

# Huella hídrica de las explotaciones lecheras según tipología de alimentación

Gregorio Salcedo<sup>1,\*</sup>, Athanasia Varsaki<sup>2</sup> y Daniel Salcedo-Rodríguez<sup>3</sup>

<sup>1</sup> CIFP, "La Granja", Barrio Estación 25B. 39892 Heras, Cantabria, España

<sup>2</sup> Centro de Investigación y Formación Agrarias (CIFA), C/ Héroes 2 de Mayo 27. 39600 Muriedas, Cantabria, España

<sup>3</sup> INDRA, Dpto. Sistemas de información, Avda. de Bruselas 35, 28108 Alcobendas, Madrid, España

## Resumen

Cincuenta y tres explotaciones lecheras de Galicia, Asturias, Cantabria y Navarra se agruparon en seis tipologías de alimentación: a) Ecológico (Eco); b) Pastoreo convencional (PasCon); c) Pesebre-Pastoreo (PePa); d) Ensilado de hierba (EHba); e) Ensilado de maíz (EMz) y f) Ensilado de hierba y de maíz (EHba-EMz) para estimar la huella hídrica de los forrajes producidos en la explotación ( $HH_f$ ) y la de un litro de leche corregido por grasa ( $HH_{ECM}$ ). La  $HH_f$  fue diferente en el conjunto de forrajes, con medias de 895 l de agua por kg de materia seca y mayor en la hierba de pradera (719 l), e inferior el maíz con 301 l y 267 l el raigrás italiano. El reparto de la  $HH_f$  fue del 85,6 % como agua verde; 1,2 % agua azul y 13 % agua gris. La menor agua gris se registró en la pradera (9,3 %) y la máxima del 24,2 % en raigrás italiano. Entre tipologías, el agua azul fue mayor en EHba-EMz (20,4 %) y del 19,3 % en EMz. La  $HH_{ECM}$  en el conjunto de explotaciones fue de 1080 l, con máximos en Eco (1304 l) y mínimos de 716 l en EMz. La distribución de la  $HH_{ECM}$  fue de 948 l, 40 l y 91 l de agua verde, azul y gris, respectivamente. El mayor porcentaje de agua verde se localizó en Eco (89,9 %) y el menor, del 83,5 %, en EHba-EMz y EMz. El agua azul superior en EHba-EMz y la menor en EHba. La  $HH_{ECM}$  de las explotaciones con cultivos forrajeros anuales se redujo un 23,2 % equivalente a 258 l. La compra de alimentos representó el 62,7 % de la huella de un litro de leche. Las variables relacionadas con el prado y el consumo de concentrado tienden a incrementar la huella hídrica; mientras, la producción y la dedicación de la superficie a cultivos forrajeros tiende a reducirla.

**Palabras clave:** Tipología alimentación, forraje, leche, agua.

## Water footprint of dairy farms according to typology of feeding

### Abstract

Fifty-three dairy farms situated in Galicia, Asturias, Cantabria and Navarra were previously selected and classified according to the INIA-RTA 2012-00065-C05 project in six types of feeding: a) Ecological (Eco); b) Conventional grazing (PasCon); c) Harvest-Grazing (PePa); d) Grass silage (EHba); e) Corn silage (EMz) and f) Grass and corn silage (EHba-EMz). Values from these farms were used to estimate the water footprint of the forages produced on the farm ( $HH_f$ ) and the water footprint of a litre of milk corrected for fat ( $HH_{ECM}$ ). The  $HH_f$  was statistically different between the various forages, with averages of 895 l

---

\* Autor para correspondencia: gregoriosal57@gmail.com

of water per kg of dry matter.  $HH_f$  showed the higher value in prairie grass (719 l) and the lower value lower in corn and Italian ryegrass, with 301 l and 267 l respectively. The  $HH_f$  had 85.6 % as green, 1.2 % blue and 13 % gray water. The lowest gray water value was registered in the meadow (9.3 %) and the maximum (24.2 %) in Italian ryegrass. Among typologies, blue water value was higher in EHba-EMz and EMz, with 20.4 % and 19.3 %, respectively. The  $HH_{ECM}$  was 1080 l, with maximum in Eco (1304 l) and minimum in EMz (716 l). The  $HH_{ECM}$  had 948 l, 40 l and 91 l of green, blue and gray water, respectively. The highest percentage of green water was located in Eco (89.9 %) and the lowest in EHba-EMz and EMz (83.5 %). The upper blue water value was found in EHba-EMz and the lowest in EHba. The  $HH_{ECM}$  of the farms with annual forage crops decreased by 23.2 % equivalent to 258 l. Food purchases represented 62.7 % of the footprint of a litre of milk. The variables related to the pasture and the consumption of concentrate tends to increase the water footprint; meanwhile, production and dedication of the surface to forage crops tends to reduce it.

**Keywords:** Typology feeding, forage, milk, water.

## Introducción

El agua se considera como el nutriente más importante en las vacas lecheras (National Research Council, 2001; Beede, 2005). En general más de la mitad del peso vivo de aquellas está formada por agua, encontrándose el 50 % en los fluidos intracelulares, el 16 % es fluido intersticial y el 5 % se mantiene en los fluidos del plasma (Houpt, 1970). El resto del agua, que puede variar mucho en volumen, se mantiene en el tracto digestivo. Tres son las fuentes de agua para las vacas lecheras, i) la ingesta voluntaria, ii) la contenida en los alimentos y la metabólica derivada del alimento y iii) las reservas corporales a través de los procesos metabólicos (Beede, 2005).

El mayor consumo de agua procede de la producción alimentos (Mekonnen y Hoekstra, 2012). No obstante, la huella hídrica de cualquier producto animal es mayor que la huella hídrica de los productos agrícolas con valor nutricional equivalente (Mekonnen y Hoekstra, 2012). La reducción de la presión sobre los recursos hídricos de los productos alimenticios presenta un gran desafío a la humanidad, y el conocimiento del consumo de agua es relevante para que los gobiernos nacionales planifiquen y evalúen su política ambiental y seguridad alimentaria (Hoekstra y Mekonnen, 2012).

La demanda creciente de alimentos de origen animal, el aumento de la población (Wirsenius et al., 2010) y la eficiencia en la producción de alimentos sostenibles (Johnston et al., 2014) son aspectos relevantes en los sistemas lecheros. En este sentido, cuantificar la huella hídrica de la leche e identificar los puntos críticos de consumo de agua a lo largo de la cadena alimentaria es un primer paso para reducir las presiones sobre los sistemas de agua dulce que resultan de la producción ganadera y, al mismo tiempo, proporcionar información al usuario final (UNEP, 2007).

El clima de la cornisa cantábrica es similar al de Europa Occidental, de tipo Cfb según la clasificación de Köppen, que corresponde al llamado clima oceánico o atlántico, templado y húmedo, característico de las regiones más occidentales de las grandes masas continentales como Europa Occidental. Este clima definido como templado mesotermal, sin estación seca y con veranos suaves (Gutiérrez et al., 2010), le convierte en favorable para la producción de pastos y forrajes (Piñeiro y Díaz, 2005). Sin embargo, las previsiones para el período 2000-2100 de Gutiérrez et al. (2010) indican reducciones significativas de lluvia e incrementos e temperatura.

El consumo de agua desde el origen hasta la puerta de la granja (huella hídrica) fue defi-

nida por la Water Footprint Network (WFN) como la suma volumétrica de agua a lo largo de toda la cadena de suministro de un producto (Hoekstra *et al.*, 2011), formada por verde, azul y gris. El componente verde de la huella hídrica se refiere al agua de lluvia consumida por el cultivo. El agua azul hace referencia a la superficial y subterránea que se consume (incluida el agua la evaporada y el agua que se incorporó al producto) a la salida de la granja. Al volumen de agua dulce necesario para reducir los contaminantes a niveles ambientales se le denomina gris.

El objetivo de este trabajo fue determinar los principales agentes que contribuyen al consumo de agua dulce de un litro de leche corregido por grasa (ECM) a la salida de la granja de 53 explotaciones lecheras procedentes de 6 tipologías de alimentación situadas en la cornisa cantábrica.

## Material y métodos

### Explotaciones

Las comunidades autónomas implicadas, el número de explotaciones y las tipologías de alimentación analizadas vienen indicadas en la Tabla 1. Las entrevistas se realizaron *in situ* durante el año 2018, éstas incluían cuestiones relacionadas con: i) localización, ii) base territorial y distribución forrajera, iii) fertilización, iv) composición y manejo del rebaño, v) alimentación de los animales, vi) producción y composición química de la leche y vii) consumo de energía. El cuestionario formulado a los ganaderos fue indicado por Salcedo y Salcedo (2021). Las temperaturas, mínima, máxima y media (°C), la precipitación anual ( $l\ m^{-2}$ ) y la altitud de las explotaciones dentro de cada comunidad vienen representadas en la Figura 1.

Tabla 1. Tipologías y número de explotaciones.  
Table 1. Typologies and number of farms.

	Galicia	Asturias	Cantabria	Navarra	Total
Ecológicas (Eco)	2	3	3	1	9
Pastoreo-Convencional (PasCon)	4	–	2	3	9
Pesebre-Pastoreo (PePa)	–	3	–	–	3
Ensilado hierba (EHba)	3	3	3	–	9
Ensilado maíz (EMz)	5	3	3	–	11
Ensilado hierba-maíz (EHba-EMz)	5	3	–	4	12
Total	19	15	11	8	53

### Cuantificación de la huella hídrica

#### Unidad funcional

Los límites del sistema vienen señalados en la Figura 2. La unidad funcional utilizada en este trabajo fue la de un litro de leche corre-

gido por grasa (Sjaunja *et al.*, 1990) a la salida de la explotación, que representa la suma del agua utilizada en la producción de alimentos propios ( $agua_p$ ), alimentos comprados ( $agua_c$ ), bebida ( $agua_b$ ) y de limpieza ( $agua_l$ ) conforme a Mekonnen y Hoekstra (2012).

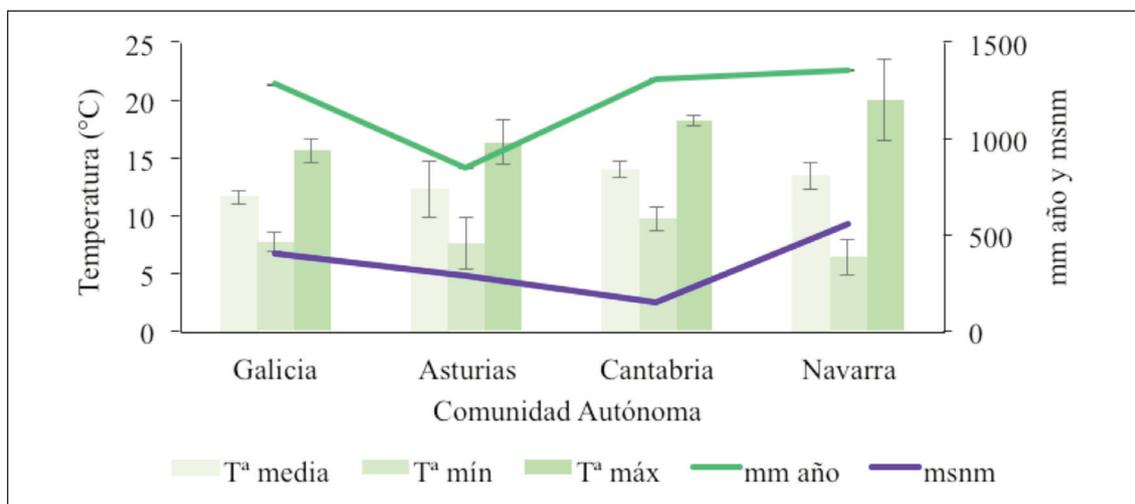


Figura 1. Temperaturas medias, mínimas y máximas, precipitaciones y altitud entre comunidades autónomas.

Figure 1. Average, minimum and maximum temperatures, rainfall and altitude between autonomous communities.

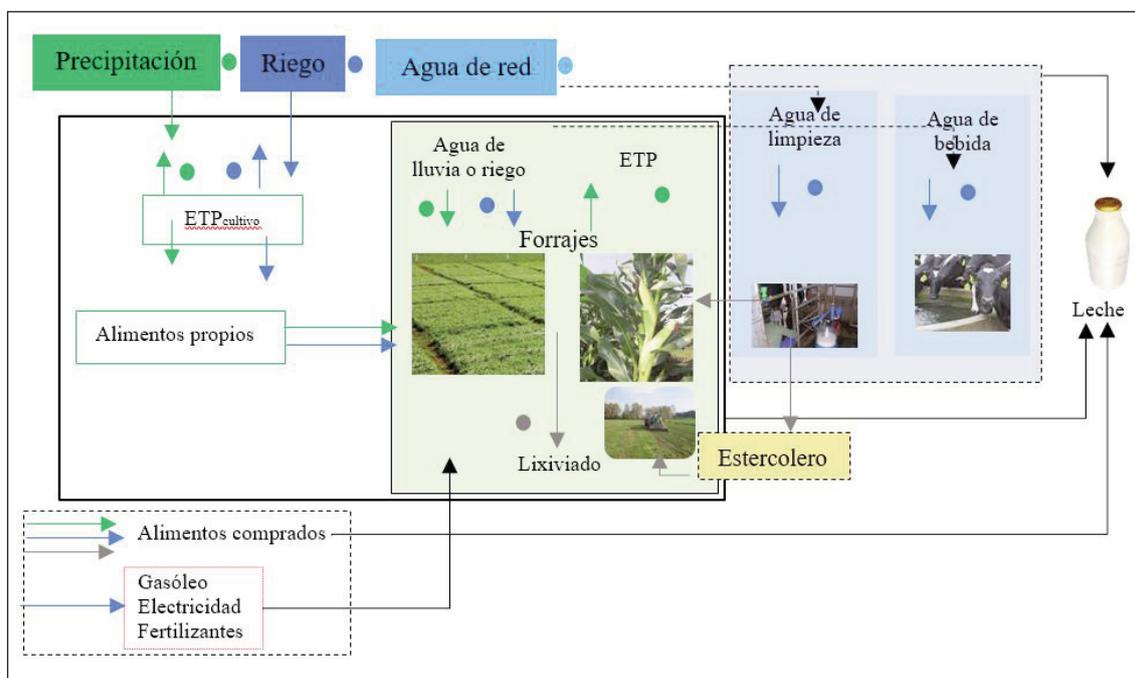


Figura 2. Límites del sistema y fuentes de consumo de agua para el método de huella hídrica de las granjas de la cornisa cantábrica. Las líneas coloreadas de verde, azul y gris, corresponden al tipo de agua (Hoekstra et al., 2011).

Figure 2. Limits of the system and sources of water consumption for the water footprint method of the farms of the Cantabrian coast. The lines colored green, blue and gray correspond to the type of water (Hoekstra et al., 2011).

La asignación del consumo de agua de los procesos multifunción puede evaluarse de varias formas (Guinée et al., 2004; Gerber et al., 2010; Thoma et al., 2013) y para esta investigación se utilizó la asignación biofísica. La ecuación del factor de asignación biofísica se expresa como:  $AB = 1 - 6,04 \times (M_{carne}/M_{leche})$  siendo AB la asignación biofísica;  $M_{carne}$  es la suma de kilogramos de peso vivo por hectárea de las vacas lecheras y los terneros sacrificados después de los 6 días de edad;  $M_{leche}$  es la suma de la leche vendida por hectárea, corregida por grasa (ECM); 6,04 representa el uso de energía en el pienso y los requisitos fisiológicos de las vacas lecheras para producir leche y carne (IDF, 2010).

El agua relacionada con la producción de gasóleo, electricidad y fertilizantes fue la señalada por Wernet et al. (2016); mientras el agua utilizada por la maquinaria, compra de animales, pesticidas y servicios veterinarios no fue incluida debido a la insignificante contribución en la HH de la producción de leche (De Boer et al., 2013).

En este trabajo, el número de explotaciones que riegan son dos y situadas en Navarra pertenecientes a la tipología EHba-EMz.

#### Agua requerida por los cultivos

El agua verde y azul de los cultivos (agua<sub>verde/azul</sub> en  $m^3 t^{-1}$  materia seca de forraje) fue calculada a partir de los componentes del agua utilizada por los cultivos (AUC) en  $m^3 ha^{-1}$  dividido por la producción de cultivo (Y) en  $t MS ha^{-1}$  según la ecuación:

$$agua_{verde/azul} = AUC_{azul/verde} / Y$$

donde:

agua verde =  $ET_{0 (Penman-Monteith)}$  – Precipitaciones

agua azul = Agua azul evaporada + Agua azul de riego + Flujo de retorno

agua gris =  $[(kg ha^{-1} N \text{ aplicado} \times \text{Factor de dilución, } 6,7 \%) / (\text{Concentración máxima$

permitida,  $100 mg NO_3^- L^{-1}$ ; EPA, (2005)] / Rendimiento en  $kg MS ha^{-1}$

El factor de dilución adoptado fue el resultado de relacionar el N total lixiviado estimado por el DairyCant (Salcedo, 2020) respecto al aplicado. El factor de dilución fue ligeramente inferior al 10 % señalado por Chapagain et al. (2006), debido a la disponibilidad de esta información en este trabajo. El N orgánico aplicado fue estimado por el DairyCant (Salcedo, 2015) y el inorgánico, el reflejado en las encuestas (Tabla 3).

El modelo CROPWAT® (Allen et al., 1998; FAO, 2009) fue usado a computar la evaporación del cultivo  $ET_o$  ( $mm día^{-1}$ ) de referencia (Allen et al., 1998). La evapotranspiración potencial ( $ET_p$ ) sobre el período de crecimiento de los cultivos asumiendo la máxima disponibilidad de agua en el suelo (Allen et al., 1998) fue derivado del CROPWAT®. Los datos de temperaturas máximas y mínimas, humedad, velocidad del viento, insolación horaria y precipitaciones fueron proporcionadas por cada comunidad autónoma y un patrón específico de cultivo de acuerdo a cada zona.

La producción de materia seca de cada cultivo se estimó con el modelo DairyCant (Salcedo, 2020). Las variables incluidas en la ecuación del agua gris fueron los kilogramos de N aplicados por hectárea (orgánico e inorgánico), este último estimado por el DairyCant (Salcedo, 2015), quien asigna a cada cultivo la parte proporcional de la producción de purín a la superficie de cada cultivo (Salcedo, 2020); el factor de dilución del nitrógeno aplicado para calcular el volumen de agua fue el recomendado por EPA (2005) para nitratos en agua potable de  $10 mg l^{-1}$  (medido como nitrógeno) y el rendimiento del cultivo en  $t MS ha^{-1}$  se obtuvo de las ecuaciones señaladas por Salcedo (2020).

Los coeficientes de desarrollo de los cultivos (kc) usados para el maíz, hierba de pradera y raigrás italiano vienen señalados en la Tabla 2.

Tabla 2. Etapas de desarrollo de los cultivos.  
Table 2. Stages of crop development.

Etapas de desarrollo		Raigrás italiano	Cereales de invierno	Hierba, pastoreo y conservada	Ensilado de maíz
Kc	Inicio	0,95	0,3	0,4	0,7
	Media	1,05	1,15	0,85	1,12
	Final	1	0,25	0,85	0,6
Etapa en días	Inicio	40	40	90	30
	Desarrollo	60	60	155	40
	Media	60	60	60	50
	Final	40	40	60	30
Profundidad Raíces	1	0,1	0,1	0,1	0,2
	2	0,4	0,4	0,4	0,8
Agotamiento Crítico	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Respuesta rendimiento	1	1,2	1,2	1,2	1,2
	2	1,25	1,25	1,25	1,25
	3	0,8	0,8	0,8	0,8
	4	0,9	0,9	0,9	0,9
	5	1	1	1	1
Altura cultivo		0,6	1	0,6	2

Kc: coeficiente de cultivo.

Las fechas de siembra para maíz y raigrás fueron el 5 de mayo y 1 de octubre, respectivamente; y el 25 septiembre y 27 de abril para el raigrás a lo largo de 2 o 3 aprovechamientos. El prado se le asume un período de aprovechamiento de 365 días. Dos explotaciones de Navarra utilizan el riego para el cultivo de maíz. El tipo de suelo de cada explotación fue proporcionado y utilizado como input del modelo CROPWAT® para calcular el agua usada por el cultivo.

#### Agua de los alimentos comprados

Los volúmenes de agua verde, azul y gris por kilogramo de materia seca de los forrajes com-

prados, principalmente henos de avena, alfalfa, paja, hierba y veza, fueron los indicados por Mekonnen y Hoekstra (2010). De igual forma, los del concentrado se estimaron a partir del porcentaje de cada alimento dentro de su tipología, con volúmenes de 1510 l kg<sup>-1</sup> MS en Eco, PasCon y PePa; 1405 l kg<sup>-1</sup> en EHba; 1116 l kg<sup>-1</sup> en EMz y 1314 l kg<sup>-1</sup> en EHba-EMz. La composición elemental del pienso de cada tipología fue muy variable, con máximos del 66,8 % los cereales (maíz, cebada y trigo) en EHba a mínimos de 30,4 % en EMz; los proteicos (soja, colza, girasol, guisantes) con máximos de 42,7 % en EMz a mínimos de 24 % en EHba; los subproductos (melazas de caña, pulpa remolacha, lino, glu-

ten feed, DDG maíz, cascarilla de soja y salvado de trigo) con máximos de 29,2 % en EHba-EMz a mínimos de 9,2 % en EHba y el grupo de aditivos (aceite de palma, grasa) con máximos de 7,2 % en EHba-EMz y mínimos de 0 % en EHba.

#### *Agua de bebida y limpieza*

La ecuación de Thomson *et al.* (2007) [litros cabeza y día = (2,15 kg materia seca ingerida) + (0,73 l leche cabeza y día) + 12,3] se usó para estimar el agua de bebida en las vacas de leche; mientras las vacas secas, novillas y terneros se asumieron volúmenes de 41 l, 25 l y 9 l cabeza y día respectivamente (Ward y McKague, 2015). El agua de limpieza se calculó por diferencia entre el gasto en euros  $m^{-3}$  de agua al año menos el agua de bebida (Thomson *et al.*, 2007), dividido entre el total de leche producida anualmente.

#### *Análisis estadístico*

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

El análisis de regresión incluyó el diagnóstico de colinealidad de las variables independientes utilizando el factor inflado de la varianza (FIV), utilizándose 10 como valor de corte. Este estadístico es un indicador que mide la independencia de una variable respecto a las otras variables independientes de la ecuación de regresión, calculándose con la siguiente ecuación:

$$FIV = \frac{1}{1 - R_i^2}$$

donde,  $R_i^2$  es el coeficiente de determinación múltiple entre la variable cuya multicolinea-

lidad se está calculando y el resto de las variables independientes.

El acuerdo entre las huellas hídricas por litro de leche ECM ( $HH_{ECM}$ ,  $HH_{ECM}^V$ ,  $HH_{ECM}^A$  y  $HH_{ECM}^G$ ) observadas y simuladas a partir de datos de campo, fue evaluado utilizando cinco índices estadísticos. El primero el coeficiente de determinación. El segundo, el índice de concordancia "d", es una medida normalizada del grado de error de la predicción del modelo y varía de 0 a 1, por lo tanto, un índice estadístico adimensional; un valor de 1 indica un agrupamiento perfecto entre los valores observados y simulados, mientras que 0 indica que no existe agrupamiento (Willmott, 1982). El tercero, el error cuadrático medio (RMSE) que es una medida de las diferencias entre observaciones y predicciones (Willmott, 1982). El cuarto, el error de sesgo medio (MBE) muestra las desviaciones sistemáticas (Willmott, 1982); un MBE negativo es indicador de subestimación del modelo y positivo, sobreestimación. El quinto, la eficiencia del modelo (EF) según Nash y Sutcliffe (1970), que varía de -1 a 1; una eficiencia de 1 indica la coincidencia perfecta de los valores simulados con los observados, mientras que los inferiores a cero indican que la media de las observaciones es un mejor predictor que el valor simulado.

## **Resultados y discusión**

### *Caracterización de las explotaciones*

En general, la superficie media en el conjunto de explotaciones fue de  $46,2 \pm 30$  ha, de las cuales el  $70,2 \pm 36$  % corresponden a pradera y el  $29,8 \pm 36$  % de cultivos forrajeros (maíz y raigrás, principalmente) y diferentes entre tipologías (Tabla 3). El número de vacas lecheras fue de  $80 \pm 68$ , con máximos de  $149 \pm 96$  en EMz y mínimos de

Tabla 3. Características técnicas, climáticas y altitud de las explotaciones.  
 Table 3. Technical, climatic and altitude characteristics of the farms.

	Eco	Pas-Con	Pepa	EHba	EMz	EHba-EMz	et
Superficie, ha	48,3ab	37,9ab	16,6a	37,3ab	68,6b	45,8ab	4,1
Pradera, %	100b	98,8b	94,8b	92,3b	28,1a	42,1a	4,9
CFA, %	–	1,1a	5,2a	7,6a	71,8b	57,9b	4,9
N inorgánico, kg ha <sup>-1</sup>	–	76ab	1a	59ab	126b	115b	12
N orgánico, kg ha <sup>-1</sup>	80a	86a	267b	251b	420c	487c	29
Vacas lecheras, n°	45a	39a	25a	49a	149b	111b	9
Leche ECM, t ha <sup>-1</sup>	6,5a	8,3a	19,5bc	12,8ab	29,7b	30,4b	1,8
MS producida, t ha <sup>-1</sup>	5,9a	6,6a	4,9a	5,4a	10,1b	9,1b	0,38
MS ingerida t ha <sup>-1</sup>	7,9a	9,5a	21,8bc	14,1ab	26,4c	27,5c	1,6
MS propia, %	68,5c	61,7bc	63,3c	43,6a	50,2ab	50,1ab	1,9
MS comprada, %	31,4a	38,2ab	36,6a	56,3c	49,8bc	49,9bc	1,9
Humedad dieta, %	55,6	60,0	46,6	47,1	51,1	55,2	1,7
Altitud, msnm	246	417	452	434	225	379	34
Precipitación año, l m <sup>2</sup>	1185ab	1468b	877a	1263ab	1064a	1061a	49
T <sup>a</sup> media, °C	13,7c	12,9bc	11,1a	12,1abc	13,0bc	11,6ab	0,2
T <sup>a</sup> máxima, °C	17,7	18,4	15,9	16,4	17,1	16,1	0,3
T <sup>a</sup> mínima, °C	9,0b	7,4ab	6,2a	7,9ab	9,0b	6,8a	0,2

Eco, Ecológico; PasCon, Pastoreo convencional; PePa, Pesebre-pastoreo; EHba, Ensilado de hierba; EMz, Ensilado de maíz; EHba-EMz, Ensilado de hierba y de maíz; CFA: cultivos forrajeros anuales; MS: materia seca; ECM: leche corregida por grasa (Sjanja et al., 1990); et: error típico; a, b, c, d dentro de la misma fila difieren  $P < 0,05$ .

25 ± 11 en PePa. Los alimentos de producción propia representaron el 54,8 ± 13,5 % reduciéndose conforme aumenta la intensificación de la explotación (Tabla 3); mientras, la compra de forrajes y concentrados simbolizan el 17,8 ± 16,5 % y el 82,1 ± 16 %, respectivamente de los comprados. Las explotaciones más intensivas de este trabajo fueron consideradas las de mayor producción anual de leche, volumen de leche por hectárea y número total de vacas lecheras.

La altitud no fue diferente entre tipologías, pero sí entre comunidades autónomas (CC.AA.), mayor en Navarra ( $P < 0,05$ ) con 559 ± 158 m. s.n.m. y la menor en Cantabria de 153 ± 129 m. La precipitación media anual fue menor en Asturias con 848 ± 83 l m<sup>-2</sup>, sin diferencias en las otras y la menor en la tipología PePa (Tabla 3). La temperatura media fue menor en Galicia y Asturias (Figura 2) y entre tipologías la mayor se localizó en las explotaciones de la tipología Eco (Tabla 3). La altitud de las ex-

plotaciones entre tipologías presenta un mayor coeficiente de variación (72,8 %), seguido de las precipitaciones (30,2 %); mientras, la temperatura media, máxima y mínima lo hicieron con el 13,3 %; 13,5 % y 22,2 %, respectivamente.

### **Análisis de la huella hídrica**

#### **Alimentos**

El volumen de agua en el conjunto de forrajes producidos en la explotación fue de  $895 \pm 364$  l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca, con máximos de  $1130 \pm 449$  l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca en EHba-EMz y mínimos de  $710 \pm 140$  l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca en Eco (Tabla 4); dentro del rango de 413 l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca a 1045 l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca señalados en Irlanda por Murphy et al. (2017). La hierba de pradera registró el mayor volumen, equivalente a  $734 \pm 199$  l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca ( $P < 0,05$ ), sin diferencias entre el maíz y el raigrás italiano con  $301 \pm 157$  l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca y  $267 \pm 142$  l  $\text{kg}^{-1}$  materia seca, respectivamente. La menor huella del maíz fue atribuida a la superior producción de biomasa por unidad de tiempo de cultivo ( $56,8 \pm 10,6$  kg MS  $\text{ha}^{-1}$  día $^{-1}$ ), coincidiendo con los meses de menos pluviometría. Mientras, el raigrás con 210 días de cultivo fue  $27,2 \pm 3,1$  kg MS  $\text{ha}^{-1}$  día $^{-1}$ , en los meses de mayor precipitación.

El porcentaje de agua verde, azul y gris en el conjunto de forrajes propios fue del  $85,6 \pm 12,4$  %,  $1,2 \pm 6,3$  % y  $13,1 \pm 8,9$  %, respectivamente. La hierba de pradera registró el mayor porcentaje de agua verde ( $90,6 \pm 6,0$  %), inferior al 99 % señalado por Murphy et al. (2017) en Irlanda, y los menores, en maíz y raigrás del  $74,1 \pm 16,1$  % y  $75,7 \pm 12,6$  %, respectivamente. Solamente dos explotaciones de Navarra utilizan agua azul en maíz, representando el  $55,6 \pm 1,1$  % de la huella hídrica, el  $33 \pm 0,5$  % del agua total para el conjunto de forrajes, equivalente a  $60,5 \pm 17,5$  l de agua azul por litro de leche corregidos por grasa (ECM).

El menor porcentaje de agua gris se registró en la hierba de pradera ( $9,3 \pm 6$  %) y el máximo del  $24,2 \pm 12,6$  % en raigrás italiano. En general el volumen de agua gris por kilogramo de materia seca fue similar entre cultivos, equivalentes a  $62,7 \pm 38$  l;  $65,2 \pm 55$  l y  $62,6 \pm 53$  l el maíz, la hierba de pradera y el raigrás respectivamente. Las tipologías, EHba-EMz y EMz registraron el mayor porcentaje de agua gris ( $20,4 \pm 6,8$  % y  $19,3 \pm 8,6$  %, respectivamente), imputable al mayor aporte de fertilizantes nitrogenados de origen orgánico ( $486 \pm 206$  kg  $\text{ha}^{-1}$  y  $420 \pm 147$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ) e inorgánico ( $115 \pm 88$  kg  $\text{ha}^{-1}$  y  $126 \pm 124$  kg  $\text{ha}^{-1}$ , respectivamente).

#### **Agua de bebida, limpieza y elementos de producción**

El porcentaje de agua azul por litro de leche viene señalado en la Figura 3. Las causas que afectan al consumo de agua en el ganado lechero entre otros, son el peso vivo, la producción de leche, consumo de materia seca, porcentaje de materia seca del alimento, consumo de concentrados (Khelil-Arfa et al., 2012), contenido de sodio del agua (Meyer et al., 2004), temperatura (Cardot et al., 2008) y accesibilidad al agua (King y Stockdale, 1981). Muchas explotaciones disponen de pozos para el suministro de agua y casi todas acceden al agua a través de la red municipal. Tanto el agua de bebida como la de limpieza catalogadas aquí como agua azul fueron consideradas en base a la factura anual del agua en  $\text{m}^3$ . La primera fue  $50 \pm 13$  l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$ , con máximos de  $67 \pm 16$  l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$  en EMz y mínimos de  $39 \pm 8$  l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$  en PasCon, en cualquier caso, inferiores a 70 l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$  señalados por el DairyNZ (2012) y la segunda de  $41 \pm 15$  l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$ . El consumo de agua incrementó hasta  $101 \pm 30$  l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$  en el conjunto de explotaciones ( $P < 0,05$ ), cuando se suma a la de bebida y limpieza la contenida en los alimentos (mezcla de agua verde, azul y gris), registrándose valores máximos de  $138 \pm 37$  l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$  en EMz y mínimos de  $78 \pm 17$  l UGM $^{-1}$  día $^{-1}$  en Ecológico.

Tabla 4. Huella hídrica de la leche.  
Table 4. Water footprint of milk.

	Eco	Pas-Con	Pepa	EHba	EMz	EHba-EMz	et
<b>Alimentos propios</b>							
HH conjunto forrajes, L kg <sup>-1</sup> MS	710	841	883	853	873	1130	49
HH maíz, L kg <sup>-1</sup> MS <sup>A</sup>	–	340	52	135	261	371	30
HH pradera, L kg <sup>-1</sup> MS <sup>A</sup>	710ab	761b	846b	818b	487a	734ab	35
HH raigrás, L kg <sup>-1</sup> MS <sup>A</sup>	–	378	60	89	283	295	28
HH forrajes propios, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	617c	622c	421bc	375ab	174a	273ab	35
Eficiencia alimentos propios, % L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	47,7c	42,5bc	46,0bc	31,9ab	23,5a	25,6a	1,9
<b>Alimentos comprados</b>							
HH compra alimentos, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	680ab	807b	513a	694ab	536a	738ab	32
HH piensos, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	542abc	718c	366a	587bc	482ab	674bc	28
HH forrajes, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	138b	89ab	147b	107ab	53a	64ab	10
<b>Otros</b>							
Agua de bebida, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	2,9ab	2,9ab	3,0ab	3,1b	2,6a	2,6ab	0,07
Agua de limpieza, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	–
Gasóleo, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	0,16b	0,17b	0,09a	0,11a	0,08a	0,11a	0,006
Fertilizantes, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	0,23ab	1,05b	0,03a	0,50ab	0,65ab	0,41ab	0,09
Electricidad,	0,33ab	0,74b	0,64ab	0,36ab	0,23a	0,24a	0,05
HH total, L L <sup>-1</sup> ECM	1304bc	1436c	940ab	1075abc	716a	1016ab	53
HH con asignación, L L <sup>-1</sup> ECM	1044bc	1219c	728ab	926abc	638a	914abc	47
<b>Reparto del tipo de agua</b>							
Verde, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	1174bc	1280c	797a	952ab	639a	848a	48
Azul, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	44abc	53bc	34ab	26a	23a	58c	3,2
Gris, L L <sup>-1</sup> ECM <sup>B</sup>	86ab	103b	108b	97b	55a	109b	5,6
Agua, m <sup>3</sup> kg GB	35bc	39b	25,6ab	28,7ab	19,4a	27,4ab	1,4
Agua, m <sup>3</sup> kg PB	42bc	45,5c	30,8ab	33,6ab	21,8a	31,1ab	1,7
Agua, m <sup>3</sup> kg ESU	19bc	20,9c	13,9ab	15,5ab	10,2a	14,5ab	0,8

Eco, Ecológico; PasCon, Pastoreo convencional; PePa, Pesebre-pastoreo; EHba, Ensilado de hierba; EMz, Ensilado de maíz; EHba-EMz, Ensilado de hierba y de maíz; <sup>A</sup>: HH correspondiente a la producción obtenida dentro del porcentaje de SAU que ocupa; <sup>B</sup>: % de la huella hídrica por litro de leche ECM de los alimentos propios; ECM: leche corregida por grasa et: error típico; a, b, c, d dentro de la misma fila difieren  $P < 0,05$ .

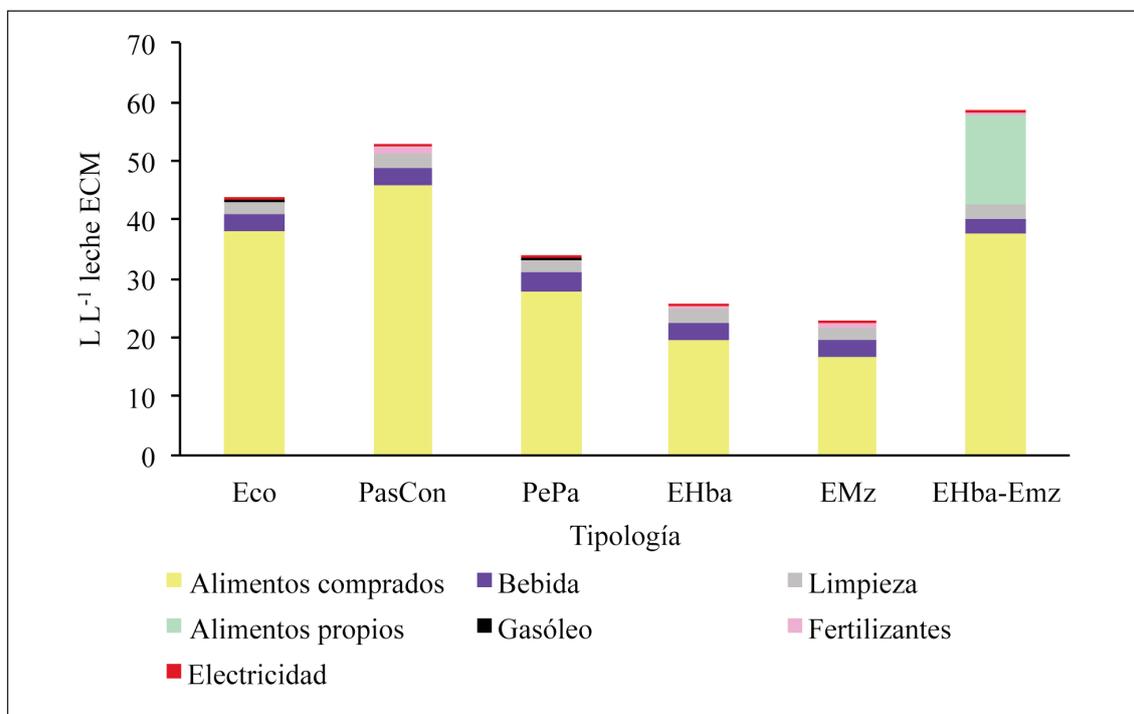


Figura 3. Distribución del agua azul por litro de leche de las tipologías Eco, Ecológico; PasCon, Pastoreo convencional; PePa, Pesebre-pastoreo; EHba, Ensilado de hierba; EMz, Ensilado de maíz; EHba-EMz, Ensilado de hierba y de maíz.

Figure 3. Distribution of blue water per liter of milk of the typologies Eco, Ecological; PasCon, Conventional grazing; PePa, Harvest-grazing; d) EHba, Grass silage; e) EMz, Corn silage and f) EHba-EMz, Grass and corn silage.

La humedad de las dietas en las vacas lecheras fue del  $53,8 \pm 12$  %, sin diferencias significativas en el conjunto de tipologías (Tabla 1). Este porcentaje no justificó las diferencias en la ingesta de materia seca en las vacas lecheras, con mínimas de  $16,6 \pm 3,0$  kg en Eco y máximas de  $24,1 \pm 1,9$  kg en EMz, posiblemente debido al bajo coeficiente de variación del 23 %. Por su parte, Leonardi et al. (2005) no observaron diferencias en la ingesta de vacas lecheras alimentadas con dietas de diferente porcentaje de humedad.

El agua azul de bebida y limpieza fue de  $5,0 \pm 0,5$  l l<sup>-1</sup> ECM, sin diferencias significativas entre tipologías (Tabla 4), y similar al in-

dicado por Murphy et al. (2017) en Irlanda de  $5,3 \pm 1,9$  l l<sup>-1</sup> ECM y de  $3,9 \pm 0,29$  l l<sup>-1</sup> ECM en Alemania (Drastig et al., 2010). Mientras, el agua atribuida a la electricidad, gasóleo y fertilizantes fue de  $1,05 \pm 0,91$  l l<sup>-1</sup> ECM, con máximos de  $1,96 \pm 1,73$  l l<sup>-1</sup> ECM en PasCon ( $P < 0,05$ ) y la menor en las demás tipologías.

#### Leche

La huella hídrica por litro de leche ECM ( $HH_{ECM}$ ) fue de  $1080 \pm 392$  l y diferente entre tipologías (Tabla 4), con máximos de  $1436 \pm 323$  l l<sup>-1</sup> ECM en Eco y mínimos de  $716 \pm 185$  l l<sup>-1</sup> ECM en EMz (Tabla 4). La mayor huella en Eco es imputable a factores de producción como me-

nor producción de leche y forraje por hectárea (Tabla 3). Estos resultados fueron similares a  $1096 \text{ l l}^{-1} \text{ ECM}$  y  $1020 \text{ l l}^{-1} \text{ ECM}$  señalados por Mekonnen y Hoekstra (2010 y 2012); ligeramente superiores a  $953 \pm 254 \text{ l l}^{-1} \text{ ECM}$  en Europa (Sultana et al., 2014) y superiores a  $524 \pm 66 \text{ l l}^{-1} \text{ ECM}$  en Italia (Cosentino et al., 2015) y  $690 \pm 135 \text{ l l}^{-1} \text{ ECM}$  en Irlanda (Murphy et al., 2017). No obstante, la distribución porcentual de la  $\text{HH}_{\text{ECM}}$  [(agua verde ( $\text{HH}_{\text{ECMv}}$ ), azul ( $\text{HH}_{\text{ECMa}}$ ) y gris ( $\text{HH}_{\text{ECMg}}$ )] fue diferente entre tipologías (Tabla 4), con porcentajes medios del  $87,7 \pm 3,4 \%$  ( $948 \pm 354 \text{ l}$ );  $3,8 \pm 1,8 \%$  ( $40 \pm 23 \text{ l}$ ) y  $8,4 \pm 2,4 \%$  ( $91 \pm 41 \text{ l}$ ) respectivamente. Factores como la producción de forraje, producción de leche, consumo de pienso por hectárea, tipo de forraje producido, producción y aporte de purín entre otros, pudieran estar detrás de aquellas diferencias. No obstante, y para las explotaciones del presente trabajo, la gran dispersión observada para  $\text{HH}_{\text{ECMv}}$  tiene su origen a la diferencia de precipitación entre las explotaciones de Navarra ( $1354 \text{ l m}^{-2}$ ) y las de Asturias ( $848 \text{ l m}^{-2}$ ) (Figura 1). El mayor porcentaje de  $\text{HH}_{\text{ECMv}}$  se registró en Eco ( $89,9 \pm 1,6 \%$ ) y el menor en EHba-EMz y EMz ( $83,5 \pm 3,4 \%$ );  $\text{HH}_{\text{ECMa}}$  fue superior en EHba-EMz ( $5,7 \pm 2,9 \%$ ) y la menor en EHba ( $2,6 \pm 0,73 \%$ ) y en  $\text{HH}_{\text{ECMg}}$  fue superior en PePa ( $11,3 \pm 3,9 \%$ ) y la menor de ( $6,7 \pm 1,1 \%$ ) en ecológico.

El mayor porcentaje de superficie dedicada a cultivos forrajeros principalmente maíz en rotación con raigrás italiano en las tipologías EMz y EHba-EMz (valor medio  $64,8 \%$ ), respecto al  $4,67 \%$  de PasCon, PePa y EHba, redujo un  $21,2 \%$  ( $252 \text{ l}$ ) la  $\text{HH}_{\text{ECMv}}$ ;  $21,7 \%$  ( $225 \text{ l}$ ) la  $\text{HH}_{\text{ECMv}}$ ;  $18,0 \%$  ( $7,8 \text{ l}$ ) la  $\text{HH}_{\text{ECMa}}$  y  $17,5 \%$  ( $18,5 \text{ l}$ ) la  $\text{HH}_{\text{ECMg}}$ . Zonderland-Thomassen y Ledgard (2012) compararon la huella hídrica de la producción lechera de dos regiones diferentes en Nueva Zelanda, Waikato (Isla Norte, sin riego, con lluvias moderadas) y Canterbury (Isla Sur, con riego, con escasas lluvias), los resultados fueron de  $945 \text{ l}$  de agua por litro de leche corregida por grasa y

proteína en las primeras y  $1084 \text{ l}$  las segundas. El agua verde de Waikato fue del  $72 \%$  y del  $46 \%$  en Canterbury, indicando la utilización del riego en aquellos cultivos de alto rendimiento en materia seca.

La suma porcentual de  $\text{HH}_{\text{ECMa}}$  y  $\text{HH}_{\text{ECMg}}$  fue del  $12,3 \pm 3,4 \%$  ( $131 \pm 56 \text{ l}$ ), similar al  $14,1 \%$  (Mekonnen y Hoekstra, 2010) y al  $14,5 \%$  (Sultana et al., 2014) indicado en estudios previos. Coincidente con Mekonnen y Hoekstra (2010), el agua de los alimentos (propios y comprados) representa el mayor porcentaje de  $\text{HH}_{\text{ECM}}$  con un valor medio del  $99,3 \pm 0,24 \%$ , mayor en Eco  $99,5 \pm 0,14 \%$  ( $P < 0,05$ ) y menor del  $99,1 \pm 0,22 \%$  en EMz. La  $\text{HH}_{\text{ECM}}$  de los alimentos propios difiere a los comprados ( $P < 0,05$ ), con volúmenes medios de  $396 \pm 255 \text{ l}$  y  $678 \pm 218 \text{ l}$ , respectivamente (Tabla 4). La variabilidad observada en los primeros es atribuida a las diferencias de precipitaciones (agua verde), producción tanto de forrajes como de leche por hectárea. La mayor  $\text{HH}_{\text{ECM}}$  de los alimentos comprados (forrajes y piensos) se registró en PasCon de  $622 \pm 247 \text{ l l}^{-1} \text{ ECM}$  ( $P < 0,05$ ) y, la menor de  $174 \pm 97 \text{ l l}^{-1} \text{ ECM}$  en EMz. Mientras, el superior volumen agua de los alimentos comprados se registró en la tipología PasCon ( $807 \pm 196 \text{ l}$ ) y la menor ( $P < 0,05$ ) en PePa con  $513 \pm 293 \text{ l}$  (Tabla 4). En cualquier caso, el  $84,9 \pm 13,7 \%$  del volumen de agua de los alimentos comprados procede de los concentrados y el  $15,1 \pm 13,7 \%$  de los forrajes.

La Figura 3 representa el porcentaje de agua azul por litro de leche ECM, con un valor medio de  $40 \pm 23 \text{ l}$  y diferente entre tipologías (Tabla 4); de los cuales,  $31,1 \pm 14,6 \text{ l}$  proceden de alimentos comprados, similares a  $30,6 \pm 10,2 \text{ l}$  señalados en Irlanda por Murphy et al. (2017). Por su parte, Rotz et al. (2020) en Pensilvania (USA), señalan consumos de  $13,5 \text{ l}$  de agua azul (riego, limpieza, consumo y enfriamiento del ganado). Las diferencias respecto a las de Rotz et al. (2020) pueden ser atribuidas a la metodología de cálculo. En el presente trabajo se usó el modelo CROP-

WAT® (FAO, 2009), mientras que aquellos utilizaron el Integrated Farm System Model (Rotz et al., 2018), incluyendo además de la producción y compra de alimentos, el agua usada en el transporte. El agua gris fue de  $91 \pm 41 \text{ l l}^{-1}$  leche ECM y diferente entre tipologías (Tabla 4).

El agua asignada a un litro de leche fue de  $922 \pm 343 \text{ l}$  y diferente entre tipologías (Tabla 4), al igual que el porcentaje ( $P < 0,05$ ) respecto a la huella hídrica total de  $1080 \pm 392 \text{ l}$ . Porcentualmente fue superior en EHba-EMz ( $89,8 \pm 2,1 \%$ ) y la menor en Eco ( $77,9 \pm 10,5 \%$ ). En cualquier caso y para el conjunto de explotaciones, el porcentaje medio fue del  $85,4 \pm 7,8 \%$ , similar al  $85,6 \%$  indicado por defecto por el IDF (2010). En general, la producción de leche vaca y año reduce la  $\text{HH}_{\text{ECM}}$ ,  $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{v}}$ ,  $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{a}}$  y  $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{g}}$  ( $r = -0,73$ ;  $-0,73$ ;  $-0,38$  y  $-0,44$ , respectivamente;  $P < 0,01$ ); mientras, el aumento de concentrado por kilo de leche suministrado a las vacas las incrementa ( $r = 0,54$ ;  $0,51$ ;  $0,40$  y  $0,56$ , respectivamente;  $P < 0,01$ ). La relación entre la producción de leche vaca y año y la  $\text{HH}_{\text{ECM}}$  fue del tipo:  $1832 - (0,093 \text{ Leche})$ ,  $r^2 = 0,53$ ; similar a la observada por Lu et al. (2018) de  $1685 - (0,106 \text{ Leche})$ ,  $r^2 = 0,51$ .

El agua verde no compete con el humano, lo que cabe pensar en estrategias que reduzcan la suma del agua azul y gris ( $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{a+g}}$ ). Así, aumentos de un litro de leche vaca y año la  $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{a+g}}$  puede disminuir  $0,009 \pm 0,002 \text{ l}$  ( $r^2 = 0,323$ ;  $P < 0,001$ ) y aumentar  $289 \pm 57 \text{ l}$  al incrementar el aporte de concentrado por litro de leche producido ( $r^2 = 0,33$ ;  $P < 0,001$ ).

### Modelos de huella hídrica

En general los modelos presentaron un alto coeficiente de determinación para la huella hídrica total de un litro de leche ( $\text{HH}_{\text{ECM}}$ ) y la verde ( $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{v}}$ ). Por el contrario, la azul ( $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{a}}$ ) y la gris ( $\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{g}}$ ) presentaron un coeficiente de determinación moderado (Tabla 5).

Tabla 5. Evaluación estadística de los modelos para la estimación de la huella hídrica total, verde, azul y gris de la leche.  
Table 5. Statistical evaluation of the models for estimating the total, green, blue and grey water footprint of milk.

Huella Hídrica <sup>1</sup>	Modelo	et	R <sup>2</sup>	D-W	Obs.	Simu.	d	R <sup>2</sup>	RMSE, %	MBE	EF
$\text{HH}_{\text{ECM}}$	$862,6 - (0,06 \text{ Leche ECM vaca año}) - (453,3 \text{ SAU cultivos forrajeros UGM}^{-1}) + (1467 \text{ kg pienso L}^{-1} \text{ ECM}) + (3,18 \% \text{ SAU pradera})$	179	0,80	0,87	1082	955	0,80	0,61	3,44	127	0,50
$\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{v}}$	$745,8 - (0,052 \text{ Leche ECM vaca año}) - (3,56 \% \text{ EMz dieta vacas}) + (1239 \text{ kg pienso L}^{-1} \text{ ECM}) + (3,43 \% \text{ SAU pradera})$	157	0,82	0,75	944	945	0,84	0,81	2,13	-0,5	0,84
$\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{a}}$	$-5,61 - (0,25 \text{ kg K ha}^{-1}) + (0,092 \text{ Litros gasoil ha}^{-1}) + (67,6 \text{ kg pienso L}^{-1} \text{ ECM}) + (63,2 \text{ hectáreas pradera UGM}^{-1}) - (0,3 \% \text{ SAU pradera})$	17	0,49	2,15	41	37	0,98	0,45	6,05	3,5	0,99
$\text{HH}_{\text{ECM}}^{\text{g}}$	$116,3 - (156 \text{ kg pienso L}^{-1} \text{ ECM}) - (158,7 \text{ SAU cultivos forrajeros UGM}^{-1}) - (0,5 \% \text{ SAU pradera verde}) - (0,006 \text{ Leche ECM vaca año})$	27	0,59	2,03	80	87	0,98	0,42	3,99	-6,8	0,99

<sup>1</sup>: litros de agua por litro de leche ECM; et: error de la estima; D-W: Durbin-Watson; Obs.: Valores observados; Simu.: Valores simulados; d: Índice de agrupamiento; RMSE %: Raíz del error cuadrático medio; MBE: Error de sesgo medio; EF: Eficiencia del modelo; ECM: leche corregida por grasa; SAU: superficie agrícola útil; UGM: unidad ganado mayor; EMz: ensilado maíz.

La Tabla 5 señala las variables de campo que conforman los modelos de huella hídrica por litro de leche corregido por grasa ( $HH_{ECM}$ ), verde ( $HH_{ECM}^v$ ), azul ( $HH_{ECM}^a$ ) y gris ( $HH_{ECM}^g$ ) utilizadas en la simulación; y la Figura 4, la relación entre los valores observados y simulados. En general la simulación fue aceptable tal y como se desprende de los valores positivos de la eficiencia del modelo (EF) y mayores de cero, un índice de agrupamiento  $d$  elevado en todas las simulaciones así lo indican. El signo negativo de MBE en  $HH_{ECM}^g$  in-

dicó subestimación y sobreestimación en  $HH_{ECM}$ ,  $HH_{ECM}^v$  y  $HH_{ECM}^a$  (Tabla 5). Las variables que pueden incrementar el consumo de agua por litro de leche fueron los kilos de pienso por litro de leche producido; el porcentaje de la superficie dedicado a pradera; el consumo de gasóleo por hectárea y las hectáreas de pradera por UGM. Mientras las que contribuyen a minimizarla fueron la producción de leche por vaca y año; la superficie agrícola dedicada a cultivos forrajeros; el consumo de maíz en las vacas lecheras y los

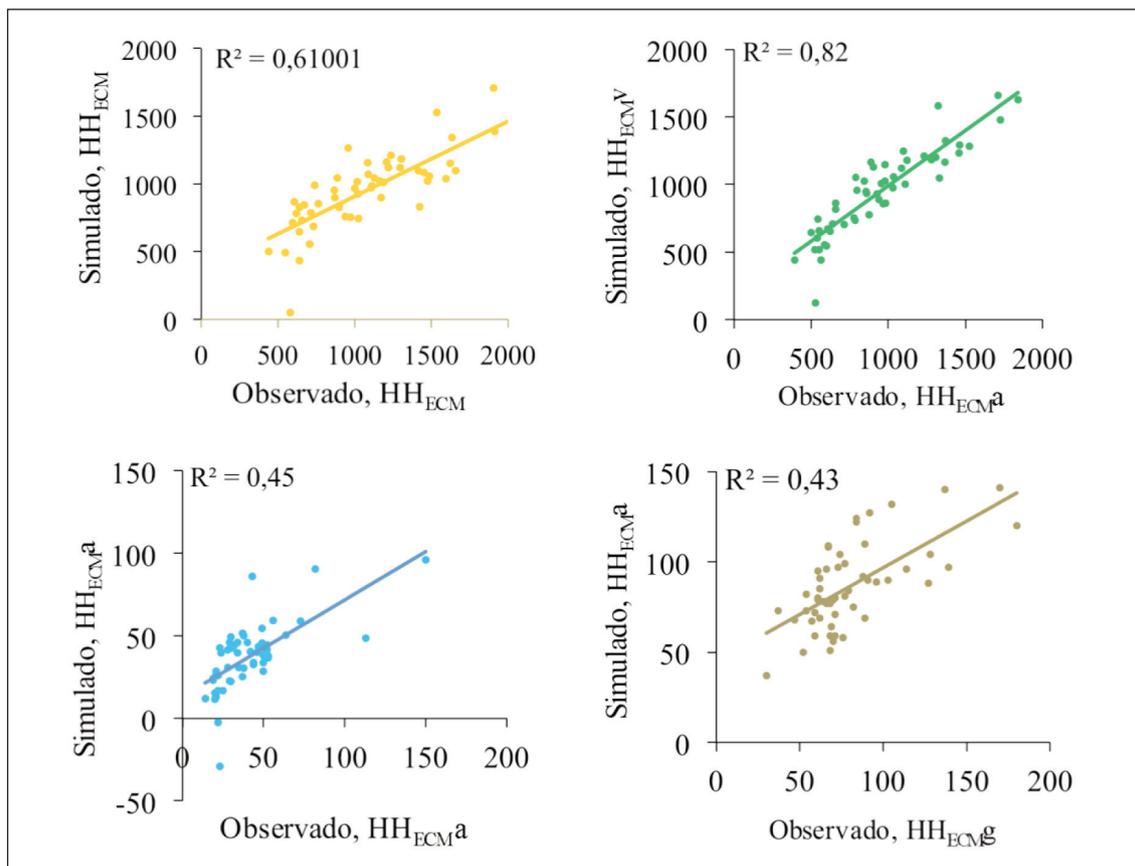


Figura 4. Valores observados y simulados de la huella hídrica total ( $HH_{ECM}$ ); verde ( $HH_{ECM}^v$ ); azul ( $HH_{ECM}^a$ ) y gris ( $HH_{ECM}^g$ ) en litros de agua por litro de leche ECM.

Figure 4. Observed and simulated values of the total water footprint ( $HH_{ECM}$ ); green ( $HH_{ECM}^v$ ); blue ( $HH_{ECM}^a$ ) and gray ( $HH_{ECM}^g$ ) in liters of water per liter of milk ECM.

kilos de potasa aplicado por hectárea. Las variables relacionadas con la pradera y el consumo de concentrado tienden a incrementar la huella hídrica; mientras, las concernientes a la producción y dedicación de la superficie a cultivos forrajeros la reducen. La producción de hierba es inferior en el prado respecto a la que se obtiene con maíz y rai-grás italiano en zonas de clima atlántico (Salcedo, 2020). La Figura 5 muestra otras variables relacionadas con el aumento o reducción de la huella hídrica de un litro de leche ( $HH_{ECM}$ ). Las primeras están relacionadas con el consumo de hierba verde y la superficie dedicada a pradera. Así, aumentos de una hectárea de pradera por UGM puede aumentar la  $HH_{ECM}$  en  $804 \pm 234$  l ( $r^2 = 0,18$ );  $21,3 \pm 3,4$  l ( $r^2 = 0,42$ ); litros por

unidad porcentual en el porcentaje de hierba verde en la dieta de las vacas lecheras, y  $6,7 \pm 1,8$  l ( $r^2 = 0,20$ ); litros por unidad porcentual de la superficie agrícola útil de la explotación. Por el contrario, las variables que la reducen de mayor a menor correlación fueron la leche ECM vaca y año ( $r^2 = 0,48$ ); la eficiencia de utilización del nitrógeno ( $NUE_{rebaño}$ ) para el conjunto del rebaño ( $r^2 = 0,44$ ); la eficiencia de conversión (litros leche ECM  $kg^{-1}$  materia seca ingerida) ( $r^2 = 0,31$ ); el porcentaje de ensilado de maíz incluido en la dieta de las vacas lecheras ( $r^2 = 0,23$ ) y el porcentaje de cultivos forrajeros anuales ( $r^2 = 0,20$ ). Las pendientes para cada una de aquellas variables fueron de  $-0,12 \pm 0,017$  l;  $-54,8 \pm 8,6$  l;  $-1208 \pm 250$  l;  $-16,4 \pm 4,1$  l y  $-6,7 \pm 1,8$  l, respectivamente.

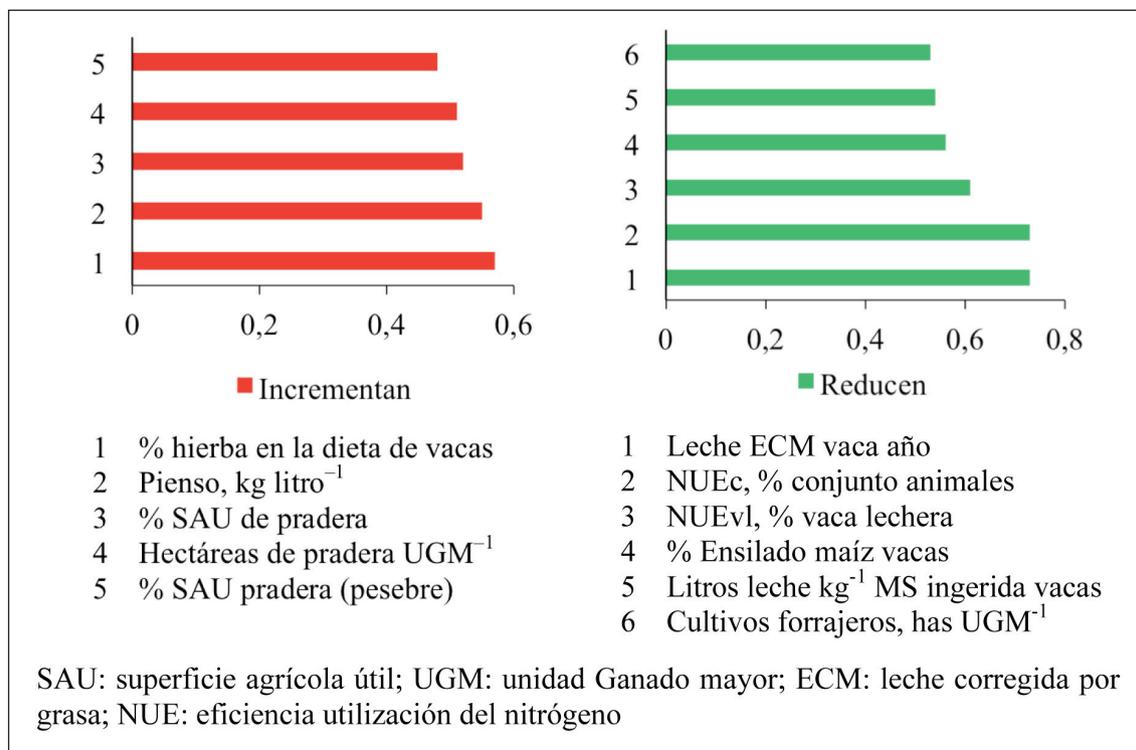


Figura 5. Relaciones de la huella hídrica por litro de leche ECM con variables de campo.  
Figure 5. Relationships of the water footprint per liter of milk ECM with field variables.

## Conclusiones

El agua verde representó el mayor porcentaje de la huella hídrica por litro de leche; mientras, el agua azul procede principalmente de los concentrados. La eficiencia de conversión de alimento en leche, la producción de leche y la reserva de superficie agrícola para forrajes anuales más productivos que la pradera por unidad de tiempo, son herramientas que contribuyen a reducir la huella de un litro de leche.

## Agradecimientos

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

## Referencias bibliográficas

- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998). Crop Evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO, Roma, Italia. 300 pp.
- Beede DK (2005). The Most Essential Nutrient: Water. Proceedings of the Western Dairy Management Conference, 9-11 marzo, Reno, Nevada, pp 13-31.
- Cardot V, Le Roux Y, Jurjanz S (2008). Drinking behavior of lactating dairy cows and prediction of their water intake. *Journal Dairy Science* 91(6): 2257-2264. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0204>.
- Chapagain AK, Hoekstra AY, Savenije HHG, Gautam R (2006). The water footprint of cotton consumption: an assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics* 60(1): 186-203. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.027>.
- 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>.
- DairyNZ (2012). Farm water quantity and quality. En: Farmfacts. [http://www.dairynz.co.nz/page/pageid/2145876845/Farm\\_water\\_quantity\\_and\\_quality\\_5-15\\_](http://www.dairynz.co.nz/page/pageid/2145876845/Farm_water_quantity_and_quality_5-15_).
- De Boer LJM, Hoving LE, Vellinga TV, Van de Ven GWJ, Leffelaar PA, Gerber PJ (2013). Assessing environmental impacts associated with freshwater consumption along the life cycle of animal products: the case of Dutch milk production in Noord-Brabant. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18: 193-203. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0446-3>.
- Drastig K, Prochnow A, Kraatz S, Klaus H, Plöchl M (2010). Water footprint analysis for the assessment of milk production in Brandenburg (Germany). *Advances in Geosciences* 27: 65-70. <https://doi.org/10.5194/adgeo-27-65-2010>.
- EPA (2005). List of drinking water contaminants: ground water and drinking water. US Environmental Protection Agency.
- FAO (2009) CROPWAT 8,0 Model. Food and Agriculture Organization. Rome. Italy.
- Gerber P, Vellinga T, Opio C, Henderson B, Steinfeld H (2010). Greenhouse gas emissions from the dairy sector: a life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Animal Production and Health Division, Rome, Italy.
- Guinée J, Heijungs R, Huppes G (2004). Economic allocation: examples and derived decision tree. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9(1): 23-33. <https://doi.org/10.1007/BF02978533>.
- Gutiérrez JM, Herrera S, San-Martín D, Sordo C, Rodríguez JJ, Frochoso M, Ancell R, Fernández J, Cofiño AS, Pons MR, Rodríguez MA (2010). escenarios regionales probabilísticos de cambio climático en Cantabria: Termopluiometría. 169 pp.

- Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM (2011). The water footprint assessment manual. Setting the global standard. Earthscan, London, UK.
- Hoekstra AY, Mekonnen MM (2012). Reply to Ridoutt and Huang: From water footprint assessment to policy. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(22): E1425. <https://doi.org/10.1073/pnas.1205186109>.
- Haupt TR (1970). Water, Electrolytes, and Acid-Base Balance. In *Dukes' Physiology of Domestic Animals: Eighth Edition* (Ed. M.J. Swenson), pp 443-462. Cornell University Press, New York.
- IDF (2010). A common carbon footprint approach for the dairy sector. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector. *Bulletin of the International Dairy Federation* 445/2010. 40 pp.
- Johnston JL, Fanzo JC, Cogill B (2014). Understanding sustainable diets: a descriptive analysis of the determinants and processes that influence diets and their impact on health, food security, and environmental sustainability. *Advances in Nutrition and International Review Journal* 5(4): 418-429. <https://doi.org/10.3945/an.113.005553>.
- Khelil-Arfa H, Boudon A, Maxin G, Faverdin P (2012). Prediction of water intake and excretion flows in Holstein dairy cows under thermoneutral conditions. *Animal* 6(10): 1662-1676. <https://doi.org/10.1017/S175173111200047X>.
- King KR, Stockdale CR (1981). Milk yield of dairy cows given restricted access to water in a Mediterranean-type climate. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 21(109): 167-171. <https://doi.org/10.1071/EA9810167>.
- Leonardi C, Giannico F, Armentano LE (2005). Effect of water addition on selective consumption (sorting) of dry diets by dairy cattle. *Journal Dairy Science* 88: 1043-1049. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)72772-7](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)72772-7).
- Lu Y, Payen S, Ledgard S, Luo J, Ma L, Zhang X (2018). Components of feed affecting water footprint of feedlot dairy farm systems in the 2 Northern China. *Cleaner Production* 183: 208-219. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.165>.
- Mekonnen M, Hoekstra AY (2010). The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products, Volume 1: Main report. UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands.
- Mekonnen M, Hoekstra AY (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>.
- Meyer U, Everinghoff M, Gädeken D, Flachowsky G (2004). Investigations on the water intake of lactating dairy cows. *Livestock Production Science* 90(2-3): 117-121. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.03.005>.
- Murphy E, de Boer IJM, Van Middelaar CE; Holden NM, Shalloo L, Curran TP, Upton J (2017). Water footprinting of dairy farming in Ireland. *Journal of Cleaner Production* 140(2): 547-555. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.199>.
- Nash JE, Sutcliffe JV (1970). River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3): 282-290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- National Research Council (2001). *Water. En: Nutrient Requirements of Dairy Cattle: Seventh Revised Edition*, pp 178-183. National Academy Press, Washington DC.
- Piñeiro J, Díaz N (2005). La producción forrajera en la España húmeda. En: *Producciones agro-ganaderas: Gestión eficiente y conservación del medio natural (Vol. II)* (Ed. de la Roza B, Martínez A, Carballal A), pp. 425-463. Sociedad Española de Pastos, Gijón, España.
- Rotz C, Corson M, Chianese D, Montes F, Hafner S, Bonifacio H, Coiner C (2018). *Integrated Farm System Model: Reference Manual*, USDA Agricultural Research Service. University Park. PA.
- Rotz C, Stout R, Holly M, Kleinman P (2020). Regional environmental assessment of dairy farms. *Journal of Dairy Science* 103(4): 3275-3288. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17388>.
- Salcedo G (2015). DairyCant: a model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions. *Advances in Animal Biosciences* 6: 26-28. <https://doi.org/10.1017/S2040470014000466>.

- Salcedo G (2020). Emisiones en la producción de forrajes de las explotaciones lecheras. *ITEA-Información Técnico 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 Técnico Económica Agraria* 118(3): 396-426. <https://doi.org/10.12706/itea.2021.032>.
- Sjaunja LO, Baevre L, Junkkarinen L, Pedersen J, Setälä J (1990). A Nordic proposal for an energy-corrected milk (ECM) formula. 27<sup>th</sup> session of the International Commission for Breeding and Productivity of Milk Animals, 2-6 julio, Paris, France.
- SPSS (2006). Statistical Package for the Social Sciences. Guía breve de SPSS 15.0, SPSS Inc., Chicago.
- 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>.
- Thoma G, Jolliet O, Wang Y (2013). A biophysical approach to allocation of life cycle environmental burdens for fluid milk supply chain analysis. *International Dairy Journal* 31: S41-S49. <https://dx.doi.org/10.1016/j.idairyj.2012.08.012>.
- Thomson AJ, King JA, Smith KA, Tiffin DH (2007). Opportunities for Reducing Water use in Agriculture. Defra Research Project Final Report for WU0101.
- UNEP (2007). Global Environment Outlook – Geo 4: Environment for Development. United Nations Environment Programme, Valletta, Malta.
- Ward D, McKague K (2015). Water Requirements of Livestock. Agdex 716/400, Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs: Guelph, ON, Canada, 2015.
- Wernet G, Bauer C, Steubing B, Reinhard J, Moreno-Ruiz E, Weidema B (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21(9): 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>.
- Willmott CJ (1982). Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin American Meteorological Society* 63: 1309-1313. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1982\)063<1309:SCOTEO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1982)063<1309:SCOTEO>2.0.CO;2).
- Wirsenius S, Azar C, Berndes G (2010). How much land is need for global food production under scenarios of dietary changes and livestock productivity increases in 2030?. *Agricultural System* 103: 621-638. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.005>.
- Zonderland-Thomassen MA, Ledgard SF (2012). Water footprinting – A comparison of methods using New Zealand dairy farming as a case study. *Agricultural Systems* 110: 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.006>.
- (Aceptado para publicación el 22 de diciembre de 2021)