

¿CÓMO AFECTA EL USO DE LA TIERRA A LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO DEL SUELO EN EL CHACO SUBHÚMEDO?: ESTUDIO PRELIMINAR

NATALIA ANDREA OSINAGA³; CARINA ROSA ALVAREZ^{1*};
MIGUEL ANGEL TABOADA^{2,3}

Recibido: 17/08/2020

Recibido con revisiones: 03/03/2021

Aceptado: 09/04/2021

RESUMEN

La agricultura es responsable de parte importante de las emisiones de óxido nitroso antropogénico que es liberado a la atmósfera desde el suelo. Existe una vacancia de información para la región del Chaco Subhúmedo que permita valorar y comparar las emisiones de óxido nitroso bajo distintos usos de la tierra. Los objetivos del trabajo fueron: 1- Cuantificar en tres fechas de muestreo las emisiones de óxido nitroso bajo diferentes usos de suelo (monte nativo-cortinas, pastura, lotes agrícolas con soja en centro-menor compactación- y en cabecera -mayor compactación) y 2- Determinar cuáles fueron las variables edáficas que mejor explicaron la variabilidad de las emisiones medidas. Se seleccionaron 3 sitios de cada una de las situaciones que representan los usos de la tierra más comunes en la región: monte, situaciones bajo cultivo de soja en cabecera (mayor compactación) y centro de lote (menor compactación) y pasturas de *Panicum maximum* cv. *Gatton Panic*. La extracción de gas se realizó en tres momentos: 3/2016, 4/2016 y 8/2016 y se extrajeron muestras de suelo de los primeros 10 cm para determinar densidad aparente (DAP), carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), nitratos y espacio poroso lleno con agua (EPLLA). Para los lotes agrícolas tanto en cabecera como centro de lote las emisiones fueron bajas en los dos primeros muestreos (1,1 - 2,3 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$), en agosto los valores fueron negativos (-3,5 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$). En las pasturas la emisión fue alta al inicio (20 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) y final del muestreo (12 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$), en abril la tasa de emisión fue similar a la de los lotes agrícolas (1,6 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$). El monte presentó el flujo de N_2O más alto durante todo el periodo 13 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en marzo, 10,5 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en abril y 20,2 $\mu\text{gN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en agosto. Hubo una relación positiva entre el flujo de N_2O y los contenidos de nitratos, COP y COT. La mayor parte de la variabilidad en el flujo de N_2O fue explicada por una relación cuadrática con los nitratos del suelo ($R^2=0,43$; $P < 0,001$). Las propiedades físicas (EPLLA y DAP) no presentaron correlación con la tasa de emisión.

Palabras clave: nitratos, gases efecto invernadero, carbono orgánico, espacio poroso lleno de agua, pastura, siembra directa.

¹ Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires

² Instituto de Investigación de Suelos, CIRN, INTA.

³ CONICET

* Autor de contacto: alvarezc@agro.uba.ar

HOW DOES THE LAND USE AFFECT SOIL NITROUS OXIDE EMISSIONS IN THE SUBHUMID CHACO?: PRELIMINAR STUDY

ABSTRACT

Agriculture is responsible of a significant part of the anthropogenic nitrous oxide emissions that are released into the atmosphere from the soil. There is a lack of information on N_2O emissions for different regions of the world that allow the assessment and comparison of emissions under different land uses. - The objectives were: 1-Quantify in three sampling dates the emissions of nitrous oxide under different land uses and 2- Determine the soil and environmental variables that best explained the variability of the N_2O emissions. Three sites of the most common type of land use in the region: natural forest, soybean crop at the headland (high soil bulk density) and center of the field (low soil bulk density) and pastures of *Panicum maximun cv. Gatton Panic*. The gas measurements were carried out in three moments: 3/2016, 4/2016 and 8/2016 and soil samples of the first 10 cm were extracted to determine bulk density (BD), total organic carbon (TOC), particulate organic carbon (POC), nitrates and water filled pore space (WFPS). For agricultural fields, both at the headland and at the center of the lot, emissions were low in the first two samples ($1.1 - 2.3 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), in August the values were negative ($-3.5 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). In pastures the emission was high at the first ($20 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) and last sampling dates ($12 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), in April the emission rate was similar to that of the agricultural fields ($1.6 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). The natural forest has the highest N_2O flow during the entire period, $13 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in March, $10.5 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in April and $20.2 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in August. There was a positive relationship between the flux of N_2O and the contents of nitrates, POC, TOC. Most of the variability of N_2O flux was explained quadratic relationship between soil nitrates and N_2O emissions ($R^2 = 0.43$; $P < 0.01$). The physical properties (WFPS and BD) did not correlate with the emission rates.

Keywords: nitrate, greenhouse gasses, organic carbon, water filled pore space, pasture, no-tillage.

INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso (N_2O) absorbe radiación infrarroja de la atmósfera contribuyendo al efecto invernadero junto con otros gases como el CO_2 , CH_4 , CFC, O_3 y H_2O (Solomon *et al.*, 2007). La particularidad del N_2O radica en que tiene 296 veces mayor potencial de calentamiento global que el CO_2 y es mucho más estable en la atmósfera (Muñoz *et al.*, 2010) siendo actualmente responsable del 5 % de calentamiento global (Mosier, 1998; Ravishankara *et al.*, 2009). En 2016 alcanzó una concentración de 329 ppb, creciendo a una tasa de 0,8 ppb anual desde 1988 (OMM, 2017).

El suelo contribuye con un 53% a las emisiones globales, por eso es reconocido como la principal fuente de N_2O atmosférico (IPCC, 2007). Las emisiones son máximas cuando el suelo tiene el 65-80% del espacio poroso lleno de agua (EPLLA), es decir cuando se encuentra en un estado intermedio entre aeróbico y anaeróbico (Dalal *et al.*, 2003; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013) ya que intervienen procesos de nitrificación y desnitrificación simultáneamente mediados por microorganismos (Davidson *et al.*, 2000, Rochette *et al.*, 2004; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013), que además son regulados por la disponibilidad de nitrato, amonio, oxígeno, carbono orgánico lábil, temperatura y pH del



suelo (Butterbach-Bahl *et al.*, 2013). Estos factores están influenciados a su vez por la textura, drenaje y densidad aparente del suelo, por las condiciones climáticas de la región y las prácticas culturales (Flechard *et al.*, 2007).

En el Chaco Subhúmedo, específicamente en el Este de la provincia de Santiago del Estero, se ha demostrado como el uso de la tierra afecta negativamente las propiedades físicas y los stocks de carbono del suelo hasta el metro de profundidad (Osinaga *et al.*, 2018). En esta región desde fines de la década del '70 se viene dando un avance de la frontera agropecuaria sobre los montes nativos, para realizar principalmente cultivos extensivos (soja, maíz, algodón) y pasturas para la producción ganadera.

La agricultura es responsable del 20-70% de las emisiones de óxido nitroso antropogénico que es liberado a la atmósfera desde el suelo (Marinho *et al.*, 2004), las cuales están influenciadas por la fertilización y el manejo (Bouwman, 1996; Gu *et al.*, 2009). La introducción al sistema agrícola de leguminosas, como la soja, incrementa la fijación biológica de nitrógeno que puede contribuir a la emisión de N_2O (Watson *et al.*, 1992). En la región a mediados de la década del '90 se produjo la adopción de la siembra directa. La compactación producida por el tránsito de la maquinaria aumenta el riesgo de emisiones elevadas de N_2O (Yamulk & Jarvis, 2002; Gregorich *et al.*, 2014) ya que hay una reducción del espacio poroso y la exploración radical está restringida (Barraclough & Weir, 1988), por lo que los

niveles de EPLLA disminuyen más lentamente después de la lluvia, lo que resulta en sitios anaeróbicos donde puede ocurrir desnitrificación (Berisso *et al.*, 2012). Varios estudios (e.g. Ball, 2013) han demostrado esta correlación entre la compactación del suelo y las emisiones de N_2O y Rochette *et al.* (2008) ha reportado mayores emisiones de N_2O en algunas situaciones bajo siembra directa.

En el oeste de la región bajo estudio, los emprendimientos ganaderos adquieren importancia, en estas situaciones el bosque nativo es reemplazado por pasturas megatérmicas. Las excreciones ricas en N de los animales constituyen una fuente de óxido nitroso importante (de Klein *et al.*, 2006), contribuyen con el 10% de las emisiones anuales de los suelos agrícolas (Mosier *et al.*, 1998), y la compactación producida por el pisoteo también favorecería dicho proceso (Meneer *et al.*, 2005; van Groenigen *et al.*, 2005; Ball *et al.*, 2012;) aumentando hasta siete veces el flujo de N_2O (Bhandral *et al.*, 2007). El principal componente de N en la orina excretada es la urea que, cuando se deposita en el suelo, se hidroliza rápidamente en amonio (NH_4^+) y se transforma en nitrato (NO_3^-) que permite la producción de N_2O (Whitehead, 1995). En la región existen cortinas del bosque original. Existe falta de información de emisiones de N_2O para distintas regiones del mundo que permita valorar y comparar las emisiones bajo distintos usos de la tierra (Oertel *et al.*, 2018).

Los objetivos del trabajo fueron: 1- Cuantificar en tres fechas de muestreo las emi-



siones de óxido nitroso bajo diferentes usos de suelo (monte nativo-cortinas, pastura, lotes agrícolas con soja en centro-menor compactación- y en cabecera -mayor compactación) y 2- Determinar cuáles fueron las variables edáficas y ambientales que mejor explicaron la variabilidad de las emisiones medidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en lotes de establecimientos del Este del Departamento Moreno de la provincia de Santiago del Estero. Este sector se encuentra dentro de la región natural Chaco subhúmedo y ocupa una franja meridional que bordea el límite Este del Chaco semiárido (Vargas Gil, 1988). Las precipitaciones anuales varían de 700 mm a 1000 mm. La temperatura media anual es de 21°C.

Se seleccionaron sitios con situaciones que representan los usos más comunes en la región en las localidades de Quimilí (27°33'48"S – 62°23'06"O) y Roversi (27°41'13"S – 61°56'10"O): monte natural (en forma de cortinas), situaciones bajo cultivo de soja en cabecera (mayor compactación; Soja C) y centro de lote (menor compactación, Soja NC) y pasturas megatérmicas (*Panicum maximum* cv. *Gatton Panic*). El monte natural está dominado por varias especies de *Schinopsis*, *Prosopis Nigra* y *Zizyphus mistol*. El estrato inferior está formado por arbustos del género *Acacia*. Se evaluaron tres situaciones (lotes) independientes de cada uso del

suelo. Los suelos evaluados fueron Haplusoles típicos. La composición granulométrica de 0-20 cm de las situaciones evaluadas presentó el siguiente rango: 280 -370 g kg⁻¹ de arena, 240 -290 g kg⁻¹ de arcilla y 390-450 g kg⁻¹ de limo. Los lotes agrícolas se manejaban bajo siembra directa con una rotación de soja-maíz desde hace 15 años, no se realizó ningún tipo de fertilización. Los mismos presentaban un manejo con alta tecnología para la zona y buenos rendimientos dependiendo de la condición de precipitaciones del año. Las pasturas poseían más de 10 años de implantación y tampoco recibieron fertilización.

Determinación de la emisión de N₂O y propiedades edáficas

Se determinaron las emisiones de N₂O utilizando cámaras estáticas con ventilación siguiendo las recomendaciones del protocolo GRACEnet, Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol (2010), Rochette & Bertrand (2007) y de Livingston & Hutchinson (1995), en la etapa fenológica R4 (3/3/2016), R8 (26/4/2016) del cultivo de soja y luego de la cosecha (barbecho; 10/8/2016). Para seleccionar los momentos se consideró el inicio de la fijación biológica, un momento de alta fijación y en cosecha ya sin la fijación biológica activa. En las mismas fechas de muestreo, se realizaron las determinaciones en el monte y en la pastura. En cada fecha las mediciones fueron realizadas entre las 9 y 13 h, horario donde la tasa evaluada representa la tasa media del día según Consentino et al. (2012).



Las cámaras constan de dos partes, un marco que se inserta en el suelo (la base) y la externa que se coloca en la superficie insertada en la base (cámara). Las bases son de hierro de 5 cm de profundidad y 37 cm de largo y 25,5 cm de ancho. Las cámaras son de PVC, de 37 cm x 25,5 cm x 14 cm de altura y volumen de 13,2 l. En el medio de la cámara hay una conexión que comunica el interior con el exterior de la cámara y una llave de 3 vías, de la cual extrae de aire. En una de las esquinas poseen un tubo de ventilación, de 6 mm de diámetro y 10 cm de largo.

Para la extracción de nitroso, se utilizaron viales de 10 ml, a los cuales se les hace vacío antes de cada extracción. Se realizaron 3 extracciones por cámara a tiempos regulares de 0, 15 y 30 minutos. Se colocaron 3 cámaras en cada repetición de uso de la tierra. Las muestras de gas fueron analizadas utilizando cromatografía gaseosa (Agilent GC 7890 A). El volumen molar de gas (V_m) se corrigió para la temperatura del aire medida en el momento del muestreo y el flujo de gases (f) se calculó utilizando la

Ecuación 1:

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} * \frac{V}{A} * \frac{m}{V_m} \quad (1)$$

Donde $\Delta C / \Delta t$ es el cambio de la concentración de N_2O en la cámara durante el tiempo de incubación Δt ; V y A son el volumen y el área cubierta por la cámara, respectivamente. m es el peso molecular.

Para calcular la tasa de emisión se ajustó una regresión lineal utilizando los tres pun-

tos de cada cámara, tomando como variable independiente el tiempo de emisión del N_2O desde el suelo hacia la atmósfera (0, 15 y 30 minutos) y como variable dependiente la concentración de N_2O dentro del vial en ppb. Cuando el R^2 de la regresión lineal fue mayor o igual que 0,7, se consideró que la pendiente (positiva o negativa) de la función representó la tasa de emisión de N_2O . Cuando el R^2 fue menor que 0,7, el flujo de N_2O en el intervalo fue considerado cero.

Durante las mediciones se registraron la temperatura del suelo a 10 cm y la temperatura del aire con termómetros digitales. A la par se tomaron muestras de suelo de los primeros 10 cm para determinar la concentración de $N-NO_3^-$ por colorimetría (Keeney & Nelson, 1982), el contenido hídrico gravimétrico (CHG) se determinó secando las muestras a 110 °C hasta peso constante, densidad aparente (DAP) por el método del cilindro, carbono orgánico total (COT) por combustión húmeda con el método de Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1996), y carbono orgánico particulado (COP) (53 μ m-2000 μ m) (Cambardela & Elliot, 1992). A partir de los valores de DAP y CHG se calculó el EPLLA.

Análisis estadístico

Se realizó análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar las diferencias en las tasas de emisión de N_2O entre distintos usos de suelo y el test DMS ($P < 0,05$) para la separar las medias. Cuando la variable no cumplía con homogeneidad de varianza y normalidad, fueron transformadas según con Box-



Cox (Box and Cox, 1964). También se realizaron análisis de correlación entre las variables estudiadas a través del coeficiente Pearson.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la **Figura 1** se presentan los flujos de N₂O para las cuatro situaciones evaluadas en los tres muestreos realizados. En las pasturas la emisión fue alta en el primer muestreo (20 ugN-N₂O m⁻² h⁻¹) y último muestreo (12 ugN-N₂O m⁻² h⁻¹), en abril la tasa de emisión fue similar a la de los lotes

agrícola (1,6 ugN-N₂O m⁻² h⁻¹). El monte presentó el flujo de N₂O más alto durante todo el período 13 ugN-N₂O m⁻² h⁻¹ en marzo, 10,5 ugN-N₂O m⁻² h⁻¹ en abril y 20,2 ugN-N₂O m⁻² h⁻¹ en agosto, aunque estadísticamente no se diferenció del resto de las situaciones por su alta variabilidad. Para los lotes agrícolas tanto en cabecera como centro de lote las emisiones fueron bajas en los dos primeros muestreos (1,1 – 2,3 ug N-N₂O m⁻² h⁻¹), en agosto los valores fueron negativos (-3,5 ug N-N₂O m⁻² h⁻¹).

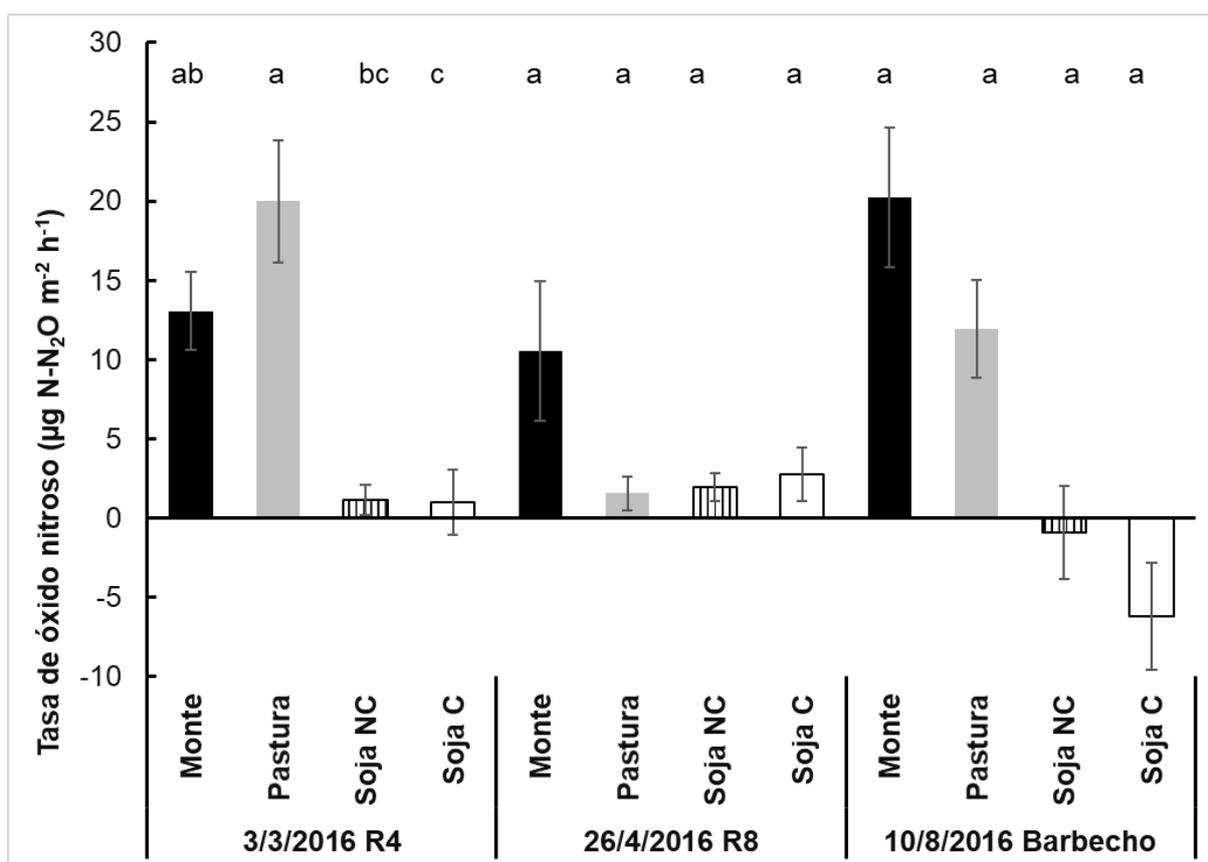


Figura 1. Emisión de N₂O para las 4 situaciones estudiadas durante el periodo de muestreo: Monte, pastura, cabecera de lote con soja no compactado (Soja NC) y centro de lote compactado (Soja C). Las barras verticales representan el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05) dentro de la misma fecha.

Figure 1. Emission of N₂O for the 4 studied situations during the sampling period: forest, pasture, centre of the soybean lot (non-compacted soil, Soja NC) and headland of soybean lot (compacted soil, Soja NC). Vertical bars represent the standard error. Different letters indicate statistically differences between treatments (p < 0.05) within the same evaluation date.



Otros autores han reportado valores negativos indicando consumo de N₂O por el suelo (Cosentino *et al.*, 2013; Cardoso *et al.*, 2019). Los factores y mecanismos que regulan el consumo de N₂O del suelo podrían ser la baja disponibilidad de nitrógeno en el sistema y el consumo de N₂O por los denitrificadores en condiciones de humedad o la diferencia de concentración de N₂O dentro de los poros del suelo y la superficie (difusión) en condiciones de baja humedad (Cardoso *et al.*, 2019). Sin embargo, los mecanismos y factores involucrados aún no se comprenden acabadamente siendo necesaria mayor

investigación. En región semiárida pampeana se midieron tasas de emisión promedio de 6,31 a 8,92 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ durante el barbecho y de 33,28 a 64,53 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ durante el ciclo de los cultivos (Alvarez *et al.*, 2012). Por otro lado, Cosentino *et al.* (2013) y Lewczuk *et al.* (2017) para la región pampeana húmeda cuantificaron emisiones en suelos agrícolas entre -15 a 383 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹, siendo sustancialmente menores en barbecho respecto a las ocurridas durante el ciclo del cultivo. En nuestro trabajo las emisiones en las situaciones agrícolas fueron muy inferiores a las reportadas en estos trabajos.

Variable	ugN-N ₂ O m ² h ⁻¹						
	Nº casos	Media	EE	Mín	Máx	r	P
T° Aire (°C)	108	20,46	0,57	10,25	30,50	0,25	<0,01
T° Suelo (°C)	108	18,51	0,55	10,95	31,30	0,20	<0,05
Hum Grav (%)	108	23,08	0,87	6,69	41,56		ns
DAP (g cm ⁻³)	108	1,01	0,01	0,69	1,27		ns
Hum Vol (%)	108	23,41	0,95	6,77	41,66		ns
Porosidad (%)	108	61,97	0,50	52,15	74,08		ns
EPLLA (%)	108	38,54	1,69	9,81	73,44		ns
COT (g kg ⁻¹)	108	24,3	0,8	16,7	41,8	0,25	<0,01
COP (gkg ⁻¹)	108	12,0	0,8	2,2	30,0	2,6	<0,01
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	108	59,81	5,19	3,01	217,20	0,56	<0,01
Nitroso (ugN-N ₂ O m ² h ⁻¹)	108	6,42	1,96	-71,03	126,41	1,00	<0,01

Tabla 1. Media, mínimo, máximo, error estándar número de casos de las distintas variables medidas: temperatura del aire (T° Aire), temperatura del suelo (T° Suelo), humedad gravimétrica (Hum Grav), densidad aparente (DAP), humedad volumétrica (Hum Vol) porosidad, espacio poroso saturado con agua (EPLLA), carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), y nitratos (N-NO₃⁻), y flujo de N₂O (N-N₂O). En las últimas columnas se presentan el coeficiente de correlación (r) y su significancia (P) entre la variable correspondiente y flujo de N₂O (N-N₂O).

Table 1. Mean, minimum, maximum, standard error and number of cases of the different measured variables: air temperature (T ° Aire), soil temperature (T ° Suelo), gravimetric soil water content (Hum Grav), soil bulk density (DAP), volumetric soil water content (Hum Vol), porosity (porosidad), porous space saturated with water (EPLLA), total organic carbon (COT), particulate organic carbon (COP), , nitrates (N-NO₃⁻), and N₂O rate (N-N₂O). In the last columns, the relationship and the significance between variables and N₂O rate (N-N₂O) are shown.



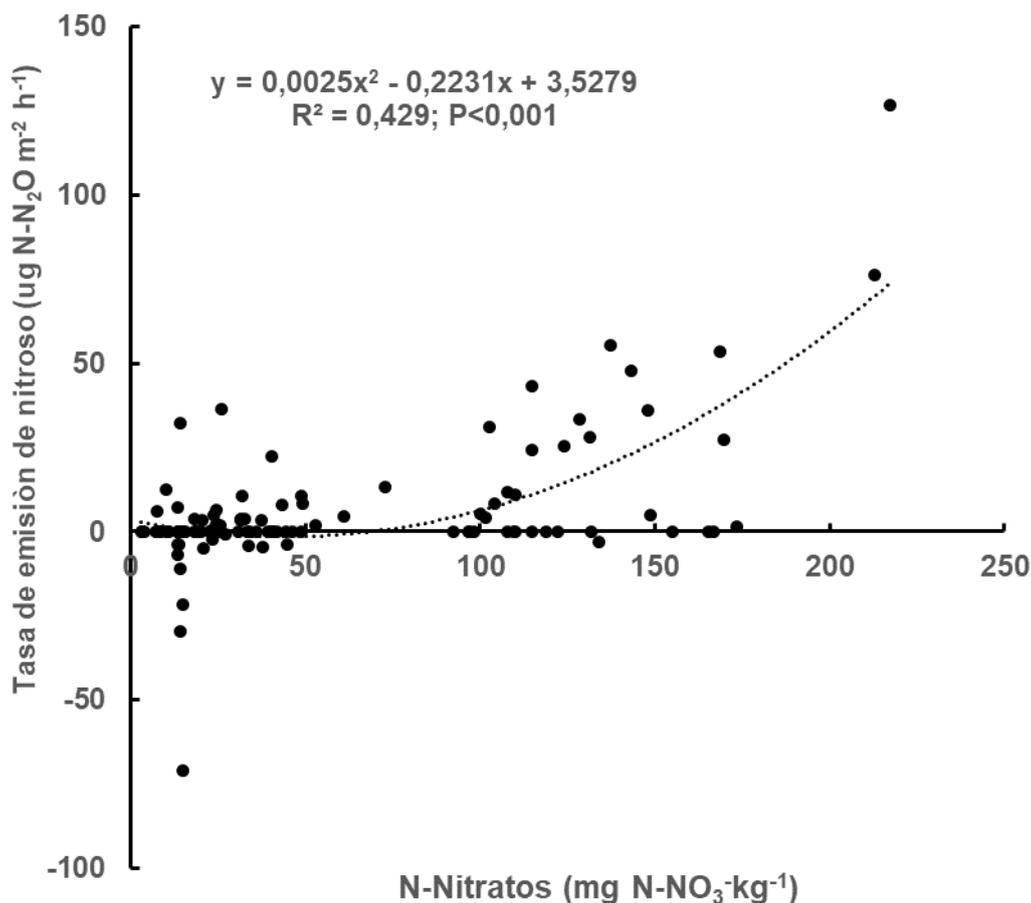


Figura 2. Relación entre la emisión de óxido nitroso en función de la concentración de nitrógeno en forma de nitrato. Se presentan las cámaras individuales.

Figure 2. Relationship between nitrous oxide emission as a function of nitrogen-nitrate concentration. Data of individual cameras are presented.

Esto puede deberse, a que en general los picos de emisiones en los trabajos mencionados correspondían con la fertilización nitrogenada en maíz (Alvarez *et al.*, 2012), por otro lado, es coincidente la baja emisión durante el período de barbecho. En la **Tabla 1** se presenta la media, mínimo, máximo y error estándar de las distintas variables medidas. Todas las variables medidas presentaron un amplio rango de variación, cubriendo un amplio rango de escenarios de temperatura, humedad, contenido de COT y COP y DAP. A través de análisis de correlación con el

coeficiente de Pearson se observó una relación positiva y significativa entre el flujo de N₂O y el contenido de nitratos ($r = 0,56$, $p < 0,05$), COP ($r = 0,26$, $p < 0,05$), COT ($r = 0,25$, $p < 0,05$), temperatura del suelo ($r = 0,20$, $p < 0,05$) y temperatura del aire ($r = 0,25$, $p < 0,05$). A su vez no hubo asociación entre el flujo de N₂O con el EPLLA ($r > 0,05$) ni con la Dap ($p > 0,05$). La mayor parte de la variabilidad fue explicada por los nitratos del suelo, coincidiendo con que fue el que mayor rango de variación presentó de todas las variables evaluadas. Se ajustó una función cuadrática a la relación tasa de

emisión vs. contenido de nitratos del suelo ($R^2=0,43$, **Figura 2**).

En este trabajo, las emisiones presentaron la mayor relación o asociación con el contenido de nitratos del suelo. Numerosos autores mencionan una correlación positiva entre la disponibilidad de N inorgánico y las emisiones de óxido nitroso (Alvarez *et al.*, 2012, Cosentino *et al.*, 2013). Una situación particular es monte que presenta las tasas de emisión de N_2O en general más elevadas. Un factor determinante puede ser que posee especies leguminosas perennes dentro de su composición florística que pueden llevar a un mayor aporte de nitrógeno al sistema por fijación biológica (Kesik *et al.*, 2005). Adicionalmente, los procesos de producción de N_2O puede derivarse tanto del proceso de nitrificación como de denitrificación. En consecuencia, en el monte la mayor producción de N_2O , también puede deberse a una alta mineralización ya que esta situación posee los mayores niveles de COT y COP. Esta tendencia coincide con lo hallado por Araujo *et al.* (2020) para sistemas naturales de monte en Argentina. Asimismo, las pasturas presentan mayores tasas por la orina (Mosier *et al.*, 1998). Finalmente, si bien los valores de DAP en los lotes de soja en cabecera (SC) fueron superiores a los otros tratamientos ($1,13 \text{ gcm}^{-3}$) no resultan superiores a los valores considerados críticos. y por ello, posiblemente no se observó un efecto del mayor tránsito en cabecera sobre las emisiones.

CONCLUSIONES

Las emisiones de N_2O más altas durante todo el periodo de muestreo correspondieron al monte, coincidente con el elevado contenido de nitratos y carbono del suelo, a pesar de que su EPLLA fue bajo debido a la elevada evapotranspiración producida por su vegetación. Esta misma al tener en su composición especies de la familia Fabáceas puede explicar los altos valores de nitrógeno en forma de nitratos en el suelo o a que el flujo de N_2O deriva principalmente del proceso de nitrificación. La compactación no mostró impactar sobre las emisiones de óxido nitroso, tal vez porque los valores de DAP no son aún críticos. La pastura presentó valores intermedios de emisión. Emiten más que los lotes con soja, pero menos que el monte. La relación más importante observada fue entre el flujo de N_2O y los niveles de nitratos del suelo, la cual explica casi la mitad de la variación existente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación a la Universidad de Buenos Aires (UBACYT, 20020130100274BA. Programación 2014-17). Se agradece al Sr. Juan Pablo Miretti y a la familia Huber por la disposición de los lotes donde se llevó a cabo la experimentación.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, C; A Costantini; CR Alvarez; BJ Alves; CP Jantalia; E Martellotto & SS Urquiaga. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different



- management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 94:209-220.
- Araujo, P, J Piñeiro-Guerra, L Yahdjian, M Acreche, C Alvarez, CR Alvarez, A Costantini, J Chalco Vera, J De Tellería, T Della Chiesa, N Lewczuk, M Petrasek, C Piccinetti, L Picone, S Portela, G Posse, C Videla & G Piñeiro. 2020. Drivers of N₂O emissions from natural forests and grasslands differ in space and time. *Ecosystems*: publicado on line 30-6-2020..
- Ball, BC. 2013. Soil structure and greenhouse gas emissions: A synthesis of 20 years of experimentation. *Eur. J. Soil Sci.* 64:357-373.
- Ball, BC; KC Cameron; HJ Di & S Moore. 2012. Effects of trampling of a wet dairy pasture on soil porosity and on mitigation of nitrous oxide emissions by a nitrification inhibitor, dicyandiamide. *Soil Use Manag.* 28:194-201.
- Barraclough, PB & AH Weir. 1988. Effects of a compacted subsoil layer on root and shoot growth, water use and nutrient uptake of winter wheat. *J. Agric. Sci. (Camb.)* 110:207–216.
- Berisso, FE; P Schjønning; T Keller; M Lamandé; A Etana; LW de Jonge; BV Iversen; J Arvidsson & J Forkman. 2012. Persistent effects of subsoil compaction on pore size distribution and gas transport in a loamy soil. *Soil Till. Res.* 122(0):42-51.
- Bhandral, R; S Saggar; N Bolan & M Hedley. 2007. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. *Soil Till. Res.* 94: 482–492. doi: 10.1016/j.still.2006.10.006.
- Bouwman, AF. 1996. Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46:53-70.
- Box, GEP & DR Cox. 1964. An analysis of transformations, *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, 26: 211-252.
- Butterbach-Bahl, K; EM Bagss; M Dannenmann; S Kiese & R Zechmeister-Boltenstern. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Phil Trans R Soc B* 368:20130122. dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0122.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 57: 1017-1076.
- Cardoso, AS, SC Oliveira, ER Januszkiewicz, LF Brito, ES Morgado, RA Reis & AC Ruggieri. 2019. Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. *Soil and Tillage Research* 194: 104341. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104341.
- Cosentino, VRN; PL Fernández; SA Figueiro Aureggi & MA Taboada. 2012. N₂O emissions from a cultivated mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature *Revista Brasileira de Ciencia do Solo.* 36: 1814-1819.
- Cosentino, VRN; SA Figueiro Aureggi; MA Taboada. 2013. Hierarchy of factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *European J. Soil Sci.* 64:550-557.
- Dalal, RC; W Wang; PG Robertson & WJ Parton. 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation option: A review. *Australian J. Soil Res.* 41:165–195.
- Davidson, EA. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geoscience* 2:659-662.
- Davidson, EA; M Keller; HE Erikson; LV Verchot & E Veldkamp. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxide. *Bioscience* 50: 667-680.
- De Klein, C; RSA Novoa; S Ogle, S; KA Smith; P Rochette; TC Wirth; BG McConkey; A Mosier & K Rypdal. 2006. N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from Lime and Urea Application, in: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol 4—Agriculture, Forestry and Other Land Use, edited by: S Eggleston, L Buendia, K Miwa, T Ngara and K Tanabe, Institute for Global Environmental Strategies, Japan, 11.1–11.54, 2006.
- Flechard, CR; P Ambus; U Skiba; RM Rees, R; A Hensen; A van Amstel; AvdP Dasselaar; JF



- Soussana; M Jones; J Clifton-Brown; A Raschi; L Horvath; A Neftel; M Jocher; C Ammann; J Leifeld; J Fuhrer; P Calanca; E Thalman; K Pilegaard; C Di Marco; C Campbell; E Nemitz; KJ Hargreaves; PE Levy; BC Ball; SK Jones; WCM van de Bulk; T Groot; M Blom; R Domingues; G Kasper; V Allard; E Ceschia; P Cellier; P Laville; C Henault; F Bizouard; M Abdalla; M Williams; S Baronti; F Berretti & B Grosz. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe, *Agric. Ecosyst. Environ.* 121:135–152, 2007.
- Gregorich, EG; NB McLaughlin; DR Lapen; BL Ma & P Rochette. 2014. Soil compaction, both and environmental and agronomic culprit: Increases nitrous oxide emissions and reduced plant nitrogen uptake. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78:1913-1923.
- Gu, JX, XH Zheng & W Zhang. 2009. Background nitrous oxide emissions from cropland in China in the year 2000, *Plant Soil* 320: 307–320.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Climate change 2007: The physical science basis. Summary for policymakers. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: S Solomon, S et al. (Ed) Cambridge University Press. Cambridge. UK.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen in organic forms. Pages 643-698 in A. L. Page et al., (Eds). *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy No. 9*, American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Kesik, M; P Ambus; R Baritz; N Brüggemann; K Butterbach-Bahl; M Damm; J Duyzer; L Horváth; R Kiese; B Kitzler; A Leip; C Li; M Pihlatie; K Pilegaard K; G Seufert; D Simpson; U Skiba; G Smiatek; T Vesala & S Zechmeister-Boltenstern. 2005. Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Biogeosciences* 2:353–375.
- Lewczukab, N A; Posse G, Richtera K & Achkar A. 2017. CO₂ and N₂O flux balance on soybean fields during growth and fallow periods in the Argentine Pampas—A study case. *Soil Till. Res.* 169:65-70.
- Livingston, GP & GL Hutchinson. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. p. 14-51. In: Matson, P.A.; Harris, R.C., ed. *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Marinho, EV; RD DeLaune & CW Lindau. 2004. Nitrous Oxide flux from soybeans grown on mississippi Alluvial Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 35:1-8.
- Meneer, JC; S Ledgard; C Mc Lay & W Silvester. 2005. Animal treading stimulates denitrification in soil under pasture. *Soil Biology & Biochemistry* 37:1625-1629
- Mosier, AR. 1998. Soil processes and global change. *Biol. Fert. Soils* 27:221-229.
- Mosier, AR; C Kroeze; C Nevison; O Oenema; S Seitzinger & O van Cleemput. 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52:225-248.
- Muñoz, C; L Paulino; C Monreal & E Zagal. 2010. Greenhouse gas (CO₂ and N₂O) emissions from soils: a review. *Chilean J. Agri. Res.* 70:485-497.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. In: Sparks DL, Pages AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME, Eds. *Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis*. Madison: Soil Science Society of America, pp. 961-1010.
- Oertel, C.; J Matschullat; K Zurbaa; F Zimmermann & S Erasmi. 2016. Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Chemie der Erde* 76:327-352.
- Organización Meteorológica Mundial. 2017. BOLETÍN DE LA OMM SOBRE LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO: Estado de los gases de efecto invernadero en la atmósfera según las observaciones mundiales realizadas en 2016. ISSN 2078-0818.
- Osinaga, N; CR Alvarez; MA Taboada. 2018. Effect of deforestation and subsequent land-Use Management on soil carbon stocks in the South American Chaco. *SOIL. Special Issue: Regional perspectives and challenges of soil organic carbon management and monitoring – A Special Issue*



- from the Global Symposium on Soil Organic Carbon 2017. SOIL, 4, 251-257, 2018 <https://doi.org/10.5194/soil-4-251-2018>
- Ravishankara, AR; JS Daniel & RW Portmann. 2009. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century, Science, 326, 123–125, doi: 10.1126/science.1176985.
- Rochette, P & Bertrand N. 2007. Soil-surface gas emissions. p. 851-861. In: Carter, M.; Gregorich, E.G. (Eds). Soil sampling and methods of analysis. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Rochette, P; D Angers; G Belanger; M Chantigny; D Prevost & G Levesque. 2004. Emissions of nitrous oxide from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:493-506.
- Rochette, P; DA Angers; MH Chantigny & N Bertrand. 2008. N₂O emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 72:1363–1369.
- Solomon, S; D Qin; M Manning; Z Chen; M Marquis; KB Averyt; M Tignor & HL Miller. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Van Groenigen, JW; KB Zwart; D Harris & C van Kessel. 2005. Vertical gradients of d¹⁵N and d¹⁸O in soil atmospheric N₂O-temporal dynamics in a sandy soil, Rapid Commun. Mass Spectrom. 19:1289 – 1295.
- Vargas Gil JR & AE Varano. 1988. Suelos y Vegetación. En Casas RR (Coord.) Desmonte y habilitación de tierras en la Región Chaqueña Semiárida. Red de Cooperación Técnica en Uso de los Recursos Naturales de la Región Chaqueña Semiárida de Argentina - Bolivia - Paraguay. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. Pp.: 22-31.
- Watson, RT; LC Meira Filho; E Sanhueza & A Janetos. 1992. Sources and sinks. In Climate Change 1992, The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment JT Houahton; BA Callander & S. K. Vamey, Ed., pp. 2g6. Cambridge University Press, Cambridge.
- Whitehead, DC. 1995. Grassland Nitrogen, 397 pp., CAB Int., Wallingford, UK.
- Yamulk, S & S Jarvis. 2002. Short-term effect of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. Biol. Fertil. Soil 36: 224–231.

