Balance de Gases de Efecto Invernadero en suelos agrícolas de secano

NOTA TECNICA

Salvo, L.*; Bayer, C.**

INTRODUCCIÓN

Los Gases de Efecto Invernadero (GEI) son aquellos que absorben la radiación infrarroja en la atmósfera, atrapando el calor y calentando la superficie de la tierra (Snyder *et al.,* 2009). En las últimas décadas ha existido una gran preocupación por el aumento acelerado de las concentraciones atmosféricas de GEI de origen antrópico, indicado como la principal causa del calentamiento global. Entre 1970 y 2004, las emisiones mundiales de GEI por efecto de actividades humanas aumentaron en un 70% (IPCC, 2007).

De los gases emitidos por la actividad humana, el CO_2 es el que presenta la mayor contribución relativa. En 2004, de las emisiones totales de GEI, el CO_2 representó un 77%, mientras el metano y el óxido nitroso lo hicieron en un 14 y 8%, respectivamente (en términos de CO_2 equivalente). Datos del mismo año, indicaron que un 31% del total de las emisiones provenía de la agricultura y la silvicultura (incluyendo en ésta a la deforestación) (IPCC, 2007).

A nivel global, se estima que la agricultura contribuye con aproximadamente 22% de las emisiones totales de CO_2, 80% de las emisiones de N_2O y 55% de las emisiones de CH4 (IPCC, 2007). En Uruguay, estimaciones realizadas para el año 2004 indicaron que el 81% de las emisiones de CO_2 equivalente eran aportadas por la agricultura, responsable de emitir el 93% y 99% del CH_4 y N_2O emitido en el país, respectivamente (MVOTMA, 2010). La expresiva contribución de la agricultura en la emisión de GEI y el potencial de estos gases en el forzamiento radiactivo, justifican las investigaciones sobre el potencial de mitigación de diferentes prácticas de manejo del suelo en los sistemas agrícolas.

La agricultura puede mitigar los GEI a través de: i) reducir las emisiones, utilizando prácticas de manejo más eficientes; ii) aumentar las remociones de GEI de la atmósfera, principalmente aumentando los stocks de carbono del suelo; y iii) evitar o desplazar las emisiones, a través del uso de cultivos y residuos de la agricultura como fuente de energía, que igual liberará CO_2 por combustión pero el mismo tendrá un origen atmosférico reciente (vía fotosíntesis) en lugar de C fósil (Smith *et al.*, 2008).

Inicialmente los estudios pusieron gran énfasis en el problema del CO_2 y en la capacidad de las diferentes prácticas agrícolas para secuestrar carbono atmosférico (Tian *et al.,* 2010). Prácticas conservacionistas que mantengan o aumenten los stocks de carbono respecto a la condición de manejo tradicional, no sólo estarán realizando una mejora ambiental, por almacenar C atmosférico en la materia orgánica del suelo (MOS), sino que estarán mejorando la capacidad productiva de los mismos. Es reconocido mundialmente que la MOS es uno de los principales indicadores de calidad de suelo por estar relacionada positivamente con diferentes propiedades químicas físicas y biológicas del suelo (Reeves, 1997; Brady y Weil, 2002).

En la actualidad, ha aumentado el interés en entender y cuantificar los flujos de CH_4 y N_2O en los ecosistemas terrestres, ya que estos gases también tienen una gran responsabilidad en el cambio climático (Tian *et al.*, 2010). En este sentido, el Potencial de Calentamiento Global (PCG) del N_2O y el CH_4 es 298 y 25 veces mayor, respectivamente, que el del CO_2 (IPCC, 2007). El efecto neto de los diferentes sistemas de producción, respecto a la emisión total de GEI y al calentamiento global, dependerá no sólo de la captura de carbono que el suelo pueda realizar, sino también del flujo de los otros GEI (Robertson *et al.,* 2000). Sin embargo, son pocos los estudios que, han investigado los tres GEI de forma conjunta y por largos períodos de tiempo.

En Uruguay se han realizado muchos estudios sobre la evolución de carbono orgánico del suelo (COS) bajo diferentes sistemas agrícolas de secano (Morón, 2003; Terra *et al.,* 2006; Salvo *et al.,* 2010), y solamente un trabajo fue publicado sobre emisio-

*Ing. Agr., Dpto. Suelos y Aguas, Montevideo.
**Ing. Agr., Universidad Federal de Río Grande del Sur, Porto Alegre, Brasil.

nes de N_2O en este tipo de sistemas (Perdomo *et al.,* 2009). Recientemente, en un experimento de larga duración realizado en la Estación Experimental "Dr. Mario A. Cassinoni" de la Facultad de Agronomía en Paysandú, se han comenzado a estudiar los flujos de los tres principales GEI (CO_2, N_2O y CH_4) para diferentes sistemas de preparación del suelo y secuencias de cultivos.

El objetivo de este trabajo fue presentar una pequeña revisión sobre el efecto que pueden tener diferentes prácticas de manejo, principalmente las más utilizadas en Uruguay, sobre la emisión de GEI y en el PCG.

CAMBIOS EN LOS STOCKS DE CARBONO DEL SUELO POR DIFERENTES PRÁCTICAS DE MANEJO

La agricultura tuvo una gran expansión de área a mediados del siglo XIX en los países industrializados y más tarde en los países subdesarrollados, resultado de la aparición del arado y la mecanización agrícola (Mielniczuk, 1999; Lal *et al.,* 2007). Esto condujo a un proceso de degradación de los suelos, generando grandes pérdidas en los stocks de COS, por aumento en la oxidación y erosión, además de producir otros efectos negativos en el ambiente (Lal *et al.,* 2007).

La disminución del COS cuando se realiza agricultura con laboreo, ha sido ampliamente reportada por los investigadores. Así, en una recopilación de 50 comparaciones a lo ancho de Canadá, se observó que cuando un suelo en su condición natural fue convertido a suelo agrícola, hubo una pérdida promedio de 24 ± 6% de COS (VandenBygaart *et al.,* 2003). Resultados similares fueron encontrados en Uruguay, donde luego de 35 años de una secuencia de cultivos continuos en laboreo (Cebada - Girasol 2da - Trigo – Sorgo), se perdió el 25% del COS original, siendo la tasa promedio de pérdida de aproximadamente 0.41 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ (Baethgen, 2003).

Resultados más extremos fueron reportados en la Pampa Húmeda Argentina, cuando, sobre una pastura natural, fue realizado un monocultivo de soja (bajo aporte de residuos al suelo). En tan solo 13 años, se constató una pérdida del 28% del COS en una masa de suelo de 2500 Mg ha^{-1}, representando una tasa de pérdida media anual de 1.46 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ (Andriulo *et al*., 1999).

Diferentes trabajos han mostrado que la disminución de COS bajo laboreo convencional (LC) es más rápida durante los primeros años de uso agrícola y luego se hace más lenta, tendiendo a un equilibrio (Andriulo *et al.*, 1999; Lal, 2001; Alvarez *et al.*, 2006). En ese momento, el nivel de COS podrá ser entre 40 a 75% del COS de la situación original (Alvarez *et al.*, 2006; Lal, 2008).

La siembra directa (SD) y el uso de cultivos que maximizan el agregado de residuos sobre el mismo, han sido prácticas de manejo propuestas para mantener o incrementar la materia orgánica del suelo (Bayer *et al*., 2000; Snyder *et al.,* 2009). En Uruguay, el uso de la SD se ha incrementado notablemente desde 1990, siendo actualmente utilizada en más del 80% de área de cultivos (Pérez Bidegain *et al.*, 2010).

En recopilaciones de datos de experimentos de larga duración, en los que se compara la SD con el LC, se concluye que en la mayoría de los casos se ha encontrado mayor contenido de C bajo los sistemas sin laboreo (Alvarez, 2005; Franzluebbers, 2005). Sin embargo, las tasas de acumulación de C encontradas bajo SD han sido muy variables (desde nulas a valores relativamente elevados), ya que no sólo dependen del manejo del suelo, sino también de su textura y mineralogía, de las condiciones climáticas y de las cantidades de residuos vegetales y N aportado por el sistema (Franzluebbers, 2005).

En Canadá, la tasa de acumulación de C bajo siembra directa (respecto al laboreo convencional) fue estimada en 0.05 ± 0.16 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ (VandenBygaart *et al.*, 2003). Lal *et al*. (1999), en suelos de Estados Unidos, estimaron tasas de acumulación entre 0.10 a 0.5 Mg C ha^{-1}. En Argentina, diferentes trabajos reportan tasas de acumulación medias de carbono entre 0.35 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ a 0.5 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ (Álvarez, 1999; Galantini *et al.*, 2006). Ya en Brasil, la tasa promedio de acumulación de C en suelos subtropicales del sur fue estimada en 0.48 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que para los suelos tropicales del Cerrado fue de 0.35 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ (Bayer *et al.,* 2006).

Álvarez (2005), utilizando resultados de una gran cantidad de sitios de diferentes partes del mundo, donde se contrastaba la SD respecto al LC, estimó una tasa de acumulación promedio de C de 0.4 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$. Según sus resulta-

dos, a los 25 a 30 años de producido el cambio de sistema de laboreo, era alcanzada una nueva "condición de equilibrio".

El cambio de LC a SD, no sólo afecta la acumulación de COS, sino también el total de costos de carbono del cultivo, modificándose las emisiones generadas por la mecanización y por los inputs agrícolas. El consumo de combustible disminuye y los inputs se incrementan, especialmente el uso de fertilizantes y herbicidas. Para la mayoría de los cultivos realizados en USA se ha estimado un ahorro neto promedio de 31 kg C ha^{-1} $año^{-1}$ cuando son realizados en SD (West y Marland, 2002).

Además del uso de la SD, otras prácticas de manejo pueden conducir a aumentos en los stocks de COS. Entre esas prácticas se mencionan, la intensificación de los sistemas de cultivos, disminuyendo los tiempos de barbecho e incluyendo cultivos de cobertura, la diversificación de los cultivos utilizados en la rotación, el uso de cultivos perennes y un manejo adecuado de los nutrientes (Janzen *et al.*, 1998; Bayer *et al.*, 2006; Lal, 2008).

El efecto positivo del uso de fertilizantes e inclusión de pasturas sobre el stock de COS fue claramente observado en un experimento de larga duración en INIA-La Estanzuela (Uruguay). En éste, luego de 35 años de una secuencia de cultivos continuos en LC, el uso de fertilizante generó una diferencia positiva de 8.7 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$ respecto a la misma rotación sin fertilizar. Por otro lado, si además de la fertilización se incluía una pastura perenne de gramíneas y leguminosas ocupando la mitad del tiempo en la rotación, la diferencia en el stock de COS, respecto a la rotación de cultivos continuos sin fertilizar, se incrementaba a 22.5 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$. Este sistema de rotación de cultivos y pasturas, aun bajo LC, permitió mantener los niveles de COS del inicio del experimento (Baethgen, 2003). El mismo efecto fue observado en otro experimento de rotaciones agrícolas-ganaderas realizadas con SD (INIA Treinta y tres). En éstas, luego de 8 años de rotaciones de cultivos continuos (con poco aporte de residuos al suelo), el stock de COS de los primeros 15 cm tuvo una reducción significativa del 17%, comparado con las rotaciones que incluían pasturas perennes (2 años de cultivo y 4 de pasturas), que a su vez mantuvieron los niveles de COS de las pasturas adyacentes (Terra *et al.*, 2006).

Los sistemas con bajo aporte de residuos, aún bajo SD, generan una disminución del stock de COS (Terra *et al.*, 2001; Terra *et al.*, 2006; Diekow *et al.*, 2005; Novelli *et al.*, 2011). Eso es lo que sucede cuando la soja es frecuentemente incluida dentro de una rotación, tal como ocurre en la agricultura de Argentina y Uruguay. Para mantener los stocks de COS en niveles aceptables, secuencias de cultivos más balanceadas deben ser utilizadas (cultivos de invierno e inclusión de cultivos de verano de alto aporte de biomasa como Maíz o Sorgo) (Clerici *et al.*, 2004; Pérez Bidegain *et al.*, 2010; Salvo *et al.*, 2010; Novelli *et al.,* 2011).

Puede concluirse entonces que, desde el punto de vista del C, el uso de la SD, el uso de secuencias complejas con gran aporte de C al suelo, inclusión de pasturas perennes y aporte adecuado de nutrientes, serían prácticas recomendadas para aumentar los stocks de COS y compensar las emisiones de GEI. Sin embargo el efecto de estas prácticas en los flujos de CH_4 y N_2O no siempre va en el sentido deseado de disminuir las emisiones, por lo que tales prácticas realizarán una verdadera mitigación, si son capaces de reducir el PCG (Six *et al*., 2004).

FLUJOS DE METANO Y ÓXIDO NITROSO EN SUELOS AGRÍCOLAS DE SECANO

En Uruguay, las dos fuentes de emisión más importantes de metano estarían dadas por la fermentación entérica de los rumiantes (95%) y el cultivo de arroz regado por inundación (5%) (Baethgen y Martino, 2002). Los suelos agrícolas de secano generalmente actúan como sumidero de CH_4 atmosférico, aunque en menor medida que suelos con vegetación nativa (Snyder *et al.,* 2009). Sin embargo, los flujos de CH_4 (emisión o absorción) son de poca magnitud en estos sistemas.

Las prácticas agrícolas normalmente tienen efectos negativos sobre la actividad de las bacterias oxidantes de CH_4, identificándose las labranzas regulares y las fertilizaciones con urea o amonio como los principales factores responsables de la disminución de la oxidación de CH_4 en suelos agrícolas (Hutsch, 2001). Así, la SD es indicada como una práctica de manejo que puede mejorar la actividad de las bacterias metanotróficas (oxidación de CH_4) respecto al LC.

Por otro lado, el N_2O se produce naturalmente en el suelo por dos procesos biológicos: la desnitrificación (proceso anaerobio facultativo) y la nitrificación (proceso aerobio). La interacción de los factores que controlan estos procesos es compleja. La humedad y temperatura del suelo así como la disponibilidad de N (como NH_4 y NO_3) se consideran las variables más influyentes en el control del flujo de N_2O desde el suelo (Goodroad y Keeney, 1984). Otras característi-

cas del suelo, tanto químicas (pH, materia orgánica), físicas (textura) como biológicas (cobertura vegetal) pueden ser importantes en condiciones ambientales específicas (Ambus y Christensen, 1995). Dada la alta heterogeneidad de los procesos y factores ambientales controladores de las emisiones de N_2O, las mismas resultan muy variables en el espacio y en el tiempo, con coeficientes de variación reportados entre 100 a 300% (Thornton y Valente, 1996; Boeckx *et al.*, 2005).

A nivel internacional se ha puesto énfasis en el efecto que algunas prácticas de manejo tienen sobre la emisión de N_2O. Estas son, el uso de fertilizantes nitrogenados, el uso de leguminosas y los sistemas de preparación del suelo.

La fertilización nitrogenada tiene un gran efecto en las emisiones de N_2O. Luego del período de fertilización, la magnitud de las emisiones es mayor y son fuertemente dependientes de las lluvias (Ball *et al.*, 1999; Passianoto *et al.*, 2003). Según Gomes (2006), la emisión media anual de N_2O aumentó de 2 a 4 veces en suelos fertilizados comparados con aquellos que no recibieron fertilización nitrogenada. El mismo efecto fue reportado por Zanatta *et al.* (2010), quienes reportaron que el mayor pico de emisión ocurrió tres días después de la aplicación del fertilizante, coincidiendo con el momento en que el suelo tenía más de un 70% de los poros llenos de agua, indicando al proceso de desnitrificación como el principal responsable de las emisiones. Las magnitudes de las emisiones de N_2O por la fertilización nitrogenada dependerán del momento del ciclo del cultivo en que son realizadas las aplicaciones. Cultivos en activo crecimiento y que se encuentran en su momento de mayor demanda del nutriente, competirán eficazmente por el N disponible en el suelo, resultando en menores emisiones de N_2O (McSwiney y Robertson, 2005). McSwiney *et al.* (2005), reportaron que el porcentaje de N del fertilizante que es emitido como N_2O se vuelve más variable con altas tasas de N. Prácticas de manejo que mejoren la eficiencia de utilización del fertilizante son necesarias para disminuir las emisiones de N_2O.

En cuanto al uso de leguminosas, se ha visto que el mayor efecto en cuanto a las emisiones de N_2O no es tanto durante su crecimiento activo, sino, al momento en que se termina su ciclo y los restos son descompuestos (Snyder *et al.*, 2009). Hay evidencias de que sistemas de leguminosas puras creciendo activamente presentaron mayores emisiones de N_2O que sistemas de gramíneas sin fertilizar, siendo que los sistemas mixtos de gramíneas y leguminosas presentaron emisiones intermedias entre esos sistemas. Sin embargo, las emisiones de los sistemas con leguminosas fueron menores cuando se compararon con los sistemas fertilizados (Veldkamp *et al.*, 1998; Rochette *et al.*, 2004; Gregorich *et al.*, 2005; Parkin y Kaspar, 2006). Gomes (2006), comparando la misma cantidad de N incorporada mediante residuos de leguminosa y mediante urea en un cultivo de maíz, observó que el uso de leguminosas generó emisiones 3 veces menores que vía fertilizante. Esto permite suponer que la inclusión de pasturas en la rotación, podría disminuir las emisiones anuales de N_2O respecto a secuencias de cultivos continuos fertilizados.

En cuanto a los sistemas de preparación del suelo, los estudios realizados no permiten observar una respuesta clara del efecto de la SD en la emisión de N_2O. Algunos trabajos indican que los suelos bajo SD presentan una mayor emisión de N_2O respecto a los suelos bajo LC (Passianoto, 2003; Ball *et al.*, 2008; Halvorson *et al.*, 2008), en tanto que otros mencionan el efecto contrario (Liebig *et al.*, 2005; Mosier *et al.*, 2006; Escobar, 2011) o aún, no encuentran un efecto diferencial entre ambos sistemas (Robertson *et al.*, 2000; Parking *et al.*, 2006). La mayor emisión de N_2O por parte de la SD, generalmente es explicada por una mayor compactación superficial, mayor contenido de agua en el suelo y mayores stocks de C y N que en los sistemas con LC. En cambio, la mayor emisión de los sistemas con laboreo generalmente es atribuida a una mayor mineralización del N de los residuos vegetales adicionados y exposición de la MOS lábil por la quiebra de los agregados del suelo.

En Uruguay, existe muy poca información sobre los flujos de N_2O de los suelos. Perdomo et al. (2009), fueron los primeros en presentar resultados de emisiones de este gas en un suelo con uso agrícola. En éste, se evaluó el efecto de la agricultura continua o en rotación con pasturas y el efecto de la agricultura con o sin laboreo, durante un año. Cabe aclarar que en la rotación de cultivos y pasturas, las mediciones fueron realizadas durante la fase de pastura. Ellos concluyeron que el flujo de N_2O emitido por los cultivos y las pasturas cultivadas tendió a ser mayor que aquellos de la pastura natural (3.4 vs 0.64 kg N ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente). Sin embargo, no se detectaron diferencias entre los sistemas de laboreo o entre sistemas de rotaciones de cultivos, en el período considerado (Cuadro 1).

Cuadro 1. Flujos anuales de N_2O de una pastura nativa y diferentes sistemas de rotaciones agrícolas y agrícolas ganaderas (adaptado de Perdomo *et al.*, 2009).

Tratamiento	Flujo de N_2O (kg N-N_2O ha^{-1} $año^{-1}$)
Pastura nativa	0.64
CC-LC	5.49
CC-SD	1.21
CP-LC	2.62
CP-SD	4.26

NOTA: CC-LC: cultivo continuo en laboreo convencional; **CCSD:** cultivo continuo en siembra directa; **CP-LC:** rotación de cultivos y pasturas perennes (gramíneas y leguminosas) en laboreo convencional; **CP-SD:** rotación de cultivos y pasturas perennes (gramíneas y leguminosas) en siembra directa. En las rotaciones con pasturas, las mediciones fueron realizadas durante la fase de pasturas.

Sobre estas mismas rotaciones, a partir del otoño de 2011, se han retomado las mediciones de GEI. En ese momento todos los sistemas se encontraban con un cultivo de trigo, el cual fue sembrado luego de una soja, en los sistemas de cultivos continuos y como primer cultivo anual luego de tres años de pasturas, en las rotaciones de cultivos y pasturas. La emisión acumulada de N_2O para el cultivo de trigo fue en promedio 62% mayor para los sistemas en LC respecto a la SD (Cuadro 2). De los sistemas evaluados, la rotación de cultivos y pasturas en LC fue la que presentó mayor emisión de N_2O, mientras que la misma rotación en SD presentó la menor.

Cuadro 2. Flujos de N_2O y CH_4 acumulados del período de trigo para diferentes sistemas de rotaciones agrícolas y agrícolas ganaderas

Tratamiento	Flujo de N_2O (kg N-N_2O ha^{-1} $año^{-1}$)	Flujo de CH_4 (kg C-CH_4 ha^{-1} $año^{-1}$)
CC-LC	2.35	-0.12
CC-SD	1.91	-0.44
CP-LC	3.36	-0.41
CP-SD	1.75	-0.49

NOTA: CC-LC: cultivo continuo en laboreo convencional; **CCSD:** cultivo continuo en siembra directa; **CP-LC:** rotación de cultivos y pasturas perennes (gramíneas y leguminosas) en laboreo convencional; **CP-SD**: rotación de cultivos y pasturas perennes (gramíneas y leguminosas) en siembra directa.

En promedio, más del 70% de las emisiones de N_2O se dieron entre la siembra y el estado de Zadok30 del trigo (Figura 1). Probablemente las emisiones se intensificaron durante ese período debido a las fertilizaciones nitrogenadas realizadas a la siembra y en el estado de Zadok22, cuando el desarrollo del cultivo aún no promovía una gran absorción del N mineral (N-NO_3 y N-NH_4), quedando disponible para los procesos generadores de N_2O. Ya en la tercera fertilización realizada en el estado de Zadok30 del trigo, no se observó aumento de las emisiones. En cuanto al CH_4, en todos los tratamientos hubo una absorción neta, aunque de poca magnitud. A pesar de las tendencias encontradas, fundamentalmente en las emisiones de N_2O, la alta variación espacial determinó que no se encontraran diferencias estadísticas entre los diferentes sistemas. Escobar (2011), menciona que dada la alta variabilidad interanual observada en las emisiones de N_2O y CH_4, los estudios de largo plazo son de gran importancia para evaluar los efectos de los sistemas de manejo y de las condiciones climáticas sobre las emisiones de GEI.

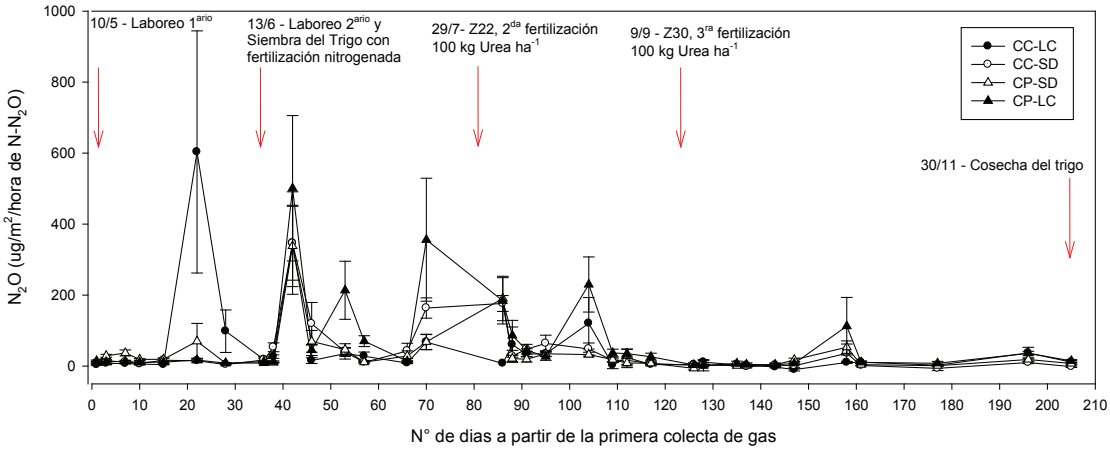

Figura 1. Flujos de N_2O durante el período del trigo, para diferentes sistemas de rotaciones agrícolas y agrícolas ganaderas.
NOTA: Las barras verticales corresponden a ± un error estándar. **CC-LC:** cultivo continuo en laboreo convencional; **CCSD:** cultivo continuo en siembra directa; **CP-LC:** rotación de cultivos y pasturas perennes (gramíneas y leguminosas) en laboreo convencional; **CP-SD**: rotación de cultivos y pasturas perennes (gramíneas y leguminosas) en siembra directa.

POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL

Aunque el N_2O y el CH_4 son emitidos en menor cantidad que el CO_2, presentan un potencial de calentamiento 298 y 25 veces mayor que el CO_2, respectivamente (IPCC, 2007). Así, para compensar la emisión de 1kg N-N_2O ha^{-1}, 127 kg C-CO_2 ha^{-1} deben ser secuestrados en el suelo. Es por esto, que la emisión del N_2O no puede ser olvidada al momento de evaluar el impacto de los diferentes sistemas agrícolas sobre el PCG.

A pesar de que en algunos trabajos se ha reportado una mayor emisión de N_2O bajo SD, generalmente este sistema igual ha presentado un balance de gases más favorable que el LC (menor PCG). Esto es consecuencia de una mayor acumulación de COS bajo SD y en menor medida por la menor emisión o mayor absorción de CH_4, lo que generalmente compensa las mayores emisiones de N_2O (Snyder *et al.*, 2009). Álvarez (2005), menciona que una vez que el sistema bajo SD alcance el "equilibrio" (25 a 30 años después de realizado el cambio de LC a SD), el ahorro de C de este sistema será solamente el realizado por la disminución en los costos de C del cultivo (diferencias en el consumo de combustible e insumos respecto al LC). Sin embargo, alcanzado ese momento, los suelos bajo SD tendrán mayores niveles de COS y mejores propiedades que aquellos sistemas bajo LC. En ese caso, las prácticas de manejo que reduzcan las emisiones de N_2O serán determinantes para mitigar el PCG.

En estudios de varios años en el Sur de Brasil, ha sido verificado un balance de GEI favorable para el sistema de SD en comparación al LC. En este sistema conservacionista, se han verificado beneficios en el balance de GEI cuando se incluyeron leguminosas de cobertura del suelo, lo que se debe a su efecto positivo en la acumulación de C en el suelo y en las menores emisiones de N_2O en comparación al uso de fertilizantes nitrogenados minerales (Bayer, 2012).

Los resultados son promisorios, ya que los sistemas considerados conservacionistas desde el punto de vista de mantener o aumentar los niveles de COS y la capacidad productiva del suelo, también presentan potencial para mitigar las emisiones de GEI. Sin embargo, un manejo eficiente de los fertilizantes nitrogenados debe ser realizado para minimizar las emisiones de N_2O.

BIBLIOGRAFÍA

ÁLVAREZ, R. 1999. Balance de C en suelos cultivados de la Pampa Húmeda. En: R. Alvarez (Ed). Jornada técnica "Biología del suelo en siembra directa". INTA-PROCISUR. Octubre de 1999, Buenos Aires. Boletín Especial de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Pp 33-36.

ÁLVAREZ, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. Soil Use and Management 21: 38–52.

ÁLVAREZ, R.; STEINBACH, H. S. 2006. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica. En: Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Ed. Pascale, A. J. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pp 69-78.

AMBUS, P.; CHRISTENSEN, S. 1995. Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest-grassland-, and agro ecosystems. J. Environ. Qual. 24: 993-1001.

ANDRIULO, A.; GUÉRIF, J.; MARY, B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. De termination of carbon origin using variations in natural 13 C abundance. Agronomie 19: 349-364.

BAETHGEN, W. E. 2003. Utilización del modelo Century para estudiar la dinámica de carbono y nitrógeno. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie técnica 134, INIA La Estanzuela, pp. 9–18.

BAETHGEN, W. E.; MARTINO, D. L. 2002. Cambio Climático, Gases de Efecto Invernadero e Implicancias en los Sectores Agrope cuario y Forestal del Uruguay. En: Documentos online N° 11 INIA La Estanzuela, http://www.inia.org.uy/publicaciones/documentos/le/pol/2002/informe-7.pdf

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P.1999. Field N2O, CO2 and CH4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. Soil Till. Res 53:29–39.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C., MARTIN–NETO, L.; FERNÁNDEZ, S. V. 2000. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. Soil Till. Res. 54: 101-109.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. Soil Till. Res. 86: 237–245.

BAYER, C. 2012. Potencial de sistemas de manejo no sequestro de carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa em ambientes subtropicais. En: CD - Actas del XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso argentino de la Ciencia del Suelo. 16-20 Abril 2012, Mar del Plata, Argentina.

BOECKX, P.; VERVAET, H.; VAN CLEEMPUT, O. 2005. NO and N2O fluxes from a Belgian forest affected by elevated nitrogen deposition. Guyana Bot., 62: 72-87.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. 2002. The nature and properties of soils, 13th ed. Prentice Hall, New Jersey, United States of America, pp. 498–542.

CLÉRICI, C.; BAETHGEN, W.; GARCÍA PRÉCHAC, F.; HILL, M. 2004. Estimación del impacto de la soja sobre erosión y carbono orgánico en suelos agrícolas del Uruguay. En: Quintero, C.E., Boschetti, N.G., y Díaz, E.L. (Eds.), Resúmenes del XIX Congreso Argentino de la Ciencias del Suelo. II Simposio Nacional sobre Suelos Vertisólicos, 22–25 Junio 2004, Paraná, Argentina, 337 p.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KOGEL-KNABNER, I. 2005. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. Soil Till. Res. 81: 87-95.

ESCOBAR, L. F. 2011. Mitigação das emissçoes 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.

FRANZLUEBBERS, A. J. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential in agricultural regions of North America: introduction. Soil Till. Res. 83, 1–8.

GALANTINI, J. A.; IGLESIAS, J. O.; MANEIRO, C.; SANTIAGO, L.; KLEINE, C. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste Bonaerense. Efecto de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA-INTA), 35 (1):15-30p.

GOMES, J. 2006. Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo. Tese Doutorado. Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 114 p.

GOODROAD, L. L.; KEENEY, D. R. 1984. Nitrous oxide emissions from forest, Marsh, and Prairie ecosystems. J. Environ. Qual. 13: 448-452.

GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P.; VANDERBYGAART, A. J.; ANGERS, D. A. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. Soil Till. Res. 83: 53-72.

HALVORSON, A. D.; DEL GROSSO, S. J.; REULE, C. A. 2008. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems. J. Environ. Qual. 37:1337-1344.

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.

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H. 1998. Soil carbon dynamics in Canadian agroecosystems. En: Lal, R.; Kimble, J.M.; Follett, R.F.; Stewart, B.A. (Eds) Soil processes and the carbon cycle. Pp. 57-80.

LAL, R.; FOLLET, R. F.; KIMBLE, J.; COLE, C. V. 1999. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. J. Soil Water Conserv. 5: 374-381.

LAL, R. 2001 World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. Adv. Agron. 71: 145–191.

LAL, R.; REICOSKY, D. C.; HANSON, J. D. 2007. Evolution of the plow over 10000 years and the rationale for no-till farming. Soil Till. Res. 93,1-12.

LAL, R. 2008. Carbon sequestration. Phil. Trans. R. Soc. B. 363: 815-830

LIEBIG, M. A.; MORGAN, J. A.; REEDER, J. D.; ELLERT, B. H.; GOLLANY, H. T.; SCHUMAN, G. E. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potencial of agricultural practices in Northwestern USA and western Canada. Soil Till. Res. 83: 25-52.

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.
MIELNICZUK, J. 1999. Manejo de solos no Rio Grande do Sul: uma sintese historica. Revista de Agronomia. 12: 11-23.
MINISTERIO DE VIVIENDA, ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE (MVOTMA), 2010. Uruguay, Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero 2004. Evolución de Emisiones de GEI 1990-2004. Resumen Ejecutivo. 37p
MORÓN, A. 2003. Principales contribuciones del experimento de rotaciones cultivos y pasturas de INIA La Estanzuela en el área de fertilidad de suelos (1963-2003). In: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela. Pp. 1-8.
MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; LIU, X. J. 2006. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in Northeastern Colorado. J. Environ. Qual. 35: 1584-1598.
NOVELLI, L. E.; CAVIGLIA, O. P.; MELCHIORI, R. J. M. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. Geoderma 167-168, 254–260.
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.
PEREZ BIDEGAIN, M.; GARCIA PRECHAC, F.; HILL, M.; CLERICI, C. 2010. La erosión de suelos en sistemas agrícolas. En: Intensificación Agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Pag 67-88.
REEVES, D. W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43, 131–167.
ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. 2000. Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere Green house Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere. Science. 289, 1922-1925.
ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BELANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PREVOST, D.; LEVESQUE, G. 2004. Emissions of N2O from Alfalfa and Soybean Crops in Eastern Canada. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:493–506
SALVO, L.; HERNÁNDEZ, J.; ERNST, O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. Soil Till. Res. 109: 116–122.
SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. Global Change Biology 10: 155–160.
SMITH, P.; MARTINO, D.; ZUCONG, C.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLES, B.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; MCALLISTER, T.; PAN, G; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. Phil.Trans. R.Soc. B. 363, 789-813.
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 Enviroment 133: 247-266.
TERRA, J. A.; GARCÍA PRÉCHAC, F. 2001. Siembra directa y rotaciones forrajeras en las lomadas del este: síntesis 1995–2000. Serie Técnica 125. INIA Treinta y Tres, pp. 100.
TERRA, J. A.; GARCÍA-PRECHAC, F.; SALVO, L.; HERNÁNDEZ, J. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. En: Horn, R., Fleige, H., Peth, S., Peng, X. (Eds.), Sustainability – Its Impact on Soil Management and Environment. Adv. Geoecol., vol. 38. pp. 233–241.
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 biogeochemitry model. Biogeosciences. 7, 2673–2694.
THORNTON, F. C.; VALENTE, R. J. 1996. Soil emissions of nitric oxide and nitrous oxide from no-till corn. Soil Sci. Soc. Am. J. 60: 1127–1133.
VANDENBYGAART, A. J.; GREGORICH, E. G.; ANGERS, D. A. 2003. Influence of agriculture management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. Can. J. Soil Sci. 83: 363-380.
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.
WEST, T. O.; MARLAND, G. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. Agriculture Ecosystems and Environment 91: 217–232.
ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. 2010. Nitrous oxide and methane fluxes in Southern Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. R. Bras. Ci. Solo. 34: 1653-1665.

ir a sumario