

## LIXIVIACION DE NITRATOS EN SUELOS DESTINADOS A CESPEDES

G CIVEIRA<sup>1</sup>, E FAURE<sup>2</sup>; RS LAVADO<sup>1</sup> y G RUBIO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes; <sup>2</sup>Cátedra de Espacios Verdes; Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, C1417DSE Buenos Aires. E-mail: [rubio@agro.uba.ar](mailto:rubio@agro.uba.ar)

Recibido 28 de julio de 2003, aceptado 11 de noviembre de 2003

### NITRATE LEACHING FROM TURFGRASS SOILS

Vehicular and foot traffic increase soil compaction in sport and recreational areas, reducing shoot and root growth and overall quality of turfgrasses. Soil enrichment with sands is a common practice to cope with this problem. Sand-soil mixtures require a high input of fertilizers and water to maintain a high quality surface. These practices may increase contamination of groundwaters. The objective of this work was to evaluate the effect of soil composition, nitrogen fertilization and irrigation on nitrate leaching in turfgrass soils. Plants of *Lolium perenne* were grown in pot culture in 3 different growing media (topsoil plus 10, 40 or 70% sand v/v), two nitrogen treatments and two irrigation regimes. Plant biomass and nitrate in the leaching water was measured several times along the growing period (7 months). Increases in nitrate concentration of leaching water was observed right after nitrogen fertilization in high nitrogen treatment pots. These nitrate pulses were not affected by irrigation regime of soil treatments. No significant treatment effects were observed in the other sampling dates. Discussion is given on management strategies to reduce nitrate leaching.

**Keywords:** nitrogen, turfgrass, leaching, fertilization

### INTRODUCCION

El tránsito de maquinarias y el pisoteo provocan el deterioro de la calidad del césped, ya sea por desgaste vegetal o compactación del suelo. Una alternativa para aliviar la compactación en campos deportivos es su enriquecimiento con materiales que incrementen artificialmente la macroporosidad, como las arenas de origen fluvial (McNitt, Landschoot 2003). El agregado de arenas al suelo puede disminuir drásticamente la fertilidad química del suelo, y hacer mas necesaria la fertilización. Las dosis elevadas de fertilizantes y la mayor demanda de agua de riego en suelos permeables provoca un aumento de la lixiviación de nitratos y del riesgo de contaminación de aguas subterráneas (Petrovic 1990). En las áreas peri-urbanas y rurales de Buenos Aires se observó que tanto las actividades hortícolas intensivas como las agrícolas extensivas pueden conducir a pérdidas importantes de nitratos hacia el subsuelo (Rimski-Korsakov *et al.* 2003). En tal sentido, en los alrededores de Buenos Aires han sido detectados valores de nitratos en aguas de bebida por encima de los valores límite (Heredia, Pascale 2000). La hipótesis central de este trabajo es que los espacios verdes manejados intensivamente generan un

exceso de nitratos que migran hacia el subsuelo y pueden contribuir al enriquecimiento en nitratos de las aguas subterráneas. Nuestro objetivo consistió en evaluar, en condiciones controladas, el efecto de la composición del sustrato, la fertilización y el riego sobre la lixiviación de nitratos.

### MATERIALES Y METODOS

Se realizó un experimento en un invernáculo ubicado en el predio de la Facultad de Agronomía (UBA), entre los meses de mayo y noviembre de 2002.

Se sembró *Lolium perenne* var *addieshack*. en columnas de 15 cm de diámetro y 57 cm de profundidad, con una malla en la base para contener el medio de cultivo y permitir el paso del agua para su posterior recolección en la base de los tubos. Para los riegos se utilizó agua destilada. La siembra se realizó el 13 de mayo de 2002, luego de una fertilización de base con fósforo, potasio y nitrógeno. El diseño siguió un arreglo factorial 2x2x3. Los factores fueron: a. Nitrógeno, nivel 1: dosis equivalente a 5 g N m<sup>-2</sup>; nivel 2: dosis equivalente a 30 g N m<sup>-2</sup>. En ambos casos esas dosis se aplicaron como urea en dos fechas: 20 de julio y 27 de septiembre, b. Suelo, tres niveles: suelo franco (horizonte A de un Argiudol Típico) con agregado de 10, 40 y 70 % de arena de origen fluvial, respectivamente. El suelo original presentaba las siguientes características: 19.6 % arena; 32.5 % arcilla; 47.9 % limo; 1.41% Ct y 0.13

% Nt determinados por densimetría, Walkley y Black y Kjeldahl, respectivamente, c. Riego: nivel 1: Agregado de agua cada 10 días en cantidades tales de llevar todas las columnas al nivel del contenido de agua en capacidad de campo, en el tratamiento con 70% de arena (1000mm de agua destilada) nivel 2: Agregado de agua cada 10 días en cantidades tales de llevar todas las columnas al nivel del contenido de agua en capacidad de campo del tratamiento con 10% de arena (1250mm de agua destilada). Se efectuaron cinco repeticiones por tratamiento.

Se recolectaron muestras de los efluentes de todas las columnas cada 20 días, lo que correspondió a las siguientes fechas: 1/8, 26/8, 16/9, 6/10, 27/10 y 16/11 de 2002. Las muestras de cada efluente fueron conservadas en heladera hasta el momento de la determinación de nitratos mediante la técnica de diazotación con SNEDD (Daniel, Marbán 1989).

Aproximadamente cada 30 días se procedió al corte de biomasa aérea hasta una altura de 17 mm. Si bien en céspedes las mediciones de cobertura son más representativas que las de biomasa, por tratarse de contenedores se optó por medir biomasa para evaluar la respuesta de la especie implantada a los tratamientos efectuados. Se colocaron las muestras recolectadas en estufa a 60 ° C y se obtuvo la biomasa seca del césped. Al finalizar el experimento se determinó la biomasa radical, separando las raíces del suelo por tamizado en agua. Los resultados se analizaron según el análisis de la varianza y test LSD de diferencia de medias.

## RESULTADOS Y DISCUSION

La acumulación de biomasa total fue afectada significativamente por el factor nitrógeno ( $p < 0.05$ ). La biomasa acumulada varió entre 7.2 y 21.7 g por contenedor. Cuando se fertilizó con la dosis elevada de nitrógeno, se acumuló un 48% más de biomasa total que con la dosis baja. En el tratamiento con la dosis baja de nitrógeno, la cobertura vegetal fue deficiente y de un color inadecuado. Esto indica que en estos suelos, ésta dosis resultaría insuficiente para lograr un césped de buena calidad. El factor suelo también afectó significativamente la acumulación de biomasa aérea ( $p < 0.05$ ). Los valores de biomasa total fueron un 33% mayores en los tratamientos con 10% de arena que en aquellos con 70%, probablemente por mayor aporte de nutrientes en el tratamiento con menos arena. El factor riego no afectó significativamente la biomasa total acumulada ( $p = 0.87$ ).

La cantidad de nitratos lixiviados varió en función del tiempo transcurrido a partir

de la fecha de fertilización (Figura 1). En el primer muestreo, la concentración de nitratos fue, en promedio, unas 7 veces mayor en el tratamiento de alto nitrógeno que con dosis bajas. No existieron diferencias significativas atribuibles a los distintos tipos de suelo ( $p = 0.11$ ) y niveles de riego ( $p = 0.27$ ). En un trabajo realizado a campo en un Argiudol Típico con similar textura que nuestra situación, se observaron pérdidas de nitratos por lixiviación de 16 a 166 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. (Rimski-Korsakov *et al.* 2003), lo cual indica la susceptibilidad de estos suelos a presentar este tipo de pérdidas. En la segunda y tercera fecha de medición no se detectaron variaciones en la concentración de nitratos lixiviados. En la cuarta, realizada diez días después de la segunda fertilización, la cantidad de nitratos en el percolado fue mayor en el tratamiento con alto nivel de nitrógeno en comparación con el tratamiento con bajo nivel. En esta fecha existieron diferencias significativas atribuibles al factor suelo ( $p < 0.05$ ), siendo 5 veces mayor la concentración de nitratos en el agua de lixiviación en los tratamientos con 70% de arena que en los tratamientos con 10% de arena en el suelo. La interacción entre ambos factores fue significativa ( $p < 0.05$ ). En las dos últimas fechas de muestreo no se observaron diferencias significativas en los nitratos lixiviados debido a los factores bajo estudio (Figura 1).

Los resultados obtenidos indican que las mayores dosis de fertilización provocaron una mayor concentración de nitratos en el percolado pero este hecho no se verificó en forma permanente. El enriquecimiento en nitratos del agua de lixiviación se observó exclusivamente en las fechas de muestreo inmediatamente posteriores a la fertilización y a la re-fertilización. La disminución de aproximadamente el 20% en la concentración de nitratos en el agua de lixiviación en la segunda de estas dos fechas respecto de la primera podría ser atribuido a la mayor densidad de raíces, tal como fue observado por Geron *et al.* (1993). En esta fecha el medio de cultivo en las columnas poseía alta densidad de raíces, a diferencia de la primera fecha de medición. El factor riego no afectó la concentración de nitratos en el agua de lixiviación en ninguno de los tratamientos. Este resultado coincide con el obtenido por varios autores (e. g. Mosdell, Schmidt 1985) quienes

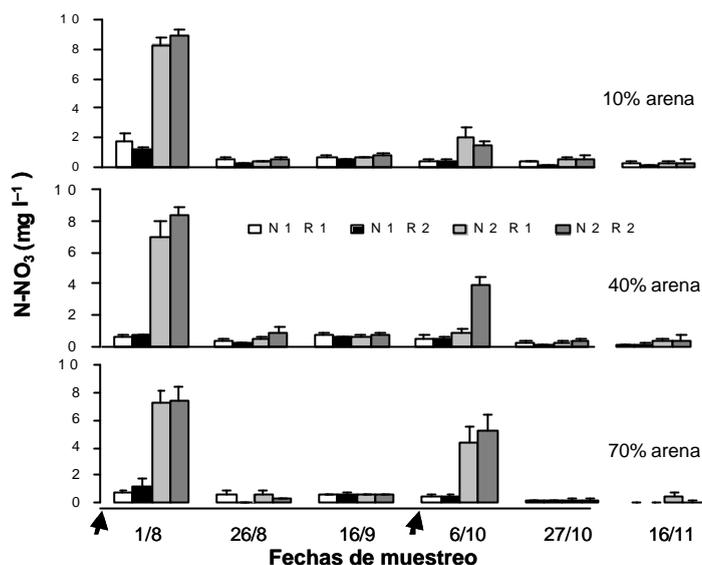


Figura 1. Concentración de nitratos en el agua de percolación en suelos con 10, 40 y 70 % de arena, sometidos a dos dosis de nitrógeno (N1 y N2) y dos niveles de Riego (R1 y R2). Las flechas en el eje X indican las fechas de fertilización. Las barras indican el error estándar.

Figure 1. Nitrate concentration of leaching waters in a soil with 10, 40 and 70% sand (v/v), under two nitrogen (N1, N2) and irrigation (R1 y R2) levels. Arrows show fertilization dates. Vertical bars mean standard error.

compararon los efectos de diferentes dosis de riego sobre la lixiviación en suelos destinados a céspedes y no obtuvieron diferencias significativas en la concentración de nitratos lixiviados.

Concentraciones de nitratos en el agua de bebida superiores a los 10 mg l<sup>-1</sup> N-NO<sub>3</sub> (U.S. EPA 1995) son consideradas tóxicas para el consumo humano. En ninguna de las fechas de muestreo se superó este valor límite, el cual es válido para aguas de consumo directo. Se debe tener en cuenta que los nitratos se van acumulando en las aguas subterráneas (Francis 1992). Por ello, se considera aceptada la hipótesis planteada ya que los valores hallados indican que el riesgo de lixiviación es elevado.

#### AGRADECIMIENTOS

Se agradece a María Julia Cabello por su colaboración en la parte experimental del trabajo.

#### REFERENCIAS

Canaway PM. 1975. Turf wear: a literature review. *J. Sports Turf Res. Inst.* 51: 92-103.  
Daniel P, Marban L. 1989. Adaptación de un método espectrofotométrico reductivo para la

determinación de nitratos. *Bol. Asoc. Arg. C. Suelo* 58:3-8.

- Francis D. 1992. Control mechanisms to reduce fertilizer nitrogen movement into groundwaters. *J. Soil Water Cons.* 6: 444-448.  
Heredia OS, Pascale C. 2000. Calidad de aguas de bebida en algunas localidades urbanas de Buenos Aires. *Rev. Fac. Agron.* 20:193-199.  
McNitt, AS, Landschoot PJ. 2003. Effects of soil reinforcing materials on the surface hardness, soil bulk density, and water content of a sand root zone. *Crop Sci.* 43: 957-966.  
Mosdell, D, Schmid RE. 1985. Temperature and irrigation influences on nitrate losses of *Poa pratensis* L. turf. En: F. Lemaire (ed.). *Proc. 5th Int. Turfgrass Research Conf.*, INRA. Avignon, pp. 487-494.  
Petrovic AM. 1990. The fate of nitrogenous fertilizers applied to turfgrass. *J. Env. Qual.* 19: 1-14.  
Rimski-Korsakov H, Alconada M, Lavado RS. 2000. Lixiviación de nitratos a partir de fertilizantes y biosólidos en un suelo arcilloso. *Ing. San. Amb.* 53: 60-63.  
Rimski-Korsakov H., G. Rubio, R.S. Lavado. 2003. Nitrate leaching by pulses in agricultural soils. Aceptado en *Agric. Water Manage.*  
U.S. EPA 1995. Drinking water regulations and health advisories. Washington DC Office of Water. 11 p.