 - 0,003 \text{ kg MS ha}^{-1}$; $\pm 6,6$ $r^2 = 0,37$ (Figura 8B), sin relaciones significativas respecto al total de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ por hectárea, ni con el porcentaje de superficie de maíz.

La eficiencia de utilización del nitrógeno del suelo (NUE_s) se relacionó negativamente con las emisiones del suelo, pero con bajo coeficiente de determinación (Figura 8C), según la ecuación: $2296 - 14,8 \% \text{ NUE}_s$; ± 560 $r^2 = 0,13$. Janssens *et al.* (2005) señalaron recuperaciones del 60 % del N total aportado, similares al 62,8 % para el conjunto de modelos forrajeros (Tabla 1). Entre otros, el exceso de N en el suelo, incrementa las emisiones indirectas de N_2O derivadas de los lixiviados; sin embargo, pueden reducirse al aumentar la NUE_s . Este trabajo mostró relaciones positivas entre

el exceso de N de la explotación y las emisiones del suelo según la ecuación: $821 + 2,41$ exceso N; ± 425 $r^2 = 0,50$, (Figura 8D), mayor en P ($2,95 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1}$ N exceso; $r^2 = 0,62$) y la menor de $1,77 \text{ kg}$ en PMz ($r^2 = 0,62$). El N lixiviado y el amoniacal se relacionaron positivamente con las emisiones del suelo (Figuras 8E y 8F), con pendientes de $52,3 \text{ kg kg}^{-1}$ y $15,6 \text{ kg kg}^{-1}$ respectivamente en P; $31,1 \text{ kg kg}^{-1}$ y $8,5 \text{ kg}$ en PMz y $32,1 \text{ kg kg}^{-1}$ y $9,9 \text{ kg kg}^{-1}$ en PMzCFI.

Balance y secuestro de carbono

Los restos vegetales y el purín aportado al suelo, así como su equivalencia en carbono, vienen indicados en la Tabla 6. Los primeros por arriba (rastreo y pérdidas mecánicas) contribuyen con $1008 \text{ kg MS ha}^{-1}$ y 1857 kg por abajo (raíces), y diferentes entre modelos forrajeros ($P < 0,001$), incrementando $0,26 \text{ kg kg}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ conforme lo hace la producción de forraje (Figura 9A). El 48,3 %;

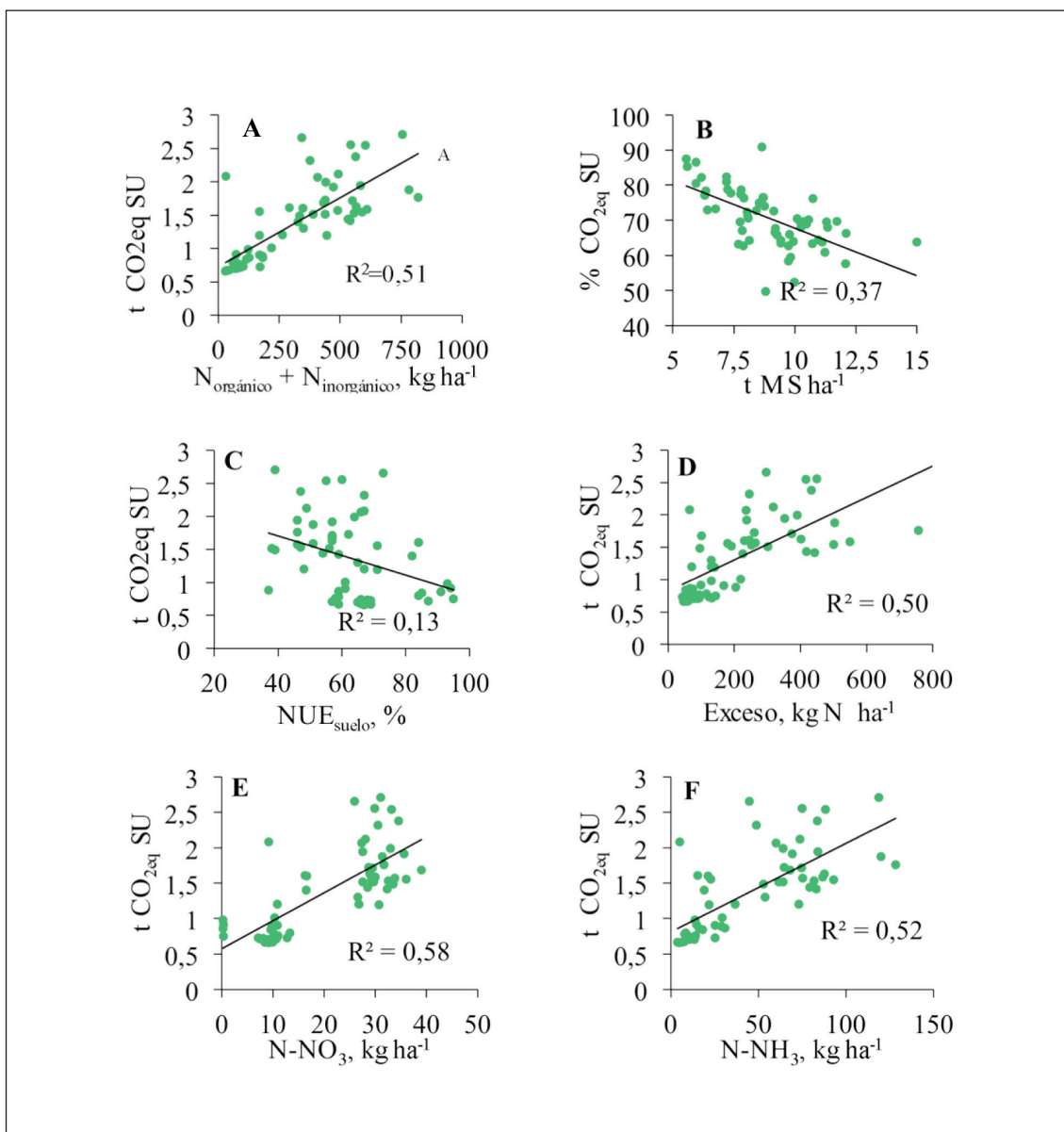


Figura 8. A: Relación toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y el aporte de N por hectárea; B: porcentaje de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ del suelo (SU) y la producción de biomasa por hectárea; C: toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y la eficiencia de utilización del N del suelo ($\text{NUE}_{\text{suelo}}$); D: toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y el exceso de N por hectárea; E: toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y los kilogramos de N-NO_3 lixivado; F: toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y los kilogramos de volatilizado N-NH_3 .

Figure 8. A: Relationship between mass of $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (t) and the contribution of N per hectare; B: percentage of $\text{CO}_{2\text{eq}}$ of the soil (SU) and the production of biomass per hectare; C: tons of $\text{CO}_{2\text{eq}}$ and the efficiency of use of the N of the soil ($\text{NUE}_{\text{ground}}$); D: tons of $\text{CO}_{2\text{eq}}$ and the surplus of N per hectare; E: tons of $\text{CO}_{2\text{eq}}$ and the kilogram of leached N-NO_3 ; F: tons of $\text{CO}_{2\text{eq}}$ and the kilos of volatilized N-NH_3 .

Tabla 6. Aportes de carbono entre los modelos forrajeros y forrajes.
 Table 6. Carbon contributions between forage and fodder models.

	P	PMz	PMzCFI	sd	P	
HPP	C contenido en los forrajes, kg ha ⁻¹	1965	1415	1190	755	***
	MS residuos vegetales arriba, kg	659	467	535	263	***
	MS residuos vegetales debajo, kg	1140	808	926	456	***
	MS residuos vegetales, kg	1800	1275	1060	719	***
	MS purín, kg	1063	1028	507	767	NS
	MS totales, kg	2863	2304	1568	961	***
	C restos vegetales, kg	809	574	485	323	***
	C purín, kg	827	814	489	631	NS
	C totales, kg	1636	1388	967	603	***
	CO ₂ secuestrado, kg	599	508	355	220	***
EHM	C contenido en los forrajes, kg ha ⁻¹	1945	1491	1240	779	***
	MS residuos vegetales arriba, kg	216	165	174	86	***
	MS residuos vegetales debajo, kg	1128	853	904	471	***
	MS residuos vegetales, kg	1345	1019	840	5,57	***
	MS purín, kg	2060	2128	1089	2414	NS
	MS totales, kg	3406	3147	1929	2684	NS
	C restos vegetales, kg	605	459	378	252	***
	C purín, kg	1568	1962	1350	1783	***
	C totales, kg	2173	2420	1728	1919	NS
	CO ₂ secuestrado, kg	794	886	633	699	NS
EHT	C contenido en los forrajes, kg ha ⁻¹	1945	1491	1240	779	***
	MS residuos vegetales arriba, kg	216	165	174	86	***
	MS residuos vegetales debajo, kg	1128	853	904	471	***
	MS residuos vegetales, kg	1345	1019	840	557	***
	MS purín, kg	2060	2128	1089	2414	NS
	MS totales, kg	3406	3147	1929	2684	NS
	C restos vegetales, kg	605	459	378	251	***
	C purín, kg	1568	1962	1350	1783	***
	C totales, kg	2173	2420	1728	1919	NS
	CO ₂ secuestrado, kg	794	886	633	699	NS

		P	PMz	PMzCFI	sd	P
EMz	C contenido en los forrajes, kg ha ⁻¹	–	1018	1654	815	NS
	MS residuos vegetales arriba, kg	–	368	551	295	NS
	MS residuos vegetales debajo, kg	–	61	91	48	NS
	MS residuos vegetales, kg	–	430	699	344	NS
	MS purín, kg	–	2862	1408	1302	***
	MS totales, kg	–	3292	2107	1385	*
	C restos vegetales, kg	–	193	314	155	NS
	C purín, kg	–	1579	1582	1138	NS
	C totales, kg	–	1772	1896	1233	NS
CO ₂ secuestrado, kg	–	645	692	450	NS	
ERM	C contenido en los forrajes, kg ha ⁻¹	–	–	834	398	–
	MS residuos vegetales arriba, kg	–	–	264	139	–
	MS residuos vegetales debajo, kg	–	–	457	241	–
	MS residuos vegetales, kg	–	–	722	380	–
	MS purín, kg	–	–	1408	838	–
	MS totales, kg	–	–	2130	965	–
	C restos vegetales, kg	–	–	324	171	–
	C purín, kg	–	–	789	534	–
	C totales, kg	–	–	1114	641	–
CO ₂ secuestrado, kg	–	–	406	234	–	
Conjunto	C contenido en los forrajes, kg ha ⁻¹	3684	3520	4478	849	***
	MS residuos vegetales arriba, kg	799	868	1246	354	***
	MS residuos vegetales debajo, kg	2138	1492	1682	476	***
	MS residuos vegetales, kg	2937	2360	2928	609	NS
	MS purín, kg	3001	5725	4255	3201	NS
	MS totales, kg	5939	8055	7154	2955	NS
	C restos vegetales, kg	1322	1062	1318	274	NS
	C purín, kg	2299	4122	4030	3291	*
	C entrada totales suelo, kg	3621	5185	5348	2521	*
	CO ₂ secuestrado, kg	1324	1896	1958	922	*

P: Pradera; PMz: Pradera-Maíz; PMzCFI: Pradera-Maíz-Cultivos de Invierno; sd: desviación estándar; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; NS: no significativo.

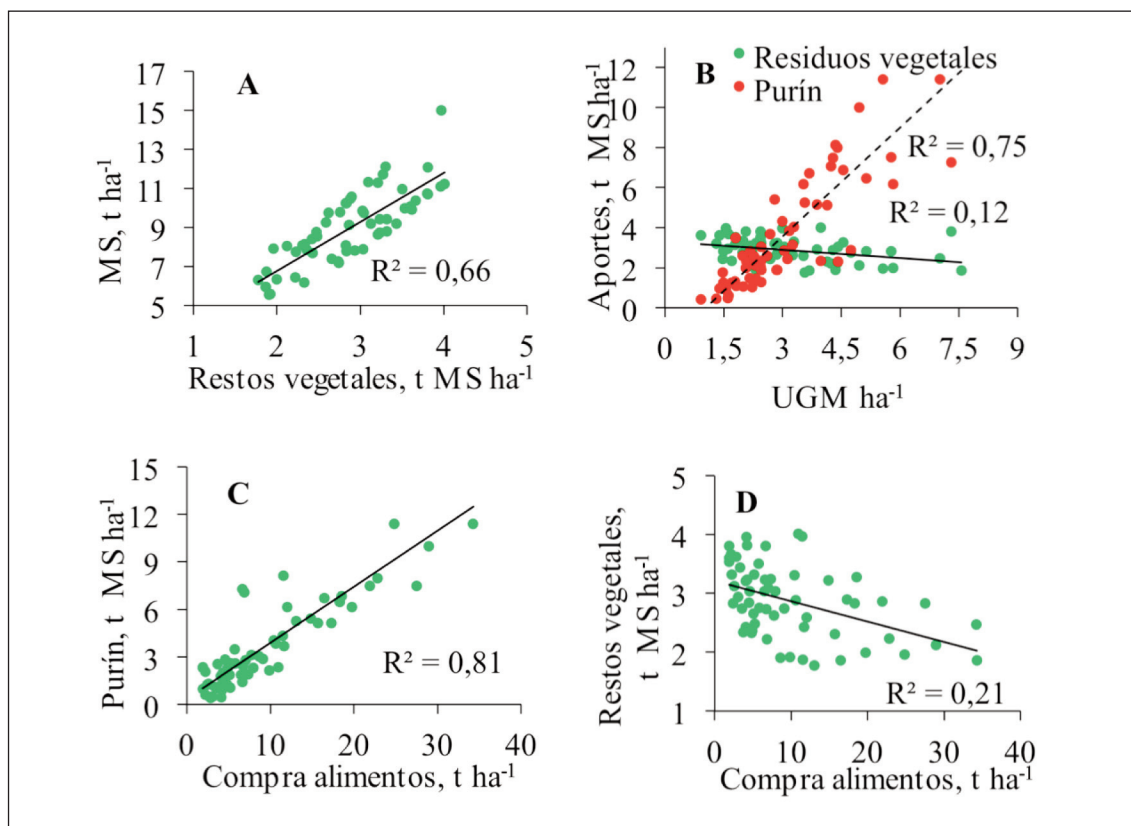


Figura 9. Relación de la producción de biomasa con los restos vegetales (A); Aportes de biomasa y purín con carga ganadera (B); aportes de purín con la compra de alimentos (C) y restos vegetales con la compra de alimento (D).

Figure 9. Relationship of biomass production with plant remains (A); Contributions of biomass and slurry with livestock load (B); slurry contributions with the purchase of food (C) and plant remains with the purchase of food (D).

39,6 %; 23,1 % y 24,5 % de materia seca de los restos vegetales procede respectivamente de la hierba en pesebre, la ensilada, el maíz y el raigrás italiano. Mogensen *et al.* (2014) señalaron para el maíz aportes de restos vegetales del 30,2 % para rendimientos de 11,1 t MS ha⁻¹, ligeramente superiores al 23,1 % y 11,3 t MS ha⁻¹ en este trabajo. Asumiendo la asignación de purín a cada cultivo forrajero el señalado en la Tabla 23, éste aportó 3869 kg MS ha⁻¹, equivalentes a 1815 kg MS por UGM (Figura 9B). No obstante, la producción de purín a ni-

vel de granja es una función de la cantidad de alimento comprado (Tabla 1), donde cada kilogramo de materia seca como alimento adquirido fuera de la explotación puede incrementar 0,35 kg MS de purín (Figura 9C) y reducir 0,035 kg MS los residuos vegetales (Figura 9D).

Coincidente con Snyder *et al.* (2009) y O'Brien *et al.* (2014) los restos vegetales y el purín son las fuentes de C más importantes para el mantenimiento de los suelos agrícolas. Mientras,

las praderas permanentes son consideradas como sumideros de carbono (Soussana *et al.*, 2010). El carbono de las cosechas, el aportado por los restos vegetales y el purín de conjunto fueron de 4022 kg ha⁻¹, 1289 kg ha⁻¹ y 3291 kg ha⁻¹ respectivamente (Tabla 6), siendo la diferencia entre las entradas y salidas de -63 kg para P, 1655 kg en PMz y 870 kg en PMzCFI.

Entre otros aspectos agronómicos, la aplicación de purín al suelo incrementa la producción de forraje y el carbono a través de las raíces (Conant *et al.*, 2001). La Figura 10A representa la relación entre la carga ganadera y

el aporte de C del purín, donde aumentos de una UGM, el C puede incrementar 1396 kg ha⁻¹. Sin embargo, aportes sucesivos y continuados como consecuencia de prácticas agrícolas ineficientes o alta carga ganadera, como ocurre en el presente trabajo (Tabla 1), puede aumentar el riesgo de eutrofización terrestre (Rodríguez y Macías, 2006). Los resultados pusieron de manifiesto que un kilogramo de N de purín aplicado al suelo puede aumentar la eutrofización y acidificación en 2,2 kg NO_{3eq} y 0,58 kg SO_{2eq} respectivamente (Figuras 10B y 10C).

Vleeshouwers y Verhagen (2002) señalaron liberaciones anuales de 0,84 t C ha⁻¹ para las

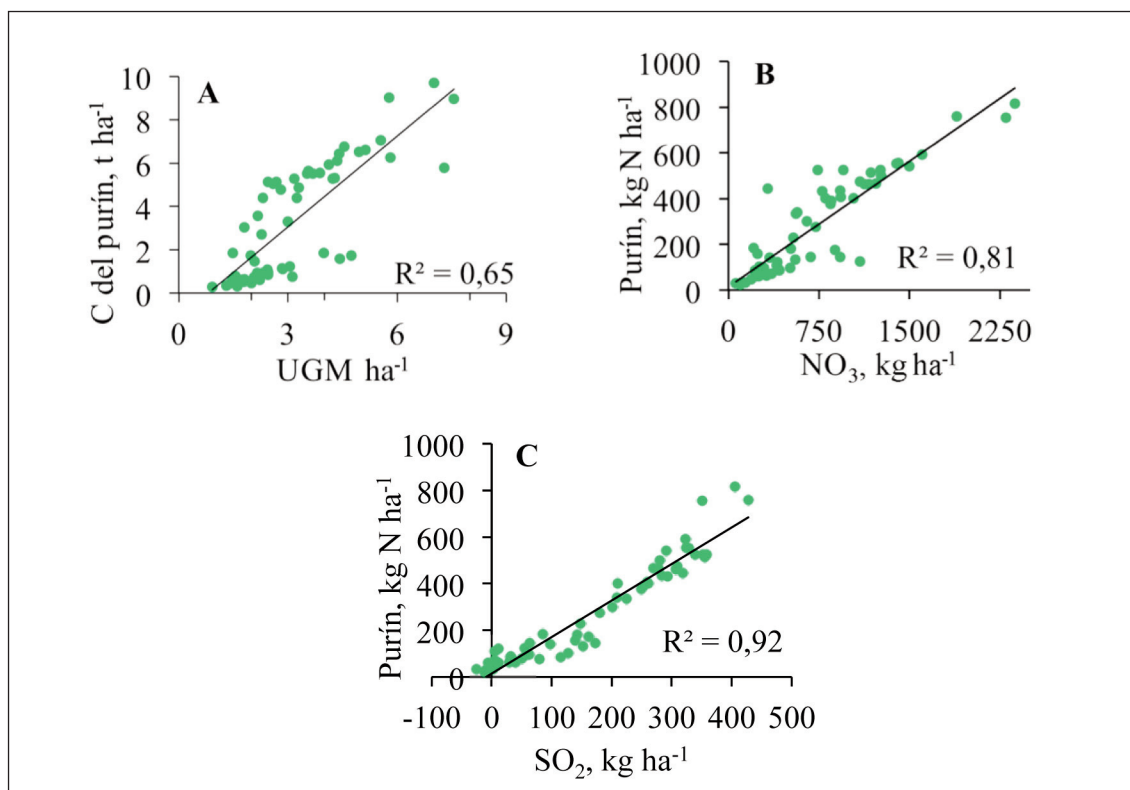


Figura 10. Relación la carga ganadera y el aporte de C del purín (A) y N del purín respecto a la eutrofización (B) y la acidificación potencial (C).

Figure 10. Relationship of the livestock load and the contribution of C of slurry (A) and N of slurry with respect to eutrophication (B) and potential acidification (C).

tierras arables; mientras, las praderas actúan como sumideros, con medias de $0,52 \text{ t C ha}^{-1}$. El secuestro de carbono atribuido al manejo del suelo en prados de Irlanda, Reino Unido y Estados Unidos varía de $0,79 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a $1,75 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Conant *et al.*, 2001; Soussana *et al.*, 2010). El secuestro de CO_2 fue diferente entre modelos forrajeros (Tabla 6), con valores de $1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; $1,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $1,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para P, PMz y PMzCFI respectivamente, y dentro del rango de $0,72 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a $1,74 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ señalado por O'Brien *et al.* (2014). No obstante, estos valores están sujetos a incertidumbres metodológicas para estimar el C de los residuos vegetales.

Huella de carbono de los forrajes

La huella de carbono de cada forraje dentro de su modelo forrajero expresado en $\text{g CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ viene representada en la Figura 11. La misma fue valorada bajo tres aspectos: i) sin incluir el secuestro de carbono ($\text{MS}_{\text{origen}}$), ii) incluyéndolo ($\text{MS}_{\text{origen}} - \text{SC}$) y iii) considerando el uso indirecto del suelo ($\text{MS}_{\text{origen}} - \text{SC} + \text{iLUC}_{\text{ind}}$). El $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}_{\text{origen}}$ fue inferior en la hierba de pradera en pesebre (HPP), equivalente a $0,189 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ ($P < 0,05$) y la mayor de $0,39 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1}$ que fue el ensilado de cultivos forrajeros de invierno en microsilos (ERM). Los ensilados de hierba en microsilos (EHM) presentaron incrementos de $0,032 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ respecto a los de trinchera (EHT), atribuido al plástico y a las pérdidas en los procesos de fermentación (Salcedo *et al.*, 2009), representando en ambos casos $15,6-29,9 \text{ g CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ ensilada en EHM y $0,3-14 \text{ g CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ en EHT respectivamente. La $\text{MS}_{\text{origen}}$ en los ensilados EHM y EHT fue inferior a $0,50 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ señalado por Mogensen *et al.* (2014) en granjas danesas, imputable entre otros, al menor aporte de nitrógeno mineral; inferior a $0,34 \text{ kg}$ en USA (Adom *et al.*, 2012) y similares a $0,22 \text{ kg}$ en explotaciones leche-

ras de Australia (Christie *et al.*, 2008). Mientras, el ensilado de maíz (EMz) fue similar de $0,22 \text{ kg}$ señalado por Mogensen *et al.* (2014) y de $0,21 \text{ kg}$ (Adom *et al.*, 2012). Por el contrario, la mayor huella correspondió a ERM, imputable a las mayores pérdidas de emisiones por laboreo y mineralización del suelo (Figura 11).

El carbono secuestrado (SC, $\text{kg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$) de los restos vegetales y del purín redujo $\text{MS}_{\text{origen}}$ un 80 % para el conjunto de forrajes, con máximos del 96,2 % en HPP, mínimos de 55,1 % en ERM e intermedios de 88,7 % y 84,4 % en EMz y EHT respectivamente (Tabla 7). El mayor secuestro de carbono entre modelos forrajeros por kilogramo de materia seca fue para PMz ($P < 0,05$) sin diferencias entre P y PMzCFI (Tabla 7). El cambio de uso del suelo indirecto (iLUC_{ind} , $\text{kg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$) fue superior en HPP, EHM y EHT (Tabla 7), mínimos de $0,026 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ en ERM e intermedios de $0,052 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ EMz, imputable en todos los casos, a las diferencias de producción y al porcentaje de superficie de cada cultivo y entre modelos forrajeros, mayor en P ($P < 0,05$). La huella de carbono final ($\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}_{\text{origen}} - \text{SC} + \text{iLUC}_{\text{ind}}$) fue mayor en ERM ($P < 0,05$), con un valor medio de $0,203 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ y el menor en el modelo PMzCFI (Tabla 7).

Conclusiones

Las emisiones de gases de efecto invernadero entre modelos forrajeros y por hectárea incrementan con la intensificación forrajera, pero disminuyen por kilogramo de materia seca. Independientemente del modelo forrajero, los microsilos de hierba y raigrás presentaron las mayores emisiones por kilogramo de materia seca, y las menores emisiones las presentaron la hierba de pradera en pesebre y el ensilado de maíz. La producción de forraje, el destino y la utilización del N del pu-

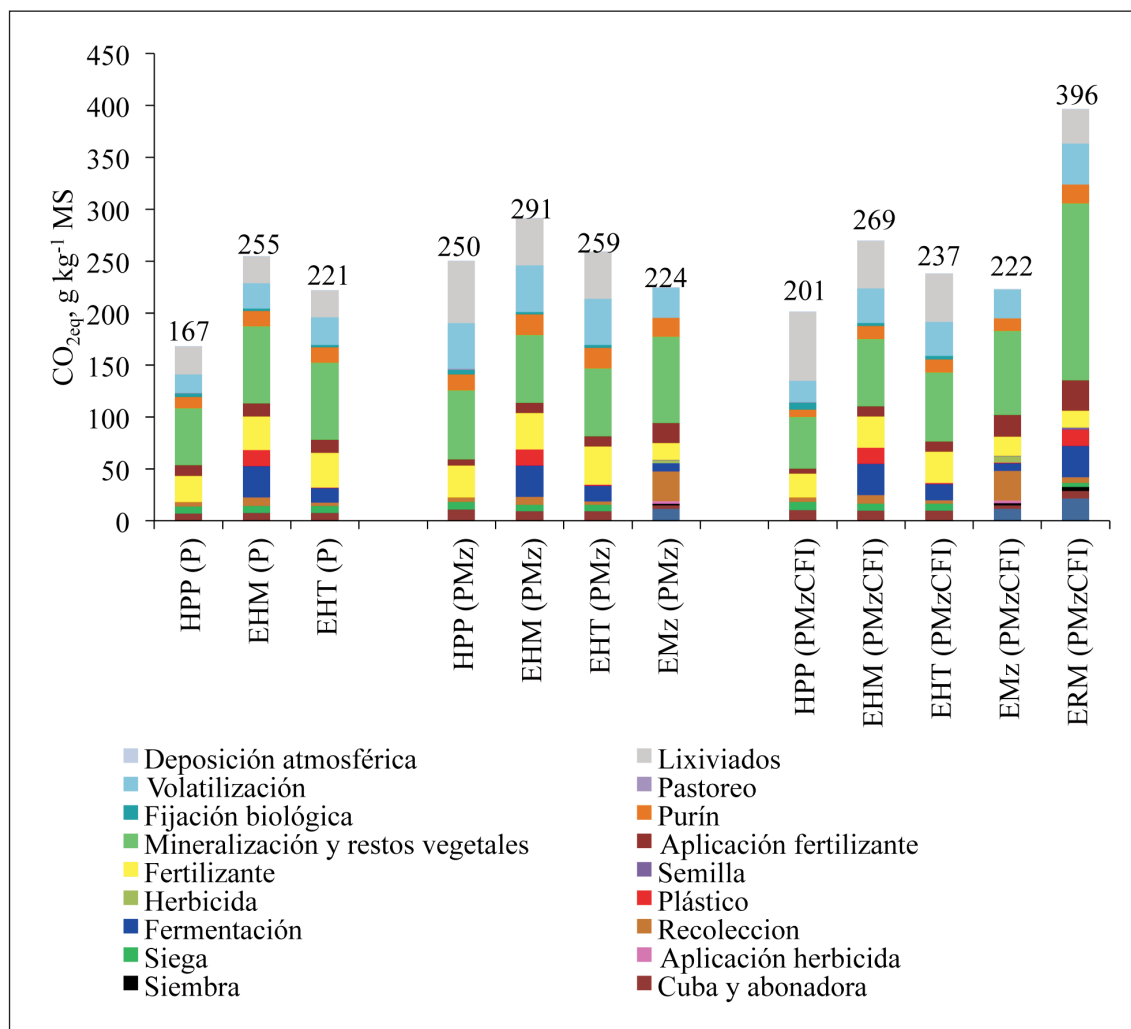


Figura 11. g CO₂-eq kg⁻¹ MS en origen de los forrajes dentro de cada modelo forrajero.
 Figure 11. g CO₂-eq kg⁻¹ DM in origin of the forages within each forage model.

rín fueron las variables mejor relacionadas con la huella de carbono. El carbono procedente de los restos vegetales y del purín fueron superiores al recolectado en PMz y PMzCFI, situándose próximo al equilibrio en P. El secuestro de carbono puede reducir un 80 % la huella de carbono de un kilogramo de materia seca.

Referencias bibliográficas

Adom F, Maes A, Workman C, Clayton-Nierderman Z, Thoma G, Shonnard D (2012). Regional carbon footprint analysis of dairy feeds for milk production in the USA. The International Journal of Life Cycle Assessment 17: 520-534. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0386-y>

Tabla 7. Huella de carbono de los forrajes dentro de cada modelo forrajero.
 Table 7. Carbon footprint of forages within each forage model.

		P ¹	PMz ¹	PMzCFI ¹	sd		
HPP	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen}	0,167	0,249	0,201	0,13		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC	-0,001	0,024	0,014	0,06		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC+iLUC	0,093	0,089	0,055	0,07		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ SC	0,168	0,225	0,187	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ iLUC	0,094 ^b	0,065 ^a	0,04 ^b	0,03		
EHM	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen}	0,255	0,291	0,269	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC	0,084	0,032	0,064	0,13		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC+iLUC	0,184	0,115	0,108	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ SC	0,17	0,259	0,20	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ iLUC	0,099 ^b	0,083 ^b	0,044 ^a	0,05		
EHT	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen}	0,221	0,258	0,236	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC	0,051	-0,0005	0,030	0,13		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC+iLUC	0,15	0,083	0,075	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ SC	0,17	0,259	0,205	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ iLUC	0,099 ^b	0,083 ^b	0,044 ^a	0,05		
EMz	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen}	-	0,224	0,222	0,028		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC	-	-0,158	0,035	0,10		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC+iLUC	-	0,04	0,086	0,09		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ SC	-	0,24	0,187	0,11		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ iLUC	-	0,056	0,051	0,019		
ERM	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen}	-	-	0,395	0,12		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC	-	-	0,177	0,15		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC+iLUC	-	-	0,203	0,14		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ SC	-	-	0,218	0,10		
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ iLUC	-	-	0,026	0,007		
Forraje	HPP	EHM	EHT	EMz	ERM	Conjunto	sd
CO _{2eq} kg ⁻¹ MS _{origen}	0,189 ^a	0,266 ^b	0,232 ^{ab}	0,223 ^{ab}	0,395 ^c	0,251 ^b	0,12
CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC	0,0075 ^a	0,069 ^b	0,036 ^{ab}	0,025 ^{ab}	0,177 ^c	0,049 ^{ab}	0,13
CO ₂ kg ⁻¹ MS _{origen} -SC+iLUCind	0,078 ^a	0,142 ^b	0,108 ^{ab}	0,077 ^a	0,203 ^c	0,217 ^c	0,12
SC, kg CO ₂ kg MS	0,182 ^a	0,196 ^a	0,196 ^a	0,198 ^a	0,218 ^a	0,201 ^a	0,12
iLUC _{indr} kg CO ₂ kg MS	0,071 ^c	0,072 ^c	0,072 ^c	0,052 ^b	0,026 ^a	0,072 ^b	0,04
Sistema forrajero	P ¹	PMz ¹	PMzCFI ¹	sd			
CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen}	0,219 ^a	0,257 ^{ab}	0,27 ^c	0,12			
CO _{2-eq} kg ⁻¹ MS _{origen} -SC+iLUCind	0,145 ^b	0,080 ^a	0,109 ^{ab}	0,12			
SC, kg ⁻¹ CO ₂ kg MS	0,172 ^a	0,249 ^b	0,202 ^a	0,12			
iLUC _{indr} kg ⁻¹ CO ₂ kg MS	0,099 ^c	0,072 ^b	0,041 ^a	0,04			

P: Pradera; PMz: Pradera-Maíz; PMzCFI: Pradera-Maíz-Cultivos de Invierno; ¹: kg CO₂ del forraje producido en la superficie cultivada; SC: secuestro de carbono; iLUC: cambio del uso del suelo indirecto; sd: desviación estándar; ^a, ^b, ^c y ^d dentro de la misma fila difieren $P < 0,05$.

- Andeweg K, Reisinger A (2013). Reducing greenhouse gas emissions from livestock: Best practice and emerging options. Global Research Alliance, Dublin.
- Audsley E, Brander M, Chatterton J, Murphy-Bokern D, Webster C, Williams A (2009). How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food System and the scope for to reduction them by 2050. Food Climate Research Network (FCRN) and WWF-UK. 80 pp.
- Brandão MM, Levasseur A, Kirschbaum MF, Weidema B, Cowie A, Jorgensen S, Hauschild MZ, Pennington DW, Chomkamsri K (2013). Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(1): 230-240. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0451-6>
- Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *International Journal of Life Cycle Assessment* 5: 349-357. <https://doi.org/10.1007/BF02978670>
- Christie KM, Rawnsley R, Donaghy D (2008). Whole farm systems analysis of greenhouse gas emission abatement strategies for dairy farms, Final Report to Dairy Australia: UT12945. Tasmanian Institute of Agricultural Research, University of Tasmania. Hobart, Australia.
- Conant RT, Paustian TK, Elliott ET (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11: 343-355. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:GMACIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2)
- Davies D (2008). Improving silage quality and reducing CO₂ emissions. *Silage Insights – Bale Silage Production*. Newsletter Spring. Bale Silage Production section.
- De Vries JW, Hoeksma P, Groenestein CM (2011). *Levens Cyclus Analyse (LCA) Pilots Mineralen concentraten*. Wageningen UR Livestock Research, rapport 480, 77 pp.
- Dubey A, Lal R (2009). Carbon footprint and sustainability of agricultural production systems in Punjab, India, and Ohio, USA. *Journal of Crop Improvement* 23: 332-350. <https://doi.org/10.1080/15427520902969906>.
- Eco-invent (2007). *Ecoinvent Data v2.0. Final Reports Ecoinvent 2007*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Switzerland.
- Fraters B, Reijs JW, van Leeuwen TC, Boumans LJM (2006). 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.
- Gan Y, Liang C, Hamel C, Cutforth H, Wang H (2011). Strategies for reducing the carbon footprint of field crops for semiarid areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 31: 643-656. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0011-7>
- Hillier J, Hawes C, Squire G, Hilton A, Wale S, Smith P (2009). The carbon footprints of food crop production. *International Journal of Agricultural Sustainability* 7(2): 107-118. <https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0419>.
- IPCC (2006). *Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Janssens IA, Freibauer A, Schlamadinger B, Ceulemans R, Ciais P, Dolman AP, Heimann M, Nabuurs GJ, Smith P, Valentini R, Schulze ED. (2005). The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – A European case study. *Biogeosciences* 2: 15-26.
- Kaspar HF, Tiedje JM (1981). Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen: nitrous oxide production and effect of acetylene. *Applied and Environmental Microbiology* 41: 705-709.
- Kindler R, Siemens J, kaiser K, Walmsley DC, Bernhofer C, Buchmann N, Cellier P, Eugter W, Gleixner G, Gr nwald T, Heim A, Ibrom A, Jones S, Jones M, Klumpp K, Kutsch W, Steenberg K, Lehuger S, Loubet B, McKenzie R, Moors E, Osborne, B, Pilegaard K, Reibmann C, Saunders M, Schmidt M, Schumpf M, Seyfferth J, Skiba U, Soussana, J, Sutton M, Tefs C, Vowinckel B, Zeman M, Kaupenjohann M (2011). Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of

- the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology* 17: 1167-1185. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02282.x>
- Koga N, Sawamoto T, Tsuruta H (2006). Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. *Soil Science and Plant Nutrition* 52(4): 564-574. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.00072.x>
- Lal R (2001). Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse effect. *Soil Science Society of America Special publications number 57*. 236 pp.
- Mahmuti M, West JS, Watts J, Gladders P, Fitt BD (2009). Controlling crop disease contributes to both food security and climate change mitigation. *International Journal of Agricultural Sustainability* 7(3): 189-202. <https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0476>
- Middelaar CE, Berentsen PBM, Dijkstra J, De Boer IJM (2013). Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: The level of analysis matters. *Agricultural Systems* 121: 9-22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.05.009>
- Mogensen L, Kristensen T, Nguyen T, Knudsen MT, Hermansen J (2014). Method for calculating carbon footprint of cattle feeds – including contribution from soil carbon changes and use of cattle manure. *Journal of Cleaner Production* 73: 40-51. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.023>
- O'Brien D, Capper JL, Garnsworthy PC, Grainger C, Shalloo L (2014). A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal Dairy Science* 97: 1835-1851. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7174>
- Petersen BM, Knudsen MT, Hermansen JE, Halberg N (2013). An approach to include soil carbon changes in the life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 52: 217-224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.007>
- Raison C, Pflimlin A, Le Gall A (2006). Optimisation of environmental practices in a network of dairy farms of the Atlantic Area. *Proceedings of the final seminar of the Green Dairy Project*, 13-14 diciembre, Rennes, Francia, pp. 43-65.
- Rajaniemi M, Mikkola H, Ahokas J (2011). Greenhouse gas emissions from oats, barley, wheat and rye production. *Agronomy Research Biosystem Engineering Special Issue 1*: 189-195.
- Rodríguez L, Macías F (2006). Eutrophication trends in forest soils in Galicia (NW Spain) caused by the atmospheric deposition of nitrogen compounds. *Chemosphere* 63: 1598-1609. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.08.072>
- Rotz C, Chianese D, Montes F, Hafner S, Bonifacio H (2015). *Dairy Gas Emissions Model. Reference Manual, Version 3.2*. Agricultural Research Service, USDA.
- Salcedo G (2006). Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. *Documentos técnicos de Medio Ambiente. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria*. 263 pp.
- Salcedo G, Martínez-Suller L, Sarmiento M (2009). Efectos del color de plástico y número de capas sobre la composición química y calidad fermentativa en ensilados de hierba y veza-avena. *Actas de la XLVIII Reunión Científica de la SEEP*, 15-18 de junio, Huesca, España, pp. 279-286.
- Salcedo G (2011). Minimización y aprovechamiento del purín en origen de las explotaciones lecheras de Cantabria. *Centro de Investigación del Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Cantabria*. 681 pp.
- Salcedo G (2015). DairyCant: A model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions. *Advances in Animal Biosciences* 6(1): 26-28. <https://doi.org/10.1017/S2040470014000466>
- Savoie P, Jofriet JC (2003). Silage storage. En: *Silage Science and Technology, Agronomy Monograph 42* (Eds. Buxton DR, Muck RE y Harrison JH), pp. 405-467. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr42.c9>
- 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*

- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith J (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363: 789-813. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>
- Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, Fixen PE (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133(3-4): 247-266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>
- Soussana JF, Tallec T, Blanfort V (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4: 334-350. <https://doi.org/10.1017/S1751731109990784>
- SPSS (2006). SPSS for windows, versions 15.0, SPSS Inc., Chicago (USA).
- Thornthwaite CW (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38: 55-94. <https://doi.org/10.2307/210739>
- Velthof G, Oenema O (1997). Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45: 347-360.
- Velthof GL, 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.
- Vleeshouwers LM, Verhagen A (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 8(6): 519-530. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x>

(Aceptado para publicación el 30 de abril de 2020)