

DESNITRIFICACIÓN DE UN FERTILIZANTE DE LENTA LIBERACIÓN Y UREA+FOSFATO MONOAMÓNICO APLICADOS A TRIGO IRRIGADO CON AGUA RESIDUAL O DE POZO

Sandra Grisell MORA RAVELO¹, Francisco GAVI REYES², Juan José PEÑA CABRIALES⁴, Jesús PERÉZ MORENO³, Leonardo TIJERINA CHÁVEZ² y Humberto VAQUERA HUERTA⁵

¹ Estudiante de Doctorado del Colegio de Postgraduados. ^{2,3,5} Profesores Investigadores del Programa de Hidrociencias, Edafología y Estadística del Colegio de Postgraduados. Carretera México Texcoco, km 36.5 C.P. 56230, Montecillo, Edo. de México

⁴ Profesor Investigador del Laboratorio de Ecología Microbiana del Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV) Unidad Guanajuato. Correo electrónico sgmora@colpos.mx

(Recibido julio 2006, aceptado mayo 2007)

Palabras clave: óxido nitroso, urea-arcilla, aguas residuales urbanas

RESUMEN

El estudio de la emisión de óxido nitroso (N_2O) producto de la combinación de tipos de fertilizante y agua en suelo rizosférico, y no rizosférico a lo largo del ciclo del cultivo, puede generar conocimiento que contribuya a incrementar la eficiencia de recuperación del N de los fertilizantes o abonos y a reducir las pérdidas de nitrógeno (N) por desnitrificación. El empleo eficiente de fertilizantes nitrogenados y de aguas residuales no tratadas de origen urbano por los cultivos es una necesidad agronómica, económica y ambiental. La desnitrificación es un factor importante que generalmente disminuye la eficiencia del N aplicado a los cultivos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la desnitrificación de un fertilizante de lenta liberación usando como referencia urea+fosfato monoamónico y fertilizante orgánico, en trigo irrigado con agua residual o de pozo. Se efectuaron análisis en el suelo vertisol empleado en el experimento con la fracción rizosférica y no rizosférica. El fertilizante de lenta liberación usado tiene una matriz enriquecida con N y fósforo (P) y se encuentra en proceso de ser patentado. Se evaluó cada fertilizante y la combinación del fertilizante de lenta liberación con fertilizante orgánico. Las muestras de suelo rizosférico y no rizosférico fueron colectadas a los 55, 67 y 97 días después de la siembra, se incubaron durante 18 días a una temperatura de 25 °C controlando diariamente la humedad. Los resultados ($p < 0.05$) arrojaron que las interacciones entre: muestreos y tipos de agua, muestreos y fertilizantes y tipos de agua y fertilizantes afectaron ($p \leq 0.06$) la emisión de N_2O , la cual se incrementó al aplicar urea+fosfato monoamónico junto con agua residual. En promedio existió menos emisión de N_2O al aplicar fertilizante de lenta liberación o fertilizante orgánico al irrigar con agua de pozo que con agua residual. El uso de agua residual en promedio se asoció con una mayor pérdida de N. La mayor emisión promedio de N_2O ocurrió a los 67 días después de la siembra. La desnitrificación promedio fue similar en el suelo rizosférico y no rizosférico.

Key words: nitrous oxide, urea-clay, urban waste water

ABSTRACT

The study of N_2O emission originated by the combination of different types of fertilizers and water on rhizospheric soil, and non- rhizospheric soil along the crop cycle, can contribute to useful knowledge in order to increase fertilizer and manure N recovery efficiency and to reduce the N loss by denitrification. The efficient use of nitrogen fertilizers and non- treated urban waste water for crops is an agronomic, economic and environmental need. The denitrification is an important factor that diminishes the N efficiency in crops. The objective of this investigation was to evaluate the denitrification of a slow release fertilizer using as reference urea plus monoammonium phosphate and an organic fertilizer, applied to wheat irrigated with urban waste water or well water. Analyses were made in the vertisol type soil used in the experiment with both, rhizospheric and non-rhizospheric soil. The slow release fertilizer used has a matrix enriched with N and P and its patent is currently in progress. Each fertilizer was evaluated alone, as well as the slow release fertilizer plus organic fertilizer. The samples of rhizospheric and non-rhizospheric soils for each treatment were collected at 55, 67 and 97 days after sowing and incubated during 18 days at 25 °C, controlling the soil humidity daily. The results ($p < 0.05$) showed that the interactions between samplings and types of water, samplings and fertilizers, and types of water and fertilizers affected ($p < 0.06$) the emission of N_2O , which was increased when urea plus monoammonium phosphate and waste water were applied. On average, there was less N_2O when emissions slow release fertilizer or organic fertilizer were applied and irrigated with well water as compared to irrigation with waste water. As well, use of waste water was, on average, associated with a bigger loss of N. The highest average emission in N_2O was observed 67 days after sowing. The average denitrification was similar in the rhizospheric and non-rhizospheric soil.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se han investigado productos que permitan la liberación lenta del N contenido en los fertilizantes para reducir las pérdidas de dicho elemento y evitar la necesidad de acudir a aplicaciones frecuentes. Con la utilización de aguas residuales en la agricultura, los cultivos aprovechan los nutrientes que contienen, entre ellos el N y P, lo que representa un beneficio económico para el productor. El empleo eficiente de fertilizantes nitrogenados y de aguas residuales urbanas por los cultivos es una necesidad agronómica, económica y ambiental (Yadav *et al.* 2003, Toze 2006). El nitrógeno aplicado a los cultivos como fertilizante no es recuperado completamente por éstos. Uno de los mecanismos por el cual se pierde N y disminuye la eficiencia del aplicado a los cultivos es la desnitrificación, que consiste en la liberación de óxidos de N desde el suelo hacia la atmósfera. Ello afecta negativamente la economía del agricultor y pueden afectar de igual manera el ambiente. Uno de los gases emitidos es el N_2O . Este es un gas que incrementa el efecto invernadero con concentraciones de 0.6 - 0.9 $\mu\text{Lm}^{-3}/\text{año}$ (Prinn *et al.* 2000) y contribuye al adelgazamiento de la capa de ozono (Aulakh *et al.* 1998)

El consorcio de bacterias que participan en la producción de N_2O se denominan desnitrificantes y tienen el potencial genético de producir, por la acción de algunas óxido-nitro reductasas, la conversión de NO_3^- hasta llegar a N_2 . Muchas variedades de bacterias utilizan compuestos de carbono orgánico (C_{org}), o CO , mientras que otras pueden crecer autotóricamente con H_2 y CO_2 o bien reduciendo compuestos de sulfuro (Tate 2000). El Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC, 2001) reportó que las actividades antropópicas contribuyen con 44 % de la emisión global de N_2O (16.2 Tg N/año), y que de dicha contribución se estima que 46 % proviene de actividades agrícolas. Otras estimaciones indican que 37 % de dichas emisiones antropópicas se derivan del uso de fertilizantes nitrogenados y su respectiva desnitrificación (Rochette *et al.* 2000).

La tasa de desnitrificación es afectada por diversos factores que modifican la concentración de NO_3^- , C y O_2 en el suelo, así como por las poblaciones de bacterias y nutrientes que éstas requieren. Los factores más importantes son:

- 1) El tipo de fertilizante nitrogenado aplicado (N_{org} , NH_4^+ , NO_3^-) que promueve la emisión de N_2O por nitrificación y desnitrificación (Hakata *et al.* 2003, IPCC 2001).

- 2) La tasa de mineralización de la materia orgánica (MO), la cual produce NO_3^- que pueden desplazarse a capas más profundas del suelo. A menor contenido de MO, el proceso de lixiviación es más lento por la ausencia de bacterias, ya que el C o aquellos compuestos orgánicos a base de este elemento son fuente de energía para estos microorganismos, aunque hay otros nutrimentos como el mismo N en forma de NO_3^- y NH_4^+ y Ca (Marschner *et al.* 2001, Degens *et al.* 2000).
- 3) Secreción de exudados por las raíces, los cuales regulan la dinámica de las poblaciones de bacterias desnitrificantes (van Groeningen *et al.* 2004).
- 4) El nivel de oxigenación. La óxido reductasa es reprimida por el O_2 , que también inhibe la formación de reductasa probablemente por la competencia de electrones. La reducción de NO_3^- a NO_2^- se observa a baja concentración de O_2 (Knowles 1999);
- 5) Contenido de humedad. Los elevados contenidos hídricos, mayores a 70-80 % del agua útil durante períodos prolongados son importantes para que ocurra de desnitrificación (Knowles 1999).
- 6) Textura del suelo. Los suelos de textura arcillosa poseen mayores niveles de MO (carbono lábil) y por ende mayor actividad microbiana (Marschner *et al.* 2001) y
- 7) El pH del suelo. La reacción del suelo neutra o ligeramente alcalina, promueve la desnitrificación por su efecto positivo en el desarrollo de las bacterias del suelo; aunque también a $\text{pH} < 4$ puede haber bacterias capaces de producir desnitrificación (Knowles 1999).

El IPCC (2001) ha propuesto que del N aplicado se pierde aproximadamente 1.25 % como N_2O ; sin embargo, con base en lo antes mencionado, es evidente que este porcentaje de pérdida depende en términos generales del tipo del suelo, clima, cultivo y manejo.

Por ejemplo, en suelos arables con bajo contenido de MO y alto potencial de desnitrificación ocasionado por exceso de agua que reduce la disponibilidad de oxígeno, la emisión de N_2O se incrementa debido a las condiciones favorables para las bacterias, producto de la combinación del N mineral y orgánico con el C presente en los abonos orgánicos aplicados (Barton y Schipper 2001). En general, la emisión de N_2O aumenta si hay como sustrato NO_3^- y C, deficiente contenido de O_2 y presencia adecuada de bacterias responsables de la desnitrificación (van Groeningen *et al.* 2004, Del Grosso *et al.* 2000).

La emisión de N_2O derivada del agua residual urbana se ha estimado hasta en 204 kg de $\text{N-NO}_2^- \text{ha}^{-1}$ (Vivanco-Estrada *et al.* 2001). Dicha agua favorece las condiciones para que ocurra una alta tasa de desnitrificación y con ello una disminución de la eficiencia de uso del N por los cultivos. Con el fin de evitar pérdida de eficiencia en la recuperación del N, se han diseñado y evaluado diversos fertilizantes de lenta liberación y fertilizantes de liberación controlada, obteniendo en la mayoría de los casos resultados favorables (Shoji y Kamo 1994, Cabrera 1997, Miah *et al.* 2000, Singh *et al.* 2004). Algunos resultados poco alentadores y el alto costo de los productos de este tipo en el mercado justifican la búsqueda de productos alternativos. Se encontró que con un fertilizante de lenta liberación fabricado con una matriz arcillosa enriquecida con N y K se obtuvo una mayor eficiencia de recuperación de N cuando se aplicó de acuerdo al requerimiento nutrimental del cultivo de trigo (Castro *et al.* 2006). Se ha reportado que la composición de la comunidad de bacterias en la rizosfera es afectada por la interacción compleja entre el tipo de suelo, especies de plantas y distribución de las raíces (Marschner *et al.* 2001), lo cual puede modificar la tasa de desnitrificación en dicha zona.

CUADRO I. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EXPERIMENTAL

VARIABLES	Método	Valor	Unidades
N	MicroKjeldahl	0.07	%
P extraíble	Olsen	34	mg kg ⁻¹
Materia orgánica	Wakley y Black	1.4	
C I C	Con acetato de amonio	39	cmol _c kg ⁻¹
pH (relación 2:1)	Potenciómetro	7.76	
CE	Conductímetro	0.69	dS m ⁻¹
Arena	Bouyoucos	10	%
Limo		17	%
Arcilla		73	%
Clase textural		Arcilloso	

CE = Conductividad eléctrica, CIC = Capacidad de intercambio catiónico

CUADRO II. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA UTILIZADA

Variables	Valor		Unidades
	AR	AP	
N total	72	32	mg L ⁻¹
N-NO ₃	6	22.27	meq L ⁻¹
N-NH ₄	55	8.64	meq L ⁻¹
P-PO ₄ soluble	11	0.86	mg L ⁻¹
P total	39	0.60	mg L ⁻¹
pH	7.05	7.45	
CE	0.59		dS m ⁻¹

AR = agua residual, AP = agua de pozo, CE = Conductividad eléctrica

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo biológico se llevó a cabo en invernadero. Se utilizó un suelo vertisol háplico (INEGI 2001a). Las características del suelo y agua se presentan en los **cuadros I y II**.

Como cultivo indicador se usó trigo variedad Tlaxcala F2000 una nueva variedad de trigo harinero (*Triticum aestivum* L.) que se clasifica como una variedad de ciclo intermedio, desarrollada para condiciones de temporal por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias de México (INIFAP). Su ciclo de cultivo promedio es de 118 días, con una oscilación de 107 a 135 días (Villaseñor *et al.* 2000a).

Los fertilizantes aplicados fueron: fosfato monoamónico + Urea (FC), vermicomposta (FO); y fertilizante de lenta liberación (FL) denominado "GAPU" (constituido por una matriz de arcilla enriquecida con N y P para aprovechar las características cinéticas de la misma), en proceso de ser patentada. La mezcla contiene 8.1 y 6.3 % de N y P en peso respectivamente. Los tratamientos se diseñaron para probar el efecto simple de cada uno de estos materiales y la combinación del FL+FO. La vermicomposta (que contenía 1.37 % N y 0.75 % P) fue elaborada con desechos de plantas útiles en jardinería. El agua usada para regar fue de pozo y residual proveniente de zonas urbanas, de acuerdo al tratamiento. La dosis de fertilización de N y P para el trigo fue la recomendada para la zona del Bajío de donde se colectó el suelo para este estudio, equivalente a 360 kg de N ha⁻¹ y 257 kg de P ha⁻¹. Esta cantidad se determinó con base en la recomendación de triplicar la dosis de campo en ensayos de invernadero con macetas (Terman *et al.* 1962). Se aplicó todo el N y P al momento de la siembra.

La unidad experimental (UE) consistió de 2 kg de suelo en macetas cilíndricas: sin plantas (para

colectar el suelo no rizosférico) y con tres plantas (donde se colectó el suelo rizosférico). El número de macetas fue calculado para que en cada fecha de muestreo (55, 67 y 97 días después de la siembra) se colectaran tres UE por tratamiento (**Cuadro III**).

Las muestras colectadas fueron incubadas para capturar la emisión de N₂O (Grageda *et al.* 2000). El método consistió en tener UE de 30 g de suelo en frascos de 120 mL con área basal de 4.5 cm de diámetro. Cada UE se incubó durante 18 días a una temperatura de 25 °C controlando diariamente la humedad a capacidad de campo. La colecta del N₂O se hizo con tubos "vacuumtainer" de vidrio de 5 mL de capacidad y agujas de doble punta (Pérez-Batallón *et al.* 1998).

El N₂O colectado de las incubaciones fue cuantificado en el laboratorio del CINVESTAV por cromatografía de gases, inyectando 1 mL de la muestra en el cromatógrafo de gases Hewlett-Packard serie 5880, acondicionado con una columna Porapack N y un detector de ionización de flama, usando N como gas corrector y las siguientes condiciones: temperatura del inyector a 110 °C, temperatura del horno a 90 °C y temperatura del detector a 300 °C.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que se presentan a continuación son los efectos significativos detectados a un nivel de $p < 0.05$. Se observaron diferencias en las emisiones de N₂O en función del avance del desarrollo del cultivo de trigo en el suelo no rizosférico y no se encontraron diferencias significativas entre los muestreos correspondientes a la etapa fenológica del suelo rizosférico. A los 67 días después de la siembra ocurrió la mayor emisión de este gas (**Fig. 1**). Posiblemente esto se debió a que las plantas de trigo ya habían absorbido el N que requería, ya que ese periodo correspondió a la etapa de espigamiento.

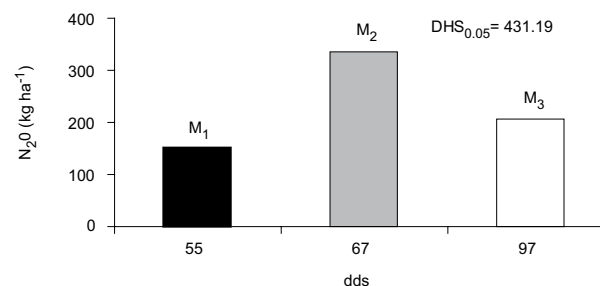


Fig. 1. Emisión de N₂O en tres etapas del cultivo de trigo. dds = Días después de la siembra, DHS = Diferencia honesta significativa, DHS = Diferencia honesta significativa

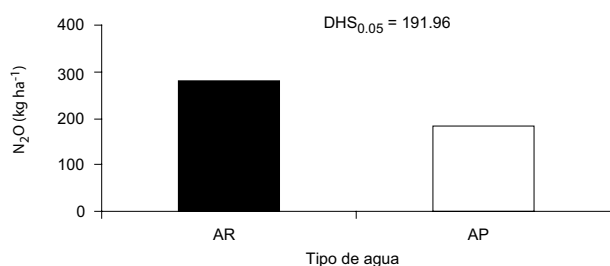


Fig. 2. Emisión de N₂O por tipo de agua de riego durante el periodo del cultivo de trigo. AR= Agua residual, AP= Agua de pozo, DHS = Diferencia honesta significativa

Al irrigar con agua residual se detectó una mayor emisión de N₂O (**Fig. 2**) que al irrigar con agua de pozo. Esto se debe a que el agua residual aporta MO y otros nutrimentos que pueden favorecer el desarrollo de bacterias desnitrificantes (datos no presentados). Barton *et al.* (1999) mencionan que la irrigación con agua residual favorece el proceso de desnitrificación, indicando que las emisiones al ambiente pueden ser superiores a los 200 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Vivanco-Estrada *et al.* (2001) reportaron pérdidas similares en el cultivo de maíz irrigado con agua residual urbana. En los trabajos citados, así como en este, las condiciones de exceso de humedad propiciaron la deficiencia de oxígeno, lo que favoreció la desnitrificación.

La emisión promedio de N₂O es mayor con FC (**Fig. 3**) debido a la mayor solubilidad e hidrólisis que tiene este fertilizante al transformarse en NH₄⁺ y la incapacidad de la planta para absorberlo antes de que se pierda por volatilización. No obstante, al irrigar con agua residual la óxido-reducción de NH₄⁺ a NO₃⁻ fue acelerada, además si dichas aguas contienen elevados niveles de ureasa, contribuyen al proceso de desnitrificación. Los resultados obtenidos coinciden con Duxbury *et al.* (1993), quienes reportaron que la aplicación de urea y NH₄⁺ favorece la producción de N₂O a partir de la hidrólisis de la urea y por la acción de bacterias

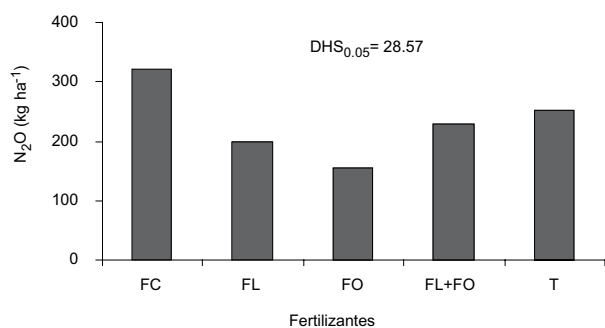


Fig. 3. Emisión de N₂O por tipo de fertilizante en el cultivo de trigo. FC= fertilizante comercial, FL= fertilizante de lenta liberación, FO= fertilizante orgánico, T= testigo, DHS = Diferencia honesta significativa

nitrificantes y desnitrificantes que los reducen hasta convertirlos en N₂O. En los tratamientos con FO y FL (fertilizante de lenta liberación **cuadro III**) la emisión de este gas fue menor respecto a los tratamientos con FC, FL+FO y T como consecuencia de su menor disponibilidad y solubilidad, respectivamente, ya que el fertilizante orgánico debe primero mineralizarse y la matriz arcilla urea debe destruirse para liberar el N por medio de la hidrólisis. Harrison y Webb (2001) sugirieron que las emisiones relativas de N₂O por fertilizantes nitrogenados generalmente son mayores con fertilizantes solubles que contienen NO₃⁻ que con aquellos que contienen NH₄⁺, conforme se incrementa la humedad del suelo.

En la **figura 4** se presenta la emisión de N₂O como consecuencia de la interacción de los tipos de fertilizantes y el tipo de agua de riego. Consistentemente, con el agua residual se obtuvo mayor desnitrificación aunque de diferente magnitud dependiendo del fertilizante aplicado, con valores de 322 kg ha⁻¹ hasta 155 kg ha⁻¹ de N₂O. La excepción ocurrió cuando se aplicó el fertilizante orgánico. Van Groeningen *et al.* (2004) mencionan que el tipo de suelo y fertilizante aplicado también son factores que determinan la

CUADRO III. TRATAMIENTOS EN EL EXPERIMENTO CON PLANTAS DE TRIGO EN SUELO ARCILLOSO

Número	Suelo	Fertilizante	Agua
1	SR	FC	AR
2	SR	FC	AP
3	NR	FC	AR
4	NR	FC	AP
5	SR	FL	AR
6	SR	FL	AP
7	NR	FL	AR
8	NR	FL	AP
9	SR	FO	AR
10	SR	FO	AP
11	NR	FO	AR
12	NR	FO	AP
13	SR	FL + FO	AR
14	SR	FL + FO	AP
15	NR	FL + FO	AR
16	NR	FL + FO	AP
17	SR	T	AR
18	SR	T	AP
19	NR	T	AR
20	NR	T	AP
			Total UE= 240

SR = suelo rizosférico, NR = suelo no rizosférico; FC = fertilizante comercial, FL = fertilizante de lenta liberación, FO = fertilizante orgánico, T = testigo; AR = agua residual y AP = agua de pozo. Se hicieron tres repeticiones por tratamiento

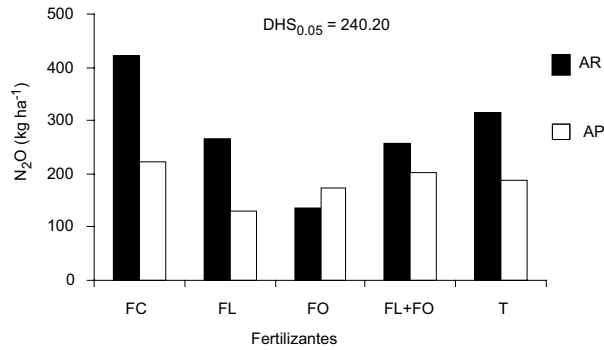


Fig. 4. Emisión de N₂O por tipo de fertilizante agua de riego durante el cultivo de trigo. FC = fertilizante comercial, FL = fertilizante de lenta liberación, FO = fertilizante orgánico, T = testigo; AR = agua residual y AP = agua de pozo, DHS = Diferencia honesta significativa

magnitud de la emisión de N₂O. Esta emisión fue mayor en suelos arcillosos con pérdidas de hasta 1.54 kg ha⁻¹ día⁻¹ que en suelos arenosos cuando se emplearon fertilizantes minerales. Estos resultados respaldan los obtenidos en el presente trabajo ya que el suelo empleado fue un vertisol con 61 % de arcilla, además de que la mayor emisión se obtuvo cuando se aplicó el fertilizante comercial. Gintin y Eghball (2005), reportan que al usar una mezcla de urea con NH₄NO₃ las pérdidas de N₂O pueden llegar ser de 100 g ha⁻¹ día⁻¹ en suelos arcillosos pero Mora-Ravelo *et al.* (2005) encontraron que existen pérdidas de N₂O en este tipo de suelos de menos de 100 g ha⁻¹ día⁻¹ al ser fertilizados con NH₄NO₃.

Respecto a la interacción entre los cuatro fertilizantes y la fecha de los muestreos (55, 67 y 97 dds), se observó que al aplicar FC a los 67 y 97 dds se produce mayor cantidad de N₂O (Fig. 5). La interacción entre muestreos y tipo de agua indica que la emisión de N₂O siempre fue mayor cuando se irrigó con agua residual, especialmente a los 67 días después de la siembra (Fig. 6).

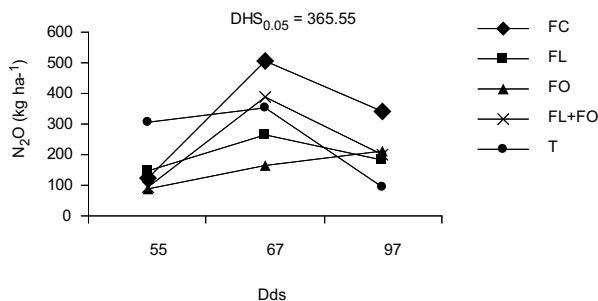


Fig. 5. Emisión de N₂O en tres etapas con diferentes tipos de fertilizante en trigo. FC = fertilizante comercial, FL = fertilizante de lenta liberación, FO = orgánico, T = testigo, dds = días después de la siembra, DHS = Diferencia honesta significativa

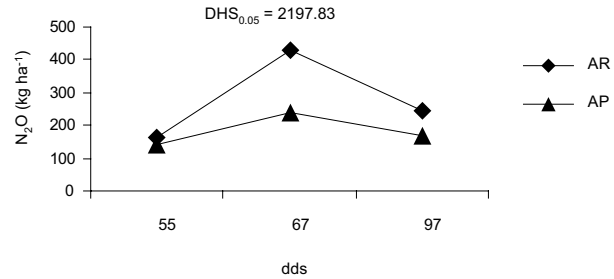


Fig. 6. Emisión de N₂O por muestreo y tipos de agua de riego en el cultivo de trigo. AR = agua residual, AP = agua de pozo, DHS = Diferencia honesta significativa

El análisis estadístico de los resultados muestra que no existieron diferencias ($p < 0.05$) en la emisión de N₂O entre el suelo rizosférico y el no rizosférico; tampoco se encontró efecto de la interacción entre los muestreos, tipos de agua y fertilizantes sobre la emisión de N₂O (Cuadro IV). Las tendencias promedio indican que es más favorable aplicar los tratamientos con FO y FL irrigados con agua de pozo que con el agua residual para evitar grandes pérdidas de N₂O por desnitrificación.

Las pérdidas de N₂O reportadas en el presente trabajo aparentemente fueron elevadas con respecto a las reportadas en otros estudios. Mahmood *et al.* (1998) mencionan que existen suelos agrícolas muy fertilizados y con bajo riego en los cuales las pérdidas de N₂O pueden ir desde 200 kg N ha⁻¹ hasta 3 Tg N₂O-N año⁻¹. Ellis *et al.* (1998) reportan pérdidas de 80-200 g N ha⁻¹ día⁻¹ a 130-800 por g N ha⁻¹ día⁻¹. En suelos de la República Checa Simek *et al.*

CUADRO IV. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA N₂O

F. V.	G. L.	C. M.	Fc	Pr>F
M	2	523361	13.37	0.001
R	1	84401	2.16	0.120
Error (a) M*REP	2	71455	1.83	0.128
S	1	93025	2.38	0.126
A	1	414912	10.60	0.001
F	4	128834	3.29	0.013
S*A	1	4540	0.12	0.734
S*F	4	18050	0.46	0.764
S*A*F	4	14214	0.36	0.835
A*F	4	91063	2.33	0.060
M*F	8	146431	3.74	0.001
M*S	2	55924	1.43	0.244
M*A	2	110193	2.81	0.064
M*S*F	8	46614	1.19	0.310
M*A*F	8	60405	1.54	0.149
Error	124	39150		
Total	179	10236878		
S = 197.86	R(aj)=31.54%			

(2000) reportan emisiones de N_2O diarias calculadas en 1 kg ha^{-1} , mientras que en Alemania Bockman y Olf (1998), encuentran emisiones promedio de $1.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$, las cuales son semejantes las que se observaron en la presente investigación.

En condiciones de invernadero, las pérdidas de N en forma de gas han llegado a ser de 5 a 10 veces mayores que las usualmente reportadas en campo en suelos agrícolas (Daum y Schenk 1998), lo que puede atribuirse a que la fertilización comúnmente es mayor a la que se aplica en campo (Castro *et al.* 2006). Además el incremento de la temperatura bajo condiciones de invernadero promueve la desnitrificación, ya que la temperatura óptima para este proceso varía de 30 a 67 °C y depende de las condiciones hídricas que pueden generar ambientes anaerobios (Teira-Esmatges *et al.* 1998).

Las cantidades registradas de N_2O en este experimento también pueden estar relacionadas con la presencia de NH_4^+ y NO_3^- , productos de mineralización y nitrificación de los compuestos nitrogenados aplicados y a las condiciones de anaerobiosis, como señalan Skiba *et al.* (1993), así como al número más elevado de bacterias nitrificantes (calculado como NMP, datos no presentados) comparado con otros estudios ya que estas pueden reducir NO_2^- , a N_2O , lo cual coincide con Grageda *et al.* (2000). Kester *et al.* (1997) mencionan que estos microorganismos nitrificantes, bajo condiciones de anaerobiosis, contribuyen a la emisión de NO y N_2O específicamente. Dichos autores señalan además que las bacterias oxidantes de amonio (*Nitrosomonas*) pueden ser capaces de emitir estos gases cuando la disponibilidad de oxígeno decrece.

Jianwen *et al.* (2005) señalan que la emisión de N_2O en el cultivo de trigo depende del grado de desarrollo de la planta. Esto es generalmente aceptado a partir de dos mecanismos para el flujo de este gas en las plantas: el N_2O derivado del suelo que es transportado por las plantas y el N_2O que es directamente producido por las plantas durante la asimilación del N. En el presente estudio, las pérdidas por desnitrificación fueron altas; lo cual también puede deberse a las etapas fenológicas del trigo en la cual se efectuaron los muestreos, correspondientes al espigamiento (55 y 67 dds) y madurez fisiológica (97 dds), en las cuales la demanda de N por el cultivo de trigo (datos no presentados en este trabajo) disminuyó (González *et al.* 2000). El resto del N que ya no fue aprovechado por las plantas al quedar en la solución del suelo pudo perderse por lixiviación y dadas las condiciones asociadas al contenido de agua y anaerobiosis y a la presencia de bacterias desnitrificantes

y nitrificantes, la emisión de N_2O fue mayor durante los muestreos (Hernán *et al.* 2001).

CONCLUSIONES

En promedio la emisión de N_2O fue 144 kg N ha^{-1} menor al aplicar el fertilizante de lenta liberación y el fertilizante orgánico que cuando se aplicó el fertilizante comercial.

Las pérdidas de N_2O en suelo rizosférico y en el suelo no rizosférico fueron similares, independientemente de la aplicación de los cuatro tipos de fertilizantes estudiados (comercial, de lenta liberación, orgánico y combinación del orgánico y de lenta liberación) y de los dos tipos de agua con que se irrigó (residual o de pozo).

AGRADECIMIENTO

Este estudio fue financiado por el proyecto CONACyT38999.

REFERENCIAS

- Aulakh M.S., Doran J.W. y Mosier A.R. (1998). Soil denitrification significance, measurement and effects of management. *Adv. Soil Sc.* 18, 2-42.
- Barton L., McLay C., Schipper L. y Smith C. (1999). Denitrification rates in a wastewater irrigated forest soil in New Zealand. *J. Environ. Qual.* 28, 2008-2014.
- Barton L. y Schipper L. A. (2001). Regulation of nitrous oxide emissions from soils irrigated with dairy farm effluent. *J. Environ. Qual.* 30, 1881-1887.
- Bockman O. C. y Olf H. W. (1998). Fertilizer agronomy and N_2O . *Nitrient Cycling in Agrosystems.* 52, 165-170.
- Cabrera R. I. (1997). Comparative evaluation of nitrogen release patterns from controlled-release fertilizers by nitrogen leaching analysis. *HortScience.* 32, 669-673.
- Castro L. I., Gavi R. F., Peña-Cabriales J. J., Núñez E. R. y Etchevers B. J. D. (2006). Eficiencia de recuperación de N y K de tres fertilizantes de lenta liberación. *Terra Latinoamericana* 24, 277-282.
- Daum D. y Schenk M. (1998). Influence of nutrient solution pH on N_2O and N_2 emissions from a soilless culture system. *Plant and Soil.* 203, 279-287.
- Degens B. P., Schipper L. A., Sparling G. P. y Vojvodic-Vukovic M. (2000). Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of soil microbial

- communities. *Soil Biol. Biochem.* 32, 189-196.
- Del Grosso S. J., Parton W. P., Dossier A. R., Ojiva D. S., Kulmala A. E. y Phongpan S. (2000). General model for N_2O and N_2 gas emissions from soils due to denitrification. *Global Biogeochem. Cy.* 14, 1045-1060.
- Duxbury J. M., Harper L. A. y Monsier A. R. (1993). Contribution of agroecosystems to global change. In *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*. ASA Spec. Publ. 55. ASA, CSSA, y SSA, Madison, Nueva York, EUA. pp 1-18.
- Ellis S., Yamulki S., Dixon E., Harrison R. y Jarvis S. C. (1998). Denitrification and N_2O emissions from UK pastures soil following the early sapring application of cattle slurry and mineral fertilizar. *Plant and Soil.* 202, 15-25.
- Grageda C.O.A., Vermoesen A., van Cleemput O. y Peña-Cabriales J.J. (2000). Efecto del tipo de suelo, humedad y fuente de nitrógeno en las emisiones de N_2 y N_2O . *Terra Latinoamericana* 18, 1-18.
- Gintin D. y Eghball B. (2005). Nitroux oxide emission from No-till irrigated corn: temporal fluctuation and wheel traffic effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 915-924.
- González D.R., Alcalde S., Ortiz J. y Castillo A. (2000). Dinámica de la acumulación de potasio por trigo cultivado en diferentes ambientes. *Agrociencia* 3281, 1-11.
- Hakata M., Takahashi M., Zumft W., Sakamoto A. y Morikawa H. (2003). Conversion of the nitrate nitrogen and nitrogen dioxide to nitrous oxides in plants. *Acta Biotechnol.* 23, 249-257.
- Harrison R. y Webb J. (2001). A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Adv. in Agron.* 73, 65-108.
- Hernán R., Rozas S., Echeverría H.E. y Picote L.I. (2001). Denitrification in Maite Ander No-tillage: effect of nitrogen rate and application time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1314-1323.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001a. Informe del uso de aguas residuales.
- IPCC (2001). Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: *Climate Change 2001: the Scientific Basis*. Eds. Houghton et al. pp. 251-253. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jianwen Z., Huan Y., Sun W., Zheng X. y Wang Y. (2005). Contribution of plants to N_2O emissions in soil-winter wheat ecosystem: pot and field experiments. *Plant and Soil.* 269, 205-211.
- Kester R. A., De Boer W. y Laanbroek H. J. (1997). Production of NO and N_2O by pure cultures of nitrifying and denitrifying bacteria during changes in aeration. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 3872-3877.
- Knowles R. (1999). Denitrification in soil. *Adv. in Agricultural. Microbiol.* pp 243-255.
- Mahmood T., Malik K. A., Shamsi S. R. A. y Sajjad M. I. (1998). Denitrification and total N losses from and irrigated sandy-clay loam under maize-wheat cropping system. *Plant and Soil.* 199, 239-250.
- Marschner P., Yang C. H., Lieberei R. y Crowley D. E. (2001). Soil and plant specific effects on bacterial community composition in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1437-1445.
- Miah M. Y., Wang, M. K. y Chino M. (2000). Wheat grown on volcanic ash with slow releasing nitrogen fertilizers and amended with sewage sludge compost. *Commun. Soil Sci. Plant Ann.* 31, 695-703.
- Mora-Ravelo S. G. Sandoval M. V., Gavi F. R. y Sánchez P.G. (2005). Emisión de N_2O con fertilización nitrogenada en fertirriego y fertilización convencional. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 21, 23-29.
- Pérez-Batallón P., Ouro, G., Merino y Macías A. T. (1998). Flujos de CH_4 y N_2O en el suelo forestal del norte de España, bajo diferentes manejos de restos de corta. *Edafología.* 5, 47-57.
- Prinn R.G., Weiss R.F., Fraser P.J., Siimmonds P.G., Cunnold D.M., Alyea F.N., O'Doherty S., Salameth P., Miller B.R., Huang J., Wang R.H.J., Harthey D.E., Harth C., Steele L.P., Sturrock G., Midgley P.M. y McCulloch A. (2000). A history of chemically and radiatively important gases in air deduced from ALE/GAGE/AGAGE. *J. Geophys. Res.* 105, 17751-17792.
- Rochette P., van Bochove E., Prevost D., Angers D.A., Coté D. y Bertrand N. (2000). Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for 19th consecutive year: nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1396-1403.
- Shoji K. y Kanno H. (1994). Use of polyolefin-coated fertilizers for increasing fertilizer efficiency and reducing nitrate and nitrous oxide emissions. *Fert. Res.* 39, 147-152.
- Simek M., Cooper J. E., Picek T. y Santruckova H. (2000). Denitrification in arable solis in relation to their physico-chemical propertiersand fertilization practice. *Soil Biol. Biochem.* 32, 101-110.
- Singh K., Sharma H.C., Singh C.S., Singh Y., Nishizawa N.K. y Mori S. (2004). Effect of polyolefin resin coated slow release iron fertilizer and its methods of application on rice production in calcareous soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* 50, 1037-1042.
- Skiba U., Smith K.A. y Fowler D. (1993). Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1527-11536.
- Tate III L.R. (2000). *Soil microbiology*. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York, USA.
- Teira-Esmatges M.R, Van Cleemput O. y Portacasanelas J. (1998). Fluxes of nitrous oxide and molecular

- nitrogen from irrigated soil of Catalonia. *J. Environ. Qual.* 27, 687-697.
- Terman G.L., Boulding D.R. Webb J.R. (1962). Evaluation of fertilizers by biological methods. *Adv. Agron.* 14, 265-319.
- Toze S. (2006). Reuse of effluent water-benefits and risks. *Agricultural water managment.* 80, 147-150.
- van Groenigen J.W., Kasper G.J., Velthof G.L., van den Pol-van Dasselaar A. y Kuikman P. J. (2004). Nitrous oxide emissions from silage Maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil* 263, 101-111.
- Vivanco-Estrada R.A., Gavi-Reyes F., Peña-Cabriaes J.J. y Martínez-Hernandez J. J. (2001). Flujos de nitrógeno en un suelo cultivados con forrajes y regado con agua residual urbana. *Terra Latinoamericana* 19, 301-308.
- Villaseñor M., Espitia E., Huerta , María A., Osorio L. y Aguirre A. (2000a). Tlaxcala F2000: nueva variedad de trigo para siembras de temporal en México. Chapingo, Estado de México, México. SAGAR, INIFAP, CIRCE, Campo Experimental Valle de México. 20 p. (Folleto Técnico N° 1). Texcoco, Estado de México.
- Yadav R.K., Chaturvedj R.K., Dubey S.K. Joshi P.K. y Minhas P.S. (2003). Potentials and hazards associated with sewage irrigation in Haryana. *Agricult. Sci. Indian J.* 73, 249-255.