

FLUJOS DE OXIDO NITROSO Y METANO DEL SUELO, BAJO DIFERENTES SISTEMAS AGRÍCOLAS

Salvo, L.^{1*}; Bayer, C.²; Ernst, O.³; del Pino¹, A.; Perdomo¹, C.; Buschiazzo, L.⁴; Fiorelli, M.J.⁴

⁽¹⁾ Departamento de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía-UDELAR ⁽²⁾ Departamento de Solos, Facultad de Agronomía-UFRGS, Porto Alegre; ⁽³⁾ Departamento de Producción Vegetal de la Facultad de Agronomía-UDELAR; ⁽⁴⁾ Estación Experimental Mario A. Cassinoni, Facultad de Agronomía-UDELAR.

* lsalvo@fagro.edu.uy

PALABRAS CLAVES: Gases de efecto invernadero; Siembra directa; Cultivos-Pasturas.

INTRODUCCIÓN

Conjuntamente con el CO₂, el N₂O y el CH₄ son considerados los principales gases de efecto invernadero (GEI) de origen antrópico. Aunque estos últimos se encuentren en menor concentración atmosférica y sean emitidos en menores cantidades que el CO₂, presentan un potencial de calentamiento global (PCG) de 298 y 25 veces mayor que este último (IPCC, 2007). Además del efecto invernadero, el aumento de la concentración atmosférica del N₂O también contribuye con la destrucción de la capa de ozono, con perjuicios para la salud humana (Ravinshakara et al., 2009). En este sentido, se busca identificar aquellas prácticas agrícolas con mayor capacidad de mitigar el PCG.

Inicialmente los estudios se enfocaron en el problema del CO₂ y en la capacidad de las diferentes prácticas agrícolas para secuestrar el CO₂ atmosférico en el carbono de la materia orgánica del suelo (MOS). Sin embargo, en los últimos años ha aumentado el interés en comprender y cuantificar los flujos de N₂O y CH₄ en ecosistemas terrestres, dado que estos también tienen gran importancia sobre el cambio climático (Tian et al., 2010). En el país, Perdomo et al. (2009) fueron los primeros en estudiar los flujos de N₂O de un suelo bajo diferentes prácticas agrícolas y en la actualidad aún se cuenta con muy poca información nacional sobre este tema.

El N₂O es producido naturalmente en el suelo a través de varias vías metabólicas (Butterbach-Bahl et al., 2013). Sin embargo, se reconoce que los dos procesos biológicos principales serían: la desnitrificación (proceso anaerobio facultativo) y la nitrificación (proceso aeróbico) (Baggs et al., 2010). La interacción de los factores que regulan estos procesos es compleja. La humedad y la temperatura del suelo, así como la disponibilidad de N mineral, son consideradas las variables más influyentes en el control del flujo de N₂O a partir del suelo (Goodroad et al., 1984; Butterbach-Bahl et al., 2013). Otras características del suelo, tanto químicas (pH, materia orgánica), físicas (textura), como biológicas (vegetación) pueden ser importantes en determinadas condiciones ambientales (Ambus et al., 1995; Butterbach-Bahl et al., 2013).

En el caso del CH₄, existen dos procesos microbianos que ocurren simultáneamente en el suelo, la metanogénesis y la metanotrofia. El primero es un proceso anaeróbico, responsable de la producción del CH₄ y el segundo es un proceso aeróbico, responsable de la oxidación del mismo (Topp et al., 1997). Así, el efecto neto de emisión u oxidación dependerá del proceso dominante. A su vez, como el contenido de agua en el suelo influye sobre los niveles de oxígeno, el mismo es de gran importancia como regulador de estos procesos (Topp et al., 1997). Generalmente, los suelos bajo agricultura actúan como drenos de CH₄ atmosférico, aunque con menor poder de oxidación que suelos bajo vegetación nativa (Snyder et al., 2009). Las prácticas agrícolas normalmente tienen efectos negativos sobre la actividad de las bacterias oxidantes de CH₄, siendo los laboreos regulares y las fertilizaciones con urea o amonio los principales factores responsables por la disminución de la oxidación de CH₄ en suelos agrícolas (Hutsch, 2001).

Conocer las variables controladoras de los flujos de GEI ayuda a entender y predecir los mismos, así como sus cambios en respuesta a diferentes usos y manejos del suelo (Attard et al., 2011).

El objetivo de este estudio fue evaluar el comportamiento y las magnitudes de los flujos de N₂O e CH₄ del suelo bajo sistemas de cultivos continuos y en rotación con pasturas bajo LC y SD, así como identificar las principales variables controladoras de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de GEI fue conducido en el experimento de larga duración de la Estación Experimental Mario A. Cassinoni (EEMAC), instalado en el año 1993. El mismo se encuentra sobre un Brunosol éutrico que presenta un horizonte A de 18 cm, pH 5.7, arcilla 298g kg⁻¹ y limo 437g kg⁻¹, siendo que el terreno tiene una pendiente menor al 1%.

Fueron evaluados 5 tratamientos: i) rotación de cultivos continuos (trigo-soja) bajo LC (CCLC) y ii) la misma rotación bajo SD (CCSD); iii) rotación de tres años de cultivos (trigo-soja) y tres años de una pastura de gramíneas y leguminosas bajo LC (CPLC) y iv) la misma rotación de cultivo pastura bajo SD; v) rotación de cultivos continuos con especies de verano C4 (trigo-maíz) (CCSDC4). En los tratamientos CPLC y CPSD las pasturas estuvieron compuestas por una mezcla de *Trifolium repens* L. *Lotus corniculatus* L. y *Festuca arundinacea* Schreb. Estas estuvieron presentes entre los años 1996-1998, entre 2002- 2004 y 2008-2010. El experimento tiene un delineamiento experimental de bloques completos al azar con tres repeticiones.

Las evaluaciones de GEI fueron conducidas en los años agrícolas 2011/12 y 2012/13. En el primer año, los muestreos de aire comenzaron en Mayo, luego del LC de los sistemas CCLC y CPLC. En ese momento comenzaba el ciclo de cultivos en los sistemas CPLC y CPSD. Así, los gases fueron muestreados durante el cultivo de invierno (trigo en todos los tratamientos) y durante el cultivo de verano, siendo soja o maíz según el tratamiento considerado. En el segundo año, los muestreos fueron iniciados en Julio de 2012 y se extendieron hasta Junio de 2013. Durante ese segundo invierno, todos los tratamientos se encontraban en situación de barbecho, mientras que en el verano nuevamente se evaluaron las emisiones de los cultivos de soja y maíz.

El trigo fue fertilizado con N en tres momentos, siembra, Z22 (escala zadock-inicio de macollaje) y Z30 (alongamiento del tallo principal), siendo que el maíz solo se fertilizó en el estado de V6, por tener altos niveles de NO₃ al momento de la siembra.

La evaluación de gases se realizó mediante la metodología de cámaras estáticas, siendo las mismas de 20 cm de altura por 25 cm de diámetro. Las cámaras constan de una base de aluminio y una cámara de PVC. Las bases fueron enterradas en el suelo a 5 cm de profundidad el día anterior al inicio de los muestreos de aire y permanecieron en las parcelas durante todo el período de evaluación. La parte de la base expuesta a la superficie posee una canaleta para la colocación de agua, mecanismo utilizado para aislar la atmósfera interna y externa de la cámara al momento del muestreo de aire. Las cámaras presentan una válvula manual para acoplar las jeringas utilizadas en los muestreos de aire, termómetro para monitoreo de la temperatura interna de la cámara y ventilador para la homogenización del aire dentro de la cámara.

Se colocaron dos cámaras por unidad experimental (consideradas una muestra compuesta). Los muestreos fueron realizados dos veces por semana durante dos semanas luego de realizado un laboreo, una siembra o fertilizaciones nitrogenadas. Posteriormente se continuó con una frecuencia de una vez por semana durante un mes y luego quincenalmente. Todos los muestreos fueron hechos entre las 9:00 y las 12:00hs de la mañana (un bloque por hora). Los muestreos de aire se realizaron en tres tiempos, 0, 15 y 30 minutos después del cierre de la cámara. Al momento de cerrar la cámara fue determinada la temperatura de los primeros 5 cm de suelo, mientras que la temperatura interior de la cámara fue determinada en los diferentes tiempos de muestreo. Las muestras de aire fueron extraídas en jeringas de polipropileno y posteriormente depositadas en "vacutainers" con vacío, donde fueron mantenidas hasta el momento del análisis.

Los gases fueron analizados en un equipo Shimadzu GC 2014 modelo "Greenhouse" y los flujos de los gases calculados por la ecuación:

$$F(\text{gas}) = d[\text{gas}]/dt \times PM \times P \times V / R \times T$$

donde, $d[\text{gas}]/dt$ es el cambio en la cantidad de gas dentro de la cámara en el intervalo de tiempo (L min⁻¹); PM es el peso molecular del gas; V y T son el volumen (L) y temperatura interna (°K) de la cámara; P es la presión en el interior de la cámara, asumida como 1 atm; R es la constante universal de los gases (L atm K⁻¹ mol⁻¹).

La variación de la concentración de los gases en el tiempo fue obtenida por el coeficiente angular de la ecuación de la recta ajustada. Las emisiones medias diarias de GEI fueron obtenidas por el valor medio del total de cámaras instaladas por tratamiento y la emisión anual por la integración del área bajo la curva.

En la mayoría de las fechas en las que se realizó el muestreo de aire, también se realizó un muestreo de los primeros 10 cm de suelo. Cada muestra de suelo fue dividida en dos submuestras, una fue seca en estufa a 40°C hasta peso constante, molida y tamizada en malla de 2 m, para posterior determinación de NH_4 y NO_3 . La otra submuestra fue seca a 105 °C por 24 h para determinación de la humedad gravimétrica y posterior cálculo de la porosidad del suelo ocupada por agua (POA). El amonio fue determinado usando el método de azul de indofenol descrito por Mulvaney (1996), substituyendo el fenol por salicilato de sodio. El contenido de NO_3 fue determinado por colorimetría después de la reducción a nitrito a través de una columna de cadmio (Mulvaney, 1996). Estas determinaciones solo se realizaron para el primer año de evaluación.

Al momento de colocar las cámaras se sacaron tres muestras imperturbadas por unidad experimental, de los primeros 5 cm de suelo. Las mismas fueron utilizadas para la determinación de la densidad aparente del suelo, necesaria para el cálculo de la POA. Dicho muestreo se repitió en Febrero de 2012 con el cultivo de verano creciendo.

Datos diarios de precipitación de todo el período evaluado fueron obtenidos de la estación meteorológica automática de la estación experimental de Paysandú.

Las emisiones acumuladas de N_2O y CH_4 fueron sometidos a un análisis de varianza y posteriormente, la diferencia entre medias fue evaluada por el test de Tukey al nivel de 10%. La relación entre las emisiones de N_2O y CH_4 y las variables controladoras fue evaluada por la significancia del coeficiente de determinación (r^2) de los modelos de regresión utilizados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los dos años evaluados tuvieron precipitaciones por encima de lo registrado en la serie histórica (1218mm, Dirección Nacional de Meteorología), siendo 44% y 67% mayores para los años agrícolas 2011/12 y 2012/13 respectivamente.

Flujos de óxido nitroso

Considerando el promedio de todos los sistemas de manejo, las emisiones medias diarias de N_2O fueron de 33.8 y 39.4 μg de $\text{N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para el primer y segundo año evaluado respectivamente (Tabla 1). Durante todo el período de evaluación, fue registrado un influjo máximo de -57.1 μg de $\text{N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y un máximo de emisión de 795.3 μg de $\text{N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Promediando todos los tratamientos y considerando todo el período evaluado, 61% de las fechas muestreadas, tuvieron valores de emisión entre 0 y 20 μg de $\text{N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, lo que podría ser considerado como la línea de base (datos no mostrados). Ese porcentaje aumentó para 85% cuando fueron consideradas todas las fechas con emisiones entre 0 y 100 μg de $\text{N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Apenas 7% de los muestreos correspondieron a influjos de N_2O y 8 % a emisiones mayores a 100 μg de $\text{N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Sin embargo, estos picos de emisión, ocurriendo en determinados momentos, pueden hacer grandes contribuciones y generar diferencias en los acumulados anuales (Jacinthe et al., 1997).

Dependiendo del sistema de manejo utilizado, las emisiones anuales variaron entre 2.13 y 3.88 $\text{kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ para el primer año (2011/12) y entre 1.03 y 5.83 $\text{kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ en el segundo año (2012/13) (Tabla 1). Solamente en el segundo año de evaluación se encontraron diferencias significativas entre alguno de los manejos de suelo. En este sentido, el sistema CPSD presentó mayores emisiones de N_2O que los sistemas bajo LC ($P < 0,10$). Sin embargo estas diferencias no fueron encontradas al considerar la media de los dos años evaluados. Así, contrariamente a lo reportado por Snyder et al., (2009), el pasaje del ciclo de pasturas al de cultivos no generó mayores emisiones de N_2O en relación a los sistemas de cultivos continuos. Por otro lado, nuestros resultados concuerdan con los reportados por otros autores que tampoco encontraron diferencias significativas entre LC y SD (Robertson et al., 2000; Parking et al., 2006).

En el primer año de evaluación, los mayores picos de emisión ocurrieron durante el período del trigo, representando entre 82 y 90% de las emisiones anuales, dependiendo del sistema de manejo considerado. En el segundo año, 57 a 68% de las emisiones anuales se concentraron en los períodos de barbecho, con excepción de los sistemas CCLC y CCSD cuyas emisiones se concentraron durante el período del cultivo de verano (61 y 63% respectivamente).

Tabla 1- Flujos medios, mínimos y máximos y acumulados anuales de N₂O, según el sistemas de rotación y año de evaluación.

	CCLC	CCSD	CPSD	CPLC	CCSD-C4
 µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹				
2011-2012					
Media ⁽¹⁾	32.8	26.5	25.3	46.2	38.1
Mínimo	-30.2	-57.1	-6.2	-5.0	-30.3
Máximo	603.2	346.1	338.4	501.1	647.9
Acumulado anual (kg N-N ₂ O ha ⁻¹)	2.76 a ⁽²⁾	2.22 a	2.13 a	3.88 a	3.20 a
2012-2013					
Media	12.7	39.9	71.8	23.8	48.8
Mínimo	-5.5	-0.7	-0.7	-2.9	1.5
Máximo	50.7	365.4	795.3	179.5	274.7
Acumulado anual (kg N-N ₂ O ha ⁻¹)	1.03 b	3.24 ab	5.83 a	1.93 b	3.96 ab
Media período 2011-2013					
Acumulado anual (kg N-N ₂ O ha ⁻¹)	1.89 a	2.73 a	3.98 a	2.91 a	3.58 a

⁽¹⁾ Media calculada dividiendo la emisión acumulada anual por el total de días evaluados.

⁽²⁾ Letras diferentes en la misma línea indican diferencias significativas entre sistemas de manejo (P<0,1).

Los resultados obtenidos a partir de dos años de evaluación sugieren que de forma general, los picos de emisión de N₂O ocurrieron luego de períodos de lluvia, con aumento de la porosidad del suelos ocupada por agua (POA) y con altos niveles de NO₃ en el suelo antes de la lluvia, condiciones que estarían favoreciendo los procesos de emisión de N₂O por desnitrificación (Goodroad et al., 1984; Passianoto et al., 2003; McSwiney et al., 2005; Laville et al., 2011).

Las emisiones de N₂O presentaron una relación exponencial creciente con la POA, variando la misma con el sistema de manejo considerado (R² entre 0.11 y 0.91). En términos generales, las emisiones aumentaron marcadamente a partir del momento en que el suelo alcanzó una POA del 60%. Valores por encima de este, son indicados como más favorables para los procesos de desnitrificación (Linn et al., 1984). Por otro lado, el N₂O tuvo una relación lineal positiva (R²=0.20; P<0.0001) con la disponibilidad de NO₃ en suelo de la fecha anterior al muestreo de gas. Concordando con Perdomo et al. (2009), las emisiones de N₂O no se relacionaron con los contenidos de NH₄ del suelo. A su vez, no se encontró una función de respuestas con ajuste adecuado que relacionase las emisiones de N₂O con la temperatura del suelo.

Flujos de metano

Durante el período evaluado, el suelo tuvo momentos en los que se comportó como drenó y otros como fuente de CH₄. Sin embargo, los valores medios para el primer y segundo año de evaluación fueron de -9.9 y -4.7 µg de C-CH₄ m⁻² h⁻¹ respectivamente, para la media de todos los tratamientos (Tabla 2). El valor máximo de emisión registrado durante el período evaluado fue de 71.3 µg de C-CH₄ m⁻² h⁻¹, siendo que el máximo de absorción fue de -68.9 µg de C-CH₄ m⁻² h. Este intervalo de variación fue similar al reportado por Bayer et al. (2012) para el sur de Brasil y también por Priomé et al. (1999) en una revisión de 63 estudios en suelos tropicales bajo diferentes usos. Sin embargo, fueron menores a los encontrados en el norte de Europa donde las tasas de oxidación alcanzaron valores de -150 µg de C-CH₄ m⁻² h⁻¹ (Smith et al., 2000).

Los diferentes sistemas de rotaciones y sistemas de manejo no se diferenciaron significativamente en los acumulados anuales de CH₄ (P<0.10), para ninguno de los años evaluados (Tabla 2). Contrariamente a lo reportado por Hutsch (2001), 18 años de SD no presentó ventajas en la oxidación de CH₄ en relación al LC.

La mayoría de los sistemas de manejo se comportaron como un drenó de CH₄ atmosférico, con una oxidación neta anual que varió entre -0.68 a -0.96 kg de C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ para el primer año y de -0.10 a -1.04 kg de C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ para el segundo año de evaluación. El sistema CPSD, fue el único que presentó una emisión líquida de 0.15 kg de C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ durante el segundo año de evaluación (Tabla 2).

Tabla 2 - Flujos medios, mínimos y máximos y acumulados anuales de N₂O, según el sistemas de rotación y año de evaluación.

	CCLC	CCSD	CPSD	CPLC	CCSD-C4
 µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹				
2011-2012					
Media ⁽¹⁾	-8.2	-9.7	-10.8	-11.5	-9.3
Mínimo	-49.0	-68.9	-57.1	-61.9	-42.5
Máximo	71.3	60.0	30.9	15.8	29.1
Acumulado anual (kg C-CH ₄ ha ⁻¹)	-0.68 a ⁽²⁾	-0.82 a	-0.90 a	-0.96 a	-0.78 a
2012-2013					
Media	-1.3	-6.2	1.8	-12.9	-5.0
Mínimo	-31.6	-42.6	-29.7	-37.2	-31.5
Máximo	47.8	45.8	55.3	16.0	26.8
Acumulado anual (kg C-CH ₄ ha ⁻¹)	-0.10 a	-0.50 a	0.15 a	-1.04 a	-0.41 a
Media período 2011-2013					
Acumulado anual (kg C-CH ₄ ha ⁻¹)	-0.39 a	-0.66 a	-0.38 a	-1.00 a	-0.60 a

⁽¹⁾ Media calculada dividiendo la emisión acumulada anual por el total de días evaluados.

⁽²⁾ Letras diferentes en la misma línea indican diferencias significativas entre sistemas de manejo (P<0,1).

Del total de CH₄ consumido en el primer año, aproximadamente 50% fue oxidado durante el cultivo de invierno y 50% durante el cultivo de verano. La excepción fue el sistema CCLC donde el 83% del CH₄ se oxidó durante el cultivo de verano. Ya en el segundo año, los sistemas CCLC y CPSD tuvieron emisión neta durante el período de barbecho y oxidación durante el período de los cultivos de verano. En cuanto que los otros sistemas tuvieron oxidación neta en ambos períodos, siendo que entre 46 y 62% del CH₄ fue oxidado durante el periodo de los cultivos de verano.

Si bien otros autores han reportado una relación inversa entre la oxidación del CH₄ y la POA (Veldkamp et al., 2001; Werner et al., 2006) o el NH₄ (Goulding et al., 1999; Hutsch, 2001; Veldkamp, 2001), estas no fueron verificadas para ninguno de los dos años estudiados. Contrariamente a lo reportado por otros autores, no fue encontrada una relación clara entre los flujos de CH₄ y la temperatura del suelo (Dunfield et al., 1993; Topp et al., 1997). Sin embargo, la falta de relación clara entre los flujos de CH₄ con el resto de las variables coincide con los resultados de otros trabajos (Alluvione et al., 2009; Escobar., 2011).

CONCLUSIONES

Aún en dos años con lluvias por encima de la serie histórica, los diferentes sistemas de manejo no afectaron significativamente las emisiones anuales de N₂O, ni la oxidación de CH₄ por el suelo.

Las emisiones de N₂O se relacionaron fundamentalmente con la porosidad del suelo ocupada por agua y la disponibilidad de NO₃ en el suelo, indicando a la desnitrificación como el proceso predominante en la producción de N₂O. Las emisiones se concentraron en el período de los cultivos de invierno, donde el suelo permanece la mayor parte del tiempo con un alto contenido de humedad. En este contexto, un manejo eficiente de la fertilización nitrogenada es de gran importancia para la mitigación de las emisiones de N₂O, fundamentalmente durante el período otoño invernal.

En el caso del CH₄, los flujos no fueron claramente explicados por ninguna de las variables evaluadas y la oxidación no presentó una estacionalidad tan clara como para las emisiones de N₂O, aunque en ciertos casos la oxidación fue reducida en el invierno, posiblemente por el alto contenido de humedad del suelo.

BIBLIOGRAFIA

- Alluvione, F. Halvorson, A. D., Del Grosso, S. 2009. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on carbon dioxide and methane fluxes from irrigated cropping systems. *J. Environ. Qual.* 38:2023–2033.
- Ambus, P., Christensen, S. 1995. Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest-grassland- and agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 24: 993-1001.

- Attard, E., Recous, S., Chabbi, A., De Berranger, C., Guillaumaud, N., Labreuche, J., Philippot, L., Le Roux, X. 2011. Soil environmental conditions rather than denitrifier abundance and diversity drive potential denitrification after changes in land uses. *Global Change Biology*. 17: 1975–1989.
- Baggs, E., Philippot, L. 2010. Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide. In: SMITH, K.A. (Ed.) *Nitrous oxide and climate change*. Londres: Earthscan, p. 4-35.
- Bayer, C., Gomes, J., Costa Beber Vieira, F., Accordi Zanatta, J., de Cassia Piccolo, M., Dieckow, J. 2012. Methane emission from soil under long-term no-till cropping Systems. *Soil & Tillage Research*. 124: 1-7.
- Butterbach-Bahl, K. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Science*. 368:1-13.
- Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R., T.M. 1993. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils, response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry*. 25: 321–326.
- Escobar, L.F. 2011. Mitigação das emissões de gases de efeito estufa por sistemas conservacionistas de manejo de solo. Tese Doutorado. Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 89 p.
- Goodroad, L.L.; Keeney, D.R. 1984. Nitrous oxide emissions from forest, Marsh, and Prairie ecosystems. *J. Environ. Qual.* 13: 448-452.
- Goulding, K.W.T, Willison, T.W., Webster, C.P., Powelson, D.S. 1996. Methane fluxes in aerobics soils. *Environmental Monitoring and Assessment*. 42: 175-187.
- Hutsch, B.W. 2001. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production — invited paper. *European Journal of Agronomy*. 14: 237–260.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.
- Jacinthe, P.A.; Dick, W.A. 1997. Soil management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in southern Ohio. *Soil & Tillage Research*. 41: 221–235.
- McSwiney, C.P., Robertson, G.P. 2005. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system *Global Change Biology* 11: 1712–1719.
- Laville, P., Lehuger, S., Loubet, B., Chaumartin, F., Cellier, P. 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*. 151: 228-240.
- Linn, D.M., Doran, J.W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soil. *Soil Science Society of American Journal*. 48: 1267-1273.
- Mulvaney, R. L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. In: D.L. SPARKS et al. (Eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Madison WI: ASA and SSSA. pp 1123-1184.
- Parkin, T.B, Kaspar, C.K. 2006. Nitrous Oxide Emissions from Corn–Soybean Systems in the Midwest. *J. Environ. Qual.* 35:1496–1506.
- Passianoto, C., Ahrens, T., Feigl, B.J., Steudler, P.A., do Carmo, J.B., Melillo, J.M. 2003. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biol Fertil Soils* 38:200–208.
- Perdomo, C., Irisarri, P., Ernst, O. 2009. Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutr Cycl Agroecosyst* 84: 119-128.
- Priemé, A., Christensen, S., Dobbie, K.E., Smith, K.A., 1997. Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1269–1273.
- Ravishakara, A.R., Daniel, J.S., Portmann, R.W. 2009. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*. 326: 123–125.
- Robertson, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R. 2000. Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere Greenhouse Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere. *Science*. 289, 1922-1925.
- Smith, K.A., Dobbie, K.E., Ball, B.C., Bakken, L.R., Sitauta, B.K., Hansen, S., Brumme, R., Borken, W., Christensen, S., Priemé, A., Fowler, D., Macdonald, J.A., Skiba, U., Klemetsson, L., Kasimir-Klemetsson, A., Degorska, A., Orlanski, P., 2000. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology* 6, 791–803.
- Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L.; Fixen, P.E. 2009. Review of greenhouse gas emission from crop production system an fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 133: 247-266.
- Tian, H., Xu, X., Liu, M., Ren, M., Zhang, C., Chen, G., Lu, C. 2010. Spatial and temporal patterns of CH₄ and N₂O fluxes in terrestrial ecosystems of North America during 1979-2008: application of a global biogeochemistry model. *Biogeosciences*. 7, 2673–2694.
- Topp, E., Pattey, E. 1997. Soils as sources and sinks for atmospheric methane. *Canadian Journal of Soil Science*. 77: 167–178.
- Veldkamp, E., Keller, M., Nuñez, M. 1998. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochem Cycles* 12:71–79.
- Werner, C., Zheng, X., Tang, J., Xie, B., Liu, C., Kiese, R., Butterbach-Bahl, K. 2006. N₂O, CH₄ and CO₂ emissions from seasonal tropical rainforests and a rubber plantation in Southwest China. *Plant and Soil*. 289: 335–353.