

EFFECTO DEL MANEJO DE PRADERAS DENTRO DE UNA EXPLOTACIÓN DE GANADO VACUNO EN LA EVOLUCIÓN DE NUTRIENTES EN SUELO DURANTE EL PERIODO DE DRENAJE

D. Báez, J. Castro, J. López y R. Novoa

Departamento de Pastos y Cultivos. CIAM-Centro de Investigaciones agrarias de Mabegondo (CIAM), Carretera C-542 de Betanzos a Mesón do Vento, km 7.5, Abegondo, 15318 A Coruña; dolores.baez.bernal@xunta.es

RESUMEN. El cálculo de balances de nutrientes en una explotación teniendo en cuenta las entradas (fertilizantes, concentrados, animales, fijación simbiótica) y salidas (leche, carne, cosechas), constituyen una herramienta de análisis de los excedentes de nutrientes (N, P y K) y pueden ser utilizados como indicadores de impacto ambiental. Sin embargo, este cálculo puede no ser un indicador adecuado para la lixiviación cuando los excesos de nutrientes no están igualmente distribuidos por toda la superficie de la explotación. Atendiendo a esta posible situación, se llevó a cabo un estudio en el área experimental ocupada por el rebaño lechero del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (A Coruña) con el objetivo de determinar la variabilidad dentro de la finca en la evolución de los contenidos de N mineral ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$), P Olsen y K asimilable por la planta (extraíble en nitrato amónico 1 N) en suelo, y por tanto el riesgo de lixiviación entre praderas con diferentes usos: pastoreo, pastoreo y producción de silo, y zonas destinadas a producción de silo exclusivamente. Atendiendo a factores como tipo de abonado (purín o mineral), edad de pradera, localización en la finca, se seleccionaron 9 tipos de campos o zonas representativas de toda la extensión y se tomaron muestras de suelo separando en capas de 0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad en 5 momentos a lo largo del otoño-invierno 2004-2005. El primer muestreo fue anterior al comienzo del drenaje y los restantes se sucedieron, en intervalos de 45 días aproximadamente. En cada muestreo se determinaron los contenidos en $N-NO_3^-$ y $N-NH_4^+$ en el suelo fresco (extracción con KCl) y tras secar al aire el P (Olsen) y K (extraíble en nitrato amónico). Se observó un riesgo importante de pérdidas de nitratos por lixiviación asociado a las zonas destinadas a renovación de praderas. Dadas las concentraciones de P Olsen en el suelo el riesgo potencial de contaminación de aguas subterráneas (salvo pérdidas por flujos preferenciales) fue bajo; y finalmente, también fue bajo para el K.

ABSTRACT. Farm-gate balances taking into account nutrient input and nutrient output at farm level can be used as a tool of nutrient surpluses and environmental indicators. Such balance, however, may not be the best indicator for

leaching losses if the surpluses are not equalled spread over all fields within farm. A field study was conducted in the area of dairy herd located in the Agricultural Research Center of Mabegondo (A Coruña) with the aim of determine intra-farm variability of mineral N levels, P and K concentrations and the risk of nutrient leaching. It was selected 9 different fields which covered all grassland management (grazing, cut for silage, mix management). Soil samples were taken at 0-10, 10-30, 30-60 and 60-90 cm soil layers at five dates from autumn 2004 to spring 2005. Mineral N content in the soil profile (0-90 cm) at the first date represented the values before the start of drainage period and subsequent samples were taken up at 45 day intervals. In all samples, gravimetric water content, P (Olsen) and K extractable (with ammonium nitrate 1N) were also determined. It was found an important risk of nitrate leaching in those fields where new grassland had been sown in autumn after ploughing the previous old grassland. In view of P Olsen concentrations in the soil the risk of leaching losses were low, and the result was similar for K.

1. Introducción

El estudio de las pérdidas de nitrógeno (N) merece una atención especial desde dos puntos de vista el económico y el medioambiental. Una reducción en las pérdidas de cualquier tipo (emisiones gaseosas o por lixiviación) y un aumento de la eficiencia del uso del N conducirá a un importante ahorro en el coste de fertilizantes y en la preservación del medioambiente.

La contaminación de las aguas subterráneas por nitratos (NO_3^-) tiene dos graves consecuencias, en primer lugar el consumo humano de aguas contaminadas relacionado con el riesgo de contraer enfermedades como la metahemoglobinemia en los niños, el cáncer de estómago (Follet y Follet 2001) y el linfoma de non-Hodgkin (Ward et al. 1996), y en segundo lugar la eutrofización de las aguas subterráneas (Addiscott et al. 1991). El ion NO_3^- , puede provenir de la mineralización de la materia orgánica

del suelo, de residuos vegetales o animales, de la aplicación de fertilizantes y en menor cantidad de la deposición atmosférica. Entre los principales factores que afectan la lixiviación de NO_3^- se encuentran: la cantidad de agua drenada, dosis y forma química de los fertilizantes aplicados, la textura del suelo, la mineralización de la materia orgánica, las técnicas de laboreo y el tipo de cultivo (Ramos, 1996).

En octubre de 2003, y con una duración de 3 años, se inició el proyecto "Sistemas ganaderos de vacuno de leche ambientalmente sostenibles en el Espacio Atlántico". Entre los objetivos del proyecto se pretende conseguir una cooperación más eficaz de los recursos existentes en Investigación y Desarrollo referentes a las explotaciones productoras de leche con el fin de lograr una respuesta rápida ante los problemas medioambientales que afectan a la calidad de las aguas en todos los ambientes acuáticos, incluidos los costeros. Para lograr tal fin una de las herramientas utilizadas es la monitorización de los flujos de nutrientes internos en 9 explotaciones experimentales localizadas en 5 países del área de influencia Atlántica, entre las que está incluida la finca de Mabegondo (A Coruña). En estas explotaciones, además de determinar el balance de nutrientes, teniendo en cuenta las entradas (fertilizantes, concentrados, animales, fijación simbiótica) y salidas del sistema (leche, carne, cosechas), y estimar las emisiones de NH_3 , N_2O , N_2 , un objetivo clave es obtener información detallada sobre pérdidas de nitratos hacia aguas subterráneas. El cálculo de balances de nutrientes ha servido durante tiempo para realizar un análisis inicial de los excedentes de nutrientes (N, P y K) y como indicadores de impacto ambiental de la explotación, pero, si los excesos no están uniformemente distribuidos por toda la superficie que ocupa la explotación pueden no ser buenos indicadores para la lixiviación (Van Beek et al. 2003).

En el trabajo se presentan los resultados preliminares obtenidos en la evolución de los contenidos de N mineral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$), y concentraciones de P y K asimilable en suelo entre los meses de septiembre de 2004 y mayo de 2005 (primer año de muestreo), en una serie de parcelas que abarcan en gran medida la variabilidad de suelo, abonado, edad, tipo y manejo de praderas dentro del área ocupada por el rebaño lechero de Mabegondo.

2. Material y métodos

El estudio se llevó a cabo durante los meses de septiembre 2004 a mayo de 2005 en la finca "Monte de Mabegondo" del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo situada en la localidad de Abegondo (A Coruña) cuya pluviometría y temperatura media anuales son 1128 mm y 13.3 °C respectivamente. Los muestreos de suelo se realizaron en las praderas ocupadas por el rebaño lechero abarcando las zonas: (1) dedicadas exclusivamente a pastoreo, (2) con manejo mixto, dedicadas a pastoreo y corte para obtención de silo de hierba, y (3) dedicadas a producción de silo exclusivamente. Dentro de cada zona se seleccionaron una serie de parcelas, y se agruparon en zonas o campos que en conjunto representaban la

variabilidad existente en la finca experimental en cuanto a posibles diferencias en el tipo de suelo dada la localización, tipo de abonado (purín o mineral), edad de pradera, etc. En la Tabla 1 se expone el número de parcelas, área muestreada, algunas de las características de manejo y valores medios de fertilización mineral en cada campo en el año 2004. A finales de septiembre (entre el 27 de septiembre y el 13 de octubre de 2004) se tomaron las primeras muestras de suelo hasta 90 cm de profundidad en todos los campos, separando en diferentes profundidades: de 0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm. A lo largo del invierno se continuaron los muestreos en la mayor parte de campos con un intervalo de tiempo aproximado de 45 días (del 30 de noviembre al 2 de diciembre de 2004, 2 y 3 de febrero de 2005, del 18 al 22 de marzo y, finalmente entre el 5 y 6 de mayo de 2005. A partir del tercer muestreo se incluyó una nueva zona con alta carga ganadera de pastoreo durante el otoño-invierno (Tabla 1, número 9).

Tabla 1. Número de parcelas incluidas en los muestreos, área (has), datos de manejo y fertilización ($\text{Kg N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O ha}^{-1}$) media en el año 2004 para cada campo de muestreo. P:Pastoreadas, S:Prod. silo.

Campos	Parcelas	Área	Manejo	Fertilización	
				Mineral	Orgánica
1	15	9.48	P	42-73-70	-
2	3	3.17	P	30-80-56	-
3	3	1.95	P	0-0-0	-
4	3	4.92	S	59-72-72	Purín/ Estiércol
5	2	1.94	S+P	73-108-108	Purín
6	2	1.38	S	66-66-66	Purín/ Estiércol
7	3	4.80	Nuevas Praderas	81-156-192	-
8	6	3.18	Nuevas Praderas	74-138-144	-
9	1	0.99	P	45-84-84	-

En cada muestreo se determinaron los contenidos de N mineral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) tras extracción de 100 g de suelo fresco con 200 ml de KCl 1M durante 1 h. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron separando la fracción menor a 2 mm; posteriormente se determinó el pH (1:2.5), las concentraciones de P (Olsen) y K asimilable (extracción con nitrato amónico 1N en una relación suelo:extractante 1:20, Mombiola, 1986). Asimismo, también fue determinado gravimétricamente el contenido hídrico en las diferentes capas.

Tabla 2. Análisis de suelo inicial. Valores medios obtenidos para los diferentes campos.

		Profundidad (cm)		
		0-30	30-60	60-90
Textura	Arena (%)	27	29	30
U.S.D.A	Limo (%)	56	55	59
	Arcilla (%)	17	15	11
Clasificación		Franco- limosa	Franco- limosa	Franco- limosa
pH		5.6	5.7	5.6
Materia orgánica (g kg^{-1})		53.	21.1	9.9
Nitrógeno (g kg^{-1})		2.5	1.1	0.6

El suelo se clasifica como un Cambisol Húmico y una vez efectuado el análisis de suelo inicial no se observaron

apenas diferencias de textura entre los campos seleccionados. Los resultados medios obtenidos por profundidades se presentan en la Tabla 2.

3. Resultados y discusión

3.1. N mineral

Los contenidos de N mineral en la capa de 0-90 cm a finales de septiembre, principios de octubre (primer muestreo, Fig. 1) corresponden a los valores previos al comienzo del drenaje. Al observar la distribución de lluvias (Fig. 3) se puede apreciar que fue anterior al comienzo de las primeras lluvias otoñales. Los valores se encontraron entre 7.0 y 24.3 Kg N ha⁻¹ en los campos 1, 2, 3, 4, 5 y 6, fue superior en el campo 8 con 55.8 Kg N ha⁻¹, y todos ellos significativamente inferiores al valor obtenido en el campo 7, con 339.3 Kg N ha⁻¹. Los nitratos en este campo (324.8 kg N ha⁻¹) fueron significativamente superiores a los obtenidos en los demás, pero no fue así con los amonios (14.5 kg N ha⁻¹), donde el valor más elevado se observó en el campo 8 con 18.5 kg N ha⁻¹, valor superior a los obtenidos en los campos 2, 5 y 4 con un valor medio de 6.3 kg N ha⁻¹. A lo largo del otoño-invierno hubo una disminución clara de N mineral en los campos 7 y 8 (Fig. 1). A comienzos del mes de febrero se hallaron en la capa de 0-90 cm 162.8 y 39.3 kg N ha⁻¹ (7 y 8 respectivamente), los nitratos representaron de nuevo el mayor porcentaje del N mineral alcanzando valores de 157.2 y 34.8 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (7 y 8 respectivamente), respecto a un valor medio de amonio de 5.0 kg N-NH₄⁺ ha⁻¹.

En el resto de campos los valores iniciales o aumentaron muy ligeramente (segundo muestreo) o disminuyeron un valor medio de 10 kg N ha⁻¹ entre el segundo y tercer muestreo.

En la Fig. 2 se presenta la evolución de los contenidos de nitratos en las profundidades de 0-30, 30-60 y 60-90 cm. En el campo 7, a finales de septiembre (primer muestreo), los nitratos se encontraron localizados en la capa de 0-30 cm distribuidos en 100 kg N ha⁻¹ la capa de 0-10 cm y 152.2 kg N ha⁻¹ de 10-30 cm, mientras que, en las capas más profundas (30-90 cm) el valor fue inferior, de 71.8 kg N ha⁻¹. Entre octubre y diciembre se observó una disminución muy importante en la capa de 0-30 cm, y paralelamente un aumento en las capas profundas, especialmente en la de 30-60 cm; no obstante, gran parte del nitrato había desaparecido. Entre diciembre y febrero se observó desplazamiento de la capa de 30-60 a la de 60-90 cm, que alcanzó un valor de 92.3 kg N ha⁻¹. Si se comparan los contenidos de nitratos para la capa de 30-90 cm, donde la extracción del cultivo es despreciable, entre estos dos muestreos (diciembre y febrero) la diferencia es de 17 kg N ha⁻¹, y repitiendo el cálculo entre febrero y marzo de 61 kg N ha⁻¹. En total de 78 kg N ha⁻¹, durante este periodo en el que dados los contenidos de humedad en suelo (datos no presentados) el suelo drenaba. En el campo 8 también se observó un comportamiento similar, desaparición de 44.8 kg N ha⁻¹ de nitratos en la capa de 30-90 cm entre el

segundo y tercer muestreo, y de 17.6 entre el tercero y el cuarto. En total 62 kg N ha⁻¹.

Entre otros factores, el tipo de cultivo condiciona la disponibilidad de N para los procesos de lixiviación de NO₃⁻, y emisiones gaseosas en forma de N₂, N₂O, NOx y NH₃. Las praderas son cultivos forrajeros que constituyen una parte esencial de los sistemas agrícolas europeos, siendo en términos de extracción de N, el cultivo más importante en casi todos los países miembros de la UE. En Galicia el 11.7% del terreno cultivado es dedicado a pastos (Xunta Galicia, 2003).

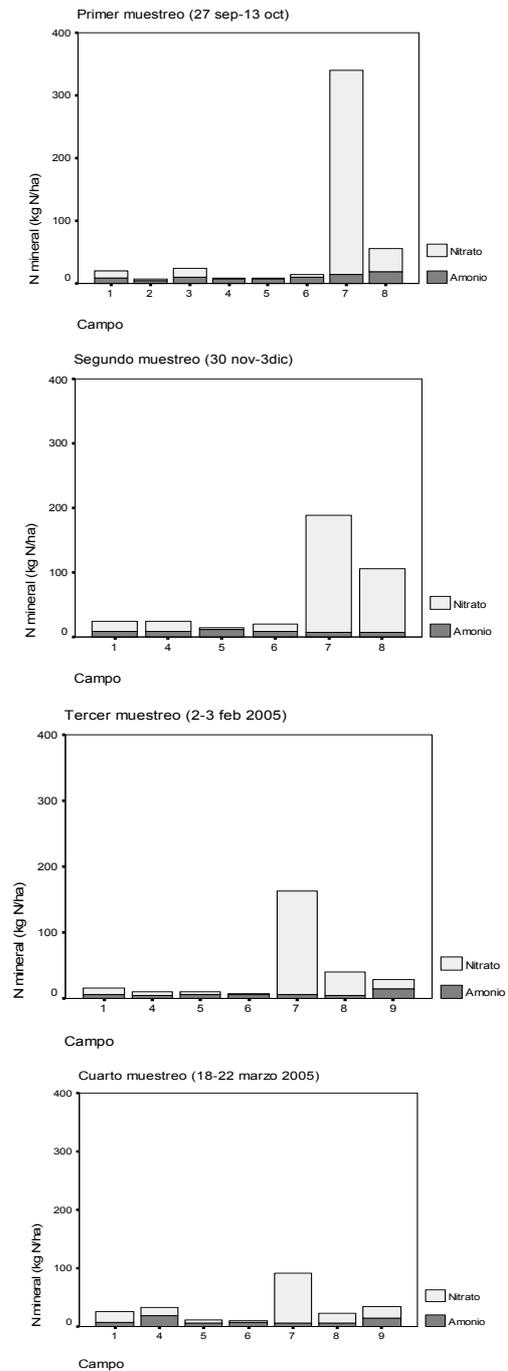


Fig. 1. Contenidos de N-(NO₃⁻+NH₄⁺) en la capa 0-90 cm para los diferentes muestreos.

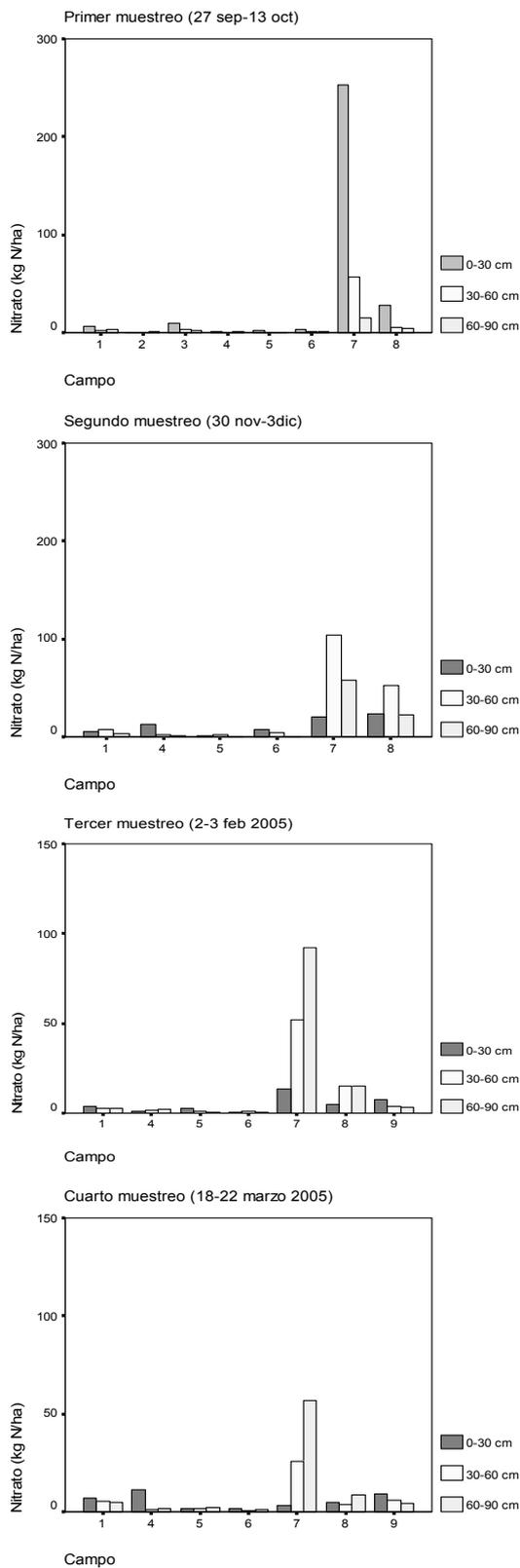


Fig. 2. Contenidos de nitratos por profundidades en los diferentes muestreos.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo ponen de manifiesto que el riesgo de pérdidas de nitrógeno por lixiviación de nitratos fue bajo en la mayoría de los campos

de praderas dedicadas a pastoreo, a corte para producción de silo o manejo mixto (pastoreo y corte). A comienzo del otoño, se partió de valores bajos de N mineral de 0 a 90 cm de profundidad ($< 25 \text{ kg N ha}^{-1}$), y el descenso a lo largo de los sucesivos muestreos fue pequeño. Normalmente, este tipo de cubierta representa menores pérdidas por lixiviación que otros sistemas de cultivos como se deduce de los resultados de Kolenbrander (1981), Estavillo et al. (1996). Estavillo et al. (1996) en una pradera de corte, encontraron que las pérdidas gaseosas de N debidas al proceso de desnitrificación fueron más importantes que las debidas a lixiviación, que representaron menos de un 5% del N aplicado ($240\text{-}290 \text{ kg N ha}^{-1}$) en forma de fertilizante mineral y purín de vacuno, mientras que las pérdidas gaseosas debidas a desnitrificación representaron entre el 20 y el 40% del N aplicado en la primavera y en el otoño respectivamente. Según la bibliografía, la diferencia de pérdidas de nitratos por lixiviación entre praderas y otros sistemas de cultivos, es importante hasta dosis de fertilización mineral de $200\text{-}300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Aarts et al. 1994). En nuestro caso los aportes de N en el año 2004 en ningún caso superaron los 100 kg N ha^{-1} (Tabla 1).

También se encuentra descrito que para un mismo nivel de fertilización mineral, la lixiviación en un pasto permanente destinado a corte es generalmente muy inferior a la que se obtiene cuando su aprovechamiento es directamente por el ganado (Ryden et al. 1984). Este hecho se debe a una rápida mineralización de las formas nitrogenadas que contiene la orina, heces o purines. Datos procedentes de un típico sistema de producción lechera en el Sur de Inglaterra con praderas pastadas, exponen pérdidas de N equivalentes al 48% del N aplicado, de las cuales la lixiviación representaba el 17% (www.defra.gov.uk). En el trabajo no se observaron diferencias entre prados pastados o destinados a producción de silo, hecho que probablemente esté relacionado con una densidad de carga ganadera baja, que utiliza el recurso del pastoreo sin existir limitación en cuanto a superficie.

La situación fue bastante diferente en aquellas praderas establecidas en el año (2004), el laboreo de la capa superficial estimuló la mineralización del N orgánico de la pradera y se liberaron importantes cantidades de amonio, que tras el proceso de nitrificación estuvo disponible en forma de ion nitrato. Este hecho se puso de manifiesto en el primer muestreo, momento en el que aparecen valores elevados de N mineral en la capa de 0-30 y en mayor porcentaje en forma de nitrato. Cabe destacar una desaparición nitratos entre el primer y segundo muestreo bastante importante probablemente relacionado no sólo con el inicio de pérdidas de nitratos por lixiviación a consecuencia de precipitaciones muy altas (Fig. 3) sino también por otras posibles pérdidas por escorrentía o gaseosas en forma de N_2 , N_2O y NO (Estavillo et al. 2002; Pinto et al. 2004) que se producen tras el levantamiento de la pradera y aumento de la humedad en suelo. La diferencia observada entre los campos 7 y 8 (ambos representan la renovación de praderas) posiblemente está relacionada con el momento de movilización del terreno. En el N° 7 el laboreo tuvo lugar a principios de mayo, y entre esta fecha y el momento de siembra (8 septiembre) el terreno

permaneció desnudo. En el campo 8 el levantamiento tuvo lugar a finales de septiembre inmediatamente anterior a la siembra de la nueva pradera (entre 28 septiembre y 7 de octubre).

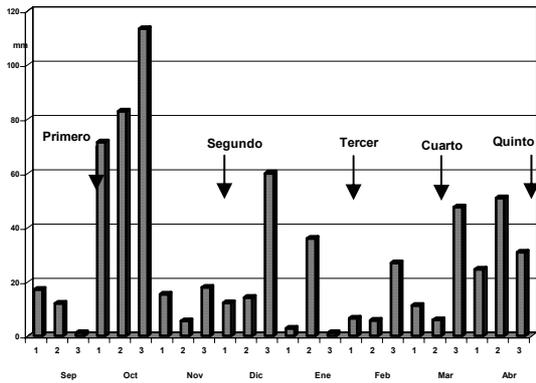


Fig. 3. Pluviometría acumulada entre muestreos.

3.2. P Olsen y K asimilable

En la Fig. 4 se muestra la evolución de las concentraciones de P Olsen en las profundidades de 0-10, 10-30 y 30-60 cm a lo largo de los 5 muestreos realizados. La fecha del análisis no afectó significativamente los valores obtenidos. Las concentraciones medias halladas para el periodo de estudio fueron de 17, 10 y 4 mg P kg⁻¹ para las profundidades de 0-10, 10-30 y 30-60 cm respectivamente. Sólo se apreció una disminución de concentraciones entre el primer muestreo y sucesivos en el campo 7 en todas las profundidades. En el resto de campos, los valores fluctuaron consecuencia del efecto del pastoreo o de la aplicación de fertilizante mineral (efectuado entre el 25 de febrero y el 15 de marzo de 2005 en toda la finca excepto en los campos 7 y 8 en los que no hubo fertilización mineral), hecho que se corresponde con un incremento en los valores de 0-10 cm, casi generalizado entre el 3^{er} y el 4^o muestreo.

Con las concentraciones de P Olsen encontradas en suelo no parece existir riesgo de pérdidas por lixiviación. Se encuentran trabajos como el de Heckrath et al. (1995), o Godlinski et al. (2004) que utilizan el P Olsen en la capa superficial como índice de pérdidas por lixiviación. En el primero propone un valor crítico de 60 ppm por encima del cual el riesgo de lixiviación aumenta. En el segundo encuentran correlaciones estadísticamente significativas entre el P Olsen en la capa de 0-30 y el P total lixiviado. En este trabajo presentan para praderas con concentraciones de P Olsen en la capa 0-30 superiores a 50 ppm, y en la de 30-60 cm de 40 ppm, tratándose de un suelo con textura similar, un valor medio anual de pérdidas por lixiviación entre 0.051 y 0.039 kg P ha⁻¹ y concentraciones medias en los lixiviados de 0.02 ppm. Estas concentraciones son inferiores al intervalo crítico para eutrofización que se encuentra entre 35 y 100 µg l⁻¹ (P total, Toor et al. 2004). Por tanto, puede concluirse que salvo pérdidas asociadas a flujos preferenciales del agua en el suelo, el riesgo de lixiviación de P es pequeño.

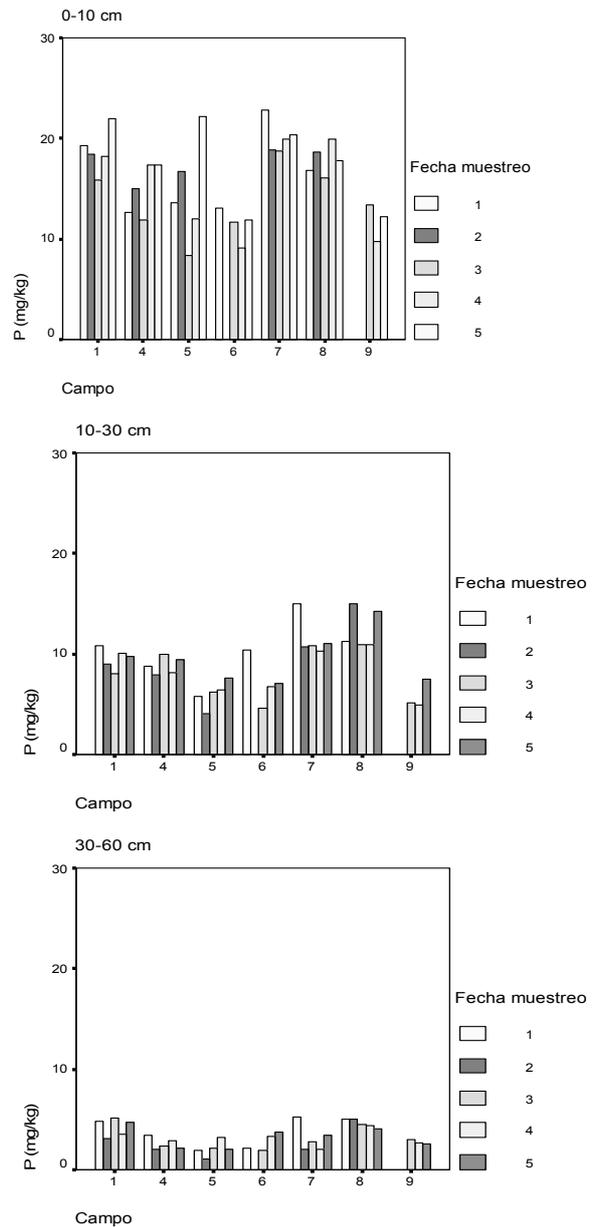


Fig. 4. Concentraciones de P Olsen en las profundidades de 0-10, 10-30 y 30-60 cm en los cinco muestreos de suelo llevados a cabo.

Los valores de K asimilable para la planta a diferentes profundidades (0-10, 10-30 y 30-60 cm) se muestran en la Fig. 5. La fecha de muestreo, al igual que en el P Olsen no afectó significativamente las concentraciones obtenidas. Se encontraron valores medios de 190, 104 y 51 mg kg⁻¹ para las capas de 0-10, 10-30 y 30-60 cm respectivamente. Las concentraciones de K más altas se obtuvieron en el campo 7 en la capa de 0-10, situación que se correspondió con incremento en las capas de 10-30 y 30-60 cm respecto a los otros campos. Una situación parecida, aunque no tan evidente se observó en el campo 8 con valores superiores a los obtenidos en los campos 4, 5, 6 y 9 en la capa de 10-30 cm. Esta situación sugiere el desplazamiento de K hacia capas más profundas del suelo y explica el ligero, aunque no significativo incremento de concentración en la capa de 30-60 cm, respecto a los demás campos.

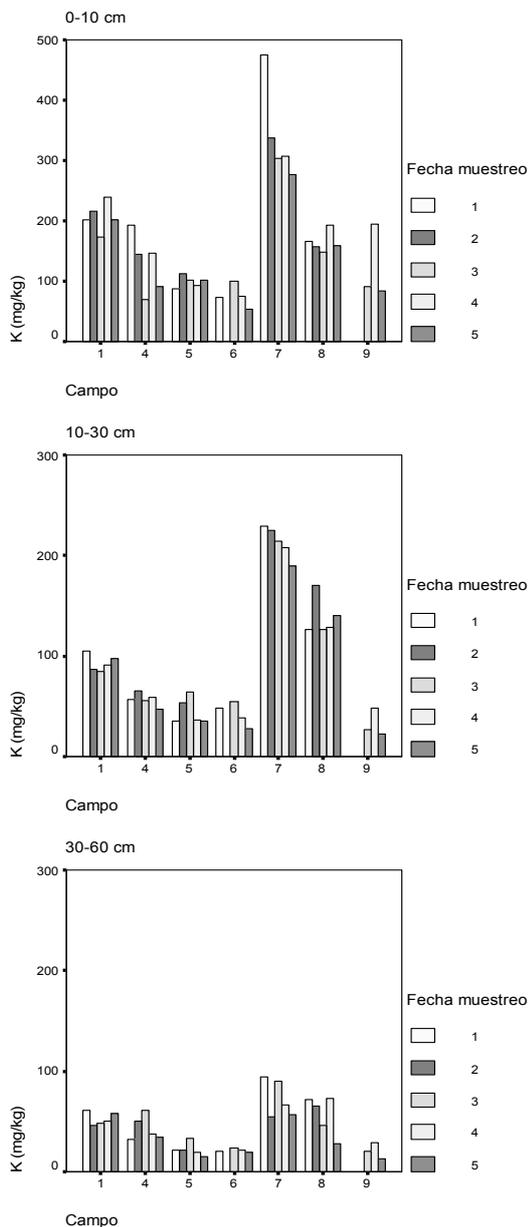


Fig. 5. Concentraciones de K asimilable en las profundidades de 0-10, 10-30 y 30-60 cm en los cinco muestreos de suelo llevados a cabo.

4. Conclusiones

Los resultados preliminares correspondientes a la evolución de N mineral en las praderas de la finca de Mabegondo entre los meses de septiembre y mayo, ponen de manifiesto un riesgo importante de pérdidas de nitratos por lixiviación asociado a las zonas destinadas a renovación de praderas. Dadas las concentraciones de P Olsen en el suelo el riesgo potencial de contaminación de aguas subterráneas (salvo pérdidas por flujos preferenciales) fue pequeño; y finalmente, en el caso del K, aunque si se observó un incremento de concentraciones en la capa de 0-30 cm con mayores aportes de K, el incremento de concentración por debajo de los 30 cm de profundidad, no fue significativo, luego el riesgo también fue bajo.

Agradecimientos. El trabajo ha sido financiado por el proyecto “Sistemas ganaderos de vacuno de leche ambientalmente sostenibles en el Espacio Atlántico. Programa Interreg IIB-Arco Atlántico (Fondos Europeos para el Desarrollo Regional).

Referencias

Addiscott, T.M., Whitmore, A.P. y Powlson, D.S. 1991. Farming fertilizers and the nitrate problem. CAB International, Wallingford. 170 pp.

Arts, H.F.M., Hack-Ten Broekt, M.J.D., de Groot, W.J.M. y Dijkstra, 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, 6-9 June, Wageningen, pp. 377-381

Estavillo, J.M., Rodríguez, M. y González-Murua, C. 1996. Nitrogen losses by denitrification and leaching in grassland. The effect of cow slurry application. *Fertil Res* 43:197-201.

Estavillo, J.M., Merino, P., Pinto, M., Yamulki, S., Gebauer, G., Sapek, A. y Corré, W. 2002. Short term effect of ploughing a permanent pasture on N₂O production from nitrification and denitrification. *Plant and Soil* 239: 253-265.

Follet, J.R. y Follet, R.F. 2001. Utilization and Metabolism of Nitrogen by Humans. En: Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management. Follett RF and Hatfield JL (eds). Published by Elsevier Science BV, pp 65-92.

Godlinski, F, Leinweber, P., Meissner, R y Seeger, J. 2004. Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrien Cycling in Agroecosystems* 68:47-57.

Gurpal, S.T., Leo, M.C

Heckrath, G.P., Brookes, C., Poulton, P.R. y Goulding, K.W.T. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk Experiment. *J. Environ. Qual.* 24:904-910.

Kolenbrander G.J. 1981. Leaching of nitrogen in agriculture. En: Nitrogen losses and Surface Runoff from Land Spreading of manures. J C Brogen (ed). The Netherlands, pp 199-216.

Mombiola, F. 1986. Importancia del abonado en la producción de los pastos de la zona húmeda española. *Revista Pastos*, 16:27-55.

Ramos, C.1996. El efecto de las prácticas agrarias en la contaminación de las aguas por nitrato. IV Congreso de la sociedad española de la ciencia del suelo. 16-19 Septiembre, Lleida, pp 39-60.

Pinto, M., Merino, P., del Prado, A., Estavillo, J.M., Yamulki, S., Gebauer, G, Piertzak, S., A., Lauf, J. y Oenema, O. 2004. Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70:13-22.

Ryden, J.C., Ball, P.R., Garwood, E.A. 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311:50-53.

Toor, G.S., Condron, L.M., Di, H.J., Cameron, K.C., y Sims, T. 2004. Assessment of phosphorus leaching losses from a free draining grassland soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69:167-184.

Van Beek, C.L., Brouwer, L y Oenema, O. 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67:233-234.

Ward, M.H., Mark, S.D., Cantor, K.P., Weisenburger, D.D., Correa-Villaseñor, A. y Zahm, S.H. 1996. Drinking water nitrate and the risk of non-Hodgkin’s lymphoma. *Epidemiology* 7:465-471.

Xunta de Galicia, Anuario de estadística agrarian. A Economía Galega. Fundación Caixa Galicia. 2003. CIEF: Centro de Investigación Económica y Financiera.