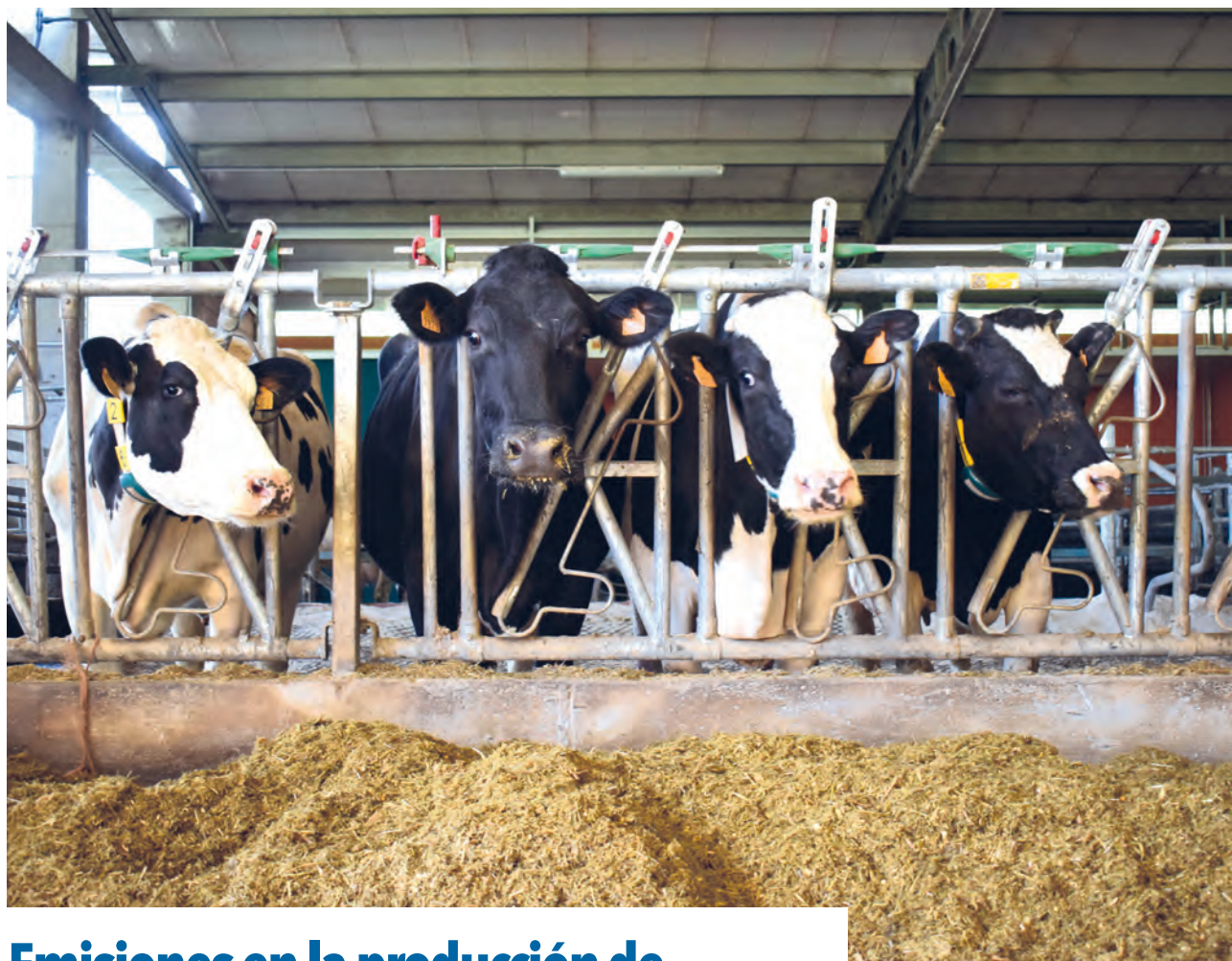




Emisiones en la producción de forrajes de las explotaciones lecheras

En este artículo se muestra el trabajo de investigación llevado a cabo con base en sesenta explotaciones de vacuno lechero de Cantabria, cuyo objetivo fue estimar las emisiones en la producción de forrajes (pradera, pradera maíz y pradera-maíz-forrajeros de invierno), considerando el uso indirecto de la tierra y el potencial secuestro de carbono procedente del aporte de los restos vegetales y del purín.

G. Salcedo

Dpto. Calidad e Innovación. CIFP La Granja, Cantabria
gregoriosal57@gmail.com

RESUMEN

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 den-

tro 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 se-



► LA HUELLA DE CARBONO DE LOS ALIMENTOS DEL GANADO NO TIENE UN VALOR FIJO Y DEPENDE, ENTRE OTROS FACTORES, DE SU POTENCIAL PRODUCTIVO Y DE SU MANEJO

ñalando 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, los cuales pueden contribuir compensando el 80 % del total de carbono emitido en la producción de un kilogramo de materia seca.

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.

INTRODUCCIÓN

La producción ganadera y la alimentación animal constituyen el 80 % de las emisiones totales de la agricultura (An-

deweg y Reisinger, 2013). La energía fósil (CO_2), el uso del suelo, el óxido nítrico (N_2O) de la producción de alimentos (Smith *et al.*, 2008), junto con el metano (CH_4) 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 $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ 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 sí en otros (Petersen *et al.*, 2013; Mogensen *et al.*, 2014) mediante modelos de simulación. No obstante, la agricultura se comporta como un sumidero potencial de carbono y puede absorber hasta el 89 % del carbono emitido (Smith *et al.*, 2008). ►



GRELOS Y NABOS CULTIVO ALTERNATIVO A EXTENSIVOS

Descubre nuestra gama de semillas en:
www.semillaswam.com



Selección de variedades gramíneas y leguminosas, adaptadas al clima y a los suelos de las zonas húmedas de la Península Ibérica



Mezclas de praderas disponibles en envases de 10 y 20 kg
Semilla de nabos en envases de 5 y 25 kg

WAMESTRADA S. L. L.
Zona industrial de Toedo
36680 A Estrada
Pontevedra, España
Telf. (0034) 986 572 445
info@semillaswam.com
www.semillaswam.com

Tabla 1. Características técnico-productivas de las explotaciones

	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

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

► LAS EMISIONES POR HECTÁREA AUMENTAN CON LA INTENSIFICACIÓN, PERO DISMINUYEN POR KILOGRAMO DE MATERIA SECA PRODUCIDO

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) apunta 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

DLF
INTERNATIONAL SEEDS
SEEDS & SCIENCE



“Las mezclas que combinan semillas pratenses, leguminosas y cereales forrajeros en función de las necesidades del agricultor”

SIEGA^{Max}

LA COMBINACIÓN PERFECTA DE LA ELECCIÓN DE LOS MEJORES RAÍGRAS A NIVEL MUNDIAL

HIBRID^{Max}

LA CALIDAD Y LA PRODUCCIÓN ESTÁN ASEGURADAS

SIEGA^{Max}-pro

LA COMBINACIÓN IDEAL DE RAÍGRAS CON TRÉBOLES ANUALES DE ACTITUD FORRAGERA

SIEGA^{Max}-pro alternativa

LA CALIDAD HECHA FÓRMULA

TREBOL^{Max}

LA MEZCLA DE TRÉBOL POR EXCELENCIA

TRITI^{Max}

LA MÁXIMA PRODUCCIÓN SIN DESCUIDAR LA CALIDAD NUTRITIVA

PASTO^{Max}

LA PRADERA DE LARGA DURACIÓN PARA SIEGA Y PASTOREO

► LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA, JUNTO CON EL CONSUMIDO POR LA PLANTA Y LA EFICIENCIA DE CONVERSIÓN, SON ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN EN LA PRODUCCIÓN FORRAJERA

del suelo, erosión, descomposición microbiana y la mineralización que lo convierten en CO₂ (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), y puede 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).

MATERIAL Y MÉTODOS

Explotaciones

Sesenta explotaciones de vacuno lechero de Cantabria fueron encuestadas en los años 2017 y 2018 (30 cada

Tabla 1. Características técnico-productivas de las explotaciones (cont.)

	Conjunto ± sd	P	PMz	PMzCFI
CFI, kg MS	1854±886	-	-	1854
Compra de alimentos				
Concentrados, kg vaca lechera año ⁻¹	3316±1091	3068 ^{ab}	2735 ^a	3706 ^b
Concentrado, kg ha año ⁻¹	7532±5324	6142	8318	8667
Forraje, kg ha año ⁻¹	2730±3205	1697 ^a	4754 ^b	3213 ^{ab}
Producción de leche				
kg leche vaca lechera año ⁻¹	8235±2098	7180 ^a	8020 ^{ab}	9306 ^b
kg leche ha ⁻¹	16335±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 DairyCart (1.0); sd: desviación estándar; ^{a,b} y ^c dentro de la misma fila difieren P < 0,05

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 ►

SEMILLAS GRAOS

Cultivos alternativos GRAOS, semilla certificada de CEREALES y LEGUMINOSAS

CEREALES; TRITICALE, AVENA, CEBADA, CENTENO. LEGUMINOSAS (ANUALES-PLURIANUALES); VEZA, TITARRO, GUISANTE, ALFALFA, ESPARCETA...

Consulte a nuestro departamento técnico sobre las diferentes mezclas que se pueden aplicar en función de las necesidades de cada suelo.



Figura 1. Entradas y salidas de CO₂-eq en la producción de forrajes

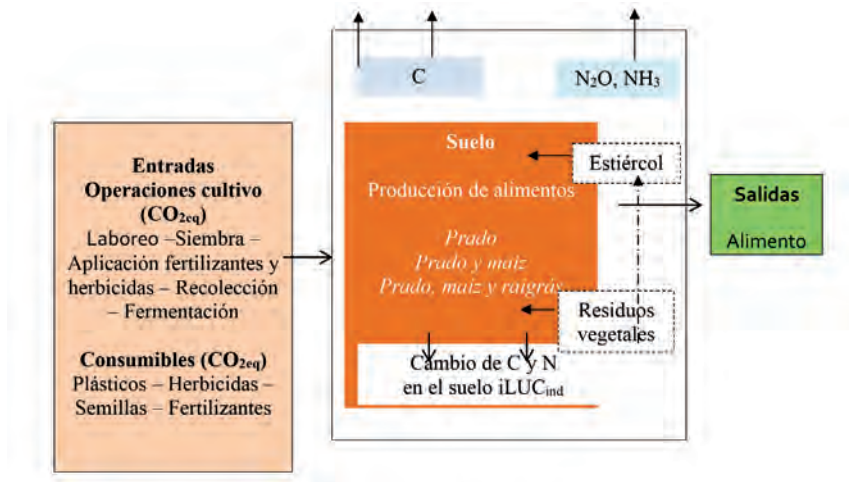


Tabla 2. Porcentaje de purín de cada forraje y destino

	P	PMz		PMzCFI		
	Prado	Prado	Maíz	Prado	Maíz	Cultivos forrajeros de 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

materia seca” expresado en kg CO₂-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 (iLUC_{ind}) definido como (MS_{origen}); ii) considerando el SC, (MS_{origen} - SC) y iii) el iLUC_{ind}, (MS_{origen} - SC + iLUC) con el modelo de simulación DairyCant (Salcedo, 2015). Los inputs de las “operaciones de cultivo (OC)”, los “consumibles (CON)”, del “suelo (SU)” fueron calculados.

El aporte de purín asumido por el DairyCant viene señalado en la tabla 2. La 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 procede de trabajos previos obtenidos a partir del peso de las raíces contenidas en 0,015 m³ 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 cultivos forrajeros se relacionó con la producción total de materia seca recolectada por hectárea y año para la hierba y el raigrás, mientras que las del maíz se expresaron 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 2) 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 superficia-

les 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 suministro 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 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.

► 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

en heces y orina por Unidad Ganado Mayo (UGM) (Salcedo, 2006), multiplicada por la carga ganadera y por el porcentaje de purín asignado a cada cultivo (tabla 2). 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 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.

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, este último estimado a partir de la ETP^{corregida} (Thornthwaite, 1948) menos las precipitaciones.

CÁLCULOS

• Balance N de la explotación

$$\text{Entradas, kg Nha}^{-1} = \Sigma (N_{\text{atmosférico}} + N_{\text{fijación simbiótica}} + N_{\text{alimentos}}^{\text{orgánico}} + N_{\text{inorgánico}})$$

$$\text{Salidas, kg Nha}^{-1} = \Sigma (N_{\text{leche}} + N_{\text{carne}})$$

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

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

• Balance N en el suelo

$$\text{Entradas, kg Nha}^{-1} = \Sigma (N_{\text{atmosférico}} + N_{\text{fijación simbiótica}} + N_{\text{reciclado}}^{\text{orgánico}} + N_{\text{de origen mecánico}}^{\text{inorgánico}})$$

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

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

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

• Producción de forraje

$$\text{MS, kg Nha}^{-1} = \Sigma (\text{MS}_{\text{Prado}} \times \% \text{ Superficie}_{\text{Prado}}) + (\text{MS}_{\text{CFI}} \times \% \text{ Superficie}_{\text{CFI}}) + (\text{MS}_{\text{Mz}} \times \% \text{ Superficie}_{\text{Mz}})$$

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

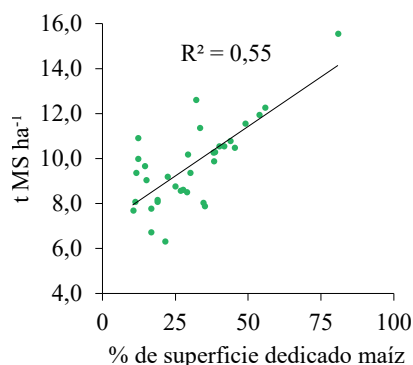
Los resultados de las encuestas fueron procesados mediante análisis de varianza utilizando el procedimiento GLM del programa SPSS (2006), considerando como efectos principales el modelo forrajero (P, PMz y PMzCFI) y los forrajes (HPP, EHM, EHT, EMz y ERM). Para las variables en que el efecto principal 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 PMzCFI ($P < 0,05$), 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. ►►

Figura 2. Relación porcentaje de maíz cultivado y la biomasa total por hectárea



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 (47m²), 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 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

Tabla 3. Emisiones de cada modelo y tipo de forraje

Kg CO _{2eq} ha ₋₁					
	P	PMz	PMzCFI	Medias	sd
	1519 ^a	1851 ^{ab}	2382 ^b	1946	842
% CO _{2eq} 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 _{2eq} 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 CO_{2eq} y la superficie dedicada a cada forraje

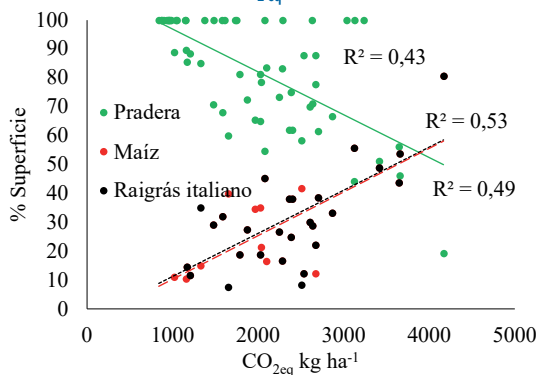
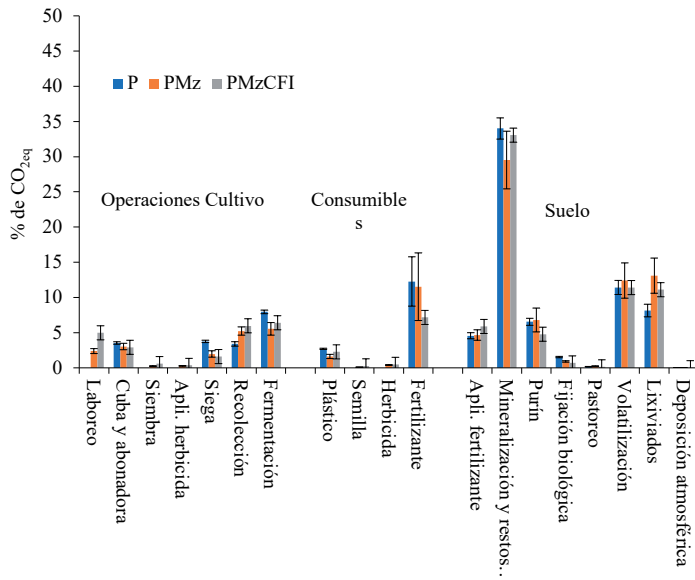


Figura 4. Distribución porcentual de las emisiones según el sistema forrajero



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 kg CO_{2eq} ha⁻¹ (tabla 3) 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 kg CO_{2eq} y 32,3 kg CO_{2eq} 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

► LOS MICROSILOS DE HIERBA Y RAIGRÁS PRESENTARON LAS MAYORES EMISIONES POR KG DE MATERIA SECA, Y LAS MENORES EMISIONES LAS PRESENTARON LA HIERBA DE PRADERA EN PESEBRE Y EL ENSILADO DE MAÍZ

independientemente del modelo forrajero, con porcentajes medios del 70,6 ± 8,3 % (tabla 3), similares al rango de 64-76 % en trigo (Koga *et al.*, 2006). Mientras, las operaciones de cultivo (OC) representaron el 20,1 ± 5,8 % y superiores en PMz-CFI ($P < 0,05$), sin diferencias en los consumibles (CON), con porcentajes medios del 9,2 ± 7,5 %. Las emisiones de cada forraje dentro de la superficie que ocupan fueron diferentes ($P < 0,05$), con mínimas de 515 kg CO_{2eq} en la hierba de pradera en pesebre (HPP) y máximas de 886 kg CO_{2eq} el ensilado de hierba en microsilos (tabla 3).

La distribución porcentual de las emisiones para OC, CON y SU de cada modelo forrajero y forraje vienen representadas en la figuras 4 y 5. La mineralización del suelo y los restos de cosecha del (SU) representan el 32,1 % del total de CO_{2eq} en el conjunto de modelos, seguido de la volatilización del NH₃ y lixiviados de NO₃ 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, las cuales 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. ►



INDUSAGRI

Selección Natural



Polígono Industrial Matela I
Parcela 17, 27150 Otero De Rey, Lugo.
TLF: 982 209 681 | FAX: 982 207 204

www.indusagri.es
indusagri@indusagri.es

Figura 5. Distribución porcentual de las emisiones según el cultivo forrajero

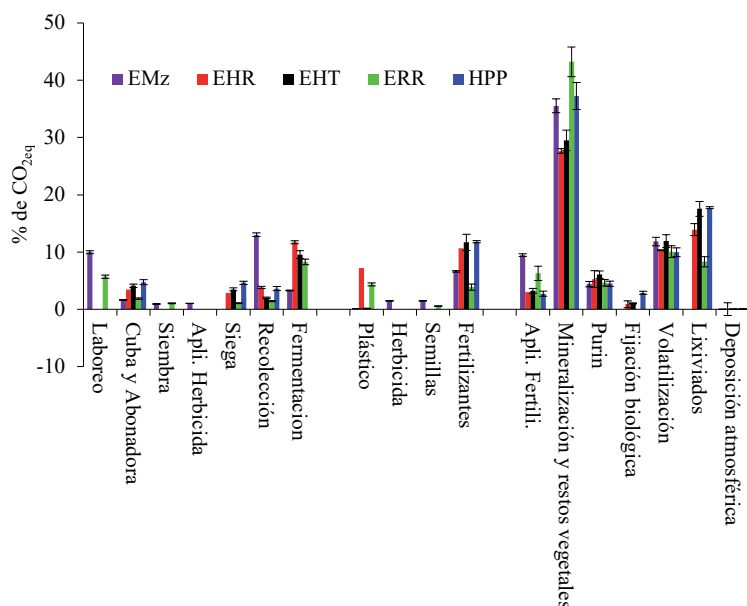
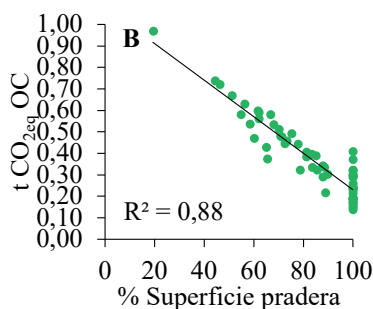
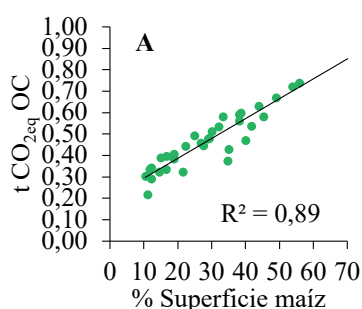


Figura 6. Relación entre producción de biomasa y el CO_2eq de las operaciones de cultivo (OC); A: superficie de maíz; B: superficie de pradera; C: por kilogramo de materia seca (conjunto forrajes); D: por kilogramo de materia seca en HPP; E: EHM; F: EHT; G: EMz; H: ERM



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.

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 máximos 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 $\text{CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ MS en HPP, EHM; EHT; EMz y ERM respectivamente (figura 6). ▶▶

Distribuidor de Semillas RAGT para Galicia y Asturias

Venta de todo tipo de semillas para praderas, mezclas especiales para coberteras y desinfección del suelo, mostazas, habas, guisantes, colzas, alfalfa, vezas y todo tipo de cereales



Polígono Lalín 2000
Ciudad del Transporte - nave A3
36500 LALÍN (Po)

gilangel@hotmail.es
Tel.: 670 535 636

¿Conoces nuestras variedades líderes de **FORRAJERAS?**

RAY-GRASS HÍBRIDO

VEZA

TRÉBOL VIOLETA

FESTUCA ALTA

RAY-GRASS INGLÉS

DACTILO

FÓRMULAS FORRAJERAS

RAY-GRASS ITALIANO

ALFALFA

TRÉBOL BLANCO

COBERTURA VEGETAL

www.ragt-semillas.es

RAGT Iberica • Crta. Burgos km. 2,1
Apdo de Correos 612 • 34004 Palencia • España
Tel : (34) 979 725 199 • Fax : (34) 979 711 807

¡ Líder europeo en semilla multiespecie !

Figura 6. Relación entre producción de biomasa y el $\text{CO}_{2\text{eq}}$ de las operaciones de cultivo (OC) [cont.]

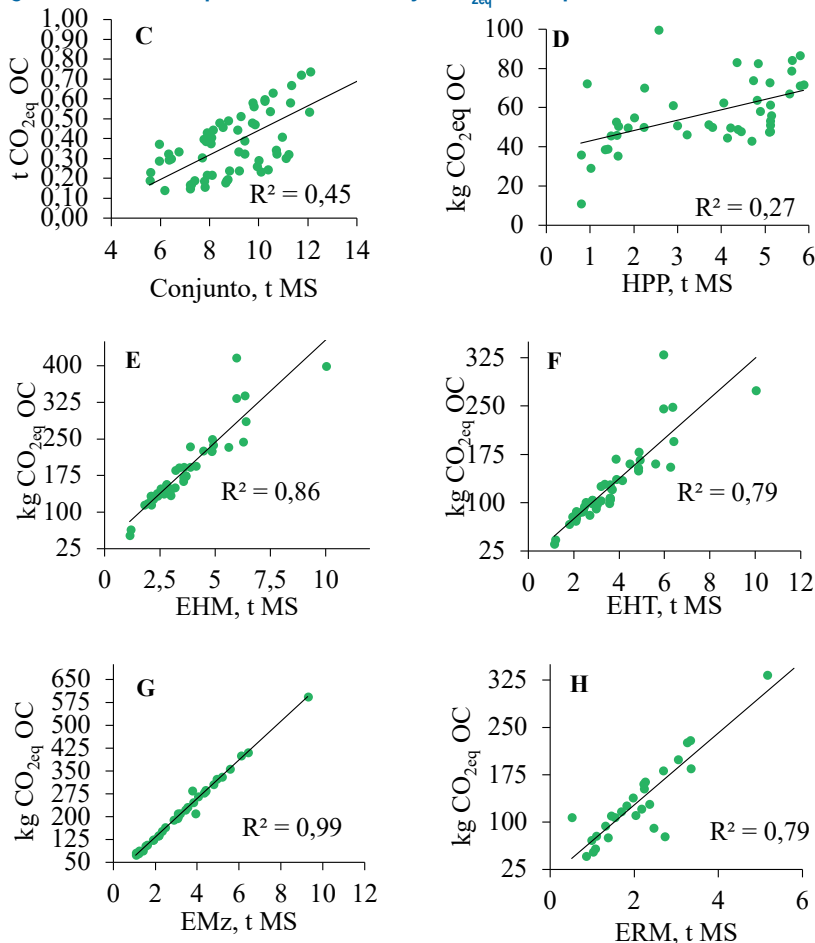


Figura 7. A: Relación entre el fertilizante nitrogenado comprado ha^{-1} y $\text{CO}_{2\text{eq}}$ de los consumibles (CON); B: Relación kilogramos de materia seca ensilada y el $\text{CO}_{2\text{eq}}$ del plástico

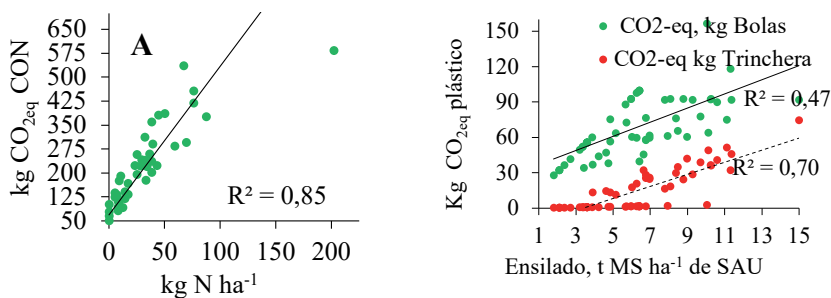
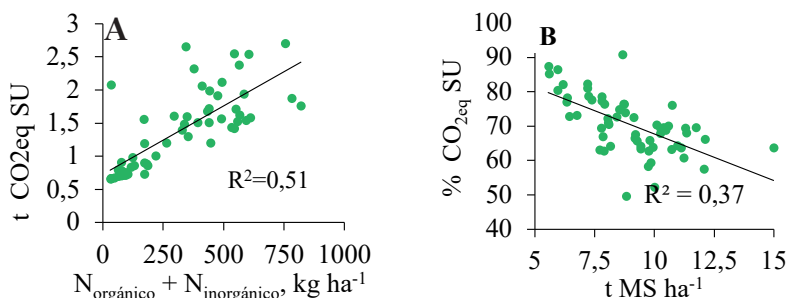


Figura 8. A: Relación toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y el aporte de N por hectárea; B: porcentaje de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ del suelo (SU) y la producción de biomasa por hectárea; C: toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ y la eficiencia de utilización del N del suelo (NUEsuelo); D: toneladas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



Variables relacionadas con las emisiones de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ de los consumibles (CON)

La compra de fertilizante nitrogenado representó aumentos de $4,6 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}$ 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 $63 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ y $29 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$. Las emisiones del plástico se relacionan positivamente con la materia seca total ensilada por hectárea (figura 7B) y tipo de silo: (microsilos = $30,9 + 0,006 \text{ kg MS ensilada}$; $\pm 18,4$ $r^2 = 0,46$ o Trinchera = $-17,3 + 0,005 \text{ kg MS ensilada}$; $\pm 9,7$ $r^2 = 0,69$).

Variables relacionadas con las emisiones del suelo (SU)

Los suelos emiten óxido nitrroso (N_2O) de forma natural como producto intermedio de la nitrificación y desnitrificación dependiendo, entre otros, de la disponibilidad de N (IPCC, 2006). El N aportado al suelo se relacionó positivamente ➡

CALIZA AGRÍCOLA CALIZA MAGNESIANA

El maíz y las praderas precisan de pH próximo a la neutralidad. Tanto la Caliza Agrícola como la Magnesiana que ofrece Calfensa ayudan a corregir la acidez de nuestros suelos, evitando la toxicidad del aluminio y favoreciendo la asimilación del fósforo. Así mismo, mejoran su estructura, aumentando la aireación y el drenaje.

La caliza de Calfensa proviene de calcita que, una vez molida, es de efecto más rápido que la proveniente de dolomita.

Gracias a la finura de la molienda con la que trabaja Calfensa, sus productos son altamente solubles. Rápida acción difícilmente superable por otras calizas menos molidas o granuladas.

A diferencia de la cal viva, la caliza de Calfensa no es agresiva, no produce quemaduras, lo que facilita su manipulación, siendo, del mismo modo, respetuosa con los microorganismos beneficiosos del suelo.

Dado que se trata de un producto extraído directamente de la tierra, no produce efectos negativos para el medio, siendo reconocido por el Consejo Regulador de la Agricultura Ecológica.

AENOR certifica los sistemas de Gestión de Calidad, Medio Ambiente y Seguridad y Salud en el Trabajo de Calfensa.

CALIZA AGRÍCOLA NUEVO SISTEMA DE EXTENDIDO CALIZA MAGNESIANA



calfensa

la caliza de tu tierra®

Nuevo producto granulado

Corrección de pH y aporte de Magnesio



MODALIDADES DE SERVICIO



APLICADO SOBRE EL TERRENO



A GRANUL



SACO DE 25 KG



BIG BAG DE 1.000 KG

Ctra. Lugo - Sarria LU-546 km 2 · 27161 Santa Comba (LUGO)
info@calfensa.com · www.calfensa.com

982 305 902



Certificación Intereco para:
Caliza Agrícola y
Caliza Magnesiana



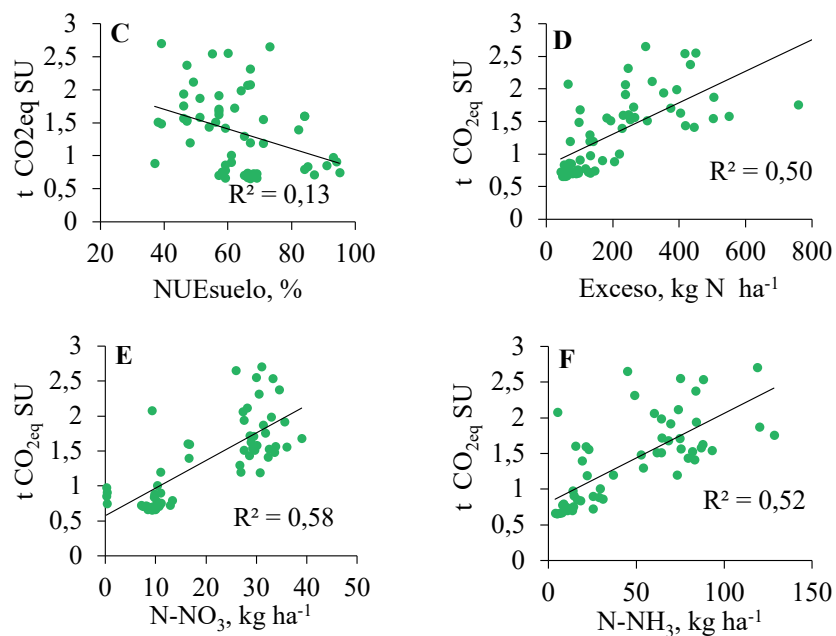


Figura 9. Relación la producción de biomasa con los restos vegetales (A); Aportes de biomasa y purín con carga ganadera (B); aportes de purín con la compra de alimentos (C) y restos vegetales con la compra de alimento (D)

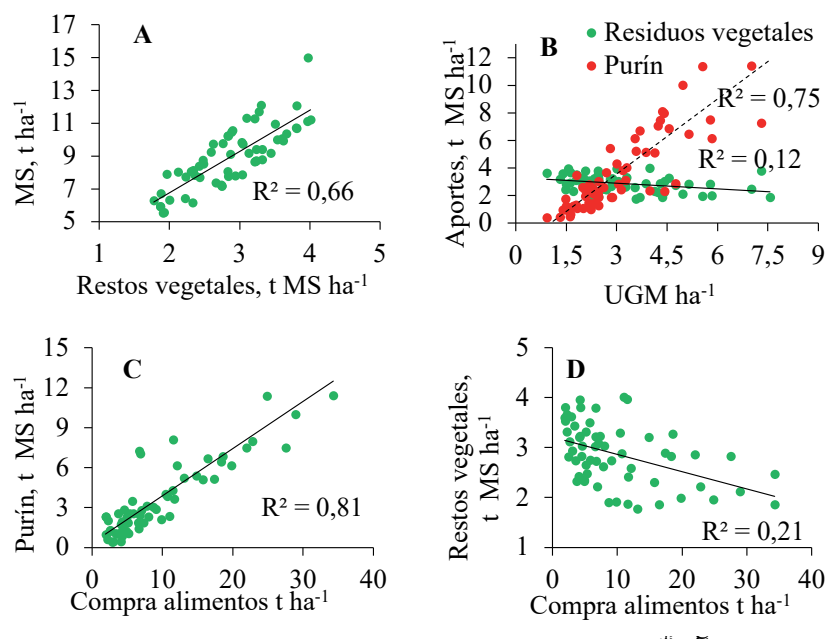
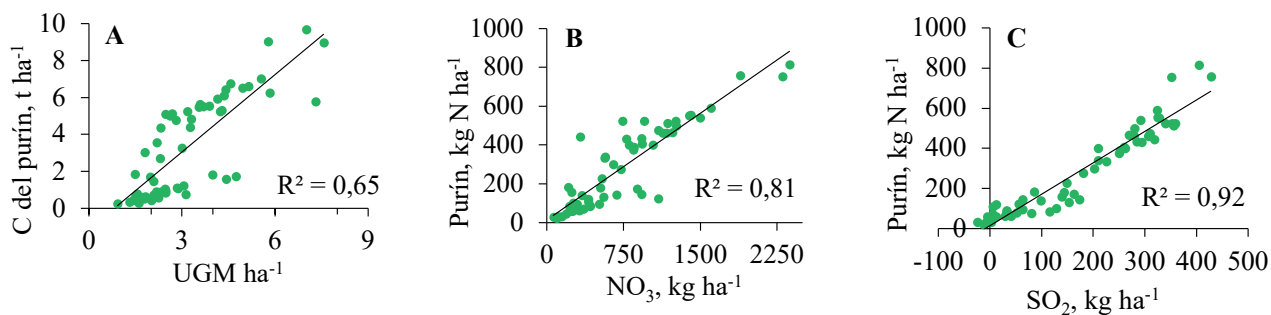


Figura 10. Relación de la carga ganadera y el aporte de C del purín (A) y N del purín respecto a la eutrofización (B) y la acidificación potencial (C)





PIONEER®

MADE TO GROW™

Cuestión de confianza

Pregunte a nuestros asesores y distribuidores por los nuevos productos y mezclas con trébol y veza

Raigrás Pioneer: calidad contrastada

Lilio

Lolium multiflorum var.
Westerwoldicum

**Alta producción y
facilidad de manejo**

Destaca por:

- Gran producción en heno, forraje en verde y ensilado: el primer Raigrás que une altísimos rendimientos y fácil manejo.

Faraone

Lolium multiflorum
subsp. *Italicum*

**Máximo potencial
en calidad forrajera**

Destaca por:

- Ser la nueva variedad de Raigrás con elevadísima capacidad productiva.

MixPraderas

**La mezcla óptima
de raigrás italiano
y Westerwold**

Destaca por:

Ser una mezcla exclusiva elaborada por Pioneer que contiene un 60% de raigrás italiano (variedad Faraone) con un 40% de raigrás Westerwold (variedad Lilio).



CORTEVA™
agriscience



Visítenos en: corteva.es | [@cortevaES](https://twitter.com/cortevaES)

®, ™, SM Son marcas comerciales o de servicio de Corteva Agriscience y de sus compañías filiales. ©2021 Corteva Agriscience™.

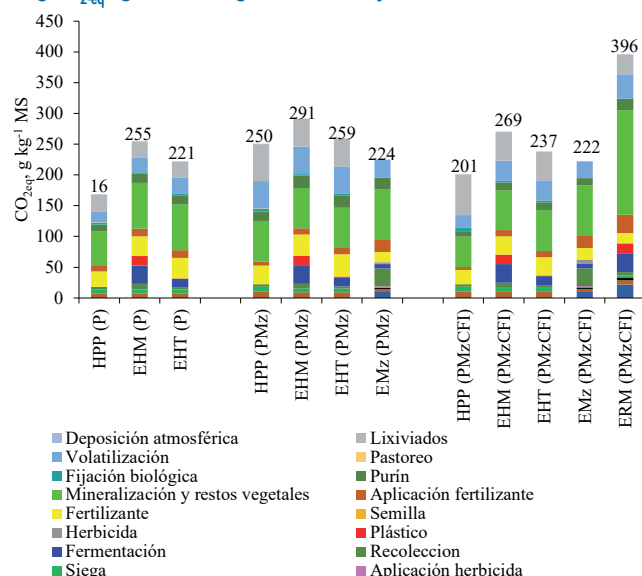
Figura 11. g CO_{2-eq} kg⁻¹ MS en origen de los forrajes dentro de cada modelo forrajero

Tabla 4. Aportes de carbono entre los modelos forrajeros y forrajes

		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

con el N₂O en CO_{2-eq} ha⁻¹ (figura 8A), según la ecuación de conjunto: kg CO_{2-eq} ha⁻¹ = 1161 + 2,72 kg N (orgánico + inorgánico) ± 581 r² = 0,52 y pendientes diferentes entre modelos forrajeros de 3,10; 1,91 y 2,09 kg CO_{2-eq} kg⁻¹ N en P, PMz y PMzCFI respectivamente. La pendiente de 2,74 kg fue similar 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 kg MS ha⁻¹; ± 6,6 r² = 0,37 (figura 8B), sin relaciones significativas respecto al total de CO_{2-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 % NUE_s; ± 560 r² = 0,13. Janssens *et al.* (2005) señalaron recuperaciones del 60 % del N total aportado, similares al 62,8 % para el conjunto de modelos forrajeros. Entre otros, el exceso de N en el suelo, incrementa las emisiones indirectas de N₂O 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 r² = 0,50, (figura 8D), mayor en P (2,95 kg CO_{2-eq} kg⁻¹

Tabla 4. Aportes de carbono entre los modelos forrajeros y forrajes (cont.)

		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
		-	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 entrado 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

N exceso; $r^2 = 0,62$) y la menor de 1,77 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 kg kg⁻¹ y 15,6 kg kg⁻¹ respectiva-

mente en P; 31,1 kg kg⁻¹ y 8,5 kg en PMz y 32,1 kg kg⁻¹ y 9,9 kg kg⁻¹ en PMzCFI.

BALANCE Y SECUESTRO DE CARBONO

Los restos vegetales y el purín aportado al suelo, así como su ▶▶



Semillas ASTURVERDE

Semillas forrajeras y pratenses
Mezclas para jardín y campos deportivos

Ceceda - NAVA - ASTURIAS - Tfno: 985 70 40 17

Tabla 5. Huella de carbono de los forrajes dentro de cada modelo forrajero

		P1	PMz1	PMzCFI1	sd
HPP	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen	0,167	0,249	0,201	0,13
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-SC	-0,001	0,024	0,014	0,06
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-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 MSorigen	0,255	0,291	0,269	0,12
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-SC	0,084	0,032	0,064	0,13
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-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 MSorigen	0,221	0,258	0,236	0,12
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-SC	0,051	-0,0005	0,030	0,13
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-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 MSorigen	-	0,224	0,222	0,028
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-SC	-	-0,158	0,035	0,10
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-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 MSorigen	-	-	0,395	0,12
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-SC	-	-	0,177	0,15
	CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-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

equivalencia en carbono, vienen indicados en la tabla 4. Los primeros por arriba (rastreo y pérdidas mecánicas) contribuyen con 1008 kg MS ha⁻¹ y 1857 kg por abajo (raíces), y diferentes entre modelos forrajeros ($P < 0,001$), incrementando 0,26 kg kg⁻¹ ha⁻¹ conforme lo hace la producción de forraje (figura 9A). El 48,3 %; 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 2, este aportó 3869 kg MS ha⁻¹, equivalentes a 1815 kg MS por UGM (figura 9B). No obstante, la producción de purín a nivel de granja es una fun-

ción 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 4), 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, 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 tierras arables; mientras, las praderas actúan como sumideros, con medias de 0,52 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 t CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ a 1,75 t CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ (Conant *et al.*, 2001; Soussana *et al.*, 2010). El secuestro de CO₂ fue diferente entre modelos forrajeros (tabla 6), con valores de 1,3 t ha⁻¹ año⁻¹; ►►

EL ABONADO RENTABLE Y EFICAZ DE CULTIVOS FORRAJEROS

ENTE[®]C

MAYOR EFICIENCIA EN EL USO DEL NITRÓGENO

Fertilizantes estabilizados que reducen la nitrificación y aseguran el suministro de N

AHORRO OPERACIONAL Y APLICACIONES FLEXIBLES

Menor número de aplicaciones y menor dependencia del clima

COMPATIBLE CON LA PROTECCIÓN DEL CLIMA Y DEL MEDIO AMBIENTE

Reducción de las pérdidas de nitratos por lavado y de las emisiones de gases de efecto invernadero

EXCELENTE ALMACENAMIENTO Y APLICACIÓN PRECISA

Granulometría homogénea y con ausencia de polvo para garantizar una distribución uniforme de los nutrientes



EuroChem Agro Iberia, S.L.
www.eurochemiberia.com



EUROCHEM

Tabla 5. Huella de carbono de los forrajes dentro de cada modelo forrajero (continuación)

Forraje	HPP	EHM	EHT	EMz	ERM	Conjunto	sd
CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen	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 MSorigen-SC	0,0075 ^a	0,069 ^b	0,036 ^{ab}	0,025 ^{ab}	0,177 ^c	0,049 ^{ab}	0,13
CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-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
iLUCind, 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	ERM	Conjunto	sd
CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen	0,219 ^a	0,257 ^{ab}	0,27 ^c	0,12	0,395 ^c	0,251 ^b	0,12
CO _{2-eq} kg ⁻¹ MSorigen-SC+iLUCind	0,145 ^b	0,080 ^a	0,109 ^{ab}	0,12	0,177 ^c	0,049 ^{ab}	0,13
SC, kg ⁻¹ CO ₂ kg MS	0,172 ^a	0,249 ^b	0,202 ^a	0,12	0,203 ^c	0,217 ^c	0,12
iLUCind, kg ⁻¹ CO ₂ kg MS	0,099 ^c	0,072 ^b	0,041 ^a	0,04	0,218 ^a	0,201 ^a	0,12
iLUCind, 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

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

1,8 t ha⁻¹ año⁻¹ y 1,9 t ha⁻¹ año⁻¹ para P, PMz y PMzCFI respectivamente, y dentro del rango de 0,72 t ha⁻¹ año⁻¹ a 1,74 t ha⁻¹ 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 g CO_{2-eq} kg⁻¹ MS viene representada en la figura 11. La misma fue valorada bajo tres aspectos: i) sin incluir el secuestro de carbono (MS_{origen}), ii) incluyéndolo (MS_{origen} - SC) y iii) considerando el uso indirecto del suelo (MS_{origen} - SC + iLUC_{ind}). El CO_{2-eq} kg⁻¹ MS_{origen} fue inferior en la hierba de pradera en pesebre (HPP), equivalente a 0,189 kg CO_{2-eq} kg⁻¹ MS (P < 0,05) y la mayor de 0,39 kg CO_{2-eq} 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 kg CO_{2-eq} kg⁻¹ 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 g CO_{2-eq} kg⁻¹ MS ensilada en EHM y 0,3-14 g CO_{2-eq} kg⁻¹ MS en EHT respectivamente. La MS_{origen} en los ensilados EHM y EHT fue inferior a 0,50 kg CO_{2-eq} kg⁻¹ MS señalado por Mogensen *et al.* (2014) en granjas danesas, imputable entre otros, al menor aporte de nitrógeno mineral;

inferior a 0,34 kg en USA (Adom *et al.*, 2012) y similares a 0,22 kg en explotaciones lecheras de Australia (Christie *et al.*, 2008). Mientras, el ensilado de maíz (EMz) fue similar de 0,22 kg señalado por Mogensen *et al.* (2014) y de 0,21 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, kg CO₂ kg⁻¹ MS) de los restos vegetales y del purín redujo MS_{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 5). 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 5). El cambio de uso del suelo indirecto (iLUC_{ind}, kg CO₂ kg⁻¹ MS) fue superior en HPP, EHM y EHT (tabla 5), mínimos de 0,026 kg CO₂ kg⁻¹ MS en ERM e intermedios de 0,052 kg CO₂ kg⁻¹ 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 (CO_{2-eq} kg⁻¹ MS_{origen} - SC + iLUC_{ind}) fue mayor en ERM (P < 0,05), con un valor medio de 0,203 kg CO_{2-eq} kg⁻¹ MS y el menor en el modelo PMzCFI (tabla 5).

CONCLUSIONES

Las emisiones de gases de efecto invernadero entre modelos forrajeros y por

► EL SECUESTRO DE CARBONO PUEDE REDUCIR UN 80 % LA HUELLA DE CARBONO DE UN KM DE MATERIA SECA

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 purín 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. ■

NOTA DEL AUTOR

Este trabajo fue publicado en la revista ITEA- Información Técnica Económica Agraria, 116(4): 311-337
<https://doi.org/10.12706/itea.2020.008>

CALGREEN

magnesiana

by ARVUM

UN CORRECTO ENCALADO
MEJORA LA PRODUCTIVIDAD
DEL SUELO Y **AHORRA** HASTA

37* €/ha
EN FERTILIZANTE



*El encalado mejora
los niveles de pH
del suelo*



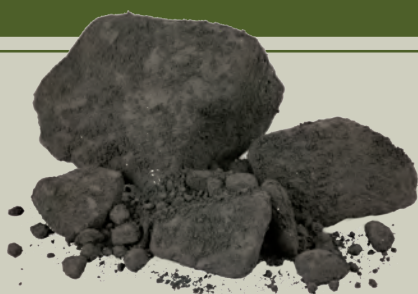
Descubre todas las ventajas del

Método
CALGREEN®

by ARVUM

¡Consúltanos!

CALGREEN®
BORO



**EL BORO MEJORA EL RENDIMIENTO
DE LA PLANTA FAVORECIENDO
LA FLORACIÓN Y LA PRODUCTIVIDAD**



*Cifra aproximada en pradera usando el Método Calgreen y con asesoramiento profesional

ARVUM

www.arvumsuministrosagrarios.org

BIBLIOGRAFÍA

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>.

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, Chomkhamisri 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>.

Brenttrup 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, Reijers 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, Cuthforth 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, Eugier W, Gleixner G, Grünwald 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, Rebmann C, Saunders M, Schmidt M, Schumpf M, Seyferth J, Skiba U, Soussana, J, Sutton M, Tefs C, Vowinkel B, Zeeman 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>.

Middelhaar 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. Consejería de Medio Ambiente. Depósito Legal: SA-258-2011, 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, Romanenko V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith J (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B* (2008) 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>.



CALCIMAG FLOW

¡ La única enmienda líquida a base de carbonato de calcio para mezclar con purín !

.....

Encale y fertilice en la misma aplicación

- ✓ Estimula la nitrificación
 - ✓ Reduce los malos olores
 - ✓ Reduce la emisión de gases de efecto invernadero
-



Descargue aquí la presentación completa del producto con todas sus características.



 **GRUPO
SOAGA**

Parque Empresarial Vilanova I (Vial B - Manzana 4 - Parcela 1)
36614 - Vilanova de Arousa (Pontevedra)
Tf. 986 51 60 30 Fax. 986 51 60 35
www.gruposoaga.com

