



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas



Gregorio Salcedo Díaz

Dpto. de Calidad e Innovación, C.I.F.P. “La Granja” 39792
Heras, Cantabria (España)



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Introducción

Los gases de efecto invernadero (GEI) procedentes de la agricultura se deben principalmente a la liberación de metano (CH_4), como resultado de la fermentación entérica de los rumiantes y la del óxido nitroso (N_2O) procedente de suelos, aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Recientes informes indican que los sectores de leche y carne contribuyen con más del 70% de las emisiones totales de gases de efecto invernadero procedentes de la producción ganadera en la UE-27 (Lesschen *et al.*, 2011).

El CH_4 aporta el 52% del total de GEI en las explotaciones de leche, causado principalmente por el de origen entérico producido en los procesos de fermentación (Gerber *et al.*, 2010). Las explotaciones lecheras alemanas emiten 15,4 kg de CH_4 entérico por tonelada de leche corregida por grasa y proteína (Bannink *et al.*, 2011), similar a 16,5 kg en las explotaciones lecheras de Cantabria para una muestra de 51 explotaciones (Salcedo *et al.*, 2014). La cantidad de CH_4 entérico se debe principalmente al tipo de alimento que compone la dieta (Dijkstra *et al.*, 2007; Beauchemin *et al.*, 2008; Ellis *et al.*, 2008). Una estrategia alimenticia con potencial mitigador de CH_4 consiste en reemplazar ensilado de hierba por ensilado de maíz en las dietas de vacas lecheras (Mills *et al.*, 2001; Beauchemin *et al.*, 2008). Dijkstra *et al.* (2011) demuestran que reemplazar el 50% del ensilado de hierba por ensilado de maíz en una dieta que contenga el 70% de ensilado de hierba y 30% de concentrado, disminuye un 8% el CH_4 entérico. Abrahamse *et al.* (2009) señalan producciones de leche superiores con ensilado de maíz que con ensilado de hierba, imputable al mayor contenido energético. Por el contrario, la producción de leche puede disminuir cuando se reemplaza hierba verde por ensilado de maíz. Sin embargo, la sustitución de cierta superficie de pradera por maíz, puede originar un cambio en el C y N del suelo (Vellinga y Hoving, 2011; Van Middelaart *et al.*, 2013), debido al laboreo y fertilizantes, favoreciendo emisiones de N_2O de mayor impacto ambiental.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Desde la perspectiva forrajera, una de las principales preocupaciones cuando se habla de las respuestas agrícolas al cambio climático, son los cambios a escala local o regional. Por ejemplo, se espera que los veranos sean más cálidos y secos en la Europa Central.

Los estudios sobre el cambio climático antropogénico realizados en Europa durante la última década, indican aumentos constantes de temperatura y diferente patrón de las precipitaciones. Se espera que dichos patrones climáticos afecten a todos los componentes de los ecosistemas agrícolas, como por ejemplo adaptabilidad de cultivos, rendimiento, producción de ganado, etc. Con los conocimientos actuales sobre los efectos del cambio climático, se espera que el rendimiento de forraje por hectárea incremente, mientras que la calidad dependerá principalmente de la disponibilidad de agua y las características del suelo. La producción de las praderas se considera como la base rentable la producción de leche (Dillon, 2006). La composición botánica de las praderas deberá incluir en el futuro especies como la alfalfa, capaces de soportar condiciones cambiantes. Los cambios en la concentración de nutrientes de las plantas forrajeras, las cargas térmicas elevadas y los patrones de alimentación alterados de los animales pueden influir en la fisiología del rumen (Gaully *et al.*, 2013).

El aumento de las temperaturas tendrán efectos significativos sobre la producción de maíz (Bootman *et al.*, 2004, 2005a, 2005b). En cuanto a las praderas, las predicciones señalan aumentos en el número de aprovechamientos (Belanger *et al.*, 2002), pero puede disminuir la calidad nutritiva (Gitz *et al.*, 2006, Perring *et al.*, 2010; Topp *et al.*, 2010), atribuido al incremento de lignina (Moore y Jung, 2001). El aumento de las temperaturas también puede contribuir a un mayor crecimiento y rápido desarrollo de la planta (Cleland *et al.*, 2006; Bloor *et al.*, 2010). De Boeck *et al.*, (2008) señalan mayores beneficios en la producción de maíz forrajero que en las praderas al aumentar la temperatura. Aumentos de CO₂ tienen un pequeño efecto en el crecimiento de maíz para forraje debido a la vía metabólica C4 de esta especie (Olesen y Bindi, 2002). Sin embargo, una mayor absorción de CO₂ que estimule el crecimiento puede llevar a desequilibrios en el contenido de nutrientes, afectando tanto forraje



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas productividad y calidad (Soussana y Luscher, 2007). Dicha calidad puede verse también influenciada por la escasez de agua y el aumento de las concentraciones de CO₂ (Soussana y Luscher, 2007).

Los escenarios climáticos de Cantabria muestran regímenes hídricos inferiores a los actuales, existiendo más posibilidades de estrés hídrico como consecuencia del aumento de la evapotranspiración provocada por las mayores temperaturas; no así para los cultivos forrajeros de invierno, donde la distribución de las precipitaciones son más uniformes en esta estación del año (Gutiérrez *et al.*, 2010). La eficiencia por el uso del agua en las plantas aumenta en atmósferas enriquecidas de CO₂ (Bunce, 2004); sin embargo, se desconoce los efectos combinados de estos factores sobre la productividad de los cultivos. Allen (1990) señala que la respuesta depende de la ruta fotosintética de las plantas, mucho menor en las plantas C₄ como el maíz en comparación con las C₃. Otro efecto principal del enriquecimiento de CO₂ en las plantas es la reducción en la abertura de los estomas y su densidad, lo que provoca una reducción de la conductividad eléctrica y por lo tanto la transpiración. Reducciones del 20% de la conductividad estomática se duplica la concentración de CO₂ (Drake *et al.*, 1997). Las plantas C₃ son muy competitivas en climas templados y húmedos mientras que las plantas C₄ son más competitivas en climas secos con largos periodos de aridez y con baja humedad relativa. Tienen condicionada su existencia a lugares con alta intensidad lumínica y temperatura, es el precio a pagar para ser más competitivas.

El objetivo de este trabajo es analizar las emisiones de gases de efecto invernadero de diecisiete explotaciones lecheras de la Mancomunidad de Municipios Sostenibles de Cantabria (MMSC) y la producción forrajera en un escenario de cambio climático a 100 años, mediante el modelo de simulación “**DairyCant**” (Salcedo, 2014).

Descripción de las explotaciones e información solicitada

Diecisiete explotaciones de la Mancomunidad de Municipios Sostenibles de Cantabria (ver Anexo I) fueron agrupadas en tres sistemas de producción (7 Extensivas, **Ex**; 5 Semiintensivas, **Se** y 5 Intensivas, **In**), diferenciándose en la forma de aprovechar el forraje y el suministro de alimentos (Salcedo, 2011). La siega es la forma habitual de



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

administrar hierba a los animales en los sistemas Extensivos durante la época de crecimiento herbáceo, conservándose los excedentes en forma de ensilado para los meses de invierno; suministrándose los forrajes y concentrados por separado. El maíz para ensilado en estos sistemas apenas si se practica. Las Semiintensivas reservan parte de la superficie del total de la SAU para maíz en rotación con *Lolium multiflorum* (raigrás italiano), aprovechado éste último en verde (dos cortes) y un tercero, para ensilado; al igual que los Extensivos, la alimentación también es disociada y las vacas no tienen acceso al pasto. En los Intensivos todos los cultivos forrajeros (maíz y raigrás italiano) son conservados para ensilado, al igual que la hierba de pradera y los alimentos se ofrecen como una ración total mezclada. Las novillas de reposición tienen acceso al pasto de abril a noviembre en algunas explotaciones Intensivas.

Los *inputs* y *outputs* fueron obtenidos mediante encuesta individualizada al propio empresario, solicitándose: **superficie de la explotación** (total, pradera, maíz y otras); **cuota de leche** (en toneladas); **número de animales** (vacas lecheras, secas, novillas < y > de 1 año); **compra y venta de animales**; **compra de fertilizantes inorgánicos**; **combustibles**; **forrajes y concentrados**; **semillas**; **producción de leche y composición química** (grasa y proteína); **proporción de alimentos incluidos en las dietas de las vacas lecheras, secas y novillas**.

La información de la composición química del suelo fue proporcionada por el Laboratorio Agrario del Centro de Investigación y Formación Agraria de la Consejería de Ganadería del Gobierno de Cantabria viene indicada en la Tabla 1. Dicha tabla recoge también la interpretación nutricional del suelo pero no, las correcciones.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Tabla 1.- Composición química de los suelos de los sistemas productivos de la MMS

	Extensivo		Semiintensivo		Intensivo		P
	Media	sd	Media	sd	Media	sd	
pH	6,11 ^{encalar}	0,15	6,26 ^{encalar}	0,38	6,97	0,9	NS
MO oxidable, %	4,80 ↑	0,80	4,51 ↑	1,04	2,46 ^{normal}	1,7	**
N, %	0,33 ↑	0,05	0,26 ↑	0,10	0,15	0,02	***
C/N	8,51 ^{óptimo}	1,13	11,4 ^{óptimo}	6,48	9,81 ^{óptimo}	7,40	NS
P, ppm	17,5 ^{medio}	9,3	19,8 ^{medio}	8,6	55,6 ↑	27,2	***
Ca, ppm	1363 ↓	609	1414 ↓	1535	2538 ^{óptimo}	1785	NS
Mg, ppm	204 ↑	43	211 ↑	111	99	30,1	*
K, ppm	126 ↓	49	136 ↓	59	204 ^{óptimo}	85,4	NS
CIC, meq 100 g	9,56 ↓	1,15	9,37 ↓	1,52	8,62 ^{óptimo}	1,1	NS
Arena, %	52,2	8,1	44,7	11,1	48,0 ^{óptimo}	14,8	NS
Arcilla, %	8,38	1,02	7,70	1,47	15,8	10,7	NS
Limo, %	40,7	6,9	41,2	9,3	36,1	4,4	NS
Textura	Franco Arenoso		Franco		Franco		

↑ Alto; ↓ Bajo; * P<0,05; ** P<0,01; *** (P<0,001); NS: no significativo

Climatología

Los datos climáticos y su proyección en el tiempo fueron proporcionados por la Estrategia de Acción Frente al Cambio Climático de Cantabria 2008-2012 (EAFCC) (Gutiérrez *et al.*, 2010). La EAFCC amparó durante 2008 y 2009 el desarrollo de un proyecto financiado por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria, donde se indican los aspectos de diferentes escenarios de cambio climático a lo largo de los periodos (2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100) sobre el régimen de temperaturas y precipitaciones a escala regional. Los datos climatológicos del período inicial considerado en el presente informe comprenden del 1973 al 2003 y fueron proporcionados por el Grupo de Meteorología de la Universidad de Cantabria.

Las precipitaciones y temperaturas en los períodos analizados vienen representadas en las Figuras 1 y 2. La diferencia de temperaturas entre el período 1973-2003 al 2071-2100 es de +3,49°C, favoreciendo a su vez incrementos en la evapotranspiración potencial (ETP) equivalentes a 201 litros y una reducción de las precipitaciones anuales de 177 litros.

Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Figura 1. Climograma de la MMSC

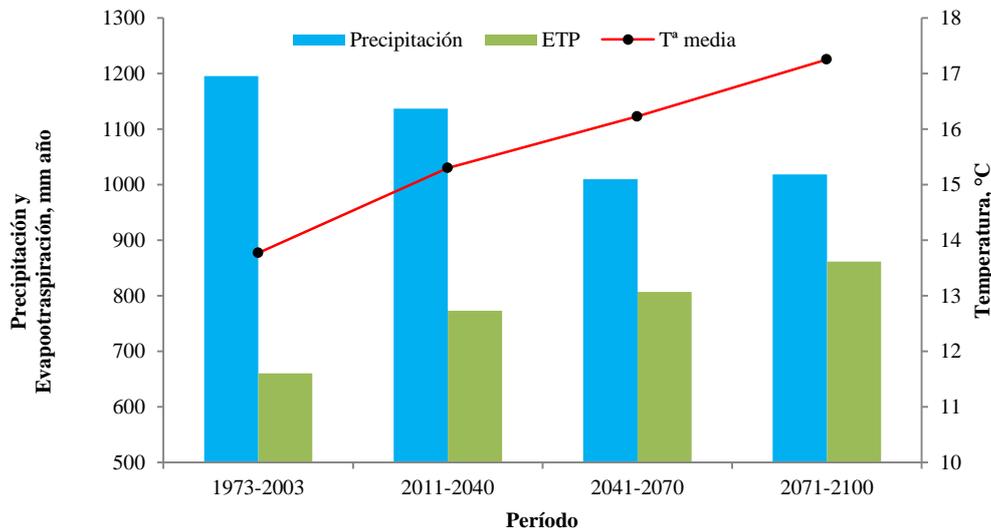
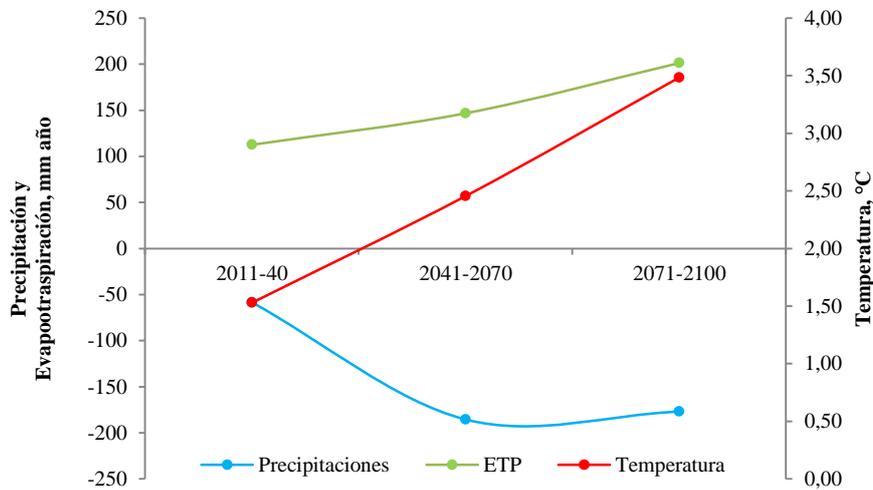


Figura 2. Diferencias anuales de temperatura, precipitación y evapotranspiración potencial entre los períodos de tiempo proyectados respecto al inicial (1973-2003)



Las variaciones de la temperatura media, las precipitaciones y la evapotranspiración estimadas (Gutiérrez *et al.*, 2010) en los períodos analizados respecto al inicial (1973-2003) para los cultivos forrajeros de invierno (raigrás italiano, avena, triticale y sus asociaciones con leguminosas) y los de verano (maíz), vienen reflejado en las Figuras 3 y 4. Los cultivos de invierno no se observan déficits hídricos durante su ciclo vegetativo, con variaciones de +103 litros m² en el período 2070-2100

Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

respecto al 1973-2003; +1,22° C la temperatura media y +35 mm la evapotranspiración. Por el contrario, la temperatura media y la evapotranspiración se verá incrementada en 3,32°C y 135 mm; mientras disminuirán 132 mm las precipitaciones

Figura 3. Diferencias de temperatura, precipitación y evapotranspiración potencial entre los períodos de tiempo proyectados respecto al inicial (1973-2003) de octubre-abril (ciclo vegetativo cultivos de invierno)

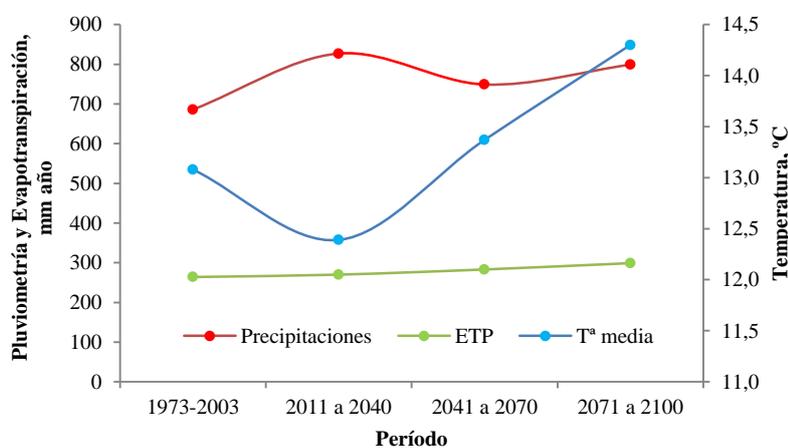
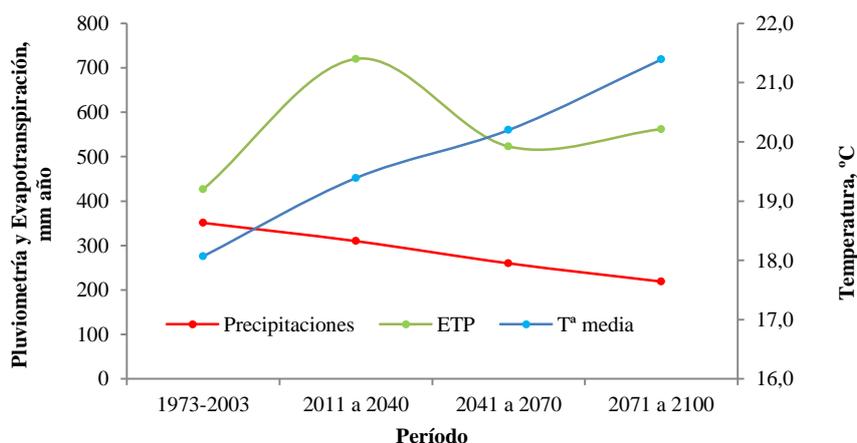


Figura 4. Diferencias de temperatura, precipitación y evapotranspiración potencial entre los períodos de tiempo proyectados respecto al inicial (1973-2003) de mayo-septiembre (ciclo vegetativo del maíz)



Las temperaturas medias, precipitaciones y evapotranspiración potencial (ETP) de cada mes y explotación fueron introducidas al **DairyCant** (Salcedo, 2014) para estimar la producción de hierba, maíz, vallico y cereales (kg MS ha⁻¹). Además y para la hierba,



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

se estimó su composición química: materia seca, energía neta leche, proteína bruta, proteína soluble, proteína degradable y no degradable en rumen, fibra neutro y ácido detergente, carbohidratos no fibrosos, fósforo, calcio, magnesio y potasio.

Descripción del modelo de simulación

El **DairyCant** es un modelo empírico basado en la investigación y el análisis estadístico que simula aspectos de manejo relacionados con la *producción de leche* y la *salud ambiental* de las explotaciones lecheras. El trabajo experimental de campo fue desarrollado en la Unidad de Producción de Leche del C.I.F.P. “La Granja” Cantabria en régimen de pastoreo experimental (Salcedo, 2006) y en explotaciones comerciales intensivas (Salcedo, 2011a). Los modelos matemáticos del pastoreo experimental (**Pas_{exp}**) desarrollados a escala de mes y hectárea fueron extrapolados a los sistemas Extensivos (**Ex**) a partir de *inputs* básicos como superficie, número de animales, abonado, cuota, energía, alimentación, climatología y suelo, todos ellos procedentes del proyecto INIA RTA2006-00132-CO2-1 y RTA 2012-0006512-05. Los Intensivos se subdividen en aquellos que ofrecen la alimentación mezclada (**In**) o alimentación disociada (**Se**), ambos procedentes del proyecto 05-640-02.2174 financiado por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria. De esta forma el **DairyCant** agrupa cuatro sistemas de producción lechera en función de la alimentación (Figura 5).

El **manejo** es considerado conceptualmente como el efecto que orienta las entradas y salidas de la explotación (Figura 6).

Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

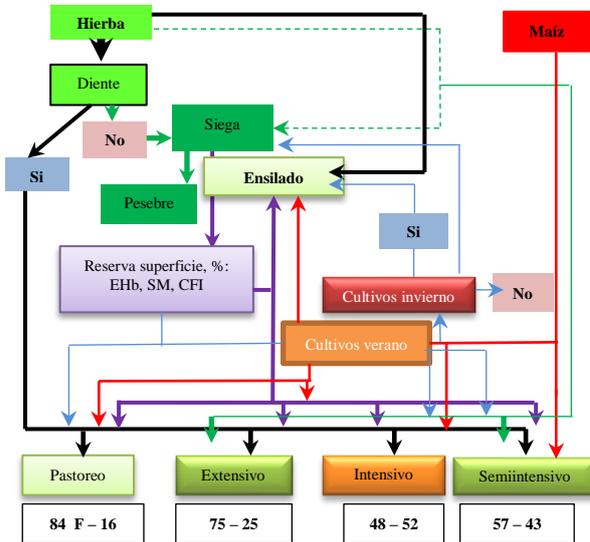


Figura 5. Sistemas forrajeros/lecheros de Cantabria

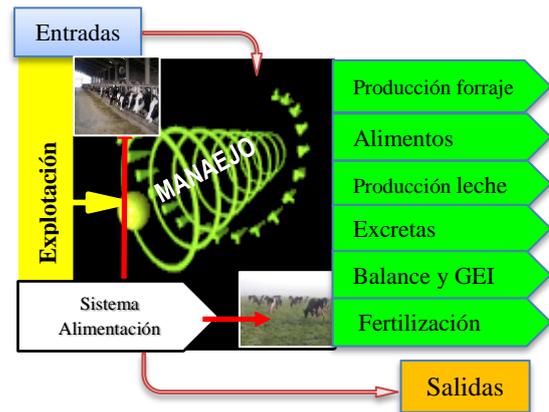


Figura 6. Modelo conceptual

Los *outputs* son obtenidos por regresión lineal múltiple paso a paso, realizándose un diagnóstico de colinealidad de las variables independientes utilizando el factor inflado de la varianza (FIV), asumiendo un valor de corte inferior a 10. Estos son agrupados en diferentes módulos de simulación denominados: i) *Producción de forrajes y manejo del pastoreo*; ii) *Alimentación*; iii) *Producción y composición química de la leche*; iv) *Excreción*; v) *Balance de nutrientes y emisión de gases efecto invernadero* y vi) *Fertilización*.

La producción de hierba en los **Ex** e **In** (incluida la reserva para silo) y el consumo de materia seca vaca y día son estimados a partir variables *climáticas* y dentro de cada municipio fueron: temperatura media, precipitaciones, exceso de agua y evapotranspiración (Thornthwaite, 1948); *pradera*: altura, carga ganadera, días y número de pastoreos, la *fertilización* y la *suplementación*. El 100% de la hierba producida en los **In** y el 60% en los **Se** y **Ex** es conservada como ensilada, la diferencia a 100 es consumida en verde por vacas y novillas. La biomasa de maíz, vallico y cereales de invierno para forraje es estimada a partir de variables como días de cultivo, kg de N mineral por hectárea, temperatura media y exceso de agua; estos últimos dentro de cada período vegetativo de cada cultivo.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Las **necesidades nutritivas** del ganado son estimadas a partir del NRC (2001) y CNCPS (6.0) considerando la producción de leche, días en leche, peso vivo, porcentaje de grasa y proteína. La ingestión de pasto en los **Ex** es estimada a partir de la hierba en oferta, días de pastoreo y consumo de concentrado. Durante el período seco de la vaca el modelo **Pas_{exp}** asume un consumo diario de 12 kg de materia seca. El **DairyCant** incluye una base de datos de valor nutritivo de forrajes y concentrados, estos últimos son tomados de la *Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal*. El **DairyCant** calcula la cantidad de ensilado de hierba o maíz que puede suplementar durante la estación de pastoreo (marzo a noviembre) en los sistemas **Extensivos**.

El **potencial de leche** corregido por grasa es valorado a nivel de vaca y hectárea y mes durante el pastoreo. La **calidad físico-química** viene expresada por los parámetros de ácidos grasos (Coppa *et al.*, 2013), grasa, proteína, concentración de urea en leche a partir de los componentes que forman la dieta del rebaño. El coste energético que representa el exceso de urea y su equivalencia en litros también es estimado. Otros aspectos como la **eficiencia de utilización** del N y P (NUE y PUE) y eficiencia bruta (kg leche kg⁻¹ MS ingerida) son incluidas en las salidas.

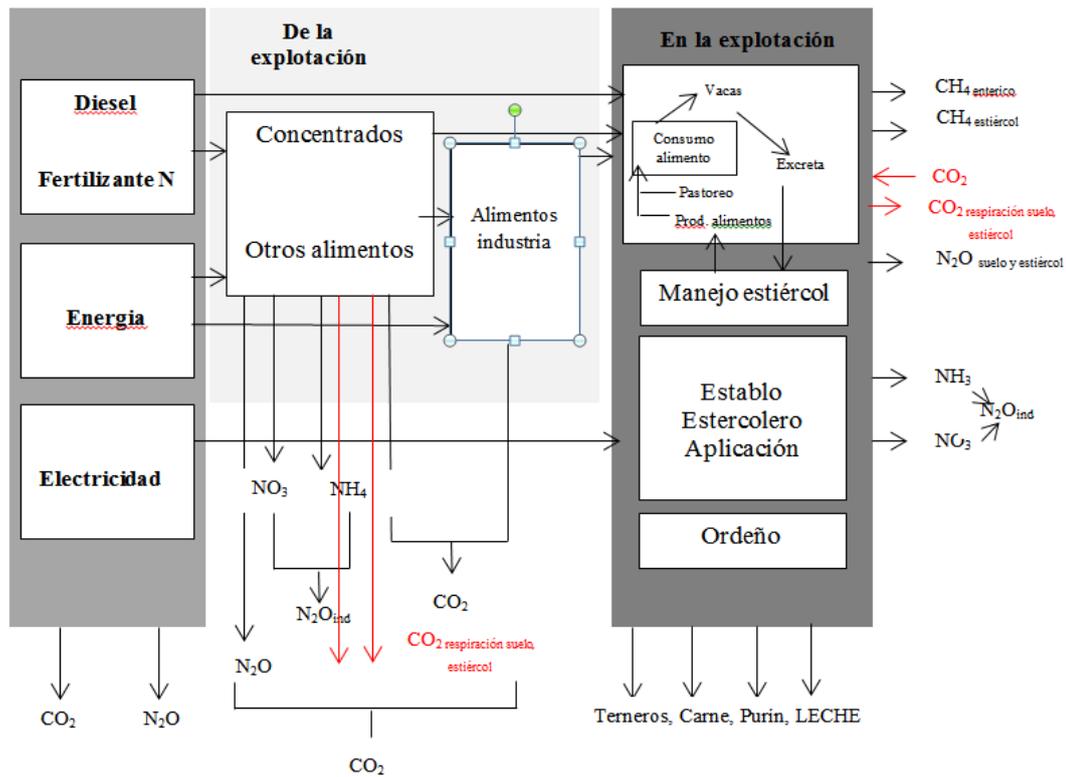
La **producción de estiércol** es calculado a partir de la materia seca y nutrientes ingeridos; mientras el de la orina, se valora a partir del consumo de proteína bruta (Salcedo, 2006) y el P de las heces (Salcedo, 2007). La excreción de N y P por hectárea, el tiempo de almacenamiento del purín y el número de veces que puede vaciarse la fosa son también estimados; utilizándose esta información para el cálculo de la fertilización.

Los **gases de efecto invernadero** considerados son el CH₄, N₂O y CO₂ (Figura 5). El **CH₄** del estiércol (IPCC, 1997) y el de la fermentación entérica es estimado a partir las ecuaciones descritas por (Salcedo, 2012). Las emisiones de **N₂O** son divididas en *directas*: procedentes del establo y estercolero (de Vries *et al.*, 2011); pastoreo, lixiviados, volatilización y fijación biológica (Velthof *et al.*, 1996); aplicación de fertilizante (Velthof and Mosquera, 2011); aporte de purín (Schils *et al.*, 2006); rumen (Kaspar y Tiedie, 1981); energía (Nielsen *et al.*, 2003) y los restos de cosecha (IPCC, 2006). Las *indirectas*: compra de fertilizantes (Kaspar y Tiedie, 1981); compra de

Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

forrajes y concentrados (Velthof y Oenema, 1997). El **DairyCant** asume 50, 80 y 100 litros de gasoil UGM y 0,0562 KWh kg⁻¹ leche (Irimia *et al.*, 2012) y los factores de emisión (Nielsen *et al.*, 2003). El CO₂ procedente de la compra de plásticos, semillas, concentrados y novillas de reposición (Rotz, 2012), compra de herbicidas y fungicidas (IPCC, 2007); las actividades de laboreo, siembra, aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos y recolección de forrajes según Eco-invent (2007) citado por Middelaar *et al.* (2013).

Figura 7. Límites del sistema de la estimación de los GEI (Flysjö *et al.*, 2011)



El potencial de acidificación expresado en SO₂-eq (Reinhardt, 1997) y el potencial de eutrofización en NO₃-eq (Weidema *et al.*, 1996) son también considerados.

El **balance global** del N del suelo es estimado por diferencia entre las entradas y salidas, según la expresión: [entradas \sum (N orgánico + inorgánico + atmosférico + simbiótico + reciclado + el de origen mecánico)] – [salidas \sum (NH₃ + NO + N₂O + NO₃)]



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

+ extracciones]. El balance de P como: [entradas \sum (N orgánico + inorgánico + reciclado + el de origen mecánico)] – [salidas \sum (extracciones)].

La **fertilización** es evaluada a partir de las normas de fertilización, considerando el análisis de suelo, reciclaje, aportaciones y extracciones

Salidas del modelo y expresiones

Las unidades funcionales de este análisis son 1 kg de leche corregido por grasa (ECM) y 1 kg de materia seca de forraje producido, ambas cuantificadas en CO₂-eq acuerdo con el potencial de calentamiento atmosférico (GWP100) disponible desde el IPCC (2007).

Resultados y discusión

Manejo de la explotación

La superficie, el número de explotaciones y la cuota láctea de la MMSC son de 447 km², 221 y 445,6 toneladas de leche (AEA, 2010), que representan el 8,4%, 11,4% y el 11,1% respectivamente del total de Cantabria.

La superficie media por explotación es de 37,6±14,8 hectáreas, de las cuales el 85,2% corresponde a pradera; la diferencia a 100 se dedica a maíz en rotación o no con cultivos de invierno. Las explotaciones **Ex** no cultivan maíz y sí las **Se** e **In** con superficies medias de 5,2±7 y 11,8±8,4 ha respectivamente. La mayor SAU se localiza en las **In** (43±16,8 ha), sin diferencias entre las **Ex** (35,6±15,4) y las **Se** (34,9±10,6 ha). La cuota media de las explotaciones incluidas en este informe de 637±614 t, con máximos de 2400 y mínimos de 66 t y de 347±165 los **Ex**, 607±211 los **Se** y 1074±959 t los **Intensivos** entre sistemas.

Las Unidades de Ganado Mayor (UGM), cuota de leche (t), la compra de alimentos (forrajes y concentrados en toneladas), el consumo energético (electricidad, GWh y gasóleo, L) y la producción de estiércol en m³ son expresados a nivel de explotación, hectárea, vaca, tonelada de leche y por tonelada de alimentos comprados, vienen reflejados en la Tabla 2. Las UGM de media por explotación son de 115±83, con máximos de 375 en **In** y mínimos de 27 en **Ex**, equivalente a una carga ganadera media de 2,94 UGM ha⁻¹, con mínimos de 1,62 y 5,82 de máximo. Las vacas lecheras por



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

explotación son de 66 ± 46 , con máximos de 200 y mínimos de 14 vacas, con valores medios para cada sistema de producción de 46 ± 22 en **Ex**, 59 ± 8 en **Se** y de 100 ± 70 los **Intensivos**.

La producción de leche corregida por grasa (ECM) vaca y año es de $8,17\pm 2,4$ t, máximos de 11,7 t en **In** y mínimos de 3,8 t los **Extensivos**, equivalente a $14\pm 7,6$ t de leche por hectárea (Tabla 2). Los rendimientos por vaca y año en las explotaciones **In** son un 25% y 14% por hectárea superiores a los indicados por (Del Prado *et al.*, 2013) en explotaciones intensivas del Valle de Carranza (situado próximo a la MMS).

La compra de alimentos (concentrados y forrajes) por hectárea es de $9,5\pm 7,0$ t y $5,3\pm 2,1$ t por vaca, similares a los señalados por Del Prado *et al.*, (2013), pero un 25% inferior por tonelada de leche producida. De éstas, el 92%, 66,7% y 74,9% corresponde a la compra de concentrado en los **Ex**, **Se** e **In** respectivamente. La suma de concentrado y forraje por tonelada de leche producida en el conjunto de explotaciones equivale a 0,6 toneladas. El porcentaje de N comprado respecto al ingerido representa el 44%, mínimos de 27% y máximos de 69%. Los mayores *inputs* de origen alimenticio se localizan en los sistemas **Se** e **In**, con porcentajes medios del 66 y 61% respectivamente, lejos del 21 en los **Extensivos**.

La electricidad asumida es de 0,0562 KWh por litro de leche (Irimia *et al.*, 2012) y el del gasóleo, procede de la encuesta (Tabla 2). El consumo de energía fósil en las explotaciones de la MMS es de 147 ± 73 litros ha^{-1} , con máximos de 183 ± 82 las **In**, similar a 188 litros en las explotaciones intensivas del Valle de Carranza (Del Prado *et al.*, 2013). El volumen de estiércol por tonelada de leche producida se sitúa en valores medios de 2,1 toneladas.

La producción de leche por hectárea está positivamente relacionada con el número de vacas por hectárea ($r=0,90$ $P<0,01$) y diferente entre los sistemas lecheros ($r=0,55$ en **Ex**; $r=0,79$ **Se** y $0,98$ **In**). La compra de concentrado y forraje por hectárea también están altamente relacionados con el volumen de leche corregido por grasa y por hectárea (ECM $kg\ ha^{-1}$) en el conjunto de explotaciones ($r=0,93$ $P<0,01$; $r=0,91$ $P<0,01$) respectivamente. Correlaciones negativas con la compra de forraje son observadas en



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Ex para el forraje ($r=-0,47$ $P<0,05$) y positivas con el concentrado ($r=0,79$ $P<0,01$) y positivas en ambos casos ($r=0,87$ y $r=0,90$ $P<0,01$) para los **Se** e **Intensivas** respectivamente.

Tabla 2. Valores medios de las explotaciones expresadas en el total de superficie, por hectárea, por tonelada de leche y por tonelada de compra de alimentos

	Total	Área, ha	Vacas ha y año	Leche, t	Compra alimentos, t
UGM	115 (27-375)	2,94 (1,62-5,82)	1,67 (0,82-3,1)		
Cuota láctea, t	637 (66-2400)	14 (3,7-29,3)	8,1 (3,8-11,7)		
Compra alimentos, t ^a	363 (27-1226)	9,5 (2,1-27,5)	5,3 (2-9)	0,68 (0,52-0,77)	
Electricidad, GWh	36 (3,7-134,8)	0,78 (0,21-1,6)	0,45 (0,21-0,65)	94 (56-145)	93 (56-144)
Diesel, l	5573 (612-18135)	147 (36-279)	88 (44-90)	13 (2,4-32)	22 (5-79)
Estiércol, m ³	1667 (100-7397)	44 (6-114)	26 (7-37)	2,1 (1,1-3,4)	3,3 (2-6)

^a: incluye el de novillas y vacas secas; entre paréntesis mínimo y máximo; mínimos y máximos entre paréntesis.

Ciclo del N

El uso eficiente de los nutrientes de la explotación es uno de los mayores activos con los que cuenta la producción agrícola sostenible. Un uso ineficiente de los mismos no sólo ocasiona pérdidas económicas, además, genera agentes potencialmente nocivos para el medio ambiente (Oenema y Pietrzak, 2002).

Un problema relacionado con la contaminación medioambiental es el ocasionado por excesivo aporte de nutrientes procedentes de la actividad ganadera, quienes contribuyen a incrementar la concentración de gases de efecto invernadero (Oenema *et al.*, 2001). El dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido de nitrógeno (N₂O) son de relevante importancia en la agricultura (Vellinga, 2006). La actividad agrícola es la responsable de más del 40% de N₂O emitido a la atmósfera (Prather *et al.*, 1995). La aplicación del estiércol y fertilizantes inorgánicos son fuentes significativas de N₂O (Freibauer y Kaltschnitt, 2003; Olivier *et al.*, 2003).

El balance de N total por hectárea, vaca, tonelada de leche producida en el conjunto de explotaciones y sistema de producción viene reflejado en las Tablas 3 y 4. El N de origen alimenticio es el principal *input* de la explotación, quien representa el 85% del N total entrado y, del 27% al 68% sobre el total ingerido por hectárea y un 5% la fijación biológica. La eficiencia de utilización del N por hectárea se sitúa en un



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

porcentaje cercano al 33%, con máximos del 49% y mínimos del 10%; mientras el *surplus* de N varía de 61 a 549 kg N hectárea en el conjunto de explotaciones.

Las principales pérdidas de N proceden de la volatilización del amoníaco (NH₃), por la aplicación, en el estercolero y el establo; los lixiviados del suelo en forma de nitratos (NO₃), que representan el 59% y el 21% del total de N perdido por hectárea (Tabla 3) y las menores, al dinitrógeno (N₂), óxido nitroso (N₂O) y óxidos de nitrógeno (NO_x), con porcentajes medios del 6,1%, 1,3% y 0,83% respectivamente. La proporción de NH₃ y NO₃ respecto a las totales estimadas por el **DairyCant** (Salcedo, 2014) son inferiores al 86% el NH₃ y superiores a 5,7% el NO₃ a los estimados por el SIMSD_{AIRY} (Del Prado *et al.*, 2011). El mayor resultado para el NO₃ obtenido aquí puede ser atribuido a la forma de calcularlo; el **DairyCant** lo estima a partir de las variables (N total entrado en forma de purín y fertilizante químico en kg ha⁻¹) y el volumen de agua drenada durante el tiempo que dura el drenaje.

Tabla 3. Balance de N en el conjunto de explotaciones e impactos ambientales

	Explotación	Área, ha ⁻¹	Vaca año ⁻¹	Leche, t ⁻¹
<i>Inputs</i> , N	12378 (2505-44158)	306 (95-681)	177 (99-336)	17,9 (12-29)
N comprado alimentos	10620 (1926-41218)	260 (66-634)	147 (68-275)	15 (9-23)
N fertilizante	763 (0-4140)	18 (0-87)	9 (0-34)	0,9 (0-3,5)
N atmosférico	379 (170-650)	10 (10-10)	7 (3-12)	0,7 (0,34-1,5)
N fijado	601 (0-1516)	16 (0-40)	10 (0-11)	1,3 (0-3)
<i>Output</i> , N ^a	3763 (830-12855)	91 (23-198)	54,5 (28-64)	5,5 (1,6-8)
<i>Surplus</i>	7957 (1040-35730)	210 (61-549)	126 (74-178)	15 (16-18,7)
Pérdidas, N	2861 (538-10541)	72 (25-162)	42 (31-53)	4,5 (1,5-9,2)
NH ₃	1689 (178-7791)	42 (7-120)	23 (6-55)	2,4 (0,6-5,3)
NO ₃	785 (158-2037)	19 (7-35)	13 (5-25)	1,3 (0,4-3,4)
N ₂	169 (25-730)	4,4 (1-20)	2,4 (0,8-10)	0,27 (0,07-1,4)
N ₂ O	38 (5-154)	0,93 (0,22-2,3)	0,65(0,2-1,2)	0,05 (0,01-0,12)
NO _x	23 (3-59)	0,6 (0,07-0,96)	0,3 (0,04-0,9)	0,03 (0-0,08)
AP (SO ₂)	6,7 (0,07-27,8)	178 (4,2-427)	106 (5,1-139)	11,7 (1-22,8)
EP (NO ₃)	24,6 (3,5-123)	657 (209-1889)	393 (255-613)	45 (21-68)

^a: leche y carne; paréntesis mínimo y máximo; AP: Acidificación potencial; EP: Eutrofización potencial

La compra de alimentos representa el 81%; 82% y 88% en los **Ex**, **Se** e **In** de los *inputs* totales de N, mientras los *output* son proporcionalmente mayores en los **Ex**, con inferior *surplus* (42,1-57,8%), 30-68,9% los **Se** y 24-73,4% los **In** respectivamente (Tabla 4).

Los *inputs* mayores se localizan en los sistemas **In** (P<0,05) y los menores en los **Ex** (Tabla 4), con un valor medio para el conjunto de explotaciones de 303±184 kg N



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

ha⁻¹. Los *inputs* están directamente relacionados con el número de vacas lecheras por hectárea ($r=0,87$ $P<0,01$) y con la producción de leche anual por vaca ($r=0,58$ $P<0,01$). Los *inputs* por UGM y año son de 75, 90 y 142 kg N en los **Ex**, **Se** e **In** respectivamente. Por el contrario, los *outputs* equivalen a 32, 27 y 34 kg UGM⁻¹ en los sistemas lecheros de la Mancomunidad; por el contrario, los *inputs* en forma de alimentos superan el 100% en **In** respecto a los **Ex**, imputables al mayor número de UGM ha⁻¹. Sin embargo, el porcentaje de vacas lecheras en UGM respecto al total de UGM ha⁻¹ es similar entre sistemas productivos, con valores medios del 54,6%; 55,6% y 59,2% respectivamente.

La eficiencia de utilización del N (NUE) a nivel de explotación, dieta de las vacas y suelo son similares a 24,1%; 32,7% y 67,6% a los señalados por Oenema *et al.* (2012) en sistemas lecheros de Holanda (82 vacas de leche; 13,1 t de leche ha⁻¹; 49 ha⁻¹ y 7,7 t de leche vaca año), similares a las de la Mancomunidad. Una NUE alta es interesante de cara a obtener sistemas de producción agrícola económicamente sostenibles (Ryan *et al.*, 2010; Powell *et al.*, 2010). Autores como Roberts (2008) y Powell *et al.* (2010) señalan que en los sistemas lecheros la NUE sigue la “*ley de los rendimientos decrecientes*”, es decir la NUE es mayor cuando los *inputs* de N son menores tanto a nivel de explotación (outputs de N en forma de leche y carne; inputs de N en forma de alimentos comprados – concentrados y forrajes -, fertilizantes importados – orgánicos y químicos - la fijación biológica de N por el trébol y deposición atmosférica) / los outputs de N.

Tabla 4. Balance de N por hectárea entre sistemas productivos

	Extensivos	Semiintensivos	Intensivos
<i>Inputs</i> , N kg ha ⁻¹	171a	290b	512c
N comprado alimentos, kg ha ⁻¹	137a	237b	454c
<i>Outputs</i> , N kg ha ⁻¹	72a	87a	123b
Pérdidas, N kg ha ⁻¹	31a	82b	118c
<i>Surplus</i> , N kg ha ⁻¹	99a	200b	376c
Eficiencia del N explotación, %	42b	26a	27a
Eficiencia del N dieta, %	25,3a	27,6b	26,7b
Eficiencia del N suelo, %	65,4b	54,1a	56,1a
AP, kg SO ₂	59a	217b	307b
EP, kg NO ₃	241a	630b	1267c

AP: Acidificación potencial; EP: Eutrofización potencial



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Los impactos ambientales estimados son la *acidificación potencial* (AP, SO₂) y *eutrofización potencial* (EP, NO₃), observándose diferencias significativas entre sistemas de producción, mayores en los **In** y menores en los **Ex** (Tabla 4). Las concentraciones medias de SO₂ y NO₃ en el conjunto de explotaciones son de 178±123 y 657±485 kg ha⁻¹ respectivamente, aumentando conforme lo hace el grado de intensificación de la explotación (P<0,05). Acidificaciones elevadas, como ocurre en los Intensivos, manifiestan mayor producción de amoníaco, metano y óxido nitroso, gases de relevante poder contaminante. Los resultados obtenidos son superiores a 140 y 120 kg SO₂ ha⁻¹ y 570 y 330 kg NO₃ ha⁻¹ a las explotaciones convencionales intensivas y extensivas de Alemania (Thomassen *et al.*, 2009); por el contrario, inferiores concentraciones se obtienen en las explotaciones de la MMS por tonelada de leche en los Intensivos, con valores medios de 14,7± 3,3 kg SO₂ y 44,7±7,9 kg NO₃. Estos impactos ambientales se encuentran positivamente relacionados entre sí con los kg CO₂-eq por hectárea (AP=0,90 P<0,01 y EP=0,95 P<0,01).

Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI, kg CO₂-eq)

La producción de **CH₄** (entérico y estiércol) expresado en CO₂-eq (Tabla 5) es de 6,6±2,8 t ha⁻¹ (316 kg CH₄ ha⁻¹) en el conjunto de explotaciones, sin diferencias significativas en los **Ex** (234±52 kg CH₄ ha⁻¹) y **Se** (297±87 kg CH₄ ha⁻¹), pero sí, (P<0,05) en los **Intensivos** (450±52 kg CH₄ ha⁻¹). El 92%, 76 y 72% del CH₄ emitido procede de la fermentación entérica para los **Ex**, **Se** e **In** respectivamente. El CH₄ por kg de leche ECM disminuye linealmente (r=0,90 P<0,01) con el grado de intensificación de la explotación expresada en kg ECM ha⁻¹, sin diferencias significativas entre sistemas lecheros, con valores medios de 0,53±0,14 kg CO₂-eq. La reducción equivale a 28% en los **Se** y 32,8% los **In** respecto a los **Extensivos**, sin diferencias entre modelos productivos a nivel de UGM. Diferentes autores (Van Middelaar *et al.*, 2013; Salcedo, *et al.*, 2014) señalan reducciones significativas de CH₄ cuando sustituyen ensilado de hierba por ensilado de maíz. El efecto de esta estrategia sobre las emisiones de gases de efecto invernadero puede ser analizada en tres niveles diferentes: animal, granja y a nivel de cadena productiva.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Tabla 5. Emisiones de GEI (kg CO₂-eq) en el estado actual

Sistema	CH ₄		N ₂ O				CO ₂			CO ₂ -eq		
	t, ha	kg ECM	t, UGM	t, ha	kg ECM	kg UGM	t, ha	kg ECM	t, UGM	t, ha	Kg ECM	Kg MS
Ex	4,8a	0,64b	2,2a	1,1a	0,15a	0,5a	2,5a	0,32a	1,1a	8,5a	1,12a	0,16a
Se	6,2a	0,46a	2,1a	2,4b	0,17a	0,8b	3,9a	0,28a	1,6b	12,6a	0,92a	0,25b
In	9,5b	0,43a	2,7a	4,0c	0,19a	1,1c	7,0b	0,32a	2,0c	20,5b	0,94a	0,35c
Con	6,6	0,53	2,3	2,30	0,17	0,87	4,2	0,31	1,4	13,2	1,01	0,24
Sd	2,8	0,14	0,56	1,4	0,04	0,34	2,5	0,07	0,5	6,7	0,22	0,10
P	**	**	NS	***	NS	***	***	NS	***	***	NS	***

Ex: Extensivo; **Se:** Semiintensivo; **In:** Intensivo; **Con:** Conjunto; **Sd:** Desviación estándar; **P:** probabilidad; ** P<0,01, *** P<0,001; NS: no significativo; a, b, c dentro de cada columna difiere P<0,05.

El óxido nitroso (N₂O) es uno de los principales gases de efecto invernadero, con un potencial de calentamiento global 310 veces mayor que el CO₂ y 16 veces, al CH₄ durante un período de 100 años (IPCC, 2007). Las emisiones gaseosas de N debidas a la producción agrícola (cultivos forrajeros y pastos) proceden del NH₃, el óxido nítrico (NO), el dióxido de nitrógeno (NO₂), N₂O y N₂. La cuantificación de las emisiones de N₂O tiene particular interés para los países signatarios del Protocolo de Kyoto por ser un gas clave que constituye el 7% del efecto invernadero antropogénico.

Las emisiones de N₂O por hectárea en el conjunto de explotaciones son de 7,6±4,6 kg, equivalentes a 2,3±1,4 t de CO₂-eq ha⁻¹ (Tabla 5), con máximos de (12,9±3,1 kg N₂O ó 4,0±0,9 t CO₂-eq) en **In** y mínimos de (3,6±0,55 kg N₂O ó 4,0±0,9 t) en los **Extensivos**. Por el contrario, el N₂O expresado en CO₂-eq por kg de leche ECM resulta similar entre sistemas de producción, con valores medios de 0,17±0,04 g kg⁻¹, coincidente con Del Prado y Scholefield (2008) de 0,18 kg señalados en el Reino Unido. Las variables mejor relacionadas con el N₂O (kg CO₂-eq) son las UGM ha⁻¹ (r=0,78 P<0,01), que favorecen acumulaciones de N en el suelo dando lugar a pérdidas de N (r=0,97, P<0,01), el (NH₃=0,76 P<0,01; N₂=0,42 P<0,01; N₂O=0,74 P<0,01 y NO₃=0,47 P<0,01); kg N ha⁻¹ comprado como alimentos (r=0,96, P<0,01); kg de N ha⁻¹ entrados al suelo (orgánico, inorgánico, atmosférico, fertilizantes y restos de cosechas) r=0,98 P<0,01; el porcentaje de maíz (r=0,37 P<0,01) y el Surplus de N ha⁻¹ en la explotación (r=0,94 P<0,01); sin relaciones significativas por kilo de leche

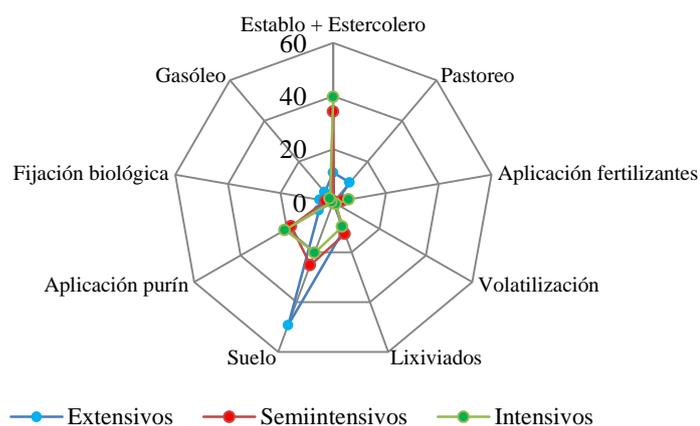


Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

corregido por grasa. Estos coeficientes de correlación son similares a los indicados por Salcedo *et al.*, (2014) también para explotaciones de Cantabria.

Las emisiones de N₂O del presente informe son divididas en **directas**: establo, estercolero, pastoreo, aplicación de fertilizantes, volatilización del NH₃, lixiviados (NO₃), restos de cosechas, aporte de purín, gasóleo y fijación biológica e **indirectas**: compra de fertilizantes, forrajes y concentrados. La Figura 8 representa las emisiones directas de N₂O en kg ha⁻¹ de los diferentes sistemas lecheros analizados. Porcentualmente y del total de N₂O emitido *directamente* (7,61±4,6 kg ha⁻¹), el excretado en el establo y el almacenado representa el 26,2±13,9%; 4,1±5,3% el pastoreo; volatilizado el 0,74±0,39%; el aporte purín el 14±7,2%; la fijación biológica el 3,0±2,3% y la compra de gasóleo el 3±2,1% son diferentes entre sistemas (P<0,001); sin diferencias entre sistemas la aplicación de fertilizantes, 3,2±4,3%; los lixiviados, 11,2±3% y el 33,6±14,8% los restos de cosechas. Mientras, las *indirectas* representan el 2,1±3,0%, 26±14% y 71,7±15% la compra de fertilizantes, forrajes y concentrados respectivamente, no difieren entre sistemas lecheros.

Figura 8. Distribución porcentual de las emisiones directas de N₂O entre sistema



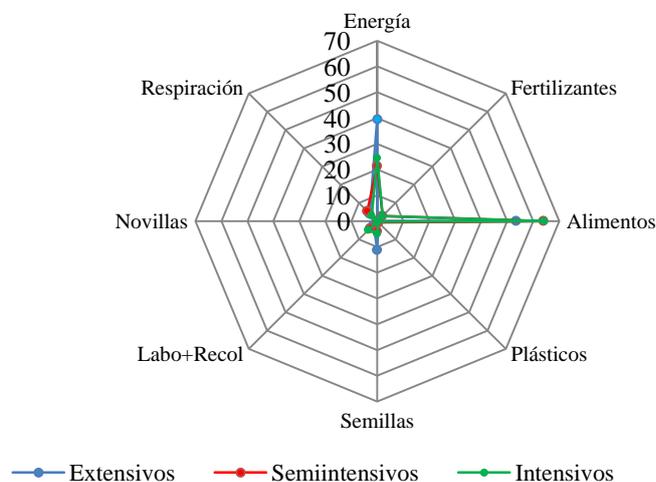
La producción de CO₂ en el conjunto de explotaciones expresada en CO₂-eq (Tabla 5) es de 4,2±2,5 t ha⁻¹, sin diferencias significativas entre los **Ex** (2,5±0,62 t) y los **Se** (3,9±2,0 t), pero sí, (P<0,05) respecto a los **In** (7,0±2,3 t). El CO₂-eq por kg de leche ECM no difiere entre sistemas lecheros (Tabla 5), con valores medios de



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

0,31±0,07 kg CO₂-eq y P<0,05 por UGM los sistemas lecheros. La distribución porcentual de CO₂ por hectárea procedente de la actividad ganadera para el conjunto de explotaciones de mayor a menor son la compra de alimentos (59,7±9,6%); la energía (gasóleo y electricidad 29,7±10,4%); la originada en los procesos de fermentación (4,21±2,8%); el laboreo, quien considera aspectos como la aplicación de fertilizantes, siega, recolección, incluye la picadora de maíz, con un porcentaje medio de 3,4±1,96%; fertilizantes, herbicidas e insecticidas (1,71±2,7%); plásticos para ensilado (0,57±0,68%); semillas (0,51±1,8%) y animales comprados (0,06±0,14%). Solamente el consumo de energía (P<0,001) y las labores agrícolas (P<0,05) difieren entre sistemas de producción de leche. La Figura 9 representa la distribución porcentual de cada uno de los factores considerados entre sistema de producción.

Figura 9. Distribución porcentual de las emisiones de CO₂ entre sistemas



Las **emisión total** de gases efecto invernadero (GEI) varía de 5,4 a 28,2 t CO₂-eq ha⁻¹ (13,2±6,7 t CO₂-eq ha⁻¹); de 0,79 a 1,54 kg CO₂-eq kg leche ECM (1,00±0,22 kg) y de 2,3 a 7,6 t CO₂-eq UGM⁻¹ (4,5±1,3 t CO₂-eq ha⁻¹). Los resultados obtenidos por hectárea y UGM (media y desviación) son similares a los señalados por Del Prado *et al.*, (2013) y, semejantes a 0,97 kg de CO₂-eq kg⁻¹ leche ECM señalados en Galicia (España) por Hospido (2005); 1,0±0,21 kg (Vries y de Boer, 2010) y ligeramente inferior a 1,2 kg (Del Prado *et al.* 2013). La mayor emisión de CO₂-eq kg⁻¹ ECM se



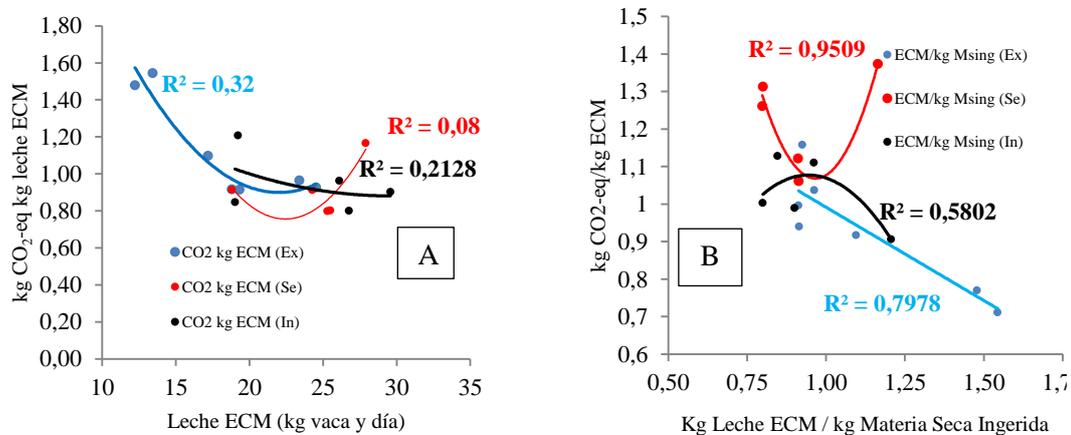
Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

localiza en las explotaciones menos intensificadas (**Ex**), con medias de $1,12 \pm 0,27$ kg; $0,92 \pm 0,14$ las **Se** y $0,94 \pm 0,16$ las **In** (Tabla 4). Porcentualmente y respecto a las explotaciones con el 100% de la SAU dedicada a pradera (**Ex**), el $\text{CO}_2\text{-eq kg ECM}$ disminuye un 17,8% en las **Se** y 16% en **In**, similares al 17,5% y 17% en una muestra de 49 explotaciones de Cantabria (Salcedo, 2014) y, ligeramente superior al 10,7% cuando se reserva más del 30% de la superficie para maíz respecto a las del 100% de pradera (Hacala *et al.*, 2006) y superior a 1,2% en explotaciones que cultivan maíz respecto a las que no (Vellinga y Hoving, 2011).

El $\text{CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ MS producido representa el 14,3%; 27,2% y 37,2% en los **Ex**, **Se** e **In** respectivamente (Tabla 5). Estas diferencias son imputables a la energía empleada en las labores de cultivo, fertilizantes, recolección, etc.

Las emisiones de $\text{CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ ECM están inversamente relacionadas con la producción de leche media diaria del rebaño (Figura 10A), y con la eficiencia bruta (kg ECM kg^{-1} materia seca ingerida, Figura 10B), en ambos casos, con diferente grado de correlación.

Figura 10. Relaciones entre la producción de leche (kg vaca día) y la eficiencia bruta (kg leche kg^{-1} MS ingerida) con los kilos de $\text{CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ de leche ECM entre sistemas lecheros

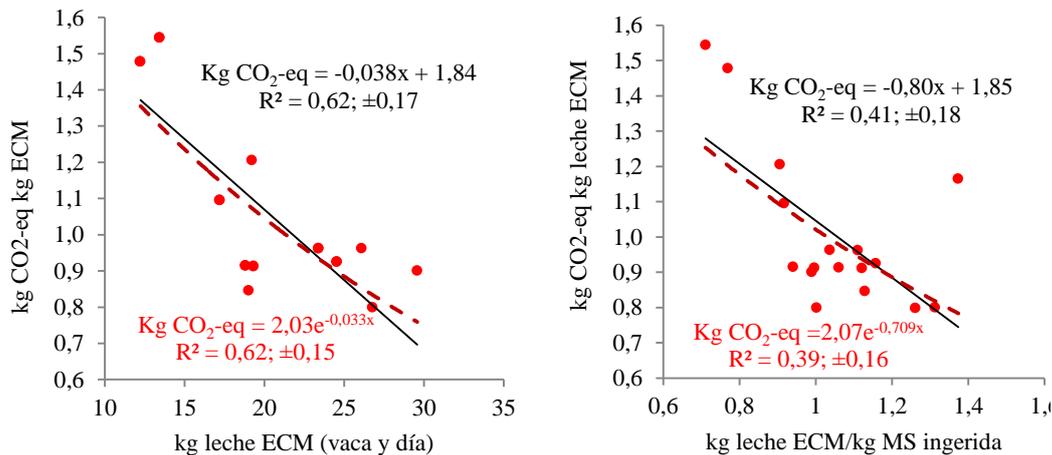


La Figura 11 representa la distribución del $\text{CO}_2\text{-eq kg}$ respecto a la producción individual y la eficiencia bruta para dos modelos curvilíneos (lineal y exponencial). De

Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

la misma, se desprende coeficientes de determinación y errores de la estimación similares en ambos casos. Las pendientes de los modelos lineales indican descensos de 0,038 kg CO₂-eq por cada incremento de un kg de leche y descensos de 0,80 kg de CO₂ por cada kg de leche ECM/kg de materia seca ingerida. El coeficiente de determinación obtenido para la eficiencia bruta es ligeramente inferior a 0,54 (Del Prado *et al.*, 2013) en una muestra de 17 explotaciones Intensivos del Valle de Carranza.

Figura 11. Relaciones entre la producción de leche (kg vaca día) y la eficiencia bruta (kg leche/kg MS ingerida) respecto a los kilos de CO₂-eq por kilo de leche ECM



Las fuentes de emisión de la explotación fueron clasificadas en seis grupos: i) **Entérico**; ii) **Energía** (electricidad y gasóleo); iii) **Fertilizantes** (compra, aplicación y la volatilización); iv) **Alimentos** (compra forrajes y concentrados); v) **Consumibles** (producción de forrajes, compra de novillas, semillas, plásticos, gasóleo, respiración ensilados) y vi) **Manejo purín** (establo, estercolero, pastoreo, aportes, lixiviados, restos cosechas y fijación biológica). La Tabla 6 señala el porcentaje numérico y el nivel de significación en el conjunto de explotaciones y por sistema de producción; mientras la Figura 12 lo hace gráficamente.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

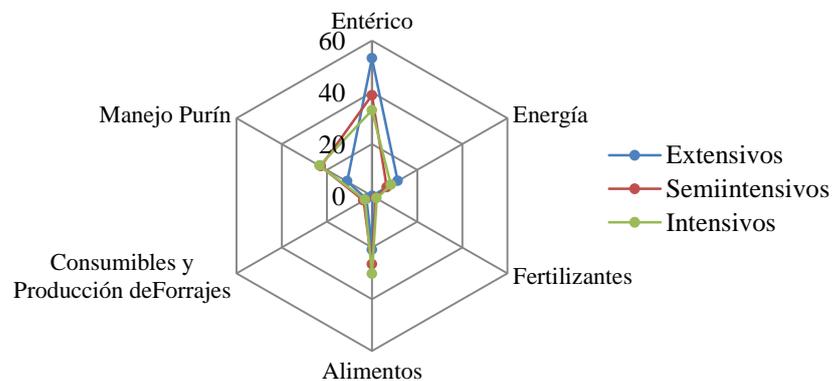
Tabla 6. Distribución del CO₂-eq por hectárea en los diferentes sistemas lecheros

Sistema	Entérico	Energía	Fertilizantes	Alimentos	Consumibles	Manejo purín
Extensivo	53,3c	11,6b	0,19a	21,3a	2,6	11,0a
Semiintensivo	38,9b	6,5a	1,57a	26,5b	3,7	22,8b
Intensivo	33,0a	8,4a	2,01a	30,2b	3,08	23,2b
Conjunto	42,9	9,1	1,13	25,3	3,03	18,1
sd	9,9	2,9	1,54	5,6	1,31	6,2
P	***	***	NS	***	NS	***

a, b, c, dentro de cada columna difiere P<0,05; sd: desviación estándar; *** P<0,001; NS: no significativo

El metano entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín contribuyen con el 85% del total de CO₂-eq ha⁻¹ en los **Ex**, el 88% en los **Se** y el 86,4% en los **Intensivos**. El 64% de las emisiones de los sistemas **Ex** proceden del entérico y manejo del purín, reduciéndose un 4% en los **Se** y 12% en **In** respecto a los **Extensivos**. Estos descensos son atribuidos a la mayor proporción de concentrado incluido en las dieta de las vacas lecheras, aunque sin diferencias significativas en el consumo de forraje entre los tres sistemas (59,8±9,9% en **Ex**); (51,1±13% en **Se**) y (50,2±6% en **In**). Uno de los factores nutricionales que contribuyen a minimizar el CH₄ entérico es mejorar la utilización de la energía bruta de la dieta. Las basadas en forraje contienen más pared celular y menos contenido citoplasmático, lo que favorece mayor formación de acético en panza (Mills *et al.*, 2001). Dada la complejidad de predecir el CH₄ entérico del vacuno lechero, diferentes modelos estadísticos son propuestos en la literatura (Ellis *et al.*, 2007), siendo el consumo de materia seca la variable mejor relacionada (Mills *et al.*, 2003).

Figura 12. Distribución porcentual de los GEI por hectárea entre sistemas lecheros





Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Emisiones de GEI en el tiempo

Los modelos de simulación actuales incluido el **DairyCant** son herramientas potenciales capaces de predecir las emisiones de gases de efecto invernadero en las explotaciones de leche, pero presentan cierto grado de dificultad a la hora de realizar proyecciones a largo plazo, debido a la escasez de modelos que estimen el potencial productivo de las vacas a largo plazo. Actualmente, sólo se dispone de modelos matemáticos simples realizados por CONAFE (Confederación Nacional de Frisera Española) que indican aumentos anuales de 85 kg de leche en las vacas de 1º parto, 112 las de 2º y 130 las de 3º en el período 2000 al 2011.

Las tendencias climáticas estiman aumento gradual de la temperatura y reducción significativa de las precipitaciones en el tiempo. Bajo estas circunstancias es posible que el potencial productivo, manejo e incluso el precio de mercado de los cereales grano se vea modificado. En la actualidad son cada vez más las explotaciones que cultivan maíz como fuente forrajera de energía para satisfacer la demanda de la alta producción de leche por vaca. La información que actualmente disponemos, ponen de manifiesto aumentos del 10% en el cultivo de maíz desde el período 2009 al 2014 (comunicación personal Ignacio Ríos, AgroCantabria).

Basado en las premisas anteriores se han estimado las emisiones (CH_4 , N_2O y CO_2 y su equivalencia en $\text{CO}_2\text{-eq}$) por hectárea, kg de leche ECM, UGM y por kilo de materia seca producido (Tabla 7) en los diferentes modelos productivos estudiados para cada uno de los períodos analizados (2011-2040; 2041-2070 y 2071-2100) y la Figura 13, la distribución porcentual. Los aspectos asumidos y considerados constantes son: i) *producción de leche*; ii) *distribución porcentual de los cultivos forrajeros y por hectárea*; iii) *semejante aporte de fertilizante a los cultivos forrajeros y consumos de concentrados y forrajes por UGM similares*. El potencial productivo de la *pradera, cultivos de invierno* (cereales y raigrás italiano) y el *maíz* como cultivo de verano, así como la *composición química de la hierba* (materia seca, MS; proteína bruta, PB; proteína soluble, $\text{PB}_{\text{soluble}}$; proteína degradable en rumen, PDR; energía neta leche, ENL; fibra ácido detergente, FAD; fibra neutro detergente, FND; materia orgánica



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

digestible, MOD; energía metabolizable, EM; carbohidratos no fibrosos, CNF; fósforo, P; calcio, Ca; magnesio, Mg y potasio, K) a partir de variables *climáticas* como la evapotranspiración, la temperatura media y la reserva de agua; *botánicas* (altura de la hierba en cm) y *bromatológicas* como contenido en proteína bruta. Los resultados no mostraron grandes desviaciones entre sistemas y períodos. En líneas generales, la evolución de los gases de efecto invernadero en el tiempo para cada modelo productivo analizado, sigue una tendencia similar respecto al período inicial.

La falta de información referente a la evolución productiva de las vacas lecheras, y manteniendo constante los *inputs* y *outputs*, se observan reducciones del 4,1%; 7% y 7,4% en las emisiones de la producción de un kilo de materia seca respecto a la de un kilo de leche (Tabla 7).

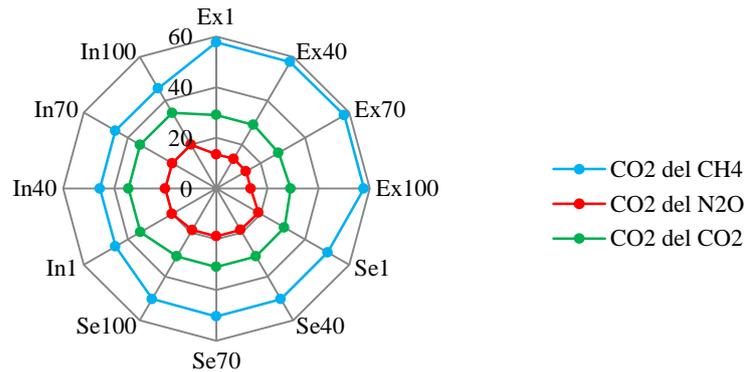
Tabla 7. Emisiones de GEI (kg CO₂-eq) proyectas en el tiempo

Sistema	CH ₄			N ₂ O			CO ₂			CO ₂ -eq		
	t, ha	kg ECM	t, UGM	t, ha	kg ECM	t, UGM	t, ha	kg ECM	t, UGM	t, ha	Kg ECM	Kg MS
Ex11-40	4,94	0,646	2,20	1,13	0,152	0,515	2,49	0,326	1,11	8,56	1,12	0,164
Se 11-40	6,24	0,458	2,11	2,40	0,172	0,794	4,00	0,285	1,31	12,64	0,916	0,228
In 11-40	9,44	0,429	2,69	4,00	0,189	1,18	7,08	0,324	2,02	20,53	0,943	0,336
Ex 41-70	4,93	0,644	2,20	1,12	0,150	0,509	2,42	0,311	1,07	8,52	1,10	0,154
Se 41-70	6,24	0,458	2,10	2,39	0,172	0,794	4,00	0,285	1,30	12,64	0,916	0,231
In 41-70	9,44	0,429	2,69	3,97	0,187	1,178	7,1	0,324	2,02	20,51	0,942	0,325
Ex71-100	4,92	0,643	2,2	1,12	0,151	0,510	2,48	0,324	1,10	8,51	1,11	0,167
Se 71-100	6,24	0,458	2,11	2,41	0,173	0,798	4,01	0,285	1,31	12,66	0,918	0,217
In71-100	9,44	0,429	2,69	3,99	0,188	1,183	7,11	0,325	2,03	20,54	0,944	0,316
2011	6,64	0,526	2,32	2,36	0,169	0,797	4,27	0,312	1,43	13,27	1,008	0,244
11-41	6,65	0,527	2,32	2,35	0,169	0,796	4,27	0,313	1,43	13,28	1,009	0,234
41-71	6,64	0,526	2,32	2,33	0,168	0,791	4,25	0,307	1,42	13,26	1,006	0,227
71-100	6,64	0,526	2,31	2,34	0,169	0,792	4,28	0,313	1,43	13,27	1,006	0,226



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Figura 13. Distribución porcentual y por hectárea de cada uno de los gases de efecto invernadero (CH_4 , N_2O y CO_2) entre sistemas y períodos



Producción forrajera de la explotación en un escenario de cambio climático

La producción de hierba tiene un valor económico y ambiental considerable en Cantabria. La composición botánica del pasto la forman diferentes especies perennes, por lo que el cambio climático, puede no solo afectar al rendimiento, sino también a la calidad nutricional.

Los cultivos forrajeros utilizados mayoritariamente en las explotaciones lecheras de la Mancomunidad son hierba de pradera, maíz y raigrás italiano. Algunas explotaciones sustituyen raigrás italiano por cereales de invierno como la avena y triticale principalmente. La distribución porcentual de pradera y maíz en **Ex** es del 100-0%; $74,1 \pm 26\%$ - $21,1 \pm 20\%$ los **Se** y de $82,9 \pm 16\%$ - $17 \pm 16\%$ en los **In** respectivamente. En general, el maíz ha experimentado un incremento en toda la cornisa cantábrica, lo que suponemos nada ajeno a la Mancomunidad.

La contribución de biomasa de los diferentes cultivos que componen una hectárea de SAU viene reflejado en la Tabla 8, con rendimientos medios 8416 ± 1681 kg de materia seca. Las producciones por hectárea son inferiores (4,5%) en los **Se** y +2% los **In** respecto a los **Ex** (Tabla 8). La evolución del clima según Papadakis (1966) incluido el régimen hídrico (Anexos II y III) están representados en este informe por las variables de temperatura media y evapotranspiración potencial, como factores determinantes de la producción forrajera, observándose relaciones negativas con la



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

temperatura media ($r=-0,62$ $P<0,01$) y la evapotranspiración potencial ($r=-0,75$ $P<0,01$). Otros factores edáficos como la *textura del suelo* (contenido de arcilla, limo y arena); *contenido en nutrientes* (N, P, Ca, Mg, K) y *propiedades químicas* del suelo (pH, capacidad de intercambio catiónico) no se obtienen relaciones significativas con los rendimientos unitarios por hectárea, posiblemente debido al similar tipo y contenido de nutrientes del suelo (Tabla 1).

El 55,7% del forraje producido en los **Ex** es consumido en fresco por el ganado (principalmente en pesebre); el 17,5% en los **Se** y sólo el 9% en los **In** lo aprovecha la recría después del primer o segundo aprovechamiento para ensilado. La producción proporcional por hectárea de maíz es similar en los **Se** e **In** de la Mancomunidad (Tabla 8). La materia seca estimada para los cereales de invierno cuando forman parte de la rotación con maíz en lugar de raigrás italiano es numéricamente superior (14,5% en los **Se**) e inferior (-9,7% en los **In**), atribuido a los factores climáticos descritos anteriormente.

Tabla 8. Producción de biomasa actual (kg MS ha⁻¹) en los sistemas productivos analizados y desviación estándar

	Conjunto	Extensivo	Semiintensivo	Intensivos	sd	P
Biomasa total ¹	8416	8478±1122	8093±2252	8654±2034	1681	NS
Biomasa total ²	8499	8478±1122	8310±2401	8716±2073	1736	NS
Consumo hierba ³	3295	4726±676	1419±655	787±112	1876	***
Hierba ensilada ³	4166	3751±676	4766±3481	4149±1163	2032	NS
Maíz ensilado ³	3642	-	3663±2150	3631±1280	1381	NS
Raigrás italianoitaliano ³	1807	-	2060±845	2082±853	692	NS
Cereales de invierno ³	2040	-	2360±1391	1880±656	841	NS

(1) Formada por pradera, maíz y raigrás italiano; (2) pradera, maíz y cereales de invierno; (3) kilos de materia seca producida por hectárea en función del porcentaje de superficie dedicada para tal fin; sd: desviación estándar; *** $P<0,001$; NS: no significativo

La Tabla 9 resume el potencial productivo de forraje (kg de materia seca por hectárea incluyendo raigrás italiano o cereal de invierno en la rotación con maíz) en un escenario de cambio climático de los tres períodos de tiempo analizados, asumiendo constante la superficie de cada cultivo en una hectárea de superficie. Los modelos indican descensos numéricos de materia seca total por hectárea en los **Ex** (-2,49±1,2%), con máximos de -4,2% en el período 71-100 y mínimos de -14,3% en el período 41-70. La producción de hierba comparada con raigrás italiano (Gutiérrez *et al.*, 2010)



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

representado en el Anexo IV, puede observarse que los dos modelos apuntan reducciones de biomasa con el avance del tiempo.

Tabla 9. Producción de biomasa proyectada a 100 años (kg MS ha⁻¹)

	Extensivos				Semiintensivos				Intensivos			
	2011	2011-40	2041-70	2071-100	2011	2011-40	2041-70	2071-100	2011	2011-40	2041-70	2071-100
MSt ¹	8478	8322	8357	8121	8791	9491	9653	9990	10468	11058	11325	11713
MSt ²					9334	9986	10104	10401	10566	11099	11321	11647
MShb ³	4726	4570	4605	4370	1324	1478	1511	1585	787	855	882	927
MSens ⁴	3751	3751	3751	3751	1986	2216	2266	2378	2532	2749	2839	2982
MSmz ⁵					3663	3909	3935	4016	4784	5006	5075	5200
Vallico ⁶					1817	1888	1950	2008	2366	2447	2528	2604
Cereal ⁷					2360	2382	2402	2420	2463	2489	2443	2459

MSt¹: materia seca total (pradera, maíz y vallico) en **Se** e **In** y pradera sólo en los Ex; **MSt²**: materia seca total (pradera, maíz y cereales); **MShb³**: materia seca aprovechada en verde; **MSens⁴**: materia seca ensilada; **MSmz⁵**: materia seca maíz

En los **Se** la biomasa aumenta un 10,4±2,3%, equivalentes a 964±98 kg MS ha⁻¹ (y año) respecto al período inicial. La hierba verde puede incrementar 200 kg MS ha⁻¹; la ensilada 300 kg; 290 kg el maíz; 131 el raigrás italiano y 41 el cereal de invierno para forraje. La biomasa producida en los **Intensivos** puede aumentar un 8,6% como valor medio de los tres períodos respecto al inicial de 986±123 kg MS ha⁻¹, con máximos de 11,9% en el período 71-100 y mínimos de 5,6% en el período 11-40. De aquel aumento, el 33,6% y el 32% son atribuidos al ensilado de hierba y maíz. En este sistema, la sustitución de raigrás italiano por cereal no mejora los rendimientos unitarios por hectárea.

La estimación de biomasa de cada cultivo y por hectárea viene reflejada en la Tabla 10. De los resultados se desprende mejoras significativas en el tiempo y diferentes entre sistemas. El incremento medio de materia seca de los tres períodos considerados es de 845 y 640 la pradera; 930 y 823 kg el maíz; 450 y 181 kg el raigrás italiano y 709 y 128 los cereales de invierno en los **Se** e **In** respectivamente.

Tabla 10. Estimaciones de materia seca por hectárea de los cultivos en el tiempo

	Semiintensivos				Intensivos				Significación		
	2011	2011-40	2041-70	2071-100	2011	2011-40	2041-70	2071-100	Sistema	Tiempo	S x T
Pradera	5844	6508	6613	6945	5787	6199	6391	6690	***	***	NS
Maíz	11431	12212	12296	12575	11419	12029	12237	12460	***	***	NS
Raigrás	5647	5907	6100	6283	5863	5854	6048	6230	***	***	NS
Cereales	6607	6888	7501	7558	5875	5921	6015	6072	***	***	NS



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Conclusiones parciales

La huella de carbono de las explotaciones lecheras resulta difícil de predecir a largo plazo. Factores como la evolución de precios de las materias primas; efectos del cambio climático en otras zonas productoras de forrajes y cereales; evolución de los costes de producción (fertilizantes, semillas, energía fósil, etc.) e información sobre la evolución productiva de las vacas lecheras en el tiempo. Hasta el momento sólo se dispone de modelos matemáticos simples realizados por CONAFE (Confederación Nacional de Frisona Española) que señalan crecimientos de 85 kg de leche las vacas de 1º parto, 112 las de 2º y 130 las de 3º desde el año 2000 al 2011.

En cualquier caso, la huella de carbono de un kilo de leche corregida por grasa en el conjunto de explotaciones de la Mancomunidad es de $1,0 \pm 0,21$ kg de CO_2 kg, muy similar a otras zonas productoras de leche del mundo. El mayor porcentaje de GEI para todos los modelos productivos y su proyección en el tiempo, es el metano (CH_4), seguido del CO_2 y del N_2O , con porcentajes medios del 51,9%, 31% y 16,9% y respectivamente. El CH_4 entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín representan el 86% del total de GEI de la explotación. La inclusión de ensilado de maíz en las dietas de vacas lecheras puede reducir un 36% las emisiones de CH_4 entérico.

Las proyecciones de futuro que el impacto climático pueda ejercer sobre los cultivos forrajeros muestran oportunidades para aumentar la productividad. Las mejoras estimadas pueden representar un 10% en los Semiintensivos ($964 \text{ kg MS ha}^{-1}$) y del 8,6% ó 986 kg MS en los Intensivos. La rotación de maíz con cereales de invierno (pese al inferior valor nutritivo respecto al raigrás italiano), se presenta como una alternativa interesante en los Semiintensivos que en los Intensivos, atribuido posiblemente a las condiciones climatológicas de donde se encuentran ubicadas estas explotaciones. Las emisiones de $\text{CO}_2\text{-eq kg MS}$ de la producción de forraje en el tiempo, se prevén reducciones del 4,1%; 6,9% y 7,4% en los períodos 2011-2040; 2041-2070 y 2071-2100 respectivamente.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Anexo (I)

Situación de las explotaciones

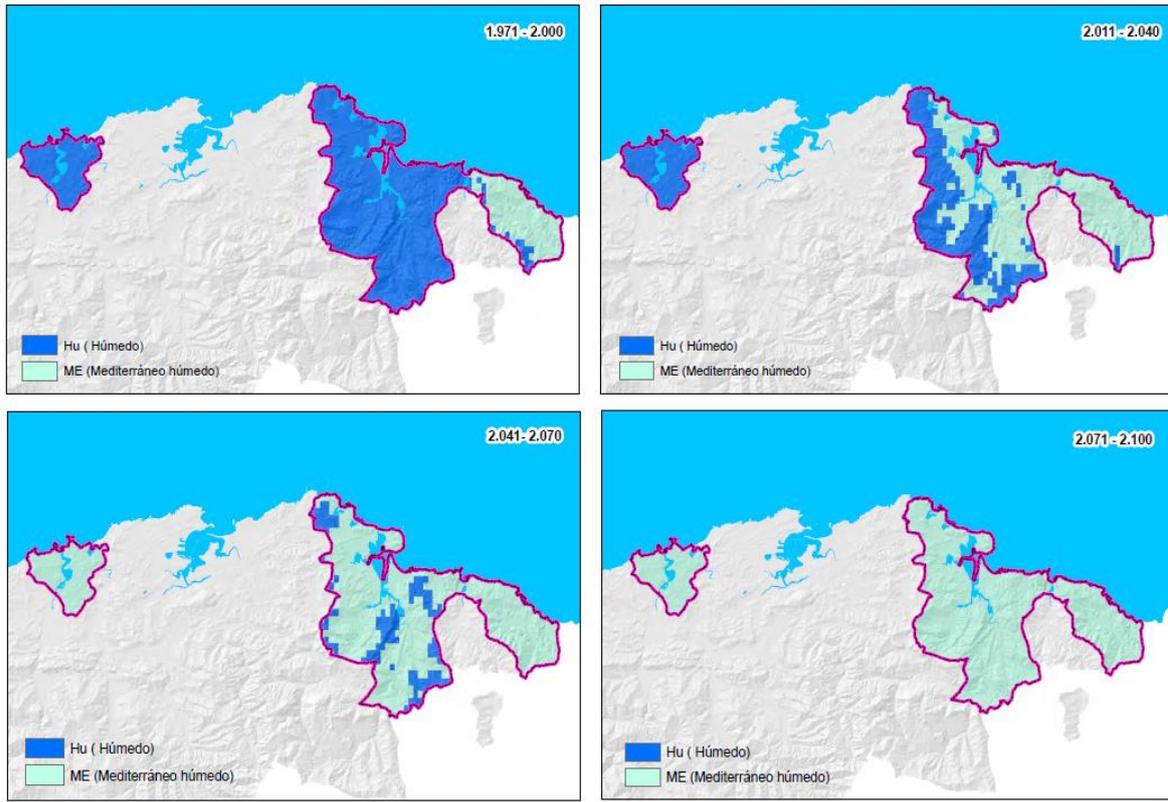




Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Anexo (II)

Evolución clima régimen hídrico



PROYECTO ADAPTACLIMA
MANCOMUNIDAD DE MUNICIPIOS SOSTENIBLES
CANTABRIA, ESPAÑA



AGROCLIMA
REGIMEN HIDRICO



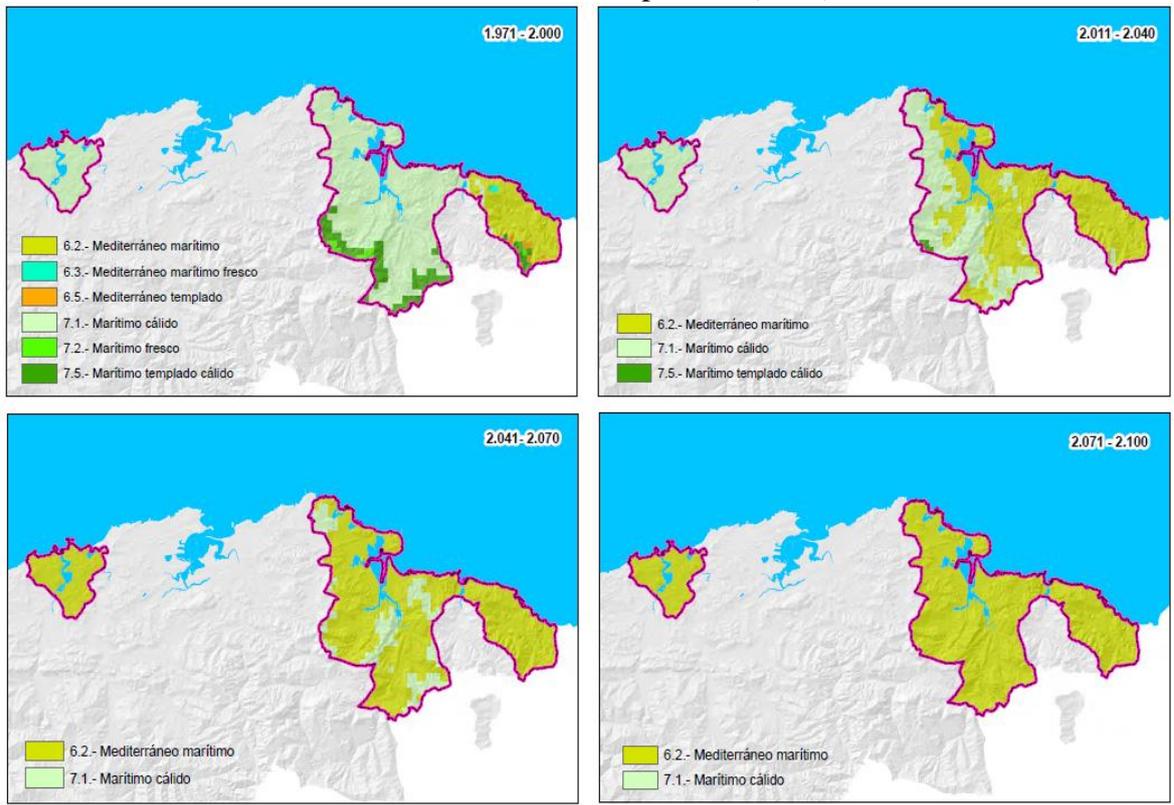
Sistema de referencia UTM - ED50



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Anexo (III)

Evolución climática de Papadakis (1996)



PROYECTO ADAPTA CLIMA
MANCOMUNIDAD DE MUNICIPIOS SOSTENIBLES
CANTABRIA, ESPAÑA



AGROCLIMA
TIPOS DE CLIMA PAPADAKIS

Sistema de referencia UTM - ED50

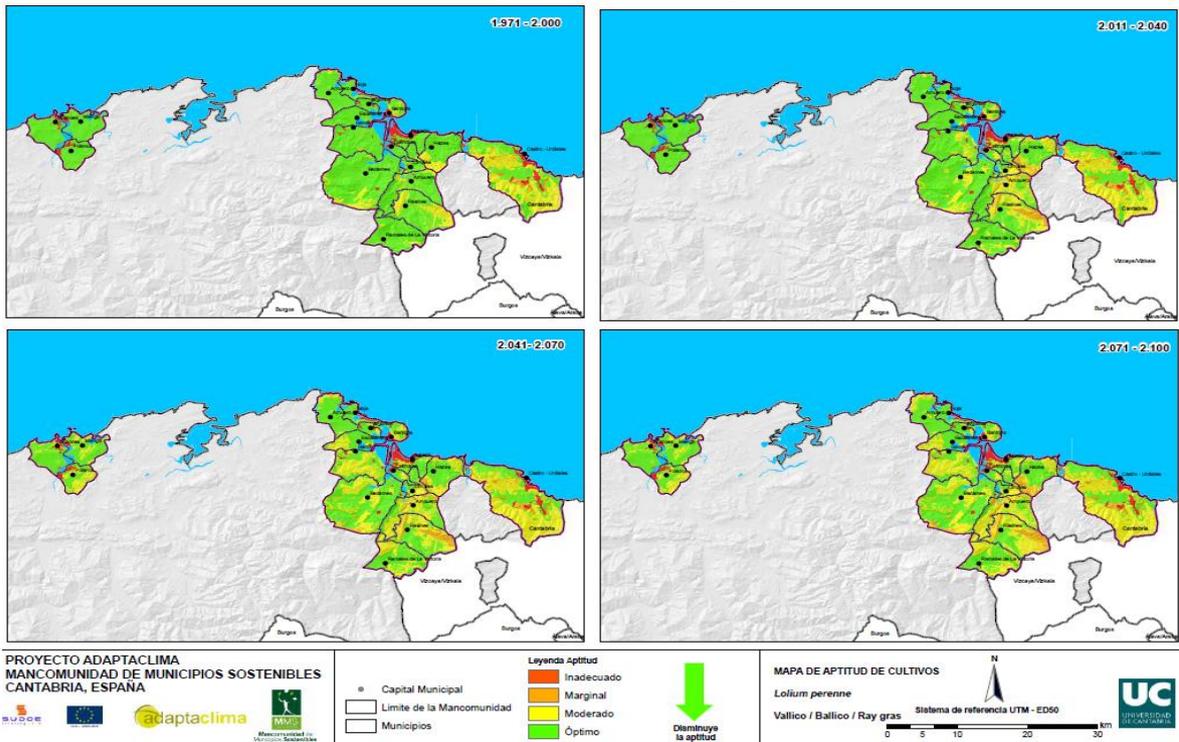




Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Anexo (IV)

Potencial productivo del raigrás

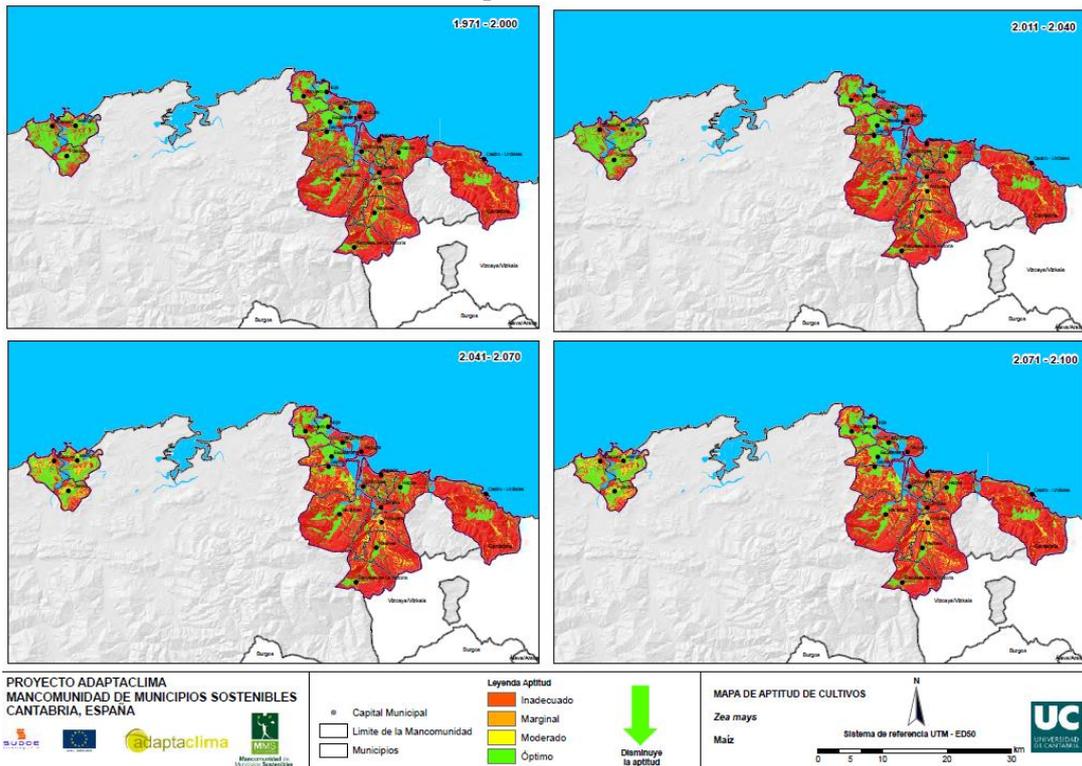




Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Anexo (V)

Potencial productivo del maíz





Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Bibliografía

- Abrahamse, P.A., Tamminga, S., Dijkstra, J., 2009. Effect of daily movement of dairy cattle to fresh grass in morning or afternoon on intake, grazing behaviour, rumen fermentation and milk production. *J. Agric. Sci. Cambridge* **147**, 721–730.
- Allen, L.H. Jr., 1990. Plant responses to rising carbon dioxide and potential interactions with air pollutants. *J. Environ. Qual.* **19**, 15–34.
- Anuario de Estadística Agraria (AEA). 2010. Secretaría General Servicio de Administración General Sección de Estadística y Documentación.
- Bannink, A., van Schijndel, M.W., Dijkstra, J., 2011. A model of enteric fermentation in dairy cows to estimate methane emission for the Dutch National Inventory Report using the IPCC Tier 3 approach. *Anim. Feed Sci. Technol.* **166–167**, 603–618.
- Beauchemin, K.A., Kreuzer, M., O'Mara, F., McAllister, T.A., 2008. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* **48**, 21–27.
- Bélanger, G., Rochette, p., Castonguay, Y., Bootsma, A., Mongrain, D. and Ryan, D.A.J. (2002) Climate change and winter survival of perennial forage crops in Eastern Canada, *Agronomy Journal*, **94**, 1120-1130.
- Bloor, J.M.G., Pichon, P., Falcimagne, R., Leadley, P. and Soussana, J.F. 2010. Effects of warming, summer drought, and CO₂ enrichment on aboveground biomass production, flowering phenology, and community structure in an upland grassland ecosystem. *Ecosystems* **13**, 888–900.
- Bootsma, A., Anderson, D. y Gameda, S. 2004. Indices potentiels du changement climatique sur les indices agroclimatiques dans les régions du sud de l'Ontario et du Québec, Centro de Investigaciones de l'Est sur les céréales et les oléagineux, Agricultura y de Industria Agroalimentaria del Canadá, Boletín Técnico 03-284.
- Bootsma, A., Gameda, S. y McKenny, D.W. 2005a. Impactos del cambio climático potencial en índices agroclimáticos seleccionados en el Atlántico canadiense, *Canadian Journal of Soil Science*, **85**, 329-343.
- Bootsma, A., Gameda, S. y McKenney, D.W. 2005b. Los impactos potenciales del cambio climático en el maíz, la soja y los rendimientos de la cebada en el Atlántico canadiense, *Canadian Journal of Soil Science*, **85**, 345-357.
- Bunce, J.A. 2004. Carbon dioxide effects on stomatal responses to the environment and water use by crops under field conditions, *Oecologia*, **140**, 1-10.
- Cleland, E.E., Chiariello, N.R., Loarie, S.R., Mooney, H.A. and Field, C.B. 2006. Diverse responses of phenology to global changes in a grassland ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**, 13740–13744.
- Coppa, M., Ferlay, A., Chassaing, C., Agabriel, A., Glasser, F., Chilliard, Y., Borreani, G., Barcarolo, R., Baars, T., Kusche, D., Harstad, O.M., Verbič, J., Golecký, J. and B. Martin. 2013. Prediction of bulk milk fatty acid composition based on farming practices collected through on-farm surveys. *J. Dairy Sci.* **96**, 4197–4211.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

De Boeck, H.J., Lemmens, C.M., Zavalloni, C., Gielen, B., Malchair, S., Carnol, M., Merckx, R., Van den Berge, J., Ceulemans, R. and Nijs, I. 2008. Biomass production in experimental grasslands of different species richness during three years of climate warming. *Biogeosciences* **5**, 585–594.

De Vries, I.J.M. de Boer 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* **128**, 1-11.

De Vries, J.W.; Hoeksma, p.; Groenestein, C. 2011. LevensCyclusAnalyse (LCA) Pilots ineralenconcentraten. Wageningen UR Livestock Research, rapport 480, 77 p.

Del Prado, A., Mas, K., G. Pardo, Gallejone, P. 2013. Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. *Sci. Total Environ.* **465**, 156-165.

Dijkstra, J., Kebreab, E., Mills, J.A.N., Pellikaan, W.F., López, S., Bannink, A., France, J. 2007. Predicting the profile of nutrients available for absorption: from nutrient requirement to animal response and environmental impact. *Animal* **1**, 99–111.

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

Dillon, P. 2006. Achieving high dry-matter intake from pasture with grazing dairy cows. In *Fresh herbage for dairy cattle* (ed. A. Elgersma, J. Dijkstra and S. Tamminga), pp. 1–26. Springer, Dordrecht.

Drake, B.G., Gonzalez-Meler, M.A., Long, S.P., 1997. More efficient plants: a consequence of rising atmospheric CO₂. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* Vol. **48**, 609-639.

Ellis, J., Kebreab, E., Odongo, N., McBride, B., Okine, E., France, J. 2007. Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *Journal of Dairy Science*, **90**, 3456-3467.

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

Freibauer, A.; Kaltschnitt, M.; 2003. Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry* **63**, 93-115.

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

Gauly, M., Bollwein, H., Breves, G., Brügemann, K., Dänicke, S., Das, G., Demeler, J., Hansen, H., Isselstein, J., König, S., Lohölter, M., Martinsohn, M., Meyer, U., Potthoff, M., Sanker, C., Schröder, B., Wrage, N., Meibaum, B., von Samson-Himmelstjerna, G., Stinshoff, H., C. Wrenzycki. 2013. Future consequences and challenges for dairy cow production systems arising from climate change in Central Europe – a review. *Animal*, **7**, 843–859

Gitz, D.C., Ritchie, J.C., Krizek, D.T., Springer, T.L., Reeves, J.B. III and Reddy, V. 2006 Effect of temperature and CO₂ on forage nutritive value of 'pete' eastern gamagrass, in Proceedings of the Fifth Eastern Native Grass Symposium, October 10-13, 2006 Harrisburg Pennsylvania, Sanderson, M.A., P. Adler, S. Goslee, J.C. Ritchie, H. Skinner et K. Soder (ed.), p. 107-114.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Gutiérrez, J.M., Herrera, S., San-Martín, D., Sordo, C., Rodríguez, J.J., Frochoso, M., Ancell, R., Fernández, J., Cofiño, A.S., Pons, M.R., Rodríguez, M.A. 2010. Escenarios Regionales Probabilísticos de Cambio Climático en Cantabria: Termopluiometría. Depósito Legal SA-551-2010.

Hacala, S., d'Elevage, R., Le Gall, A. 2006. Evaluation des émissions de gaz à effet de serre en élevage bovin et perspectives d'atténuation. *Fourrages*, **186**, 215-227.

Hospido A. 2005. Life cycle assessment as a tool for analysing the environmental performance of key food sectors in Galicia (Spain): milk and canned tuna. Doctoral Thesis. University of Santiago de Compostela. Santiago de Compostela. Spain.

IPCC, 1997. Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Chapter 4, Agriculture.

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories.

IPCC. (2007). Climate Change, Mitigation of Climate Change, Contribution of Working Group III to the Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report, Cambridge.

Irimia, S.; Escudro, C.; Alavarez, C.J. 2012. La eficiencia energética en las explotaciones de vacuno lechero en Galicia (España). XVI Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Valencia, 11-13 de julio; 1235-1246.

Kaspar, H.F., J.M., Tiedje, 1981. Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen: Nitrous oxide production and effect of acetylene. *Applied Environmental Microbiology* **41**, 705-709.

Lesschen, J.P., van den Berg, M., Westhoek, H.J., Witzke, H.P. and Oenema, O. 2011. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. *Animal Feed Science and Technology*, **166-167**, 16-28.

Mills, J.; Kebreab, E.; Yates, C.; Crompton, L.; Cammell, S.; Dhanoa, M.; Agnew, R.; France, J. 2003. Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *J. Anim. Sci.* **81**, 3141-3150.

Mills, J., Dijkstra, J., Bannink, A., Cammell, S., Kebreab, E., France, J. 2001. A mechanistic model of whole-tract digestion and methanogenesis in the lactating cow: model development, evaluation, and application. *J. Anim. Sci.* **79**, 1584-1597.

Moore, K.J. and Jung, H.J.G. 2001. Lignin and fiber digestion. *Journal of Range Management* **54**, 420-430.

Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R., Halberg, N., 2003. LCA food data base. Available on-line (March 1st 2006) at <http://www.lcafood.dk>.

NRC, 2001. Nutrient Requirements for Dairy Cattle. 7th rev. Ed. Natl. Acad. Sci., Washington, D.C. (EE.UU).

Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S., Jarvis, S.C., Smith, K. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil use and management* **13**, 288-295.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas

Oenema, O.; Koskamp, G.; Galama, P.; 2001. Guiding commercial pilot farms to bridge the gap between experimental and commercial dairy farms; the project. 'Cows and Opportunities'. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **49**, 277-296.

Oenema, O.; Pietrzak, S.; 2002. Nutrient management in food production: achieving agronomic and environmental targets. *Ambio*. **31**, 159-168.

Oenema, J., van Ittersum, M., van Keulen, H. 2012. Improving nitrogen management on grassland on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **162**, 116–126

Olesen, J., Bindi, M. 2002. Review. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* **16**, 239–262.

Olivier, J.; Brandes, L.; Peters, J.; Coenen, P.; Vreuls, H.; 2003. Greenhouse gas emissions in The Netherlands 1990-2001. National inventory report 2003. Report 773201007/2003. National Institute of Public Health and Environment Protection, Bilthoven.

Papadakis, J. *Climates of the world and their agricultural potentialities*, Ed., por autor, Buenos Aires.

Perring, M.P., Cullen, B.R., Johnson, I.R. and Hovenden, M.J. 2010. Modelled effects of rising CO₂ concentration and climate change on native perennial grass and sown grass-legume pastures. *Climate Research* **42**, 65–78.

Powell, J.M., Courley, C.J.P., Rotz, C.A., Weaver, D.M., 2010. Nitrogen use efficiency: a potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environ. Sci. Pol.* **13**, 217–228.

Prather, M.; Derwent, R.; Ehalt, D.; Fraser, P.; Sanhueza, E.; Zhou, X.; 1995. Other trace gases and atmospheric chemistry. IN: HOGHTON, J.T., MEIRA FILHO, L.G., BRUCE, J., LEE, H., CALLANDER, B.A., HAITES, E., HARRIS, N., MASKELL, K. (Eds) *Climate change 1994*, Cambridge University Press, pp. 73-126.

Roberts, T.L., 2008. Improving nutrient use efficiency. *Turk. J. Agric. For.* **32**, 177–182.

Ryan, W., Hennessy, D., Murphy, J.J., Boland, M., Shalloo, L., 2010. A model of nitrogen efficiency in contrasting grass-based dairy systems. *J. Dairy Sci.* **94**, 1032–1044.

Salcedo, G. 2006. Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. Documentos técnicos de Medio Ambiente, 263 pág.

Salcedo, G. 2007. Efectos del tipo de conservante añadido o no, al ensilado de hierba sobre la excreción de fósforo en novillas de reposición y vacas lecheras. Actas de la XLVII R.C. de la SEEP Vitoria, 409-414.

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

Salcedo, G. 2011b. Producción, contenido en principios nutritivos y composición en ácidos grasos del cultivo de *Lolium multiflorum* solo o asociado a *Trifolium*. *Pastos*, **41** (2), 191-209.

Salcedo, G. 2012. CH₄ entérico en los sistemas lecheros de Cantabria. Primer Workshop sobre Mitigación



- Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas de emisión de gases de efecto invernadero en el sector agroforestal. Bilbao.
- Salcedo, G. 2014. DairyCant: A model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions in northern Spain. International Livestock Modelization and Research Colloquium. 14-16 Octubre. Bilbao, Spain.
- Salcedo, G., Villar, A., Doltra, J., Fernández, B., Mora, M., Busque, J., Domínguez, M., Moros, R. 2014. Further effects of forage on greenhouse gases estimated by DairyCant for dairy farms in Cantabria (Spain). International Livestock Modelization and Research Colloquium. 14-16 Octubre. Bilbao, Spain.
- Schils, R.; Oudendag, D.; Van der Hoek, K.; de Boer, J.; Evers, A.; de Haan, M.; 2006. PraktijkrapportRundvee 90. Broeikasgas Module BBPR. 1268/RIVM.
- Thomassen, M., Dolman, M., van Calker, K., de Boer, I. 2009. Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecological Economics*, **68**, 2278-2284.
- Topp, C.F.E., Wreford, A., Tolkamp, B.J., Wu, L. and Moran, D. 2010. Impacts of climate change on the grazing period, and the conserved feeding costs of grazing systems in the UK. *Grassland Science in Europe* **15**, 36–38.
- Van Middelaar, C., Berentsen, P., Dijkstra, J., De Boer, J. 2013. Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: The level of analysis matters. *Agricultural Systems*, **121**, 9–22.
- Vellinga, T. 2006. Management and nitrogen utilisation of grassland on intensive dairy farms. PhD thesis Wageningen University, 246 pp.
- Vellinga, T., Hoving, I. 2011. Maize silage for dairy cows: mitigation of methane emissions can be offset by land use change. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* **89**, 413–426.
- Velthof, G.L.; Jarvis, A.; Stein, S.C.; Allen, A.G., O. Oenema. 1996. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. *Soil Biology and Biochemistry* **28**, 1215-1225.
- Velthof, G.; Mosquera, J. 1998. Calculation of nitrous oxide emissions from agriculture in the Netherlands. Alterra rapport 2151.
- Velthof, G., Oenema, O. 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **45**, 347-360.
- 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, pp. 1–12.



Adaptación de la elección de cultivos forrajeros y épocas de plantación a las nuevas condiciones climáticas