

Identificación de los sistemas de vacuno leche representativos de España desde una perspectiva ambiental

Gregorio Salcedo^{1,*}, Daniel Salcedo-Rodríguez²

¹ CIFP "La Granja", Barrio Estación, 25B, 39792 Heras, Cantabria, España.

² INDRA, Dpto. Sistemas de información, Avda. de Bruselas 35, 28108 Alcobendas, Madrid, España.

Resumen

En España, el número de explotaciones de vacuno lechero ha disminuido, mientras que la producción de leche por granja ha aumentado, consolidándose la intensificación en el sector. Los objetivos de este trabajo fueron identificar y caracterizar una muestra de 237 explotaciones lecheras de España situadas en Galicia, Asturias, Cantabria, Navarra, Castilla y León y Cataluña a partir de los impactos ambientales, aplicando un análisis de componentes principales. Este identificó cuatro componentes que explican el 85,1 % de la varianza, clasificando cuatro tipologías: i) Intensivas baja base territorial (IntBbTe, 27 %); ii) Intensivas alta base territorial (IntAbTe, 55,2 %), iii) Extensivas baja base territorial (ExtBbTe, 3,3 %) y iv) Extensivas alta base territorial (ExtAbTe, 14,3 %). Las tipologías intensivas contienen mayor base territorial que las extensivas (44,8 vs. 32,1 ha⁻¹), superficie de cultivos forrajeros anuales (29,4 % vs. 0,67 %), carga ganadera (3,29 vs. 2,8 UGM ha⁻¹), compra de alimentos (50,3 % vs. 43,3 %) y producción de leche (14,3 vs. 7,8 t ha⁻¹). Por contra, el 60 % de los impactos ambientales por kilogramo de leche fueron inferiores en las intensivas y el 8 % similar a las extensivas. Los kilogramos de pienso por kilogramo de leche, los kilogramos de leche vaca y año, la eficiencia de utilización del N en el conjunto del rebaño y de la explotación explican la variabilidad de los impactos ambientales de forma robusta. Se concluye señalando que un cierto grado de intensificación en los sistemas extensivos, podría mejorar tanto la productividad como los impactos ambientales.

Palabras clave: Análisis de componentes principales, caracterización, vacas lecheras, impactos ambientales, península ibérica.

Identification of representative dairy cattle systems in Spain from an environmental perspective

Abstract

In Spain, the number of dairy cattle farms has decreased, while milk production per farm has increased, consolidating intensification in the sector. The objectives of this work were to identify, characterize and suggest mitigation measures for a sample of 237 dairy farms in Spain located in Galicia, Asturias, Cantabria, Navarra, Castilla y León and Cataluña based on environmental impacts, applying a principal component analysis. This identified four components that explain 85.1 % of the variance, classifying four typologies: i) Intensive low territorial base (IntBbTe, 27 %); ii) Intensive high territorial base (IntAbTe,

* Autor para correspondencia: gregoriosal57@gmail.com

Cita del artículo: Salcedo G., Salcedo-Rodríguez D. (2025). Identificación de los sistemas de vacuno leche representativos de España desde una perspectiva ambiental. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 121(3): 289-324. <https://doi.org/10.12706/itea.2025.010>



55.2 %), iii) Extensive low territorial base (ExtBbTe, 3.3 %) and iv) Extensive high territorial base (ExtAbTe, 14.3 %). Intensive typologies contain higher land base than extensive typologies (44.8 vs. 32.1 ha⁻¹), annual forage crop area (29.4 % vs. 0.67 %), livestock load (3.29 vs. 2.8 LU ha⁻¹), feed purchase (50.3 % vs. 43.3 %) and milk production (14.3 vs. 7.8 t ha⁻¹). In contrast, 60 % of the environmental impacts per kilogram of milk were lower in intensive farms and 8 % were similar to those in extensive farms. The kilograms of feed per kilogram of milk, kilograms of milk per cow per year, and the efficiency of N utilization in the herd and farm as a whole explain the variability of the environmental impacts in a robust way. It is concluded that a certain degree of environmental

Keywords: Principal component analysis, characterization, dairy cows, environmental impacts.

Introducción

El sector vacuno lechero español es, dentro de las producciones ganaderas, el tercero en importancia económica, por detrás del porcino y del vacuno de carne (MAPA, 2023a). Según esta fuente, en España existen dos modelos de producción lechera bien diferenciados. Uno basado en “unidades de pequeña dimensión y muy atomizado”, situado principalmente en las comunidades autónomas (CC. AA.) de la cornisa cantábrica; y otro más “intensivo”, basado en el regadío y caracterizado por la compra de alimentos, con explotaciones de mayor dimensión que se beneficiaban de economías de escala, pero que presentan una gran dependencia de materias primas procedentes del exterior y un mayor impacto ambiental. Este segundo modelo se identifica con el que se desarrolla en zonas de producción más intensivas de la España seca.

El Anuario de Estadística Agraria (MAPA, 2021) señaló para España una producción de leche de vaca equivalente a $7,4 \times 10^6$ t; concentrándose el 39,5 % en Galicia; el 12,3 % en Castilla y León; el 10,05 % en Cataluña; el 7,67 % en Asturias; el 6,09 % en Cantabria y el 3,34 % en Navarra. El rendimiento por vaca se incrementó en España en un 41,7 % durante las dos últimas décadas (de 5495 a 9424 kg/año), similar al incremento del 40 % registrado en Europa (de 5409 a 7574 kg; Eurostat, 2023). Al mismo tiempo, el número de vacas lecheras descendió en España un

27,6 % (390.000 cabezas), una reducción superior al 14,5 % observado en Europa (AHDB Dairy, 2016; Eurostat, 2016; Britt *et al.*, 2018). Estos cambios han reducido el número de explotaciones (FAO, 2018; Clay *et al.*, 2020), concentrando el censo en menos explotaciones con más animales (Freidberg, 2009) y más eficientes (McGregor y Houston, 2017), consolidándose la intensificación del sector, con importantes cambios en la utilización del suelo agrícola, aumentando la superficie dedicada a cultivos forrajeros del 10 % en 1989 al 25 % en 2016, principalmente maíz (MAPA, 2023), con una estrecha relación entre la producción de biomasa y el porcentaje de superficie dedicado este cultivo (Salcedo, 2020).

La producción lechera proporciona beneficios saludables y económicos (FEN, 2021) a la sociedad (representando el 13,2 % de la producción ganadera y el 5,2 % del valor de la producción agraria; MAPA, 2023b), pero también genera impactos negativos al medio ambiente (Peterson y Mitloehner, 2021); como emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), pérdidas de nitrógeno (N) y consumo de recursos naturales (Styles *et al.*, 2017). Bajo este contexto surgió el concepto de intensificación sostenible, definido como un proceso mediante el cual se incrementa la producción sin generar impactos ambientales adversos (Garnett *et al.*, 2013; Pretty y Pervez, 2018). Los sistemas integrados de cultivo y ganadería se han descrito como una alternativa a la producción ganadera especializada

por contribuir potencialmente a la sostenibilidad general de los agroecosistemas (Sneessens *et al.*, 2019).

Las principales fuentes de gases de efecto invernadero (GEI) y contaminantes del aire en los sistemas lecheros incluyen la fermentación entérica, el almacenamiento de estiércol, la aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, la utilización de combustibles fósiles y la producción de alimentos (Amon *et al.*, 2021). Minimizar estos impactos ambientales en la producción de leche y asegurar la seguridad alimentaria son los principales ejes de la Política Agraria Europea (Comisión Europea, 2020), junto con la mejora de la rentabilidad de las explotaciones (Foresight, 2011).

Según Thoma *et al.* (2013), más del 70 % de las emisiones asociadas a un kilogramo de leche tiene lugar en la propia explotación, siendo el metano entérico, el manejo del estiércol y la producción de alimentos los más destacados. El 30 % restante lo forman la compra de fertilizantes, alimentos, plásticos, energía, etc. Muchas explotaciones lecheras de América del Norte, Nueva Zelanda y algunas de la Unión Europea de 27 países (UE-27) utilizan la pradera como estrategia de intensificación lechera (Oenema y Oenema, 2021) y, al igual que las intensivas estabuladas, sufren presión por la emisión de gases de efecto invernadero, amoníaco y pérdidas de N y P (Gerber *et al.*, 2011; Westhoek *et al.*, 2014). El amoníaco (N-NH_3) procede principalmente de las excretas de los animales y su posterior aplicación en campo, afectando a la calidad del aire (Hristov *et al.*, 2019) y provocando acidificación del ecosistema (Audsley *et al.*, 1997), afectando a las plantas, los animales y los seres vivos. El N y P no utilizado por los cultivos puede acumularse en el suelo, contaminar las aguas subterráneas por nitratos y generar procesos de eutrofización en las aguas superficiales (Knowlton y Cobb, 2006; Stokal *et al.*, 2016).

Peterson y Mitloehner (2021) señalan que los sistemas lecheros pueden producir de forma

sostenible adoptando diferentes estrategias, como reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, el consumo de agua, mejorar la calidad del suelo, el bienestar animal, la salud de los animales y fomentar la biodiversidad. La Comisión Europea (2021) propuso la implantación de prácticas agrarias orientadas a reducir los impactos ambientales en las explotaciones de leche, entre otras: la rotación de cultivos, la siembra de cultivos de cobertura y captura, la gestión de los residuos de cultivos, mejorar la eficiencia de los fertilizantes, el manejo del pastoreo, el empleo de abonos verdes, la siembra de cultivos intercalados, la manipulación de las dietas, el empleo de fertilizantes minerales de bajas emisiones de amoníaco y técnicas de aplicación, el tratamiento y almacenamiento del estiércol, el uso de inhibidores de la nitrificación, minimizar el laboreo, etc. Incluir los impactos ambientales en la evaluación de los sistemas lecheros se presenta como un paso más de mitigación en el sector ganadero, contribuyendo a la optimización de los recursos.

El objetivo principal de este trabajo fue identificar y caracterizar las tipologías de los sistemas lecheros de España a partir del análisis de componentes principales basado en variables relacionadas con los impactos ambientales. El análisis de tipología propuesto puede facilitar la toma de decisiones a la hora de seleccionar medidas de mitigación y sostenibilidad aplicables en una gran parte del territorio nacional.

Material y métodos

Área de estudio

Las CC.AA. y el número de explotaciones analizadas fueron: Asturias ($n = 15$), Cantabria ($n = 175$), Cataluña ($n = 4$), Castilla y León ($n = 10$), Galicia ($n = 25$) y Navarra ($n = 8$), lo que suma un total de 237 explotaciones e implica

18.970 vacas lecheras, que representan el 2,34 % del censo en España (MAPA, 2021). La información recopilada procede de diversos proyectos de investigación financiados por el INIA, el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, y el Gobierno de Cantabria (INIA-RTA: N° 2015-00058-C06 y 02) y N° 12-00065; Proyecto FPI2015-0016; 05-640.02-2174; 05-640.02-2174 y 2015CPD10001), desarrollados entre 2014 y 2018, así como del Grupo Leche Pascual, que aportó datos en el año 2022.

Recogida de la información

Los datos fueron proporcionados directamente por los ganaderos mediante entrevistas personales, siguiendo el protocolo definido por Salcedo y Salcedo-Rodríguez (2022). Dichas entrevistas incluyeron aspectos relacionados con: i) la localización, ii) la base territorial y la distribución forrajera, iii) la fertilización, iv) la composición y manejo del rebaño, v) la alimentación de los animales, vi) la producción y composición química de la leche, y vii) el consumo de energía.

Marco de modelización

El marco de modelización utilizado fue el modelo DairyCant (Salcedo y Salcedo-Rodríguez, 2022), empleado para calcular los impactos ambientales recogidos en la Tabla 1. Este modelo evalúa, a escala de explotación, aspectos relacionados con la nutrición del ganado; la fertilización de los cultivos; la producción de leche y forraje; los balances y eficiencias de nitrógeno (N) y fósforo (P) de la explotación. Además, estima las pérdidas de N-NH_3 , NO_x , NO_3 , N_2O del suelo, así como, las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a la leche, carne y los forrajes. También calcula diversas huellas ambientales como:

$$\text{– Carbono parcial (HP):} \quad [1] \\ \sum (\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + \text{N}_2\text{O})$$

$$\text{– Carbono total (HT):} \quad [2] \\ \sum (\text{HP} + \text{uso indirecto del suelo} \\ \text{– secuestro de carbono})$$

$$\text{– Hídrica (HH}_t\text{)} \text{ (Salcedo et al., 2022):} \quad [3] \\ \sum (\text{agua verde} + \text{agua azul} + \text{agua gris})$$

$$\text{– Energética directa (HE}_d\text{):} \quad [4] \\ (\text{fósil} + \text{electricidad})$$

$$\text{– Energética indirecta (HE}_i\text{): asociada} \\ \text{a la compra de bienes y labores} \\ \text{contratadas (Bos et al., 2014)}$$

$$\text{– Nitrógeno total (HN}_t\text{): } [\sum \text{N ha}^{-1} \\ (\text{compra alimentos} + \text{fertilizantes} + \\ \text{fijación biológica} + \text{deposición} \\ \text{atmosférica} + \text{compra animales})] \quad [5] \\ / \text{kg N leche ha}^{-1}$$

$$\text{– Nitrógeno reactivo (HN}_r\text{)} \quad [6] \\ (\text{Sutton et al., 2011):} \\ (\text{N} + \text{NH}_4 + \text{N}_2 + \text{N}_2\text{O} + \text{NO} + \text{NO}_3^-) \\ / \text{kg N leche ha}^{-1}$$

Y se calculan los impactos potenciales en acidificación ($\text{SO}_{2e} = 1$; $\text{NO}_x = 0,7$ y $\text{NH}_3 = 1,89$; (Audsley et al., 1997) y eutrofización ($\text{NO}_{3e} = 1$; $\text{NO}_x = 1,35$; $\text{NH}_3 = 3,64$ y $\text{PO}_4^- = 10,45$; (Weidema et al., 1996).

El modelo permite asimismo estimar la composición química de la hierba de prado a partir de datos meteorológicos, de manejo y fertilización. En cuanto a los forrajes utilizados, su composición procede de la propia base de datos del modelo.

Unidad funcional

La unidad funcional utilizada fue un kilogramo de leche estandarizada por grasa y proteína al 4 % y 3 %, respectivamente (FPCM, por sus siglas en inglés), medida a la salida de la granja, conforme a la definición del IDF (2022), mediante la siguiente ecuación:

$$\text{– FPCM (kg/día) = producción de leche} \\ (\text{kg/día}) \times (0,1226 \times \text{grasa} (\%) \quad [7] \\ + 0,0776 \times \text{proteína} (\%) + 0,2354)$$

Tabla 1. Estadística descriptiva de los impactos ambientales por kilogramo de leche corregido por grasa y proteína (n = 237 explotaciones).

Table 1. Descriptive statistics of environmental impacts per kilogram of milk corrected for fat and protein (n = 237 farms).

Variable	Unidad	Media	Mínimo	Máximo	DE ¹
Huella carbono parcial, HP	kg CO _{2e}	1,19	0,6	4,0	0,41
Huella carbono total, HT	kg CO _{2e}	1,30	0,65	4,12	0,39
Huella carbono asignada a leche, HTasig	kg CO _{2e}	1,14	0,39	3,98	0,38
Huella carbono kg ⁻¹ PV ² vendido	kg CO _{2e}	7,83	3,93	24,8	2,34
CO ₂ de la soja	kg CO ₂	0,16	0	0,5	0,10
Uso indirecto del suelo (iLUC)	kg CO _{2e}	0,05	0	0,32	0,06
Secuestro de carbono (SC)	kg CO ₂	-0,096	-0,66	-0,03	0,058
Acidificación potencial	g SO _{2e}	12,8	-24,6	37,4	7,97
Eutrofización potencial	g NO _{3e}	43,6	-53	142	23,4
Ocupación territorio total	m ²	2,16	0	6,5	1,13
Ocupación territorio On-farm	m ²	1,24	0	6,29	1,10
Ocupación territorio Off-farm	m ²	0,91	0	4,93	0,59
Huella hídrica total	litros	1093	346	3609	469
Huella hídrica verde	litros	935	232	3177	4336
Huella hídrica, azul más gris	litros	158	54	435	52,3
Huella energética total	MJ	4,03	1,86	11,66	1,41
Huella energética directa	MJ	1,65	0,21	7,67	1,11
Huella energética indirecta	MJ	2,39	0,61	10,0	0,95
Huella nitrógeno total	g N	19,9	5,5	46,6	6,24
Huella nitrógeno reactivo	g N	4,56	0,98	16,7	2,28
N-NH ₃	g N	2,69	0,27	7,29	1,49
Surplus N	g N	13,4	1,29	53,1	6,15
Surplus P	g N	1,16	-2,59	10,93	1,60
Riesgo ambiental N ³	Entradas÷Salidas	3,56	1,01	9,52	1,18
Riesgo Ambiental P ³	Entradas÷Salidas	2,95	0,02	10,24	1,44

HP: $\Sigma (\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + \text{N}_2\text{O})$; HT: $\Sigma (\text{HP} + \text{iLUC} - \text{secuestro de carbono})$. HTasig (HT - CO_{2e} asignado a carne). iLUC: uso indirecto del suelo (Audsley *et al.*, 2009). SC: (Salcedo y Salcedo-Rodríguez, 2022). DE: Desviación estándar. PV: peso vivo. Entradas N kg ha⁻¹ o P kg ha⁻¹ ÷ Salidas N kg ha⁻¹ o P kg ha⁻¹.

El factor 1.031 g/L de leche fue utilizado para convertir kilogramos a litros.

La asignación de los coproductos (leche y carne) fue estimada a partir del peso vivo y leche vendida según las ecuaciones del IDF (2015):

- Factor asignado a leche:

$$F = 1 - (6,04 \times \text{Relación leche/carne}) \quad [8]$$

donde la carne es el peso vivo vendido.

- Factor de asignado a carne:

$$FA_{\text{carne}} = 1 - FA_{\text{leche}} \quad [9]$$

Análisis estadístico

El análisis tipológico se desarrolló en de tres etapas: revisión y selección de las variables, análisis de componentes principales (ACP) y análisis clúster (Köbrich *et al.*, 2003). En la primera etapa, se seleccionaron 25 indicadores ambientales (Tabla 1). Seguidamente se analizó la matriz de correlaciones para descartar las variables correlacionadas y la de menor coeficiente de variación de cada par con dependencia lineal. Como resultado de este proceso, se seleccionaron 12 variables: i) surplus N; ii) surplus P; iii) riesgo ambiental N; iv) riesgo ambiental P; v) huella de N total; vi) huella de N reactivo; vii) emisiones de amoníaco; viii) huella de carbono de la leche; ix) huella de carbono de un kilogramo de peso vivo vendido; x) huella hídrica total; xi) potencial de acidificación y xii) potencial de eutrofización.

En una segunda etapa, se realizó un ACP para reducir el número de variables y resumir la mayor parte de la variabilidad. Una vez seleccionados los componentes, se aplicó la rotación ortogonal varimax para relacionar más fácilmente las variables iniciales con los componentes obtenidos (Uriel y Aldás, 2005; Gelasakis *et al.*, 2012). La prueba de esfericidad de Bartlett y el índice de Kaiser-Mayer-Olkin (KMO) fueron aplicados para verificar la adecuación del

análisis de componentes principales (Uriel y Aldás, 2005; Gelasakis *et al.*, 2012).

En una tercera etapa, las explotaciones fueron clasificadas en grupos utilizando un análisis clúster con los componentes seleccionados. Se empleó un análisis clúster jerárquico basado en las distancias euclidiana, euclidiana al cuadrado y Manhattan, junto con el método de Ward, el cual optimiza la variabilidad dentro de los clústeres (Köbrich *et al.*, 2003; Uriel y Aldás, 2005). El número óptimo de clústeres fue seleccionado a partir de la regla de “Elbow” (Gelasakis *et al.*, 2012). Como resultado, se obtuvieron cuatro agrupaciones, las cuales fueron testadas mediante análisis discriminante y análisis de varianza. Como solución final, se seleccionó la agrupación jerárquica con la distancia euclidiana, debido a que la función discriminante clasificó correctamente el mayor porcentaje de explotaciones y generó diferencias significativas entre grupos en la mayor proporción de variables. Finalmente, para caracterizar y comparar los grupos identificados, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con el test de Tuckey. Todos los análisis estadísticos fueron desarrollados con el software SPSS 15.0.

Resultados

Características técnico-productivas de las explotaciones

Las características técnico-productivas de las explotaciones por CC. AA. se presentan en la Tabla 2. La mayor base territorial corresponde a las explotaciones de Castilla y León y Cataluña ($P < 0,05$) con 82,8 y 75,8 ha, respectivamente, dedicadas principalmente a cultivos forrajeros anuales (CFA). Por el contrario, las explotaciones con menor superficie se localizan en Cantabria y Asturias ($P < 0,05$).

Tabla 2. Características técnico-productivas y climáticas entre Comunidades.
 Table 2. Technical-productive and climatic characteristics between Communities.

Comunidad Autónoma	Conjunto	CyL	Cat	Gal	Can	Ast	Nav
n	237	10	4	25	175	15	8
<i>Datos climáticos y altitud</i>							
Altura sobre nivel del mar, m	292	809 ^c	326 ^a	546 ^b	210 ^a	301 ^a	559 ^b
Precipitación anual, L m ⁻²	1225	415 ^a	677 ^b	1314 ^d	1302 ^d	845 ^c	1247 ^d
Temperatura media, °C	13,0	11,2 ^a	15,5 ^c	11,4 ^a	13,3 ^b	11,9 ^a	13,7 ^b
Temperatura máxima, °C	20,5	29,9 ^c	29,9 ^c	14,9 ^a	20,8 ^b	16,1 ^a	21,7 ^b
Temperatura mínima, °C	6,27	-1,92 ^a	-0,14 ^{ab}	7,47 ^c	7,09 ^c	2,08 ^b	5,79 ^b
<i>Superficie total</i>							
Superficie total, ha	42,5	82,8 ^c	75,8 ^c	62,2 ^{ab}	37,1 ^a	34,3 ^a	44,1 ^{ab}
Pradera, %	74,8	0,3 ^a	0 ^a	56,5 ^b	84,3 ^c	73,3 ^{bc}	59,5 ^b
Superficie pradera verde, %	39,5	0 ^a	0 ^a	27,1 ^{ab}	44,3 ^b	44,6 ^b	34,6 ^b
Superficie pradera ensilado/heno, %	50,5	10 ^{ab}	0 ^a	43,1 ^{bc}	55,9 ^c	55,3 ^c	27,8 ^{abc}
Maíz, ha	9,3	10,8 ^{ab}	18,5 ^{ab}	25,3 ^b	6,4 ^a	9,6 ^{ab}	12,6 ^{ab}
Cultivos forrajeros anuales, %	24,3	92,7 ^b	95,4 ^b	39,6 ^a	15,8 ^a	23,4 ^a	40,5 ^a
Producción forraje, t MS ha ⁻¹	7,4	8,63 ^{ab}	10,8 ^b	7,89 ^a	7,13 ^a	7,15 ^a	8,62 ^{ab}
<i>Animales</i>							
UGM, n°	133	294 ^b	323 ^b	152 ^a	119 ^a	88 ^a	163 ^a
Carga ganadera, UGM ha ⁻¹	3,20	3,37	3,81	2,57	3,26	2,60	3,87
Vacas lecheras, n°	80	169 ^b	193 ^b	101 ^a	71 ^a	55 ^a	97 ^a
Reposición, %	39,1	34,0	31,5	38,6	39,6	39,8	38,5
<i>Alimentos</i>							
Producción propia, %	50,9	26,1 ^a	26,4 ^a	57,2 ^b	51,3 ^b	56,2 ^b	52,8 ^b
Pienso comprado, t MS ha ⁻¹	8,3	12,9 ^{bc}	14,3 ^c	6,7 ^a	8,3 ^{ab}	6,0 ^a	10,2 ^{abc}
Forraje comprado, t MS ha ⁻¹	2,93	6,89 ^b	4,42 ^{ab}	1,33 ^a	3,03 ^a	1,95 ^a	2,31 ^a
Pienso, t MS VL ⁻¹ año ⁻¹	3,41	4,74 ^b	4,56 ^b	3,39 ^a	3,35 ^a	3,04 ^a	3,16 ^a
Pienso, kg MS kg ⁻¹ leche	0,45	0,42	0,47	0,35	0,49	0,32	0,38
<i>Fertilización inorgánica</i>							
N, kg ha ⁻¹	38	40 ^a	38 ^a	103 ^b	23 ^a	53 ^a	104 ^b
P, kg ha ⁻¹	18	15,5 ^{ab}	0 ^a	34,5 ^b	15,7 ^{ab}	21 ^{ab}	22 ^{ab}
K, kg ha ⁻¹	10	16	0	14	10	17	3
<i>Fertilización orgánica</i>							
Purín fresco, t ha ⁻¹	61,5	77,8	72,5	51,9	62,1	52,2	71,4
C del purín, t ha ⁻¹	3,71	4,74	4,92	2,68	3,88	2,57	3,52
N, kg ha ⁻¹	325	399	414	265	330	274	363
P, kg ha ⁻¹	22	24	24	19	23	18	25
K, kg ha ⁻¹	261	211	251	193	278	230	264

Tabla 2. Características técnico-productivas y climáticas entre Comunidades (continuación).
 Table 2. Technical-productive and climatic characteristics between Communities (continuation).

Comunidad Autónoma	Conjunto	CyL	Cat	Gal	Can	Ast	Nav
n	237	10	4	25	175	15	8
<i>Eficiencia explotación</i>							
NUE _{EX} , %	31,6	26,8 ^a	33,4 ^{abc}	27,8 ^{ab}	31,5 ^{ab}	40,6 ^c	35,1 ^{bc}
PUE _{EX} , %	60,2	32,7	54,7	34,7	66,1	61,1	51,4
<i>Eficiencia suelo</i>							
NUE _{SU} , %	67,5	61,3 ^{ab}	57,6 ^a	63,1 ^{ab}	68,8 ^{ab}	62,7 ^{ab}	74,1 ^c
PUE _{SU} , %	94	54,7	114	65	99	111	94
<i>Producción y composición de la leche</i>							
Leche FPCM, t año ⁻¹	795	1978 ^b	2037 ^b	1143 ^a	641 ^a	657 ^a	1085 ^a
Leche FPCM, t ha ⁻¹	13,2	29,7 ^b	27,2 ^{ab}	18,4 ^a	16,9 ^a	18,2 ^a	25,5 ^{ab}
Leche FPCM, t VL ⁻¹	6,67	9,14 ^c	8,21 ^{bc}	8,24 ^{bc}	6,16 ^a	7,54 ^{abc}	7,05 ^{ab}
Leche, kg FPCM d ⁻¹	25,1	34,1 ^c	30,7 ^{bc}	31,2 ^{bc}	23,2 ^a	28,5 ^{abc}	26,4 ^{ab}
Grasa bruta, %	3,75	3,66	3,70	3,74	3,77	3,73	3,71
Proteína bruta, %	3,19	3,28 ^b	3,30 ^b	3,28 ^b	3,17 ^a	3,22 ^{ab}	3,21 ^{ab}
Urea, mg dL ⁻¹	17,6	19,3 ^c	18,8 ^{bc}	17,2 ^{ab}	17,6 ^{abc}	16,4 ^a	18,2 ^{abc}
CLA, % AGs	0,58	0,57 ^b	0,38 ^a	0,53 ^b	0,59 ^b	0,57 ^b	0,63 ^b
Ω6/Ω3	3,99	4,21	4,48	4,44	3,95	3,58	3,75
<i>Eficiencia alimentación</i>							
Kg leche kg ⁻¹ MS ingerida _{VL}	1,25	1,48 ^b	1,5 ^b	1,51 ^b	1,18 ^a	1,36 ^{ab}	1,44 ^b
Kg leche kg ⁻¹ MS ingerida _{CR}	0,88	1,09 ^b	1,05 ^b	1,14 ^b	0,81 ^a	1,04 ^b	1,04 ^b
Kg MS kg ⁻¹ leche FPCM _{CR}	0,87	0,72 ^a	0,70 ^a	0,71 ^a	0,93 ^b	0,79 ^{ab}	0,74 ^a
NUE _{VL} , %	25,9	28,1 ^{ab}	30,1 ^b	32,4 ^b	24,2 ^a	28,9 ^{ab}	29,4 ^{ab}
NUE _{CR} , %	19,0	22,4 ^b	23,6 ^b	23,7 ^b	17,4 ^a	23,5 ^b	22,1 ^{ab}
PUE _{VL} , %	31,7	34,6 ^{ab}	38,3 ^b	39,1 ^b	29,7 ^a	37,0 ^b	24,4 ^{ab}
PUE _{CR} , %	18,1	19,9 ^{ab}	22,0 ^b	23,9 ^b	18,6 ^a	22,5 ^b	20,7 ^b
<i>Energía</i>							
Gasóleo, L ha ⁻¹	289	334	343	236	295	234	348

CyL: Castilla y León. Cat: Cataluña. Gal: Galicia. Cant: Cantabria. Ast: Asturias. Nav: Navarra. t: toneladas. MS: materia seca. UGM: unidad de ganado mayor. VL: vaca lechera. FPCM: leche estandarizada por grasa al 4 % y proteína al 3 %. C: carbono. CLA: ácido linoleico conjuntado. NUE_{VL}: eficiencia utilización del N en las vacas lecheras. NUE_{EX} y PUE_{EX}: eficiencia de utilización del N y P en la explotación. NUE_{SU} y PUE_{SU}: eficiencia de utilización del N y P en el suelo. NUE_{VL} y PUE_{VL}: eficiencia utilización del N y P en las vacas lechera. NUE_{CR} y PUE_{CR}: eficiencia utilización del N y P en el conjunto del rebaño. medias con diferente letra dentro de la misma fila difieren ($P < 0,05$).

La pradera constituye la base principal de la alimentación forrajera en las explotaciones de la cornisa Cantábrica ($P < 0,05$), aunque se reserva una parte de la superficie para CFA, especialmente maíz en sucesión con raigrás italiano o cereales de invierno. La producción forrajera media del conjunto de explotaciones fue de $7,4 \text{ t MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, registrándose los menores rendimientos en Galicia, Asturias y Cantabria (Tabla 2).

Las unidades de ganado mayor (UGM), el número de vacas lecheras (VL), así como la compra de alimentos en t MS ha^{-1} y de pienso en $\text{t VL}^{-1} \text{ año}^{-1}$, fueron significativamente superiores en las explotaciones de Castilla y León y Cataluña ($P < 0,05$). Por el contrario, el porcentaje de forraje de producción propia fue mayor en las explotaciones del norte peninsular ($P < 0,05$).

El volumen de purín no difirió entre CC. AA., con una media de $61,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, que contienen 325 kg N - 22 kg P - 261 kg K y 3711 kg C año (Tabla 2). La compra de fertilizante nitrogenado fue mayor en las explotaciones de Galicia y Navarra ($P < 0,05$), mientras que la de fósforo destacó en Galicia ($P < 0,05$).

La mayor producción de leche por explotación se registró en Castilla y León (1978 t año^{-1}), y la menor en Cantabria (641 t año^{-1}). Los rendimientos por hectárea oscilaron entre $29,7$ y $16,9 \text{ t año}^{-1}$, y entre $9,14$ - $6,16 \text{ t vaca}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 2).

La eficiencia bruta en vacas lecheras, expresada como $\text{kg de leche por kg de materia seca ingerida (MSI)}$, fue de $1,25 \text{ kg kg}^{-1}$ en promedio, mientras que en el conjunto del rebaño fue de $0,88 \text{ kg kg}^{-1}$, con diferencias significativas entre Comunidades (Tabla 2). En ambos casos, aquella eficiencia puede aumentar $0,00011 \text{ kg kg}^{-1}$ en las VL ($r^2 = 0,57$; $P < 0,001$) y disminuir $0,000087 \text{ kg kg}^{-1}$ en CR ($r^2 = 0,59$; $P < 0,001$) al aumentar un kilogramo la producción de leche corregida por grasa y proteína vaca y año.

De igual forma, las eficiencias de utilización de nitrógeno (NUE) y fósforo (PUE) de la dieta fueron diferentes entre Comunidades ($P < 0,05$) tanto en vacas lecheras (NUE_{VL} , PUE_{VL}), como en el conjunto del rebaño (NUE_{CR} , PUE_{CR}); a nivel de explotación (NUE_{EX} , PUE_{EX}) y del suelo (NUE_{SU} - PUE_{SU}).

Análisis de componentes principales

La prueba de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) arrojó un valor de $0,702$, indicando la adecuación de los datos al análisis de componentes principales. El test de esfericidad de Bartlett (Bartlett, 1951) fue significativo ($P < 0,000$), con un valor de Chi-cuadrado de $2883,552$. Se seleccionaron los cuatro primeros componentes principales, todos con autovalores mayores que 1 , según el criterio de Köbrich *et al.* (2002) y Uriel y Aldás (2005), que explican en conjunto el $85,1 \%$ de la variabilidad original (Tabla 3).

El primer componente principal describe el "Balance de nutrientes en la explotación", explica el $29,9 \%$ de la variabilidad total, presentando correlaciones positivas con todas las variables empleadas (ver matriz de componentes principales rotados). Puntuaciones elevadas de este componente se corresponden con explotaciones de mayores entradas de N y P, lo que sugiere un perfil de granjas intensivas con baja base territorial y elevada carga ganadera (clasificadas como IntBbTe).

El segundo componente hace referencia a la "Eficiencia de la explotación", explica el $24,1 \%$ de la variabilidad total mostrando altas comunalidades (Tabla 3). Las explotaciones con puntuaciones elevadas tienen una menor huella de carbono asociada a la mayor la producción de forraje y leche, consideradas como explotaciones intensivas con alta base territorial (IntAbTe).

El tercer componente principal, que representa la "Gestión del N del purín", explica el $18,0 \%$ de la varianza. Explotaciones con

Tabla 3. Componentes principales rotados (CP_r) tipificación indicadores ambientales por kilogramo de leche corregido por grasa y proteína (IDF, 2015).

Table 3. Rotated principal components (CP_r) typing environmental indicators per kilogram of milk corrected for fat and protein (IDF, 2015).

	Matriz componentes rotados ¹			
	CP1	CP2	CP3	CP4
Surplus N _(0,889)	0,916			
Riesgo ambiental N _{explotación (0,888)}	0,862			
Riesgo ambiental P _{explotación (0,868)}	0,854			
Surplus P _(0,822)	0,726			
Huella nitrógeno total FPCM _(0,759)	0,724			
Huella carbono total FPCM _(0,921)		0,919		
Huella carbono kg ⁻¹ peso vivo _(0,912)		0,916		
Huella hídrica total _(0,785)		0,862		
N-NH ₃ g kg ⁻¹ FPCM _(0,901)			0,910	
Huella nitrógeno reactivo _(0,881)			0,902	
Eutrofización potencial _(0,795)				0,810
Acidificación potencial _(0,798)				0,723
Autovalor	4,84	2,36	1,95	1,06
Varianza, %	29,9	24,1	18,0	13,0
Varianza acumulada, %	29,9	54,0	72,1	85,1

() : comunales. ¹: saturaciones de las variables en cada factor, varían entre -1 y 1. CP: componentes principales.

puntuaciones más altas en este componente señalan volúmenes de purín inferiores que no requieren intervenciones tecnológicas, considerándose este grupo como explotaciones extensivas con alta base territorial y baja producción de leche (ExtAbTe).

El cuarto componente, representando el “Deterioro ambiental del ecosistema”, explica el

13,0 % de la variabilidad en los procesos de producción. Las explotaciones que presentan puntuaciones elevadas en este componente se clasifican como explotaciones extensivas con baja base territorial (ExtBbTe), caracterizadas por una fuerte dependencia de la pradera, alta fertilización nitrogenada y una elevada suplementación con pienso por litro de leche.

Análisis de conglomerados y definición de la tipología

La agrupación óptima fue la de 4 cuatro grupos utilizando la distancia euclidiana, conformados por el Grupo I: 64 explotaciones (27 %); Grupo II: 131 explotaciones (55,2 %), Grupo III: 8 explotaciones (3,3 %) y el Grupo IV: 34 explotaciones (14,3 %). La representación gráfica se muestra en la Figura 1, y en la Figura 2, el número de explotaciones de cada grupo entre CC. AA. El análisis discriminante clasificó de manera correcta el 94,9 % de las explotaciones. En las Tablas 4 y 5 se presentan las diferencias y similitudes de los grupos identificados.

En base a esta información, se definieron las siguientes tipologías. En términos generales, se detectan dos grandes sistemas de produc-

ción lechera: intensivos y extensivos, cada uno subdividido en dos tipologías: i) Intensivas con baja base territorial (Grupo I: IntBbTe) o con alta base territorial (Grupo II: IntAbTe) y ii) Extensivas con alta base territorial (Grupo III: ExtAbTe) o con baja base territorial (Grupo IV: ExtBbTe).

Los Grupos I y II (intensivos) concentran el 82,2 % de las explotaciones, mientras que los Grupos III y IV (extensivos) representaron el 17,8 % (Tabla 4). En general, la superficie total fue similar entre ambos grupos (42,8 vs. 42,8 ha); por contra, la dedicada a cultivos forrajeros anuales (CFA) fue superior en los primeros ($P < 0,05$), con porcentajes medios del 29,4 % vs. 0,67 %, respectivamente. De igual forma, la carga ganadera (3,29 vs. 2,8 UGM ha⁻¹), la producción de leche (14,3 vs. 7,8 t ha⁻¹) y la compra de alimentos (50,3 % vs. 43,3 %) fueron

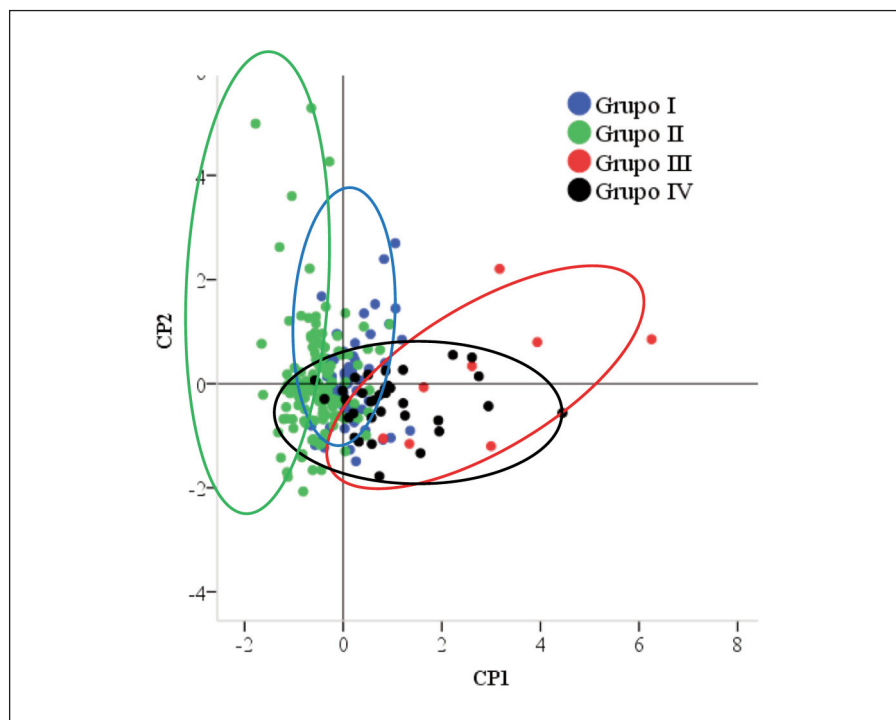


Figura 1. Posición de las explotaciones conforme a la puntuación para CP1 y CP2.
Figure 1. Position of the farms according to the score for CP1 and CP2.

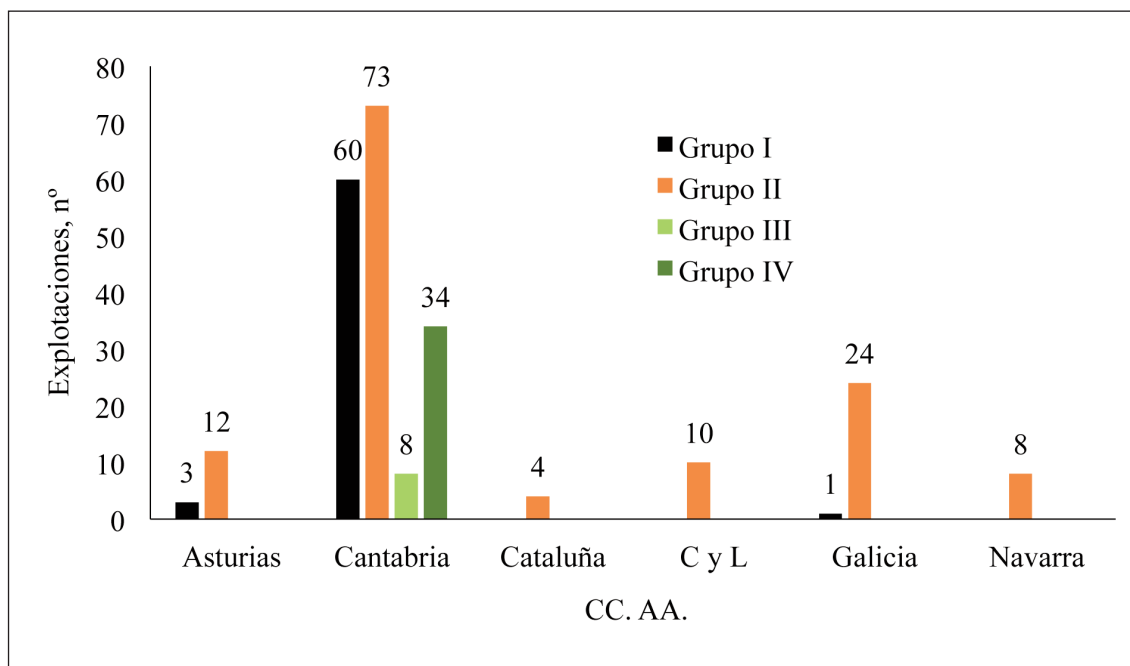


Figura 2. Número de explotaciones de cada grupo por comunidad autónoma.

Figure 2. Number of farms in each group by Autonomous Community.

superiores en las intensivas ($P < 0,05$). La composición elemental de las dietas en las vacas lecheras viene representada en la Tabla 4, localizándose el mayor consumo de ensilado de maíz en los Grupos I y II ($P < 0,05$), mientras el ensilado de hierba y la hierba verde lo hace en los Grupos III y IV ($P < 0,05$). El porcentaje de concentrado fue menor en las explotaciones del Grupo III ($P < 0,05$).

En cuanto a los impactos ambientales (Tabla 5), los Grupos I y II presentaron menores valores por kilogramo de leche producida. Algunos impactos se correlacionan positivamente con el consumo de pienso por kilogramo de leche (Tabla 6), y negativamente con la producción anual de leche por vaca, y las eficiencias de utilización del N en el conjunto del rebaño (NUE_{CR}) y de la explotación (NUE_{EX}).

Grupo I (IntBbTe): Explotaciones Intensivas con baja base territorial

Este grupo concentra el 27 % de la muestra, localizándose el 4,6 % en Asturias; el 93,7 % en Cantabria y el 1,56 % en Galicia (Figura 2). La base territorial fue similar a la del Grupo IV, al igual que la compra de alimentos por hectárea en los Grupos II y IV (Tabla 4). El 79,9 % de la superficie total (33,9 ha) está dedicada a pradera y el 19,9 % a cultivos forrajeros (maíz en sucesión con raigrás italiano o cereales de invierno). La producción forrajera ($7,6 \text{ t MS ha}^{-1}$) satisface el 48,7 % las necesidades nutritivas del rebaño. La carga ganadera de $3,67 \text{ UGM ha}^{-1}$ fue similar a los Grupos II y IV, generando $431\text{-}25,3\text{-}316\text{-}5100 \text{ kg N-P-K-C ha}^{-1}$ del purín. Para las eficiencias de utilización del N y P de la dieta en

Tabla 4. Características técnico-productivas de las tipologías (media $\pm$ desviación estándar).
 Table 4. Technical-productive characteristics of the typologies (mean $\pm$ standard deviation).

Grupo	Grupo de explotaciones			
	I	II	III	IV
Nº explotaciones	64	131	8	34
% sobre el total	27 %	55,2 %	3,3 %	14,3 %
Tipología	IntBbTe	IntAbTe	ExtAbTe	ExtBbTe
<i>Superficie total</i>				
Superficie total, ha	33,9 $\pm$ 21 ^a	50,1 $\pm$ 29,4 ^b	60,0 $\pm$ 9,9 ^b	25,6 $\pm$ 15,6 ^a
Pradera, %	79,9 $\pm$ 21,2 ^a	64,4 $\pm$ 38,0 ^a	99,2 $\pm$ 2,1 ^b	99,3 $\pm$ 3,5 ^b
Superficie pradera verde, %	21,1 $\pm$ 24,7 ^a	33,2 $\pm$ 36,3 ^a	77,1 $\pm$ 28,2 ^b	78,4 $\pm$ 25,3 ^b
Superficie pradera ensilado/heno, %	71,3 $\pm$ 26,1 ^c	49,6 $\pm$ 40,0 ^b	22,8 $\pm$ 28,2 ^a	21,5 $\pm$ 25,3 ^a
Maíz, ha	7,7 $\pm$ 13 ^{ab}	13,0 $\pm$ 21,7 ^b	0,38 $\pm$ 1,06 ^a	0,15 $\pm$ 0,86 ^a
Cultivos forrajeros anuales, %	19,9 $\pm$ 21,3 ^b	34,1 $\pm$ 37,2 ^b	0,75 $\pm$ 2,1 ^a	0,67 $\pm$ 3,5 ^a
Producción forraje, t MS ha ⁻¹	7,6 $\pm$ 1,9 ^b	7,9 $\pm$ 2,7 ^b	5,5 $\pm$ 0,63 ^a	5,7 $\pm$ 0,65 ^a
<i>Animales</i>				
UGM, nº	134 $\pm$ 139 ^{ab}	152 $\pm$ 115 ^b	72 $\pm$ 34 ^a	72 $\pm$ 51 ^a
Carga ganadera, UGM ha ⁻¹	3,67 $\pm$ 1,84 ^a	3,10 $\pm$ 1,73 ^a	1,19 $\pm$ 0,48 ^b	3,18 $\pm$ 1,46 ^a
Vacas lecheras, nº	80 $\pm$ 81 ^{ab}	92 $\pm$ 70 ^b	38 $\pm$ 16 ^a	42 $\pm$ 34 ^a
Reposición	39,9 $\pm$ 10,5	38,8 $\pm$ 11,7	38,4 $\pm$ 12,3	39,1 $\pm$ 13,3
<i>Alimentos</i>				
Producción propia, %	48,7 $\pm$ 13,6 ^a	50,2 $\pm$ 16,0 ^a	79,1 $\pm$ 18,2 ^b	51,4 $\pm$ 11,3 ^a
Pienso comprado, t ha ⁻¹	10,1 $\pm$ 6,8 ^b	8,4 $\pm$ 6,0 ^b	1,2 $\pm$ 1,3 ^a	6,5 $\pm$ 3,2 ^b
Forraje comprado, t ha ⁻¹	3,50 $\pm$ 4,19 ^b	2,73 $\pm$ 3,3 ^b	0,67 $\pm$ 1,25 ^a	3,18 $\pm$ 2,59 ^b
Pienso, t MS VL ⁻¹ año ⁻¹	3,65 $\pm$ 1,13 ^b	3,52 $\pm$ 1,1 ^b	1,36 $\pm$ 1,3 ^a	3,01 $\pm$ 0,78 ^b
Pienso, kg MS kg ⁻¹ leche FPCM	0,58 $\pm$ 0,15 ^b	0,46 $\pm$ 0,12 ^a	0,48 $\pm$ 0,47 ^a	0,63 $\pm$ 0,11 ^b
<i>Dieta, % sobre materia seca</i>				
Hierba verde, %	9,3 $\pm$ 15,6 ^a	9,8 $\pm$ 14,7 ^a	31,2 $\pm$ 25,6 ^c	21,2 $\pm$ 14,9 ^b
Ensilado maíz, %	13,2 $\pm$ 11,2 ^b	15,3 $\pm$ 14,6 ^b	1,5 $\pm$ 4,2 ^a	1,2 $\pm$ 5,1 ^a
Ensilado hierba, %	18,0 $\pm$ 10,2 ^a	16,5 $\pm$ 12,7 ^a	27,1 $\pm$ 9,5 ^b	16,6 $\pm$ 8,6 ^a
Otros ensilados, %	3,9 $\pm$ 6,9 ^b	14,9 $\pm$ 12,1 ^a	—	—
Todos los ensilados	31,5 $\pm$ 13,6 ^b	34,3 $\pm$ 15,5 ^b	28,6 $\pm$ 11,8 ^b	17,8 $\pm$ 9,4 ^a
Henos, %	13,5 $\pm$ 10,7 ^a	11,2 $\pm$ 11,3 ^a	22,3 $\pm$ 21,0 ^b	18,1 $\pm$ 10,7 ^{ab}
Pienso, %	45,6 $\pm$ 10,9 ^b	44,7 $\pm$ 11,1 ^b	17,8 $\pm$ 14,6 ^a	42,7 $\pm$ 10,4 ^b

Tabla 4. Características técnico-productivas de las tipologías (media $\pm$ desviación estándar) (continuación).
 Table 4. Technical-productive characteristics of the typologies (mean $\pm$ standard deviation) (continuation).

Grupo	Grupo de explotaciones			
	I	II	III	IV
Nº explotaciones	64	131	8	34
% sobre el total	27 %	55,2 %	3,3 %	14,3 %
Tipología	IntBbTe	IntAbTe	ExtAbTe	ExtBbTe
<i>Fertilización inorgánica</i>				
N, kg ha ⁻¹	22,6 $\pm$ 31,5 ^{ab}	51,4 $\pm$ 69,8 ^b	1,0 $\pm$ 2,8 ^a	53,7 $\pm$ 59,8 ^{ab}
P, kg ha ⁻¹	12,8 $\pm$ 14,6	21,5 $\pm$ 30,4	0,38 $\pm$ 1,0	18,3 $\pm$ 64,2
K, kg ha ⁻¹	11,6 $\pm$ 17,1	12,9 $\pm$ 24,4	0,50 $\pm$ 1,4	1,1 $\pm$ 4,8
<i>Fertilización orgánica</i>				
Purín fresco, t ha ⁻¹	72,4 $\pm$ 39,3 ^b	60,7 $\pm$ 36,1 ^b	20,3 $\pm$ 7,9 ^a	53,6 $\pm$ 24,7 ^b
C del purín, t ha ⁻¹	5,10 $\pm$ 3,1 ^c	3,47 $\pm$ 2,4 ^b	0.69 $\pm$ 0,44 ^a	2.79 $\pm$ 1,7 ^b
N, kg ha ⁻¹	431 $\pm$ 256 ^c	312 $\pm$ 225 ^{bc}	53 $\pm$ 31 ^a	241 $\pm$ 147 ^{bc}
P, kg ha ⁻¹	25,3 $\pm$ 14,6 ^b	22,2 $\pm$ 11,7 ^b	6,6 $\pm$ 3,7 ^a	19,8 $\pm$ 13,0 ^b
K, kg ha ⁻¹	316 $\pm$ 158 ^b	243 $\pm$ 134 ^b	95 $\pm$ 35 ^a	259 $\pm$ 123 ^b
<i>Eficiencia explotación</i>				
NUE _{EX} , %	31,5 $\pm$ 7,6 ^a	31,3 $\pm$ 8,9 ^a	37,3 $\pm$ 20,6 ^b	31,7 $\pm$ 6,4 ^a
PUE _{EX} , %	55,8 $\pm$ 16,8 ^a	49,3 $\pm$ 234 ^a	383 $\pm$ 817 ^b	43,9 $\pm$ 19,4 ^a
<i>Eficiencia suelo</i>				
NUE _{SU} , %	59,4 $\pm$ 7,9 ^a	66,5 $\pm$ 15,4 ^b	85,6 $\pm$ 11,6 ^c	83,9 $\pm$ 8,2 ^c
PUE _{SU} , %	91 $\pm$ 109 ^a	75 $\pm$ 63 ^a	444 $\pm$ 548 ^b	93 $\pm$ 43 ^a
<i>Producción de leche</i>				
Leche FPCM, t año ⁻¹	666 $\pm$ 778 ^{bc}	1025 $\pm$ 882 ^c	123 $\pm$ 42 ^a	314 $\pm$ 292 ^{ab}
Leche FPCM, t ha ⁻¹	13,76 $\pm$ 7,3 ^{bc}	14,65 $\pm$ 9,2 ^c	1,78 $\pm$ 0,78 ^a	9,23 $\pm$ 5,3 ^b
Leche FPCM, t VL ⁻¹	6,31 $\pm$ 1,2 ^c	7,53 $\pm$ 1,7 ^d	2,91 $\pm$ 0,81 ^a	4,96 $\pm$ 1,3 ^b
Leche, kg FPCM VL ⁻¹ d ⁻¹	23,6 $\pm$ 4,7 ^c	28,4 $\pm$ 6,5 ^d	11,0 $\pm$ 3,1 ^a	18,7 $\pm$ 4,9 ^b
Grasa bruta, %	3,8 $\pm$ 0,17	3,72 $\pm$ 0,23	3,77 $\pm$ 0,17	3,8 $\pm$ 0,13
Proteína bruta, %	3,18 $\pm$ 0,11 ^{ab}	3,22 $\pm$ 0,12 ^b	3,11 $\pm$ 0,14 ^{ab}	3,13 $\pm$ 0,05 ^a
Urea, mg dL ⁻¹	16,4 $\pm$ 1,3 ^{ab}	17,6 $\pm$ 2,1 ^b	19,1 $\pm$ 1,8 ^b	19,6 $\pm$ 1,9 ^b
CLA, % AGs	0,56 $\pm$ 0,06 ^b	0,57 $\pm$ 0,11 ^b	0,85 $\pm$ 0,16 ^a	0,62 $\pm$ 0,05 ^b
$\Omega 6/\Omega 3$	4,21 $\pm$ 0,85 ^b	4,09 $\pm$ 1,07 ^b	2,20 $\pm$ 0,67 ^a	3,62 $\pm$ 0,89 ^b

Tabla 4. Características técnico-productivas de las tipologías (media $\pm$ desviación estándar) (continuación).
 Table 4. Technical-productive characteristics of the typologies (mean $\pm$ standard deviation) (continuation).

Grupo	Grupo de explotaciones			
	I	II	III	IV
Nº explotaciones	64	131	8	34
% sobre el total	27 %	55,2 %	3,3 %	14,3 %
Tipología	IntBbTe	IntAbTe	ExtAbTe	ExtBbTe
<i>Eficiencia alimentación</i>				
Forraje / Concentrado en VL	1,33 $\pm$ 0,71 ^a	1,43 $\pm$ 0,78 ^a	4,96 $\pm$ 3,23 ^b	1,49 $\pm$ 0,73 ^a
Kg leche kg ⁻¹ MS ingerido _{VL}	1,12 $\pm$ 0,21 ^b	1,39 $\pm$ 0,21 ^c	0,81 $\pm$ 0,22 ^a	1,08 $\pm$ 0,22 ^b
Kg leche kg ⁻¹ MS ingerido _{CR}	0,94 $\pm$ 0,17 ^b	0,77 $\pm$ 0,12 ^a	1,4 $\pm$ 0,47 ^c	1,0 $\pm$ 0,21 ^b
Kg MS kg ⁻¹ leche FPCM _{CR}	0,80 $\pm$ 0,12 ^a	1,0 $\pm$ 0,20 ^c	0,43 $\pm$ 0,17 ^a	0,69 $\pm$ 0,21 ^a
NUE _{VL} %	23,7 $\pm$ 5,08 ^b	28,9 $\pm$ 5,4 ^c	15,3 $\pm$ 3,4 ^a	20,9 $\pm$ 4,7 ^b
NUE _{CR} %	16,2 $\pm$ 3,3 ^b	22,1 $\pm$ 4,8 ^c	7,6 $\pm$ 2,03 ^a	14,8 $\pm$ 5,5 ^b
PUE _{VL} %	30,5 $\pm$ 6,5 ^b	34,5 $\pm$ 6,9 ^c	28,2 $\pm$ 5,1 ^b	24,0 $\pm$ 5,4 ^a
PUE _{CR} %	16,5 $\pm$ 3,3 ^b	20,5 $\pm$ 4,6 ^c	11,3 $\pm$ 3,7 ^a	13,7 $\pm$ 3,4 ^a
<i>Energía</i>				
Gasóleo, L ha ⁻¹	338 $\pm$ 168 ^b	278 $\pm$ 155 ^b	108 $\pm$ 44 ^a	286 $\pm$ 131 ^b

Grupo I (IntBbTe), intensivas con baja base territorial; Grupo II (IntAbTe), intensivas con alta base territorial. Grupo III (ExtAbTe), extensivas alta base territorial. Grupo IV (ExtBbTe), Extensivas baja base territorial. t: toneladas. MS: materia seca. UGM: unidad de ganado mayor. VL: vaca lechera. FPCM: leche estandarizada por grasa al 4 % y proteína al 3 %. C: carbono. NUE_{EX}: eficiencia de utilización del N en el suelo. PUE_{EX}: eficiencia de utilización del P en el suelo. CLA: ácido linoleico conjuntado. NUE_{VL}: eficiencia utilización del N en las vacas lecheras. PUE_{VL}: eficiencia utilización del P en las vacas lechera. NUE_{CL}: eficiencia utilización del N en el conjunto del rebaño. PUE_{CR}: eficiencia utilización del P en el conjunto del rebaño. NUE_{SU}: eficiencia utilización del N en el suelo. PUE_{SU}: eficiencia utilización del P en el suelo. medias con diferente letra dentro de la misma fila difieren ($P < 0,05$).

Tabla 5. Impactos ambientales por kilogramo de leche entre grupos (media $\pm$ desviación estándar).
 Table 5. Environmental impacts per kilogram of milk between groups (mean $\pm$ standard deviation).

Grupo		I	II	III	IV
Nº explotaciones	Media	64	131	8	34
% sobre el total		27 %	55,2 %	3,3 %	14,3 %
Tipología		IntBbTe	IntAbTe	ExtAbTe	ExtBbTe
<i>CO_{2e} kg⁻¹ leche FPCM</i>					
Huella de carbono parcial, HP	1,19 $\pm$ 0,40	1,34 $\pm$ 0,23 ^b	0,99 $\pm$ 0,18 ^a	2,53 $\pm$ 0,75 ^c	1,40 $\pm$ 0,38 ^b
Huella de carbono total, HT	1,30 $\pm$ 0,38	1,43 $\pm$ 0,23 ^b	1,10 $\pm$ 0,19 ^a	2,35 $\pm$ 0,83 ^c	1,59 $\pm$ 0,39 ^b
Huella asignada a leche, HAs	1,14 $\pm$ 0,38	1,22 $\pm$ 0,24 ^b	0,97 $\pm$ 0,19 ^a	1,97 $\pm$ 0,99 ^d	1,50 $\pm$ 0,44 ^c
CO _{2e} kg ⁻¹ peso vivo vendido	7,8 $\pm$ 2,3	8,6 $\pm$ 1,43 ^b	6,6 $\pm$ 1,14 ^a	14,6 $\pm$ 4,99 ^c	9,4 $\pm$ 2,41 ^b
Absorción de carbono	-0,13 $\pm$ 0,08	-0,16 $\pm$ 0,06 ^b	-0,10 $\pm$ 0,04 ^c	-0,34 $\pm$ 0,26 ^a	-0,09 $\pm$ 0,03 ^c
Soja	0,15 $\pm$ 0,09	0,18 $\pm$ 0,07	0,13 $\pm$ 0,11	0,15 $\pm$ 0,15	0,19 $\pm$ 0,07
iLUC	0,05 $\pm$ 0,06	0,04 $\pm$ 0,05	0,06 $\pm$ 0,07	0,02 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,05
CO _{2e} dentro explotación	0,80 $\pm$ 0,31	0,92 $\pm$ 0,20 ^b	0,64 $\pm$ 0,19 ^a	1,71 $\pm$ 0,50 ^c	1,04 $\pm$ 0,27 ^b
CO _{2e} fuera explotación	0,49 $\pm$ 0,19	0,52 $\pm$ 0,15 ^{ab}	0,46 $\pm$ 0,21 ^a	0,63 $\pm$ 0,35 ^b	0,55 $\pm$ 0,15 ^{ab}
<i>Nitrógeno, g kg⁻¹ leche FPCM</i>					
Huella nitrógeno total, HN _t	19,9 $\pm$ 6,2	22,6 $\pm$ 5,1 ^b	18,1 $\pm$ 5,9 ^a	23,28 $\pm$ 10,6 ^b	21,1 $\pm$ 5,85 ^{ab}
Huella nitrógeno reactivo, HN _r	6,4 $\pm$ 3,2	9,05 $\pm$ 2,85 ^b	5,55 $\pm$ 1,95 ^b	10,2 $\pm$ 7,7 ^c	3,97 $\pm$ 0,90 ^a
N-NH ₃	3,41 $\pm$ 1,8	5,34 $\pm$ 1,24 ^c	2,90 $\pm$ 1,38 ^b	2,45 $\pm$ 2,01 ^{ab}	2,0 $\pm$ 1,39 ^a
Acidificación potencial (SO _{2e})	12,8 $\pm$ 7,9	18,8 $\pm$ 5,8 ^b	8,68 $\pm$ 4,83 ^a	7,48 $\pm$ 18,0 ^a	19,1 $\pm$ 6,49 ^b
Eutrofización potencial (NO _{3e})	43,6 $\pm$ 23,4	57,9 $\pm$ 12,7 ^c	35,7 $\pm$ 16,5 ^b	-14,5 $\pm$ 39,8 ^a	61,2 $\pm$ 20,5 ^c
<i>Ocupación del territorio, m² kg⁻¹ PPCM</i>					
Ocupación territorio	2,15 $\pm$ 1,1	2,58 $\pm$ 0,94 ^b	2,04 $\pm$ 1,12 ^{ab}	2,13 $\pm$ 2,35 ^{ab}	1,82 $\pm$ 0,89 ^a
Dentro explotación	0,910,58	0,97 $\pm$ 0,75 ^b	0,98 $\pm$ 0,51 ^b	0,55 $\pm$ 0,83 ^a	0,63 $\pm$ 0,29 ^{ab}
Fuera explotación	1,24 $\pm$ 1,1	1,61 $\pm$ 1,01	1,06 $\pm$ 1,05	1,58 $\pm$ 2,53	1,19 $\pm$ 0,80
<i>Huella hídrica, litros agua kg⁻¹ FPCM</i>					
Huella hídrica total, HHt	1093 $\pm$ 469	1128 $\pm$ 239 ^b	884 $\pm$ 266 ^a	2036 $\pm$ 811 ^c	1613 $\pm$ 615 ^d
Huella hídrica verde, HHv	935 $\pm$ 433	959 $\pm$ 205 ^b	745 $\pm$ 252 ^a	1816 $\pm$ 745 ^d	1413 $\pm$ 571 ^c
Huella hídrica azul + gris, HH _{a+g}	158 $\pm$ 52	168 $\pm$ 45 ^b	138 $\pm$ 35 ^a	220 $\pm$ 111 ^c	201 $\pm$ 58 ^c
HH, L Kcal ⁻¹ de EB leche	1,57 $\pm$ 0,69	1,55 $\pm$ 0,32 ^a	1,29 $\pm$ 0,34 ^a	3,12 $\pm$ 1,76 ^c	2,14 $\pm$ 0,82 ^b
HH, L g ⁻¹ de GB leche	30,3 $\pm$ 13,1	29,8 $\pm$ 6,0 ^a	25,1 $\pm$ 6,6 ^a	60,0 $\pm$ 33,1 ^c	41,7 $\pm$ 15,5 ^b
HH, L g ⁻¹ de PB leche	36,2 $\pm$ 16,7	35,7 $\pm$ 7,8 ^a	29,3 $\pm$ 8,0 ^a	73,3 $\pm$ 41,8 ^c	50,2 $\pm$ 19,8 ^b

Tabla 5. Impactos ambientales por kilogramo de leche entre grupos (media $\pm$ desviación estándar) (continuación).

Table 5. Environmental impacts per kilogram of milk between groups (mean $\pm$ standard deviation) (continuation).

Grupo		I	II	III	IV
Nº explotaciones	Media	64	131	8	34
% sobre el total		27 %	55,2 %	3,3 %	14,3 %
Tipología		IntBbTe	IntAbTe	ExtAbTe	ExtBbTe
<i>Huella energética, MJ kg⁻¹ FPCM</i>					
Huella energética total, HE _t	4,03 $\pm$ 1,4	4,40 $\pm$ 1,49 ^b	3,58 $\pm$ 1,16 ^a	6,25 $\pm$ 1,87 ^c	4,55 $\pm$ 1,14 ^b
Huella energética directa, HE _d	1,64 $\pm$ 1,1	1,66 $\pm$ 1,11 ^a	1,50 $\pm$ 1,10 ^a	3,57 $\pm$ 1,92 ^b	1,73 $\pm$ 0,45 ^a
Huella energética indirecta, HE _i	2,39 $\pm$ 0,95	2,74 $\pm$ 1,05 ^b	2,08 $\pm$ 0,64 ^a	3,20 $\pm$ 2,13 ^b	2,76 $\pm$ 0,93 ^b
<i>Surplus, g kg⁻¹ FPCM</i>					
N	13,4 $\pm$ 6,1	14,3 $\pm$ 5,49 ^{ab}	13,3 $\pm$ 6,46 ^a	17,6 $\pm$ 11,6 ^b	11,1 $\pm$ 3,05 ^a
P	1,15 $\pm$ 1,5	0,58 $\pm$ 1,14 ^{ab}	1,30 $\pm$ 1,78 ^{bc}	0,30 $\pm$ 2,09 ^a	1,91 $\pm$ 0,94 ^c
<i>Relación entradas $\div$ salidas</i>					
N	3,56 $\pm$ 0,40	3,96 $\pm$ 0,97 ^{bc}	3,40 $\pm$ 1,19 ^{ab}	4,59 $\pm$ 2,50 ^c	3,22 $\pm$ 0,72 ^a
P	2,95 $\pm$ 0,40	3,28 $\pm$ 1,14 ^b	2,96 $\pm$ 1,63 ^b	1,74 $\pm$ 1,78 ^a	2,59 $\pm$ 0,70 ^b

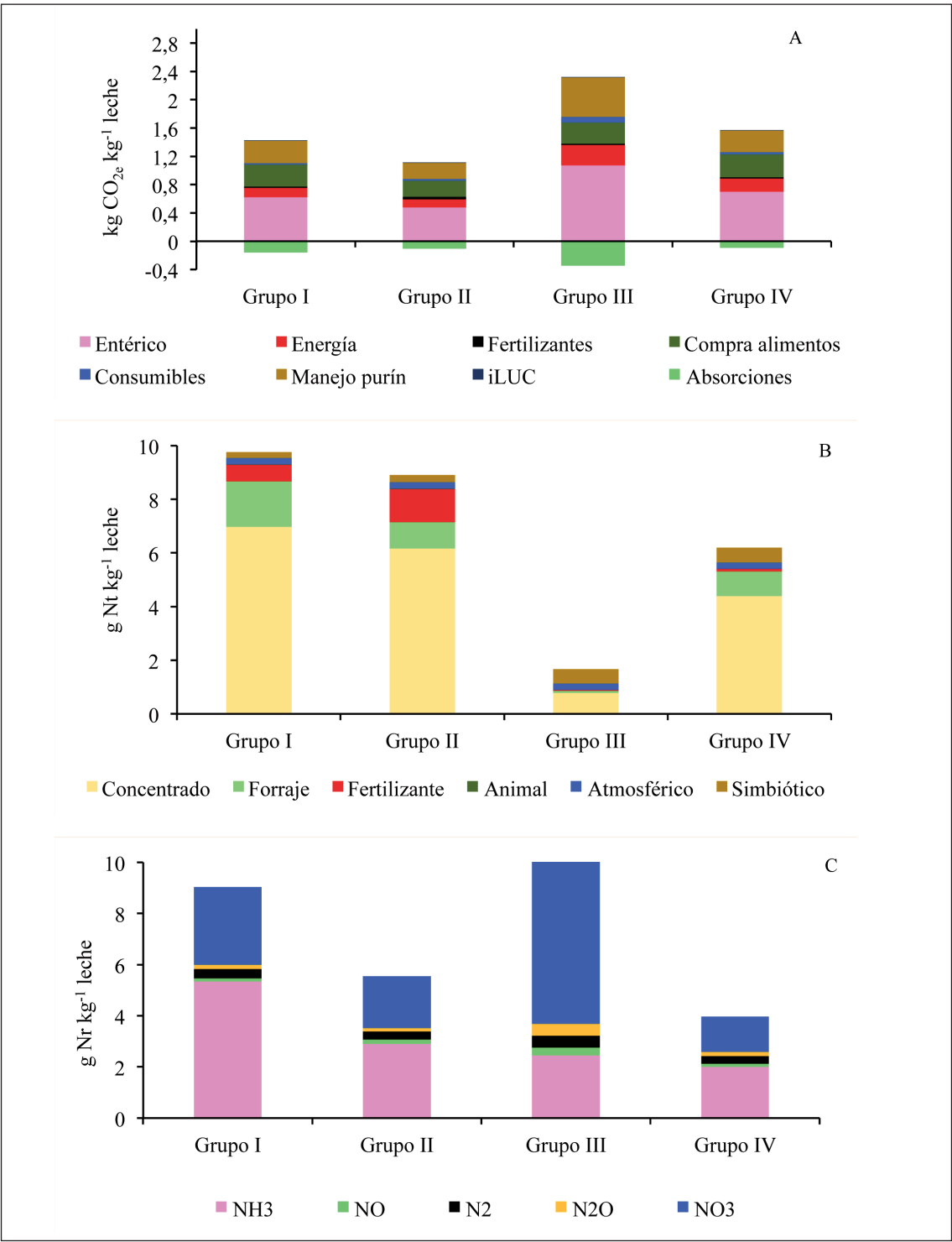
Grupo I (IntBbTe), intensivas con baja base territorial. Grupo II (IntAbTe), intensivas con alta base territorial. Grupo III (ExtAbTe), extensivas alta base territorial. Grupo IV (ExtBbTe), Extensivas baja base territorial. GB: grasa bruta. PB: proteína bruta. iLUC: uso indirecto del suelo. N: nitrógeno. P: fósforo. medias con diferente letra dentro de la misma fila difieren ($P < 0,05$).

las vacas lecheras (NUE_{VL} y PUE_{VL}), del conjunto del rebaño (NUE_{CR} y PUE_{CR}) y la del suelo (NUE_{SU}) fue la menor ($P < 0,05$) de las tipologías intensivas (Tabla 4).

Las huellas de carbono HP, HT y la asignada a leche fueron mayores ($P < 0,05$) respecto a su homóloga intensiva del Grupo II (Tabla 5). Las emisiones dentro de la explotación representan el 64,3 % para HT; de las cuales, el 87,5 % proceden del metano entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín (Figura 3A) y sólo el 11,2 % de HT son absorciones. La huella de N total (HN_t), las emisiones de amoníaco (N-NH₃), el potencial de

acidificación (SO_{2e}) y el potencial de eutrofización (NO_{3e}) también fueron superiores a su homóloga intensiva del Grupo II ($P < 0,05$). La distribución de la HN_t y HN_r viene representada en la Figura 3B y 3C.

La huella hídrica total (HH_t), verde (HH_v) y azul más gris (HH_{a+g}) fueron intermedias a la de los Grupos II y IV (Tabla 5), pero significativamente más altas dentro de la tipología intensiva ($P < 0,05$). La huella energética total (HE_t) y la indirecta (HE_i) fueron superiores a la del Grupo II (Tabla 5). El reparto de las huellas energética e hídrica se presenta en las Figuras 3D y 3E.



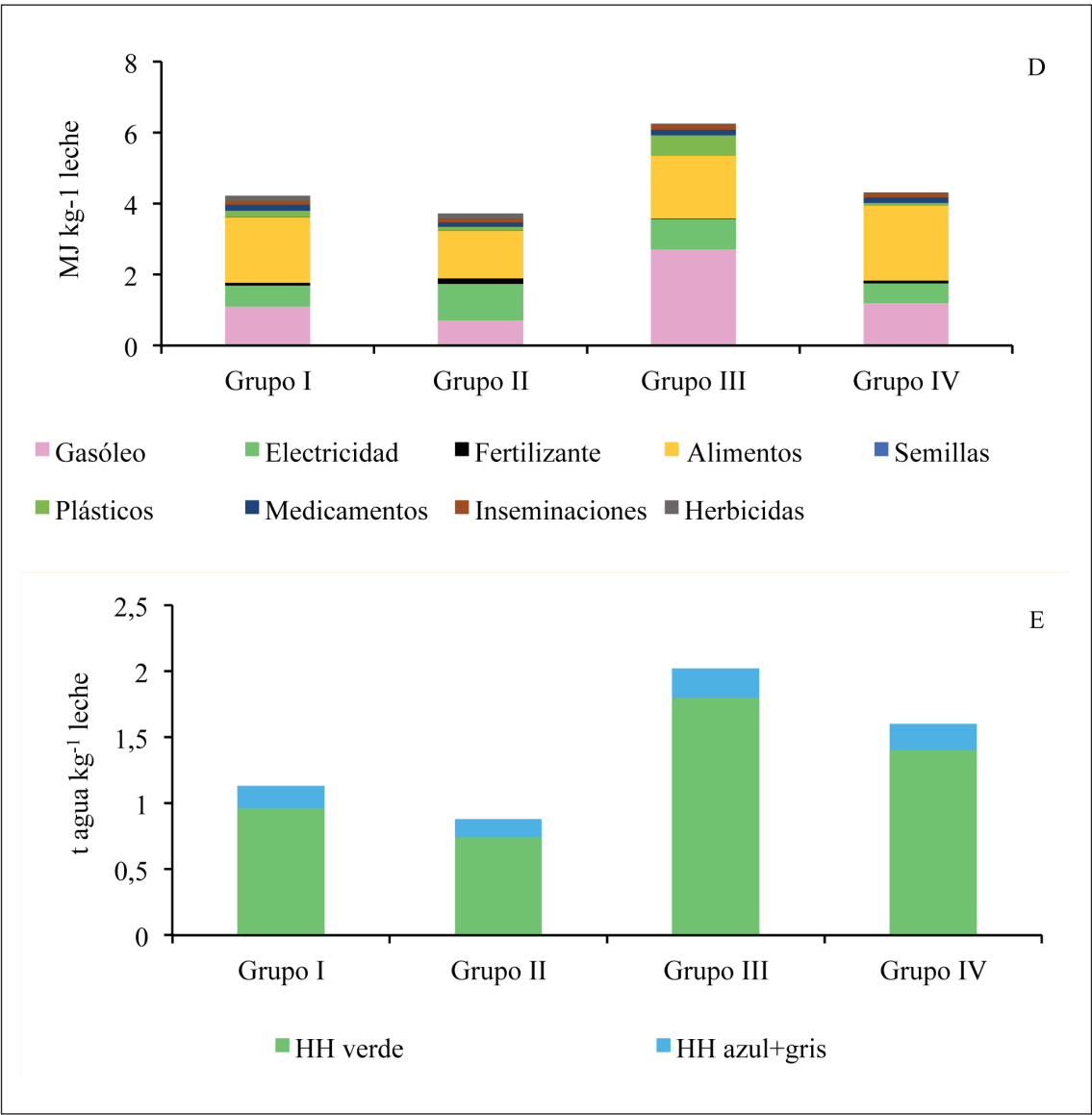


Figura 3. Reparto de las huellas de carbono (A), nitrógeno total (B), nitrógeno reactivo (C), energética (D) e hídrica (E).
Figure 3. Distribution of carbon (A), total nitrogen (B), reactive nitrogen (C), energy (D) and water (E) footprints.

Tabla 6. Relación entre variables técnicas con los impactos ambientales¹.
 Table 6. Relationship between technical variables and environmental impacts¹.

	UGM ha ⁻¹	Superficie (ha)	Pradera (%)	CFA (%)	Compra F+P (kg ha ⁻¹)	Fertilizante (kg N ha ⁻¹)	kg MS pienso kg ⁻¹ leche	Leche (kg VL ⁻¹ año ⁻¹)	Leche (kg ha ⁻¹)	NUE _{cr} (%)	NUE explotación (%)	Estiércol (kg ha ⁻¹)	N purín (kg ha ⁻¹)
HP	-	-	0,35**	-0,34**	-	-	0,35**	-0,65**	-0,33**	-0,81**	-	-	-
HT	-	-	0,31**	-0,31**	-	-	0,51**	-0,59**	-	-0,72**	-	-	-
HN _t	-	-	-	-	-	-	0,50**	-	-	-0,48**	-0,43**	-	-
HN _r	-	-	-	-	-	-	-0,18**	-0,17**	-0,17**	-0,14*	-	-	-
N-NH ₃	0,30**	-	-	-	0,27**	-	0,31**	-	0,22**	-	-	0,30**	0,48**
SO _{2e}	-	-0,38**	-	-	-	-	0,40**	-0,28**	-	-0,31**	-	-	-
NO _{3e}	0,38**	-	-	-	0,33**	-	0,45**	-	-	-	-0,30**	0,34**	0,37**
HE _d	-	-	-	-	-0,31**	-	-	-0,41**	-0,32**	-0,30**	-	-0,28**	-0,29**
HE _i	-	-	-	-	-	-	0,50**	-	-	-0,43**	-0,31**	-	-
HE _t	-	-	-	-	-	-	-	-0,42**	-	-0,50**	-	-	-
OT _t	0,52**	-	-	-	0,50**	-	-	-	0,44**	-	-	0,52**	0,54**
OT off-farm	-	-	-	-	-	-	-	0,31**	-	-	-	-	-
OT on-farm	0,50**	-	-	-	0,46**	-	-	-	0,35**	-	-	0,48**	0,50**
HH _t	-	-	0,50**	-0,49**	-	-	0,55**	-0,67**	-0,34**	-0,62**	-	-	-
HH _v	-	-	0,52**	-0,52**	-	-0,31**	0,51**	-0,68**	-0,38**	-0,62**	-	-	-0,22**
HH _{a+g}	0,35**	-	-	-	0,32**	-	0,71**	-0,42**	-	-0,49**	-	0,31**	0,25**
Surplus N	-	-	-	-	-	0,33**	-	-	-	-	-0,67**	-	-
Surplus P	-	-	-	-	-	0,33**	-	-	-	-	-0,40**	-	-

¹: coeficiente de correlación ≥0,30. CFA: cultivos forrajeros anuales; ** (P < 0,01).

Grupo II (IntAbTe): Explotaciones Intensivas con alta base territorial

Este grupo concentra el 55,2 % de explotaciones de la muestra (Tabla 4), estando presente en todas las CC. AA. (Figura 1). Estas explotaciones cuentan con una base territorial media de 50,1 ha; dedicando el 34,1 % a la siembra de cultivos forrajeros anuales y el 64,4 % a prados. La producción de forraje ronda las 8 t MS ha⁻¹ que satisfacen el 50,2 % de las necesidades nutritivas de los animales (Tabla 4). La compra de alimentos resulta similar a la tipología del Grupo I (Tabla 4), pero menor ($P < 0,05$) la suplementación de pienso por kilogramo de leche (0,46 vs. 0,58 kg kg⁻¹).

Este grupo concentra el mayor número de UGM ($P < 0,05$), equivalentes a una carga ganadera de 3,10 UGM ha⁻¹ que pueden generar 312-22,2-243-3470 kg N-P-K-C ha⁻¹ del purín. La producción de leche es la mayor de los cuatro grupos ($P < 0,05$), con medias de 1025 t año⁻¹, 14,6 t ha⁻¹; 7,53 t vaca⁻¹ año⁻¹ y 28,4 kg vaca⁻¹ día⁻¹ (Tabla 4). Las eficiencias de utilización del N y P de la dieta en las vacas lecheras (NUE_{VL} y PUE_{VL}) y en el rebaño (NUE_{CR} y PUE_{CR}) también fueron mayores ($P < 0,05$). Por el contra, la eficiencia del N y P de la explotación (NUE_{EX} y PUE_{EX}) resultó similar a los Grupos I y IV (Tabla 4).

Las huellas de carbono HP, HT y la asignada a leche fueron las menores de las cuatro tipologías ($P < 0,05$), con medias 0,99; 1,10 y 0,97 kg CO_{2e} kg⁻¹ leche, respectivamente (Tabla 5). Las emisiones generadas dentro de la explotación representan el 64,3 % para HT, de las que el 87,5 % proceden del metano entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín (Figura 3A); mientras, las absorciones contribuyen con el 9,1 % de HT.

Las huellas de nitrógeno total (HN_T) y nitrógeno reactivo (HN_R), el N-NH₃, la acidificación potencial (SO_{2e}) por kilogramo de leche fueron menores ($P < 0,05$) respecto a sus homólogas intensivas del Grupo I (Tabla 5). La eutrofiza-

ción potencial (NO_{3e}) fue intermedia entre los Grupos III y IV y menor ($P < 0,05$) al Grupo I.

La ocupación del territorio total (OT_T) fue de 2,04 m² kg⁻¹ leche (Tabla 5), similar al Grupo III más extensivo y menor al Grupo I ($P < 0,05$). La huella hídrica y energética fueron las menores de los cuatro grupos (3,58 MJ kg⁻¹ y 884 l kg⁻¹ leche). La Figura 3 representa el reparto de los elementos que componen la huella de carbono, la del N total, N reactivo, la energética y la hídrica de un kilogramo de leche.

Grupo III (ExtAbTe): Explotaciones Extensivas con alta base territorial

Este grupo concentra el 3,3 % de la muestra y ubicadas en Cantabria (Figura 1). La base territorial es la mayor de las cuatro tipologías ($P < 0,05$), con una media de 60 ha (Tabla 4). La superficie está ocupada principalmente por prados (99,2 %), de las que el 77,1 % de su producción se consume a diente o en pesebre y el 22,8 % se conserva como ensilado o heno. La producción de hierba fue de 5,5 t MS ha⁻¹ que satisface el 79,1 % de las necesidades nutritivas del rebaño. La compra de alimentos fue la menor de los cuatro grupos (Tabla 4) y similar suplementación de pienso por kilogramo de leche (0,48 kg kg⁻¹) a la tipología intensiva del Grupo II. Este grupo concentra la menor carga ganadera, la NUE_{VL}, la NUE_{CR} y la producción de leche ($P < 0,05$); por contra, la concentración de ácido linoleico conjugado (CLA) de la leche fue mayor ($P < 0,05$), y menor la relación $\Omega 6/\Omega 3$ (Tabla 4). Los mayores impactos ambientales por kilogramo de leche ($P < 0,05$) se concentran en este Grupo (Tabla 4), pero menores por hectárea (Figura 4). Las huellas de carbono HP, HT y HAs fueron respectivamente 2,53; 2,35 y 1,97 kg CO_{2e} kg⁻¹ leche, donde el entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín representan el 82,1 % (Figura 3A). Las emisiones generadas dentro de la explotación representan el 67,6 % para HT, reduciéndose

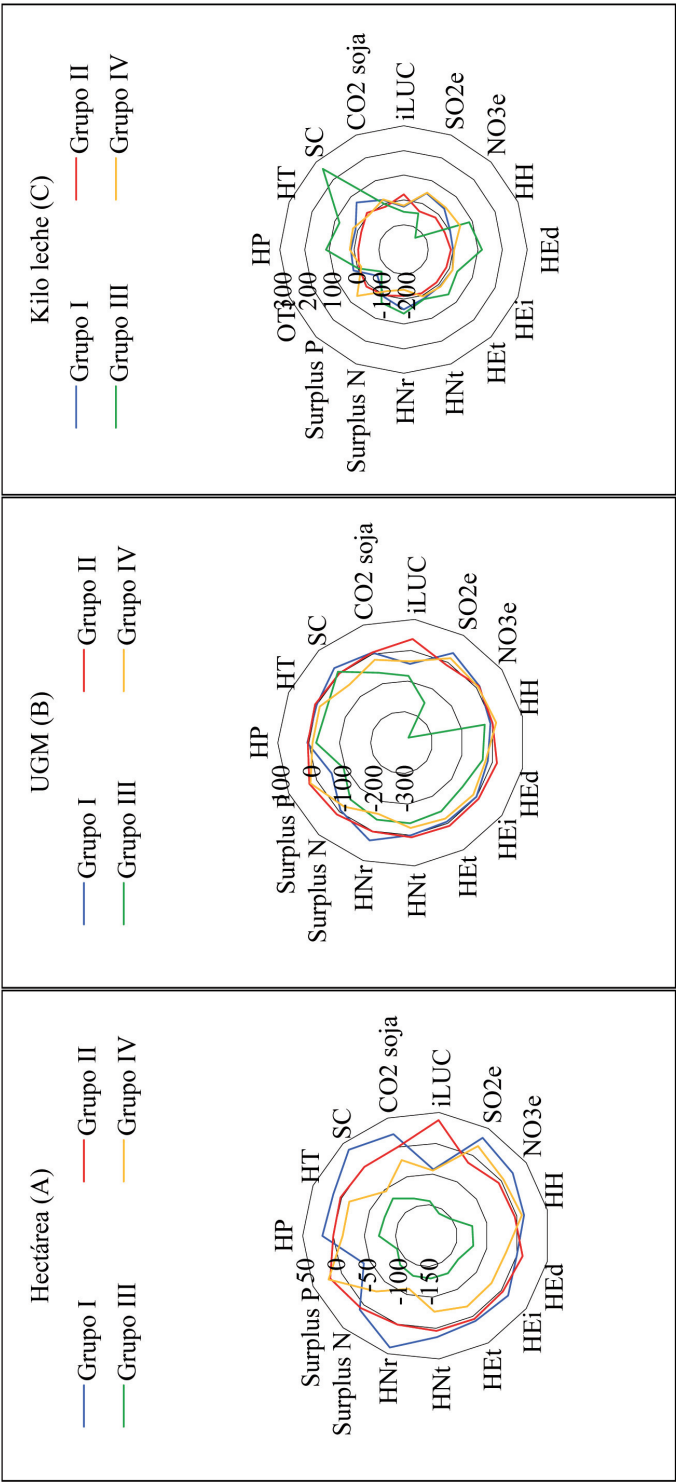


Figura 4. Variación porcentual de los impactos ambientales respecto a la media por grupo por hectárea (A), UGM (B) y kilogramo de leche (C).
Figure 4. Percentage variation of environmental impacts with respect to the average per group per hectare (A), LU (B) and kilogram of milk (C).

hasta el 53,2 % cuando se restan las absorciones de carbono, equivalente a $348 \text{ g CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ leche (Tabla 5). La HN_t fue similar a la del Grupo I, mayor la HN_r de los cuatro grupos ($P < 0,05$), superior el N-NH_3 ($P < 0,05$) a su homóloga extensiva del Grupo IV (Tabla 5), menor ($P < 0,05$) la eutrofización potencial (NO_{3e}) y similar la acidificación potencial a la del Grupo II (Tabla 5). La ocupación del territorio dentro de la explotación fue la menor de los cuatro grupos ($P < 0,05$) equivalente a $0,55 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ leche y similar entre grupos la de fuera de la explotación (Tabla 5).

Grupo IV (ExtBbTe): Explotaciones Extensivas con baja base territorial

Este grupo concentra el 14,3 % de explotaciones de la muestra (Tabla 4) y ubicadas en Cantabria (Figura 1). La base territorial es baja (25,6 ha), ocupada por prados el 99,3 %, con aprovechamiento mayoritario a diente (78,4 %). La fertilización inorgánica fue similar a la tipología intensiva del Grupo II ($P < 0,05$), la producción de hierba se asemeja al Grupo III (Tabla 4), y superior producción de leche a su homóloga extensiva ($P < 0,05$). La compra de pienso por vaca y año resulta similar a la de los Grupos intensivos I y II (Tabla 5).

La carga ganadera fue de $3,18 \text{ UGM ha}^{-1}$ que generan 56,6 t purín al año, equivalentes a 241-19,8-259-2790 kg N-P-K-C, respectivamente. Las eficiencias de utilización del N y P de la dieta en el conjunto del rebaño (NUE_{CR} y PUE_{CR}) y de la explotación (NUE_{EX} y PUE_{EX}) fueron similares a las tipologías intensivas. Por el contrario, la del suelo (NUE_{SU}) fue similar a la del Grupo III y la (PUE_{SU}) a los Grupos I y II (Tabla 4).

Las huellas de carbono HP y HT fueron similares al Grupo I e inferiores a las del Grupo III (Tabla 5). Las emisiones derivadas del metano entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín representan el 83,7 % (Figura 3A). Las emisiones de dentro de la explotación re-

presentan el 65,4 %, reduciéndose hasta un 59,7 % al incluir la absorción de carbono, equivalente a $93 \text{ g CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ leche (Tabla 5).

La HN_t fue intermedia entre los Grupos II y III (Tabla 5), menor la HN_r y el N-NH_3 ($P < 0,05$) de las cuatro tipologías; similar la acidificación (SO_{2e}) y eutrofización (NO_{3e}) a las intensivas del Grupo I. La ocupación del territorio total (OT_t) fue la menor de los cuatro grupos ($P < 0,05$) y mayor la huella hídrica total (Tabla 5).

Análisis de correlación y valoración de los impactos ambientales

La Tabla 6 señala el grado de correlación Pearson ($r \geq 0,3$) entre las variables dependientes (impactos ambientales) y las independientes (variables de granja). Entre ellas se eligieron 8 dependientes y 3 independientes (las que más impactos agrupan) para estimar el potencial de mitigación de los impactos dentro de cada tipología (Tabla 7). En general, los kilogramos de pienso por kilogramo de leche manifestaron bajos coeficiente de determinación, pero positivamente relacionados con la huella de carbono total (HT: $r^2 = 0,26$; $P < 0,001$); la de nitrógeno total (HN_t ; $r^2 = 0,24$; $P < 0,001$) y la hídrica total y azul más gris (HH_t ; $r^2 = 0,30$; $P < 0,001$. HH_{a+g} ; $r^2 = 0,50$; $P < 0,001$), respectivamente. De igual forma, aquellas huellas pueden aumentar respectivamente $1,09 \text{ kg CO}_{2e} \text{ kg}^{-1}$; $17,2 \text{ g N}$; 1431 L y 205 L agua al incrementar un kilogramo de pienso por kilogramo de leche (Tabla 7) y diferente pendiente entre Grupos (Tabla 7).

La producción de leche vaca y año se relacionó negativamente con la huella de carbono parcial (HP: $r^2 = 0,43$; $P < 0,001$), la huella energética total (HE_t ; $r^2 = 0,18$; $P < 0,001$) y la huella hídrica total (HH_t ; $r^2 = 0,45$; $P < 0,001$), con pendientes en cada caso de $0,00013 \text{ kg CO}_{2e} \text{ kg}^{-1}$, $-0,0003 \text{ MJ}$ y $-0,16 \text{ L}$ de agua al aumentar un kilogramo la producción de leche vaca año. La mayor pendiente para HP co-

Tabla 7. Coeficientes de determinación y pendientes de cada impacto entre grupos.
 Table 7. Coefficients of determination and slopes of each impact between groups.

Impacto	Grupo	Variables independientes					
		Kg MS pienso kg ⁻¹ leche FPCM		Leche FPCM vaca ⁻¹ año ⁻¹		NUE _{CR}	
		R ²	Pendiente	R ²	Pendiente	R ²	Pendiente
HP	General	–	–	0,43	-0,00013	0,65	-0,055
	Grupo I	–	–	–	–	0,52	-0,048
	Grupo II	–	–	0,25	-0,000052	0,65	-0,03
	Grupo III	–	–	0,82	-0,001	0,73	-0,316
	Grupo IV	–	–	0,65	-0,00021	0,75	-0,06
HT	General	0,26	1,09	–	–	–	–
	Grupo I	0,14	0,51	–	–	–	–
	Grupo II	0,15	0,61	–	–	–	–
	Grupo III	0,37	1,02	–	–	–	–
	Grupo IV	0,48	1,49	–	–	–	–
HN _t	General	0,24	17,21	–	–	0,23	-0,51
	Grupo I	0,11	10,15	–	–	0,21	-0,7
	Grupo II	0,13	17,4	–	–	0,14	-0,46
	Grupo III	0,39	13,6	–	–	0,14	1,96
	Grupo IV	0,63	25,4	–	–	0,36	-0,63
HE _t	General	–	–	0,18	-0,0003	0,25	-0,11
	Grupo I	–	–	–	–	0,15	-0,16
	Grupo II	–	–	–	–	–	–
	Grupo III	–	–	0,24	-0,001	0,43	-0,61
	Grupo IV	–	–	0,39	-0,001	0,42	-0,13
HH _t	General	0,30	1431	0,45	-0,16	0,39	-49,3
	Grupo I	0,51	1914	0,30	-0,1	0,21	-32,5
	Grupo II	0,32	1379	0,37	-0,03	0,29	-29,3
	Grupo III	0,14	426	–	–	–	–
	Grupo IV	0,46	2317	0,23	-0,22	0,12	-39,4

Tabla 7. Coeficientes de determinación y pendientes de cada impacto entre grupos (continuación).
 Table 7. Coefficients of determination and slopes of each impact between groups (continuation).

Impacto	Grupo	Variables independientes					
		Kg MS pienso kg ⁻¹ leche FPCM		Leche FPCM vaca ⁻¹ año ⁻¹		NUE _{CR}	
		R ²	Pendiente	R ²	Pendiente	R ²	Pendiente
HH _{a+g}	General	0,50	205	–	–	–	–
	Grupo I	0,63	210	–	–	–	–
	Grupo II	0,26	151	–	–	–	–
	Grupo III	0,69	189	–	–	–	–
	Grupo IV	0,46	219	–	–	–	–
NUE explotación							
Surplus N	General	–	–	–	–	0,45	-0,46
	Grupo I	–	–	–	–	0,53	-0,52
	Grupo II	–	–	–	–	0,43	-0,48
	Grupo III	–	–	–	–	0,79	-0,5
	Grupo IV	–	–	–	–	0,68	-0,39
Surplus P	General	–	–	–	–	0,16	-0,07
	Grupo I	–	–	–	–	0,13	-0,05
	Grupo II	–	–	–	–	0,16	-0,08
	Grupo III	–	–	–	–	0,49	-0,071
	Grupo IV	–	–	–	–	0,14	-0,055

rrespondió al Grupo III (Tabla 7), la HE_t en los Grupos III y IV y la HH_t en el Grupo IV, con coeficientes de determinación aceptables para HP y bajos en HE_t y HH_t. Mientras, la eficiencia de utilización del N en el conjunto del rebaño (NUE_{CR}) fue la variable que más explicó la variación de para algunos impactos ambientales como HP ($r^2 = 0,65$; $P < 0,001$); HN_t ($r^2 = 0,23$; $P < 0,001$); HE_t ($r^2 = 0,25$; $P < 0,001$) y HH_t ($r^2 = 0,39$; $P < 0,001$). Así, incrementos de una unidad porcentual de la NUE_{CR} aquellas huellas pueden disminuir $-0,055$ kg CO_{2e} la

HP; $-0,51$ kg N la HN_t; $-0,11$ MJ la HE_t y $-49,3$ L de agua la HH_t (Tabla 7). La eficiencia de utilización del N de la explotación (NUE_{EX}) se relacionó con el surplus de N ($r^2 = 0,45$; $P < 0,001$), disminuyendo $0,46$ g N kg⁻¹ leche al aumentar una unidad porcentual la NUE_{EX} (Tabla 7).

La variación porcentual de los impactos ambientales de cada Grupo respecto a la media de los cuatro viene representada en la Figura 4. La mayor diferencia por hectárea se observa en el Grupo III, con variaciones de -69 % la absorción de carbono a -109 % la acidifi-

cación potencial. Mientras por UGM, la mayor variación fue para la eutrofización potencial (-273 %) y la menor con signo positivo (+8,3 %) absorción de carbono, también en el Grupo III. Por el contrario, por kilogramo de leche la mayor contribución positiva se localiza en la absorción de carbono (+260 %) en la tipología del Grupo III y la menor con signo negativo es la eutrofización potencial de -133 % también en el Grupo III.

Discusión

El sector lechero aporta alimentos y genera beneficios económicos, sin embargo, también genera impactos ambientales (Peterson y Mitloehner, 2021). El 78,9 % de la producción de leche de vaca en España se concentra en las CC. AA. de Galicia, Asturias, Cantabria, Navarra, Cataluña y Castilla y León (MAPA, 2021), las cuales representan el 36 % de la superficie del territorio nacional.

Entre los años 2001 y 2021, el rendimiento lechero por vaca y año en España aumentó un 71,5 % (de 5495 a 9424 kg), una evolución comparable al incremento del 40 % registrado en Europa de 5409 a 7574 kg (Eurostat, 2023). Paralelamente, la población de vacas lecheras descendió un 27,6 %, en España equivalente a 309.000 cabezas y un 14,5 % en Europa, indicado una intensificación productiva significativa, en concordancia con lo reportado por AHDB Dairy (2016), Eurostat (2016) y Britt *et al.* (2018).

Coincidente con González-Mejía *et al.* (2018), el análisis multivariante permitió identificar dos grandes tipologías productivas: explotaciones intensivas y extensivas, subdivididas a su vez según su base territorial disponible. Las primeras la forman el Grupo I y Grupo II definidas como "Intensivas con alta o baja base territorial", quienes concentran el 82,3 % de las explotaciones. Las extensivas formadas

por los Grupos III y IV clasificadas como "Extensivas con alta o baja base territorial" aglutinan el 17,7 % de las granjas.

La clasificación en cuatro grupos fue similar a la señalada por Díaz de Otálora *et al.* (2022) sobre una muestra de 251 explotaciones lecheras de Europa, observándose algunas diferencias respecto a las del presente trabajo. Entre otras, una mayor superficie dedicada a cultivos forrajeros anuales, número de UGM por explotación, producción de leche por vaca y variaciones en determinados indicadores ambientales. Estas discrepancias puedan atribuirse a diferencias en las condiciones climáticas, manejo, alimentación, entorno de modelización empleado y tipo de alcance utilizado en algunos procesos de la modelización. Los diferentes impactos ambientales observados dentro de cada tipología son discutidos a continuación.

Huella de carbono

La huella de carbono parcial (HP) media estimada fue de 1,19 kg CO_{2e} kg⁻¹ leche FPCM, superior a los 0,80 kg CO_{2e} señalada por Díaz de Otálora *et al.* (2022) utilizando el modelo SIMS_{DAIRY} (del Prado *et al.*, 2011), e inferior a los 1,3 kg CO_{2e} estimados para España (Mazzeo *et al.*, 2022) a partir de datos bibliográficos. Las menores emisiones se registraron en el Grupo II (IntAbTe), y las mayores en el Grupo III (ExtAbTe), atribuidas a la diferencia en producción láctea, en concordancia con Garnsworthy *et al.* (2012). Las diferencias observadas en este estudio son inferiores al 72 % señalado por Wattiaux *et al.* (2019) para el conjunto de la muestra.

La mayor producción de leche en los Grupos I y II, unido al consumo de ensilado de maíz, permitió reducir la huella de carbono parcial (HP) en un 8,2 % y la huella total (HT) un 7,6 %. Según Hart *et al.* (2015) y Gislón *et al.* (2019), la ingesta de ensilado de maíz reduce la formación de metano entérico (CH₄)

y está positivamente relacionado con la producción de leche (Garnsworthy *et al.*, 2012). Por contra, los sistemas más extensivos están asociados a mayor producción de metano entérico (Mazzetto *et al.*, 2022), generando una mayor huella de carbono como pudo comprobarse en el Grupo III del presente trabajo. La revisión de Mazzetto *et al.* (2022) señaló descensos de 0,00029 kg CO_{2e} en la huella de carbono al aumentar un kilogramo la producción de leche vaca y año ($r^2 = 0,40$), superior a 0,00013 kg ($r^2 = 0,43$) en este trabajo (Tabla 7). No obstante, las emisiones derivadas del uso indirecto del suelo (Audsley *et al.*, 2009) y de la soja que acompaña al pienso (FAO e IDF, 2011) citado por Battini *et al.* (2016) no siempre pueden reducir la huella de carbono a la adición de un kilogramo de pienso extra. Añadir un kilogramo de pienso a las vacas de leche puede generar 1,09 kg CO_{2e} kg⁻¹ leche, menor que 1,30 kg la HT en el conjunto de tipologías. El porcentaje de emisiones procedentes del iLUC y de la soja representó el 16,2 % de la huella de carbono total en los Grupos I y II, y el 10,8 % en los Grupos III y IV, poniendo de manifiesto para aquellos una mayor dependencia de la proteína de fuera de la explotación, imputable a unas necesidades nutricionales para la producción de leche más altas. Mientras, las absorciones de carbono redujeron la huella un 9,7 % (127 g kg⁻¹ leche) en los cuatro grupos, similares a 110 g señalado por O'Brien *et al.* (2016) e inferior a 348 g a las del Grupo III.

Los aspectos de "manejo" como la producción de forrajes, la fertilización aplicada, la energía usada, la suplementación de los animales, la cantidad y procedencia de los concentrados, o de "carácter general" como la valoración del volumen de excretas y sus contenidos de N y P, los factores de emisión empleados, el método de asignación usado para leche y las variables consideradas entre otros, pueden ser diferentes. Los procesos de producción, los parámetros considerados y el al-

cance de cada uno de ellos podrían reproducir resultados diferentes en el cálculo de la huella. Por su parte, Díaz de Otálora *et al.* (2023) valoró la huella de carbono considerando las emisiones entéricas del estiércol y de la producción de alimentos de diez granjas europeas, obteniendo valores de 0,77 kg CO_{2e} kg⁻¹. Tomando el porcentaje de aquellos tres componentes dentro de cada tipología (I = 87,7 %; II = 84,5 %; III = 82,2 % y IV = 84,4 %) y considerando HP, HT y la asignada a leche (HAs), las explotaciones del Grupo II (IntAbTe) estarían más próximas al valor de 0,77 kg, con medias de 0,83; 0,93 y 0,82 kg CO_{2e} kg⁻¹ leche, respectivamente. En el otro extremo, las huellas del Grupo III (ExtAbTe) serían de 2,08; 1,93 y 1,62 kg. Coincidente con Styles *et al.* (2017) y para este último grupo, un cierto grado de intensificación podrían reducir las emisiones de un kilogramo de leche.

Las diferencias de huella de carbono aquí observadas respecto a las señaladas por (Díaz de Otálora *et al.*, 2023) en explotaciones lecheras de Europa, puede tener su origen en la mayor carga ganadera de la muestra (3,20 UGM ha⁻¹ vs. 1,44 UGM), así como por una mayor compra de alimento (49,1% vs. 22,8 %), más que por la producción de leche (6650 vs. kg vaca⁻¹ año⁻¹). No obstante, la huella de carbono en el conjunto de tipologías estuvo más acorde a otras regiones productoras de leche: 1,23 kg CO_{2e} kg⁻¹ leche en EE. UU. (Thoma *et al.*, 2013); 1,10 kg en Australia (Gollnow *et al.*, 2014); 1,26 kg en Irlanda (O'Brien *et al.*, 2016); 1,26 kg en Italia (Bava *et al.*, 2014; Battini *et al.*, 2016); 1,4 kg en el Reino Unido (March *et al.*, 2021); y 1,3 kg en España (Mazzetto *et al.*, 2022).

El porcentaje de emisiones procedentes de la soja y del cambio de uso indirecto del suelo (iLUC) representaron el 16,2 % de la huella de carbono total en los Grupos I y II y el 10,8 % en los Grupos III y IV, poniendo de manifiesto una mayor dependencia de insumos externos. Mientras, la absorción de carbono

redujo la huella un 7,4 % (127 g kg^{-1} leche) en el conjunto de explotaciones, similar a 110 g señalado por O'Brien *et al.* (2014) e inferior a 340 g en las explotaciones del Grupo III.

Huella de nitrógeno

En general, la huella de nitrógeno total (HN_t) fue inferior a la señalada por Leip *et al.* (2014) de $30\text{-}50 \text{ g kg}^{-1}$ de leche en todos los grupos y, dentro del rango de $5\text{-}7 \text{ g kg}^{-1}$ la del nitrógeno reactivo (HN_r) en las explotaciones de UE27 analizadas con los modelos CAPRI y MITERRA (Britz y Witzke, 2014). Coincidente con Ledgard *et al.* (2019), los lixiviados de NO_3^- y el N-NH_3 representaron las mayores pérdidas de N por kilogramo de leche (Figura 3). El primero fue ligeramente inferior a $2,7 \text{ g kg}^{-1}$ de leche y superior a $2,9 \text{ g}$ el segundo en explotaciones de New Zealand (Ledgard *et al.*, 2019). En cualquier caso, las concentraciones de N-NH_3 aquí obtenidas fueron inferiores a 6 g kg^{-1} leche señaladas por Horan *et al.* (2019) en Irlanda, inferior a $7,5 \text{ g}$ en explotaciones intensivas de Portugal (Pereira y Trindade, 2015) y superiores a $3,2 \text{ g}$ en Europa (Díaz de Otálora *et al.*, 2023). Las pérdidas de N-NH_3 señaladas por estos últimos autores fueron calculadas únicamente para el establo y estercolero; mientras, Pereira y Trindade (2015) incluyen además la aplicación, estimada en un 40 % para los sistemas lecheros intensivos de Portugal. Posiblemente, la menor concentración de N-NH_3 en los Grupos III y IV tenga su origen en el pastoreo, donde parte de N de la orina se filtra en el suelo, reduciéndose la actividad de la ureasa con la consiguiente reducción potencial de N-NH_3 (Selbie *et al.*, 2015).

Los beneficios del estiércol para mantener la fertilidad y mejorar la estructura del suelo fueron establecidos por Zavattaro *et al.* (2017). Aplicar técnicas que reduzcan las emisiones de N-NH_3 , también favorece mitigar la acidificación potencial (Aneja *et al.*, 2009), los

excedentes de nutrientes (N y P) y la eutrofización potencial (Oenema y Pietrzak, 2002; Buckwell y Nadeu, 2016; Biagini y Lazzaroni, 2018). La diferencia de temperatura entre CC. AA. también pueden exhibir pérdidas porcentuales de N-NH_3 diferentes, reduciéndose la eficiencia de uso del N (Siman *et al.*, 2020; Pedersen *et al.*, 2021). La acidificación y eutrofización potencial por kilogramo de leche fue menor en los Grupos II y III y la mayor, en los Grupos I y IV, coincidentes con la menor superficie. La acidificación media de conjunto fue ligeramente superior a 10 g kg^{-1} señalada por la (IDF, 2015) e inferior la eutrofización a 77 g kg^{-1} indicada por Penati *et al.* (2013).

Eficiencias

Según Jarvis y Aarts (2000) y Salcedo (2017), la eficiencia de uso del N del estiércol se sitúa próxima al 50 %, la de los fertilizantes en el 80 % y la del N alimenticio en vacas de leche en el 25 %. En el caso del fósforo (P), la eficiencia del estiércol es cercana al 100 %, del 27 % la del rebaño y del 93 % el de la explotación (Tan *et al.*, 2022). Las eficiencias de uso del N y del P de la dieta en el conjunto del rebaño (NUE_{CR} y PUE_{CR}), de la explotación (NUE_{EX} y PUE_{EX}) y del suelo (NUE_{SU} y PUE_{SU}) fueron respectivamente inferiores a 24,9 %; 38,1 % y 68 %, y 31,9 %; 130 % y 106 % para sistemas intensivos de pastoreo incluyendo reserva de superficie para maíz en Holanda (Oenema y Oenema, 2021). La menor concentración de proteína en la leche en el conjunto de tipologías observada en este estudio (3,18 %) con respecto a la calculada en Holanda (3,48 %; Heck *et al.*, 2009) pudo, entre otras causas, reflejar la menor NUE_{CR} más que diferencias en la concentración proteica de las dietas (14,5 % frente al 15,8 %; Oenema y Oenema, 2021), también para el conjunto del rebaño.

La menor PUE_{CR} aquí observada respecto a Oenema y Oenema (2021) puede imputarse

al valor de P asignado a un kilogramo de leche. Mientras aquellos autores asumen concentraciones de $2,02 \text{ g kg}^{-1}$, el modelo Dairy-Cant (Salcedo y Salcedo-Rodríguez, 2022) asigna un valor de $0,97 \text{ g kg}^{-1}$ (INRA, 1981), similar al de $0,9 \text{ g kg}^{-1}$ propuesto por el NRC (2001). En general, y coincidente con Quemada *et al.* (2019), las diferencias en la NUE entre explotaciones estaban relacionadas principalmente con el sistema de producción, la gestión (intensidad y prácticas de producción) y probablemente también con las condiciones edafoclimáticas.

Ros *et al.* (2023) señalan valores similares para la NUE_{CR} y NUE_{EX} de 20 % y 44 %, y de 23 % y 61 % la PUE_{CR} y PUE_{EX} . En este estudio, tanto la NUE_{EX} como la PUE_{EX} del Grupo III fueron ligeramente superiores a los tres otros grupos, imputable a la menor compra de insumos, coincidente con Akert *et al.* (2020).

Eficiencias inferiores en las tipologías más extensivas (Grupos III y IV) también fueron observadas en los sistemas intensivos de pastoreo en Irlanda, con valores de 24 % y 72 % para NUE_{EX} y PUE_{EX} , respectivamente (Mihailescu *et al.*, 2015). Por su parte, Löw *et al.* (2020) señalaron diferencias en la NUE_{EX} según las horas diarias de pastoreo, registrándose las mayores eficiencias para sistemas sin pastoreo (50 %) y con medio día pastoreo (6 a 10 horas; 43 %). Intermedias las de pastoreo completo (10 horas), del 40 % medio día y las menores, del 32 %, cuando se practican 6 horas de pastoreo. Estas diferencias pueden tener su origen en una gestión más precisa de la fertilización y la alimentación.

La mayor PUE_{EX} observada en el Grupo III se relaciona con un menor surplus por hectárea (datos no mostrados), sin relaciones significativas con las entradas, salidas, el surplus o la relación entradas/salidas. Del mismo modo, para la NUE_{EX} , no se observaron relaciones con las entradas, las salidas, el surplus o con la re-

lación entradas/salidas imputables a eficiencias similares entre grupos. Por el contrario, Wivstad *et al.*, (2023) sí observaron relaciones directas entre las entradas y el surplus de N ($0,6 \text{ kg kg}^{-1}$; $r^2 = 0,81$) y de P ($0,5 \text{ kg kg}^{-1}$, $r^2 = 0,68$). Valores coincidentes con los obtenidos en el presente estudio: $0,77 \text{ kg kg}^{-1}$ para el N ($r^2 = 0,98$) y $0,41 \text{ kg kg}^{-1}$ para P ($r^2 = 0,44$).

Huella hídrica

La huella hídrica total (HH_t) fue de 1093 L kg^{-1} de leche para el conjunto de grupos, un valor similar a los 1096 L calculados por Mekonnen y Hoekstra (2010 y 2012), y a los 953 L estimados para Europa (Sultana *et al.*, 2014), aunque superior a los 524 L en Italia (Cosentino *et al.*, 2015) y a los 690 L en Irlanda (Murphy *et al.*, 2017). La menor HH_t observada en los Grupos I y II fue atribuida al mayor volumen de leche por vaca y año, así como al mayor porcentaje de cultivos forrajeros anuales de mayor producción, como es el caso del maíz. Por el contrario, los Grupos III y IV, con mayor superficie dedicada a pastos y una menor producción de leche, presentaron una huella hídrica más elevada.

Del total de 1093 litros de agua por kilogramo de leche, el 85,6 % (935 L) corresponde a agua verde, es decir, aquella que no entra en competencia directa con el consumo humano y que puede ser utilizada por la planta, filtrarse o evaporarse. La huella hídrica por kilocaloría de energía bruta, gramo de grasa y proteína estuvo dentro de los valores indicados por Mekonnen y Hoekstra (2010) para la leche: 1,82; 31 y 33, respectivamente, registrándose los volúmenes mayores en las tipologías más extensivas. Estos resultados sugieren, nuevamente, que un cierto grado de intensificación puede ser una herramienta eficaz para reducir la presión sobre los recursos hídricos.

Huella energética

La huella energética total (HE_t) por kilogramo de leche entre grupos fue 4,03 MJ, de los que el 40,6 % es directa (HE_{dr} , gasóleo y electricidad) y el 59,4 % indirecta (HE_{ir} , fertilizante, semillas, medicamentos, fitosanitarios, alimentos, plásticos e inseminaciones). Estos valores son comparables a los 4,1 MJ observados por Shine *et al.* (2020) en granjas convencionales de Bélgica, Irlanda, Italia y EE. UU.; inferiores al rango de 4,4-5,5 MJ en explotaciones ecológicas de Holanda (Bos *et al.*, 2014) y superiores a los 2,5 MJ en Irlanda (Upton *et al.*, 2013). Estos últimos autores observaron que los sistemas convencionales confinados presentaban una HE_t superior a los sistemas convencionales en pastoreo (4,7 vs 2,8 MJ/kg de leche). En el presente estudio, las explotaciones del Grupo III mostraron las mayores HE_t y HE_{dr} , atribuibles a una menor producción de leche, confirmado nuevamente que un cierto grado de intensificación en estas tipologías puede ser necesario. El 85,4 % de la HE_t procede del consumo de gasóleo, electricidad y compra de alimentos, un porcentaje superior al 71 % indicado por Shine *et al.* (2020) en sistemas de leche convencionales. Los mayores insumos de gasoil, electricidad y compra de alimentos en los Grupos I y II, no reflejaron un menor porcentaje en la HE_t , imputable a la superior producción de leche que diluye la huella.

Surplus de N y P

Los surplus de N y P por kilogramo de leche fueron ligeramente superiores a los 11,5 y 0,67 g kg⁻¹, respectivamente, señalados por Oenema y Oenema (2021) para el conjunto de tipologías. El menor surplus de N se observó en los Grupos II y IV, mientras que el

surplus de P, se observó en el Grupo III. Factores como un menor consumo de forraje en las dietas de las vacas lecheras (55,8 %) respecto al indicado por Oenema y Oenema (2021) (70,5 %), contribuyen a una menor ingestión de P dado que los piensos tienen un contenido de fósforo inferior al de los piensos (FEDNA, 2010). Ambos surplus fueron similares a los 14,7 g kg⁻¹ de N y 0,9 g kg⁻¹ de P en sistemas de pastoreo en Irlanda (Horan *et al.*, 2019), y el de N es inferior a los 35,2 g kg⁻¹ estimados por Humphreys *et al.* (2012).

Conclusiones

El enfoque de sistemas de producción en vacuno lechero tiene en el análisis multivariante una herramienta poderosa para clasificar la diversidad de las explotaciones lecheras, permitiendo agrupar grandes conjuntos de datos, identificar y explicar los grupos resultantes. Pese a que la variabilidad entre comunidades autónomas y las particularidades del modelo de simulación elegido podrían haber limitado la asignación óptima de algunas explotaciones, el tamaño muestral de 237 explotaciones se considera adecuado para este tipo de análisis. El estudio ha permitido distinguir dos grandes tipologías de sistemas de producción: "intensivas" y "extensivas", cada una subdividida según su base territorial. Los impactos ambientales por kilogramo de leche son, en promedio, un 60 % inferiores en las tipologías intensivas, si bien los impactos por hectárea y por UGM son hasta un 100 % superiores en estas tipologías. Los resultados aquí obtenidos ponen de manifiesto que un cierto grado de intensificación en las tipologías extensivas puede ser interesante desde las perspectivas productivas y ambientales.

Declaración de contribución de auditoría

- Gregorio Salcedo Díaz: conceptualización, investigación, curación de datos, análisis formal, supervisión y redacción-borrador original.
- Daniel Salcedo-Rodríguez: curación de datos, análisis formal, redacción-revisión.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación obtenida del INIA, Ministerio de Economía, Industria y Competitividad y del Gobierno de Cantabria (INIA-RTA: N° 2015-00058-C06 y 02) y N° 12-00065; Proyecto FPI2015-0016; 05-640.02-2174; 05-640.02-2174 y 2015CPD10001 y al Grupo Pascual. Un agradecimiento especial a las explotaciones participantes de los diferentes proyectos.

Referencias bibliografías

AHDB Dairy (2016). 2016 Dairy Statistics: An insiders guide. Stoneleigh. Disponible en: <https://dairy.ahdb.org.uk/news/news-articles/September-2016/2016-dairy-statistics-an-insiders-guide/#.WAek03rzPng>. (Consultado: 18 de Mayo 2023).

Akert F.S., Dorn K., Frey H., Hofstetter P., Berard J., Kreuzer M., Reidy B. (2020). Farm-gate nutrient balances of grassland-based milk production systems with full- or part-time grazing and fresh herbage indoor feeding at variable concentrate levels. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 117: 383-400. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10072-y>.

Amon B., Çinar G., Anderl M., Dragoni F., Kleinberger-Pierer M., Hörtenhuber S. (2021) Inventory reporting of livestock emissions: the impact of the IPCC 1996 and 2006 Guidelines. *Environmental Research Letters* 16: 075001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac0848>.

Aneja V.P, Schlesinger W.H., Erisman J.W. (2009). Effects of agriculture upon the air quality and climate: research, policy, and regulations. *Environmental Science Technology* 43(12): 4234-4240. <https://doi.org/10.1021/es8024403>.

Audsley E., Alber S., Clift R., Cowell S., Crettaz P., Gaillard G., Hausheer J., Joliet O., Kleijn R., Mortensen B., Pearce D., Roger E., Teulon H., Weidema B., van Zeijts H. (1997). Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Final Report, Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI, Brussels, Belgium.

Audsley E., Brander M., Chatterton J., Murphy-Borcken 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 reduction by 2050. Report for the WWF and Food Climate Research Network.

Bartlett M. (1951). The effect of standardization on a Chi-square approximation in factor analysis. *Biometrika* 38: 337-344. <https://doi.org/10.1093/biomet/38.3-4.337>.

Battini F., Agostini A., Tabaglio V., Amaducci S. (2016). Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal Cleaner Production* 112: 91-102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062>.

Bava L., Sandrucci A., Zucali M., Guerci M., Tamburini A. (2014) How can farming intensification affect the environmental impact of milk production?. *Journal Dairy Science* 97: 1-15. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7530>.

Biagini D, Lazzaroni C. (2018). Eutrophication risk arising from intensive dairy cattle rearing systems and assessment of the potential effect of mitigation strategies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 266: 76-83. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.026>.

Bos J., de Haan J., Sukkel W., Schils R. (2014). Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences* 68: 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2013.12.003>.

- Britz W., Witzke P. (2014). CAPRI Model Documentation. Disponible en: <https://www.capri-model.org> (Consultado: 23-06-2020).
- Clay N., Garnett T., Lorimer J. (2020). Dairy intensification: Drivers, impacts and alternatives. *Ambio* 49: 35-48. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01177-y>.
- Comisión Europea (2020) Farm to Fork Strategy: For a fair, healthy and environmentally-friendly food system. Brussels. Disponible en: https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/farm-fork-strategy_en (Consultado: 13 abril 2022).
- Comisión Europea (2021). Farming practices fiches. Disponible en: <https://wikis.ec.europa.eu/display/IMAP/Farming+practices+fiches> (Consultado: 13 abril 2022).
- Cosentino C., Adduci F., Musto M., Paolino R., Freschi P., Pecora G., D'Adamo C., Valentini V. (2015). Low vs high "water footprint assessment" diet in milk production: A comparison between triticale and corn silage based diets. *Emirates Journal Food Agriculture* 27(3): 312-317. <https://doi.org/10.9755/ejfa.v27i3.19226>.
- Del Prado A., Misselbrook T., Chadwick T., Hopkins A., Dewhurst R.J., Davison P., Butler A., Schröder J., Scholefield D. (2011). SIMS_{DAIRY}: A modelling framework to identify sustainable dairy farms in the UK. Framework description and test for organic systems and N fertiliser optimisation. *Science Total Environment* 409: 3993-4009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.050>.
- Díaz de Otálora X., Dragoni F., Del Prado A., Estellés F., Wilfart A., Krol D., Balaine L., Anestis V., Amon B. (2022). Identification of representative dairy cattle and fodder crop production typologies at regional scale in Europe. *Agronomy for Sustainable Development* 42: 94. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00830-3>.
- Díaz de Otálora X., Amon B., Balaine L., Dragoni F., Estellés F., Ragaglini G., Kieronczyk M., Jørgensen G.H.M., del Prado A. (2023). Influence of farm diversity on nitrogen and greenhouse gas emission sources from key European dairy cattle systems: A step towards emission mitigation and circularity. *Agricultural Systems* 216: 103902. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2024.103902>.
- Eurostat (2016). Small and large farms in the EU - statistics from the farm structure survey – Statistics Explained. Disponible en: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Small_and_large_farms_in_the_EU_-_statistics_from_the_farm_structure_survey (Consultado: 13 abril 2022).
- Eurostat (2023). Disponible en: griculture.ec.europa.eu/document/download/a6709f39-b059-468e-8182-d9a553029eb9_en?filename=eudairy-historical-production-stocks-series_en.pdf (Consultado: 13 abril 2022).
- FAO, IDF (2011). Guide to good dairy farming practice. Animal Production and Health Guidelines No. 8. Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Dairy Federation. Roma, Italia.
- FAO (2018). Dairy and dairy products. En: OECD-FAO agricultural outlook 2018-2027 (Ed. OECD, FAO) pp. 163-174. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italia.
- FEDNA (2010). Tablas de composición y valor nutritivo de alimentos para la fabricación de piensos compuestos, 4ª ed.; de Blas, C., Mateos, G.G., García-Rebollar, P., Eds.; Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal: Madrid, España, p. 604.
- Foresight (2011). The future of food and farming. Final project report. Government Office for Science, London.
- Freidberg S. (2009). Fresh: A perishable history. Harvard University Press. 408 pp.
- FEN (2021). Libro Blanco de los Lácteos. Fundación Española de la Nutrición. Madrid, España. 260 pp.
- Garnett T., Appleby M.C., Balmford A., Bateman I.J., Benton T.G., Bloomer P., Burlingame B., Dawkins M., Dolan L., Fraser D., Herrero M., Hoffmann I., Smith P., Thornton P.K., Toulmin C., Vermeulen S.J., Godfray H.C.J. (2012). Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. *Science* 341(6141): 33-34. <https://doi.org/10.1126/science.1234485>.
- Garnsworthy P.C., Craigon J., Hernandez-Medrano J.H., Saunders N. (2012). On-farm methane measurements during milking correlate with total methane production by individual dairy cows.

- Journal Dairy Science 95: 3166-3180. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2011-4605>.
- Gelasakis A.I., Valergakis G.E., Fortomaris P., Arsenos G. (2010). Farm conditions and production methods in Chios sheep flocks. *Journal of the Hellenic Veterinary Medical Society* 61: 111-119. <https://doi.org/10.12681/jhvms.14880>.
- Gelasakis A.I., Valergakis G.E., Arsenos G., Banos G. (2012). Description and typology of intensive Chios dairy sheep farms in Greece. *Journal Dairy Science* 95: 3070-3079. <https://doi.org/10.3168/jds.2011-4975>
- Gerber P., Vellinga T., Opio C., Steinfeld H. (2011). Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science* 139 100: 108. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>.
- Gislon G., Colombini S., Borreani G., Crovetto G.M., Sandrucci A., Galassi G., Tabacco E., Rappetti L. (2019). Milk production, methane emissions, nitrogen, and energy balance of cows fed diets based on different forage systems. *Journal Dairy Science* 103: 8048-8061. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-18134>.
- Gollnow S., Lundie S., Moore A.D., McLaren J., van Buuren N., Sthale P., Christie K., Thylmann D., Rehl T. (2014) Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. *International Dairy Journal* 37: 31-38. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2014.02.005>.
- González-Mejía A., Styles D., Wilson P., Gibbons J. (2018). Metrics and methods for characterizing dairy farm intensification using farm survey data. *PLoS ONE* 13(5): e0195286. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195286>.
- Hart K.J., Huntington J.A., Wilkinson R.G., Bartram C.G., Sinclair L.A. (2015). The influence of grass silage-to-maize silage ratio and concentrate composition on methane emissions, performance and milk composition of dairy cows. *Animal* 9: 983-991. <https://doi.org/10.1017/S1751731115000208>.
- Heck J.M., van Valenberg H.J., Dijkstra J., Hooijdonk A.C. (2009). Seasonal variation in the Dutch bovine raw milk composition. *Journal Dairy Science* 92: 4745-4755 <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2146>
- Horan B., O'Brien D., Wall D. (2019). Future systems: growing sustainably. *Moorepark '19 Irish Dairying, Growing Sustainably*, 3 julio de 2019. Teagasc. Animal & Grassland Research and Innovation Centre, Moorepark, Fermoy, Co. Cork, pp. 23-31.
- Hristov A.N., Bannink A., Crompton L.A., Huhtanen P., Kreuzer M., McGee M., Nozière P., Reynolds C.K., Bayat A.R., Yáñez-Ruiz D.R., Dijkstra J., Kebreab E., Schwarm A., Shingfield K.J., Yu Z. (2019). Invited review: nitrogen in ruminant nutrition: a review of measurement techniques *Journal Dairy Science* 102: 5811-5852. <https://doi.org/10.3168/jds.2018-15829>.
- Humphreys J., Mihailescu E., Casey A. (2012). An economic comparison of systems of dairy production based on N-fertilized grass and grass-white clover grassland in a moist maritime environment. *Grass and Forage Science* 37: 519-525. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00871.x>
- IDF (2015) A common carbon footprint approach for the dairy sector. The IDF guide to sat nadrd life cycle assessment methodology. *Bulletin* 479/2015. 70 pp.
- IDF (2022) The IDF global Carbon Footprint standard for the dairy sector. *Bulletin* 520/2022. 120 pp.
- INRA (1981). Alimentación de rumiantes. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 697 pp.
- Jarvis S.C., Aarts H.F.M. (2000). Nutrient management from a farming system perspective. Soegaard, K., Ohlsson, C., Hutchings, N. J., Kristensen, T. and Sehested, J. (ed.) *Grassland Farming: Balancing Environmental and Economic Demands*. Proceedings of the 18th General Meeting of the European Grassland Federation, Aalborg, Denmark, 22-25 May 2000 (Grassland Science in Europe, Vol 5). pp. 363-373.
- Knowlton K.F., Cobb T.D. (2006). ADSA Foundation Scholar Award: implementing waste solutions for dairy and livestock farms. *Journal of Dairy Science* 89: 1372-1383. [https://doi.org/10.3168/jds.50022-0302\(06\)72205-6](https://doi.org/10.3168/jds.50022-0302(06)72205-6).
- Köbrich C., Rehman T., Khan M. (2003). Typification of farming systems for constructing representative farm models: Two illustrations of the

- application of multi-variate analyses in Chile and Pakistan. *Agricultural Systems* 76: 141-157. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00013-6](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00013-6).
- Ledgard F., Wei S., Wang X., Falconer S., Zhang N., Zhang S., Ma L. (2019) Nitrogen and carbon footprints of dairy farm systems in China and New Zealand, as influenced by productivity, feed sources and mitigations. *Agricultural Water Management* 213: 155-163. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.10.009>.
- Leip A., Weiss F., Lesschen J.P., Wethoek H. (2014). The nitrogen footprint of food products in the European Union. *Journal of Agricultural Science* 152: S20-S33. <https://doi.org/10.1017/S0021859613000786>.
- Löw P., Nadi Y., Bernhard B. (2020). Nitrogen use efficiency on dairy farms with different grazing systems in northwestern Germany. *Environmental Research Communication* 2: 119601. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/abccbc>.
- March M.D., Hargreaves P.R., Sykes A.J., Rees R.M. (2021). Effect of nutritional variation and LCA methodology on the carbon footprint of milk production from Holstein Friesian dairy cows. *Frontiers Sustainable Food Systems* 5: 588158. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.588158>.
- Mazzetto A., Falconer S., Ledgard S. (2022). Mapping the carbon footprint of milk production from cattle: A systematic review. *Journal Dairy Science* 105: 9713-9725. <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22117>.
- McGregor A., Houston D. (2017). Cattle in the Anthropocene: Four propositions. *Transactions of the Institute of British Geographers* 43: 3-16. <https://doi.org/10.1111/tran.12193>.
- Mekonnen M., Hoekstra Y. (2010). The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products, Volume 1: Main report. Value of Water Research Report Series No. 48. UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands. 50 pp.
- Mekonnen M., Hoekstra A. (2012). A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems* 15: 401-415. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8>.
- Mihailescu E., Ryan W., Murphy P.N.C., Casey I.A., Humphreys J. (2015). Economic impacts of nitrogen and phosphorus use efficiency on nineteen intensive grass-based dairy farms in the South of Ireland. *Agricultural Systems* 132: 121-132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.09.008>.
- MAPA (2021). Anuario de estadística agraria. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. 1312 pág.
- MAPA (2023a). Estructura del sector vacuno lechero en España y en la Unión Europea: 2017-2022. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. 61 pp.
- MAPA (2023b). El sector vacuno de leche en España. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. 16 pp.
- Murphy E., de Boer I.J.M., Van Middelaar C.E., Holden N.M., Shalloo L., Curran T.P., Upton J. (2017). Water footprinting of dairy farming in Ireland. *Journal of Cleaner Production* Volume 140(2): 547-555. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.199>.
- NRC (2001). Nutrient Requirements for Dairy Cattle, 7th rev. National Academy of Sciences. Washington, D.C., EE.UU. 408 pp.
- O'Brien D., Geoghegan A., McNamara K., Shalloo L. (2016). How can grass-based dairy farmers reduce the carbon footprint of milk?. *Animal Production Science* 56: 495-500. <https://doi.org/10.1071/AN15490>.
- Oenema O., Pietrzak S. (2002). Nutrient management in food production: achieving agronomic and environmental targets. *Ambio*, 31: 159-168. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.159>.
- Oenema J., Oenema O. (2021). Intensification of grassland-based dairy production and its impacts on land, nitrogen and phosphorus use efficiencies. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering* 8(1): 130-147. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020376>.
- Pedersen J., Nyord T., Feilberg A., Labouriau R. (2021). Analysis of the effect of air temperature

- on ammonia emission from band application of slurry. *Environmental Pollution* 282: 117055. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117055>.
- Penati C., Tamburini A., Bava L., Zucali M., Sandrucci A. (2013). Environmental impact of cow milk production in the central Italian Alps using Life Cycle Assessment. *Italian Journal of Animal Science* 12: e96 584-592. <https://doi.org/10.4081/ijas.2013.e96>.
- Pereira J., Trindade H. (2015). Short communication: Impact of the intensity of milk production on ammonia and greenhouse gas emissions in Portuguese cattle farms. *Spanish Journal of Agricultural Research* 13(4): e06SC05. <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2015134-8176>.
- Peterson C.B., Mitloehner F.M. (2021). Sustainability of the dairy industry: emissions and mitigation opportunities. *Frontiers Animal Science* 2: 760310. <https://doi.org/10.3389/fanim.2021.760310>.
- Pretty J., Bharucha, Z.P. (2018). Sustainable intensification of agriculture. *Greening the World's Food Economy* (1st ed.). Routledge. 196 pp. <https://doi.org/10.4324/9781138638044>.
- Quemada M., Lassaletta L., Jensen L.S., Godinot O., Brentrup F., Buckley C., Foray S., Hvid S.K., Oenema J., Richards K.G., Haniotis T., Oenema O. (2019). Differences in farm nitrogen indicators at farm level in European case studies. *International Fertiliser Society Conference*, 12-13 diciembre, in Cambridge, UK. p. 28.
- Salcedo G. (2017). Valor fertilizante de reemplazo del nitrógeno del purín en un cultivo forrajero invernol según su forma de aplicación: en abanico o inyectado. *Pastos* 47(2): 16-26.
- Salcedo G. (2020). Emisiones en la producción de forrajes de las explotaciones lecheras. *ITEA-Información Técnica Económica Agraria* 116(4): 311-337. <https://doi.org/10.12706/itea.2020.008>.
- Salcedo G., Salcedo-Rodríguez D. (2022). Valoración holística de la sostenibilidad en los sistemas lecheros de la España húmeda. *ITEA-Información Técnica Económica Agraria* 118(3): 396-426. <https://doi.org/10.12706/itea.2021.032>.
- Salcedo G., Varsaki A., Salcedo-Rodríguez D. (2022). Huella hídrica de las explotaciones lecheras según tipología de alimentación. *ITEA-Información Técnica Económica Agraria* 118(4): 547-564. <https://doi.org/10.12706/itea.2021.040>.
- Selbie D., Buckthought L., Shepherd M. (2015). The Challenge of the Urine Patch for Managing Nitrogen in Grazed Pasture Systems. *Advances in Agronomy* 129: 229-280. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.09.004>.
- Shine P., Upton, J., Sefeedpari P., Murphy M. (2020). Energy consumption on dairy farms: a review of monitoring, prediction modelling, and analyses. *Energies* 13: 1288. <https://doi.org/10.3390/en13051288>.
- Siman F.C., Andrade F.V., Passos R.R. (2020). Nitrogen fertilizers and NH₃ volatilization: effect of temperature and soil moisture. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 51(10): 1283-1292. <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1763384>.
- Sneessens I., Sauvée L., Randrianasolo-Rakotobe H., Ingrand S. (2019). A framework to assess the economic vulnerability of farming systems: application to mixed crop-livestock systems. *Agricultural Systems* 176: 102658. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102658>.
- SPSS (2006). *Statistical Package for the Social Sciences. Guía breve de SPSS 15.0*, SPSS Inc., Chicago.
- Styles D., González-Mejía A., Moorby J., Foskolos A., Gibbons J. (2017). Climate mitigation by dairy intensification depends on intensive use of spared grassland. *Global Change Biology* 24: 681-693. <https://doi.org/10.1111/gcb.13868>.
- Sultana M., Uddin M., Ridoutt B., Peters K. (2014). Comparison of water use in global milk production for different typical farms. *Agricultural Systems* 129: 9-21. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.002>.
- Sutton M.A., Billen G., Bleeker A., Erismann J.W., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B., Howard C.M., Leip A., (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.003>.
- Tan M., Hou Y., Zhang L., Shi S., Long W., Ma Y., Zhang T., Oenema O. (2022). Nutrient use efficiency of intensive dairy farms in China – Current situation and analyses of options for improvement. *Agricultural Systems* 203: 103495. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103495>.

- Thoma G., Popp J., Shonnard D., Nutter D., Matlock M., Ulrich R., Kellogg W., Kim D.S., Neiderman Z., Kemper N., Adom F., East C. (2013) Regional analysis of greenhouse gas emissions from USA dairy farms: a cradle to farm-gate assessment of the American dairy industry circa 2008. *International Dairy Journal* 31(Suppl. 1): 529-540. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2012.09.010>.
- Upton J., Humphreys J., Groot P., French P., Dillon P., De Boer I. (2013). Energy demand on dairy farms in Ireland. *Journal Dairy Science* 96: 6489-6498. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-6874>.
- Uriel E., Aldás J. (2005). Análisis multivariante aplicado. Paraninfo S.A., Madrid.
- Wattiaux M.A., Uddin M.E., Letelier P., Jackson R.D., Larson R.A. (2019). Invited Review: Emission and mitigation of greenhouse gases from dairy farms: The cow, the manure, and the field. *Applied Animal Science* 35: 238-254. <https://doi.org/10.15232/aas.2018-01803>.
- Weidema B.P., Mortensen B., Nielsen P., Hauschild M. (1996). Elements of an Impact Assessment of Wheat Production. Institute for Product Development. Technical University of Denmark. 12 pp.
- Westhoek H., Lesschen J.P., Rood T., Wagner S., De Marco A., Murphy-Bokern D., Leip A., van Grinsven H., Sutton M.A., Oenema O. (2014). Food choices, health and environment: effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26: 196-205. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>.
- Wivstad M., Salomon E., Spångberg J. (2023). Survey of farm gate N and P balances on arable and dairy organic and conventional farms in Sweden—basis for improved management. *Organic Agriculture* 13(3): 411-430. <https://doi.org/10.1007/s13165-023-00436-3>
- Zavattaro L., Bechini L., Grignani C., van Evert F.K., Mallast J., Spiegel H., Sanden T., Pecio A., Cervera J.V.G., Guzman G., Vanderlinden K., D'Hose T., Ruyschaert G., ten Berge H.F.M. (2017). Agronomic effects of bovine manure: a review of long-term European field experiments. *European Journal Agronomy* 90: 127-138. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.010>.

(Aceptado para publicación el 15 de septiembre de 2025)