

2

TRABAJOS CIENTÍFICOS

CUANTIFICACIÓN DE PÉRDIDAS Y TRANSFORMACIONES DE NITRÓGENO ASOCIADAS AL VACUNO DE LECHE EN PASTOREO

M.D. BÁEZ BERNAL, J.F. CASTRO INSUA, J.E. LÓPEZ DÍAZ, A. GONZÁLEZ Y M.I. GARCÍA POMAR

Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo. Apartado 10. 15080 A Coruña. dolores.baez.bernal@xunta.es

RESUMEN

La producción de leche en el Arco Atlántico representa más del 20% de la producción total de la Unión Europea-15 y utiliza más del 40% del territorio. Hoy en día es necesario compatibilizar el desarrollo económico con un uso sostenible del medio natural y en este sentido la UE, a través de una serie de Directivas y convenios (Directiva de Nitratos, Protocolo de Kioto), ha tratado de restringir las pérdidas de contaminantes hacia las aguas y atmósfera.

El objetivo del trabajo es calcular el balance de N en el sistema de producción lechero del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (CIAM) y cuantificar qué fracción del superávit obtenido es transferido a las aguas subterráneas (lixiviación de nitrato) y a la atmósfera procedente de la volatilización de NH_3 y emisiones de óxidos de N (N_2O y NO).

En el sistema estudiado, basado en pastoreo rotacional con carga moderada (1,8 UGM/ha) y una producción media de leche de 7145 kg/ha y año, se obtuvo un balance de N en la explotación bajo, en torno a 135 kg N/ha, comparado con otros sistemas de producción de la región más intensivos (349 kgN/ha). Factores condicionantes de este balance son el máximo aprovechamiento de los propios recursos forrajeros de la explotación, la escasa utilización de alimentos externos (piensos) y la baja fertilización nitrogenada inorgánica. La lixiviación de nitrato justificó el 21 y el 44% del superávit de N obtenido, en el primer y segundo año respectivamente, y las pérdidas gaseosas un porcentaje similar, del 28%, en los dos años estudiados. Se encontraron porcentajes significativos del balance, el 51% el primer año y el 29% el segundo año, sin esclarecer, debido en parte a alguna limitación en la metodología utilizada (no se tuvieron en cuenta las pérdidas por nitrificación y desnitrificación procedentes del suelo) y, en segundo lugar, por la posible fracción de N inmovilizado en el *pool* orgánico del suelo, proceso favorecido bajo cultivo de pradera y directamente relacionado con la acumulación de materia orgánica en este tipo de cultivo.

Palabras clave: Balance de nutrientes, lixiviación nitrato, N mineral, volatilización amoníaco, óxido nítrico.

INTRODUCCIÓN

La producción de leche en el Arco Atlántico representa más del 20% de la producción total de la Unión Europea-15 y utiliza más del 40% del territorio. La influencia del océano proporciona las temperaturas y precipitaciones necesarias para el establecimiento y crecimiento de cultivos forrajeros. No obstante, las diferencias en precipitaciones y temperaturas entre regiones condiciona la existencia de sistemas de producción con diferentes características; en el norte de Europa se encuentran los sistemas basados en praderas dedicadas a pastoreo, en el sur sistemas donde el maíz adquiere más importancia en la explotación y la ración se completa con concentrados y, entre ambos sistemas, los de la costa francesa basados en praderas temporales dedicadas a pastoreo y maíz para ensilar. En estos sistemas de producción, la carga ganadera oscila entre 1,5 y 5 UGM/ha y la intensificación ha necesitado una mayor utilización de fertilizantes de síntesis y de concentrado, sin olvidar que, en la mayoría de las ocasiones no se ha hecho una buena gestión del estiércol y purín generados en la explotación. Los balances de N en explotaciones de estas zonas pueden ser superiores, por ejemplo a 300 kg N/ha (Kelm y Taube, 2003), poniendo en peligro la calidad de las aguas y de la atmósfera (Le Gall y Pflimlin, 2006).

En ocasiones es difícil compatibilizar un desarrollo económico y un uso sostenible del medio natural. Hoy en día las directrices de la UE en materia de legislación e investigación se han materializado en una serie de Directivas que tratan de restringir las pérdidas de nutrientes hasta niveles aceptables.

En lo que se refiere a la protección de las aguas, la Directiva de Nitratos fue establecida en 1991 con el objetivo primordial de reducir la contaminación de nitrato procedente de la agricultura. Los estados miembros de la UE fueron obligados a elaborar códigos de buenas prácticas agrarias, a controlar la calidad de las aguas, a declarar las zonas vulnerables y a elaborar planes de actuación para que estas zonas alcanzaran la calidad óptima. La Directiva Marco del Agua establecida en el 2000 es mucho más ambiciosa en sus objetivos, lograr para el año 2015 el buen estado ecológico de todas las masas de aguas (superficiales, subterráneas y costeras) y hacer un mayor énfasis en problemas de eutrofización que aparecen a menor concentración de nitrato que la aceptada para el consumo.

En lo que respecta a calidad de aire el Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (1992), concretamente su protocolo de Kioto (1997), recoge el compromiso de los países desarrollados para reducir las emisiones de los principales

gases que contribuyen al efecto invernadero. La agricultura en 2006 contribuyó en un porcentaje del 10,7% (MARM, 2007). En este marco, la UE se ha comprometido a reducir durante el periodo 2008-2012 sus emisiones en un 8% respecto a los niveles de 1990. Existen tres principales fuentes de emisión en las actividades agrícolas: el óxido nitroso (N_2O) procedente de suelos y aplicación de fertilizantes, el metano (CH_4) producido en el rumen, y el CH_4 y N_2O derivados del manejo de purines y estiércoles. La mayor contribución a estas emisiones procede de las explotaciones de vacuno.

Por otra parte, la Directiva 2001/81/CE del Parlamento Europeo y del consejo, de 23 de octubre de 2001, sobre techos nacionales de emisión, limita la producción de determinados contaminantes que puedan causar acidificación y eutrofización de los ecosistemas terrestres a cantidades no superiores a los techos de emisión establecidos y, entre ellos, se encuentran los óxidos de nitrógeno y el amoníaco (NH_3). La agricultura es el mayor emisor de NH_3 , representa el 91,2% del total emitido en 2006 (MARM, 2007).

Por tanto, el sector lechero hoy en día se enfrenta a un futuro donde su desarrollo debe contemplar las restricciones ambientales, que cada vez son mayores. El presente trabajo se encuadra dentro del proyecto “Green Dairy” (Programa Interreg IIIB), que iniciado en octubre de 2003 y con una duración de tres años, permitió la colaboración de investigadores, técnicos, asociaciones y granjeros de 11 regiones del Espacio Atlántico pertenecientes a cinco países diferentes (Irlanda, Reino Unido, Francia, Portugal y España) con el objetivo general de estudiar la diversidad de los sistemas de producción existentes en el Arco Atlántico y determinar su impacto en lo que se refiere a aguas y atmósfera. Para conseguir estos objetivos una de sus tareas fue formar una red de nueve explotaciones experimentales, localizadas en cuatro países (Reino Unido, Irlanda, Francia y España), donde el objetivo final no sólo era cuantificar el exceso de N en sistemas más o menos optimizados en cuanto al manejo del N, sino conocer su repercusión en la atmósfera al cuantificar emisiones gaseosas de NH_3 , óxidos de N y, en las aguas subterráneas, determinando la lixiviación de nitrato.

En el trabajo se exponen los resultados obtenidos en la explotación experimental del CIAM durante 2004 y 2005, y en algunos aspectos se hace un análisis comparativo con los resultados obtenidos en las otras regiones del Arco Atlántico.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y sistema de explotación

El estudio se llevó a cabo durante los años 2004 y 2005 en la finca experimental del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo situada en la localidad de Abegondo (A Coruña, zona costera atlántica de Galicia) a una altitud de 100 m sobre el nivel del

mar con suelo de textura franco-limosa (0-30 cm: 27% arena, 56% limo, 17% arcilla) y un clima templado-húmedo caracterizado por una temperatura media de 12,9 °C y precipitación de 1038 mm (media de 10 años) durante 2004 y 2005. Las principales características del suelo, clasificado como Cambisol Húmico son (capa 0-30 cm): pH 5,6, materia orgánica 53,0 g/kg, N 2,5 g/kg, P (Olsen) 18,2 g/kg, K (nitrato amónico) 195,9 g/kg.

El estudio englobó el sistema al completo formado por el rebaño (vacas en producción y reposición), la superficie de cultivos utilizada en pastoreo y la producción de silos de hierba y maíz. Las principales características de la explotación en cuanto al uso de la superficie, rebaño y alimentación aparecen recopiladas en la Tabla 1. El rebaño contó en 2004 con 175 vacas Holstein Friesian, de las cuales una media mensual de 84 se encontraban en lactación y 36 eran novillas para reposición. En el segundo año el número de vacas en la explotación disminuyó a 154 vacas con valores medios mensuales de 73 vacas en producción y 43 novillas. Las superficies de cultivos asociadas a este rebaño fueron de 84 y 79 ha, en el primer y segundo año, respectivamente. En el primer año, dado el excedente de silo de maíz de años anteriores toda la superficie utilizada por el rebaño fue pradera mientras que en el segundo 6,2 ha fueron utilizadas para maíz y tras la cosecha de este cultivo fueron establecidas nuevas praderas.

Con los objetivos de cuantificar pérdidas de N y conocer las transferencias internas de este nutriente dentro de la explotación, se recogieron datos globales y otros más concretos referidos a los animales (carga ganadera, peso vivo de los animales, tiempo en establo, alimentación, producción y composición del purín y estiércol generados) y a los cultivos (producciones, extracción de N, fertilización orgánica y mineral).

El cálculo del balance de N a nivel de explotación permite realizar un diagnóstico de la utilización del nutriente. La entrada de N corresponde a fertilizantes minerales, purines o estiércoles importados, N fijado por las leguminosas, alimentos y forrajes, animales de reemplazo (considerando el número y peso vivo del animal) y a la deposición atmosférica. La exportación de N procede de la leche, carne, animales vendidos, cultivos (cereales, forraje, heno, etc), purín y estiércol si son exportados fuera de la explotación. Para efectuar este cálculo fue necesario recopilar todas las compras, ventas y variación de stocks habidas en cada uno de los años en la explotación (pesos y composición).

Para determinar la exportación de N en la leche se registró la producción diaria y los valores quincenales de composición. La exportación de carne se cuantificó teniendo en cuenta el peso y número de crías que abandonaron el rebaño y de vacas sacrificadas; además, se registró la ganancia semanal de peso vivo de las vacas en lactación. Se consideró una composición química de N en la carne de 24 kg/tonelada de peso vivo (Institut de l'Élevage, 2003). El valor resultante de entradas menos salidas se expresa por superficie agraria útil y la eficiencia se calcula según la conversión de las entradas

totales de N en productos exportados. Como en el balance no se tienen en cuenta transformaciones internas, el cálculo es apropiado en condiciones estables de la materia orgánica del suelo y cuando no existan cambios sustanciales en el suelo y/o fertilización.

TABLA 1
Principales características del sistema lechero estudiado.
Characteristics of the dairy system studied.

	Parámetro	Unidad	2004	2005	Medio
Superficie	Área	ha	84	79	82
	Pradera	ha	84	72,8	78
	Pradera con trébol	ha	84	72,8	78
	Maíz	ha	0	6,2	3
Rebaño	Vacas en lactación	Nº	84	73	79
	Vacas secas	Nº	55	38	47
	Novillas < 1 año	Nº	25	24	25
	Novillas 1-2 años	Nº	11	19	15
	Carga ganadera	UGM/ha	1,9	1,6	1,8
	Producción leche	kg/ha y año	7 790	6 500	7 145
	Producción leche	kg/vaca y año	7 790	7 034	7 412
Alimentación	Concentrados	kg MS/vaca y año	1 772	1 058	1 415
	Silo de hierba	kg MS/vaca y año	693	703	698
	Silo de maíz	kg MS/vaca y año	840	1071	956
	Hierba del pasto	kg MS/vaca y año	3 054	3 576	3 315
	Concentrados	g/L	227	150	189
	Excreción	kg N/vaca y año	98	97	98

Como indicador de superficie se calculó el balance de N en los cultivos; de manera análoga al balance de explotación, se registraron las entradas y salidas, y la diferencia representa un exceso o déficit por unidad de superficie.

En el maíz forrajero las entradas se deben a los fertilizantes inorgánicos y orgánicos y a la deposición atmosférica, y las salidas al N extraído por el cultivo, determinado en base a la producción y su contenido en N.

En las praderas las entradas se deben a los fertilizantes inorgánicos y orgánicos, a las deyecciones del ganado durante el pastoreo, a la fijación por parte de leguminosas y a la deposición atmosférica. Las salidas corresponden a la ingestión de hierba por el ganado y a los cortes de forraje.

La fijación de N por el trébol se estimó utilizando la siguiente expresión (Bossuet *et al.*, 2006):

N fijado (kg N/ha): Producción (t MS/ha) * % trébol * 35 (kg N fijado/t MS de trébol)*1,3

Se recogieron muestras de hierba, antes y después de la entrada del ganado a las parcelas, para determinar la composición de N y, en ellas, también fue determinado el porcentaje de trébol, gramíneas y otras especies.

Como indicador de la presión de pastoreo en las praderas se utilizó el número de días de pastoreo normalizados a 24 horas (JPP). Cada vez que los animales entran en la parcela (pastoreo rotacional), este valor se obtiene por la expresión: $JPP_i = (N^\circ \text{ animales} * \text{Coeficiente UGM}) * N^\circ \text{ días de pastoreo} * N^\circ \text{ de horas por día} / 24 \text{ horas}$, y finalmente, la presión anual es determinada por la suma de todos los JPPi en el año.

El siguiente objetivo del trabajo fue la determinación de las pérdidas de N asociadas al sistema. Para calcular la lixiviación de nitrato, en primer lugar se identificaron grupos de parcelas homogéneas en cuanto a manejo atendiendo a una serie de factores: tipo de cultivo, producciones obtenidas, aplicación de fertilizantes (fechas y cantidad de fertilizante mineral y orgánico aportado) y aprovechamiento por grupos de animales semejantes. En cada uno de los grupos, se seleccionaron varias parcelas donde se realizaron los muestreos de suelos en diferentes capas (0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm). En total se seleccionaron ocho grupos de parcelas en 2004 y 20 en 2005. La Tabla 2 recopila la información sobre el número parcelas y superficie muestreada en los dos años. Los muestreos se llevaron a cabo durante el periodo de drenaje (otoño-invierno-comienzos de primavera). En 2004, el primer muestreo se realizó entre el 27 de septiembre y el 13 de octubre; los siguientes a intervalos aproximados de 45-60 días (30 de noviembre al 2 de diciembre, 2 y 3 de febrero de 2005, del 18 al 22 de marzo) y el último, entre el 4 y 5 de mayo de 2005, cuando el drenaje había concluido. En 2005 los muestreos se llevaron a cabo del 5 al 14 de octubre, del 19 al 21 de diciembre, del 6 al 8 de febrero, y finalmente del 28 de abril al 15 de mayo de 2006.

En cada capa de suelo se determinaron los contenidos de N mineral ($N\text{-NO}_3^- + N\text{-NH}_4^+$) mediante la extracción de 100 g de suelo fresco con 200 ml de KCl 1 M durante 1 hora. El $N\text{-NO}_3^-$ y $N\text{-NH}_4^+$ en el extracto fueron determinados por métodos colorimétricos utilizando un autoanalizador de flujo segmentado (MT7, Bran+Luebbe). En cada capa de suelo también fue determinada la humedad gravimétricamente.

Para calcular el nitrato lixiviado se utilizó el modelo LIXIM (Mary *et al.*, 1999), que estima el drenaje por balance hídrico (precipitación-evapotranspiración) y la lixiviación de nitrato teniendo en cuenta los datos climáticos, la evolución de la humedad y la variación del N mineral en cada capa de suelo durante el periodo considerado. También se tuvieron en cuenta los aportes de N debidos a fertilizantes, deyecciones del ganado y las

exportaciones de N por el cultivo entre muestreos de suelos consecutivos. La lixiviación de nitrato en cada zona (media de valores obtenidos en parcelas pertenecientes al mismo grupo) y la contribución de cada una de ellas a la superficie de la explotación permitieron cuantificar las pérdidas a nivel de explotación.

TABLA 2

Área asociada al rebaño lechero en la explotación, superficie del terreno donde fue cuantificada la lixiviación de nitrato (Superficie Lixiviación) y, número de parcelas y zonas representativas consideradas para determinar lixiviación.

Area used by the dairy herd in the farm, area where nitrate leaching was determined, plots and fields considered in leaching monitoring.

Año	Superficie Total ha	Superficie Lixiviación ha	Nº Parcelas		Zonas	
			Pradera	Maíz	Pradera	Maíz
2004	84	46	26	-	8	-
2005	79	33	36	10	15	5

En el trabajo se estimaron las pérdidas gaseosas de N en forma de NH_3 , N_2O , NO y N_2 , que tienen lugar en el establo, durante el almacenamiento de abonos orgánicos generados, cuando los animales se encuentran pastando y, finalmente, cuando los fertilizantes son aplicados a los cultivos. Así mismo, se añadieron las emisiones indirectas de N_2O debidas a la volatilización de amoníaco y lixiviación de nitrato (IPCC, 1997). Los cálculos se basaron en el N excretado por los animales en establo teniendo en cuenta el N ingerido en la dieta y el N exportado en la leche y carne. Para ello fue necesario registrar, no sólo la cantidad y composición proteica de los alimentos ofrecidos en el establo, sino el N ingerido procedente del pasto, determinado mediante muestreos de hierba, antes y después de la entrada del ganado en las parcelas. En función del tiempo que los animales permanecían en establo y en pastoreo se calculó el N excretado en establo y el depositado en las praderas. La excreción de N del resto de animales fue estimada como 54 kg N por cabeza (EMEP-CORINAIR, 2001). Los factores de emisión utilizados en el trabajo se muestran en la Tabla 3 y fueron obtenidos en su mayoría de EMEP-CORINAIR (2001) e IPCC (2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Balance de N en la explotación

Los valores de entradas y salidas de N y balance de explotación en los años considerados, se muestran en la Tabla 4. La deposición atmosférica anual determinada en el lugar según las concentraciones de nitrato y amonio en el agua de lluvia fue de

10 kg N/ha. La fijación del trébol blanco en la pradera varió ligeramente entre años, con valores de 76 y 63 kg N/ha, primer y segundo año, respectivamente, debido principalmente a condiciones climáticas más favorables para la pradera en el primer año y al ligero incremento en la aplicación de fertilizantes inorgánicos en el segundo año. Los fertilizantes inorgánicos representaron el 24 y el 33% del N que entró en la explotación y los concentrados el 25 y 19%, primer y segundo año, respectivamente. La suma de fertilizantes (inorgánicos, orgánicos) y la fijación representaron un porcentaje mayoritario en las entradas de N en la explotación, del 69 y 75%, primer y segundo año respectivamente.

La leche fue la principal exportación; disminuyó de 43 a 29 kg N/ha entre años consecuencia de una reducción en el rebaño en el segundo año. La exportación de carne fue baja, entre 4-5 kg N/ha debido a que las crías abandonaban la explotación con un peso vivo aproximado de 40 kg, y las vacas productoras con cierta edad eran sustituidas por vacas de dos años de edad de peso similar, por lo que no se produjo un incremento apreciable del peso vivo de los animales. En la explotación no se produjo ni entrada ni salida (exportación) de forrajes. Se obtuvo un superávit (entradas-salidas) de N similar en los dos años de 132-137 kg/ha con un factor de conversión medio del sistema (salidas/entradas) del 23%.

El cálculo del balance de N a nivel de explotación revela la posibilidad de ahorro en la entrada de fertilizantes o de alimentos, pero además, un exceso indica un riesgo de contaminación ya que el N puede contaminar las aguas por lixiviación de nitrato y la atmósfera por emisiones de óxidos de N y amoníaco.

En primer lugar hay que destacar que el balance de N obtenido en la explotación del CIAM difiere enormemente con los obtenidos en estudios basados en explotaciones comerciales de Galicia (Raison *et al.*, 2006), donde se alcanzan valores medios de 349 kg/N ha. Esta diferencia se debe principalmente a que en estos sistemas hay elevados consumos de concentrados y fertilizantes, y por el contrario, el sistema del CIAM aprovecha al máximo los forrajes y el pasto producido en la explotación. En este trabajo se determinó que el 63% de la MS ingerida en la ración de los animales procedía de la pradera (el 52% procedente del pastoreo y el 11% restante ensilada). Así mismo, la ingestión media de concentrados fue de 1415 kg MS/vaca y año (Tabla 1), que teniendo en cuenta la producción media de leche de 7412 kg/vaca y año, representó un consumo medio de 189 g de concentrados por litro de leche, valor que difiere enormemente de los 400 g/L que pueden emplear los sistemas intensivos gallegos (Novoa *et al.*, 2005), y donde los concentrados representan la mayor contribución a las entradas de N en los balances de explotación.

TABLA 3
Factores de emisión utilizados en la estimación de emisiones gaseosas.
Emission factors used in the calculations of gaseous losses.

Gas	Factor de emisión/Fórmula	Unidad	Referencia bibliográfica
Amoníaco (NH₃)			
Establo	0,12	kg N-NH ₃ /kg N excretado	EMEP-CORINAIR (2001)
Almacenamiento	0,06	kg N-NH ₃ /kg N almacenado	EMEP-CORINAIR (2001)
Pastoreo	Orina: 0,12 Heces: 0,03	kg N-NH ₃ /kg N orina kg N-NH ₃ /kg N heces	IPCC (1997)
Aplicación estiércol	Invierno: 0,57 Primavera: 0,76	kg N-NH ₃ /kg N-NH ₄ + aplicado	EMEP-CORINAIR (2001)
Aplicación purín vacuno	10,7+1,165 T5-1,238 P1-0,39 P5; T5: Temperatura media (°C) de los 5 días posteriores a la aplicación. P5: Precipitación acumulada (mm) de los 5 días posteriores a la aplicación. P1: Precipitación acumulada (mm) entre el día de la aplicación y el posterior	kg N-NH ₃ /kg N-NH ₄ + aplicado	Morvan (2002), no publicado
Aplicación fertilizantes inorgánicos	Nitrato amónico, nitrato amónico cálcico, complejo NPK: 0,02 Fosfato amónico: 0,05 Urea: 0,15 Sulfato amónico: 0,10	kg N-NH ₃ /kg N aplicado	EMEP-CORINAIR (2001)
Oxido nitroso (N₂O)			
Almacenamiento	0,0057	kg N-N ₂ O/kg N excretado	Amon <i>et al.</i> (2001)
Pastoreo	(0,015*kg N orina + 0,004 * kg N heces)*A; A=1, si UGM/ha se encuentra entre 1-1,5, A=1,5, si UGM/ha se encuentra entre 1,5-2, A=2, si UGM/ha > 2	kg N-N ₂ O/kg N excretado	Oenema <i>et al.</i> (1997)
Aplicación fertilizantes	Praderas: 2,4 + 0,015*N apl.; N apl., kg N / ha= (kg N inorgánico + kg N orgánico + kg N fijado)/ha Cultivos: 0,6 + 0,002*N apl.+1,27*C-0,024*A; N apl., kg N/ha= (kg N inorgánico + kg N orgánico + kg N fijado)/ha; C, %= C orgánico, A, %= Arena en suelo	kg N-N ₂ O/kg N aplicado	Freibauer <i>et al.</i> , 2003
Indirectas-lixiviación	25	g N-NO/kg N lixiviado	Velthof <i>et al.</i> (1998)
Indirectas-volatilización NH ₃	5	g N-NO/kg N volatilizado	Velthof <i>et al.</i> (1998)
Oxido nítrico (NO)			
Establo	0,003	kg N-NO/kg N-NH ₄ + excretado	Skiba <i>et al.</i> (1997)
Pastoreo	0,003	kg N-NO/kg N-NH ₄ + excretado	Skiba <i>et al.</i> (1997)
Aplicación estiércol y purín vacuno	0,003	kg N-NO/kg N-NH ₄ + aplicado	Skiba <i>et al.</i> (1997)
Aplicación fertilizantes inorgánicos	0,003	kg N-NO/kg N-NH ₄ + aplicado	Skiba <i>et al.</i> (1997)
Nitrógeno (N₂)			
Establo y almacenamiento	(kg N excretado en establo- kg N apl.)* Error P- (kg N-NH ₃ +kg N-N ₂ O + kg N-NO) perdidos en establo y almacenamiento. Error P (%):((Pexcretado-Ppurín)*100)/Ppurín	kg N-N ₂	EMEP-CORINAIR (2001)
Pastoreo	3	kg N-N ₂ /kg N-N ₂ O emitido en pastoreo	Webb (2001)
Aplicación fertilizantes	3	kg N-N ₂ /kg N-N ₂ O emitido en aplicación de fertilizantes inorgánicos y orgánicos	Webb (2001)
Fijación simbiótica	0,0125	kg N-N ₂ /kg N fijado	Pauraudeau <i>et al.</i> (2005)

TABLA 4
Balances de N en la explotación (kg N/ha y año) en 2004 y 2005.
N balances at the farm in 2004 and 2005.

	2004	2005	Media
Deposición atmosférica	10	10	10
Fertilizantes inorgánicos	44	56	50
Fijación simbiótica	76	63	70
Concentrados	46	32	39
Forraje	0	0	0
Animales	0	0	0
Purín+Estiércol	4	9	7
Total entradas	180	170	175
Leche	43	29	36
Carne	5	4	5
Cultivos	0	0	0
Purín+estiércol	0	0	0
Total salidas	48	33	41
Superávit	132	137	135
Salidas/Entradas	0,27	0,20	0,23

En otras explotaciones experimentales del Arco Atlántico (Bossuet *et al.*, 2006) los balances se encontraron en el rango 70-463 kg N/ha, y se obtuvieron buenas correlaciones con las entradas totales de N ($r^2= 0,97$) y con la producción de leche producida por hectárea ($r^2=0,89$). Distinguiendo entre los diferentes sistemas de producción, en los praderas del Norte de Europa los valores se encontraron entre 100 y 260 kg N/ha, los obtenidos en sistemas franceses con un 30% de la superficie dedicada a maíz en torno a 100 kg N/ha, y en sistemas más intensivos como en el País Vasco el valor obtenido fue muy elevado, alcanzando los 463 kg N/ha. En este sistema, con una carga elevada de 3,7 UGM/ha la ingestión procedente del pastoreo representaba menos del 15% de la dieta y la entrada de concentrados y forrajes necesarios para mantener la producción de leche era muy elevada por lo que se puede decir que este sistema es más próximo a las explotaciones intensivas de Galicia que el sistema de producción estudiado en la explotación experimental del CIAM.

Atendiendo a esos mismos resultados (Bossuet *et al.*, 2006) se pone de manifiesto que la tasa de conversión media salidas/entradas obtenida en el CIAM del 23% puede mejorarse y alcanzar valores superiores al 30%. Este incremento se consigue disminuyendo el número de de animales de reemplazo, mejorando la eficiencia de la utilización del N por parte de los animales y en los cultivos. Factores clave son el ajuste de proteína en la dieta del rebaño, la utilización de trébol blanco en la explotación para

fijar N y de esta forma reducir las entradas de fertilizantes inorgánicos, aplicación de fertilizantes ajustados a las demandas de nutrientes de los cultivos y una buena gestión de los abonos orgánicos generados en la explotación.

Balance de N en los cultivos

El balance agronómico de los cultivos se muestra en la Tabla 5. El balance en praderas del primer año corresponde a los valores promedio obtenidos considerando el 41% de la superficie total dedicada a pastoreo, un 47% a manejo mixto (pastoreo y corte) y un 12% de praderas renovadas. La utilización del terreno en el segundo año fue ligeramente diferente pero más habitual en la explotación y el cultivo de maíz representó el 8% de la superficie. En este segundo año, no hubo renovación de praderas tras praderas y en el balance se consideró el promedio obtenido en las zonas de pastoreo (56% de la superficie total) y de manejo mixto (36%).

La fertilización inorgánica media fue de 55 kg N/ha en praderas y de 83 kg N/ha en el maíz. Al tratarse de praderas con trébol blanco la fijación en este cultivo juega un papel importante en la fertilización con un valor medio de 70 kg N/ha. La fertilización orgánica procedía del purín generado en la explotación y que fue aplicado en praderas (11 kg N/ha), y del estiércol aplicado al maíz (14 kg N/ha) y en el cálculo se asume un efecto directo del 50% del N aplicado con el purín. En este sentido, cabe destacar que dadas las características del sistema, con animales pastando la mayor parte del año, sólo el 14% del N excretado en el establo es almacenado en fosa y, por tanto, la cantidad de purín generada no es elevada; se registró una producción anual de 267 m³ con una capacidad de almacenamiento en meses de 10,7. Análisis mensuales del purín almacenado determinaron una composición media de 8,2% en MS, 40,6, 20,3 y 51,0 g/kg de N, P₂O₅ y K₂O respectivamente.

La disminución de carga ganadera en el segundo año (de 1,9 a 1,6 UGM/ha) y del valor obtenido en la excreción de N (98 kg N/ha a 97 kg N/ha) hicieron que la carga orgánica disminuyera de 140 a 116 kg N/ha en las praderas (cálculo con emisiones de amoníaco descontadas).

Finalmente, atendiendo a las entradas/salidas en cada cultivo, el balance agronómico medio obtenido fue de 93 kg N/ha en praderas y de 141 kg N/ha en maíz, con una extracción de N por las praderas del 67% de los aportes, y menor, del 46% en el maíz.

TABLA 5
Componentes del balance de N en los cultivos de la explotación en 2004 y 2005.
N balances for different crops in the farm in 2004 and 2005.

	2004		2005
	Pradera	Pradera	Maíz
Superficie, ha	84	72,8	6,2
Deposición atmosférica, kg N/ha	10	10	10
N inorgánico, kg N/ha	54	57	83
Fijación N, kg N/ha	76	63	0
N orgánico, kg N/ha	11	14	169
N orgánico pastoreo, kg N/ha	140	116	0
Total entradas	285	253	252
Producción, t MS/ha	7,8	7,6	9,7
Composición media N, %	2,30	2,30	1,25
Total salidas	179	175	121
Superávit	106	79	141
Salidas/Entradas	0,63	0,69	0,46

Pérdidas de N

Lixiviación de nitrato

El N que permanece en forma inorgánica en el suelo, suma del nitrato y amonio (N mineral), tras la cosecha de los cultivos, puede lixiviarse durante el otoño e invierno y contribuir a un incremento de la concentración de nitrato en las capas freáticas (Durioux *et al.*, 1995). Bastantes estudios han demostrado que su contribución a la lixiviación de nitrato es muy importante, e incluso, como consecuencia de que su cuantificación es fácil y barata se ha adoptado como indicador de la pérdida potencial de nitrato hacia las aguas en algunos países europeos (Alemania y Bélgica). Además, el N mineral, a diferencia de la determinación del nitrato en aguas subterráneas, puede cuantificarse en parcelas pequeñas y directamente tras la cosecha de los cultivos, hecho que otorga a este indicador un atractivo especial para estudiar el impacto de las prácticas agrícolas en la lixiviación de nitratos (Schroder *et al.*, 1996).

En las Tablas 6, 7 y 8 aparecen los valores de N mineral y nitrato obtenidos en el primer muestreo en las zonas seleccionadas de la explotación y en la Tabla 9 los valores promedio a nivel de explotación considerando las superficies de cada tipo de cultivo.

TABLA 6

Manejo de la pradera (P: Pastoreo, M: pastoreo y corte de silo, R: renovadas), fertilización nitrogenada, presión de pastoreo (JPP), N mineral y contenido de nitrato en suelo al comienzo del drenaje en cada zona del primer año. También se muestran los valores estimados del drenaje, lixiviación y concentración de nitrato en la solución del suelo durante el otoño-invierno obtenidos con el modelo LIXIM.

Grassland management (P: grazed, M: grazed and silage production, R: new grassland), N fertilization, grazing pressure (JPP), soil mineral N and nitrate content at the beginning of drainage in the first year. Estimated values of drainage, leaching and nitrate concentration in soil solution during autumn-winter period in each representative field using LIXIM model are also included.

Zona	Manejo	F.Orgánica kg N/ha	F.Inorgánica kg N/ha	JPP	N mineral kg N/ha	Nitrato kg N/ha	Drenaje mm	Lixiviación kg N/ha	Concentración mg NO ₃ ⁻ /L
1	P	0	45	618	17,1	8,6	461	22	21
2	P	0	46	576	13,3	7,5	447	15	15
3	P	0	45	471	19,6	9,2	462	22	21
4	M	28	56	178	9,2	2,1	- ⁽¹⁾	<15	-
5	M	0	56	-	14,7	5,0	-	=15	-
6	R	0	57	-	43,4	33,7	348	47	59
7	R	0	90	170	68,3	40,9	573	61	48
8	R	0	74	54	244,9	234,7	472	205	249

(1) No estimado

Los valores de N mineral en el primer otoño fueron inferiores a 20 kg N/ha en las zonas 1-5 y el nitrato representó la mitad del contenido de N mineral para 1, 2 y 3. En las demás zonas (6, 7 y 8) se hallaron valores superiores de N mineral, entre 43,4 y 244,9 kg N/ha, con un mayor porcentaje en forma de nitrato. En las zonas 6, 7 y 8 las praderas fueron renovadas. Cabe destacar valores especialmente elevados en el 8, praderas que fueron laboreadas en el mes de mayo y el suelo permaneció sin cubierta vegetal hasta la siembra de la nueva pradera en el mes de septiembre. En los campos 6 y 7, el procedimiento de destrucción-establecimiento de la nueva pradera fue el habitual en la explotación y las labores de levantamiento, preparación y siembra se efectuaron sin interrupciones en el mes de septiembre. Estas diferencias en las labores de renovación pueden explicar el alto contenido de N mineral en la zona 8 (respecto a las zonas 6 y 7) donde la mineralización del N orgánico tras la movilización del suelo y buenas condiciones de humedad y temperatura favorecieron la acumulación de N mineral. En estas zonas el valor promedio (Tabla 9) fue de 96,2 kg N/ha y se observó como el incremento de la presión de pastoreo, de 143 a 555, en las parcelas dedicadas exclusivamente a pastoreo respecto a las de manejo mixto incrementó ligeramente el valor medio del N mineral al comienzo del drenaje de 12,5 a 16,7 kg/N ha.

En el segundo año se sumaron a los muestreos de praderas (Tabla 7) cinco zonas cultivadas con maíz (Tabla 8). En las zonas de praderas los contenidos de N mineral oscilaron entre 6,7 y 90,3 kg N/ha con un valor promedio de 40,4 kg N/ha, el 74% en forma de nitrato. Los valores correspondientes a las zonas de pastoreo y manejo mixto fueron 46,8 y 30,4 kg N/ha con una presión de pastoreo de 602 y 264, respectivamente.

En el maíz los valores hallados se encontraron en el rango 47,3-288,2 kg N/ha, con un valor promedio de 115,2 kg N/ha y un 80% en forma de nitrato. Los valores más elevados para el maíz se obtuvieron en zonas donde el cultivo precedente fue pradera (zonas 16 y 17) y donde tras la cosecha (mediados de septiembre) fueron establecidas de nuevo praderas. Considerando el periodo de máximo riesgo de pérdidas por lixiviación, del 1 de octubre al 28 de febrero la precipitación acumulada fue de 473 mm el primer año y de 726 mm en el segundo consecuencia de un otoño invierno más lluvioso. Los valores totales de drenaje estimados (valor medio considerando los valores obtenidos en cada campo y la superficie asociada a cada uno de ellos) fueron elevados, de 457 y 648 mm, en el primer y segundo año respectivamente.

Al calcular la lixiviación de nitrato en la explotación, teniendo en cuenta los valores medios de lixiviación en cada zona, el agua drenada y el porcentaje de superficie ocupada por cada tipo de cultivo (Tabla 9), el valor obtenido fue de 28 kg N/ha en el primer año con un valor medio de la concentración de nitrato en la solución del suelo de 27 mg NO₃⁻/L. En el segundo otoño-invierno, al aumentar el drenaje y el contenido de N mineral en la explotación (de 24,1 a 46,2 kg N/ha) también lo hizo la lixiviación a 60 kg N/ha con una concentración media de nitrato en el agua drenada de 36 mg NO₃⁻/L.

Los resultados experimentales ponen de manifiesto en primer lugar que las zonas donde existe mayor riesgo de pérdidas por lixiviación son aquellas donde tuvo lugar la renovación de la pradera en la secuencia pradera-pradera, especialmente cuando no fue establecido inmediatamente un cultivo extractor. En segundo lugar, tras la cosecha de maíz con contenidos de N mineral que superaron los 170 kg N/ha y donde la concentración de nitrato en la solución del suelo fue muy superior a los 50 mg NO₃⁻/L, valor límite establecido en la Directiva de Nitratos (Directiva 91/676/CEE del 12 de diciembre). En el resto de la explotación, zonas de praderas dedicadas exclusivamente a pastoreo o uso mixto, las pérdidas fueron bajas y la concentración de nitrato en la solución del suelo no superó los 35 mg NO₃⁻/L excepto en zonas donde el N mineral en el otoño alcanzó los 70-80 kg N/ha. En bibliografía (Arts *et al.*, 1994), es descrito que la diferencia en lixiviación de nitrato entre praderas y otros sistemas de cultivos, es considerable hasta dosis de fertilización inorgánica de 200-300 kg N/ha y año, valores muy superiores a la fertilización nitrogenada que recibieron las parcelas (55 Kg N/ha, Tabla 5) en estudio.

TABLA 7

Manejo de la pradera (P: Pastoreo, M: pastoreo y corte de silo, R: renovadas), fertilización nitrogenada, presión de pastoreo (JPP), N mineral y contenido de nitrato en suelo al comienzo del drenaje en cada zona del segundo año. También se muestran los valores estimados del drenaje, lixiviación y concentración de nitrato en la solución del suelo durante el otoño-invierno obtenidos con el modelo LIXIM.

Grassland management (P: grazed, M: grazed and silage production, R: new grassland), N fertilization, grazing pressure (JPP), soil mineral N and nitrate content at the beginning of drainage in the second year. Estimated values of drainage, leaching and nitrate concentration in soil solution during autumn-winter period in each representative field using LIXIM model are also included.

Zona	Manejo	F. Orgánica kg N/ha	F. Inorgánica kg N/ha	JPP	N mineral kg N/ha	Nitrato kg N/ha	Drenaje mm	Lixiviación kg N/ha	Concentración mg NO ₃ ⁻ /L
1	P	0	43	774	42,1	30,2	778	70	40
2	P	0	21	565	29,1	19,5	734	69	43
3	P	0	39	1141	73,7	51,2	774	52	30
4	P	0	59	283	72,9	41,3	677	52	35
5	P	0	50	188	22,3	16,1	834	38	21
6	P	0	41	495	19,3	13,3	- ⁽¹⁾	-	-
7	P	0	67	553	90,3	73,8	825	95	51
8	P	0	48	448	64,1	58,1	667	64	42
9	P	0	48	226	7,7	3,5	638	17	12
10	M	0	28	-	7,8	3,3	-	-	-
11	M	0	39	106	38,0	32,3	748	41	24
12	M	14	46	-	6,7	1,1	-	-	-
13	M	0	58	106	32,4	21,2	678	30	20
14	M	67	23	216	11,7	2,5	694	19	12
15	M	0	68	454	85,8	80,4	738	98	58

(1) No estimado

TABLA 8

Fertilización nitrogenada, N mineral y contenido de nitrato en suelo al comienzo del drenaje en zonas de maíz del segundo año. También se muestran los valores estimados del drenaje, lixiviación y concentración de nitrato en la solución del suelo durante el otoño-invierno obtenidos con el modelo LIXIM.

N fertilization, soil mineral N and nitrate content at the beginning of drainage in maize fields in the second year. Estimated values of drainage, leaching and nitrate concentration in soil solution during autumn-winter period in each representative field using LIXIM model are also included.

Zona	Cultivo precedente	F. Orgánica kg N/ha	F. Inorgánica kg N/ha	N mineral kg N/ha	Nitrato kg N/ha	Drenaje mm	Lixiviación kg N/ha	Concentración mg NO ₃ /L
16	Pradera	328	99	170,0	134,9	727	218	133
17	Pradera	0	63	288,2	229,7	719	279	172
18	Girasol	0	117	73,7	57,0	706	55	34
19 ⁽²⁾	Pradera	180	0	47,3	30,7	-(1)	-	-
20 ⁽²⁾	Maíz	0	63	60,5	54,2	-	-	-

(1) No estimado (2) Siembra directa

Tras el cultivo de maíz las pérdidas de lixiviación son importantes, principalmente, porque la extracción del N por el cultivo es previa a la mineralización otoñal del N del suelo (Schroder *et al.*, 1998). Además el maíz, por el espacio existente entre las líneas de cultivo y su desarrollo radicular, tiene la desventaja de explorar de forma incompleta el N del suelo tal y como pone de manifiesto el balance del cultivo. Otros autores como Salazar *et al.* (2005) encontraron mayores pérdidas de N por lixiviación y desnitrificación en un sistema maíz/barbecho que en una pradera de raigrás inglés y trébol blanco fertilizados ambos con 200 kg N/ha. En este caso la introducción de un cultivo cobertera durante el otoño-invierno fue efectivo para reducir la lixiviación de nitrato.

TABLA 9

Valores promedio obtenidos en la explotación para los contenidos de N mineral y nitrato en suelo al comienzo del drenaje junto a los valores estimados de lixiviación y concentración de nitrato en la solución del suelo durante el otoño-invierno.

Average values of soil mineral N and nitrate content at the beginning of drainage at farm level. Estimated values of leaching and nitrate concentration in soil solution during autumn-winter are also included.

	Área ha	N mineral kg N/ha	Nitrato kg N/ha	Nitrato %	Lixiviación kg N/ha	Lixiviación mg NO ₃ /L
2004						
Explotación	84	24,1	20,7	86,0	27,5	27,5
Praderas	-	-	-	-	-	-
Pastoreo	34,3	16,7	8,4	50,6	19,7	19,0
Pastoreo+Corte	39,8	12,5	3,8	30,7	-	-
Renovadas	9,9	96,2	79,2	82,4	86,2	91,0
2005						
Explotación	79	46,2	38,4	75,3	59,8	36,1
Praderas	72,8	40,4	29,9	74,1	53,1	32,0
Pastoreo	44,1	46,8	34,1	72,8	57,1	34,3
Pastoreo+Corte	28,7	30,4	23,5	77,2	47,0	28,5
Maíz	6,2	115,2	92,3	80,1	138,5	85,0

Emisiones de N a la atmósfera

Los valores totales de volatilización de NH₃ y pérdidas de N₂O, NO y N₂ en la explotación obtenidos aplicando los factores de emisión fueron semejantes en los dos años estudiados (2004 y 2005). Esta metodología permite cuantificar emisiones de forma satisfactoria, ya que aunque la variabilidad espacial y temporal asociada a los factores de emisión (Schils *et al.*, 2005) es bastante elevada, 17% para la volatilización de NH₃, del 33% para el N₂O, del 2% para el NO y del 11% en el N₂, los intervalos de confianza asociados a las emisiones son pequeños.

En la Tabla 10 se muestran los valores obtenidos expresados en kg N/ha y por 1000 L de leche producida. En total se emitieron a la atmósfera 37 kg N/ha, mayoritariamente en forma de NH₃, con un valor absoluto de 18 kg N/ha, seguido de N₂ con 14 kg N/ha, N₂O con 5 kg N/ha y NO con tan sólo un valor de 0,4 kg N/ha. Cabe destacar que aunque los valores obtenidos para el N₂O y NO son bajos, en particular el N₂O posee un efecto invernadero 310 veces superior al CO₂. Por el contrario, la emisión de N₂ representa tan sólo una pérdida económica.

TABLA 10

Emisiones gaseosas de amoníaco, óxido nitroso, óxido nítrico y nitrógeno en la explotación.*Emissions of ammonia, nitrous oxide, nitric oxide and nitrogen in the farm.*

	kg N/ha	kg N/1000 L leche
Amoníaco	18	2,5
Oxido nitroso	5	0,7
Oxido nítrico	0.4	0,1
Nitrógeno	14	2,0
Totales	37	5,2

Teniendo en cuenta los dos gases de mayores implicaciones medioambientales: NH_3 y N_2O , el primero representó el 46% de las pérdidas totales y el segundo el 18%, valores que correspondieron a unas pérdidas de 2,5 kg N de NH_3 por 1000 L de leche y de 0,7 kg N de N_2O por 1000 L de leche. Atendiendo al trabajo realizado por Hilhorst *et al.* (2001) en la explotación experimental “De Marke” (Holanda), con un sistema de producción optimizado en nutrición y en producciones de cultivos, los autores consideran una volatilización de 20 kg N- NH_3 /ha aceptable para cumplir objetivos de calidad ambiental por lo que se puede decir que el valor obtenido en la explotación del CIAM es bajo.

Si las emisiones determinadas se comparan con las obtenidas en sistemas de pastoreo más intensivos (Irlanda y Reino Unido), utilizando la misma metodología se aprecia que son similares para el N_2O (comprendidos entre 0,7 y 0,9 kg N- N_2O por 1000 L de leche) pero inferiores para la volatilización (valores entre 3,7 y 4,8 kg N- NH_3 por 1000 L de leche, Bossuet *et al.*, 2006). Este hecho está íntimamente relacionado con la cantidad de N excretado y de fertilizantes aplicados a los cultivos. El valor medio excretado en estos sistemas fue de 126 kg N/vaca, frente a 98 kg N/vaca determinado en el CIAM, consecuencia del bajo contenido proteico medio en la dieta de los animales (13,6%), respecto a los sistemas señalados (18,6-19,7%). Por otra parte, la fertilización nitrogenada fue bastante superior en estos sistemas, 179 kg N/ha frente a 55 kg N/ha en Mabegondo. En el trabajo realizado por Ledgard *et al.* (1999) en Nueva Zelanda con un sistema de pastoreo con praderas de raigrás y trébol blanco observan una clara relación entre volatilización, 15, 38 y 61 kg N- NH_3 /ha, y fertilización de urea aplicada, 0, 200 y 400 kg N/ha, respectivamente.

Íntimamente relacionado con el tiempo que los animales permanecían en establo y pastando en el CIAM, el 72% de la volatilización se asoció al pastoreo, el 15% a la aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos y el 13% a pérdidas en establo y almacenamiento de purines y estiércoles (Figura 1). Un incremento en el periodo de pastoreo de un mes, respecto al manejo tradicional de 180 días en pastoreo, puede reducir emisiones de amoníaco en un 9% según el trabajo realizado por Webb *et al.* (2005).

Por tanto, a nivel de explotación los factores clave que controlan las pérdidas de NH_3 son el N excretado por los animales, el tiempo que los animales permanecen estabulados (donde las tasas de volatilización son elevadas) y la cantidad de N aplicado a los cultivos. Otras medidas como utilizar prácticas de mínima emisión con abonos orgánicos (inyección de purines, aplicación localizada cerca del suelo, o incorporación rápida en el terreno con grada u otro apero) y disponer de buenas infraestructuras en la explotación ayudan a minimizar las emisiones de NH_3 .

En lo que se refiere al N_2O , también mayoritariamente el 45% se emitió durante el pastoreo (Figura 1), el 39% al aplicar los fertilizantes, tan sólo el 1% en establo y almacenamiento de abonos orgánicos y, finalmente, las fuentes indirectas contribuyeron en un 15%. Se puede decir que la mayor contribución a la emisión de este gas se debe a los aportes orgánicos o minerales en las parcelas, y al comparar el valor obtenido en el CIAM expresado por superficie (5 kg N/ha) con los hallados en los sistemas del Norte de Europa (entre 8 y 11 kg N- N_2O /ha) que son más intensivos en carga ganadera (entre 2,0-2,8 UGM/ha) y en fertilización orgánica (50-160 kg N/ha) y mineral (87-262 kg N/ha), la emisión de N_2O es menor, tal y como sucede con la volatilización.

Al relacionar el exceso de N obtenido del cálculo del balance de explotación y las pérdidas determinadas, la lixiviación justificó el 21 y 44% del valor obtenido, primer y segundo año, respectivamente, y las pérdidas gaseosas el 28 y 27%, respectivamente. Se observa que porcentajes importantes del balance, el 51% el primer año y el 29% el segundo año quedaron sin esclarecer. Con respecto a la cuantificación llevada a cabo, la lixiviación se calculó de forma exhaustiva en las diferentes zonas de la explotación pero las pérdidas gaseosas pueden estar subestimadas, en primer lugar por no tener en cuenta aquellas pérdidas que se dan en los transeptos que recorren los animales dentro de la explotación, carentes de pasto y donde pueden ser elevadas y, en segundo lugar, porque en el cálculo no se tuvieron en cuenta las emisiones producidas por los suelos debidas a los procesos de nitrificación y desnitrificación. En otros trabajos realizados en sistemas semejantes (Ledgard *et al.*, 1999), las pérdidas por desnitrificación fueron pequeñas en relación a otros procesos de pérdidas como volatilización o lixiviación, pero en las condiciones edafoclimáticas de Galicia pueden tener cierta importancia (Estavillo *et al.*, 1994; Estavillo *et al.*, 1996).

Los porcentajes no esclarecidos son similares a los obtenidos en otros trabajos por Ledgard *et al.*, (1999) y Jarvis (1993), donde fueron incapaces de determinar el destino del 30-60% del N que entraba en la explotación. Este hecho está probablemente relacionado con el proceso de inmovilización del N aplicado en la fracción orgánica del suelo, particularmente importante en pastos donde no se tienen en cuenta la contribución de residuos de los cultivos en el suelo. La acumulación de materia orgánica en suelos de pradera es un efecto combinado de la entrada de materia orgánica procedente de residuos

vegetales con una baja velocidad de descomposición debido al no laboreo del suelo y, por tanto, menor aireación que en otros cultivos donde el suelo es trabajado (Whitehead, 1995). En la mayoría de suelos de pradera no laboreados generalmente la tasa anual de acumulación del N orgánico excede la tasa de mineralización.

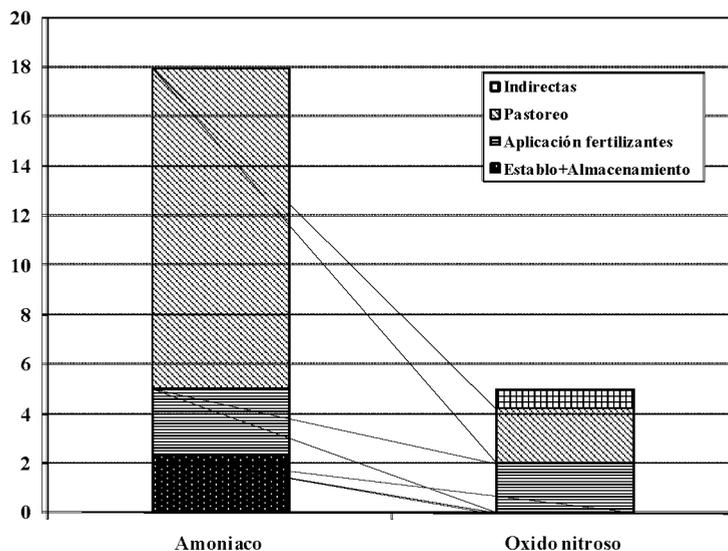


FIGURA 1

Distribución de las pérdidas gaseosas en forma de amoniaco y óxido nitroso en la explotación.

Localization of gaseous losses from volatilization and nitrous oxide inside the farm.

CONCLUSIONES

Como conclusiones finales del estudio destacaron las siguientes:

En un sistema de producción lechera basado en pastoreo rotacional con carga moderada (1,8 UGM/ha) y producción media de 7145 kg/ha y año, el balance global de N en la explotación es bajo, en torno a 135 kg N/ha. Factores condicionantes de este balance son el aprovechamiento de los propios recursos forrajeros de la explotación, la baja utilización de concentrados y la baja fertilización inorgánica por la incorporación del trébol blanco para fijar N en las praderas.

Para obtener una buena estimación de las pérdidas por lixiviación de nitrato en la explotación debe tenerse en cuenta la variabilidad espacial del N mineral en el suelo (capa 0-90 cm) al comienzo del otoño, puesto que es un buen indicador de lixiviación

de nitrato a nivel de parcela. Valores superiores a 80 kg N/ha se tradujeron en concentraciones superiores a 50 mg NO₃⁻/L en el agua drenada.

Entre los dos años estudiados, apenas se observaron diferencias en el balance global de N en la explotación y, sin embargo, sí existieron diferencias en el lavado de nitratos, por lo que se puede decir que el balance no fue un buen indicador para la lixiviación de nitrato.

La optimización de las prácticas agrícolas en zonas dedicadas a renovación de praderas o con cultivos de maíz durante el verano es esencial para minimizar la lixiviación. Deben evitarse periodos sin cubierta vegetal tras la roturación del suelo y hay que destacar la importancia del establecimiento de cultivos extractores del N tras el maíz, capaces de utilizar el N del suelo que abandona este cultivo y que puede contribuir en gran medida a las pérdidas por lixiviación durante el otoño-invierno que sucede al cultivo.

Las pérdidas gaseosas justificaron un valor medio del 28% del exceso del balance de explotación y la mayor contribución se debió a la volatilización de amoníaco con un valor neto de 18 kg N/ha. El ajuste de proteína en la dieta de los animales, la baja carga orgánica en los cultivos y el mayor porcentaje de tiempo que los animales permanecían pastando fueron los factores clave en la baja volatilización.

En el estudio faltó por esclarecer un porcentaje medio del 40% del balance de N en la explotación, que podría deberse en parte a la metodología utilizada, ya que las pérdidas por nitrificación y desnitrificación del suelo no fueron incluidas en los cálculos y, dada la climatología de la zona, pudieran tener cierta importancia, o la posible inmovilización-reestructuración del N incorporado en el sistema en el *pool* orgánico del suelo, hecho que puede ser importante al tratarse de suelos con materia orgánica elevada y mayoritariamente bajo cultivo de praderas.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el proyecto “Sistemas ganaderos de vacuno de leche ambientalmente sostenibles en el Espacio Atlántico”- “Green Dairy”. Programa Interreg IIB-Arco Atlántico nº 100. Así mismo, M. D. Báez mantuvo un contrato de doctores del Sistema INIA-CCAA con participación del Fondo Social Europeo. Expreso mi agradecimiento a M. J. Casal y E.M. Rodríguez por su colaboración en los análisis de suelos, purines y forrajes necesarios para la realización del trabajo.

REFEFENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMON, B.; AMON, T.; BOXBERGER, J.; ALT, C., 2001. Emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient cycling in agroecosystem*, **60**, 103-113.
- AARTS, H.F.M.; HACK-TEN BROEKT, M.J.D.; DE GROOT, W.J.M.; DIJSTRA, J.P., 1994. Nitrogen budgets and nitrate leaching from an experimental system for sustainable dairy farming at "De Marke". En: *Grassland and society. Proc. 15th General Meeting of the European Grassland Federation*, 377-381. 6-9 June, Wageningen (Holanda).
- BOSSUET, I.; CHAMBAUT, H.; LE GALL, A.; RAISON, C., 2006. Study of the distribution of nitrogen surplus in experimental dairy farms of the Atlantic Area. En: *Dairy systems and environment in the Atlantic Area. Taking better account of the regional diversities with the findings of the Green Dairy Project. Proceedings of the final seminar*, 67-96. 13-14 December. Rennes (Francia).
- DURIEUX, R.P.; BROWN, H.J.; STEWART, E.J.; ZHAO, J.Q.; JOKELA, W.E.; MAGDOFF, F.R., 1995. Implications of nitrogen management strategies for nitrate leaching potential: roles of nitrogen source and fertilizer recommendation system. *Agronomy Journal*, **87**, 884-887.
- EMEP-CORINAIR, 2001. *Emission Inventory Guidebook*. Third Edition, chapter 10, Agriculture. European Environment Agency. Copenhagen (Dinamarca).
- ESTAVILLO, J.M.; RODRÍGUEZ, M.; DOMINGO, M.; MUÑOZ RUEDA, A.; GONZÁLEZ MURUA C., 1994. Denitrification losses from a natural grassland in the Basque Country under organic and inorganic fertilization. *Plant and Soil*, **162**, 19-29.
- ESTAVILLO, J.M.; RODRÍGUEZ, M.; GONZÁLEZ MURUA C., 1996. Nitrogen losses by denitrification and leaching in grassland. The effect of cow slurry application. *Fertilizer Research*, **43**, 197-201.
- FREIBAUER, A.; KALTSCHMITH, 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.
- HILHORST, G.J.; OENEMA, J.; VAN KEULEN, H., 2001. Nitrogen management on experimental dairy farm "De Marke"; farming system, objectives and results. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **49**, 135-151.
- IPCC, 1997. Revised 1996 *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Genova (Suiza).
- JARVIS, S.C., 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management*, **9**, 99-105.
- KELM, M.; TAUBE, F., 2003. Characterization of dairy farming systems in the European Union and nutrient cycles. Nutrient management at farm scale En: *First workshop of the EGF Working Group "Dairy Farming Systems and Environment"*, 17-33. 23-25 Junio. Quimper (Francia).
- LE GALL, A.; PFLIMLIN, A., 2006. Green Dairy: an ambitious and innovative Project. Dairy systems and environment in the Atlantic Area. Taking better account of the regional diversities with the findings of the Green Dairy Project. *Proceedings of the final seminar*, 31-41. 13-14 December 2006. Rennes (Francia).
- LEDGARD, S.F.; PENNO, J.W.; SPROSEN, M.S., 1999. Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **132**, 215-225.
- MARM, 2007. *Perfil ambiental de España*. Informe basado en indicadores. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- MARY, B.; BEAUDOIN, N.; JUSTES, E.; MACHET, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soils using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, **50**, 549-566.

- NOVOA, R.; CASTRO, J.; BÁEZ, D., 2005. Balances de nutrientes como herramientas para la evaluación de las sostenibilidad de las explotaciones de vacuno de leche en Galicia. *Actas de la XLV Reunión Científica de la SEEP*, **1**, 183-190.
- 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.
- RAISON, C.; PFLIMLIN, A.; LE GALL, A., 2006. Optimization of environmental practices in a network of dairy farms of the Atlantic area. En: *Dairy systems and environment in the Atlantic Area. Taking better account of the regional diversities with the findings of the Green Dairy Project. Proceedings of the final seminar*, 43-65. 13-14 December. Rennes (Francia).
- SALAZAR, F.J.; CHADWICK, D.; PAIN, B.F.; HATCH, D.; OWEN, E., 2005. Nitrogen budgets for three cropping systems fertilized with cattle manure. *Bioresource Technology*, **96**, 235-245.
- SCHILS, R.L.M.; VERHAGEN, A.; AARTS, H.F.M.; SEBEK, L.B.J., 2005. A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **71**, 163-175.
- SCHRODER, J.J.; NEETESON, J.J.; WITHAGEN, J.C.M.; NOIJ, I.G.A.M., 1998. Effects of N application on agronomic and environmental parameters in silage maize production on sandy soils. *Field Crop Research*, **58**, 55-67.
- SHRODER, J. J.; VAN ASPEREN, P.; VAN DONGEN, G.J.M.; WIJNANDS, F.G., 1996. Nutrient surpluses on integrated arable farms. *European Journal of Agronomy*, **5**, 181-191.
- SKIBA, U.; FOWLER, D.; SMITH, K.A., 1997. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutrient cycling in agroecosystems*, **48**, 139-153.
- VELTHOF, G.L.; VAN BEUSICHEM, M.L.; OENEMA, O., 1998. Mitigation of nitrous oxide emission from dairy farming system. *Environmental Pollution*, **102**, 173-178.
- WEBB, J., 2001. Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution*, **111**, 395-406.
- WEBB, J.; ANTHONY, S.G.; BROWN, L.; LYONS-VISSER, H.; ROSS, C.; COTTRILL, B.; JOHNSON, P.; SCHOLEFIELD, D., 2005. The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **105**, 307-321.
- WHITEHEAD, D.C., 1995. Grassland nitrogen. CAB International, Wallingford, UK.

NITROGEN LOSSES AND FLUXES ON A GRAZING DAIRY SYSTEM

SUMMARY

Milk production in the Atlantic Area represents more than 20% of the total milk production of the European Union (EU 15) and uses more than 40% of the land. Nowadays a link between economic development and sustainable uses of natural resources is needed. In this context, during the last years, environmental regulations in the EU have been developed with the aim at reducing nutrient losses to water and also to the atmosphere.

The objective of this work was to determine the farm-gate N balance associated to the dairy herd in the CIAM Research Center (Galicia, NW Spain) and to know N fluxes to ground water (nitrate leaching) and to the atmosphere (as ammonia volatilization and other N gaseous losses as N_2O and NO).

In a dairy system based on grazing with a moderate stocking rate of 1.8 LSU/ha and an average milk yield of 7145 kg/ha the N surplus obtained from the farm-gate balance accounted an average value (2004 and 2005) of 135 kg N/ha. This value is lower than the one obtained in the intensive farms in the region (349 kg N/ha). The low N surplus at farm level is determined by low purchased feed, due to maximum use of the forage produced in the farm (grass and maize forage), and low mineral N. Nitrate leaching losses represented percentages of 21% and 44% of the N surplus in the farm, in 2004 and 2005 respectively, and gaseous N losses an average value of 28%. 51% of the N surplus during the first year and 29% during the second year were not accounted as N losses. This situation was probably due to some methodological handicaps (nitrification and denitrification soil losses were not accounted), and the amount of N immobilized in the soil organic pool, which might be significant in grassland crops with high organic matter content in the soil.

Key words: Farm-gate nutrient balances, nitrate leaching, soil mineral N, ammonia volatilization, nitrous oxide.