

## PÉRDIDAS DE NITRÓGENO POR LIXIVIACIÓN EN UNA PRADERA MIXTA PASTOREADA EN CLIMA TEMPLADO

### NITROGEN LOSSES BY LEACHING IN A MIXED GRASSLAND GRAZED IN TEMPERATE CLIMATE

Edna Álvarez-Sánchez, Ricardo Améndola-Massiotti\*, David Cristóbal-Acevedo y Milton C. Soto-Barajas

Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco. 56230, Chapingo, Estado de México.

\*Autor para correspondencia (r\_amendola@yahoo.com)

#### RESUMEN

Las pérdidas de N por lixiviación en una pradera sometida a pastoreo son importantes porque representan bajo aprovechamiento del N por el sistema de producción, y ocasionan impacto negativo en los cuerpos de agua subterráneos. En una pradera mixta de alfalfa (*Medicago sativa* cv. 'Valenciana') con pasto ovinillo (*Dactylis glomerata* cv. 'Potamac') ubicada en el oriente del Valle de México, se cuantificaron las pérdidas de N por lixiviación y el efecto de deyecciones de ganado lechero en pastoreo. Para evaluar N inorgánico ( $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$ ) en los lixiviados se emplearon lisímetros con efectos de deyecciones de orina y heces, y un testigo sin deyecciones. Se estimó el contenido de N en las excretas, la producción neta de forraje, la cantidad de N consumida por los animales y la concentración de N inorgánico ( $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$ ) en el suelo. Las concentraciones de N inorgánico en los 60 cm superiores del suelo fueron altas (70 a 80 mg kg<sup>-1</sup>). Durante la temporada lluviosa, 10 eventos de precipitación provocaron drenaje por debajo de esa profundidad, con altas concentraciones de N inorgánico en el agua de percolación (48 mg L<sup>-1</sup>). Como consecuencia de ambos factores, se lixivió un equivalente a 40 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, cantidad que puede considerarse alta aunque representó únicamente 7 % de los ingresos totales de N al sistema. La presencia de excretas no afectó las pérdidas de N.

**Palabras clave:** *Medicago sativa*, *Dactylis glomerata*, praderas mixtas de pastoreo, lixiviación de nitrógeno, vacas lecheras.

#### SUMMARY

Nitrogen losses by lixiviation in grazing grasslands are important because they may represent low N use efficiency in the production system and cause negative impact on underground water. Nitrogen lixiviation losses and the effect of excreta of grazing animals were estimated in a mixed grassland of alfalfa (*Medicago sativa* L. cv. 'Valenciana') and orchard grass (*Dactylis glomerata* L. cv. 'Potamac') in the east of the Valley of México. For assessment of the inorganic N ( $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$ ) present in drainage water, lysimeters receiving urine, feces and a control (without excreta) were utilized. Total N-content in excreta, net herbage production, the amounts of N ingested by the animals and inorganic N concentration ( $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$ ) in soil were estimated in this study. Inorganic N concentrations in the upper 60 cm of soil were high (70 to 80 mg kg<sup>-1</sup>). During the rainy season, 10 rain events caused drainage below that soil layer, with high inorganic N concentrations in lixivates (48 mg L<sup>-1</sup>). As a consequence of both factors, 40 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> were lixiviated. Such an amount might be considered high, but within the range of values reported in the literature, and it only represented 7 % of the total N input of the system. The presence of animal excreta did not affect N losses.

**Index words:** *Medicago sativa*, *Dactylis glomerata*, mixed grassland grazed, nitrogen leaching, dairy cows.

#### INTRODUCCIÓN

En el ámbito mundial, los sistemas intensivos de producción de leche basados en praderas de corte o pastoreo han ganado un lugar importante en el sector agropecuario como proveedores de alimento para una población creciente y demandante (FAO, 2006). Dentro de estos sistemas, el pastoreo de las praderas con vacas lecheras tiene un efecto marcado en el ciclo del N. Los animales en pastoreo retornan al sistema vía heces y orina alrededor de 80 % del N que consumen (Decau *et al.*, 2004); con frecuencia este aporte no es considerado al estimar las dosis de fertilización para un máximo aprovechamiento del N por los cultivos. Esta condición contribuye a una menor eficiencia de uso del N por las praderas de pastoreo comparadas con las de corte, y se manifiesta en pérdidas importantes de N inorgánico por lixiviación, principalmente de nitratos, con impacto negativo sobre el ambiente (McKervey *et al.*, 2005; Miller *et al.*, 2005).

El proceso de lixiviación de N es complejo; la cantidad que se lixivía depende de su concentración en el suelo, precipitación pluvial, velocidad de infiltración, capacidad de almacenamiento de agua por el suelo, textura (McKervey *et al.*, 2005; ADAS, 2007), tasa de absorción de N del cultivo, profundidad de exploración radical, drenaje y del conjunto de las interacciones entre esos factores (Decau *et al.*, 2004; Estrada-Botello *et al.*, 2007). En praderas de pastoreo, además de los factores señalados, influye la fertilización nitrogenada del cultivo, la alimentación de las vacas lecheras, la capacidad de carga de la pradera (máximo número de animales por hectárea que permite lograr una meta de desempeño productivo sin deteriorar la pradera), el sistema de pastoreo y, la edad y composición botánica de la pradera (Eriksen *et al.*, 2004; Peyraud y Delaby, 2006; ADAS, 2007).

Al inicio del periodo de lluvias cuando se realiza alguna aplicación de fertilizante nitrogenado, ésta y no la lámina

de agua percolada, es la causa principal de pérdida de N por lixiviación de nitratos; pero en los siguientes eventos de lluvia, la lámina percolada se convierte en el factor principal debido al incremento del flujo descendente de agua que acelera el proceso de lixiviación de N (Eckard *et al.*, 2004; Estrada-Botello *et al.*, 2007). Este proceso es particularmente favorecido en suelos arenosos, donde la permeabilidad del suelo requiere de menores láminas de lluvia para que los nitratos sean desplazados más allá de la zona radical. Sin embargo, en suelos con drenaje insuficiente, la cantidad de N que regresa a la pradera a través de las heces del ganado de pastoreo puede ser una fuente potencial de contaminación aún mayor que en praderas de corte a las que se fertiliza con dosis anuales de N entre 0 y 300 kg ha<sup>-1</sup> (Decau *et al.*, 2004).

Las cantidades de N que regresan a las praderas de pastoreo a través de excretas, son debidas principalmente al N presente en la orina y pueden ser influenciadas por la fertilización de la pradera y el manejo de la nutrición del animal (Eriksen *et al.*, 2004; Miller *et al.*, 2005; Eriksen *et al.*, 2006). Al disminuir la fertilización nitrogenada de la pradera se mejora la utilización de N por el animal, ya que al reducirse el contenido de N en la dieta es menor la proporción de este nutriente excretada en heces y orina; sin embargo, cuando el contenido de proteína cruda resulta menor a 120 g kg<sup>-1</sup> de materia seca, el consumo de materia seca y consecuentemente el desempeño del animal puede mermarse.

Es posible reemplazar las altas dosis de fertilización nitrogenada (>170 kg ha<sup>-1</sup> de N) (ADAS, 2007; Newell Price *et al.*, 2011) por praderas mixtas de gramíneas con leguminosas forrajeras para reducir el N adicional y el lavado de nitratos. Para evitar los altos niveles de fijación de N, el contenido de leguminosas no debería exceder la proporción de 0.3 a 0.4 de la materia seca del pasto (Eckard y Franks, 1998). Los suplementos alimenticios del animal basados en cereales o maíz ensilado disminuyen la excreción de N por vaca, ya que disminuyen el contenido de N en su dieta. No obstante, debido a que la suplementación posibilita un incremento en la carga animal, podría aumentar a su vez el requerimiento de fertilización nitrogenada adicional para que la pradera pueda soportar ese aumento en el número de animales por unidad de área (Peyraud y Delaby, 2006).

La interrelación entre factores ambientales, de suelo, cultivo y manejo ocasiona que, aún después de adoptar las mejores prácticas de manejo en las praderas de pastoreo, estos sistemas pueden ser una fuente potencial de pérdidas de N al ambiente (ADAS, 2007; Newell Price *et al.*, 2011).

En México no hay información disponible en la literatura sobre pérdidas de N por lixiviación que pueden ocurrir en sistemas de praderas mixtas de zonas templadas sometidas

a pastoreo, por lo que la presente investigación tuvo como objetivo cuantificar las pérdidas de N por lixiviación y analizar la contribución de las excretas de los animales en pastoreo a dichas pérdidas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó entre el 1 de marzo y el 23 de agosto de 2004 en un potrero experimental ubicado en Chapingo, Estado de México (19° 29' N: 98° 54' W y 2250 msnm). El clima es templado subhúmedo C (W1) b (1') con lluvias en verano (García, 1987), con precipitación y temperatura media anual de 636.5 mm y 15.2 °C. El suelo del sitio corresponde a un Argiustoll Vértico profundo y negro (Cachón *et al.*, 1974), caracterizado por su origen aluvial; con pH neutro, sin problemas de sales, contenido medio de materia orgánica y de N total; muy alto en N inorgánico; su textura es migajón arcillosa entre 0 y 40 cm de profundidad con cambio textural a arcilla a partir de los 40 cm, pero con menor densidad aparente y en consecuencia mayor porosidad que repercuten en una mayor conductividad hidráulica y capacidad de retención de humedad (Cuadro 1).

El potrero experimental contaba con una superficie de 1633 m<sup>2</sup> de área útil, sembrada con una asociación de alfalfa (*Medicago sativa* L., cv. 'Valenciana') con pasto ovillo (*Dactylis glomerata* L. cv. 'Potomac'), con cuatro años de haber sido establecida. La pradera se fertilizó anualmente desde su establecimiento en el año 2000 con 60 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> como superfosfato triple (46 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) y durante la temporada de secano, que en la zona transcurre desde mediados de octubre hasta inicios de junio (Díaz *et al.*, 2008), se regó por aspersion con láminas de 12 mm semanalmente.

Para estimar el área de influencia de las deyecciones y su aporte de N, previo al periodo experimental se observaron los hábitos de excreción de las vacas en la pradera (frecuencia, diámetro y cantidad), y se extrapólo esa información para estimar los promedios anuales. La concentración de N aportado en orina y heces se estimó a partir de cinco muestras tomadas al azar de cada excreta.

Para cuantificar la lixiviación de N inorgánico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) se emplearon lisímetros que contaban con una caja aislante de 26 x 26 x 70 cm; un contenedor del monolito de suelo inalterado con un área de recepción de riego y evaporación de 625 cm<sup>2</sup> (25 x 25 cm) y una profundidad de 60 cm (dado que en los primeros 40 cm se concentraba la mayor densidad radical); recipiente con tapa para recepción del escurrimiento superficial generado por el área del monolito, y recipiente de 25 x 25 x 10 cm para colectar el agua infiltrada a través del monolito, de la que se determinó el volumen y la concentración de N inorgánico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) por cada evento que provocó lixiviación.

**Cuadro 1. Principales características fisicoquímicas del suelo.**

†Variables	Profundidad (cm)		
	0-20	20-40	40-60
pH (agua rel 2:1)	6.8	6.8	7.1
CE ( $\mu\text{S}/\text{m}$ ), rel 5:1	155.40	118.70	130.70
††M O (%)	2.9	2.0	1.6
‡N total (%)	0.16	0.14	0.12
‡‡NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	21	21	21
‡‡NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	49	63	28
§Clase textural	Migajón arcilloso	Migajón arcilloso	Arcilla
§§Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )	1.40	1.30	1.20
¶Porosidad %	42	46	48
¶¶Conductividad hidráulica (mm h <sup>-1</sup> )	1.24	2.60	9.24
¶¶¶HG Capacidad de campo (%)	30	29	43
¶¶¶HG Punto de marchitez permanente (%)	15	14	18

† Metodologías según la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2002); †† Walkey y Black; ‡ Kjeldahl; ‡‡ extraído con KCl 2 N; § Day; §§ Terrón con parafina; ¶ Indirecto con densidad aparente y real; ¶¶ Método de los cilindros concéntricos; ¶¶¶ Humedad gravimétrica, con membrana de presión.

Los tratamientos fueron: (a) testigo, lisímetro sin efecto de deyecciones, (b) con efecto de orina (1.5 L), (c) con efecto de estiércol (2 kg). Se emplearon cuatro lisímetros por tratamiento, distribuidos en un diseño completamente al azar. Para preparar los tratamientos con deyecciones se tomaron 10 muestras de orina y de heces de diferentes vacas en el transcurso de un día normal de pastoreo en la pradera experimental; las muestras se mezclaron en un recipiente y posteriormente se aplicaron al inicio del experimento 1.5 L de orina o 2 kg de heces en el tratamiento correspondiente; esas cantidades se estimaron tomando en cuenta las áreas de los lisímetros y los promedios de cantidades producidas y áreas afectadas por evento de excreción.

El muestreo de lixiviados se hizo durante el periodo de lluvias (entre fines de junio y mediados de octubre) cuando en función de predicción por balance hídrico del suelo se diagnosticó la presencia de lixiviados (Díaz *et al.*, 2008). La determinación de N inorgánico (Ni) (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) se efectuó mediante destilación por arrastre de vapor (Bremner, 1965). Para cuantificar el movimiento de Ni (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en el suelo, durante este mismo periodo se realizaron cuatro muestreos de suelo a la profundidad 0 a 20, 20 a 40 y 40 a 60 cm en los que, para formar una muestra compuesta para cada profundidad, se colectaron 20 submuestras con una estrategia de muestreo sistemático (zigzag). Este procedimiento se ejecutó un día antes de cada pastoreo, con el fin de cuantificar la evolución de Ni al avanzar la estación de pastoreo.

El hato estuvo constituido por vacas 'Holstein', con edades entre 5 y 8 años y peso vivo promedio de 590 kg. El ma-

nejo de pastoreo fue rotacional con 2 d de ocupación y 35 a 42 d de descanso, para un total de seis ciclos de pastoreo con carga global durante el periodo experimental equivalente a 2.69 vacas/ha al año.

La biomasa de forraje se estimó por el método indirecto de altura comprimida (Lantinga *et al.*, 2004), ya que como indican Demanet y Canseco (2006), este tipo de técnica es recomendable para estimar el forraje disponible. Se tomaron muestras de la vegetación 1 d antes de la entrada del hato al potrero (biomasa de forraje ofrecido) e inmediatamente después del pastoreo (biomasa de forraje residual). La diferencia entre ambas biomásas se consideró como producción neta de forraje de la pradera. Con esta información y la concentración de N total en el material vegetal, se estimó la cantidad de N consumida por los animales. La concentración de N total en el material se estimó según el procedimiento semi-microKjeldahl, modificado para incluir nitratos (Bremner, 1965), previa digestión húmeda de la matriz orgánica en una mezcla de ácido sulfúrico-salicílico.

Los resultados de cada evento así como las respectivas medias del periodo experimental fueron sometidos a análisis de varianza con un modelo lineal generalizado correspondiente a diseño completamente al azar con efecto de tratamientos, y las comparaciones de medias se realizaron con el método de Tukey. Para todos los análisis se empleó el paquete estadístico SAS (SAS, 1989).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**Nitrógeno aportado por las excretas.** De acuerdo con

la carga animal con que se manejó la pradera experimental (equivalente a 983 días vaca  $\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ ) y las deyecciones diarias por vaca de (4.1 kg de MS de heces y 23.5 L de orina), se estimaron excreciones anuales de 4070 kg y 23091 L, respectivamente (Cuadro 2). Estas deposiciones generaron un aporte diario de N total de 252  $\text{g ha}^{-1}$ , superior a los ingresos reportados por otros autores (Parsons *et al.*, 1991; van Vuuren *et al.*, 1992). La deposición total anual de N con excretas fue 258  $\text{kg ha}^{-1}$ , 40 % en heces y 60 % en orina (Cuadro 2).

Si bien la carga animal empleada en el pastoreo de la pradera mixta de este estudio es la recomendada para los objetivos de producción de leche, el aporte total de N derivado de las excretas (orina y estiércol) resultó excesivamente alto, si se considera que ingresos iguales o superiores a 250  $\text{kg N ha}^{-1}$  generan mayores riesgos de contaminación ambiental que los sistemas de cultivos anuales (ADAS, 2007). Según Nyfeler *et al.* (2009), el uso de asociaciones de leguminosas con gramíneas redujo a un mínimo la necesidad de fertilizar con N, ya que este tipo de praderas con 50  $\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$  presentaron rendimientos similares a monocultivos de gramíneas con 450  $\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ ; mientras que los niveles altos de fertilización nitrogenada condujeron a la desaparición de las leguminosas.

La biomasa de forraje consumida durante el periodo experimental fue 10.2  $\text{t MS ha}^{-1}$  (promedio de 1.7  $\text{t MS ha}^{-1}$  por pastoreo) y la concentración de N en el material vegetal fue 33.1  $\text{g/kg}$  de MS, por lo que las vacas en pastoreo retuvieron para producción de leche y cambios de peso únicamente 22 % del N ingerido; el resto regresó al sistema suelo-planta a través de deyecciones. Otros investigadores (Decau *et al.*, 2004; McKervey *et al.*, 2005; Vellinga, 2006) han estimado retornos por medio de excretas de 70 a 95 % del N ingerido, lo que indica baja eficiencia del sistema de producción en el aprovechamiento del N.

Decau *et al.* (2004) también demostraron que en praderas de pastoreo establecidas en suelos con drenaje insuficiente, las deyecciones de ganado principalmente orina, producen entradas de 100 a 800  $\text{kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$  que exceden los requisitos de la planta, con lo que se convierten en una fuente potencial de contaminación por nitratos. Algunos países europeos, como Austria, Dinamarca, Finlandia, Alemania, Luxemburgo y Holanda, cuyos suelos agrícolas son vulnerables a contaminación por nitratos, han establecido como medida preventiva que la cantidad de N aplicado con abono animal, incluyendo el depositado por pastoreo, no exceda de 170  $\text{kg N/ha}^{-1}\text{año}^{-1}$  de N (De Clercq *et al.*, 2001; Vellinga, 2006), valor 34 % inferior al encontrado en este experimento. Con base en esta información, podría considerarse que las aportaciones de N de las deyecciones del ganado en pastoreo exceden los requisitos de la pradera, y se convierten en un riesgo potencial de acumulación de N en el suelo.

Los resultados obtenidos bajo este sistema de producción muestran que, independientemente de las condiciones ambientales y de suelo que pudieran favorecer pérdidas de N por lixiviación, el manejo de la pradera y el hato tiene el potencial de incrementar sustancialmente el riesgo de contaminación ambiental.

**Concentración de N en el suelo.** La concentración de N inorgánico (Ni), independientemente de la profundidad, aumentó a partir del segundo ciclo de pastoreo (Figura 1). La concentración de Ni en el suelo al inicio del experimento fluctuó entre 70 a 100  $\text{mg kg}^{-1}$  en la profundidad 0 a 60 cm. Estas cantidades de Ni, así como las reportadas en el Cuadro 1, reflejan el N proveniente de la mineralización de las deyecciones y residuos de la pradera anteriores al periodo experimental; de acuerdo con Castro *et al.* (2009), los animales en pastoreo pueden retornar con sus excretas 80 % del N ingerido.

**Cuadro 2. Aporte de N por las excretas de los animales en pastoreo.**

	Estiércol	Orina
Número de deposiciones/vaca $\times$ d	11.5	8.1
Diámetro promedio (cm)	30	47.9
Área afectada anual ( $\text{m}^2$ )	800	1440
Valor promedio/evento (kg, L)	2	2.9
Peso seco (kg MS)	0.36	-
Producción diaria/vaca (kg, L)	4.1	23.5
Producción anual/ha (kg, L)	4070	23,091
Concentración de N (%)	2.56	0.67
N depositado ( $\text{g ha}^{-1}\text{día}^{-1}$ )	106	146
N depositado ( $\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ )	104	154

El muestreo inicial se realizó durante la última semana de febrero de 2004, cuando todavía se regaba durante 2 h a la semana con una lámina promedio a 12 mm, manejo que en función del balance hídrico del suelo en ningún momento lo humedeció debajo de 60 cm de profundidad, y por tanto no provocó lixiviación de N por debajo de esa profundidad.

La disminución en la concentración de Ni en el suelo en el segundo muestreo (15/06/2004) probablemente se debió a un efecto de dilución al iniciarse el periodo de lluvias; sin embargo, más adelante se presentó una tendencia al incremento de la concentración de Ni. Dunn *et al.* (2004) mostraron que la concentración de N inorgánico en suelos de pradera es generalmente más alta cuando las condiciones de humedad favorecen la mineralización.

Desde el punto de vista de la fertilidad del suelo, los contenidos de Ni determinados en el periodo de evaluación corresponden a niveles considerados como muy altos y probablemente excesivos (SEMARNAT, 2002), ya que las cantidades fluctuaron entre 176 y 300 kg N ha<sup>-1</sup> (entre 0 y 60 cm de profundidad) en el mes de marzo de 2004, al inicio del periodo experimental.

**Lixiviación de N inorgánico.** En el Cuadro 3 se resume la información de los muestreos realizados durante el periodo de evaluación en términos de lámina drenada, la concentración de Ni presente en ésta, la influencia de las excretas y las pérdidas de N por lixiviación. La lámina de agua que drenó durante el periodo experimental (52 mm

durante la estación lluviosa), mostró que aún en un suelo arcilloso y condiciones de clima templado existió un movimiento de agua más allá de los 60 cm de profundidad. La mayor concentración de Ni presente en los lixiviados (48 mg L<sup>-1</sup>) fue en forma de nitratos (36 mg L<sup>-1</sup>), lo cual es un reflejo de que en el área de estudio no existen problemas de anegamiento que reduzcan la oxidación del amonio.

La concentración promedio de nitratos en los lixiviados del tratamiento con orina fue 48 mg L<sup>-1</sup> ± 24.2, sin embargo, en 66 % de los eventos se alcanzaron concentraciones que excedieron a los 50 mg L<sup>-1</sup> establecidos como límite superior de concentración de nitratos en el agua de percolación (ADAS, 2007), suficiente para definirla como áreas con riesgo potencial de contaminación ambiental (De Clercq *et al.*, 2001).

Las pérdidas de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> estuvieron influenciadas significativamente (P ≤ 0.05) por la lámina de drenaje, pero no por las excretas del ganado o su interacción (P ≤ 0.05). En la Figura 2 se muestra el comportamiento del Ni lixiviado en función de la lámina de drenaje. Si bien el comportamiento indica que a mayor lámina de agua percolada hay mayores pérdidas por lixiviación, no fue el único factor determinante.

La Figura 3 muestra que las mayores pérdidas de Ni se presentaron durante junio en los primeros cuatro eventos de precipitación, con el siguiente orden promedio de pérdidas: 14, 4, 6 y 1 kg ha<sup>-1</sup> respectivamente. Otros investigadores

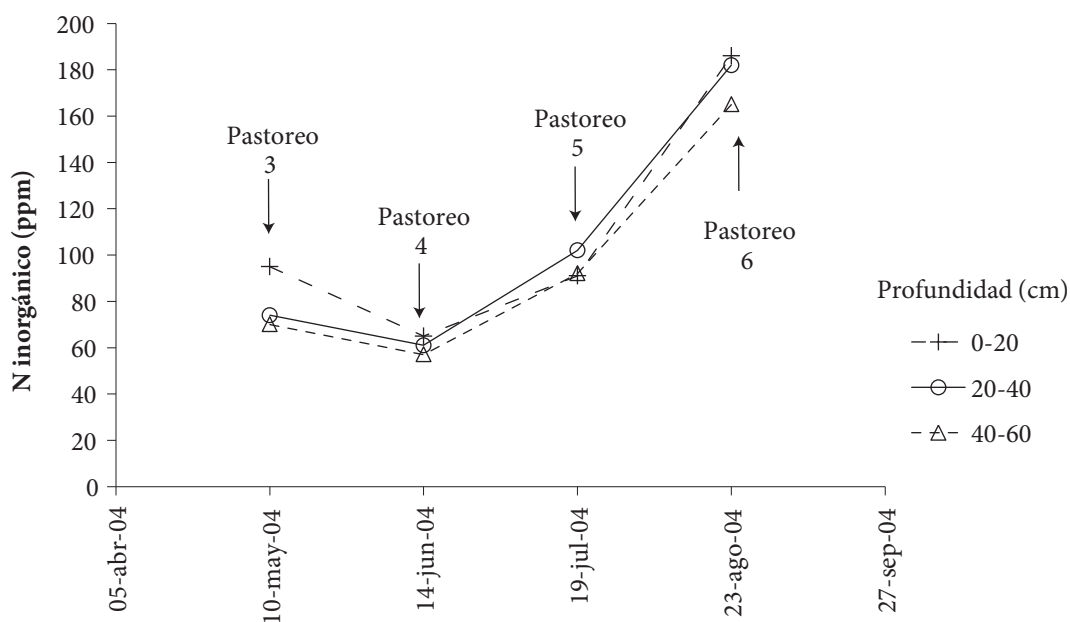


Figura 1. Evolución de la concentración de N inorgánico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en el suelo a lo largo de los ciclos de pastoreo de una pradera mixta.

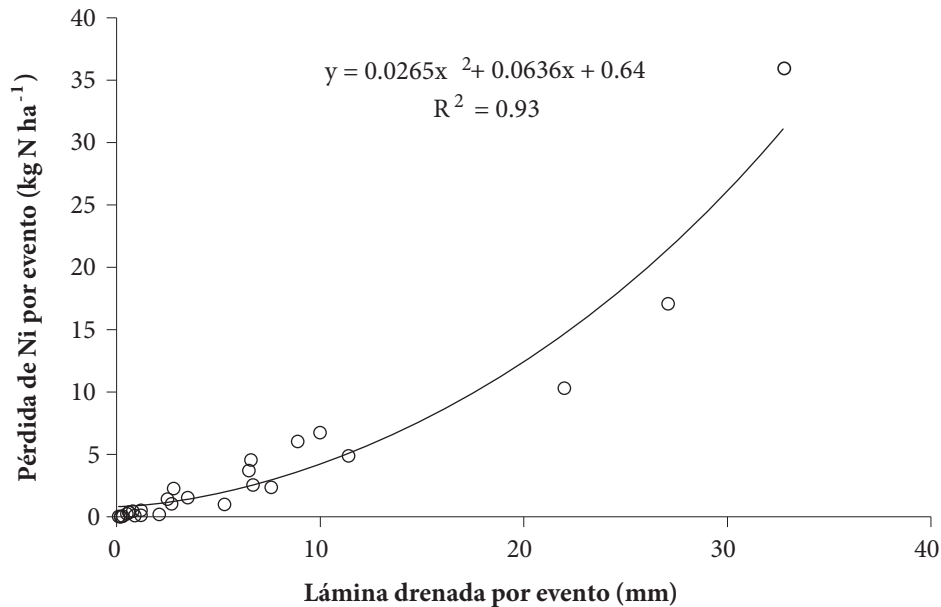


**Cuadro 3. Valores promedio de pérdidas de N inorgánico por lixiviación durante el periodo de evaluación.**

	Promedio ponderado <sup>†</sup>	Estiércol	Orina	Testigo
Lámina drenada promedio por evento (mm)	6	6 ± 6.9	7 ± 10.0	6 ± 8.6
Lámina drenada total (mm)	52	56	64	51
Concentración de amonio (mg L <sup>-1</sup> )	12	11 a <sup>‡</sup> ± 2.3	14 a ± 7.3	12 a ± 3.5
Concentración de nitratos (mg L <sup>-1</sup> )	36	29 a ± 15.3	48 a ± 24.2	34 a ± 17
Concentración de N inorgánico (mg L <sup>-1</sup> )	48	40 a ± 16.5	62 a ± 29.2	46 a ± 19.0
Total de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> lixiviado (kg ha <sup>-1</sup> )	6	6 a	8 a	6 a
Total de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> lixiviado (kg ha <sup>-1</sup> )	22	12 a	30 a	22 a
Lixiviación N inorgánico lixiviado (kg ha <sup>-1</sup> )	29	19 a	38 a	28 a

<sup>†</sup>Promedio ponderado de acuerdo al área afectada por cada tratamiento (8 % estiércol, 14.4 % orina y 77.6 % testigo).

<sup>‡</sup>Cifras con una misma literal en la hilera no difieren entre sí (Tukey, 0.05).

**Figura 2. Pérdidas de N inorgánico en función de la lámina drenada.**

también han encontrado que las principales pérdidas de N por lixiviación se manifiestan principalmente al inicio del periodo de lluvias, cuando se ha hecho alguna aplicación de fertilizante nitrogenado o las concentraciones de N mineral en el suelo son elevadas (Eckard *et al.*, 2004); posteriormente, la lámina de agua de percolación puede ser un factor determinante debido al incremento en los flujos descendentes de agua que aceleran el proceso de lixiviación.

La pérdida total por lixiviación de N en esta pradera mixta con pastoreo en condiciones de clima templado fue de 29 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Cuadro 3). Durante el periodo experimental evaluado se registraron 10 eventos de precipitación que provocaron lixiviación que se midió en efluente de los lisímetros; no obstante, un análisis del historial de 10 años de precipitación pluvial y evaporación, revela que en un

año promedio se deberían presentar 16 eventos de precipitación que generarían efluentes por debajo de 60 cm de profundidad, lo cual indica que las pérdidas que se cuantificaron corresponden aproximadamente a 63 % de las que se podrían presentar en un año promedio.

Con base en lo anterior se puede afirmar que con este sistema de producción, las pérdidas reales promedio de N por lixiviación son del orden de 46 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. La pérdida registrada resultó superior a las determinadas por Vertès y Simon (1993) en praderas de trébol blanco (*Trifolium repens* L) y gramíneas pastoreadas, equivalentes a 28, 16 y 11 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el primero, segundo y tercer año de edad, respectivamente. Esta diferencia puede ser reflejo del menor rendimiento de la leguminosa y, por tanto, del menor aporte de N al sistema en praderas basadas en trébol

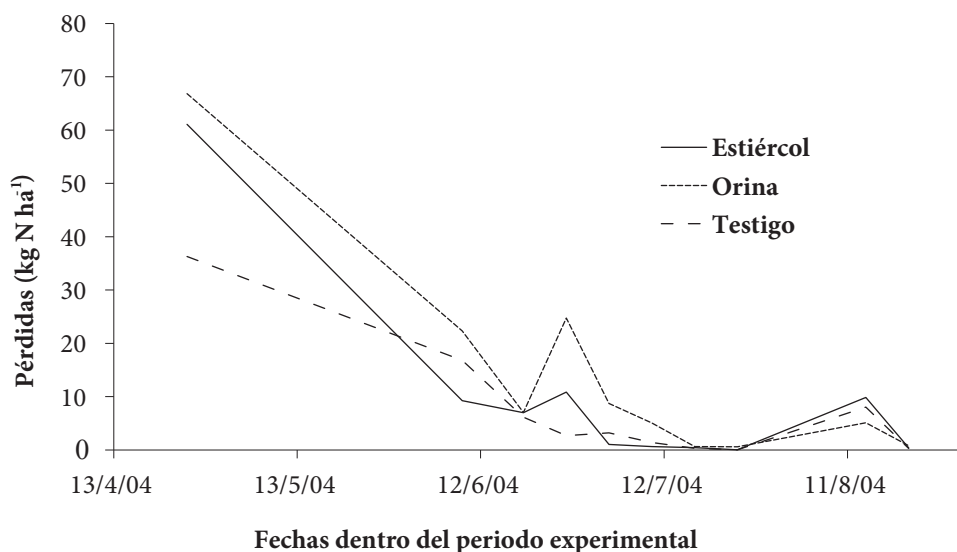


Figura 3. Pérdidas de N por lixiviación por evento de precipitación pluvial durante el periodo evaluado.

blanco que en aquellas basadas en alfalfa.

Por otra parte, la cantidad de N lixiviado en este experimento se encuentra en el intervalo de valores comunicados en la literatura; Garwood y Ryden (1986) estimaron valores de 58 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para suelos con condiciones físicas y características de manejo similares a las de esta investigación, en tanto que Alfaro *et al.* (2008) estimaron niveles muy variables de pérdidas (entre 11 y 71 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en praderas pastoreadas en condiciones de precipitación de 1284 mm al año.

Las salidas de N por lixiviación representaron sólo 7 % de las entradas de N al sistema de producción (574 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), por lo que podría subestimarse su importancia; sin embargo, la alta concentración de N inorgánico en el suelo y en el agua de percolación, son indicativos de que se deben reconsiderar las prácticas de manejo de la pradera y de la carga animal con el objetivo de promover un mayor aprovechamiento de N en el sistema.

### CONCLUSIONES

En la pradera mixta de leguminosa y gramínea con altos ingresos de N al sistema y alta proporción de N reciclado con las excretas de vacas en pastoreo, las concentraciones de N inorgánico en los 60 cm superiores del perfil del suelo fueron altas (70 a 80 mg kg<sup>-1</sup>). Durante la temporada lluviosa, 10 eventos de precipitación provocaron drenaje por debajo de esa profundidad, con altas concentraciones de N inorgánico en el agua de percolación (48 mg L<sup>-1</sup>). Como consecuencia tanto de la precipitación elevada como de la alta concentración de N inorgánico en el agua de percola-

ción, la lixiviación de N promedio equivalente en este sistema de producción se estimó en 46 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Esta cantidad puede considerarse alta, aunque está en el intervalo de valores comunicados en la literatura y representó únicamente 7 % de los ingresos totales de N al sistema. La presencia de excretas no afectó las pérdidas de N.

### BIBLIOGRAFÍA

- ADAS, Agricultural and Environmental Consultancy-ADAS UK Ltd. (2007) Diffuse Nitrate Pollution from Agriculture-Strategies for Reducing Nitrate Leaching. ADAS Report to Defra-Supporting paper D3 for the consultation on implementation of the Nitrates Directive in England, UK. 52 p. Disponible en: <http://archive.defra.gov.uk/environment/quality/water/water-quality/diffuse/nitrate/documents/consultation-supportdocs/d3-inventory-measures.pdf>. (Julio 2014).
- Alfaro M., F. Salazar, S. Iraira, N. Teuber, D. Villarroel and L. Ramírez (2008) Nitrogen, phosphorus and potassium losses in a grazing system with different stocking rates in a volcanic soil. *Chilean Journal of Agricultural Research* 68:146-155.
- Bremner J. M. (1965) Inorganic forms of nitrogen. In: *Methods of Soil Analysis (Part 2)*. C. A. Black (ed.). American Society of Agronomy (Agronomy 9). Madison, Winconsin. pp:1179-1237.
- Cachón A. H. E., G. H. Nery y E. H. Cuanalo de la Cerda (1974) Los Suelos del Área de Influencia de Chapingo. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. 80 p.
- Castro R. E., J. E. Mojica R., J. León, M. Pabón, J. Carulla y Edgar Cárdenas (2009) Balance de nitrógeno en pastura de gramíneas y pastura de gramínea más *Lotus uliginosus* en la sabana de Bogotá, Colombia. *Revista Corpoica-Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 10: 91-101. Disponible en: <http://www.corpoica.org.co/sitioweb/archivos/revista/10.balancedenitrogenoenpasturadegramneas.pdf>.
- De Clercq P., A. C. Gertsis, G. Hofman, S. C. Jarvis, J. J. Neeteson and F. Sinabell (2001) Nutrient Management Legislation in European Countries. Wageningen Press, Wageningen, The Netherlands. 347 p.
- Decau M. L., J. C. Simon and A. Jacques (2004) Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *Journal of Environmental Quality* 33:637-644.
- Demant F. R. y C. Canseco M. (2006) Comparación de métodos indirectos

- de estimación de la disponibilidad de forraje en praderas permanentes del Sur de Chile. *In: XXXI Reunión Anual Sociedad Chilena de Producción Animal*. Temuco, Octubre de 2006. N. Sepúlveda y P. Soto (eds.). pp: 9-10. Disponible en Índice de trabajos "Praderas y forrajes". Disponible en: [http://www.sochip.cl/uploads/media/Congreso\\_2006.pdf](http://www.sochip.cl/uploads/media/Congreso_2006.pdf) (Julio 2014).
- Díaz P. G., C. J. A. Ruíz, G. G. Medina y A. V. Serrano (2008)** Estadísticas Climatológicas Básicas del Estado de México (período 1961-2003). INIFAP. Campo Experimental Cotaxtla. Libro técnico No. 20. Veracruz, Méx. 303 p.
- Dunn S. M., A. J. A. Vinten, A. Lilly, J. De Groot, M. A. Sutton and M. McGeachan (2004)** Nitrogen risk assessment model for Scotland: I Nitrogen leaching. *Hydrology and Earth System Sciences* 8:191-204.
- Eckard R. J., D. F. Chapman, R. E. White and D. Chen (2004)** Environmental impact of nitrogen fertilizer use on dairy pastures. Dairy Science World Series Conference No2, Melbourne, Australia 59:145-148.
- Eckard R. J. and D. R. Franks (1998)** Strategic nitrogen fertilizer use on perennial ryegrass and white clover pasture in north-western Tasmania. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 38:155-160.
- Eriksen J., F. P. Vinther and K. Søgaard (2004)** Nitrate leaching and N<sub>2</sub>-fixation in grasslands of different composition, age and management. *Journal of Agricultural Science* 142:41-151.
- Eriksen J., L. Pedersen and J. R. Jørgensen (2006)** Nitrate leaching and spring wheat bread-making quality following cultivation of grasslands of different composition, age and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116:165-175.
- Estrada-Botello M. A., I. Nikolskii-Gavrilov, J. D. Mendoza-Palacios, D. Cristóbal-Acevedo, E. De la Cruz-Lázaro, N. P. Brito-Manzano, A. Gómez-Vázquez y O. Bakhlaeva-Egorova (2007)** Lixiviación de nitrógeno inorgánico en un suelo agrícola bajo diferentes tipos de drenaje en el trópico húmedo. *Universidad y Ciencia* 23:1-14.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2006)** The State of Food Insecurity in the World. FAO. Rome, Italy. 44 p. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/009/a0750e/a0750e00.htm>. (Julio 2014).
- García E. (1987)** Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. 4ª ed. México, D F. 216 p.
- Garwood E. A. and J. C. Ryden (1986)** Nitrate loss through leaching and surface runoff from grassland: effect of water supply, soil type and management. *In: Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems*. H. G. van der Meer, J. C. Ryden and G. C. Ennik (eds.). Martinus Nijhoff, Dordrecht. The Netherlands. pp:99-112.
- Lantinga E. A., J. H. Neuteboom and J. A. C. Meijs (2004)** Sward Methods. *In: Herbage Intake Handbook*. P. D. Penning (ed.). 2<sup>nd</sup> ed. The British Grassland Society. University of Reading, Maidenhead. Berkshire, UK. pp:23-52.
- McKervey Z., V. B. Woods, D. L. Easson and E. G. A. Forbes (2005)** Opportunities to reduce nitrate leaching from grazed grassland. Agri-Food and Biosciences Institute. Occasional publication No. 3. Hillsborough, Large Park, Hillsborough, Co. Down, Northern Ireland. 17 p.
- Miller R. L., V. Thacker and L. Petersen (2005)** Nutrient leaching under management intensive grazing. *In: Proceedings of the Western Nutrient Management Conference*. Salt Lake City, UT. 6:20-24.
- Newell Price J. P., D. Harris, M. Taylor, J. R. Williams, S. G. Anthony, D. Duethmann, R. D. Gooday, E. I. Lord, B. J. Chambers, D. R. Chadwick and T.H. Misselbrook (2011)** An inventory of mitigation methods and guide to their effects on diffuse water pollution, greenhouse gas emissions and ammonia emissions from agriculture. MITIGATION METHODS-USER GUIDE. ADAS, Rothamsted Research, North Wyke. f Defra Project WQ0106. Disponible en: <http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=MitigationMethods-UserGuide>. (Julio 2014).
- Nyfelor D., O. Huguenin-Elie, M. Suter, E. Frossard, J. Connolly and A. Lüscher (2009)** Strong mixture effects among four species in fertilized agricultural grassland led to persistent and consistent transgressive overyielding. *Journal of Applied Ecology* 46:683-691.
- Parsons A. J., R. J. Orr, P. D. Penning and D. R. Lockyer (1991)** Uptake, cycling and fate of nitrogen in grass-clover swards continuously grazed by sheep. *Journal of Agricultural Science* 116:47-61.
- Peyraud J. L. and L. Delaby (2006)** Grassland management with emphasis on nitrogen flows. *In: Fresh Herbage for Dairy Cattle*. A. Elgersma, J. Dijkstra and S. Tamminga (eds.). The Netherlands. pp:103-123.
- SAS, Statistical Analysis System Institute (1989)** User's Guide. 4th ed. Vol. 2. Cary, North Carolina, USA. 846 p.
- SEMARNAT (2002)** Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial, martes 31 de diciembre de 2002. Segunda Sección. México DF. 85 p.
- van Vuuren A. M., F. Krol-Kramer, R. A. van der Lee and H. Corbijn (1992)** Protein digestion and intestinal amino acids in dairy cows fed fresh *Lolium perenne* with different nitrogen contents. *Journal of Dairy Science* 75:2215-2225.
- Vertès F. and Simon J. C. (1993)** Nitrate leaching measurement in grazed grassland. *In: White Clover in Europe: State of Art*. J. Frame (comp.). FAO. Rome, Italy. pp:116-118.