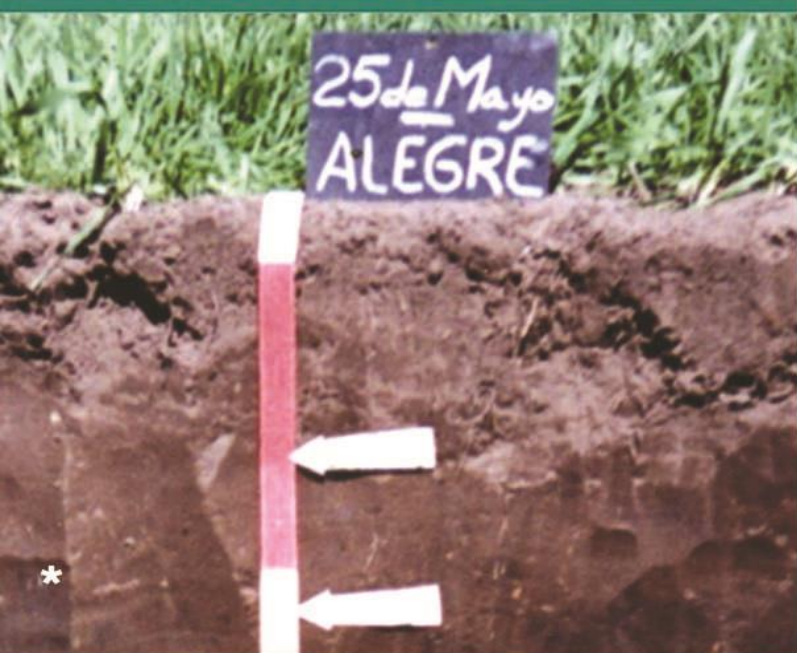


EJE TEMÁTICO 2

EL SUELO, LA PRODUCCIÓN AGROPECUARIA Y LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO



EJE TEMÁTICO 2

EL SUELO, LA PRODUCCIÓN AGROPECUARIA Y LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI)

SECCIÓN 2.1: EL CLIMA Y EL SUELO COMO SUJETO-OBJETO DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Capítulo 3. Los suelos de Buenos Aires y el Cambio Climático: una primera aproximación a su clasificación según el IPCC.

Carla Pascale Medina, Olga S. Heredia, Gustavo Cruzate, Mariano Mongini.

Capítulo 4. Impactos del clima y medidas de adaptación del sistema productivo.

Graciela Magrin, María Isabel Travasso y Gabriel Rodríguez.

Capítulo 5. Sustentabilidad y las emisiones de carbono en la agricultura argentina.

Gabriela Posse, Nuria Lewczuk y Klaus Richter.

Capítulo 6. Perspectivas para el stock orgánico del suelo de la Pampa Ondulada bajo diferentes escenarios agronómicos y climáticos.

Luis A. Milesi Delaye, Alicia B. Irizar, Graciela O. Magrín y Adrián E. Andriulo.

Capítulo 7. Cambios en los niveles de carbono y nitrógeno de los suelos pampeanos producidos por el uso.

Roberto Alvarez, Josefina L. De Paepe, Haydeé S. Steinbach, Patricia L. Fernández y Carina R. Alvarez.

SECCIÓN 2.2: AGRICULTURA

Capítulo 8. Emisiones Gases de Efecto Invernadero (GEI). Participación de la agricultura a nivel global y del país.

Miguel A. Taboada y Vanina R. N. Cosentino.

Capítulo 9. Impacto del aumento de la concentración atmosférica de CO₂ sobre la fotosíntesis.

Eduardo A. Pagano.

Capítulo 10. Fertilización nitrogenada y gases de efecto invernadero en cultivos extensivos de agroecosistemas pampeanos.

María de las Mercedes Zubillaga y Helena Rimski Korsakov.

Capítulo 11. Efecto de la secuencia de cultivo y la siembra directa sobre las emisiones de óxido nitroso.

Carolina Alvarez, Vanina R.N. Cosentino, Alejandro Costantini, Carina R. Alvarez y Miguel A. Taboada.

Capítulo 12. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero desde el suelo en el cultivo de maíz, en la Argentina.

Liliana Inés Picone, Calypso Lisa Picaud y Cecilia del Carmen Videla.

Capítulo 13. Fijación biológica y gases efecto invernadero.

Esteban Ciarlo e Ignacio Ciampitti.

Capítulo 14. Estimación de las emisiones de metano en suelos dedicados al cultivo de arroz en la provincia de Corrientes.

Ditmar Kurtz y Daniel Ligier.

Capítulo 15. Las emisiones antropogénicas de CO₂ aumentan la susceptibilidad de los cultivos al ataque de insectos.

Jorge Zavala.

SECCIÓN 2.3: GANADERÍA

Capítulo 16. Inventario de emisiones de GEI provenientes de la ganadería.

Laura Finster.

Capítulo 17. Sistemas ganaderos y los factores de emisión.

Cristian R. Feldkamp, Fermín Torroba, Gabriel Vázquez Amábile, Sebastián Galbusera y Pablo Cañada.

Capítulo 18. Nutrición de rumiantes y emisiones de metano.

Gustavo Jaurena, Juan Manuel Cantet, Darío Colombatto y José Arroquy.

Capítulo 19. Manejo de excretas y efluentes ganaderos.

María Alejandra Herrero.

SECCIÓN 2.4: FORESTACIÓN, PASTIZALES Y HUMEDALES

Capítulo 20. Destino de los gases de efecto invernadero en sistemas silvícolas.

Gabriela Posse, Klaus Richter y Nuria Lewczuk.

Capítulo 21. Bosques y cambio climático. Inventario de gases de efecto invernadero en bosques.

Héctor D. Ginzo.

Capítulo 22. Los humedales y el cambio climático en Argentina.

Roberto F. Bó y Ricardo L. Vicari.

Capítulo 23. Resiliencia de los humedales al cambio climático.

Rubén Darío Quintana y Ricardo Luis Vicari.

Capítulo 24. Balance de Carbono en pastizales pampeanos.

Laura Yahdjian y Gervasio Piñeiro.

SECCIÓN 2.1



El clima y el suelo como sujeto-objeto del Cambio Climático

Capítulo 3

Los suelos de Buenos Aires y el Cambio Climático: una primera aproximación a su clasificación según el IPCC

Carla Pascale Medina^{1,2}, Olga S. Heredia², Gustavo Cruzate³, Mariano Mongini².

¹ Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. ² Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. ³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. E-mail de contacto: cpasca@minagri.gob.ar – heredia@agro.uba.ar

El suelo y el clima como factores para la estimación de GEI

En el año 1988 y luego de reconocer que el cambio climático genera consecuencias problemáticas que se expresan a nivel global, la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), crearon conjuntamente el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés). Una de las actividades del IPCC consiste en complementar la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), mediante su trabajo en materia de metodologías para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, de modo de orientar su elaboración. En el año 2006, el IPCC realiza la publicación de la Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero en su versión actualizada (IPCC, 2006).

Para estimar las existencias carbono y la emisión y absorción de los gases de efecto invernadero asociadas con las actividades de la agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU), se necesita información que represente a varias categorías de uso de la tierra. Estas categorías se estratifican en base a prácticas de uso y a características biofísicas, como por ejemplo según el clima o la zona ecológica, el suelo, el tipo de vegetación, etc. Así se crean unidades espaciales más homogéneas que se utilizan en la estimación de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero, y en la evaluación de los cambios en las existencias de carbono.

En este contexto y con estos objetivos, es que el IPCC establece modelos por defecto de clasificación del suelo y del clima, y señala como ejemplos de estratificaciones para la estimación de las emisiones y absorciones de Nivel 1 los siguientes:

Tabla 1: Estratificaciones de clima y suelo para los métodos de estimación de las emisiones de Nivel 1.

Factor	Estrato
Clima	Boreal
	Templado frío seco
	Templado frío lluvioso
	Templado cálido seco
	Templado cálido húmedo
	Tropical seco
	Tropical húmedo
	Tropical lluvioso
	Suelo
Arcilla de baja actividad	
Arenoso	
Espódico	
Volcánico	
Humedal	
Orgánico	

Fuente: adaptado de Bickel, et al. 2006.

Los métodos de cálculo de emisiones de GEI contenidos en las directrices del IPCC (IPCC, 2006) difieren en su grado de complejidad, yendo desde niveles simples avanzando a niveles de mayor complejidad. Estos niveles de complejidad se conocen con el nombre de Nivel 1, Nivel 2 y Nivel 3 respectivamente.

En el caso del Nivel 1, se basa en la utilización de parámetros globales o regionales que por defecto propone el IPCC. Los métodos están diseñados para que resulten los más simples de usar. En el caso del Nivel 2, los métodos consideran datos específicos locales. Se emplea el mismo abordaje metodológico que en el Nivel 1, pero se aplican factores de emisión que se basan en datos específicos del país o de la región, sobre todo en lo referido a las categorías más importantes de uso de la tierra, utilizándose datos de resolución temporal y espacial y de actividad más desagregados. El Nivel 3, involucra mayor detalle aún, e incluso se pueden proponer modelos locales. Se utilizan métodos de orden superior, incluidos modelos y sistemas de medición de inventario, hechos a medida para satisfacer las circunstancias nacionales que se repiten con el tiempo, basados en datos de la actividad de alta resolución y desagregados a nivel sub-nacional, logrando así mayor certeza en las estimaciones.

El IPCC y la Clasificación de los suelos para el inventario de GEI

Como se mencionara anteriormente, en las guías o directrices del IPCC, se establece una estratificación de los tipos de clima y tipos de suelos. En el caso de la estratificación del clima (Figura 1), las regiones climáticas se clasifican para aplicar las emisiones y los factores de cambio para estimar la biomasa, la materia orgánica muerta y los cambios en las existencias del carbono del suelo. Esta clasificación se utiliza en los métodos de Nivel 1 porque los factores por defecto de cambio en las emisiones y existencias se obtuvieron utilizando este modelo.

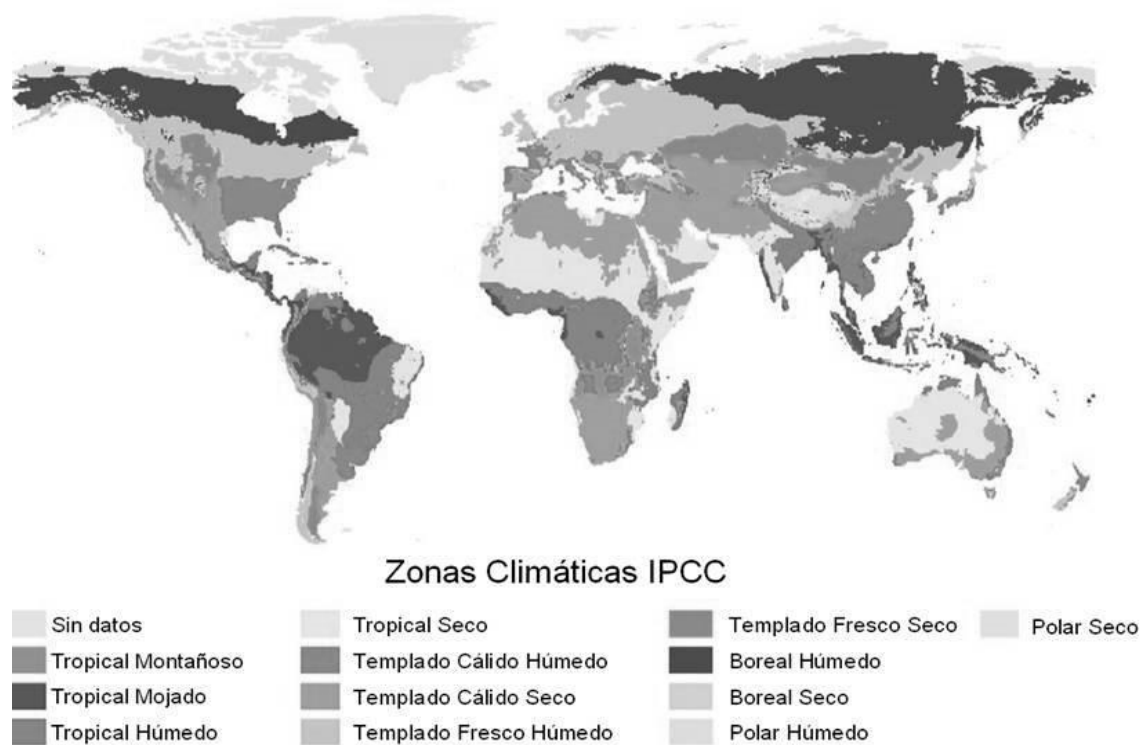


Figura 1: Distribución mundial de las zonas climáticas del IPCC. **Fuente:** Tomado y Adaptado de FAO, Proyecto Ex - Act (2013). Directrices del IPCC 2006.

En el caso de la estratificación de los suelos, su clasificación se utiliza como datos de apoyo para los métodos de estimación de emisiones a Nivel 1, y contribuye a estimar los cambios en los contenidos de carbono del suelo a partir de la aplicación de los factores de referencia y de cambio en el contenido del mismo. También se aplica para cuantificar las emisiones de NO₂, sobre todo en suelos orgánicos.

Clasificación de los suelos según el IPCC

La clasificación de suelos del IPCC se encuentra desarrollada en la Directrices del IPCC 2006. Establece la división de los tipos de suelos en 7 categorías o clases y su fundamento principal se basa en el concepto de que la textura del suelo y la mineralogía de las arcillas, tienen un fuerte efecto en el contenido y conservación de materia orgánica (Scott et al. 2002).

Cabe señalar que esta propuesta de clasificación conlleva en sí misma cierto grado de incertidumbre que está dada por las escalas y el procedimiento en cómo se realizan los agrupamientos para establecer dichas categorías o clases (Batjes, 2010). Podría decirse que en esta clasificación de suelos, se observa una mayor generalización de los tipos de suelos que involucra una amplia variación en la referencia a los cambios en el contenido de carbono, marcando una visión un tanto reduccionista respecto a otras clasificaciones, como por ejemplo la Taxonomía de suelos (USDA, 2007).

Clave para la Clasificación de suelos según el IPCC

Según las Directrices 2006 del IPCC, la clasificación de suelos establece dos grandes divisiones: suelos orgánicos y suelos minerales.

Clave para la identificación de suelos orgánicos (FAO 1999):

De modo general, los suelos orgánicos (ORG) son aquellos que se forman bajo condiciones de saturación de agua, donde la descomposición es en gran parte reducida.

Los suelos orgánicos se identifican en base a los criterios 1 y 2, o en base a los criterios 1 y 3, que aparecen a continuación:

1. Grosor del horizonte orgánico igual o superior a 10 cm. Un horizonte de menos de 20 cm debe tener al menos el 12 por ciento de carbón orgánico cuando se mezcla a una profundidad de 20 cm.
2. Los suelos que no se saturan con agua durante algunos días deben contener más del 20 por ciento de carbón orgánico en peso (es decir, aproximadamente el 35 por ciento de materia orgánica).
3. Los suelos que están sujetos a episodios de saturación y tienen:
 - a) Al menos el 12 por ciento de carbón orgánico en peso (es decir, alrededor del 20 por ciento de materia orgánica) si el suelo no tiene arcilla;
 - b) Al menos el 18 por ciento de carbono orgánico en peso (es decir, aproximadamente el 30 por ciento de materia orgánica) si el suelo tiene un 60 % de arcilla o más; o
 - c) Una cantidad intermedia proporcional de carbono orgánico para cantidades intermedias de arcilla.

Clasificación del suelo mineral por defecto para categorizar los tipos de suelos:

Los suelos minerales son todos aquellos tipos de suelos que no se clasifican como orgánicos (Tabla 2).

Tabla 2: Criterios para la clasificación de los suelos según el IPCC

Clases o categorías de suelos minerales	Criterios para la clasificación
HAC Suelos con minerales arcillosos de alta actividad	Son suelos entre leve y moderadamente meteorizados, dominados por minerales silicato-arcillosos 2:1, como la motmorillonita, promoviendo la estabilización de la materia orgánica por largos períodos de tiempo (Scott et al. 2002)
LCA Suelos con minerales arcillosos de baja actividad	Son suelos muy meteorizados, con predominio de minerales arcillosos 1:1 no expandentes, como la caolinita y los sesquióxidos (hierro amorfo y óxidos de aluminio), con una baja capacidad de estabilizar la materia orgánica (Scott et al., 2002) y con una capacidad de intercambio catiónico menor a 24 cmol _c Kg ⁻¹ de arcilla (Batjes, 2010). Responden rápidamente a los cambios en el balance de carbono (Landcare Research, 2014). Comprenden a los suelos con altas tasas de meteorización de regiones tropicales y subtropicales
SAN Suelos arenosos	Incluyen a todos los suelos arenosos (independientemente de su clasificación taxonómica) que tienen menos de un 8% de arcilla y más de un 70% de arena, en base a análisis de textura estándar. Tienen una baja estabilidad estructural y una baja capacidad para estabilizar el carbono
VOL suelos derivados de cenizas volcánicas	Son suelos derivados de cenizas volcánicas, con mineralogía alofánica, generalmente ricos en carbono y de alta fertilidad
AQU Suelos ácuicos	Son definidos como suelos minerales desarrollados en condiciones pobremente drenadas y en ambientes húmedos, como puede ser el caso de los suelos gley. Tienen altos contenidos de materia orgánica, por una reducción en su tasa de descomposición. Presentan drenaje limitado, periódicas inundaciones y condiciones anaeróbicas
POD Suelos Podzoles	Esta categoría de fue incluida para agrupar a suelos ácidos con texturas medias a finas de zonas templadas (ver clima según IPCC). Estos suelos no tienen ni arcillas de alta actividad ni drenaje impedido, pero acumulan materia orgánica ya que está protegida de la descomposición por la acidez del suelo y la formación de complejos con el hierro y el aluminio. Son suelos que muestran una fuerte podzolización

Armonización de la clasificación del IPCC con las Clasificaciones de suelos según la WRB y la Soil Taxonomy

La clasificación de suelos del IPCC puede armonizarse con las clasificaciones de suelos según la taxonomía del USDA Soil Taxonomy (USDA, 2007) y según la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo WRB (FAO, 1999). Ambas clasificaciones se corresponden con una misma y única clasificación de suelos del IPCC que agrupa a los suelos en siete clases, tal lo que se muestra en el Tabla 2.

Para poder transformar las clasificaciones de suelos según la Soil Taxonomy y la WRB en las clases de suelos según el IPCC, se realizan procedimientos simples y en algunos casos procedimientos arbitrarios (Batjes, 2010).

Descripción del procedimiento para la realización de los agrupamientos de los suelos (adaptado de Batjes, 2010).

El procedimiento general para la clasificación de los suelos según el IPCC comienza diferenciando los suelos orgánicos de los suelos minerales, según clave para la identificación de suelos orgánicos (FAO 1999), descripta precedentemente. Ya diferenciados los suelos orgánicos, se avanza en la identificación de cada uno de los 6 tipos de suelos minerales, aplicando los criterios descriptos en el Tabla 2.

Para la clasificación de los suelos minerales, se comienza por identificar los suelos arenosos, considerando que deben cumplir con la condición de tener más de un 70% de arena y menos de un 8 % de arcilla, diferenciando la textura de 0 a 30 cm y de 30 a 100 cm de profundidad (HWSD, 2009).

Luego se separan los suelos ácuicos o gley, para posteriormente seguir con los suelos volcánicos. Paso seguido, se caracterizan los suelos que son dominados por fuertes signos de podzolización. Así quedan por agrupar los suelos minerales remanentes que son los que presentan arcillas de alta o baja actividad. Para la diferenciación de estos dos

tipos de suelos minerales, deben considerarse las características señaladas en el Tabla 2 respecto a la actividad de las arcillas.

A continuación se presentan los esquemas simplificados para la armonización de las tres clasificaciones:

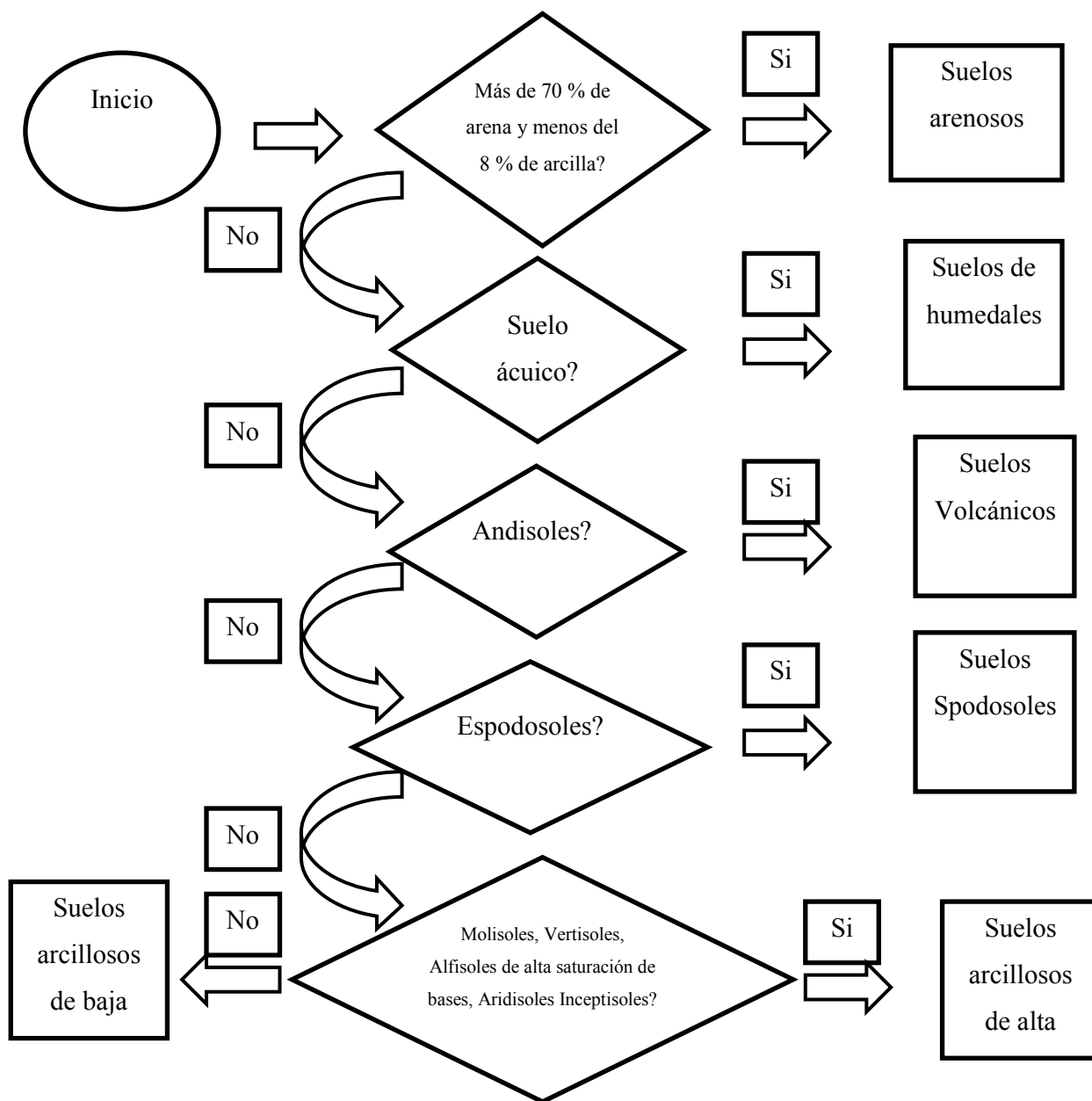


Figura 2: Modelo de clasificación para los tipos de suelo mineral basado en la taxonomía del USDA (IPCC, 2000)

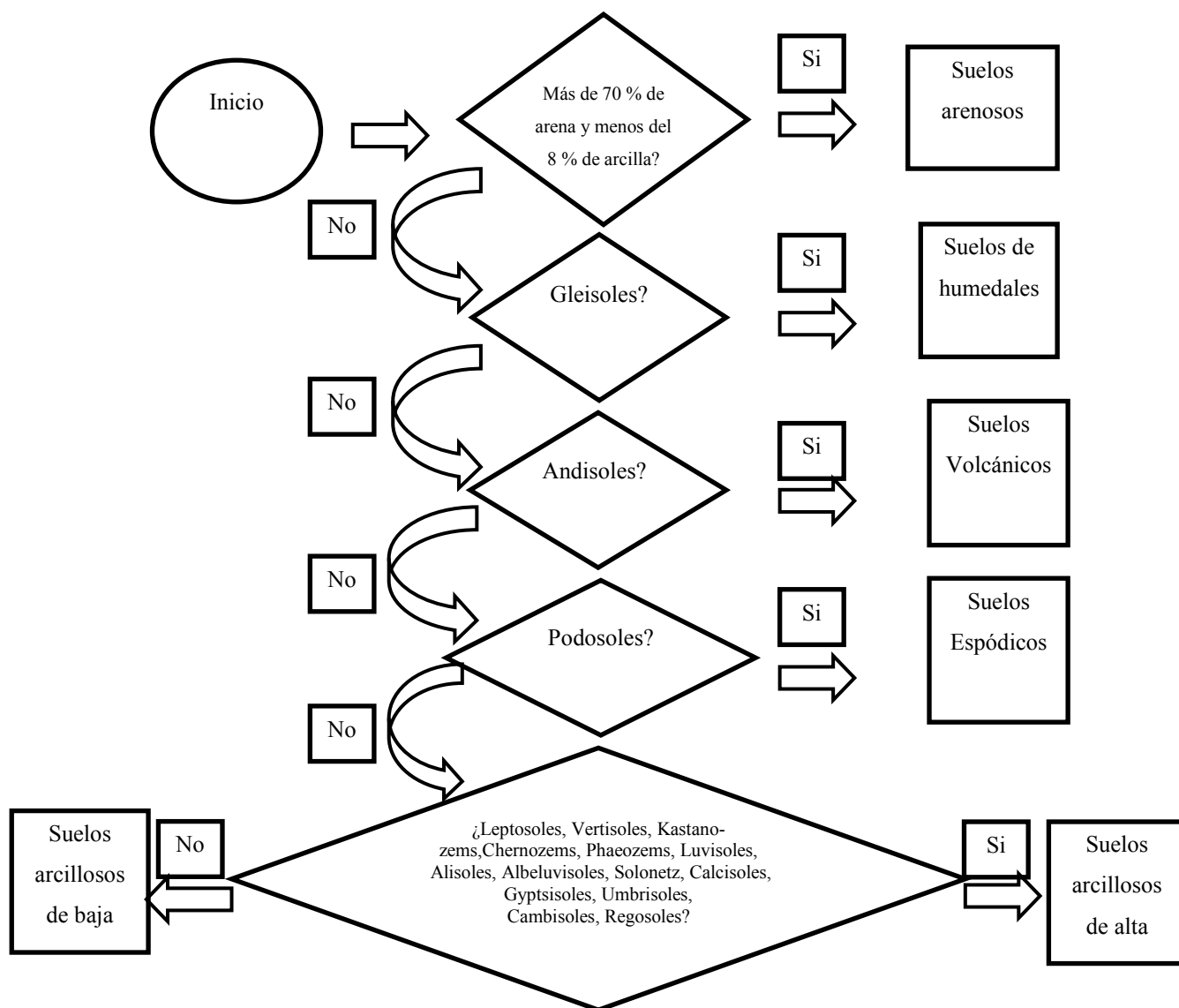


Figura 3: Modelo de clasificación para los tipos de suelo mineral basado en la clasificación de la Base Referencial Mundial del Recurso del Suelo – WRB (IPCC, 2006).

Tabla 3: Armonización inicial de las Clasificaciones de suelos según USDA, WRB e IPCC (IPCC, 2006; Batjes, 2010).

Clasificación según la Soil Taxonomy (USDA)	Clasificación según la WRB	Clasificación según el IPCC
Molisoles, Vertisoles, Alfisoles con alta saturación de bases, Aridisoles, Inceptisoles.	Leptosoles, Vertisoles, Kastanozems, Chernozems, Phaeozems, Luvisoles, Alisoles, Albeluvisoles, Solonetz, Calcisoles, Gyptisoles, Umbrisoles, Cambisoles, Regosoles	HAC: Suelos arcillosos de alta actividad
Ultisoles, Oxisoles, Alfisoles con baja saturación de bases (ácidos).	Acrisoles, Lixisoles, Nitisoles, Ferralisoles, Durisoles (Plinthosoles)	LCA: suelos arcillosos de baja actividad
Psamments	Arenosoles	SAN: suelos arenosos
Andisoles	Andosoles	VOL: suelos volcánicos
Subórdenes Acuico.	Gleysoles	AQU: suelos de humedales
Spodosoles	Podzoles	POD: suelos podsólicos

Utilización de la Clasificación de suelos según el IPCC

Elaboración de inventarios de GEI

La clasificación de suelos del IPCC facilita los procedimientos para la elaboración de los inventarios de GEI. Permite comprender los aspectos generales relacionados con la representación de los sistemas, lo que va a ser necesario posteriormente para aplicar los métodos de estimación específicos, para una categoría en particular de uso de la tierra y/o de fuente de emisión (IPCC, 2006).

Ésta agrupación de los suelos en las 7 clases descritas, se aplica por defecto en el cálculo de las emisiones de GEI a Nivel 1, para la estimación de los cambios en las existencias de carbono del suelo (elaboración de los inventarios GEI). Los contenidos de carbono de referencia y los factores de cambio del mismo que se utilizan por defecto en los cálculos, fueron obtenidos de acuerdo con estos tipos de suelos (Bickel, et al. 2006). Los contenidos de carbono para suelos minerales en relación a las distintas regiones climáticas definidas por el IPCC, están tabulados como se aprecia en el Tabla 4.

Tabla 4: Referencia por defecto para la vegetación nativa, de las existencias de carbono orgánico en suelos minerales (Tn C ha⁻¹) entre 0 y 30 cm de profundidad (IPCC, 2006).

Región climática	Suelos HAC	Suelos LAC	Suelos SAN	Suelos POD	Suelos VOL	Humedales AQU
Boreal	68	NA	10 [#]	117	20 [#]	146
Templado frío seco	50	33	34	NA	20 [#]	87
Templado frío húmedo	95	85	71	115	130	
Templado cálido seco	38	24	19	NA	70 [#]	88
Templado cálido húmedo	88	63	34	NA	80	
Boreal seco	38	35	31	NA	50 [#]	
Tropical húmedo	65	47	39	NA	70 [#]	86
Tropical muy húmedo	44	60	66	NA	130 [#]	
Tropical montano	88 [*]	63 [*]	34 [*]	NA	80 [*]	

Según el IPCC 2006 (Tabla 4), los datos se derivaron de bases de datos sobre suelos descritas por Jobbagy y Jackson (2000) y por Bernoux et al. (2002). Se indican las existencias medias. Se supone una estimación de error nominal de $\pm 90\%$ (expresado como desviaciones estándar 2x como porcentaje de la media) para los tipos de suelo por clima. NA significa 'no aplicable' porque, normalmente, estos suelos no se encuentran en ciertas zonas climáticas. # Indica donde no hay datos disponibles y se mantuvieron los datos por defecto de las Directrices del IPCC de 1996. * No se dispuso de datos para estimar directamente las existencias de carbono de referencia para estos tipos de suelo en el clima tropical montano, por lo que las existencias se basaron en estimaciones derivadas de la región templada cálida húmeda en las que las temperaturas y las precipitaciones anuales medias son similares

Es de destacar que si se quisiera redefinir la clasificación del IPCC en cuanto a cómo realizar los agrupamientos de los suelos, sería necesario especificar nuevos criterios para agrupar los suelos por tipo de clima, lo que requeriría de nuevas referencias en los contenidos de carbono y en los factores de cambio (Batjes, 2010).

Mapa Mundial de Clasificación de Suelos según el IPCC

Hay antecedentes en relación a la utilización de la clasificación de suelos según la WRB y su transformación en las clases de suelos según el IPCC. Tal el mapa de la clasificación de suelos según del IPCC que muestra su agrupación y distribución a nivel mundial (Batjes, 2010). Dicho mapa obtuvo a partir de la Base Mundial de Datos de Suelos Armonizada (HWSD, por sus siglas en inglés; FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC, 2012).

La HWSD resume la información de suelos actualmente disponible a nivel regional, indicando los tipos de suelos más comunes de cada región. Sintetiza como se relacionan los suelos con el clima, la vegetación y la geografía de los continentes y puede usarse conjuntamente con mapas mundiales de regiones climáticas, zonas de vegetación o de estadios de degradación de suelos. Resume la información de suelos en distintas escalas, y como resultado

nominal, la HSWD presenta una escala que va de 1:1 a 1:5 millones, dependiendo del área en consideración. Este tipo de escala puede ser usada a Nivel 1, pero no puede ser usada a Nivel 2 o 3, ya que utilizar el mapa de la HSWD para representar las clases de suelos según IPCC a nivel mundial, envuelve una marcada pérdida de detalle (Batjes, 2010).

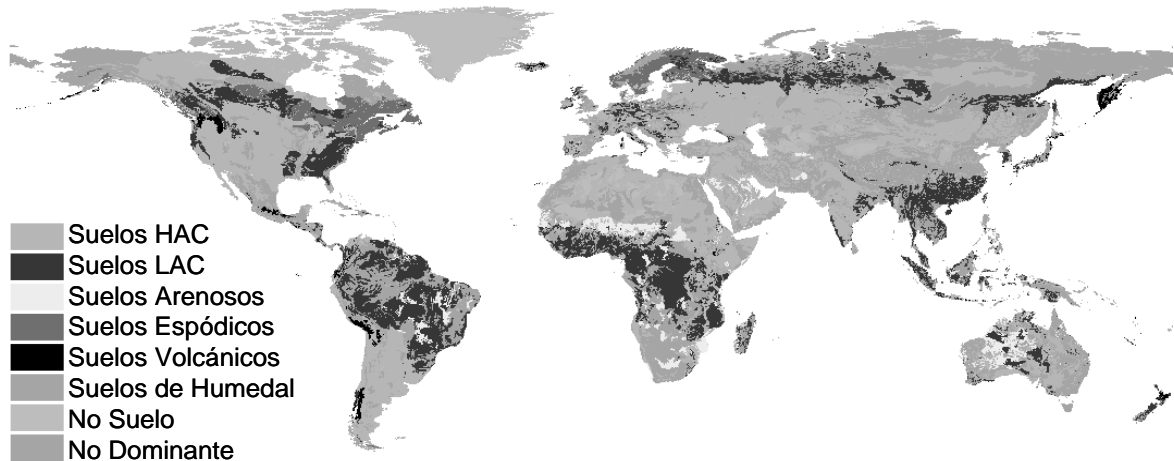


Figura 4. Distribución mundial de las clases de suelos por defecto del IPCC derivadas de la Base mundial armonizada de datos de suelos. **Fuente:** Adaptado de Batjes, 2010

Es de destacar que a la escala de trabajo que se realizó el mapa mundial y considerando los criterios de agrupamiento que realiza el IPCC, todos los suelos de la Argentina aparecen clasificados como HAC o suelos arcillosos de alta actividad. Que expuesto así que el trabajo realizado no refleja los diferentes Órdenes de suelos que presenta nuestro país.

Utilización en modelos de cálculo de emisiones: modelo EX-ACT de FAO

EX-ACT es una herramienta desarrollada por la Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), dirigida a estimar el impacto de proyectos de desarrollo agrícola y forestal sobre las emisiones de gases de efecto invernadero. Es un sistema de evaluación ex-ante del balance de carbono basado en el uso de la tierra, el cual mide los sumideros de C y los cambios producidos, expresados en $tCO_2e\ ha^{-1}\ año^{-1}$. Contribuye al diseño de proyectos o programas y su evaluación económica y ambiental en relación al cambio climático. El resultado principal consiste en el balance de carbono de las actividades planificadas.

La herramienta EX-ACT ha sido desarrollada utilizando las Directrices del IPCC, con la base de los coeficientes por defecto y para métodos del Nivel 1. Luego fue actualizada y completada con otras metodologías existentes, pudiéndose emplear para el Nivel 2.

En el caso de la evaluación del balance de carbono del suelo de los distintos proyectos, esta herramienta propone la utilización de la clasificación de suelos según el IPCC y en su base de datos dispone los contenidos de carbono de referencia y los factores de cambio del mismo que se utilizan por defecto para la metodología Nivel 1.

Una primera aproximación a la clasificación de suelos según el IPCC en la Provincia de Buenos Aires

Habiendo recorrido los aspectos conceptuales de la clasificación de suelos según el IPCC y su armonización con la Soil Taxonomy, observando el mapa mundial de clasificación de suelos según el IPCC y teniendo en consideración las aplicaciones utilitarias de la misma, se planteo avanzar en la clasificación de los suelos de la Provincia de Buenos Aires, según los criterios establecidos por el IPCC y la HSWD.

Metodología de trabajo

En un trabajo realizado por Monguini et al. (2013), se conformó una base de datos de los suelos de la Provincia de Buenos Aires a escala 1:500.000 y 1:50.000, según los casos y la información disponible, conformado por un total de 200 sitios. Entre las variables edáficas cuya información se sistematizó y digitalizó, discriminadas por horizontes, se encuentran el contenido de arcilla, limo, arena y carbono orgánico, entre otras.

Para avanzar en la clasificación de los suelos de la provincia de Buenos Aires según el IPCC, se comenzó por estandarizar la base de datos anteriormente descrita con los criterios establecidos para otras bases mundiales de datos de suelos. En este trabajo, se optó por transformar las distintas variables según la metodología descrita en la HWDB (2012) y lo sugerido por Batjes (2010). Se completaron los campos que se muestran en el Tabla 5, con aquellas variables edáficas necesarias para avanzar en la clasificación.

Tabla 5: Campos utilizados para la armonización de la base de datos de los suelos de la Provincia de Buenos Aires con la HWDB

Campo HWDB	Descripción	Unidades
T_SAND	Contenido de Arena	%
T_SILT	Contenido de Limo	%
T_CLAY	Contenido de Arcilla	%
T_USDA_TEX_CLASS	Clase Textural según USDA	-
T_REF_BULK_DENSITY	Densidad Aparente de Referencia	Mg/m ³
T_OC	Contenido de Carbono Orgánico	%
T_PH_H2O	pH en agua	"-log(H ⁺)"
T_CEC_CLAY	Capacidad de Intercambio Catiónico de la Arcilla	cmol/kg
T_CEC_SOIL	Capacidad de Intercambio Catiónico del Suelo	cmol/kg
T_BS	Porcentaje de Bases de Intercambio	%
T_TEB	Total de Bases de Intercambio	cmol/kg
T_CACO3	Contenido de Carbonato	%
T_ESP	Contenido de Sodio	%
T_ECE	Conductividad Eléctrica	dS/cm

En la HWDB las variables físicas y químicas están expresadas para dos capas de suelo, la capa superficial de 0 a 30 cm de profundidad y la capa subsuperficial de 30 a 100 cm. Por lo tanto, se realizó la conversión de las variables ponderando su valor por la profundidad de los distintos horizontes.

La clasificación de suelos del IPCC requiere como variables de entrada, el contenido de arena (ARE), arcilla (ARC) y la capacidad de intercambio catiónico de la arcilla (CIC ARC). Las dos primera variables se encontraban presentes en la base de datos original (Monguini, et al. 2013), no así la CIC de la arcilla. La estimación de esta última se realizó a través de funciones de pedotransferencia a partir de los valores de CIC del suelo (T), el contenido de carbono orgánico (CO_x), y el contenido de arcilla (ARC), tal como se muestra en la Ecuación 1. La CIC del carbono orgánico se tomó como constante en 350 cmol/kg de carbono.

Ecuación para la estimación de la CIC de la arcilla

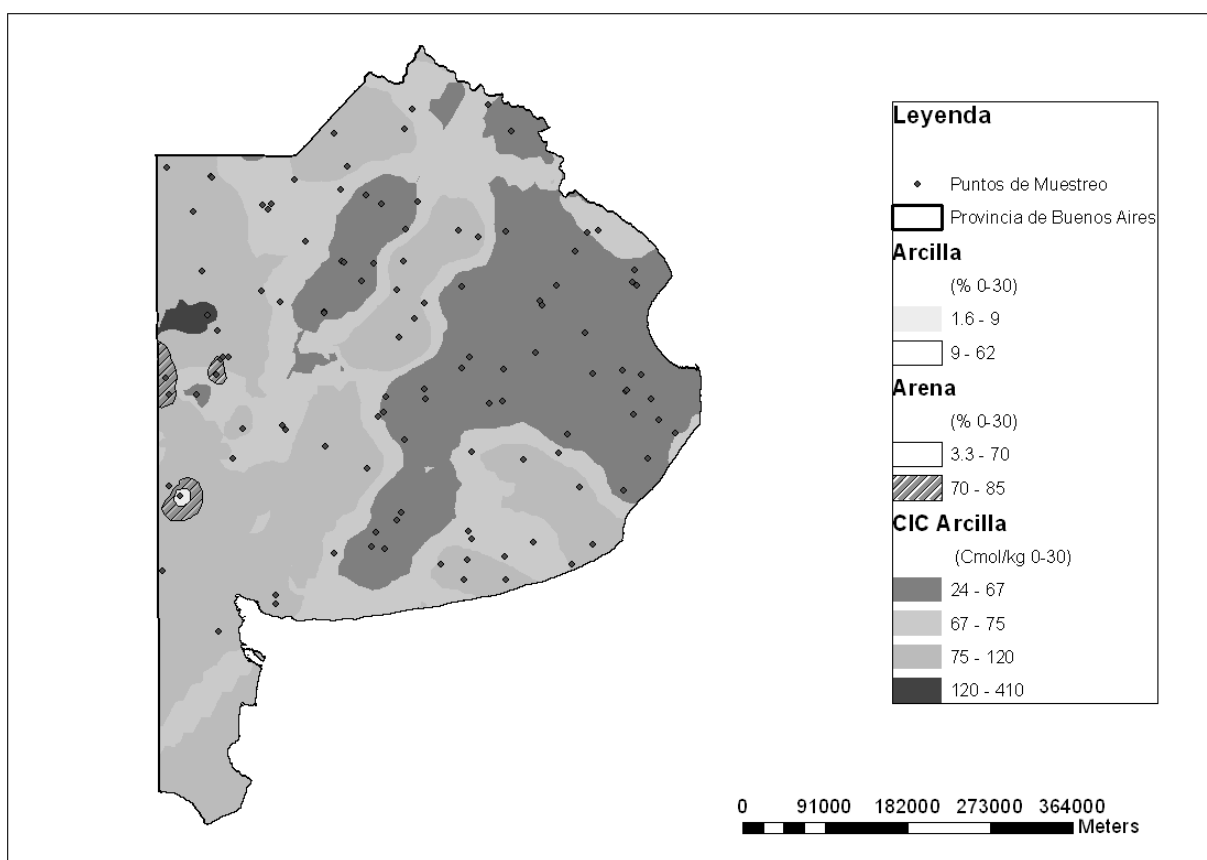
$$\text{CIC Arcilla} \left(\frac{\text{cmolc}}{\text{kg}} \right) = \frac{\text{T} - (\text{CO}_x \times \text{CIC Carbono Orgánico})}{\text{ARC} (\%) \text{ del suelo}}$$

A partir de las coordenadas geográficas de la base de datos de los suelos de la Provincia de Buenos Aires, se realizaron mapas de las distintas variables físicas y químicas del suelo. Para ello se interpolaron los valores de los distintos perfiles con el método Krigging Universal, utilizando el programa ArcGis 10. Para el caso de la arena (%), la arcilla (%), el carbono orgánico (%) y la de la CIC de las arcillas, se ponderaron los valores de dichas variables

según la profundidad de los horizontes para obtener una capa de suelos superficial, con una profundidad de 30 cm y otra capa de suelo subsuperficial, con una profundidad de 30 a 100 cm.

Resultados y conclusiones

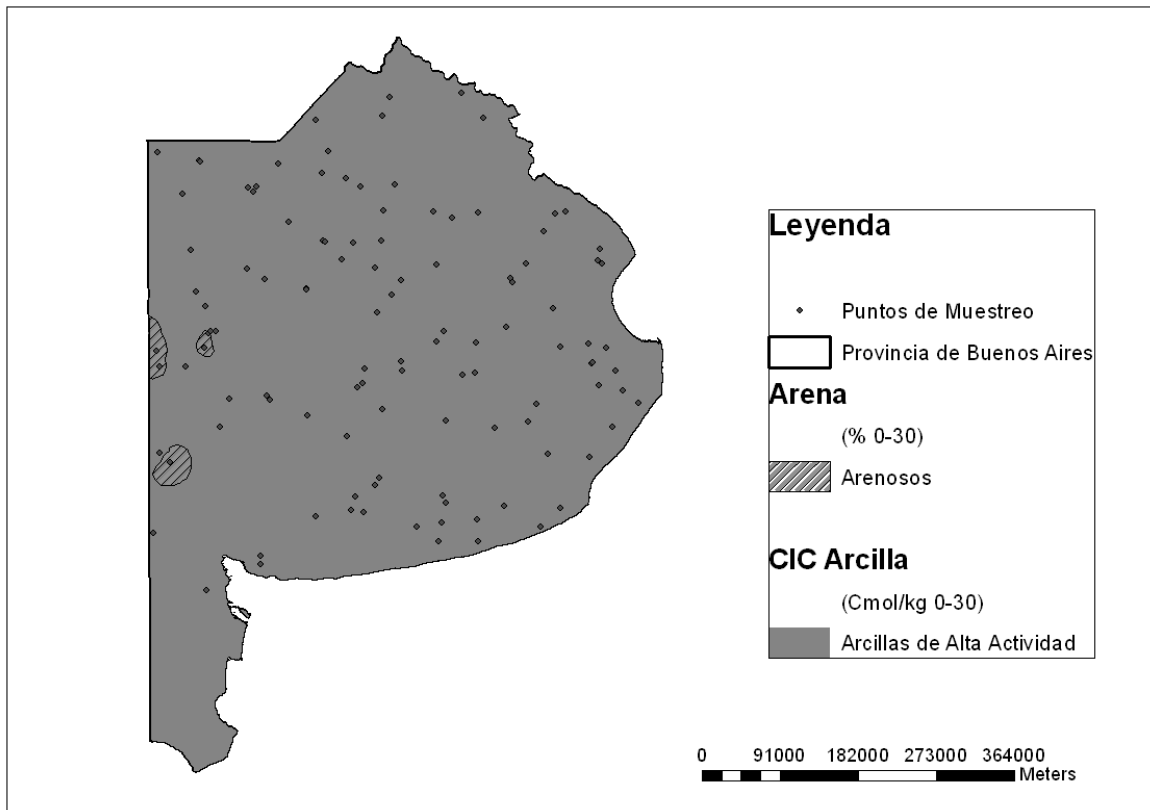
Con esta metodología se obtuvieron diferentes mapas que permitieron avanzar en la clasificación de los suelos. En primer lugar se construyó un mapa que representa la distribución espacial de la arena, la arcilla y la CIC de la arcilla a los 30 cm de profundidad, tal como se observa en el Mapa 1. De esta manera se pudieron identificar los suelos minerales arenosos (SAN) que presentan menos de un 8 % de arcilla y más de un 70 % de arena. De allí que se estratificaron los porcentajes de arena en 2 clases, donde el 70 % constituye el límite entre ambas clases. En el caso de las arcillas, también se estratificó en dos clases, de manera de poner en evidencia las texturas que poseen más o menos que un 8 % de arcilla.



Mapa 1: Distribución de los contenidos de arcilla, arena y CIC de las arcillas en la Provincia de Buenos Aires

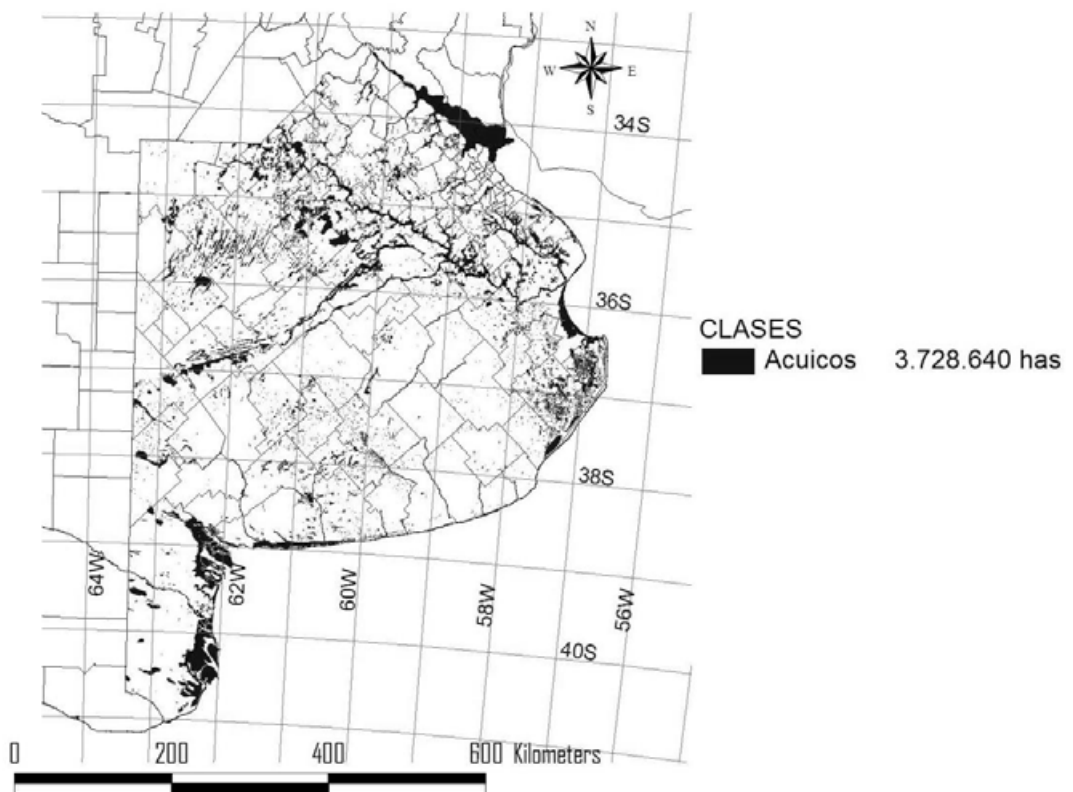
Para avanzar en la identificación de los suelos minerales arcillosos con alta actividad (HAC), se estratificaron los valores estimados de la CIC de las arcillas (Ecuación 1), considerando el valor de corte de 24 cmolc /kg, que es la CIC de las arcillas que permite separar los suelos HAC de los suelos LAC.

En el Mapa 2 puede observarse la distribución espacial de los suelos SAN y los suelos HAC de la Provincia de Buenos Aires.



Mapa 2: Distribución espacial de los suelos San y los suelos HAC de la Provincia de Buenos Aires

En el caso de los suelos AQU, se construyó un mapa que refleja la distribución de los suelos del suborden ácuico de la Soil Taxonomy (Mapa 3).



Mapa 3: Distribución de los suelos ácuicos según la Soil Taxonomy

De la información brindada por cada uno de los tres mapas presentados, se concluye que, en una primera aproximación, la Provincia de Buenos Aires presenta suelos de tres categorías de las siete que establece el IPCC: HAC, AQU y SAN. Del total de la superficie de la provincia de Buenos Aires, aproximadamente el 82,7% del área corresponde a suelos con arcilla de alta actividad, el 12% a suelos ácuicos y el 3,1 % a suelos arenosos. El porcentaje restante corresponde a rocas y áreas misceláneas.

Como era de esperar, hay una gran reducción en los tipos de suelos identificados según el IPCC y esto se debe a la forma en que se realiza el agrupamiento de los suelos en la clasificación propuesta, cuestión importante de señalar si se la compara con los órdenes de suelos presentes en la provincia según la clasificación de la Soil Taxonomy.

Uno de los aspectos interesantes de discutir, es lo que sucede con las arcillas y la distribución de su CIC. Como se observa en los Mapas 1 y 2, hacia el oeste de la provincia, la CIC adquiere valores interesantes, llegando a superar los 75 cmolc/kg de arcilla, lo que hace que sólo se identifiquen suelos HAC.

Estos valores de CIC de las arcillas en los suelos del oeste, coinciden con lo señalado por Iñiguez y Scoppa (1970). Por ejemplo, en las Series Junín y Saforcada, se observan valores de CIC de las arcillas que van desde 55 a 94 cmolc/kg y desde 109 a 125 cmolc/kg respectivamente, siendo estos valores comunes en muchos suelos de la Región Pampeana.

Entre las razones que justifican estos valores de CIC de las arcillas, se señalan la presencia de aproximadamente un 10 % de arcilla montmorillonita uniforme a lo largo del perfil en dichas series, la presencia de material alofánico, la naturaleza y composición de la fracción con capacidad de intercambio, la composición mineralógica de la fracción más gruesa con presencia de trizas de vidrio volcánico y feldespatos, entre otros factores.

Además se sabe que la principal arcilla presente en el horizonte superficial de los suelos de Buenos Aires es la illita (Iñiguez y Scoppa, 1970), arcilla de tipo 2:1. Este aspecto refuerza el hecho de que estos suelos sean clasificados como arcillosos de alta actividad, presentando una textura con más de 8% de arcilla.

Según Galantini et al. (2004), en suelos de pastizales con texturas de limosas a arenosas de la región centro-sur semiárida pampeana, la materia orgánica está en estrecha relación con los contenidos de las fracciones finas (limos y arcillas), sugiriendo la existencia de varios mecanismos que actúan en la protección de la materia orgánica de la descomposición microbiana. Esto señala que existen posibles efectos de la textura de estos suelos en la estabilidad de la materia orgánica, afectando marcadamente su dinámica y calidad.

Lo aquí avanzado en el intento de clasificar a los suelos de Buenos Aires según el IPCC, induce a pensar que es necesario profundizar en estos aspectos, y en cómo considerar los criterios de clasificación propuestos por el IPCC para su utilización en los suelos argentinos. Tener presente que los suelos son los grandes reservorios de carbono y que 2/3 de nuestro país corresponde a zonas áridas y semiáridas con medios a bajos contenidos de materia orgánica y de arcillas que se caracterizan por tener diferente CIC y un comportamiento particular frente a la materia orgánica.

Bibliografía

- Batjes NH. 2010. IPCC default soil classes derived from the Harmonized World Soil Data Base (Ver.1.1). Report 2009/02, Carbon Benefits Project (CBP) and ISRIC – World Soil Information, Wageningen (with dataset). Disponible en: <http://www.isric.org/data/ipcc-default-soil-classes-derived-harmonized-world-soil-data-base-ver-1-1>
- Bernoux M, MDS Carvalho, B Volkoff and CC Cerri. 2002. Brazil's soil carbon stocks. Soil Science Society of America Journal (66):888-896.
- Bickel KG, M Richards, RL Köhl, G Vianna Rodrigues, G Stahl. 2006. Representación Coherente de Tierras, En Volumen 4 Capítulo III, Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.
- FAO. 1999. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (WRB). Roma, 90 pp.
- FAO. 2013. Proyecto Ex –Act. Disponible en <http://www.fao.org/tc/exact/pagina-principal-de-ex-act/es/>
- FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC. 2012. Harmonized World Soil Database (version 1.2). FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria. Disponible en http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/documents/HWSD/HWSD_Documentation.pdf
- Galantini JA, N Senesib, G Brunettib, R Rosell. 2004. Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. Geoderma (123): 143 – 152.
- Iñiguez AM y C Scoppa. 1970. Los minerales de arcilla en los suelos "zonales" ubicados entre los ríos Paraná y Salado (provincia de Buenos Aires). INTA. Suelos – Publicación N° 118: 42pp.
- IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston HS, L Buendia, K Miwa, T Ngara y K Tanabe (eds). Publicado por IGES, Japón.
- IPCC, 2007. Summary for Policymakers. In B. Metz et al., eds. Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Jobby EG and RB Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications 19(2): 423-436.
- Landcare Research. 2014. Categories used by the International Panel on Climate Change (IPCC). New Zealand Soils Portal. Disponible en http://soils.landcareresearch.co.nz/contents/SoilNames_IPCC_About.aspx?currentPage=SoilNames_IPCC_About&menuItem=SoilNames
- Monguini M, OS Heredia, G Cruzate, C Pascale. 2013. Digitalización, evaluación y modelización de variables edáficas de Buenos Aires, escala 1:500.000. COPIME, Ponencia E83, actas: pag. 49.
- Scott NA, KR Tateb, DJ Giltrapc, C Tattersall Smithd, RH Wildeb, PFJ Newsomeb, MR Davise. 2002. Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: quantifying baseline soil carbon stocks. Environmental Pollution (116): 167–186.
- USDA. 2007. Claves para la taxonomía de suelos. NRCS, USA, 331pp.

Capítulo 4

Impactos del clima y medidas de adaptación del sistema productivo

Graciela Magrin¹, María Isabel Travasso¹ y Gabriel Rodríguez¹

¹INTA Instituto de Clima y Agua.

Introducción

La variabilidad interanual del clima ha sido históricamente uno de los principales factores de riesgo para la producción agropecuaria. La ocurrencia de años secos, excesivamente húmedos, calurosos o fríos altera la productividad primaria y afecta los ingresos sectoriales y nacionales. Los cambios observados en las últimas décadas en el clima de las regiones aptas para la producción agropecuaria de Argentina, sea en valores medios como en frecuencia e intensidad de ocurrencia de eventos climáticos extremos (sequías, inundaciones, olas de calor), agudizaron la problemática, aumentaron la preocupación del sector y pusieron de manifiesto la necesidad de contar con información de apoyo y opciones de producción para enfrentar y reducir los riesgos climáticos.

El sistema climático incluye procesos que provocan variabilidad a diferentes escalas temporales: días (variabilidad del tiempo), meses o estaciones (variabilidad interanual del clima), décadas (variabilidad interdecadal), y hasta siglos (tendencia de largo plazo asociado al cambio climático). Todos esos procesos actúan simultáneamente y dan como resultado la variabilidad climática observada.

Por diferentes motivos, existen dudas sobre el cambio climático. La gente en general se pregunta: ¿Porque si el clima cambió siempre hoy se habla de cambio climático? ¿Qué diferencias hay entre otros cambios y éste que hoy vivimos? ¿El cambio climático altera la ocurrencia o intensidad de eventos extremos? ¿Por qué las lluvias son cada vez más intensas? ¿Los períodos secos y húmedos que estamos acostumbrados a ver: tienen algo que ver con el cambio climático?

La teoría del cambio climático sostiene que la temperatura del planeta viene incrementando desde hace aproximadamente un siglo y medio debido a las emisiones de gases efecto invernadero derivadas de las actividades antropogénicas (uso de energía fósil, cambio en el uso del suelo).

En la Figura 1 se presenta un ejemplo de la variabilidad de la lluvia a diferentes escalas temporales en la localidad de Córdoba para el período 1901-2010. En la parte (a) se muestran los datos observados. En la (b) la tendencia de largo plazo (explicada por la relación entre la serie de lluvia y la temperatura del planeta) que representa el efecto del cambio climático. En este caso, la lluvia aumentó 266mm (+38%) a lo largo de los 110 años comprendidos entre 1901 (692mm) y 2010 (958mm). En la parte (c) se indica la variabilidad de la lluvia a escala decadal (luego de quitar la tendencia de largo plazo) y se observan períodos con lluvias tendientes a estar por encima (p.e. décadas del 70's y 80's) o por debajo (décadas de los 40's y 50's) de lo normal. Finalmente, en la parte (d) se presenta la variabilidad interanual de la lluvia luego de quitar la tendencia de largo plazo y la variabilidad decadal. La proporción de la varianza explicada por la variabilidad interanual (48%) triplica a la explicada por el cambio climático (15%) y supera en casi un 50% a la explicada por la variabilidad entre décadas (37%). Este comportamiento se repite en gran parte de las localidades de la región y nos demuestra la importancia relativa de la variabilidad climática interanual (incluyendo la ocurrencia de eventos extremos) al momento de identificar medidas de adaptación que faciliten la toma de decisiones y la planificación de las actividades agropecuarias en el corto y mediano plazo.

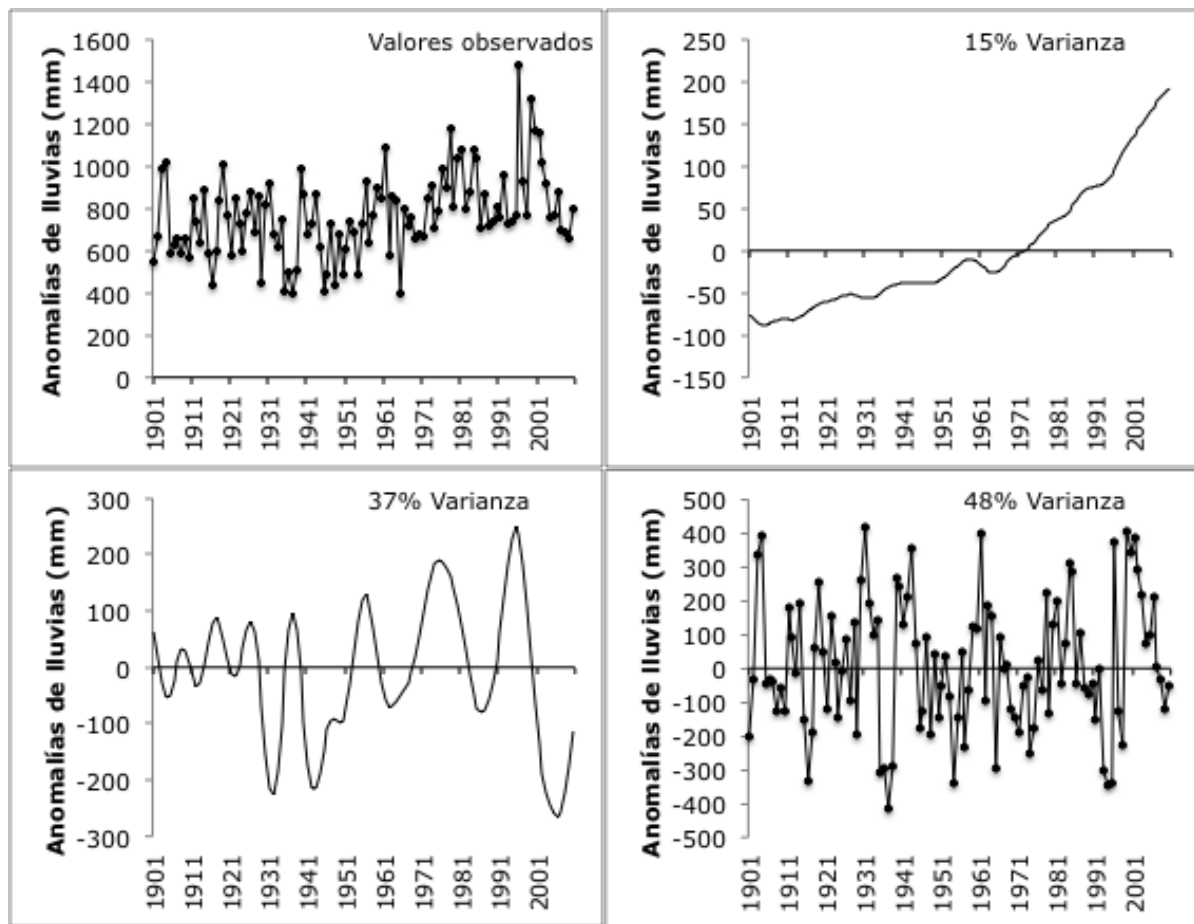


Figura 1: Lluvia anual en la localidad de Córdoba para el record 1901-2011 y su descomposición según tres fuentes de variabilidad: tendencia, variabilidad interdecádica y variabilidad interanual. a) Valores observados b) Tendencia de largo plazo de la serie, c) Variabilidad interdecádica de la lluvia (luego de quitar la tendencia de largo plazo, d) Anomalías interanuales de la lluvia (luego de quitar la tendencia y la variabilidad interdecádica)

De acuerdo a la definición del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) “la adaptación se refiere a los ajustes en sistemas humanos o naturales como respuesta a estímulos climáticos reales o proyectados, o sus efectos, que pueden moderar el daño o aprovechar sus aspectos beneficiosos” (IPCC, 2001).

Varios autores coinciden en afirmar que para moderar los riesgos climáticos primero se deben entender los sistemas actuales de producción y las causas de vulnerabilidad relacionadas al clima. Es importante destacar que la vulnerabilidad depende del impacto provocado por el evento y de la capacidad adaptativa del sector. La capacidad adaptativa, o capacidad de reacción para enfrentar el riesgo climático, depende de factores económicos y sociales y está desigualmente distribuida entre y dentro de las poblaciones. Por eso, es preciso conocerla para identificar medidas o estrategias de acción tendientes a aminorar los riesgos, ya sea reduciendo los impactos ó aumentando la capacidad de reacción de los actores involucrados. Baetghen (2010) propone que una de las mejores opciones para adaptarse al cambio climático futuro es asistir a los productores para que puedan enfrentarse a la variabilidad actual del clima. Mejorar la planificación de las actividades y facilitar la toma de decisiones relacionadas con la variabilidad climática interanual mejora la capacidad de las sociedades para adaptarse a cambios de largo plazo en el clima (Hansen et al., 2007).

Este capítulo es una recopilación de información generada en el país y tiene como objetivo presentar las diferentes fuentes de variabilidad climática, sus impactos y las posibilidades de adaptación en el sector agropecuario.

Variabilidad climática interanual y eventos extremos

En los últimos años, se observó un aumento en la frecuencia e intensidad de los eventos climáticos extremos asociados a una mayor variabilidad climática (IPCC, 2012). En Argentina se ha observado un aumento significativo de la frecuencia e intensidad de eventos extremos de precipitación, en particular en el centro y este del

país (Re & Barros, 2009).

La ocurrencia de sequías, inundaciones, olas de calor, caída de granizo de gran tamaño, y ocurrencia de huracanes de mayor intensidad aumentó en gran parte de la región Latinoamericana, donde también se registraron eventos climáticos sin precedentes (como la ocurrencia del Huracán Catarina en el sur de Brasil) (Magrin et al., 2007a).

Desde el comienzo del siglo XXI varios eventos climáticos destacables alteraron la producción agropecuaria de Argentina, provocando notables pérdidas al sector. Como ejemplos extremos y de gran cobertura espacial pueden citarse: a) las inundaciones ocurridas en 2000-2001 que ocasionaron pérdidas de 700 millones de dólares (70% de las pasturas, 50 a 60% de la producción de maíz y trigo; 15% de la producción de leche) (MAGyP 2011); y b) la sequía 2008-2009 con lluvias entre 40% y 60% inferiores a lo normal (algunos sitios registraron el menor valor en los últimos 47 años) y pérdidas de producción de 29% en soja, 20% en trigo, 19% en girasol, 12% en maíz, y reducción del 40% del área sembrada con trigo en 2009 (Magrin et al 2012)

Una de las principales fuentes de variabilidad climática a escala estacional y anual en varias partes del mundo es el fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENOS), resultante de una interacción entre el océano y la atmósfera en el Océano Pacífico tropical (Trenberth 1996; Trenberth 1997). Durante las fases extremas del ENOS (El Niño y La Niña) se producen cambios en los parámetros climáticos, especialmente la lluvia, que explican gran parte de la variabilidad interanual del clima de Argentina (Grimm et al 2000; Barros et al 2008a). Durante los años El Niño/La Niña se registran precipitaciones superiores/inferiores a lo normal durante el trimestre octubre- diciembre y durante el otoño del año siguiente (Ropelewski and Halpert, 1989), que afectan significativamente la producción agropecuaria (Magrin et al, 1998; Podestá et al., 1999; Ferreira *et al.*, 2001). En partes de la región Pampeana, la probabilidad de obtener rendimientos superiores a lo normal durante los años El Niño alcanza el 70% en maíz y 90% en soja; mientras que la probabilidad de obtener rendimientos inferiores a lo normal en años La Niña puede llegar al 90% en ambos cultivos (Magrin et al, 1998).

La variabilidad interanual de la precipitación responde también otras causas, distintas a las fluctuaciones de la temperatura superficial del mar del Pacífico ecuatorial, que son menos conocidas. No obstante, se sabe por ejemplo que las precipitaciones en el oeste y centro de la Argentina responden también a la temperatura superficial del mar en el Atlántico Sur y en otras regiones remotas (Castañeda y Barros 2001).

A continuación se presentan varias medidas de adaptación tendientes a reducir los impactos de la variabilidad climática interanual basadas en el uso de pronósticos climáticos; sistemas de monitoreo y alerta temprana; y uso de seguros agrícolas.

Pronósticos climáticos

El uso de pronósticos climáticos es un buen ejemplo de adaptación a la variabilidad climática interanual. La incertidumbre climática asociada a la variabilidad interanual, suele conducir a estrategias de manejo conservadoras para reducir los riesgos de pérdidas en años desfavorables; aunque este comportamiento perjudique los ingresos en los años favorables. La disponibilidad de pronósticos basados en ENOS puede mejorar la toma de decisiones, reduciendo las pérdidas en años climáticamente desfavorables y aumentando los beneficios en años favorables (Stern y Easterling, 1999).

La ocurrencia de cada fase extrema (El Niño, La Niña) puede pronosticarse con varios meses de anticipación. Si bien existen incertidumbres en los pronósticos, y el comportamiento del clima puede ser espacialmente variable dentro de cada fase, varios trabajos (Magrin et al., 2000a,b; Podestá et al., 1999) han demostrado que, durante los años El Niño (con buena disponibilidad hídrica durante la primavera y comienzo del verano, y perspectivas de rindes elevados) las siembras tempranas y con suficiente disponibilidad de nutrientes favorecen la productividad del maíz y la soja en la Región Pampeana. Por el contrario, durante los años La Niña (con bajas expectativas de obtener buenos rindes) la mejor opción serían las siembras tardías con bajas dosis de fertilizante. También existen diferencias en la respuesta de los cultivos ante las variaciones climáticas asociadas al ENOS, los cultivos de invierno (como trigo y cebada) y el girasol son menos sensibles por cumplir gran parte de su ciclo fuera del período de la señal climática o por ser menos exigentes en el consumo de agua.

El valor económico del pronóstico climático consiste en la diferencia entre los ingresos obtenidos con los manejos tradicionales del productor y los propuestos en base a la optimización del manejo para cada fase extrema del ENOS. Un trabajo efectuado para algunas localidades de la región Pampeana (Magrin et al., 2000a, 2001) muestra

que el valor económico del pronóstico varía alrededor del 6% del Ingreso neto aunque presenta variaciones según los sitios y los cultivos y tiene mayor peso relativo cuando el precio de los granos es bajo.

Como se indicó anteriormente, existen otros indicadores que afectan la productividad y pueden mejorar las alternativas óptimas de manejo derivadas de los pronósticos climáticos basados solo en la ocurrencia de ENOS. Las oscilaciones de temperatura del Océano Atlántico Sur (SST-SA) influyen sobre el clima del Sur de América del Sur. Díaz et al (1998) encontraron relaciones significativas con la lluvia de Uruguay y Brasil, mientras que Berri y Bertosa (2004) encontraron una relación significativa y positiva entre la anomalía de la temperatura del Océano Atlántico del Sur (SST-SAA) y las precipitaciones de Noviembre y Diciembre en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. Según Magrin et al. (2007b) las anomalías cálidas de la SST-SA (cuartil superior) durante Agosto y Septiembre están consistentemente asociadas con rendimientos normales o superiores a lo normal en el cultivo de maíz sembrado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, aún durante años La Niña. En el mismo trabajo se cita que complementando el pronóstico del ENOS con la información de la SST-SAA el valor económico del pronóstico puede subir un 5.4% en esa región.

Otro trabajo (Travasso et al., 2009a) demuestra que el Índice de Oscilación del Sur (IOS) durante Septiembre y Mayo es un buen indicador de la productividad de maíz en la zona núcleo de producción. Además, la SST-SAA de Junio es buena indicadora de los rendimientos de soja en la zona núcleo y la SST-SAA de Marzo se asocia con los rendimientos de girasol en el norte de la región Pampeana.

Sistemas de monitoreo y Alerta temprana

Índice de vegetación

El Índice de Vegetación Normalizado (NDVI por su sigla en inglés), es un derivado de la información captada por sensores remotos a bordo de satélites que retransmiten la información hacia una antena de recepción para su procesamiento. El NDVI se relaciona con la fracción de la radiación solar absorbida por las plantas y depende de variables indicadoras del estado de la vegetación: como la biomasa, el índice de área foliar o la productividad. El conocimiento en tiempo real de estas variables permite inferir el estado general de los cultivos, calcular la oferta forrajera, y hasta estimar (aunque con limitaciones) el nivel de rendimiento a obtener en cada cultivo. El NDVI, que depende casi enteramente de la evolución de las variables climáticas durante el ciclo de crecimiento, es una herramienta de apoyo para la toma de decisiones a lo largo de la estación de crecimiento. Por ejemplo, nos permitiría estimar la carga animal óptima y planificar otras prácticas de manejo en los sistemas agrícola-ganaderos, como conveniencia de aplicar plaguicidas o fertilizantes, asignación diferencial de recursos de acuerdo a las expectativas, y comparación de la campaña en curso con los valores históricos o promedios del índice. Gran parte de los productos obtenidos con el NDVI en el INTA se encuentran en una página web (<http://sepa.inta.gov.ar/sepa/productos/#>), de libre acceso y con actualización constante.

Balance de agua

La disponibilidad de agua es crucial en la determinación del rendimiento y producción de biomasa de cultivos y pasturas en las áreas de secano, y es la variable meteorológica con mayor variabilidad espacio-temporal. La diferencia entre la oferta (lluvia) y la demanda de agua (evaporación y transpiración) determina la disponibilidad hídrica del suelo, que no es más que la capacidad del mismo para satisfacer los requerimientos de los cultivos.

En la Oficina de Riesgo Agropecuario (ORA) del MAGyP se realiza un balance hídrico específico para cada cultivo que cubre el ciclo completo de la planta, ó el año entero en el caso de las pasturas. El balance considera las lluvias, la evapotranspiración del cultivo, el escurrimiento, la percolación profunda y los excesos de agua acumulados en superficie. Con esta herramienta y los datos climáticos actualizados la ORA realiza un monitoreo del estado hídrico de los cultivos en tiempo real que se actualiza semanalmente. Los resultados se publican en una página web (http://www.ora.gov.ar/camp_actual_reservas.php) donde se muestra la evolución del contenido de humedad en el suelo, se señalan los momentos fenológicos de máximo requerimiento hídrico, y se compara la evolución del año en curso con los valores promedios

También el Centro de Información Agroclimática de la Facultad de Agronomía de Buenos Aires publica un balance hidrológico que se actualiza en forma mensual y abarca todo el país. En este caso no se discrimina por cultivo (<http://www.agro.uba.ar/centros/ciag/info>), mientras que el desarrollado por la Bolsa de Cereales de Rosario también abarca todo el país y se publica semanalmente (<http://www.bcr.com.ar/Pages/GEA/infDetalle.aspx>)

Sistemas de alerta temprana

Los sistemas de alerta son una herramienta poderosa para el manejo y la reducción del riesgo climático. Un buen ejemplo en el país es el sistema de alerta para la aparición de enfermedades fúngicas y bacterianas.

La “fusariosis” de la espiga de trigo (FET), enfermedad causada predominantemente por el hongo *Fusarium graminearum*, afecta tanto al rendimiento y calidad de la producción como a la salud humana y animal por acción de micotoxinas asociadas. La naturaleza esporádica de la FET en niveles severos se asocia fuertemente al factor ambiental. Los niveles epidémicos superiores ocurren con la mayor frecuencia de días con registro simultáneo de precipitación y humedad elevada alrededor del período de anthesis. Las prácticas de control de la FET incluyen el uso de fungicidas, cuyas aplicaciones pueden realizarse como máximo 2-3 días posteriores al evento infectivo. Sistemas de alarma de riesgo de la FET, operables actualmente, combinan el uso de sistemas predictivos de la FET y de pronósticos meteorológicos específicos para ayudar a establecer la ocurrencia de eventos severos en tiempo real (Moschini y Fortugno, 1996; Moschini et al., 2013 a).

La roya de la hoja, causada por el hongo *Puccinia triticina* es una enfermedad que se observa cada año en la región pampeana, con carácter de endémica en el centro-norte. La mayor acumulación térmica por encima de un umbral ($>12^{\circ}\text{C}$ en Pergamino) sobre el fin de invierno es crucial para explicar la variación en la severidad de la roya de la hoja a final del ciclo. Las pérdidas originadas por esta enfermedad policíclica aumentan con infecciones producidas en estadios tempranos del trigo, estas últimas estimuladas por fines de invierno térmicamente benignos. Con estos elementos se pueden emitir alarmas regionales tempranas sobre la ocurrencia de condiciones ambientales propicias para la multiplicación del inóculo y así aconsejar una vigilancia intensa de los lotes de trigo. Ante posibles quiebres de resistencia de los cultivares sembrados se estará a tiempo para implementar medidas de control químico en hoja bandera (Moschini y Perez, 1999; Moschini et al., 2013 b).

Para la enfermedad cuarentenaria y endémica en la región nordeste de Argentina llamada cancrrosis de los citrus (causada por la bacteria *Xanthomonas citri* pv. *citri* (Xcc)) se desarrollaron modelos predictivos basados en variables meteorológicas calculadas durante la primavera. La mayor frecuencia de días con ocurrencia simultánea de precipitaciones mayores a 12 mm y viento por encima de un umbral favorece la dispersión de la bacteria, produciendo epidemias severas. También se cuantificó el efecto de cortinas rompeviento sobre la intensidad de la enfermedad. De esta forma se pueden emitir alarmas de riesgo de la cancrrosis para escenarios con fuerte protección al viento (bien próximos a la cortina) y para sectores más expuestos, asistiendo a los productores en la decisión de aplicar bactericidas, y en consecuencia a reducir probablemente el número de aplicaciones (Moschini et al., 2013 b).

Seguros agrícolas

El seguro es un contrato a través del cual el asegurado transfiere un riesgo a un tercero (aseguradora) a cambio de una suma de dinero (prima o cuota). Los seguros de daños son las coberturas para resarcir al asegurado ante la ocurrencia de uno o más eventos específicos que pueden ocasionar daños. La cobertura más conocida es la que indemniza por daños producidos por el granizo. Actualmente a este seguro tradicional se han incorporado otros riesgos como daños ocasionados por vientos fuertes, heladas e incendios, comúnmente conocidos como “adicionales” al granizo.

Según la encuesta censal de seguros agropecuarios, en 2010 Argentina contaba con 28 compañías de seguro que cubren seguros agrícolas. En la campaña 2009-2010 se aseguraron 18.9 Mha (cerca del 50% de la superficie implantada), el 95% de las primas correspondieron a cultivos anuales (cereales y oleaginosas). La mayor parte de riesgos cubiertos correspondieron a granizo y granizo con adicionales (52.8% y 49.6% respectivamente) y el resto a coberturas multirisgo (cubre la merma de rendimiento a consecuencia de todos los riesgos climáticos o incendio) (MAGyP, 2011).

Una opción novedosa en el área de seguros agrícolas son los seguros ligados a índices, como por ejemplo el nivel de lluvias, la temperatura, la humedad o el rendimiento, en lugar de a una pérdida real. Un ejemplo bastante difundido de estos seguros es el índice de precipitación total. En este caso hay lugar a la indemnización cuando la lluvia en el período acordado no alcance un límite mínimo establecido que podría redundar en una pérdida de la cosecha. A diferencia de los seguros de cosecha tradicionales, no es necesario que la compañía aseguradora inspeccione los campos de cultivo para tasar las pérdidas y fijar una indemnización, sino que se utilizan los datos de los pluviómetros ubicados en la zona. Sin embargo, para que estos seguros sean factibles es preciso considerar algunos aspectos. Es un producto relativamente nuevo y a veces difícil de entender por las partes interesadas, por lo que es preciso invertir tiempo y recursos para explicar su funcionamiento. Es un seguro que depende de la buena calidad y disponibilidad de datos climáticos. Además, estos seguros son vulnerables al riesgo de base, que surge

cuando las indemnizaciones pagadas no se ajustan a las pérdidas reales (sea porque se paga indemnización cuando no hay pérdida, ó porque se producen pérdidas sin que haya derecho a indemnización) (Hellmuth et al., 2009)

En Argentina existen algunos desarrollos de coberturas basadas en índices para el sector lechero (Gastaldi et al., 2008 y Galetto et al., 2011). El seguro paramétrico para tambos protege contra eventos adversos de precipitación indicados por el índice de precipitación estandarizado (IPE). También para cultivos anuales se han definido coberturas para maíz (Gallacher, 2011) y soja (Gastaldi et al., 2011) basadas en las precipitaciones. Desde la creación del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP), se profundizaron las acciones para fortalecer el mercado de seguros agropecuarios como instrumento eficiente para la gestión de riesgos climáticos, circunscribiendo la aplicación de la Ley de Emergencia Agropecuaria a los siniestros de índole catastrófica, y en aquellas actividades donde aún los esquemas de coberturas están poco desarrollados. La Oficina de Riesgo Agropecuario (ORA) trabaja para promover la adopción de instrumentos de transferencia de riesgos, especialmente en las actividades productivas regionales en las que el mercado del seguro está poco desarrollado. Si bien no se cuenta con un programa nacional de subsidio al seguro agrícola en forma generalizada, tanto el Gobierno Nacional como los Provinciales implementan programas específicos y planes piloto de seguro agrícola (ver sitio web de MAGyP).

Tendencias de largo plazo y Variabilidad climática entre décadas

La variabilidad climática de más largo plazo, que abarca varios años y/o décadas, explica una parte importante de la variación del clima de Argentina (alrededor de la mitad de la varianza explicada por la variabilidad interanual) y es de gran importancia para los sistemas productivos.

Un estudio realizado en la región Pampeana (Magrin et al., 2005), donde se analiza el comportamiento de las lluvias en tres períodos de treinta años durante el siglo pasado (1900-1930; 1935-1965; y 1970-2000), pone de manifiesto la existencia de tres períodos climáticamente diferentes durante el siglo XX. En la Figura 1c, se observa que durante los treinta primeros años (1900-1930) la lluvia tendió a estar por encima de los valores normales, en el lapso 1935-1965 se registró un período con lluvias inferiores a lo normal, mientras que en 1970-2000 las lluvias volvieron a estar por encima de la media. Este comportamiento de ciclos más húmedos y más secos estuvo acompañado por un incremento paulatino de las lluvias a lo largo del siglo. En la Figura 2 se presentan las diferencias de lluvias entre estos períodos (1935-1965 versus 1900-1930, y 1970-2000 versus 1935-1965) en siete localidades de la región Pampeana. Entre principios y mediados del siglo pasado las lluvias aumentaron en las localidades más húmedas y disminuyeron en la zona conocida como semiárida (Santa Rosa en La Pampa, y Pilar en Córdoba). Las variaciones entre estos períodos (1935-1965 y 1900-1930) oscilaron entre incrementos máximos de 100mm en Rosario y reducciones de cerca de 50mm en Pilar. Entre finales y mediados del siglo XX las condiciones climáticas fueron sensiblemente más húmedas, con aumentos de lluvia anual que oscilaron entre 50mm en Junín hasta 220mm en Pilar.

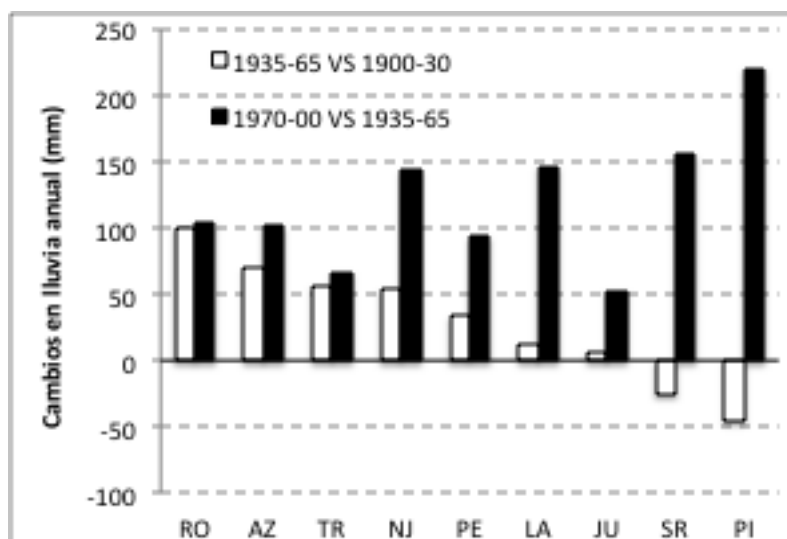


Figura 2: Cambios en las lluvias anuales entre dos períodos de treinta años durante el siglo XX (1935-1965 versus 1900-1930, y 1970-2000 versus 1935-1965) en siete localidades de la Región Pampeana de Argentina (RO: Rosario, AZ: Azul, TR: Tres Arroyos, NJ: 9 de Julio, PE: Pergamino, LA: Laboulaye, JU: Junín, SR: Santa Rosa, PI: Pilar).

Los principales cambios durante las últimas tres décadas del siglo XX (1970-2000) incluyen aumentos muy importantes de las lluvias, especialmente entre Octubre y Marzo; reducciones en la temperatura máxima y la radiación en especial durante la primavera y el verano; y aumento de la temperatura mínima durante todo el año. Estos cambios, especialmente el aumento de las lluvias, incrementaron la productividad de los cultivos anuales. En la Figura 3 se presentan los cambios porcentuales de rendimiento de soja, maíz, trigo y girasol en las siete localidades estudiadas. Los incrementos medios de rendimiento alcanzaron 38% en soja, 18% en maíz, 13% en trigo y 12% en girasol, aunque con gran variabilidad espacial. En términos generales, las localidades ubicadas en el centro-sur de la provincia de Buenos Aires y en el oeste de la región Pampeana se vieron más favorecidas. Un resultado interesante es la reducción del rendimiento de trigo en Rosario (RO) y Pergamino (PE), localidades húmedas aún a mediados del siglo pasado, donde el aumento de lluvia no alteró la productividad y la reducción del rendimiento se relacionó con el aumento de la temperatura mínima.

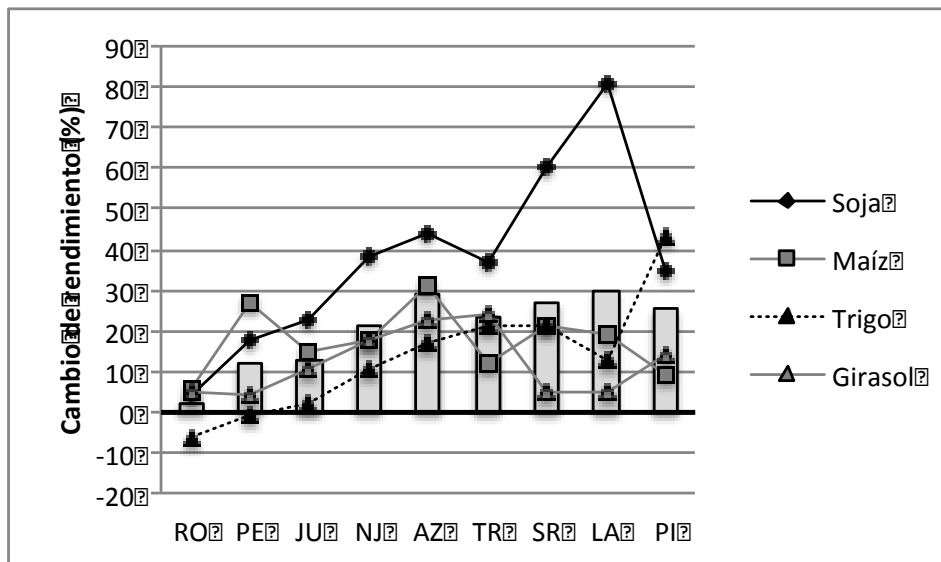


Figura 3: Cambios relativos del rendimiento (%) de los cultivos de soja, maíz, trigo y girasol, entre 1930-1960 y 1970-2000 en 9 sitios de la Región Pampeana. RO: Rosario, PE: Pergamino, JU: Junín, NJ: 9 de Julio, AZ: Azul, TR: 3 Arroyos, SR: Santa Rosa, LA: Laboulaye, PI: Pilar. Las barras representan el cambio medio de los 4 cultivos en cada localidad.

Otros estudios realizados para el Sud Este de Sud América (SESA) mostraron que la región registró un aumento significativo de lluvias y condiciones húmedas del suelo durante el siglo XX (Giorgi, 2002) que beneficiaron la productividad de los cultivos de verano y las pasturas (Magrin et al., 2007c) y favorecieron la expansión de las fronteras agrícolas (Barros, 2010; Hoyos et al., 2012).

En Argentina, el aumento de las lluvias durante la segunda mitad del siglo XX provocó el desplazamiento de las isohietas en más de 100km hacia el oeste. La isohieta de 600 mm en el sur de la Pampa húmeda y la de 800 mm en el Norte son las que delimitan la posibilidad de la agricultura de secano.

Además, en el norte del país (Chaco, Formosa y parte de Salta y Santiago del Estero), el aumento generalizado en las lluvias estuvo acompañado de una mayor variabilidad interanual, lo que es desfavorable para la agricultura porque a pesar del aumento de las lluvias, también aumentan los riesgos de sequías. En esta zona, la variabilidad de la precipitación tiene una importante variación interdecada que se ha amplificado notablemente en las últimas décadas, contribuyendo al aumento de la variabilidad interanual (República Argentina, 2007).

El aumento de las lluvias, junto a la incorporación de nuevas tecnologías y una relación favorable de precios, favoreció la expansión de la frontera agrícola hacia el Oeste, dando lugar a una importante agriculturización en una franja que va desde La Pampa hasta Santiago del Estero y que hasta la década de 1960 era considerada semiárida

(República Argentina, 2007). Esta expansión ha sido protagonizada en forma autónoma (por propia decisión de los productores), sin ningún proceso de planificación y con bajo control de las autoridades provinciales (Adámoli et al., 2010, Barros 2008). Si bien en el corto plazo este fenómeno se asocia con importantes mejoras en los ingresos económicos del sector, existen varios indicios que demuestran daños ambientales que podrían resultar irreversibles, como procesos severos de degradación de suelos en las zonas más marginales.

La repetición de períodos tendientes a ser más húmedos y más secos puede alterar la capacidad productiva de las zonas más marginales y recientemente incorporadas a la producción agrícola. De acuerdo a lo informado por Podestá et al. (2009), la factibilidad de realizar agricultura continua en las zonas marginales de la región Pampeana podría verse amenazada ante un período seco derivado de la variabilidad interdecadal del clima. El trabajo informa que un período más seco en Pilar (situado al norte de la zona semiárida marginal) provocaría reducción en los ingresos y aumento en el riesgo de producción. Aunque los efectos podrían reducirse adaptando el manejo agronómico mediante la selección de diferentes cultivos y rotaciones y cambios en las fechas de siembra.

Es probable que la expansión de la actividad agropecuaria continúe en América del Sur ya que es una de las regiones con mayor disponibilidad de tierras potencialmente arables del planeta (Nelleman et al., 2009). Según el USDA (2008), Argentina se consolidará en los próximos diez años como el mayor exportador mundial de aceite y harina de soja; mientras que la FAO pronostica un aumento del 31 % en la producción de oleaginosas entre 2006 y 2016 (ver Adámoli et al., 2010).

Escenarios climáticos para el siglo XXI

Los escenarios climáticos son estimaciones de cómo podría ser el clima futuro en base a una serie de suposiciones que incluyen: tendencias de la demanda energética, emisiones de GEI, cambios en el uso del suelo, y aproximaciones a las leyes que rigen el comportamiento del sistema climático en períodos largos de tiempo. Estas suposiciones tienen un elevado nivel de incertidumbre que determinan el rango de escenarios posibles.

Los modelos climáticos indican que en la Argentina habrá un aumento generalizado de la temperatura media, que será más intenso en el norte del país, con más de 1° C hacia el período 2020/2040. Ello agravaría las ya extremas condiciones de los veranos en esa región y aumentaría el estrés hídrico, particularmente en invierno cuando las precipitaciones son escasas (República Argentina, 2007). Según las proyecciones del modelo global HadCM3, los incrementos medios de temperatura en el centro-norte del país para los escenarios A2/B2 serían de 0.9°C/0.8°C en 2020 ; 2.1°C/1.7°C en 2050 y 3.4°C/2.6°C en 2080 .

Las proyecciones de lluvia son más inciertas. Los escenarios derivados del MCG- HadCM3 y del modelo de alta resolución desarrollado por el CIMA (MM5) proyectan un aumento de la precipitación en el centro de la Argentina. Aunque, las tendencias serían muy inferiores a las registradas en la segunda mitad del siglo pasado. No obstante, existen otros modelos climáticos que dan distintas tendencias, inclusive de signo contrario. La tendencia de la precipitación es más incierta en el oeste y norte de la Argentina, aunque se podría esperar que los cambios no sean importantes en ningún sentido (aumentos/reducciones). Sobre Chile central, los Andes y el noroeste de la Patagonia en la zona cercana a la Cordillera, todos los modelos indican que habrá una marcada reducción de la precipitación. Además, en gran parte del país se espera que aumente la frecuencia e intensidad de eventos extremos, especialmente las lluvias (República Argentina, 2007).

Varios estudios sobre los impactos de diferentes escenarios climáticos en el sector agropecuario indican que la productividad de los principales cultivos extensivos (trigo, maíz y soja) podría sostenerse ó incrementarse levemente hasta mediados del siglo XXI si se efectivizan los efectos benéficos del incremento de CO₂ sobre la fisiología de los cultivos (aumento de fotosíntesis y reducción de conductancia estomática), aunque los resultados presentan gran variabilidad espacial y diferencias entre cultivos. En términos generales, se lograría un equilibrio en la producción, con incrementos de productividad en el sur y el oeste de la región Pampeana, y ciertas pérdidas en la zona núcleo de producción de la región Pampeana y en el norte del país, donde podrían intensificarse los déficit de agua por el aumento de la evapotranspiración derivada del aumento de la temperatura (Magrin et al. 2007c; Travasso et al., 2012). El cultivo de soja sería, en relación al trigo y el maíz, el más beneficiado sosteniendo su capacidad productiva con aumentos de hasta 3°C de temperatura (Magrin & Travasso, 2002). Sin embargo, existen incertidumbres en estos resultados relacionadas con los escenarios climáticos, el efecto fisiológico del CO₂, la falta de evaluación del comportamiento de factores bióticos como plagas, enfermedades y malezas, entre otros. Es oportuno aclarar, que si bien el cambio del clima podría favorecer la productividad de algunas zonas y cultivos, la amenaza mayor para el sector provendrá de la intensificación de los eventos extremos (inundaciones, sequías, olas de calor) y del deterioro del ambiente si no se plantean seriamente medidas productivas tendientes a lograr la

sustentabilidad de los agro-ecosistemas.

Un cambio importante que se espera es el acortamiento de los ciclos de crecimiento de los cultivos y la expansión del calendario agrícola debido al aumento de temperatura y a la ampliación del período libre de heladas. Con aumentos de 2°C el calendario agrícola se extendería alrededor de 2 meses, permitiendo adelantar hasta un mes la siembra de trigo y maíz y retrasar otro tanto la siembra de la soja (Magrin et al, 2009; Travasso et al 2008, Travasso et al 2009b). También se espera un desplazamiento de los cultivos tradicionales hacia el sur, traspasando los límites pampeanos y entrando en la región patagónica. Además, es probable que se expanda notablemente el área con cultivos que actualmente están limitados por la temperatura como el café (Zullo et al, 2011).

Algunas medidas de adaptación en estas condiciones incluyen:

- Ajustes en el calendario de siembras aprovechando períodos libres de heladas más extensos.
- Tecnologías que favorezcan la eficiencia de uso del agua y de los nutrientes
- Expansión del uso de riego suplementario: En el centro-norte de la región se debería considerar el uso de riego suplementario ya que el aumento de temperatura incrementaría la demanda de agua y ésta no sería compensada por el leve aumento de las precipitaciones.
- Mejoramiento genético: Desarrollo de materiales adaptados a temperaturas elevadas y falta de agua ó con ciclos de crecimiento más largos (por ejemplo cultivares con mayor sensibilidad al fotoperíodo como propusieron Magrin & Travasso 2002)
- Promoción de manejos sustentables: Está comprobado que el uso reducido de labranzas ó la siembra directa, favorece las condiciones del suelo reduciendo el impacto de ciertos eventos extremos como lluvias muy intensas. Por otro lado, se ha demostrado que la rotación de cultivos, especialmente cuando se incluyen gramíneas, contribuye a mantener los niveles de materia orgánica del suelo impidiendo su degradación.
- Ordenamiento planificado del uso del territorio considerando las limitantes ambientales (clima, suelo, agua).

Bibliografía

- Baethgen, W.E., 2010: Climate Risk Management for Adaptation to Climate Variability and Change. *Crop Science* 50 (Supplement 1), pp70-76.
- Barros V. R., M. E. Doyle, and I. A. Camilloni. 2008a. "Precipitation trends in southeastern South America: relationship with ENSO phases and with low-level circulation," Theoretical and Applied Climatology, vol. 93, no. 1-2, pp. 19-33
- Barros, V. 2008b. Adaptation to Climate Trends: Lessons From the Argentine Experience. , Chap. 17 in N. Leary, J. Adejuwon, V. Barros, I. Burton, J. Kulkarni and R. Lasco (Eds.) Climate Change and Adaptation, UK:Earthscan, pp 296-314
- Barros, V.R., 2010: *El Cambio Climático en Argentina (Capítulo 3)*. In: Agro y Ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable. Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina, Buenos Aires, Argentina, pp. 35pp.
- Berri GJ, Bertossa GI. 2004. The influence of the tropical and subtropical Atlantic and Pacific Oceans on precipitation variability over Southern Central South America on seasonal time scales. *International Journal of Climatology* **24**: 415-435.
- Castañeda, E. y V. Barros, 2001. Tendencias de la precipitación en el oeste de Argentina. *Meteorológica* **26**: 5-23.
- Ferreira RA, Podesta P, Messina CD, Letson D, Dardanelli J, Uevara E, Meira S. 2001. A linked-modeling framework to estimate maize production risk associated with ENSO-related climate variability in Argentina. *Agricultural and Forest Meteorology* **107**: 177 - 192.
- Galetto, A., D.Lema and L.Gastaldi (2011), Valoración microeconómica de un seguro climático en la producción lechera. Manuscrito no publicado preparado para el BID. Marzo 2011.
- Gallacher M. 2011. Agricultural insurance in Argentina and Paraguay. Reported prepared for the Inter-American Development Bank.
- Gastaldi Laura; Galetto Alejandro; Lema Daniel. El seguro como herramienta para la administración de riesgo climático en empresas tamberas del norte de Santa Fe, Argentina. Revista Argentina de Economía Agraria.: ASOCIACIÓN ARGENTINA DE ECONOMÍA AGRARIA. 2009 vol.XI n°. p5 - 28.
- Gastaldi Laura; Osgood Daniel; Podestá Guillermo; Lema Daniel. Seguro climático índice para la producción de soja en Argentina. Argentina. Buenos Aires. 2011. Revista. Artículo Breve. Congreso. III Congreso Regional de Economía Agraria, XVI Congreso de Economistas Agrarios de Chile, XLII Reunion Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria. Asociaciones de Economía Agraria de Uruguay, Argentina y Chile
- Grimm, A., V. Barros y M. Doyle, 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña. *J. Climate* **13**: 35-58.
- Hansen, J.W., W. Baethgen, D. Osgood, P. Ceccato, and R.K. Ngugi. 2007. Innovations in climate risk management: Protecting and building rural livelihoods in a variable and changing climate. *J. Semi-Arid Trop. Agric. Res* **4**(1):1-38.
- Hellmuth M.E., Osgood D.E., Hess U., Moorhead A., Bhojwani H (eds) 2009. Seguros en base a índices climáticos y riesgo climático: Perspectivas para el desarrollo y la gestión de desastres. Clima y Sociedad N°2. Instituto Internacional de Investigación para el Clima y la Sociedad (IRI, The Earth Institute at Columbia University, Nueva York, EEUU.
- Hoyos, L.E., A.M. Cingolani, M.R. Zak, M.V. Vaieretti, D.E. Gorla, and M.R. Cabido, 2013: Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science*, Volume 16, Issue 2, April 2013, Pages: 260-271
- IPCC 2001. Informe de síntesis 2001. Disponible en: <http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/tar-ipcc-terms-sp.pdf>
- IPCC, 2012: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 582 pp.
- MAGyP: http://www.ora.gov.ar/seguros_acciones.php
- MAGyP 2011. Herramientas para la evaluación y gestión del riesgo climático en el sector agropecuario. Argentina. Coordinado por Sandra E. Occhiuzzi ; Pablo Mercuri ; Carla Pascale. - 1a ed. - Buenos Aires : Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, 2011. 130 p. ; 21x30 cm.
- Magrin G.O, Grondona M.O, Travasso M.I., Boullón D.R., Rodríguez C.D., Messina C.D. 1998. Impacto del Fenómeno "ENSO" sobre la Producción de Cultivos en la Región Pampeana Argentina. INTA-Instituto de Clima y Agua, Boletín de divulgación (16 p).
- Magrin G.O., Travasso M.I., Rodríguez G.R., Boullón D.R. 2000a. Comparative Assessment of Agricultural Uses of ENSO-based Climate Forecast in Argentina, Costa Rica and México: Argentina (pp 7-44). Final Report to the Inter American Institute for Global Change Research. University of Florida, Gainesville, USA.
- Magrin G.O., Travasso M.I., Grondona M.O., Messina C., Rodríguez G.R., Boullón D.R. 2000b. Climate Variability and Agriculture in Argentina: Assessment of ENSO effects (pp 52-75). In Climate Variability and Agriculture in Argentina and Uruguay: Assessment of ENSO effect and Perspectives for the Use of Climate Forecast. Final Report to the Inter American Institute for Global Change Research. Comisión Nacional sobre el Cambio Global, Montevideo, Uruguay.
- Magrin GO, Travasso MI (2001) Economic value of ENSO-based climatic forecasts in the agricultural sector of Argentina. Proceedings of the 2nd International Symposium "Modelling Cropping Systems", European Society of Agronomy (ESA), Florence, Italy, pp 139-140
- Magrin, G.O., M. I. Travasso. (2002). An Integrated Climate Change Assessment from Argentina (Chapter 10) In: Effects of Climate Change and Variability on Agricultural Production Systems. Otto Doering III; J.C.Randolph; J.Southworth and R.A.Pfeifer (Eds). Kluwer Academic Publishers, Boston. pp193-219.
- Magrin, G.O., M I Travasso, W.E. Baethgen and R.T. Boca. 2007b. Improving applications in agriculture of ENSO-based seasonal rainfall forecasts considering Atlantic Ocean surface temperatures. (Chapter 23) In: Climate Prediction and Agriculture. Advances and Challenges. Sivakumar, Mannava V.K.; Hansen, James (Eds.) Springer, Heidelberg. 396pp
- Magrin, G.O., M.I. Travasso, W.E. Baethgen, M.O. Grondona, A. Giménez, G. Cunha, J.P. Castaño, and G.R. Rodríguez, 2007c: Past and Future Changes in Climate and their Impacts on Annual Crops Yield in South East South America. In: Meeting Report IPCC TGICA Expert Meeting Integrating Analysis of Regional Climate Change and Response Options. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Nadi,Fiji, pp. 121-124. Available at: http://www.ipcc.ch/pdf/supportingmaterial/tgica_reg-meet-fiji-2007.pdf.
- Magrin, G., C.G. García, D.C. Choque, J.C. Giménez, A.R. Moreno, G.J. Nagy, C.Nobre, and A. Villamizar, 2007a: Latin America. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: [Parry, M.L., O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden, and C.E. Hanson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 581-615.

- Magrin, G., M.I. Travasso, R.Mehzer. 2012. Impacts of Climate Variability and Extremes on Crop Production in Argentina. Planet Under Pressure 2012, London, UK. <http://www.planetunderpressure2012.net>
- Moschini RC, Fortugno C (1996) Predicting wheat head blight incidence using models based on meteorological factors in Pergamino, Argentina. *Eur J Plant Pathology* 102:211-218.
- Moschini R.C., Perez B.A. 1999. Predicting wheat leaf rust severity using planting date, genetic resistance, and weather variables. *Plant Dis.* 83:381-384.
- Moschini R.C., Martínez M.I., Sepulcri M.G. 2013 a. Modeling and forecasting systems for Fusarium head blight and deoxynivalenol content in wheat in Argentina. Chapter 13. Pag 205-227. In *Fusarium head blight in wheat in Latin-America* (Teresa Alconada Magliano y Sofía N.Chulze: Eds) Editorial Springer.304 p.ISBN 978-94-007-7090-4
- Moschini R.C., Martínez M.I., Sepulcri M.G. 2013 b. Sistemas de pronóstico de enfermedades. Capítulo XXI Pag. 409-441. En "Agrometeorología". Editores: Guillermo M. Murphy y Rafael H. Hurtado. Segunda Edición Agosto 2013. Editorial Facultad de Agronomía UBA. 512 p. ISBN 978-987-29338-5-2
- Podestá G.P, Messina C.D., Grondona M.O. and Magrin G.O. 1999. Associations Between Grain Crop Yields in Central-Eastern Argentina and El Niño-Southern Oscillation. *Journal of Applied Meteorology* Vol. 38, No. 10, pp. 1488-1498.
- República Argentina, 2007: *2da Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. República Argentina; Buenos Aires, Argentina, pp. 201.
- Ropelewski, C. F., and M. S. Halpert, 1989: Precipitation patterns associated with the high index phase of the Southern Oscillation. *J. Climate*, 2, 268–284.
- Stern PC, Easterling WE (Eds) (1999) Making climate forecasts matter. National Academy Press, Washington, DC, USA
- Travasso, M.I., G. O. Magrin, M.O. Grondona, and G. R. Rodríguez. 2009a. The use of SST and SOI anomalies as indicators of crops yields variability. *Int. Journal of Climatology*. 29: 23–29
- Travasso, M.I., Magrin, G.O., Baethgen, W.E., Castaño, J.P., Rodriguez, G.I.R., Pires, J.L., Gimenez, A., Cunha, G. and Fernández, M. (2008) 'Maize and soybean cultivation in Southeastern South America: adapting to climate change', Chap. 19 in N. Leary, J. Adejuwon, V. Barros, I. Burton, J. Kulkarni and R. Lasco (Eds.) *Climate Change and Adaptation*, UK: Earthscan, pp.332–352.
- Travasso, M.I., G.O. Magrin, G.R. Rodríguez, S.Solman, M.Núñez. 2009b. Climate Change Impacts on Regional Maize Yields and possible Adaptation Measures in Argentina. *Int.J.Global Warming* Vol. 1: 201-213
- Travasso, M.I., G.R. Rodríguez, G.O. Magrin . 2012. Climate change impacts on Argentina's crop production. Planet Under Pressure 2012, London, UK. <http://www.planetunderpressure2012.net>
- Trenberth, K., 1997: El Niño-Southern Oscillation. *Climate Change: Developing Southern Hemisphere Perspectives*, T. W. Giambelluca and A. Henderson-Sellers, Eds., John Wiley and Sons, 145–173.
- Trenberth, K., 1997a: Short-term climate variations: Recent accomplishments and issues for future progress. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 78, 1081–1096.
- Zullo Jr, J., H. Silveira Pinto, E. Delgado Assad, A.M. Heuminski de Ávila. 2011. Potential for growing Arabica coffee in the extreme south of Brazil in a warmer world. *Climatic Change* 109:535–548 DOI 10.1007/s10584-011-0058-0

Capítulo 5

Sustentabilidad y las Emisiones de Carbono en la Agricultura Argentina

Gabriela Posse¹, Nuria Lewczuk¹ y Klaus Richter¹

¹Instituto de Clima y Agua. CIRN CNIA INTA Castelar

Durante los últimos 200 años el alto crecimiento poblacional aumentó considerablemente la presión sobre las tierras productivas. Asner et al. (2004) calcularon que en 2004 el 35% de la superficie global era ocupada por agricultura, mientras que Smith et al. (2007) consideran que entre el 40 y el 50% de la superficie terrestre estaba destinada a agricultura. La roturación de los suelos, la disminución de la cobertura vegetal y el escaso retorno de restos vegetales propios de los suelos agrícolas ha provocado la disminución del carbono orgánico en esos suelos (Lal 2004). Las emisiones de gases con efecto invernadero (GEI) provenientes de la agricultura representan entre el 10 y el 12 % de las emisiones totales. Teniendo en cuenta los distintos GEI, la agricultura contribuye con el 60% de las emisiones de óxido nitroso (N₂O) globales, el 50% de las emisiones de metano (CH₄) y menos del 1% de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) (Smith et al. 2007). Dentro de las actividades agrícolas, las principales fuentes de emisiones de GEI son el N₂O desde los suelos (38%), directamente relacionado con la cantidad de fertilizantes nitrogenados incorporados al suelo y de la descomposición de residuos del cultivo antecesor, N₂O and CH₄ de la quema de biomasa (12%), CH₄ por producción de arroz (11%), y N₂O and CH₄ por manejo de residuos (7%). A ello debe adicionarse, en caso de suelos que hubieren sufrido cambios de uso recientes, las emisiones de CO₂ y N₂O a partir de la mineralización de la materia orgánica del suelo. Las posibilidades de mitigación de emisiones GEI que se estiman como viables son el manejo más eficiente de los fertilizantes y el aumento de los destinos de carbono, a través de manejos apropiados que promuevan la acumulación de carbono en los suelos. Asimismo la sustitución del uso de combustibles fósiles por combustibles verdes (Smith et al 2007) es otra de las estrategias que hoy están en juego. Es posible diferenciar dos etapas: tranqueras adentro, que remite a las actividades sobre los lotes propiamente dicho, y tranqueras afuera, que remite a todos los pasos que restan de la cadena productiva, desde la salida de la cosecha de los lotes hasta la comercialización de los productos finales. En la primera etapa, la huella de carbono estará compuesta mayormente por las emisiones de óxido nitroso (N₂O). En suelos inundados, como los utilizados en el cultivo del arroz, se vuelven más importantes las emisiones de metano (CH₄). Sin embargo, debe contemplarse aquí también la posibilidad de que disminuyan las emisiones de CO₂, por fijación fotosintética de carbono atmosférico en suelos que pasan de agricultura a forestación o a pasturas y pastizales.

La sustentabilidad de los sistemas agrícolas involucra no sólo los factores ambientales y biológicos que permitan mantener la calidad de la producción en el tiempo, sino que también incluye aspectos económicos, sociales y éticos (Salazar Ordoñez et al. 2012). Es común la existencia de conflictos de interés entre los distintos grupos relacionados con las actividades de producción primaria. Los grupos que dependen económicamente de esta producción están interesados en aumentar la misma, mientras que la población no asociada tan directamente a la actividad pone mayor acento en la conservación del sistema (Salazar-Ordoñez et al. 2013). El aumento de la presión sobre los ecosistemas en la búsqueda de la satisfacción de las necesidades crecientes de la población mundial ha provocado profundas transformaciones de los patrones y procesos en casi todos los ecosistemas de la biósfera, provocando cambios en la biodiversidad, ciclos biogeoquímicos, procesos geomorfológicos y aún en el clima. Ante el aumento de las evidencias de que las actividades humanas tienen un efecto directo sobre el aumento de la concentración de GEI, y que esto está relacionado con el calentamiento global que se registra en el planeta (IPCC 2007), ha aumentado la búsqueda de herramientas para revertir esta influencia negativa. La cuantificación de la huella de carbono, entendida como la cantidad de GEI expresada en equivalente de CO₂ que son emitidos por cada una de las actividades productivas que realiza el hombre, es un primer paso en este sentido (Viglizzo 2010). La imposición de una reglamentación que regule el etiquetado en cuanto a la huella de carbono y/o la huella hídrica es una acción política que permitiría controlar las emisiones.

Los suelos son el mayor reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres (Janzen 2004), por lo se cree que existe un gran potencial para acumular carbono dentro de los suelos (Lal 2003, 2007), como una forma de contrarrestar, al menos en parte, el aumento de las emisiones. El carbono del suelo puede funcionar como fuente o destino, dependiendo del manejo (Schimel et al. 2001, Lal 2004). Para revertir las consecuencias no deseadas de la

producción agrícola se requieren manejos más conservacionistas, como son la reducción de los laboreos y la siembra directa. Estos manejos promueven una menor intervención sobre los suelos y permiten que los rastrojos de la cosecha cubran el suelo, aportando materia orgánica y protegiendo el suelo de la erosión eólica e hídrica según las características de la región. La adopción de prácticas de manejo conservadoras en suelos agrícolas puede reducir la tasa de enriquecimiento de CO₂ atmosférico y tener impactos positivos sobre la calidad del medio ambiente. La acumulación de carbono en un agroecosistema, que depende de la diferencia entre sus entradas y salidas, está correlacionada positivamente a escala regional con la relación entre la precipitación y la temperatura (Álvarez & Lavado 1998). A escala local influyen la especie cultivada, el manejo de los residuos, las fertilizaciones y laboreos sobre el lote (Viglizo et al. 2004).

A pesar de que la siembra directa o el manejo que minimizan las intervenciones de maquinaria se han extendido notablemente, todavía hoy se discute sus efectos sobre la conservación del carbono. Algunos estudios han señalado que estas prácticas más conservacionistas mejoran la calidad del suelo (Ogle et al. 2005, Smith et al. 1998, van Groenigen et al. 2010, Aziz et al. 2013, Jia 2013, Zhang et al. 2013), mientras que otros demuestran poco impacto o que las diferencias encontradas son despreciables comparadas con las demás fuentes de emisión de carbono (Angers et al. 1997, Parras-Alcántara et al. 2014). En una revisión de 35 publicaciones con datos experimentales del mismo tipo, Lemke et al. (2010) encontraron que el contenido medio de carbono aumento en 27 sitios diferentes, pero solo en 7 casos las diferencias fueron significativas. Uno de los motivos de la falta de significancia de muchos trabajos se debe a la alta heterogeneidad espacial que tiene el suelo. Esto obliga a tener que realizar un alto esfuerzo de muestreo y un alto costo de análisis en el laboratorio. Otro de los puntos a tener en cuenta es la profundidad hasta la que se muestrea, ya que algunos trabajos encontraron diferencias significativas en las capas menos profundas mientras que a mayor profundidad las diferencias desaparecen (van Groenigen et al. 2011). En la Pampa Ondulada, una de las regiones más productivas de Argentina, el 61% de la superficie está dedicada a dos secuencias de cultivos: soja/ trigo soja/ maíz o monocultivo de soja (Caride et al. 2012) y predomina notablemente la siembra directa sobre la convencional. Los autores realizaron simulaciones de secuencias diferentes incorporando en ellas el descanso de lotes y su utilización como lotes ganaderos, encontrando diferencias según las secuencias simuladas.

Además de la alta heterogeneidad espacial característica de las variables asociadas al suelo, los procesos involucrados en los cambios en el stock de carbono son muy lentos, y esto hace que la medición experimental sea muy difícil de llevar adelante. La mayoría de los trabajos de campo son de corto plazo y esto dificulta la posibilidad de encontrar cambios significativos. Además, el ciclo del carbono dentro de las aéreas agrícolas tiene numerosos componentes, difíciles de cuantificar experimentalmente. Cada cultivo y región tiene sus propios reguladores, lo que hace muy complicado el escalamiento a nivel nacional. Para incorporar un mayor paso temporario se hace necesaria la utilización de modelos de simulación, que permiten incorporar el factor tiempo fácilmente. Algunos de los más utilizados son el CENTURY (Parton et al. 1987) y el ROTH C (Skjemstad et al. (2004). Otra herramienta que surgió en la década del año 1980 (Baldocchi et al. 1988, Verma 1990) y que extendió su uso en la década del año 2000 es la utilización del método de flujos turbulentos que permite el cálculo del intercambio de gases trazas entre los ecosistemas y la atmosfera en tiempo real (Baldocchi 2003). Así surgieron modelos que combinan datos tomados experimentalmente, datos de torres de flujos turbulentos y datos provenientes de sensores instalados en plataformas satelitales (Smith et al. 2010).

El método de flujos turbulentos permite cuantificar la entrada y salida de CO₂ y vapor de H₂O con un alto detalle temporal, mediante la cuantificación cada media hora de los gramos de carbono y de agua por metro cuadrado que entraron o salieron de manera neta. El método se basa en la medición de los torbellinos de viento y la concentración del gas de interés presente en los mismos. En la parte baja de la atmosfera, la que está en contacto con la biósfera, el flujo del viento es turbulento debido a la fuerza de rozamiento. Si se pudiera observar este flujo turbulento, veríamos una serie de torbellinos de distinta velocidad con diversas concentraciones de los gases atmosféricos. Midiendo a una muy alta frecuencia la velocidad vertical del viento y la concentración del gas de interés, se puede calcular el flujo como la covarianza de estos dos parámetros. Usualmente se integran los datos de media hora para este cálculo, ya que se estima que durante ese lapso de tiempo, las condiciones atmosféricas no se modifican (restricción para que algunos supuestos se cumplan) y se cuenta con suficientes torbellinos diferentes que permiten caracterizar ese flujo.

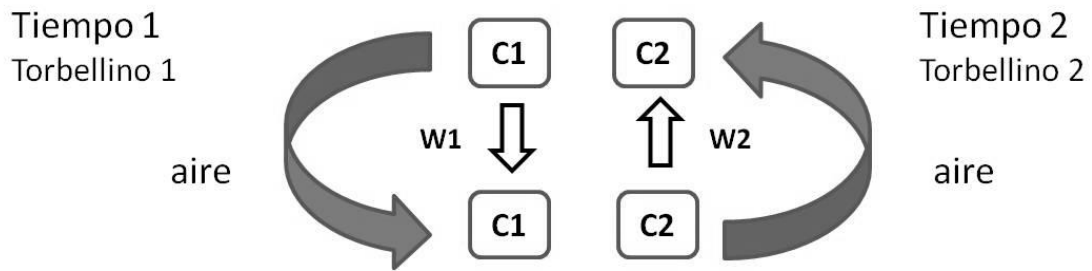


Figura 1: Esquema de dos torbellinos dentro de un flujo turbulento. Cada uno se caracteriza por tener una velocidad vertical determinada (w_1 y w_2) y una concentración determinada del gas estudiado (C_1 y C_2). Se puede calcular el flujo neto del gas a partir de la covarianza entre la velocidad vertical y la concentración del gas en todos los torbellinos, a una muy alta frecuencia, durante un periodo corto de tiempo (tomado de Burba & Anderson 2012).

Estas mediciones se realizan, básicamente con dos sensores: un anemómetro sónico, que permite medir la velocidad del viento en tres ejes independientes (x , y , z) y un sensor de CO_2 y H_2O (los gases más extendidamente estudiados con este método) que utilizando un haz infrarrojo estima la concentración de estos dos gases. Estas mediciones se realizan 10 ó 20 veces por segundo (10 ó 20 Hz). Complementando esta información con radiación solar (global y neta), la temperatura del aire y/o la del suelo, las precipitaciones (con el mismo paso horario que los datos de flujo) es posible caracterizar el intercambio neto de un área, de en promedio 300 y 800 m hacia la dirección de donde viene el viento. Por esta razón, el área sobre la que se estima el flujo neto, puede variar según la dirección del viento principalmente, pero también influye su velocidad, la altura de la vegetación, la altura de los sensores y la condición de la atmósfera. Esta área fuente se calcula por medio de modelos matemáticos, existen distintos modelos según algunas asunciones que hacen (Hsieh et al. 2000, Kljun et al. 2004).

El INTA ha financiado a través de dos proyectos del área de recursos naturales (PE 293320 y 293321) la adquisición de dos torres de flujos turbulentos y la generación de recursos humanos que trabajen en este tema, lo que permitió comenzar a trabajar en la cuantificación de las entradas y salidas de CO_2 y H_2O a escala de lote, de modo de poder caracterizar el comportamiento como fuente o sumidero de carbono en algunos ecosistemas tipo de nuestro país. Gracias a la firma de un convenio de cooperación técnica con el Centro de Investigación, Observación y Monitoreo Territorial y Ambiental (CIOMTA), de la Universidad Católica de Santa Fe, tuvimos una tercera torre. Se comenzó midiendo intercambio de CO_2 sobre una forestación típica de pinos en la región mesopotámica, sobre lotes agrícolas en la llanura pampeana y sobre un bosque nativo en San Luis. Algunos de los resultados obtenidos en el lote agrícola, muestran que el sistema agrícola funciona como sumidero de carbono, a pesar de las pérdidas de biomasa por respiración en las épocas de llenado de grano de los cultivos y de la senescencia de las invasoras cuando son eliminadas con agroquímicos (Fig. 2). Sin embargo, sería necesario restar a estos cálculos la biomasa cosechada en los granos. Algunos cálculos realizados nos mostraron que dependiendo del periodo de tiempo que se tomara en cuenta, el sistema puede funcionar como sumidero, aun teniendo en cuenta todas las pérdidas (Lewczuk et al. datos no publicados).

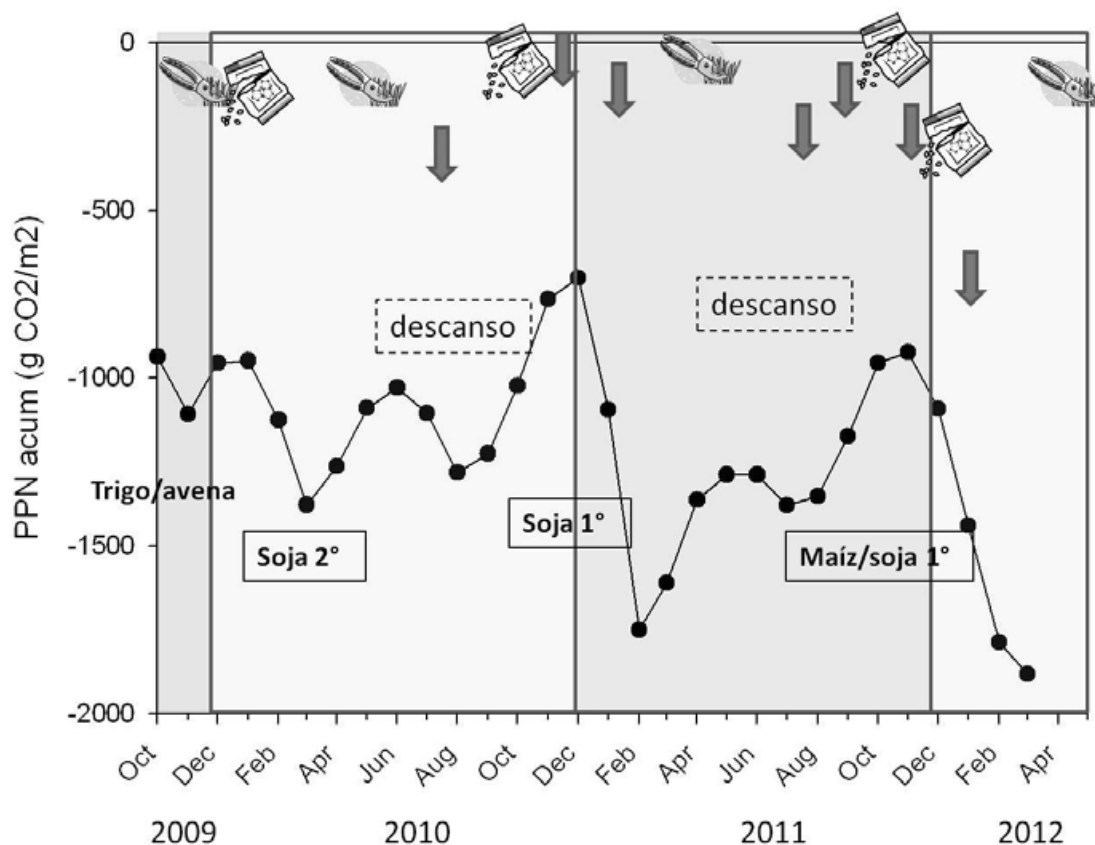


Figura 2: Productividad primaria acumulada (PPN acum) expresada en gramos de CO₂ m⁻², a lo largo de 31 meses en un lote agrícola cerca de la ciudad de Mercedes, Pcia. de Bs. As. Se han señalado los laboreos con dibujos: cosecha;

siembra; aplicación de herbicidas. Se adoptó la convención de signos es tal que valores de flujo son positivos cuando el CO₂ es transportado lejos de la superficie (de emisión) y negativo cuando la superficie actúa como un sumidero de C.

El estudio se llevó a cabo en una propiedad privada situada a 59 ° 28 ' 31.7 " W, 34 ° 38 ' 29.7 " S , a 4 km de la ciudad de Mercedes (provincia de Buenos Aires, Argentina), ya 110 km al oeste de la ciudad de Buenos Aires. El terreno de la zona es casi plano, a 35 m snm, y se encuentra sobre un suelo Argiudol Ácuico de la Pampa Ondulada (serie Gouin, INTA 2006). Este tipo de suelos ocupa 1.294.488 hectáreas de la Pampa Ondulada , y se encuentra dentro del distrito fitogeográfico de los pastizales pampeanos (Caride et al. 2012). El pH del suelo fue 5,7. El porcentaje de materia orgánica medio en el suelo fue 3,50 %, el % del carbono fue 2,03 % y el % de nitrógeno orgánico fue 0,19 %. La precipitación media anual en esta zona es de 978 mm y la temperatura media anual es de 16,5 ° C (INTA Pergamino datos promedio 1967-2004). El lote utilizado tenía 39,6 hectáreas y fue manejado con labranza cero durante al menos los últimos 15 años, con una rotación de cultivos típicos de soja, el maíz, el trigo y la avena.

La torre de flujos turbulentos estaba compuesta por un anemómetro sónico (EE.UU. - 1 , Metek , Elmshorn, Alemania) que mide la velocidad del viento (m s⁻¹) y permite calcular la temperatura sónica (Ts, ° C) . Un analizador de gases infrarrojo abierto (IRGA) que mide la concentración de vapor de CO₂ y H₂O (LI -7500 Li -Cor Inc. , Lincoln, Nebraska, EE.UU). Ambos instrumentos fueron montados en una torre metálica de 6 m de altura a una altura de 3,5 m. Los datos brutos fueron almacenados en una computadora industrial (SysMedia Srl, Italia). Los datos fueron descargados desde el disco de dos veces al mes para su posterior procesamiento de datos. El procesamiento de los datos se realizó siguiendo la bibliografía específica del tema. Se utilizó un software propio (Richter 2013) y la calidad de sus resultados fue contrastada contra las "golden files" propuestas a tal fin por la red FLUXNET (http://public.ornl.gov/ameriflux/gold-open_path.shtml). Se adoptó la convención de signos es tal que valores de flujo son positivos cuando el CO₂ es transportado lejos de la superficie (de emisión) y negativo cuando la superficie actúa como un sumidero de C.

La dinámica de intercambio de carbono en los sistemas agrícolas depende de la especie cultivada (Fig. 3) y es muy diferente respecto a sistemas donde la cobertura de canopeo es continua. Debido a las diferentes etapas de desarrollo de los cultivos (crecimiento activo, maduración de los granos en los casos de cereales, cosecha y post cosecha) y a las intervenciones del hombre sobre el sistema, la dinámica del intercambio de carbono es muy

cambiante y está relacionada a la fenología del cultivo (Jans et al. 2010, Posse et al. 2010, Hernandez-Ramírez et al. 2011) (Fig. 4). Además, diferentes variables modulan la dinámica de cada etapa, siendo la primera etapa del cultivo, cuando el canopeo es fotosintéticamente activo, la más dependiente del ambiente (temperatura del aire, déficit de presión de vapor, radiación solar, humedad del suelo, según el estudio) (Tabla 1). Por el contrario, el intercambio de carbono durante la etapa de maduración del grano no tiene casi relación con las variables ambientales (Posse et al. 2010). El tipo de descanso que se hace sobre los lotes, entre campañas, tiene grandes implicancias en el balance de carbono, ya que si se mantiene el suelo desnudo el único proceso existente será el de respiración, mientras que si se permite el crecimiento de malezas o se hace un cultivo de verdeo en invierno, habrá algo de ganancia de carbono (Posse et al. 2012).

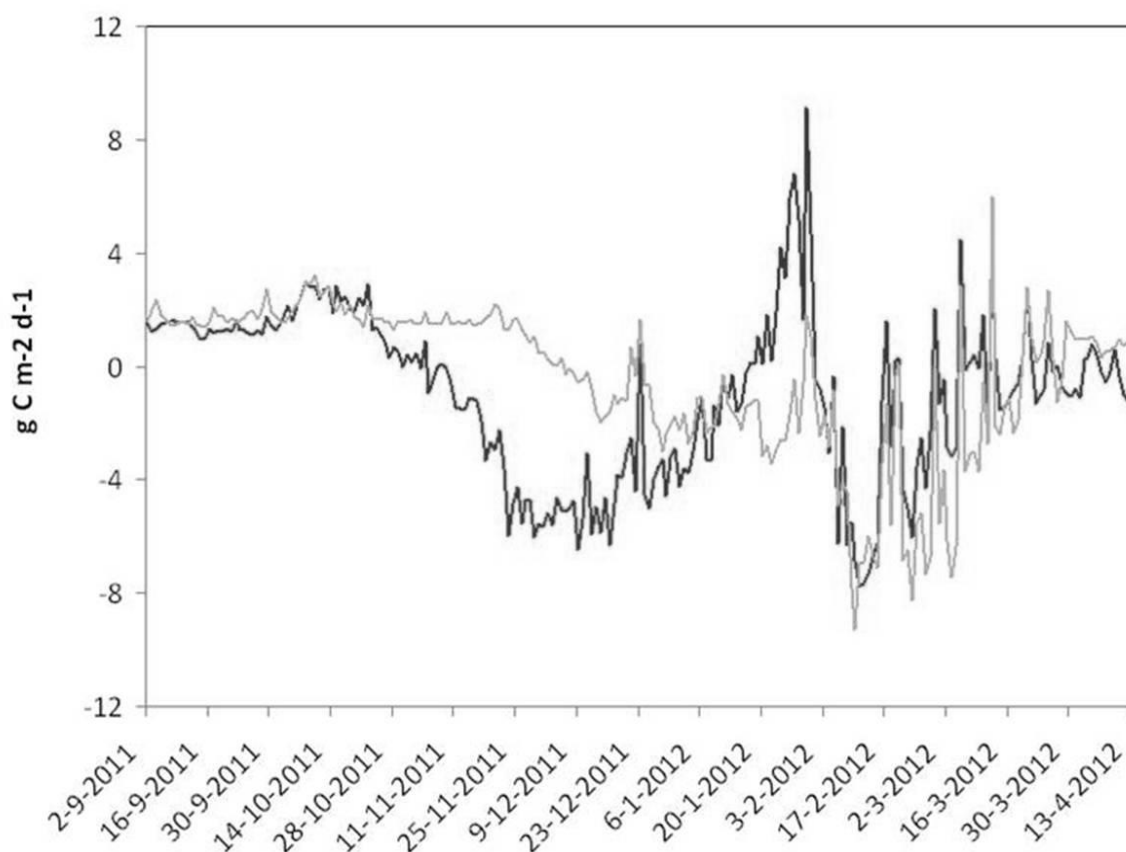


Figura 3: Detalle del intercambio neto de carbono (en gramos de carbono $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) a lo largo de una de las campañas agrícolas señaladas en el grafico anterior. En esa campaña la torre de flujos turbulentos estaba en el medio de dos lotes, donde uno fue cultivado con maíz y otro con soja. Teniendo en cuenta el área fuente para cada dato y a través de una metodología de regresiones múltiples y rellenado de datos (Posse et al. 2013, ms aceptado) se logró completar la serie de tiempo para ambos cultivos.

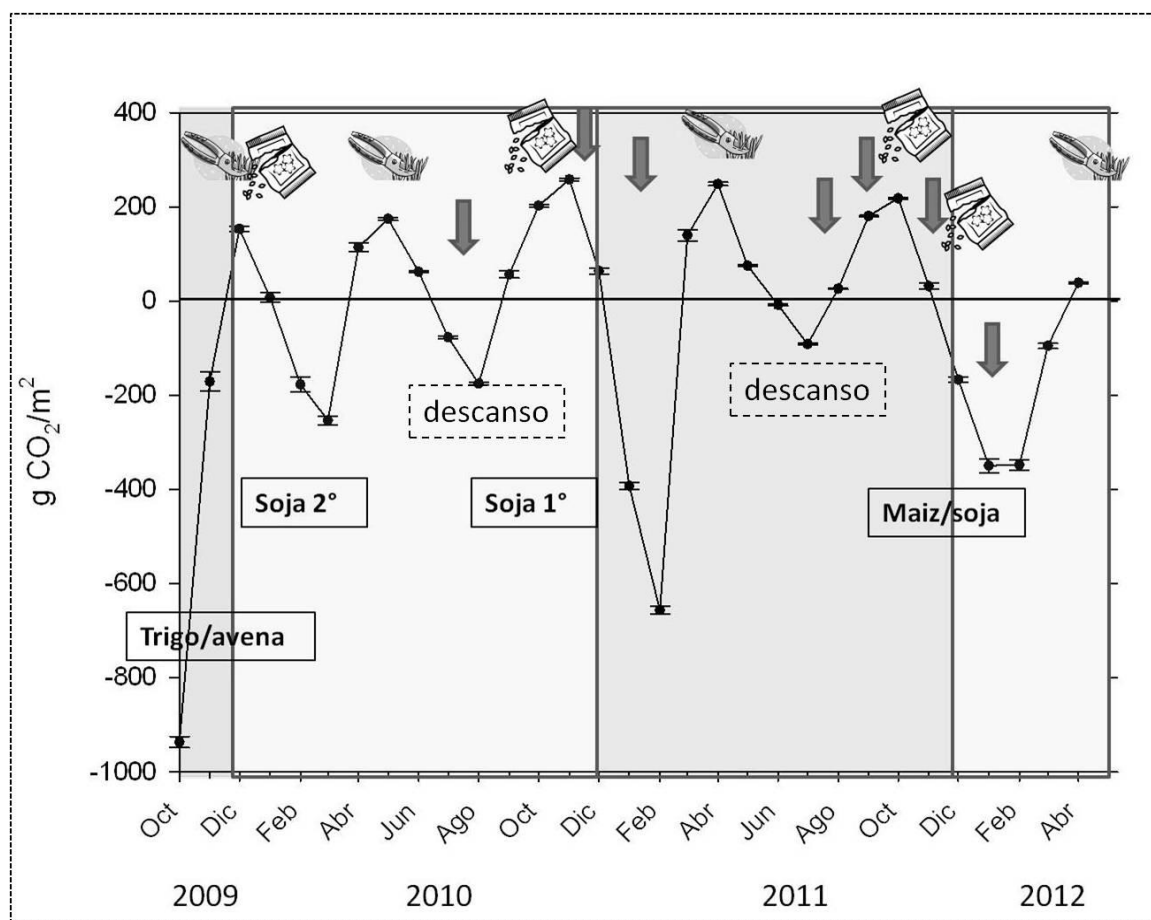


Figura 4: Intercambio neto de CO₂ m⁻² a lo largo de 31 meses en un lote agrícola cerca de la ciudad de Mercedes, Pcia. de Bs.




As. Se han señalado los laboreos con dibujos:  cosecha;  siembra;  aplicación de herbicidas. Se adoptó la convención de signos es tal que valores de flujo son positivos cuando el CO₂ es transportado lejos de la superficie (de emisión) y negativo cuando la superficie actúa como un sumidero de C.

Tabla 1: Valores de los parámetros estadísticos obtenidos por regresiones lineales (filas 1, 2 y 3) entre el flujo neto de CO₂ y algunas variables ambientales para el periodo de crecimiento activo de un lote cultivado con soja de primera. La dos últimas líneas (regresión múltiple) muestran los parámetros para el mejor modelo. Beta es la pendiente entre el flujo de CO₂ en mg m⁻² s⁻¹ vs. las variables utilizadas en cada caso. La radiación global está expresada en W m⁻², VPD es el déficit de presión de vapor en Pascales y la temperatura del aire se expresa en °C. R² es el coeficiente de determinación del error y P es el nivel de significancia para los coeficientes estimados. Se asume como mínimo un valor de P < 0.05.

Simple	variables	beta	a	R ²	P
1	Radiación global	-2.01E-04	-0.357	0.176	0.000
2	VPD	9.45E-05	-0.704	0.210	0.000
3	temperatura	1.499E-02	-0.883	0.145	0.000
Múltiple	Radiación global	-2.39E-04	0.032	0.455	0.000
	VPD	1.101E-04			

Tomado de Posse et al. 2010.

Estos primeros datos y observaciones realizadas resultan alentadores a la hora de intentar ajustar modelos globales de balance de emisiones GEI. Es necesario profundizar en los esfuerzos realizados, aumentar la cantidad de campañas con información de este tipo y complementar con variables ambientales tomadas a campo. Actualmente estamos trabajando en el ajuste del modelo VRPM (Vegetation Photosynthesis and Respiration Model) (Mahadevan et al 2008), que utiliza los datos obtenidos en las torres de flujos turbulentos para calcular los valores de los parámetros del modelo que estima el intercambio de carbono a partir de la información satelital del sensor TERRA de MODIS y algunas variables ambientales.

Sumario

Ante el aumento de las evidencias de que las actividades humanas tienen un efecto directo sobre el aumento de la concentración de GEI, y que esto está relacionado con el calentamiento global que se registra en el planeta ha aumentado la búsqueda de herramientas para revertir esta influencia negativa. La cuantificación de la huella de carbono, entendida como la cantidad de GEI expresada en equivalente de CO₂ que son emitidos por cada una de las actividades productivas que realiza el hombre, es un primer paso en este sentido.

Los suelos al ser el mayor reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres tienen un gran potencial para acumularlo. Para revertir las consecuencias no deseadas de la producción agrícola se requieren manejos más conservacionistas, como son la reducción de los laboreos y la siembra directa. Estos manejos promueven una menor intervención sobre los suelos y permiten que los rastrojos de la cosecha cubran el suelo, aportando materia orgánica y protegiendo el suelo de la erosión.

La alta heterogeneidad espacial de los suelos y la lentitud de los procesos que involucran la detección de cambios en los stocks de carbono en ellos, propició la búsqueda de métodos alternativos. A partir de 1980 se desarrolló el método de turbulentos que permite el cálculo del intercambio de gases trazas entre los ecosistemas y la atmósfera en tiempo real. Así es posible cuantificar la entrada y salida de CO₂ y vapor de H₂O con un alto detalle temporal, usualmente media hora, de los gramos de carbono y de agua por metro cuadrado que entraron o salieron de manera neta.

Algunos de los resultados obtenidos en el lote agrícola, muestran que el sistema agrícola funciona como sumidero de carbono, a pesar de las pérdidas de biomasa por respiración en las épocas de llenado de grano de los cultivos y de la senescencia de las invasoras cuando son eliminadas con agroquímicos. Aun teniendo en cuenta las pérdidas de carbono por cosecha, algunos cálculos realizados en lotes agrícolas de la región pampeana, nos mostraron que el sistema puede funcionar como sumidero.

La dinámica del intercambio de carbono es muy cambiante y está relacionada a la fenología del cultivo, con la especie cultivada y es muy diferente respecto a sistemas donde la cobertura de canopeo es continua. El tipo de descanso que se hace sobre los lotes, entre campañas, tiene grandes implicancias en el balance de carbono, ya que si se mantiene el suelo desnudo el único proceso existente será el de respiración, mientras que si se permite el crecimiento de malezas o se hace un cultivo de verdeo en invierno, habrá algo de ganancia de carbono.

Bibliografía

- Álvarez, R & RS Lavado. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83: 127–141.
- Angers, DA, MA Bolinder, MR Carter, EG Gregorich, CF Drury, BC Liang, RP Voroney, RR Simard, RG Donald, RP Beyaert & J Martel. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of Eastern Canada. *Soil Till. Res.* 41: 191–201.
- Aziz, I, T Mahamood & KR Islam. 2013. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. *Soil & Tillage Research* 131: 28–35.
- Baldocchi, DD. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology* 9 (4): 479–492.
- Baldocchi, DD, BB Hicks & TP Meyers. 1988. Measuring biosphere –atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology* 69: 1331–1340.
- Burba G & D Anderson. 2012. A brief practical guide to eddy covariance flux measurements. LI COR Biosciences. Nebraska, USA.
- Caride, C, G Piñeiro & JM Paruelo. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine pampas? The effects on soil C dynamics. *Agr. Ecosyst. Environ.* 154: 23–33.
- Hernandez-Ramirez, G, JL Hatfield, TB Parkin, TJ Sauer & JH Prueger. Carbon dioxide fluxes in corn–soybean rotation in the midwestern U.S.: Inter- and intra-annual variations, and biophysical controls. 2011. *Agricultural and Forest Meteorology* 151: 1831– 1842.
- Hsieh, Ch, G Katul & T Chi. 2000. An approximate analytical model for footprint estimation of scalar fluxes in thermally stratified atmospheric flows. *Advances in Water Resources* 23: 765–772
- INTA 2006. Carta de Suelos de la República Argentina, hoja 3560-11-3 2.
- IPCC 2007. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, p. 104.
- Jans, WWP, CMJ Jacobs, B Kruijt, JA Elbers, S Barendse & EJ Moors. 2010. Carbon exchange of a maize (*Zea mays* L.) crop: Influence of phenology. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139 (3): 316–324.
- Janzen, HH. 2004. Carbon cycling in earth systems- a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 399–417.
- Jia, SW. 2013. Effects of conventional tillage and conservation tillage on soil organic carbon. *Advanced Materials Research* 726-731: 3832-3836.
- Kljun, N, P Calamca, MW Rotach & HP Schmid. 2004. A simple parameterisations for flux footprint predictions. *Boundary-Layer Meteorology* 112: 503–523.
- Lal, R. 2003. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22:151-184.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304 (2004), pp. 1623–1627.
- Lal, R. 2007. Soil science and the carbon civilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 1425-1437.
- Lemke, RL, AJ VandenBygaart, CA Campbell, GP Lafond & BB Grant. 2010. Crop residue removal and fertilizer N: Effects on soil organic carbon in a long-term crop rotation experiment on a Udic Boroll. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(1-2): 42-51.
- Mahadevan, P, SC Wofsy, DM Matross, X Xiao, AL Dunn, JC Lin, C Gerbig, JW Munger, VY Chow & EW Gottleib. 2008. A satellite-based biosphere parameterization for net ecosystem CO₂ exchange: vegetation photosynthesis and respiration model (VPRM). *Global Biogeochemical Cycles* 22 doi:10.1029/2006GB002735.
- Ogle, SM, FJ Breidt & K Paustian. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* 72: 87-121.
- Parras-Alcantara, L, L Diaz-Jaimes, B Lozano-García, P Fernandez-Rebollo, F Moreno-Elcure & MD Carbonero-Muñoz. 2014. Organic farming has little effect on carbon stock in a Mediterranean dehesa (southern Spain). *Catena* 113: 9–17.
- Parton, WJ, DS Schimel, CV Cole & DS Ojima. 1987. Analysis of factors control-ling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society of American Journal* 51: 1173–1179.
- Posse, G, K Richter, JM Corin, NA Lewczuk, A Achkar & C Rebella. 2010. Carbon dioxide fluxes on a soybean field in Argentina: influence of crop growth stages. *Open Agricultural Journal* 4: 58-63.
- Posse, G, K Richter, NA Lewczuk, AG Garcia & A Achkar. 2012. Caracterización de la dinámica del flujo de carbono y agua en diferentes ecosistemas utilizando técnicas micrometeorológicas. 25° Reunión Argentina de Ecología. 24 al 28 de Septiembre Ciudad de Luján, Argentina. Pag. 40.
- Richter, K. (2013): Procesamiento de datos medidos con sistema Eddy Covarianza. Internal Report. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) - Instituto de Clima y Agua, Hurlingham, Argentina, 54 pp.
- Posse, G, K Richter, NA Lewczuk, PM Cristiano, N Gattinoni, C Rebella & A Achkar. En prensa. Attribution of carbon dioxide fluxes to crop types in a heterogeneous agricultural landscape of Argentina. *Environmental Modelling and Assessment* .
- Salazar-Ordóñez, M, M Rodríguez-Entrena & S Sayadi. 2012. Agricultural Sustainability from a Societal View: An Analysis of Southern Spanish Citizens. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 1-18.
- Salazar Ordoñez, M, M Rodríguez Entrena & S Sayadi. 2013. Agricultural Sustainability from a Societal View: An Analysis of Southern Spanish Citizens. *J Agric Environ Ethics* 26:473–490.
- Schimel, DS, JL House, P Bousquet, P Ciais, P Peylin, BH Braswell, MJ Apps, D Baker, A Bondeau, J Canadell, G Churkina, W Cramer, AS Denning, CB Field, P Friedlingstein, C Goodale, M Heinmann, RA Houghton, JM Melillo, B Moore III, D Murdiyarso, I Noble, SW Pacala, LC Prentice, MR Raupach, PJ Rayner, RJ Scholes, WL Steffen & C Wirth. 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature* 414: 169-172.
- Skjemstad, JO, LR Spouncer, B Cowie & RS Swift. 2004. Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research* 42: 79-88
- Smith, P, DS Powlson, MJ Glendinning & JU Smith. 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biol.*, 4: 679–685.
- Smith, P, D Martino, Z Cai, D Gwary, H Janzen, P Kumar, B McCarl, S Ogle, FO Mara, C Rice, B Scholes & O Sirotenko. 2007. Agriculture. En: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Smith, P, G Lanigan, WL Kutsch, N Buchmann, W Eugster, M Aubinet, E Ceschia, P Béziat, J Yeluripati, B Osborne, EJ Moors, A Brut, M Wattenbach, M Saunders & M Jones. 2010. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139 (3): 302-315.

- van Groenigen, KJ, J Bloem, E Baath, P Boeckx, J Rousk, S Bode, D Forristal & M Jones. 2010. Abundance, production and stabilization of microbial biomass under conventional and reduced tillage. *Soil Biol. Biochem.* 42: 48–55.
- van Groenigen, KJ, A. Hastings, D Forristal; B Roth; M Jones & P Smith. 2011. Soil C storage as affected by tillage and straw management: An assessment using field measurements and model predictions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* Volume 140, Issues 1–2: 218–225.
- Verma, SB. 1990. Micrometeorological methods for measuring surface fluxes of mass and energy. *Remote Sensing Reviews*, 5: 99-115.
- Viglizzo, EF, AJ Pordomingo, MG Castro, FA Lértora, & JN Bernardos. 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101: 39-51.
- Viglizzo EF. 2010. La huella de carbono, ambiente y agricultura en el Cono Sur de Sudamérica. IICA Procisur INTA (eds). Montevideo, Uruguay.
- West, TO & WM Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1930–1946.
- Zhang, MY, FJ Wang, F Chen, MP Malemela & HL Zhang. 2013. Comparison of three tillage systems in the wheat-maize system on carbon sequestration in the North China Plain. *Journal of Cleaner Production* 54: 101-107.

Capítulo 6

Perspectivas para el stock orgánico del suelo de la Pampa Ondulada bajo diferentes escenarios agronómicos y climáticos

Luis A Milesi Delaye^{1*}; Alicia B Irizarar²; Graciela O Magrín³; Adrián E Andriulo²

¹ Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales, Unidad Integrada UNNOBA-INTA CRBAN. Ruta 32 km 4,5, Pergamino. 2700. Buenos Aires. ² Estación Experimental Agropecuaria INTA-Pergamino. Ruta 32 km 4,5, Pergamino. 2700. Buenos Aires. ³ Centro de Investigación de Recursos Naturales, INTA. Nicolás Repetto y de los Reseros s/n. 1686. Hurlingham. Buenos Aires.

*Autor de contacto: lmilesi@pergamino.inta.gov.ar

Resumen

Uno de los mayores desafíos para la Pampa Ondulada es implementar un desarrollo agropecuario sostenible, que permita el crecimiento económico del sector, mantenga las cualidades del ambiente y reduzca el riesgo asociado a las variaciones del clima. Los sistemas de producción agrícola predominantes en esta región han provocado una disminución significativa en las reservas orgánicas del horizonte A de los Argiudoles (~40% luego de 120 años de agricultura continua). Existe una gran incertidumbre acerca de las proyecciones del futuro almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) asociadas a las variaciones en las prácticas agronómicas y en el clima. Con el propósito de contribuir al aumento de la resiliencia de los agroecosistemas, se plantean los siguientes objetivos: a) proyectar la evolución del stock de COS bajo agricultura continua en diferentes escenarios agronómicos y climáticos, utilizando el modelo simple AMG, y b) proponer posibles medidas de mitigación. En el mediano plazo, los Argiudoles con elevadas reservas actuales de COS estarían amenazados si su uso se transformara al monocultivo de soja bajo cualquier escenario de cambio climático. Por el contrario, la intensificación de la rotación con cultivos de cobertura (CC) y/o doble cultivo anual conduciría al secuestro de COS, independientemente de las reservas actuales y del escenario de cambio climático considerado. La inclusión de pasturas temporarias (PT) presenta la misma tendencia en los suelos bien provistos de COS. Por ello, a efectos de mantener o mejorar el stock de COS, sería necesario intensificar el uso actual del suelo mediante la inclusión de CC y/o PT. Su adopción redundaría en un beneficio ambiental para la región.

Palabras clave: reservas de carbono orgánico del suelo, modelización, cambios agronómicos y climáticos

Introducción

El ciclo natural del carbono (C) juega un rol esencial en la definición del clima futuro, ya sea determinando los niveles de CO₂ atmosféricos en respuesta a las emisiones antropogénicas o por su contribución en la limitación de emisiones, requerida para alcanzar la estabilización buscada de CO₂. Es innegable que el almacenaje de C orgánico del suelo (COS) es muy importante y, posiblemente, será el aspecto más importante del ciclo global de C en las próximas décadas (Jones & Falloon, 2009). Para poder comprender los cambios futuros en las reservas de COS será necesario: a) concentrar la investigación en relación a los procesos involucrados en determinarlos y b) reducir y cuantificar la incertidumbre que los rodea. Se podrá avanzar solamente haciendo proyecciones realistas de las condiciones ambientales futuras (Jones & Falloon, 2009). Analizando globalmente los diferentes elementos clave que determinan el almacenamiento futuro de COS, nos encontramos con factores externos, constituidos por los aportes de C provenientes de la vegetación y por las condiciones climáticas y el tiempo atmosférico y, con factores internos, constituidos por varios compartimentos dinámicos y su sensibilidad frente a las condiciones ambientales edáficas. Una gran incertidumbre, que proviene de la biósfera terrestre y, en particular, del C almacenado en los materiales orgánicos del suelo, afecta las proyecciones del futuro almacenamiento de C (Soussanna *et al.*, 2004; Ciais *et al.*, 2005).

La Pampa Ondulada es una subregión natural de la Pampa Húmeda Argentina, delimitada al norte por el Río Carcaraña, al sur y al oeste por el Río Salado y al este por el Río de la Plata (Figura 1). Constituye el área más importante de la región del punto de vista agropecuario. Está caracterizada por un relieve predominantemente

ondulado y, en parte, recortado por cañadas, arroyos y ríos. Presenta pendientes que, por lo general, no superan el 3% de gradiente y una red de drenaje bien estructurada. Los suelos se desarrollaron sobre una capa espesa de sedimentos eólicos de origen cuaternario (loess pampeano).



Pampa Ondulada Argentina

Figura 1. Pampa Ondulada Argentina.

En esta zona, el incremento de la producción agropecuaria estuvo acompañado por una caída en las reservas de materia orgánica del suelo (MOS) desde la introducción de la agricultura al final del siglo XIX. Los sitios bajo agricultura continua presentaron la evolución característica de los Molisoles, originalmente ricos en MOS y no sujetos a un proceso significativo de erosión: una abrupta caída de aproximadamente 30% de su reserva orgánica en las primeras dos décadas y una lenta disminución posterior durante un largo período con algún tipo de laboreo (100-120 años). La siembra directa (SD), implementada en suelos relativamente ricos en MOS en las últimas 2 o 3 décadas, no pudo revertir la tendencia y, si se mantienen los aportes de C y nitrógeno (N) actuales, se continuará produciendo la disminución lenta de la MOS en las próximas dos décadas (Caride *et al.*, 2012; Milesi Delaye *et al.*, 2013). Esta información ha sido obtenida a partir de la combinación de datos experimentales de ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza y la obtenida de lugares georeferenciados con historia conocida, teledetección de la cobertura de suelos, utilización de isótopos ambientales (^{13}C y ^{14}C) y de modelos de simulación de la evolución de mediano/largo plazo (CENTURY y AMG). Se cuenta así con la línea de base (existencia de COS actual) y los sitios de validación futura independientes para la región, aspectos que necesitan ser distinguidos para estimar el potencial de captura de COS bajo diferentes escenarios (FAO, 2002; European Comission, 2012).

Los suelos de la Pampa Ondulada son mayormente Argiudoles, profundos, bien drenados, de pH ligeramente ácido, fértiles, con tenores variables de fósforo y con un espesor de horizonte A que generalmente alcanza 20 cm cuando no hay erosión. Este horizonte presenta textura franco limosa (17-31% de arcilla, 60-70% limo), estructura granular, contenidos actuales de MOS que varían entre 2 y 4% y una capacidad de intercambio catiónico moderada. El espesor del horizonte Bt es de alrededor de 60 cm, pudiendo variar entre 0,25 y 1 m, de textura sensiblemente más arcillosa (30-55% de arcilla en el horizonte Bt1) y estructura prismática. La serie de suelos Pergamino pura (Argiudol típico) es representativa de los suelos previamente mencionados. Las reservas actuales del horizonte A de esta serie, ubicada en la cuenca alta del Arroyo Pergamino (Figura 2) bajo diferentes usos, varían entre 35 y 50 Mg ha^{-1} para una masa de suelo de 2500 Mg ha^{-1} (Andriulo *et al.*, 2012a). El intervalo muestra los extremos en la variabilidad de dichas reservas debidas a cambios previos en el uso y manejo del suelo. Sin embargo, el valor medio de los sitios de la cuenca alta (43 Mg COS ha^{-1}) mostró un coeficiente de variación ($\text{CV}=7\%$) inferior al normalmente informado para esta variable ($\text{CV}=15-35\%$) (Carter & Gregorich, 2006), hecho que muestra que el manejo agrícola tiende a ser similar en las últimas dos a tres décadas.

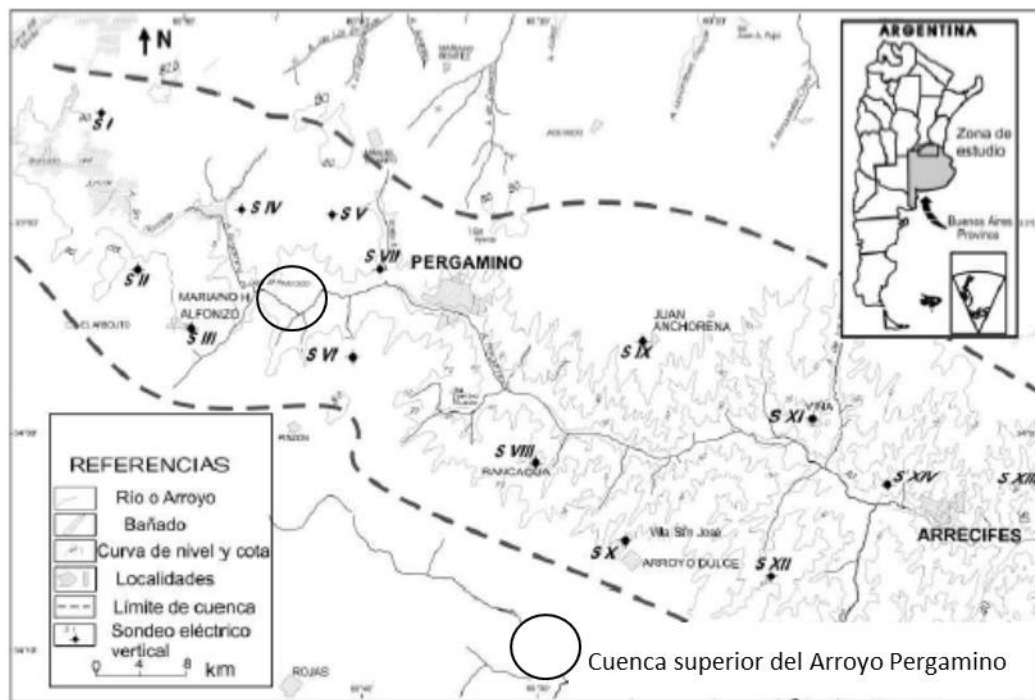


Figura 2. Cuenca superior del Arroyo Pergamino (extraído de Sainato *et al.*, 2006).

El predominio del cultivo de soja de primera siembra bajo SD se caracteriza por un bajo aporte de C al suelo (Irizar, 2010), por largos períodos de barbecho otoño-invernal y por estimular la descomposición de la MOS debido a que los productos de la fijación simbiótica inducen a un valor de pH levemente ácido que favorece la actividad microbiana descomponedora (Huggins *et al.*, 2007; Irizar *et al.*, 2012). La alta fertilidad natural del suelo y el clima templado húmedo propician la producción de nitratos a lo largo del año a través de la mineralización de la MOS nativa y de los residuos de cultivo, realizando una significativa contribución a los requerimientos de los cultivos y al lavado de N (Restovich *et al.*, 2012). Estos factores, además de conducir a un balance negativo de MOS, tienden a disminuir la cobertura y provocan la formación de una estructura laminar continua cercana a la superficie del suelo que disminuye el ingreso de agua (Sasal *et al.*, 2010), favoreciendo el escurrimiento superficial y la pérdida de nutrientes, aún en suelos con pendientes “elevadas” (< 1%), para la Pampa Ondulada (Darder *et al.*, 2010). Un suelo bajo monocultivo de soja, comparado con el mismo suelo bajo rotaciones, registra disminución de las poblaciones microbianas y de los grupos funcionales relacionados con los ciclos de los nutrientes (C, N, fósforo, hierro y azufre) y la estabilidad de agregados (Vargas Gil *et al.*, 2011).

Los principales cambios tecnológicos introducidos en la región en las últimas décadas (SD, fertilización nitrogenada de las gramíneas, pérdida de cultivos en la rotación), fueron masivamente adoptados sin una evaluación previa de su posible impacto sobre el estado orgánico del suelo en el largo plazo (Irizar, 2010). Existe una gran dispersión de la información sobre las tasas de acumulación de COS bajo SD en función del tipo de suelo, las condiciones climáticas, el uso de la tierra y las prácticas agrícolas, la profundidad de muestreo y la expresión de los resultados (Andriulo & Irizar, 2012). Entre las tecnologías disponibles, se cuenta con la fertilización mineral de N, que es indispensable para elevar los rendimientos de gramíneas pero no necesariamente para producir cambios de largo plazo en las reservas de MOS. Las rotaciones de cultivo (por ejemplo, maíz-trigo/soja de segunda siembra: M-T/S, y trigo/soja de segunda siembra: T/S) presentan un efecto positivo sobre dichas reservas cuando se las practica bajo SD, pero su efecto de largo plazo es relativamente pequeño en relación a sistemas de labranza que utilizan algún tipo de laboreo ($2-4 \text{ Mg COS ha}^{-1}$ o $0,2-0,5 \text{ Mg N ha}^{-1}$) (Irizar, 2010). Asimismo, la introducción de cultivos de cobertura (CC) en las secuencias de cultivo tienen un efecto marcadamente positivo como práctica secuestradora de C y N (Bertuzzi *et al.*, 2012). Restovich *et al.* (2011) mostraron que la utilización de CC en las secuencias de cultivo actuales tendría un efecto prometedor sobre la acumulación de COS en el largo plazo. Por otro lado, la inclusión de pasturas cortas o temporarias (PT) en las rotaciones también ha demostrado su efecto positivo sobre los balances de C y N en otros países de clima templado (Arrouays *et al.*, 2002) y en el sur de la Pampa Húmeda (Eiza *et al.*, 2005). La información surgida de la Pampa Ondulada (Bertin *et al.*, 1999, Scheneiter & Améndola, 2009, 2011; Andriulo, com. pers.) muestra resultados que van desde no secuestro de COS hasta secuestros anuales superiores a $1 \text{ Mg COS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en períodos comprendidos entre 4 y 6 años, debido a diferencias en las profundidades de muestreo (muestreos en el espesor 0-12 cm muestran secuestros de COS más elevados en relación a muestreos del espesor 0-20 cm). En algunos casos, no se ha determinado la densidad aparente, impidiendo la comparación a igual masa de suelo y, en otros, se trata verdaderamente de clausuras y no

de pasturas bajo pastoreo directo o con corte. Los balances positivos de COS y N orgánico del suelo (NOS) han sido acompañados por cambios favorables en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, hecho que tradicionalmente se conoce como efecto rotación (Minoldo, 2010).

El clima presenta variaciones en diferentes escalas temporales que van desde la variabilidad diaria hasta los cambios o tendencias de largo plazo que incluyen siglos. Varios estudios (Magrin *et al.*, 2007a) indican la importancia de la variabilidad interanual del clima, por ejemplo años secos o muy lluviosos, para las economías nacionales y regionales. También se resalta que en varias regiones del planeta, el clima presenta variaciones de más largo plazo (una o varias décadas) donde el clima suele ser más seco o más húmedo lo que afecta significativamente la productividad cíclicamente. Por último, es conocido que el cambio climático produciría modificaciones permanentes del clima que afectarían la mayor parte de los ecosistemas actuales.

Normalmente, los estudios que evalúan los impactos potenciales del cambio climático sobre diferentes sectores, se basan en proyecciones climáticas derivadas de los modelos de circulación global (MCG). Para la proyección de los escenarios climáticos, los MCG utilizan como base los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generados por el IPCC (2001) para el año 2100. Estos son el producto de sistemas dinámicos complejos, determinados por fuerzas motoras tales como el crecimiento demográfico, el desarrollo socioeconómico, el cambio tecnológico y el medioambiente. En base a la interacción de estas fuerzas, el IPCC ha generado cuatro familias de escenarios posibles (A1, A2, B1, B2). Los escenarios A describen un mundo futuro con alto crecimiento económico, mientras que en los B, ese crecimiento es más moderado. Los escenarios A1 y B1 suponen que habrá una globalización tal que las economías convergerán en su desarrollo. En los A2 y B2 se considera que el desarrollo predominará a nivel regional. Entre las suposiciones inherentes a los escenarios mencionados, se estima que el petróleo y el carbón serán las fuentes principales de energía, por lo menos, para los próximos cien años. La población mundial, según los escenarios A1 y B1, crecerá a 8700 M para el año 2050 y disminuirá a 7100 M habitantes para el 2100; mientras que los escenarios A2 y B2 consideran que ésta aumentará a 15000 y 10400 M, respectivamente. Por último, las emisiones de GEI proyectadas por el IPCC, respecto a los escenarios elaborados, serán altas, media-alta, media-baja y bajas para los escenarios A1, A2, B2 y B1, respectivamente.

Los MCG tiene un elevado nivel de incertidumbre en sus predicciones, debido, principalmente, a la falta de conocimiento científico adecuado para modelar procesos, a mecanismos complejos como los que intervienen en el clima y sus variaciones, y a la incertidumbre sobre cuáles serán las vías de desarrollo que pueda adoptar el planeta, las cuales determinarán finalmente el nivel de emisiones de GEI. En términos generales, las incertidumbres son menores en las estimaciones de cambios de temperatura, ya que los MCG coinciden en un calentamiento generalizado del planeta, aunque las predicciones tienen un rango de variabilidad de 2°C a 4°C. Las incertidumbres relacionadas al cambio de las lluvias son mucho más elevadas. Los MCG no coinciden en las tendencias de cambio (aumentos-reducciones) para un mismo lugar y proyectan variaciones que son cuantitativamente muy distantes. La caracterización de la variabilidad climática observada durante las últimas décadas en la región permite comprender la importancia relativa del cambio climático en relación a la variabilidad natural del clima y generar escenarios a futuro basados en las variaciones observadas. De acuerdo con las evidencias y los antecedentes científicos, el clima está cambiando y la región de estudio es una de las zonas afectadas. Además, en esta región se observan otros cambios que, si bien son independientes del clima, pueden magnificar los impactos de la variabilidad y el cambio climático, como por ejemplo, la tendencia al monocultivo de soja. En los últimos años, se realizaron varios estudios de los impactos potenciales del cambio climático sobre el sector agropecuario (Magrin *et al.*, 2007b; Travasso *et al.*, 2008; Magrin *et al.*, 2009; Travasso *et al.*, 2009).

El impacto potencial del cambio climático sobre los rendimientos de los cultivos de trigo, maíz y soja sería perjudicial en la mayor parte de la región bajo los escenarios A2 y B2 para el año 2080 si no se considera el efecto biológico del incremento de CO₂. Si se considerara el efecto del aumento de CO₂ los rendimientos se incrementarían para los tres cultivos en los dos escenarios. Los escenarios A2 y B2 difieren en sus proyecciones, siendo algunas de las diferencias muy importantes desde el punto de vista biológico. El escenario A2 considera una concentración de CO₂ superior a la del B2 (698 ppm vs 559 ppm) para 2080. Consecuentemente, los incrementos de temperatura proyectados con A2 para la Región Pampeana son mayores, oscilando entre 2 y 3 °C para la máxima y cerca de 3 °C para la mínima. Estos valores superan en alrededor de 1°C los obtenidos con el B2. En relación a las precipitaciones, los dos escenarios prevén incrementos en el semestre cálido, siendo los valores mayores en A2 con incrementos que llegan a los 100 mm en los trimestres de septiembre-noviembre y diciembre-febrero. Durante el invierno no se proyectan variaciones con respecto a los valores actuales. Existe un elevado nivel de incertidumbre en las estimaciones derivadas de las proyecciones climáticas, de la consecuencia real de un enriquecimiento de CO₂ en la atmósfera sobre los cultivos, y de la falta de consideración de factores importantes como las plagas y las enfermedades en la estimación de los rendimientos (Magrin *et al.*, 2007b).

Por lo anteriormente expuesto, uno de los mayores desafíos para la región es implementar un desarrollo agropecuario sostenible que permita el crecimiento económico del sector, mantenga las cualidades del ambiente, y reduzca el riesgo asociado a las variaciones o cambios del clima. Con el propósito de contribuir al aumento de la resiliencia de los agroecosistemas, se plantean los siguientes objetivos:

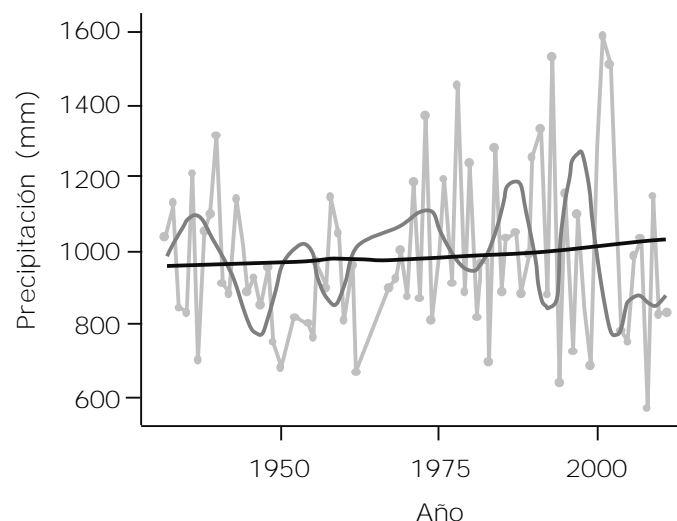
- a) proyectar la evolución del stock de COS de la Pampa Ondulada bajo agricultura continua en diferentes escenarios agronómicos y climáticos, utilizando el modelo simple AMG, y
- b) proponer posibles medidas de mitigación en aquellas situaciones con balance negativo en las reservas de COS.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Pampa Ondulada Argentina (Figura 1). El área de estudio ocupa una superficie de 375 km² y está ubicada en la cuenca superior del Arroyo Pergamino (Figura 2). En la misma existen 71 puntos georreferenciados de monitoreo de COS y contienen todas las unidades de suelo presentes a escala 1:50000 en la hoja 3360-32-4 de la Carta de Suelos de la República Argentina (INTA, 1972). Los suelos del área pertenecen al gran grupo de los Argiudoles que presentan un horizonte A profundo, de textura franco limosa, y un fuerte horizonte argílico Bt de gran espesor, el cual no impide la percolación ni la penetración de raíces. El carbonato de calcio ha sido removido de los horizontes suprayacentes durante el proceso evolutivo de los suelos. La serie Pergamino es representativa de los suelos profundos y bien drenados del área, ubicados en las lomas y planos altos. La serie pura corresponde a la familia Argiudol típico, ílítico, térmico según la Taxonomía de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de Norteamérica (INTA, 1972). La textura del horizonte A presenta 23 % de arcilla y 64 % de limo y la del horizonte Bt1, 43 % de arcilla y 48 % de limo. El pH es moderadamente ácido 5,8 (relación suelo: agua 1:2,5).

El clima de la región puede ser definido como templado húmedo sin estación seca, aunque con tendencia a tener inviernos secos. La precipitación media anual para el período 1932-2011 es de 971 mm (Bases de datos agroclimáticas, INTA EEA Pergamino) pero presenta una elevada variabilidad interanual (Figura 3), con leve tendencia a su aumento en el largo plazo. Por lo tanto, se puede considerar que las precipitaciones se mantendrán estables en los próximos 80 años. La variabilidad decádica explica el 30% del total de la variación y muestra que la ocurrencia de los períodos secos y/o húmedos sucede sin una regularidad definida.



—LP: 0,7% —MP: 29,7% —CP: 69,6%

Figura 3. Tendencia de la precipitación media anual durante el período 1931-2012 para Pergamino. LP: variabilidad en el largo plazo. MP: variabilidad en el mediano plazo. CP: variabilidad en el corto plazo. Los valores expresan cuanto de la variabilidad total es explicado por la variabilidad en el largo, mediano y corto plazo.

La temperatura media anual del área es 16,7°C y la temperatura del suelo alcanza los 0°C con baja frecuencia. Las temperaturas mínimas y máximas medias para el mismo período presentaron una leve tendencia al aumento,

particularmente la mínima que aumentó 0,7°C desde la década del 70 (Figura 4). Como se puede observar en la Figura 4, si bien la tendencia asociada con el cambio climático representa un muy pequeño porcentaje de la variación total, la tendencia es significativamente más importante para las variables temperatura mínima y máxima medias que para la precipitación (Rodríguez *com. pers.*).

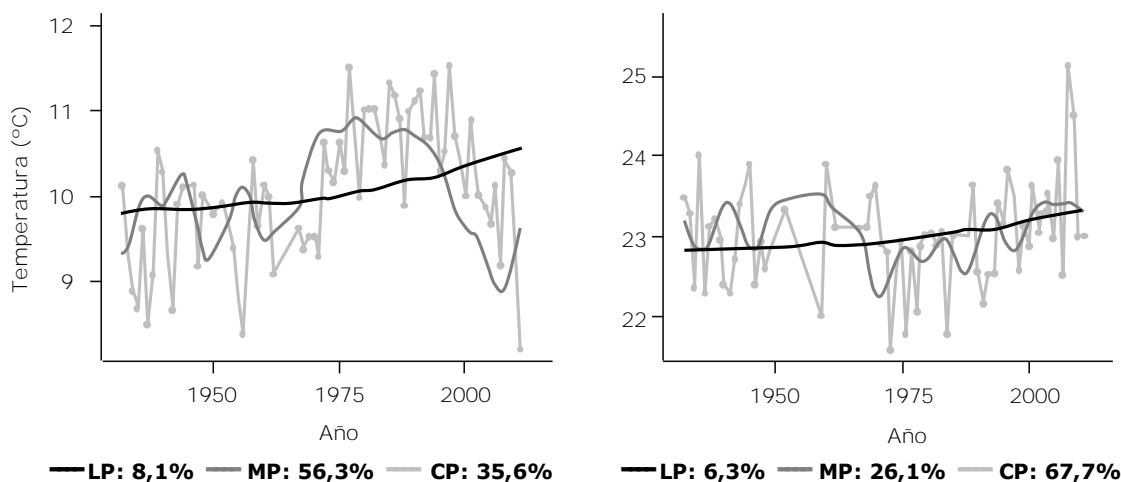


Figura 4. Tendencias en el corto, mediano y largo plazo de la temperatura mínima (a) y máxima (b) para el período 1931-2012 para Pergamino. LP: variabilidad en el largo plazo. MP: variabilidad en el mediano plazo. CP: variabilidad en el corto plazo. Los valores expresan cuanto de la variabilidad total es explicado por la variabilidad en el largo, mediano y corto plazo.

Modelo de simulación de tres compartimentos

Para simular la evolución del COS bajo los diferentes escenarios agronómicos y climáticos se utilizó el modelo AMG de predicción de la evolución de COS y NOS, (Andriulo *et al.*, 1999) (Figura 5).

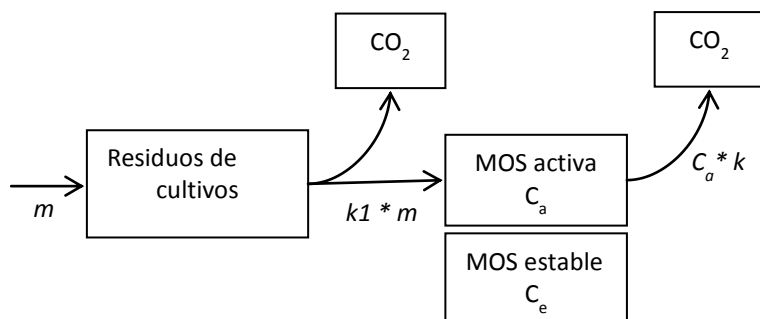


Figura 5. Diagrama del modelo AMG. m : masa de C orgánico aportado por los cultivos. k_1 : coeficiente de humificación. k : constante de mineralización. MOS: materia orgánica del suelo. C_a : COS activo. C_e : COS estable.

Las ecuaciones básicas del modelo son las siguientes:

$$C = C_e + C_a, \tag{1}$$

$$\frac{dC_a}{dt} = m \cdot k_1 - k C_a, \tag{2}$$

donde C es el stock de COS (Mg C ha^{-1}), C_e es stock de COS estable (Mg C ha^{-1}), C_a es el stock de COS activo (Mg C ha^{-1}), m es la masa de C anualmente aportada (representa el total de la masa de C orgánico aportado al suelo a través de los residuos de los cultivos: rastrojos, raíces y rizodepósitos, en $\text{Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$), k_1 es el coeficiente de humificación (sin unidad), y k es el coeficiente de mineralización del *pool* activo de COS (año^{-1}).

Estas ecuaciones pueden ser integradas si m es considerado constante todos los años. Entonces, la evolución de las reservas puede ser descrita por la siguiente ecuación:

$$C = C_e + C_{a0} \cdot e^{-kt} + \frac{m \cdot k_1}{k} \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (3)$$

$$C_{a0} = C_0 - C_e \quad (4)$$

donde C_0 es stock inicial de COS (Mg C ha^{-1}). En (3), el segundo término representa la descomposición del “C viejo” (i.e. el existente al tiempo 0), mientras que el tercer término representa el C recientemente humificado (neto o total) que se acerca a la asíntota:

$$C_{\max} = \frac{m \cdot k_1}{k} \quad (5)$$

$$C_{eq} = C_{a\infty} + C_e \quad (6)$$

donde $C_{a\infty}$ es la máxima cantidad de C originado por la secuencia de cultivo (Mg ha^{-1}) y C_{eq} es el stock de COS al equilibrio (Mg ha^{-1}).

Escenarios climáticos y agronómicos

Para la construcción de escenarios se utilizó información proveniente de ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranzas de largo plazo que permitieron la calibración y validación del modelo de simulación AMG (Andriulo *et al.*, 2012b). En dichos ensayos se encuentran actualmente valores de stock de COS que coinciden con el intervalo de valores observados en la cuenca alta del Arroyo Pergamino, para la misma masa de horizonte A (2500 Mg ha^{-1}). Se seleccionaron dos situaciones de partida contrastantes en reservas de COS para 2012 (tiempo = 0): $45,9$ y $36,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$, que se correspondieron con las secuencias maíz-trigo/soja de segunda siembra (M-T/S) y monocultivo de soja (S) bajo SD (Milesi Delaye *et al.*, 2013). Se utilizaron los valores de C_s , k_1 y k obtenidos en las etapas de calibración y validación. El aporte de C (m) de cada uno de los cultivos y de las secuencias se calculó a partir de los rendimientos históricos promedio de los cultivos de maíz, trigo y soja de cada secuencia de los ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranzas de largo plazo. El rendimiento de los CC (avena y avenavicia) provino de los rendimientos promedio (8 años) de un ensayo ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Restovich *et al.*, 2012, Restovich *com pers*). Para el cálculo de m se tuvieron en cuenta las siguientes consideraciones: (1) los índices de cosecha (rendimiento/biomasa aérea total) fueron $0,5$, $0,38$ y $0,36$ para maíz, soja y trigo, respectivamente; (2) la biomasa de raíces incluyendo los rizodepositos representó el 30% de la biomasa total aérea (Bolinder *et al.*, 2007) y (3) se consideró un 40 % para el contenido de C de los residuos de la parte aérea y radical.

Para las simulaciones se tuvieron en cuenta el escenario climático actual y los generados para el año 2080 por el modelo regional MM5/CIMA (Nuñez & Solman en Magrín *et al.*, 2007b) bajo los escenarios socioeconómicos A2 y B2 (IPCC, 2001) (Tabla 1). Los efectos de estos dos escenarios de cambio climático sobre la productividad de los cultivos maíz, trigo y soja fueron extraídos de las simulaciones realizadas por Magrín *et al.* (2007b) mediante el modelo DSSAT (Hoogenboom *et al.*, 2003). Debido a la falta de información, se consideró que el cambio climático no afecta al rendimiento en materia seca de los cultivos de cobertura.

La Tabla 1 muestra las características y efectos de los escenarios A2 y B2 sobre las variables climáticas temperatura y precipitación, y sobre los cultivos maíz, trigo y soja considerando o no el efecto biológico del incremento de la concentración en CO_2 . Los aportes estimados para cada secuencia de cultivo y escenario de cambio climático se presentan en la Tabla 2.

Tabla 1. Características y efectos de los escenarios de cambio climático A2 y B2 sobre las variables climáticas temperatura y precipitación y sobre la productividad de algunos cultivos para el período 2012-2080.

Escenario 2080	Efecto CO ₂	ΔT (°C)	ΔPP (mm)	ΔRendimientos (%)		
				Maíz	Trigo	Soja
Actual	No	-	-	-	-	-
A2	Si	2,3	100	14	11	51
A2	No	2,3	100	-7	-3	-11
B2	Si	1,5	<100	8	4	51
B2	No	1,5	<100	-3	-2	2

Referencia: A2: escenario climático A2. B2: escenario climático B2. ΔT: variación de la temperatura esperada entre el período de base (2012-2080) y los escenarios climáticos para fin de siglo (2070-2100) normalmente expresado como 2080. ΔPP: variación de la precipitación esperada entre los mismos períodos. ΔRendimientos: variación de los rendimientos de los cultivos para el mismo período.

Tabla 2. Aporte de carbono (C) promedio anual de las secuencias consideradas y su tasa de variación anual para el período 2012-2080 según el escenario agroclimático considerado.

Escenario	Efecto biológico del CO ₂	M-T/S		S		CC	CC
		Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹	Tasa de variación anual	Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹	Tasa de variación anual	Avena	Avena/Vicia
Actual	No	5,8	-	3,1	-	2,3	3,1
A2	Si	7,0	1,73E-02	4,7	2,30E-02	2,3	3,1
A2	No	5,5	-5,33E-03	2,8	-4,81E-03	2,3	3,1
B2	Si	6,7	1,33E-02	4,7	2,34E-02	2,3	3,1
B2	No	5,7	-1,47E-03	3,2	1,03E-03	2,3	3,1

Referencia: A2: escenario climático A2. B2: escenario climático B2. M-T/S: maíz-trigo/soja de segunda. S: monocultivo de soja. CC: cultivo de cobertura, avena y avena/vicia antecesores de soja y maíz, respectivamente.

Dado que los escenarios A2 y B2 proponen un aumento de temperatura de 3 y 2°C para el período 2070-2100 respecto al período base 1960-1990, respectivamente, y el valor de k depende fuertemente de las condiciones pedoclimáticas (temperatura del suelo y contenido de arcilla) y del sistema de labranza, para su estimación al 2080 se utilizaron las funciones ambientales propuestas por Saffih-Hdadi & Mary (2008), partiendo del año 2012.

En el modelo AMG, la tasa de mineralización k depende particularmente de la temperatura del suelo (Te) y del contenido de arcilla (A):

$$k = k_0 f_1(Te) f_2(A) \quad (7)$$

donde k_0 es la tasa de mineralización potencial (año⁻¹) en condiciones de referencia y $f_1(Te)$ y $f_2(A)$ son las funciones de temperatura y arcilla (igual a 1 en las condiciones de referencia). Se consideran como condiciones de referencia una temperatura del suelo de 15°C, contenido de arcilla igual a cero y una precipitación media anual de 900 mm.

El efecto del contenido de arcilla sobre la mineralización de la MOS está descrito por una ley exponencial:

$$f_2(A) = e^{-aA} \quad (8)$$

donde A es el contenido de arcilla (g arcilla g⁻¹ suelo) y a es una constante (g suelo g⁻¹ arcilla) que toma el valor de 2,72. El efecto de la temperatura (Te , °C) sobre la mineralización del C_a del suelo responde a una condición lógica:

$$f_1(T) = \frac{c}{1 + (c-1)e^{-k(T-T_{ref})}} \quad \text{para } T \geq 0 \quad (9)$$

$$f_1(T) = 0 \quad \text{para } T < 0 \quad (10)$$

La bibliografía internacional muestra que el efecto del contenido de humedad del suelo sobre la mineralización del COS y de los residuos de los cultivos es de baja importancia para climas templados húmedos; por lo tanto, no se consideró su efecto (Saffih-Hdadi & Mary, 2008, Milesi Delaye *et al.*, 2013).

A pesar de que el valor de k responde en forma exponencial al aumento de la temperatura (Figura 6), para los fines de este trabajo se asumió que la tasa de variación anual de k , debido al aumento de temperatura, responde a una función lineal debido a que se trabaja en un intervalo de temperatura estrecho (16,7-19,0°C).

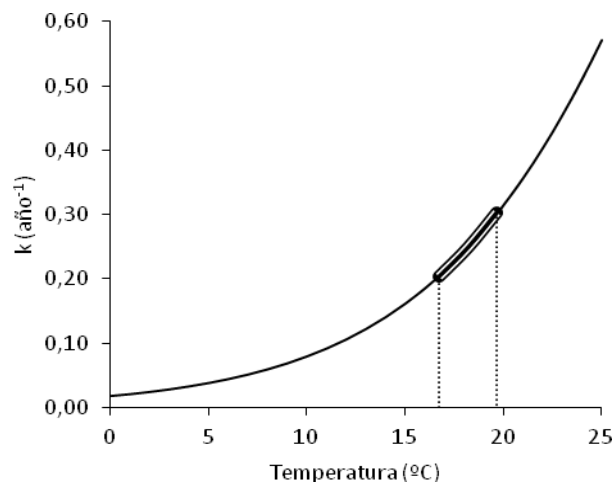


Figura 6. Tasa de mineralización (k) de la materia orgánica del suelo en función de la temperatura.

En la Tabla 3 se muestran los valores de k al inicio de la simulación (año 2012) y al año 2080, y su tasa de variación anual para el período 2012-2080 según el escenario climático considerado (sin cambio climático, A2 y B2).

Tabla 3. Valores de constante de mineralización de la materia orgánica del suelo (k) para los escenarios climáticos considerados para el periodo 2012-2080.

COS de inicio	Escenario	k (año ⁻¹)		Tasa de incremento anual
		2012	2080	
	A2	0,070	0,095	3,74E-04
	B2	0,070	0,083	1,87E-04
Elevado	Actual	0,070	0,070	-
	Actual	0,079	0,079	-
Baja	A2	0,079	0,108	4,22E-04
	B2	0,079	0,093	2,11E-04

En la Tabla 4 se muestran los valores de k_f por cultivo.

Tabla 4. Valores de los coeficientes de humificación (k_f) para los cultivos considerados en la simulación.

Cultivo	Sistema de labranza	k_f	Extraído de
M	SD	0,126	Wylleman, 1999; Milesi Delaye <i>et al.</i> , 2013
T	SD	0,126	Wylleman, 1999; Milesi Delaye <i>et al.</i> , 2013
S	SD	0,167	Milesi Delaye <i>et al.</i> , 2013
CC	SD	0,250	Bertuzzi <i>et al.</i> , 2012

Referencia: k coeficiente de mineralización. M: maíz. T: trigo. S: Soja. CC: cultivo de cobertura. SD: siembra directa.

Se eligió el año 2030 como año para analizar la magnitud de los efectos de mediano plazo provocados por los cambios en las prácticas agrícolas en situaciones de secano con o sin inclusión del cambio climático sobre las reservas orgánicas del suelo.

Los escenarios agronómicos elegidos para la situación de partida representan dos sistemas de producción comunes en la zona: uno abarcando una superficie minoritaria (13%) ocupada por productores medianos a grandes (500-2000 ha) que practican la rotación de cultivos y otra, con la superficie mayoritaria abarcada por pequeños productores bajo el esquema de arrendamiento con monocultivo de soja (Alvarez *et al.*, 2009), con reservas actuales de COS elevada y baja, respectivamente (Andriulo *et al.*, 2012a). La decisión de la evolución de la producción agropecuaria tuvo en cuenta varios factores con la misma probabilidad de ocurrencia entre ellos: a) el sistema productivo mantiene o incrementa la superficie con monocultivo de soja debido a la demanda del mercado asiático en expansión, b) el continuo crecimiento de la producción avícola y porcina demanda cantidades crecientes de maíz, por lo que se mantiene o aumenta su participación en las rotaciones, c) se instala un escenario de intensificación de la producción, ya sea utilizando trigo, cultivos de cobertura o pasturas temporarias (PT). La Figura 7 resume el total de los escenarios agronómicos y climáticos generados.

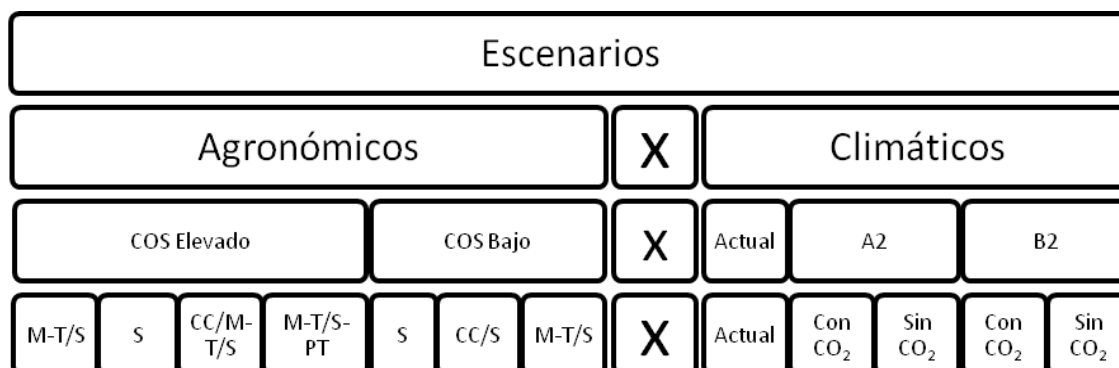


Figura 7. Escenarios agroclimáticos considerados. M-T/S: maíz-trigo/soja de segunda siembra. S: monocultivo de soja. CC/M-T/S: cultivo de cobertura/maíz-trigo/soja de segunda siembra. CC/S: cultivo de cobertura/soja de primera siembra. COS: carbono orgánico del suelo. A2: escenario climático A2. B2: escenario climático B2. Sin CO₂: sin considerar el efecto biológico del CO₂. Con CO₂: considerando el efecto biológico del CO₂.

A continuación, se detallan los supuestos que han sido utilizados tanto a nivel del modelo de simulación como de escenarios agroclimáticos a los fines de marcar los límites dentro de los cuales estarán acotadas las previsiones en la reservas de COS:

Modelo de simulación

- el C estable permanece como tal durante el siglo XXI,
- el mejoramiento genético no afecta las relaciones alométricas de los cultivos (rendimiento/biomasa aérea total, biomasa raíces/biomasa aérea total, contenido de C de la biomasa vegetal),
- los cambios de temperatura previstos por los escenarios de cambio climático no alteran diferencialmente la mineralización de la MOS proveniente de plantas C3 o C4,
- permanencia del sistema de laboreo SD (se mantienen los valores de k_f),

- la variación de los rendimientos de maíz, trigo y soja debido al cambio climático responden a un función lineal,
- las pasturas temporarias producen un incremento de $0,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$,
- las variaciones netas de stocks que se encuentran en el intervalo $\pm 2,49 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con respecto a la línea de base, no se consideran como cambio.

Escenarios agroclimáticos

- no se tiene en cuenta el efecto del mejoramiento genético durante el correr del siglo XXI,
- el cambio climático no afecta la incidencia de factores bióticos sobre la productividad de los cultivos (insectos plaga, enfermedades y malezas),
- se considera que los eventos extremos (sequía, inundación) no cambian en frecuencia, ni en intensidad,
- el cambio climático no afecta la producción de materia seca de los cultivos de cobertura,
- la productividad de los cultivos es independiente de la reserva actual de COS.

Resultados y discusión

La Figura 8 muestra los resultados de la evolución simulada de COS hasta 2030 y 2080 bajo los diferentes escenarios agronómicos y climáticos planteados (Figura 7).

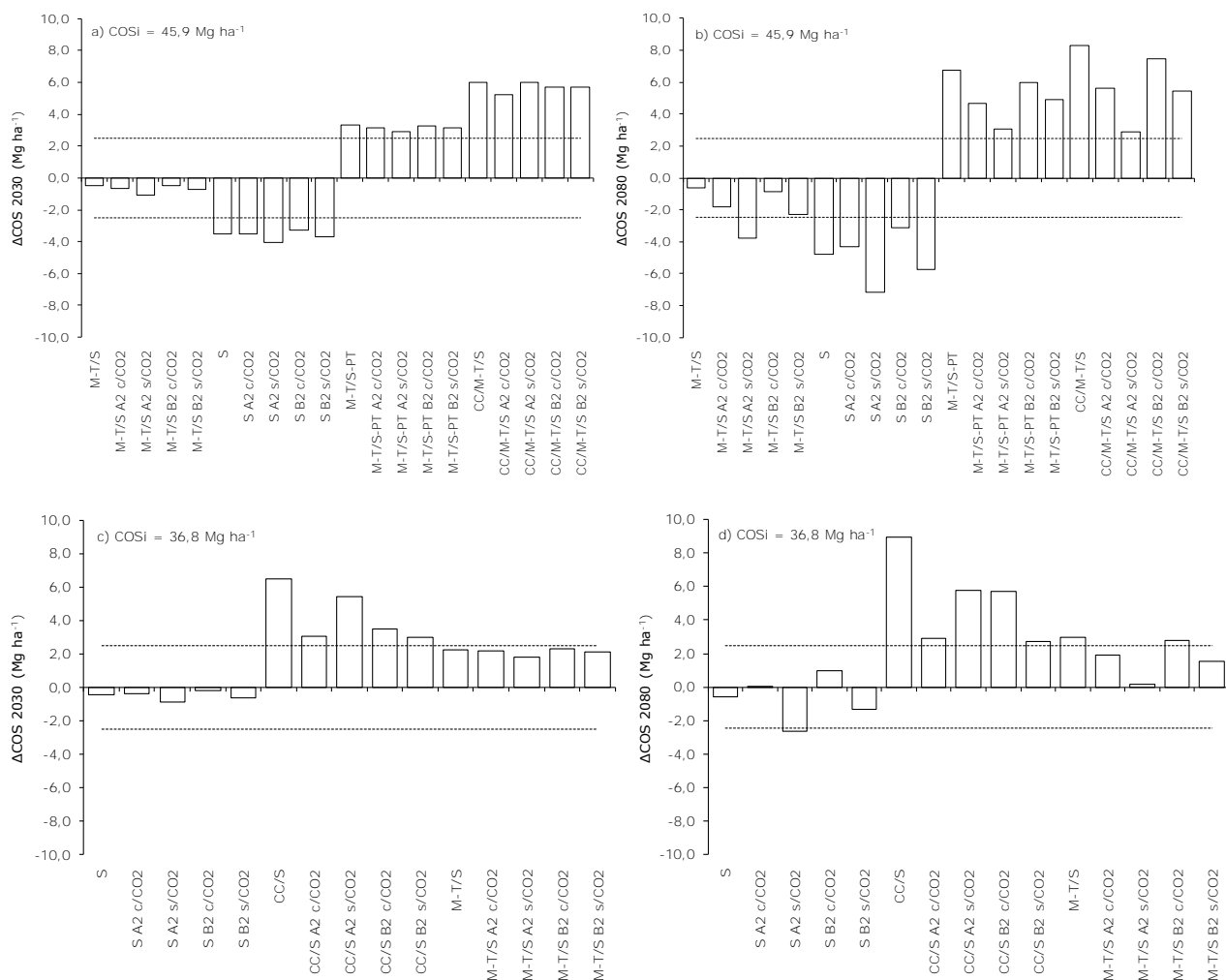


Figura 8. Diferencia de stocks de carbono (C) simulados para las situaciones de alta (a y b) y baja (c y d) fertilidad al año 2030 (a y d) y 2080 (b y c). M-T/S: maíz-trigo/soja de segunda siembra. S: monocultivo de soja. M-T/S-PT: maíz-trigo/soja de segunda siembra-pastura temporaria. CC/M-T/S: cultivo de cobertura/maíz-trigo/soja de segunda siembra. A2: escenario climático A2. B2: escenario climático B2. c/CO₂: considerando el efecto biológico del CO₂ sobre la productividad de los cultivos. s/CO₂: sin considerar el efecto biológico del CO₂ sobre la productividad de los cultivos. COSi: reserva de COS al inicio de la simulación. Área entre líneas punteadas: no se considera cambio en las reservas de carbono.

Cuando se parte de un suelo con elevada reserva actual de COS ($45,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$), para el año 2030 se podría esperar que la intensificación de las rotaciones incluyendo CC y PT, con o sin cambio climático, produjeran secuestro de COS, con amplia ventaja para los CC ($\sim 2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, en promedio, con respecto a la línea de base $\pm 2,49 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Lo contrario ocurre para la implementación de un monocultivo de soja, con o sin cambio climático. Mientras tanto, la permanencia de la secuencia de partida mantendría las reservas orgánicas en todos los escenarios considerados. Para un horizonte temporal más lejano (año 2080), las secuencias de cultivo intensificadas continuarían secuestrando C cuando no se considera el cambio climático ($\sim 4\text{-}5 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Por el contrario, cuando sí se lo considera, en las secuencias de cultivo intensificadas se prevé una reducción relativa más marcada en el escenario A2 sin CO₂, seguida por reducciones relativas de menor importancia en los escenarios B2 sin CO₂ y por último con CO₂. El pasaje a monocultivo inexorablemente llevaría a la reducción de la reserva en cualquiera de los escenarios climáticos planteados, mientras que la continuación de la secuencia M-T/S solamente lo haría en el escenario A2 sin considerar el efecto del aumento de la concentración en CO₂.

En los sitios con baja reserva actual ($36,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$), para el año 2030 podría esperarse que el reemplazo del monocultivo de soja por una secuencia que incluya CC provoque una ventaja para el secuestro de COS en cualquiera de los escenarios considerados. Esta respuesta sería más destacada cuando no se consideraran los efectos del cambio climático ($\sim 2,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ adicionales en promedio) o en el escenario A2 sin efecto del incremento en la concentración de CO₂ ($\sim 2 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El mantenimiento del monocultivo de soja o su reemplazo por una secuencia M-T/S mantendrían la baja reserva actual en cualquiera de los escenarios considerados. Para el año 2080, la inclusión de CC en el monocultivo de soja aumentaría aún más la reserva de COS con respecto a 2030 ($\sim 2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ adicionales, en promedio), e incluso se produciría un pequeño aumento al cambiar el monocultivo de soja por

la secuencia M-T/S cuando no se esperaran cambios en el clima y en el escenario B2 sin efecto del incremento de la concentración de CO₂. El monocultivo de soja produciría la reducción de la reserva actual solamente en el escenario A2 sin incluir el efecto de del incremento de la concentración de CO₂.

La mayor parte de la superficie agropecuaria de la región bajo estudio está ocupada por productores pequeños y la producción se realiza con algún sistema de arrendamiento. Álvarez et al. (2009) informaron que el 65% de esta superficie resulta económicamente exitosa con la práctica del monocultivo bajo SD. En estas situaciones, la reserva actual de COS es baja. Mientras las decisiones de manejo sigan privilegiando dicho sistema, los suelos de la región continuarán perdiendo lentamente sus reservas bajo el escenario A2 sin considerar el efecto biológico del incremento de la concentración en CO₂. Estas pérdidas se percibirán solamente en el largo plazo, dada la elevada resistencia de los Argiudoles frente a las fuerzas que tienden a hacerlo cambiar de estructura y funcionamiento. Si se llegara a niveles tan bajos como los predichos (34 Mg C ha⁻¹), donde la proporción de Ce representa más del 90 % de la reserva total, el suelo dejaría de prestar sus servicios ecosistémicos y de forma inesperada, se desencadenarían procesos indeseables a escala global. Entre los más importantes, se pueden mencionar la alteración del balance de nutrientes, el deterioro físico del suelo, la erosión hídrica, la colmatación de cauces de ríos, los cambios indeseados en los flujos hídricos, la contaminación por agroquímicos, la pérdida de biodiversidad y el empobrecimiento y la emigración de poblaciones rurales (FONCyT, 2004). Por otro lado, si las decisiones de manejo hacia el monocultivo se aplicaran en los suelos con elevada reserva actual de COS, las consecuencias no serían las mismas, dado que para el 2080 alcanzarían stocks cercanos a los suelos con baja o mediana reserva de COS actual.

Las situaciones con elevada reserva de COS actual en las que se practica la rotación de cultivos tendrían la posibilidad, en el largo plazo, de mantenerla frente a cambios desfavorables del clima. En caso de intensificación, podrían obtenerse cambios muy favorables en stock, aunque algo atenuados cuando se exprese el máximo aumento previsto de temperatura, provocando una importante reducción en los rendimientos de los cultivos.

El efecto diferencial positivo sobre las reservas de COS simulado en el mediano plazo por la inclusión de CC y PT se puede explicar en la elevada tasa de humificación propuesta para los CC. Sin embargo, resta validar estos resultados en las condiciones edafoclimáticas de la Pampa Ondulada.

En el largo plazo, se puede observar que sería más fácil perder COS cuando se pasara de M-T/S a monocultivo de soja en una situación con elevado stock actual, que ganarlo cuando se pasara de monocultivo de soja a M-T/S en una situación con bajo stock actual. Esta misma reversibilidad asimétrica ya había sido documentada por Arrouays et al. (2002).

Las diferencias encontradas entre los resultados estimados en el año 2030 y en el año 2080 bajo escenarios de cambio climático radican en que cuando se considera un plazo más corto, el efecto del aumento de temperatura sobre la tasa de mineralización de la fracción activa k es menos importante que a largo plazo. Esto permite expresar mejor el efecto de un cambio tecnológico (marcado aumento en los aportes de C bajo SD, m). Tendencias similares ya habían sido obtenidas por Irizar et al. (2012) para los mismos escenarios de cambio climático y diferentes situaciones tecnológicas y de partida. Por otro lado, en el corto plazo, se contará con la información necesaria surgida de dispositivos experimentales para validar las tecnologías de CC y PT en la región.

Conclusiones

En el largo plazo y bajo un escenario de cambio climático que considera aumentos de 2°-3°C en la temperatura media, las reservas de COS en los Argiudoles de la Pampa Ondulada empobrecidos en COS están amenazadas. Esto sucedería si el efecto benéfico del CO₂ sobre la productividad vegetal no ocurriera. Consecuentemente, la materia orgánica incorporada al suelo se reduciría sensiblemente.

Además, sería muy improbable que los suelos con elevada reserva orgánica actual puedan secuestrar C manteniendo la rotación de cultivo M-T/S en cualquiera de las situaciones planteadas. Por otro lado, si el manejo de estos suelos pasara a monocultivo de soja bajo SD, dejarían de cumplir sus funciones como sumidero de GEI, desencadenando procesos de difícil reversión.

Por ello, es necesario que a los planteos actuales de producción se los intensifique, agregando CC y PT a las secuencias de cultivo. La inclusión de CC, tanto en el monocultivo de soja como en las rotaciones de cultivos anuales (M-T/S), mejoraría notablemente las reservas de COS en todos los casos, aún en los escenarios más

adversos de cambio climático en el mediano plazo (2030). Su adopción redundaría en un beneficio ambiental para la región.

A pesar de que para este trabajo se utilizaron herramientas mejoradas para reducir y enmarcar la predicción de la tendencia media en las reservas de COS de los agroecosistemas (datos locales actualizados, modelo validado en ensayos de larga duración, serie climática de largo plazo), es necesario incluir otras variables para reducir las fuentes de incertidumbre, tanto a nivel del clima como de prácticas agronómicas no consideradas.

Agradecimientos

Agradecemos este trabajo al Grupo de Gestión de Ambiental de la EEA INTA Pergamino por su asistencia en el laboratorio y a campo, y al Proyecto FONTAGRO RG-T1654. Este estudio ha sido financiado con fondos nacionales de INTA y del proyecto PICT 2004 21078.

Bibliografía

- Álvarez, R; S Leavy & M Marino. 2009. Zonas Agroecológicas Homogéneas. Buenos Aires Norte. INTA. 146 p. URL <http://inta.gov.ar/documentos/zonas-agroecologicas-homogeneas-buenos-aires-norte/> (04/11/2013)
- Andriulo, AE; B Mary & J Guérif. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19:165-377.
- Andriulo, AE; JA Galantini; G Studdert; MC Sasal; M Wilson; *et. al.* 2012a. Existencias de carbono orgánico edáfico bajo diferentes usos y tipos de suelo. En: Actas XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Andriulo, AE; JA Galantini & A Irizar. 2012b. Fuentes de variación de los parámetros intervinientes en balances de carbono edáfico simplificados. En: Actas XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Andriulo, AE & AB Irizar. 2012. El carbono orgánico como indicador base de calidad de suelos. Mesa Redonda: Aplicación de Indicadores de calidad de suelo para el monitoreo agroambiental. En: Actas XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Arrouays, D; J Balesdent; JC Germon; PA Jayet; JF Soussana & P Stengel (Eds). 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Expertise Scientifique Collective, INRA. 332 pp.
- Bertín, O; J Carrete; O Scheneiter & J Basail. 1999. Producción de forraje y de carne y su resultado económico en pasturas de festuca alta y leguminosas. *Revista de Tecnología Agropecuaria*, 10:7-12.
- Bertuzzi, P; E Justes; C Les Bas; B Mary & V Souchère. 2012. Chapter 5: Effets des cultures intermédiaires sur l'érosion, les propriétés physiques du sol et le bilan carbone. In: Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaire: Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques, pp. 1-28. URL <http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/225015-dc3ee-resource-cultures-intermediaires-chapitre-5.html> (04/11/2013).
- Bolinder, MA; HH Janzen; EG Gregorich; DA Angers & AJ Vanden Bygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agr. Ecosyst. Environ.* 118:29-42.
- Caride C; G Pineiro & JM Paruelo. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154:23-33.
- Carter, MR & EG Gregorich (Eds). 2008. En: Soil sampling and methods of analysis. Second Edition. Canadian Society of Soil Science. Taylor & Francis Group, LLC. 198 pp.
- Ciais, P; M Reichstein & N Viovy. 2005. Unprecedented reduction in Europe primary production caused by heat and drought in 2003. *Nature* 437:529-533.
- Darder, ML; MC Sasal; MG Wilson; AE Andriulo & A Paz Gonzales. 2010. Pérdida de nitrógeno en sedimentos por escurrimiento bajo distintas secuencias de cultivo en siembra directa. En: IV Congreso sobre Uso y Manejo de Suelo (UMS 10), Coruña, España.
- Eiza MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ci. Suelo* 23(1):59-67.
- European Commission. 2012. Report on the implementation of the Soil Thematic Strategy and ongoing activities. URL <http://ec.europa.eu/environment/soil/threen.htm> (04/11/2013).
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. URL <http://www.fao.org/docrep/005/y2779s/y2779s00.htm> (04/11/2013)
- FONCYT. 2004. Programa áreas de vacancia. Bases de la convocatoria. 15 p. URL http://www.agencia2012.mincyt.gov.ar/IMG/pdf/pav2004_bases.pdf (04/11/2013)
- Hoogenboom, G; JW Jones; CH Porter; PW Wilkens; KJ Boote; WD Batchelor; LA Hunt & GY Tsuji (Eds). 2003. Decision Support System for Agrotechnology Transfer Version 4.0. University of Hawaii, Honolulu, HI.
- Huggins, DR; RR Allmaras; CE Clapp; JA Lamb & GW Randall. 2007. Corn soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:145-154.
- INTA. 1972. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3360-32. Pergamino, Buenos Aires. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 106 pp.
- IPCC. 2001. Climate Change 2001: IPCC Third Assessment Report.
- Irizar, A. 2010. Cambios en las reservas de material orgánica del suelo y sus fracciones granulométricas: efecto de la secuencia de cultivo, del sistema de labranza y de la fertilización nitrogenada. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Buenos Aires. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
- Irizar, A; AE Andriulo & B Mary. 2012. Long-term impact of no tillage in two intensified crop rotations on different soil organic matter fractions in Argentine Rolling Pampa. *The Open Agriculture J.* 7:22-31.
- Jones, C & P Falloon. 2009. Sources of uncertainty in global modelling of future soil organic carbon storage. En: Baveye P, J Mysiak & M Laba (Eds). Uncertainties in environmental modeling and consequences for policy making. Pp. 283-310. NATO, Springer. Vrsar, Croatia. 401 pp.
- Magrin, G; CG García; DC Choque; JC Giménez; AR Moreno; GJ Nagy; C Nobre & A Villamizar. 2007a. Latin America. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. En: Parry, ML, OF Canziani, JP Palutikof, PJ van der Linden & CE Hanson (Eds). Pp. 581-615. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Magrin, GO; MI Travasso; GM López; GR Rodríguez & AR Lloveras. 2007b. Vulnerabilidad de la Producción Agrícola en la Región Pampeana Argentina. Componente B3 de la Segunda Comunicación Nacional de Cambio Climático. 86 pp. URL <http://www.ambiente.gov.ar> (04/11/2013).
- Magrin, GO; MI Travasso; GR Rodríguez; S Solman & M Núñez. 2009. Global Warming and Wheat Production in Argentina. *Int. J. Global Warming* 1:214-226.
- Milesi Delaye, LA; AB Irizar; AE Andriulo & B Bruno. 2013. Effect of Continuous Agriculture of Grassland Soils of the Argentine Rolling Pampa on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *Applied Environ. Soil Sci.* Volume 2013. Article ID 487865. 17 p.
- Minoldo, GV. 2010. Cambios de largo plazo de algunas propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo bajo diferentes secuencias de cultivos en la Región Semiárida. Tesis Maestría en Ciencias Agrarias. Bahía Blanca, Buenos Aires. 152 pp.
- Restovich, SB; AE Andriulo & C AMENDOLA. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ci. Suelo.* 29 (1):61-73.

- Restovich, SB; AE Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Res.* 128:62–70.
- Saffih-Hdadi, K & B. Mary. 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biol. Biochem.* 40(3):594–607.
- Sainato CM; BN Losinno; G Galindo; AM Landini & AM Fazio. 2006. Geofísica aplicada a la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación en zonas rurales de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Aguas Subterráneas*, 20 (2):71-82.
- Sasal, MC; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil Till. Res.* 108:24–29.
- Scheneiter, O & C Améndola. 2009. Producción de carne en mezclas de alfalfa y festuca alta con diferente patrón estacional de acumulación de forraje. *Revista Argentina de Producción Animal* 29(2):119-129.
- Scheneiter, O & C Améndola. 2011. Efecto de la fertilización con nitrógeno. En: D Mendez & O Scheneiter (Eds). *Fertilización en pasturas*. Pp. 37-49. INTA, CERBAN. Proyecto Regional Ganadero N° 2. Ediciones INTA.
- Soussanna, JF; K Pilegaard; P Ambus; P Berbigier; E Ceschia; *et al.* 2004. Annual greenhouse gas balance of European grasslands—first results from the GreenGrass Project. En: *Book of the Proceeding of Conference Greenhouse gas emission from Agriculture—mitigation options and strategies*. Pp. 25–30. Leipzig, Germany.
- Travasso, MI; GO Magrin; WE Baethgen; JP Castaño; GR Rodriguez, JL Pires, A Gimenez, G Cunha & M. Fernández. 2008. Maize and Soybean Cultivation in Southeastern South America: Adapting to Climate Change. En: N Leary, J Adejuwon, V Barros, I Burton, J Kulkarni & R Lasco (Eds). *Climate Change and Adaptation*. Pp 332-352.
- Travasso, MI; GO Magrin; GR Rodríguez; S Solman & M Núñez. 2009. Climate Change Impacts on Regional Maize Yields and possible Adaptation Measures in Argentina. *Int. J. Global Warming* 1:201-213.
- Vargas Gil, S; J Meriles; C Conforto; M Basanta; V Radl; A Hagn; M Schloter & GJ March. 2011. Soil microbial communities response to tillage and crop rotation in a soybean agroecosystem in Argentina. *Eur. J. Soil Biol* 47:55-60.
- Wylleman, R. 1999. Caractérisation et modélisation de l'évolution des stocks de matière organique des sols de grande culture en Picardie. INRA Laon: 87p.

Capítulo 7

Cambios en los niveles de carbono y nitrógeno de los suelos pampeanos producidos por el uso

Roberto Alvarez*, Josefina L. De Paepe, Haydeé S. Steinbach, Patricia L. Fernández y Carina R. Alvarez

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires-CONICET. Av. San Martín 4453 (1417) Buenos Aires, Argentina. *E-mail: ralvarez@agro.uba.ar

Planteo del problema

La agricultura produce generalmente una disminución de los niveles de materia orgánica (Davidson & Ackerman, 1993; Houghton et al., 1983) y nutrientes (McLauchlan, 2006) de los suelos que puede impactar negativamente sobre su productividad (Follet & Stewart, 1985, Pan et al., 2009). Adicionalmente, interesa determinar cómo afecta el uso del suelo sobre su nivel de carbono debido a la posibilidad de usar a los suelos como sumideros de carbono atmosférico (Mishra et al., 2009; Meersmans et al., 2008). El nivel de carbono inorgánico también puede ser afectado por el cultivo del suelo, especialmente en zonas semiáridas y áridas. Pueden producirse incrementos por riego con aguas carbonatadas (Wu et al., 2009), y disminuciones debido a que la labranza expone a la atmósfera suelo previamente enterrado (Moreno et al., 2006) o se acidifica por fertilización (Wu et al., 2009).

La Región Pampeana, debido a su extensión y productividad, es considerada una de las principales áreas agrícolas del Mundo (Satorre & Slafer, 1999). La superficie cultivada ha aumentado exponencialmente en las últimas cuatro décadas, principalmente por el cultivo de soja (MinAgri, 2012), lo que podría llevar a degradación de los suelos por la combinación de mayor uso agrícola con una especie de baja producción de residuos (Viglizzo et al., 2001; 2010). Sin embargo, esos posibles efectos negativos no se han evidenciado, pues los rendimientos de los cultivos de granos se han duplicado-triplicado en los últimos 40 años (Figura 1) (Alvarez, 2011; MinAgri, 2012). Esto podría deberse a que las mejoras tecnológicas introducidas compensaron la degradación de los suelos; por ejemplo la adopción generalizada de la práctica de fertilización (Alvarez et al., 2012c).

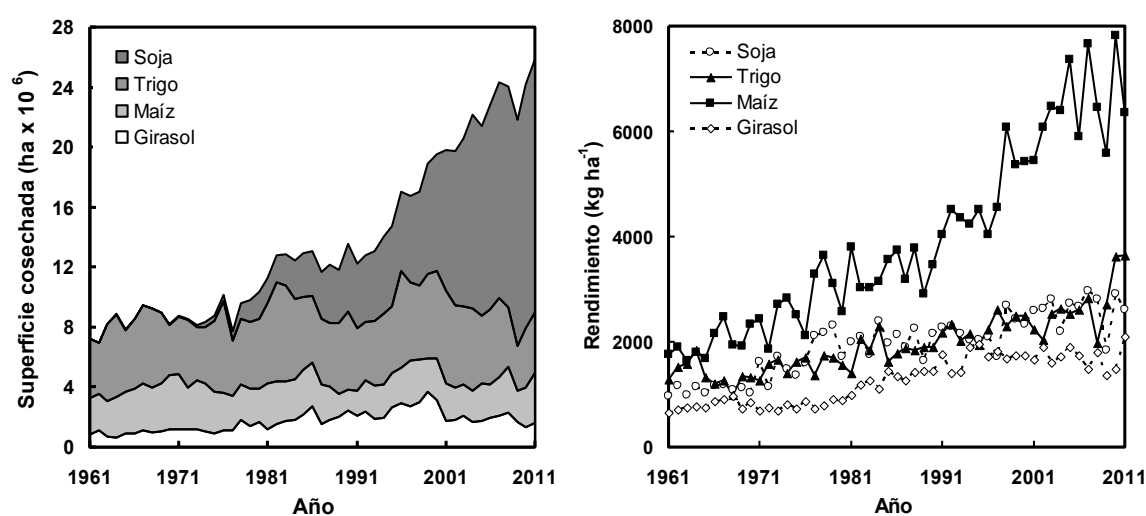


Figura 1. Evolución de la superficie cosechada y del rendimiento de los principales cultivos en la Región Pampeana. Elaborado con datos de MinAgri (2012).

Algunos estudios puntuales mostraron el efecto de la agricultura sobre los stocks de carbono del suelo en la capa superficial pero sólo dos trabajos se han realizado a nivel regional (Alvarez, 2001; Caride et al., 2012). Utilizando

modelos de simulación, en estos últimos trabajos, se estimaron disminuciones del carbono orgánico de los suelos en el estrato 0-20 cm por cultivo en algunas subregiones pampeanas. Cómo afectó el cultivo los stocks de carbono en profundidad o qué pasó con los stocks de nitrógeno ha sido muy escasamente estudiado.

Nuestros objetivos fueron contestar estas preguntas: (1) ¿qué efecto tuvo la agricultura sobre los niveles de carbono y nitrógeno de los suelos pampeanos?, (2) ¿por qué se produjeron esos cambios? y (3) ¿qué impactos pueden tener esos cambios sobre la productividad edáfica?

¿Qué pasó?

La agricultura se introdujo en la Región Pampeana alrededor de 1870 y la superficie cultivada fue creciendo lentamente (Alvarez & Steinbach, 2012), siendo en la actualidad soja, trigo y maíz los principales cultivos (Figura 1). Desde 1970 se intensificó el uso agrícola de los suelos y la soja se adoptó como componente, primero minoritario y luego principal, de las rotaciones (Viglizzo et al., 2001). En la actualidad este cultivo representa un 60 % del área bajo agricultura (Figura 1, Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización de las principales variables determinadas (Tomado de Berhongaray et al., 2013).

Variable	Mínimo	Media	Máximo
Temperatura media anual (°C)	12.8	15.8	19.1
Precipitación media anual (mm)	564	860	1156
Profundidad de muestreo (cm)	25	96	100
Densidad aparente (g cm ⁻³)	0.82	1.15	1.60
Carbono orgánico (t ha ⁻¹)	15.3	96.4	321.2
Carbono en carbonatos (t ha ⁻¹)	0.0	47.0	376.6
Nitrógeno orgánico (t ha ⁻¹)	2.9	11.6	28.9
Relación C/N	2.6	8.9	29.1
pH	4.90	6.40	9.47
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	0.20	1.90	27.0
Arcilla (g kg ⁻¹)	16	162	427
Limo (g kg ⁻¹)	8	336	590
Arena (g kg ⁻¹)	118	468	972
Fósforo extractable (mg kg ⁻¹)	0.8	23.6	192

Entre 2007 y 2008 se muestrearon 82 establecimientos productivos distribuidos en la región que fueron elegidos por su representatividad (Figura 2). En cada uno se muestrearon 5 usos del suelo: arboledas, controles nunca cultivados bajo vegetación graminoide (generalmente los parques de los establecimientos), sitios cultivados en la fase pastoril de una rotación mixta, sitios cultivados en la fase agrícola de la rotación y áreas inundables con suelos hidromórficos dedicadas al pastoreo. Una descripción detallada del proceso de muestreo y una caracterización de los usos puede encontrarse en Berhongaray et al. (2013). Se muestreó por capas de 25 cm hasta 100 cm de profundidad o hasta el límite superior del horizonte petrocálcico. Las condiciones de clima y suelo mostraron una gran variabilidad entre sitios (Tabla 1). Se determinó en las muestras densidad aparente, carbono orgánico, carbono en carbonatos, nitrógeno total, fósforo extractable, textura, pH en agua y conductividad eléctrica. Los métodos analíticos y de estimación de la temperatura y precipitación media anual han sido descriptos anteriormente (Berhongaray et al., 2013).

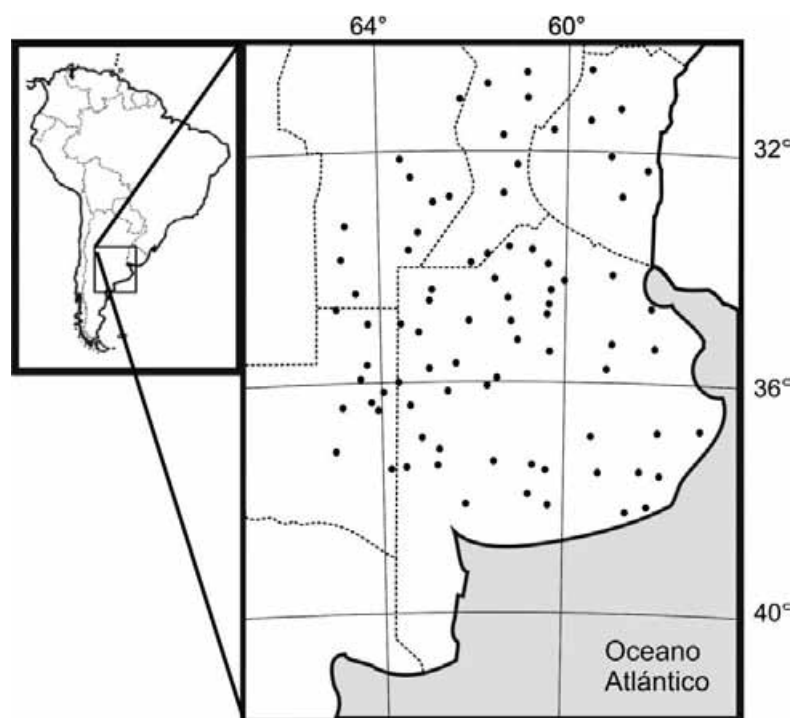
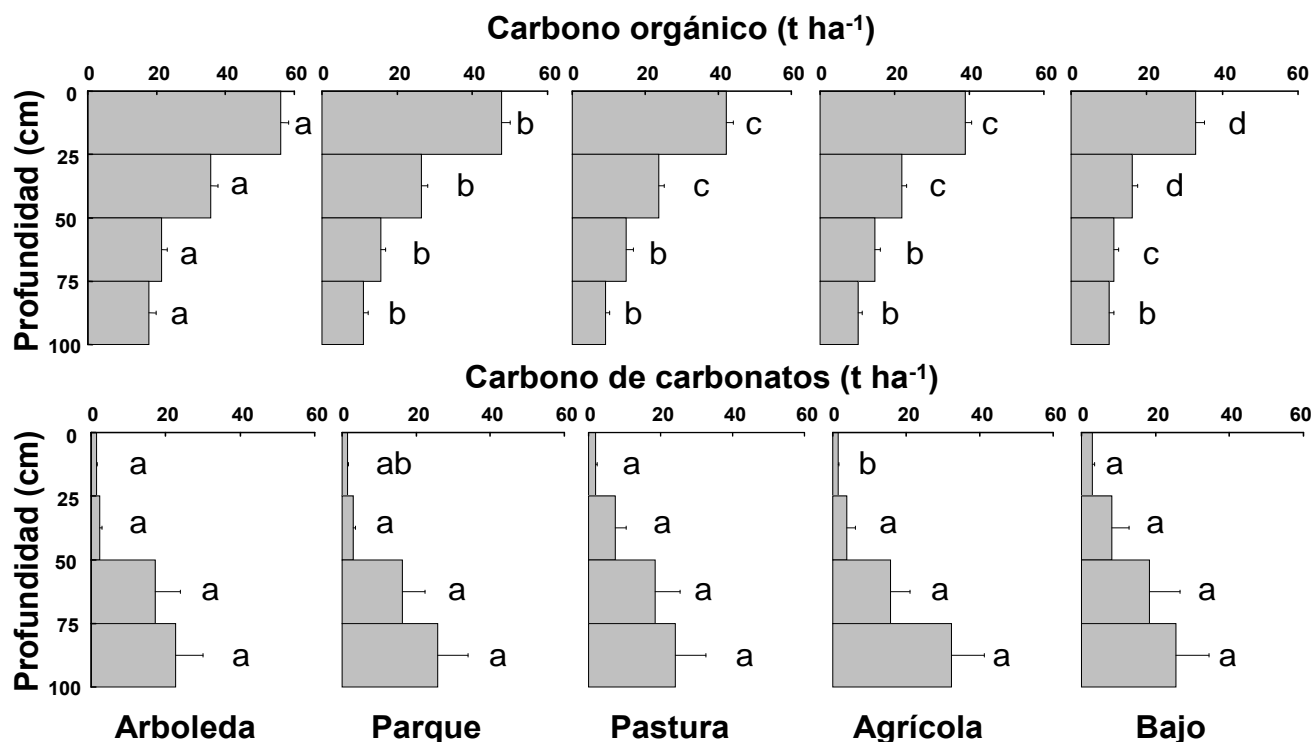


Figura 2. Ubicación de los establecimientos agropecuarios muestreados (redibujado de Berhongaray et al., 2013).

La estimación de los stocks pasados de carbono se realizó usando los relevamientos de suelos de las Provincias de Buenos Aires, La Pampa, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos de INTA en la forma descrita por Berhongaray et al. (2013). También se estimó la composición textural de los suelos usando esos mapas. La superficie por departamento bajo cada tipo de uso del suelo se estimó usando una combinación de información de imágenes satelitales y el Censo Nacional Agropecuario 2002 (Berhongaray et al., 2013). Los balances de carbono se calcularon por la metodología de Alvarez et al. (2011) utilizando como datos de entrada el rendimiento de los cultivos de MinAgri (2012) y la composición de las rotaciones estimada con las superficies sembradas por cultivo y subregión de la manera descrita en Alvarez et al. (2011). La productividad del suelo a nivel de sitio se estimó por el modelo de De Paepe y Alvarez (2013) y la capacidad de mineralización de nitrógeno usando la red neuronal artificial desarrollada por Alvarez y Steinbach (2011) para suelos pampeanos en la forma descrita por Alvarez et al. (2013). El análisis estadístico y el desarrollo de modelos de redes neuronales artificiales para estimar carbono orgánico se realizó en la forma indicada por Berhongaray et al. (2013). Para la comparación de los stocks pasados y presentes de carbono a nivel de toda la Región Pampeana se realizó un análisis de incertidumbre (Berhongaray et al., 2013).

El nivel de carbono orgánico fue afectado por el uso del suelo (Figura 3). Los controles no cultivados tuvieron un contenido promedio hasta 1 m de 101 t ha^{-1} , mientras que en los sitios cultivados el promedio fue de 87 t ha^{-1} , sin diferencias significativas entre pasturas y sitios agrícolas. Las arboledas tenían más carbono que los controles en todas las profundidades y los bajos, menos. Un 50 % del stock total de carbono se encontró en el estrato 0-25 cm en todos los casos. Las diferencias entre suelos cultivados y no cultivados fueron estadísticamente significativas hasta 50 cm de profundidad, siendo el stock en los suelos bajo cultivo 16 % menor que en los controles. El rango de diferencias entre sitios no cultivados y cultivados varió de -22 a +64 %. Debajo de 50 cm los suelos cultivados tenían en promedio 9 % menos carbono orgánico que los controles pero la diferencia no fue significativa. No hubo impacto del uso del suelo sobre los stocks de carbono de carbonatos. Los suelos tenían en promedio 50 t C ha^{-1} hasta 1 m de profundidad (Figura 3). Alrededor del 35 % del carbono total de los suelos estaba en forma de carbonato, ascendiendo este porcentaje a 80 % en suelos de zonas semiáridas. El carbonato estaba estratificado en los suelos con las mayores acumulaciones en el estrato 75-100 cm (50 % del total hasta 1 m). El nitrógeno total presentó similares tendencias al carbono orgánico, siendo menor en los suelos cultivados que en los controles hasta 50 cm de profundidad sin diferencias entre suelos en fase pastura o agrícola (Figura 4). La relación C orgánico/N total no fue afectada por el uso del suelo o la profundidad, promediando 8.9. Las arboledas tenían más nitrógeno que los controles y los bajos menos.



Figuras 3. Carbono orgánico y de carbonatos según el tipo de uso del suelo. Las barras representan un error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos por capa de suelo (P= 0.01) (redibujado de Berhongaray et al., 2013).

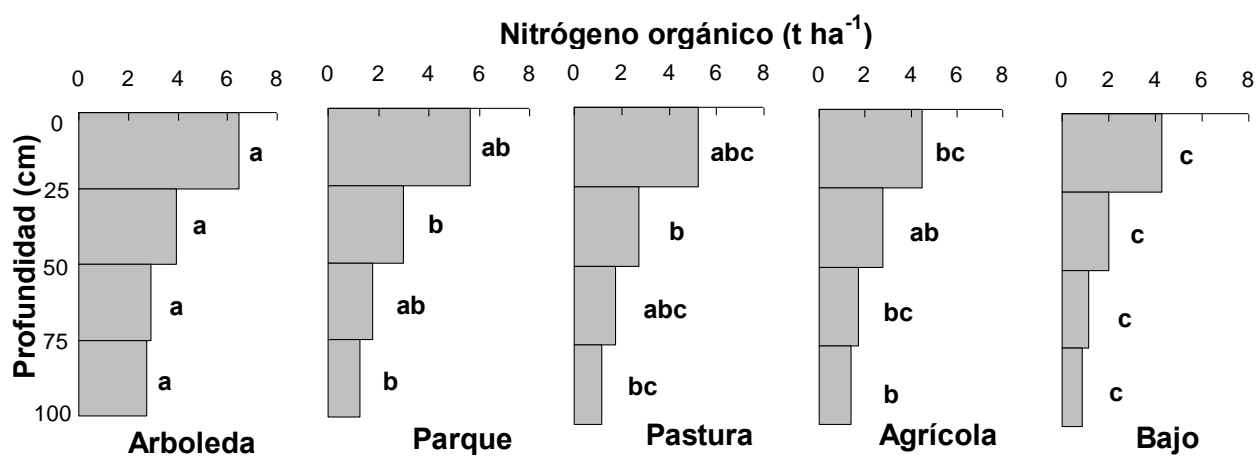


Figura 4. Stock de nitrógeno total en función del uso del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos por capa de suelo (P= 0.01) (redibujado de Mendoza et al., 2012 a y b).

Se pudo modelizar, con buena performance, la distribución espacial del carbono orgánico y el nitrógeno total en función del uso del suelo, la profundidad, el clima y la textura (Figura 5). Los modelos indicaron que el carbono y el nitrógeno eran mayores a mayor precipitación y en suelos más finos y que decrecían a mayor temperatura o con la profundidad. En cuanto al impacto del uso, el modelo indicó que a igualdad de otras condiciones el nivel de carbono o nitrógeno variaba en el siguiente orden: arboledas>controles no cultivados>cultivado fase pastura=cultivado fase agrícola>bajos.

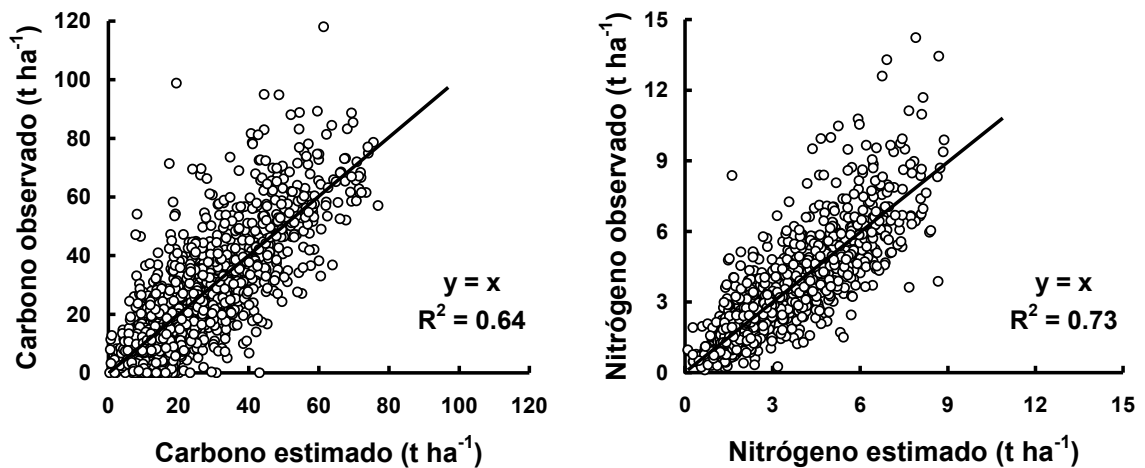


Figura 5. Relación entre los contenidos de carbono orgánico y nitrógeno total observados y estimados por redes neuronales artificiales para todos los sitios y estratos de profundidad. Al no haber diferencias significativas en los ajustes entre los datos usados para training y validación se graficó la relación para todos los datos en conjunto. Performance de la red para carbono reelaborada con datos de Berhongaray et al. (2013) y la red de nitrógeno se generó con datos de Mendoza et al. (2012 a y b).

La red neuronal ajustada a resultados del relevamiento 2007-2008, acoplada a los datos de uso del suelo generados por la clasificación de imágenes satelitales, se usó para hacer una estimación para un área de 48.2 Mha, correspondiente a las porciones húmeda y semiárida de la Región Pampeana. Para esta área, que incluye la mayoría de los suelos cultivados de la región, el stock de carbono orgánico estimado fue 4.22 Gt. La información de los relevamientos del período 1960-1980 indica un stock de 3.96 Gt para esa misma área (Figura 6). Los stocks en el estrato 0-25 cm fueron de 2.04 Gt en 1960-1980 y 1.93 Gt en 2007-2008. El análisis de incertidumbre indicó que a nivel regional no había diferencias detectables en los stocks de carbono entre ambos muestreos debido a que los intervalos de confianza del 95 % de las estimaciones pasadas y presentes se superponen. Contrariamente, contrastando resultados a escala de departamento, cuando el stock de carbono era en 1960-1980 mayor a 95 t ha⁻¹ de 0 a 1 m de profundidad se perdió carbono y por debajo de ese umbral los incrementos fueron más frecuentes (Figura 7). Tendencias similares se estimaron para el nitrógeno total con un umbral cercano a 12 t ha⁻¹. Alrededor del 40 % del total de carbono del suelo estaba presente como carbonato según la información integrada de los mapas de INTA (Figura 8).

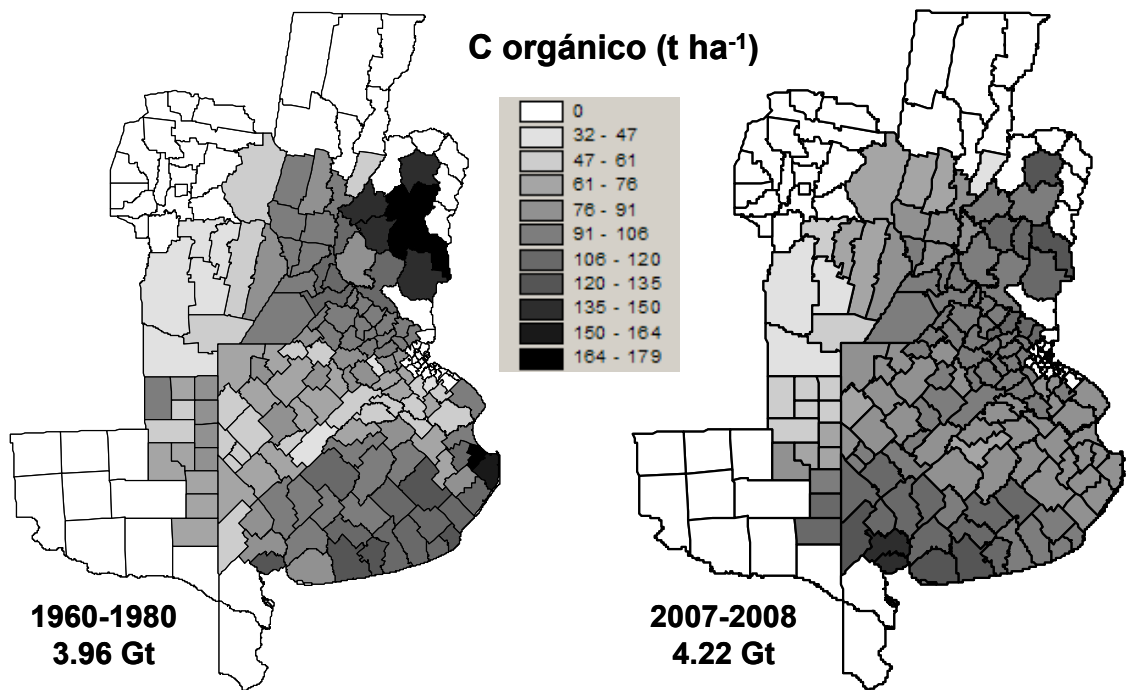


Figura 6. Contenidos de carbono orgánico hasta 1 m de profundidad de los suelos pampeanos a nivel partido estimados usando los mapas de suelo de INTA, basados en relevamientos realizados principalmente entre 1960 y 1980, y un relevamiento realizado en 2007-2008. Reelaborado sobre datos de Berhongaray et al. (2013).

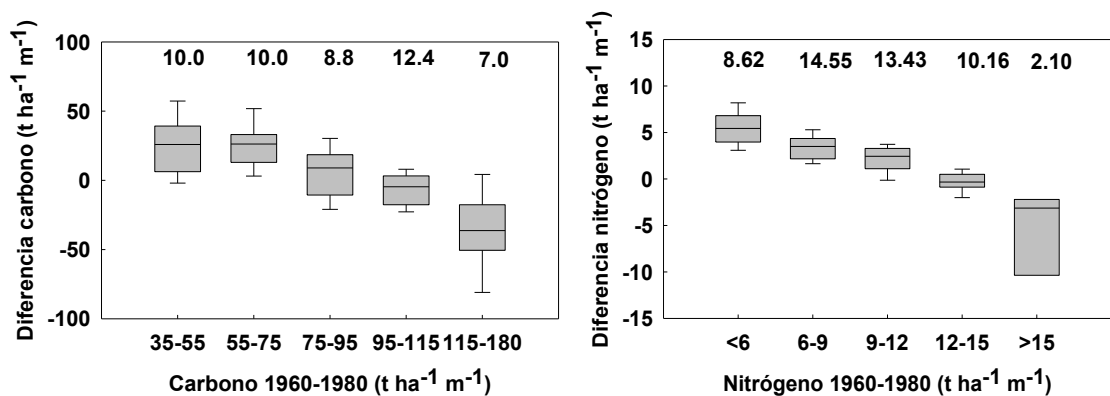
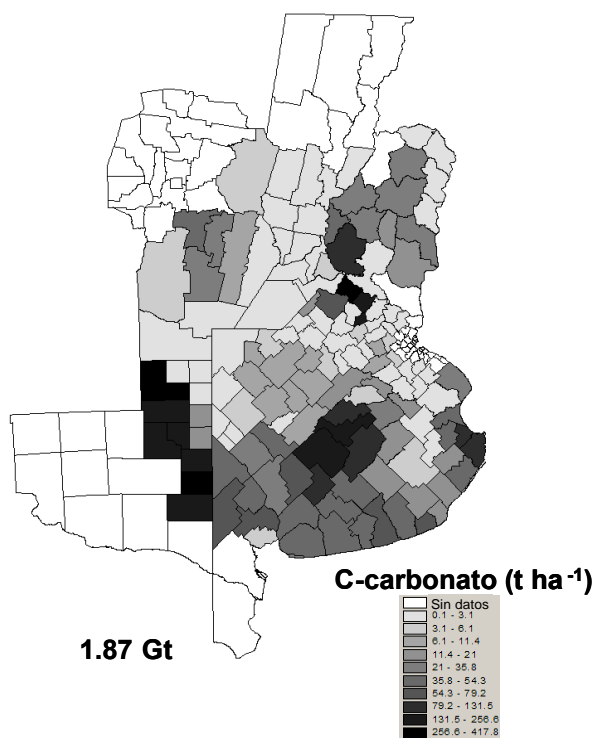


Figura 7. Box plot (percentiles 5, 25, 50, 75 y 95 %) de los cambios en los contenidos de carbono y nitrógeno orgánicos de los suelos pampeanos (muestreo 2007-2008 – muestreo 1960-1980) en función de los niveles calculados usando los mapas de INTA del período 1960-1980. Los números sobre las cajas indican la superficie correspondiente a cada categoría (Mha) (tomado de Alvarez et al., 2013).



Figuras 8. Contenidos de carbono inorgánico hasta 1 m de profundidad de los suelos pampeanos a nivel partido estimados usando los mapas de suelo de INTA, basados en relevamientos realizados principalmente entre 1960 y 1980. Los resultados de carbonato se tomaron de Berhongaray et al. (2013).

¿Por qué pasó?

La disminución del nivel de carbono orgánico promedio (16 %) estimada en la Región Pampeana es baja en relación a la observada en otras áreas cultivadas del Mundo en las que se han reportado disminuciones del 30-50 % en los primeros 20-30 cm del perfil del suelo (Guo & Gifford, 2002). Este efecto se produce principalmente por la reducción de los aportes de carbono al suelo bajo cultivo (Lauenroth et al., 2000), como consecuencia de la práctica del barbecho y la cosecha. En la Región Pampeana estos aportes de los cultivos anuales promedian 30-70 % de los pastizales naturales (Figura 9). Esto lleva a la disminución de los niveles de carbono de los suelos cultivados en comparación con los no cultivados, observada en muchos sitios muestreados en 2007-2008. En las áreas donde se ha eliminado la rotación agrícola-ganadera y se practica agricultura permanente, las diferencias entre aportes de sistemas naturales y cultivados es mayor que donde se mantiene dicha rotación. Por ejemplo, en la Pampa Ondulada, se ha estimado un aporte de la vegetación natural de unas 6,3 t C ha⁻¹ año⁻¹, y bajo la rotación trigo-soja de segunda-maíz, común en la región, el aporte medio estimado del período 1970-2004 fue de 2,8 t C ha⁻¹ año⁻¹ (44 %) (Alvarez & Steinbach, 2012). En cambio, en la Región Semiárida Pampeana, donde se ha mantenido la rotación agrícola-ganadera, se ha estimado que la vegetación natural aporta al suelo unas 3,9 t C ha⁻¹ año⁻¹ y que una rotación pastura 4 años-trigo-girasol 4 años aportó en el período 1970-2004 aproximadamente 2,6 t C ha⁻¹ año⁻¹ (67 %). La erosión del suelo es otra causa de la disminución del carbono orgánico. Se han estimado pérdidas por erosión del 8 % del carbono orgánico secuestrado a 1 m de profundidad en la Pampa Ondulada (Alvarez et al., 1995).

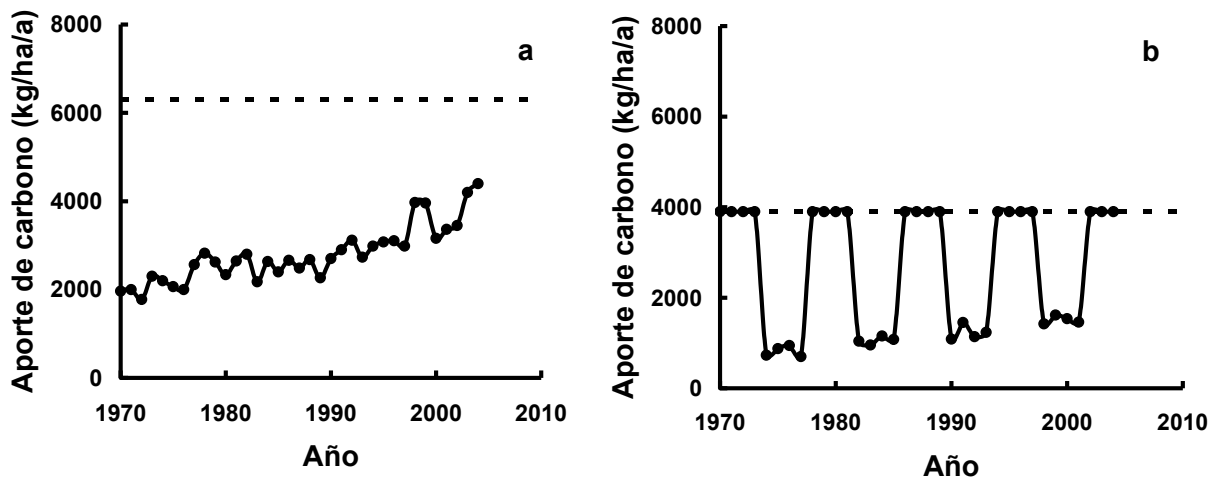
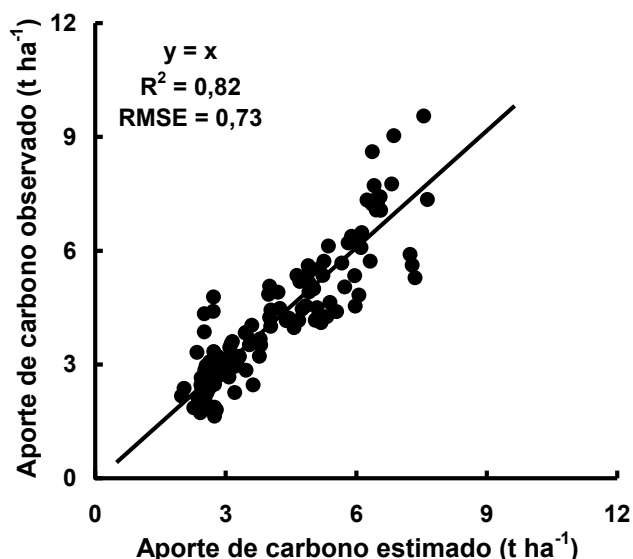


Figura 9. Evolución estimada de los aportes de carbono en dos agrosistemas pampeanos. a: Pampa Ondulada bajo la rotación trigo-soja de segunda-maíz. b: Región Semiárida Pampeana bajo una rotación agrícola-ganadera de 4 años de pastura y 4 años de trigo-girasol. Las líneas punteadas representan los aportes de carbono de la vegetación nativa estimados usando modelos de productividad primaria neta. Los aportes de los cultivos se han estimado usando los coeficientes locales y asumiendo que no hay aportes de la vegetación espontánea. Se calcularon los rendimientos medios de los cultivos para las subregiones mencionadas usando datos suministrados por MinAgri (tomado de Alvarez y Steinbach, 2012)

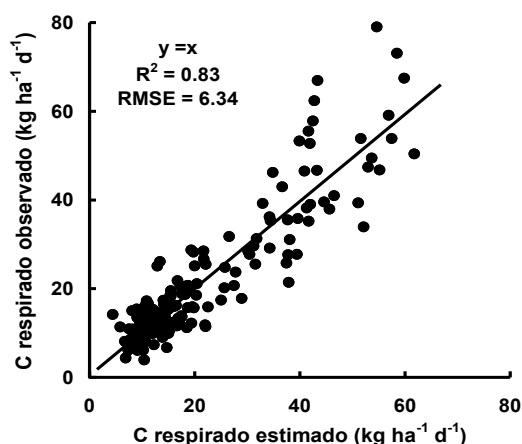
La fase de la rotación no impactó significativamente sobre el stock de carbono orgánico del suelo. En experimentos de larga duración realizados en la región se ha observado que una fase pastoril de pocos años de duración (2-4) no impacta de manera importante el stock de carbono orgánico edáfico (Casanovas et al., 1995, Galantini, 2005). Asumiendo que la superficie ocupada por tierras inundables y forestadas no cambió durante los últimos 140 años en la región, período durante el cual se produjo la expansión agrícola y que los cultivos reemplazaron pastizales, se puede estimar una pérdida de carbono orgánico de los suelos-flujo de C-CO₂ a la atmósfera de 326 Mt para el área relevada. Este flujo equivale al consumo de combustibles fósiles de 9 años de dicha área (CIA World Factbook, 2008). El cambio regional del contenido de carbono orgánico de los suelos parece haberse producido antes del período 1960-1980, ya que el stock de carbono en ese período es similar al actual. La intensificación del uso agrícola de los suelos y la introducción de soja en las rotaciones no han tenido efectos negativos aparentemente en el stock de carbono secuestrado a nivel regional.

Áreas con altos niveles de carbono y nitrógeno hace 30-50 años tendieron a perder estos elementos mientras que áreas con bajos niveles iniciales los conservaron o incrementaron. Esto se debe a que es posible mantener o aumentar el carbono del suelo cuando su nivel es bajo pero no, generalmente, cuando es alto. Se han desarrollado herramientas locales que permiten estimar los aportes de carbono en los residuos de los cultivos (Figura 10) y la emisión de C-CO₂ por mineralización de materia orgánica de los suelos (Figura 11). Por combinación de estas herramientas se puede estimar el balance de carbono de un suelo pampeano en función de la rotación, los rendimientos alcanzados y su nivel de materia orgánica (Alvarez et al., 2011). A pesar de la introducción de soja en las rotaciones en los últimos 30 años se han estimado aumentos de los aportes de carbono en suelos cultivados (Figura 12) y balances de carbono menos negativos en la actualidad en relación a 30-50 años atrás (Figura 13). Este proceso fue la consecuencia de los mayores aportes de residuos al suelo asociados a incrementos de rendimiento de trigo, maíz y también soja. Esos mayores aportes de residuos parecen haber equilibrado las pérdidas, permitiendo incrementos del carbono orgánico en suelos originalmente pobres en carbono, pero no en suelos ricos en carbono orgánico. Adicionalmente, la precipitación ha registrado incrementos, principalmente en la porción semiárida de la región durante los últimos 40 años (Figura 14) (Magrin et al., 2005), lo que puede haber generado un incremento de la productividad en suelos arenosos de bajo nivel de carbono orgánico. El cultivo no afectó el stock de carbono inorgánico secuestrado en los suelos de la región, lo que puede atribuirse a la corta historia agrícola y las bajas cantidades de fertilizantes recibidas que no afectaron el pH de los suelos (Berhongaray et al., 2013).



Cultivo	Rendimiento (t ha ⁻¹)	Índice de cosecha	Aporte de C (t ha ⁻¹)
Maíz	11.17	0.51	5.38
Trigo	4.46	0.36	4.02
Soja	3.93	0.43	2.60

Figura 10. Performance de un modelo de red neuronal artificial desarrollado para estimar aportes de carbono en residuos de distintos cultivos en la Región Pampeana (izquierda) y aportes medios de carbono en residuos de los principales cultivos pampeanos calculados sobre la base de 120 experimentos de campo (derecha). Reelaborado sobre datos de Alvarez et al. (2011).



Suelo	Rotación	Arcilla+limo (%)	Carbono (%)	Temperatura suelo (°C)	Precipitación (mm año ⁻¹)
Argiudol Típico	T/S-M	80.8	1,2 - 1,4	20.0	780
Argiudol Típico	T/S	82.5	1,9 - 2,0	18.4	1080
Argiudol Típico	T/S	82.5	1,9 - 2,0	18.3	1220
Argiudol Típico	T/S	80.3	0,5 - 1,5	16.5	1240
Argiudol Típico	T/S-M	84.0	2,0 - 2,1	16.0	1100
Hapludol Típico	T/S	41.4	2.1	16.7	1020
Hapludol Entico	A+V-T-M-A	47.0	1,0 - 1,1	16.4	830

Figura 11: Performance de un modelo de red neuronal desarrollado para estimar mineralización de carbono del suelo en la Región Pampeana (izquierda) y principales características de los experimentos donde se generó la información con la que se construyó el modelo (derecha). Reelaborado sobre datos de Álvarez et al. (2011).

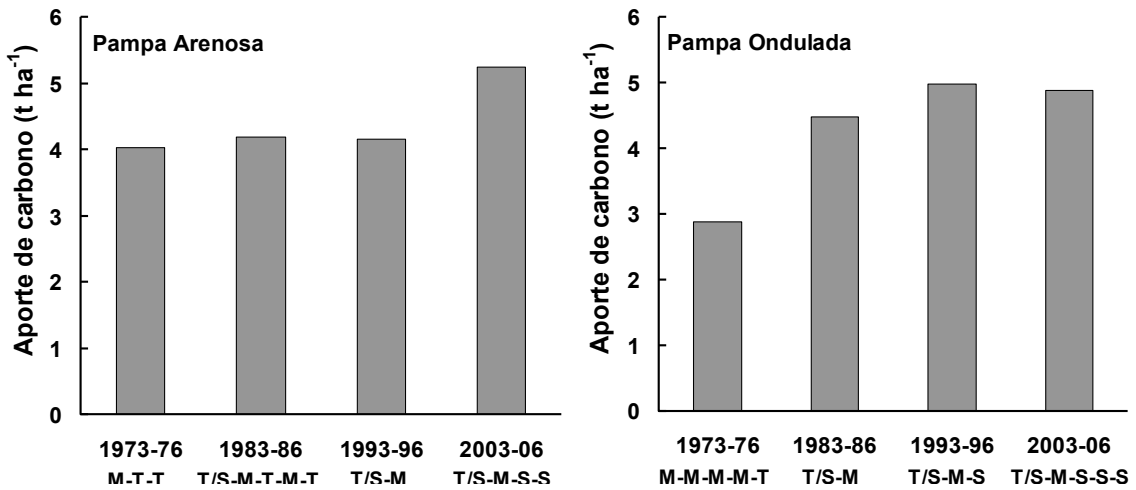


Figura 12. Evolución del aporte de carbono de los residuos al suelo de las rotaciones agrícolas más comunes usada históricamente en dos subregiones pampeanas. Se indican los períodos de tiempo y las rotaciones para las que se estimaron aportes. M= maíz, T= trigo, S= soja, T/S= doble cultivo trigo/soja. Elaborado con datos de Alvarez et al. (2011).

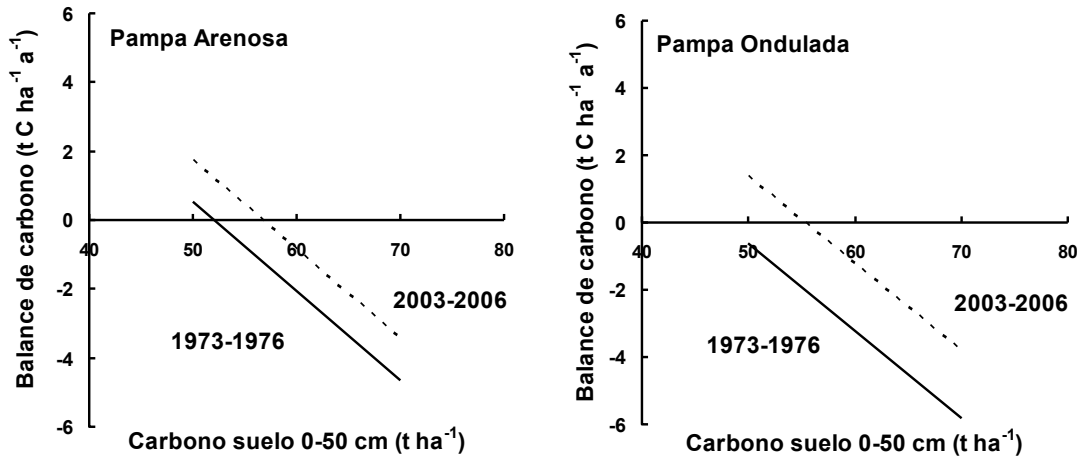


Figura 13. Balance de carbono de suelos de la Pampa Arenosa y Ondulada para dos períodos de tiempo en función del nivel de carbono orgánico. Reelaborado a partir de Alvarez et al. (2011).

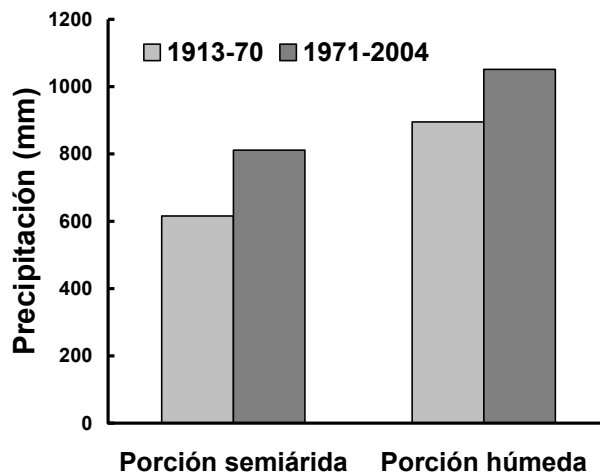


Figura 14. Variación de las precipitaciones medias anuales de dos subregiones pampeanas para dos períodos de tiempo diferentes. Elaborado con datos de los observatorios de General Pico, Santa Rosa y Anguil para la porción semiárida pampeana y de Junín, Pergamino y San Pedro para la porción húmeda.

¿Qué importancia tiene lo que pasó?

Se ha desarrollado un modelo a nivel de toda la Región Pampeana que permite estimar la productividad de los suelos para trigo (Figura 15) (De Paepe y Alvarez, 2013). Este modelo se ha construido incluyendo como variables de suelo la capacidad de almacenamiento de agua y el nivel de carbono orgánico, que son variables estables no impactadas por el manejo en el corto plazo, y tiene buena performance ($R^2=0.73$). Usando este modelo se estimó la productividad de los sitios muestreados (Figura 16). No hubo diferencias significativas entre los índices de productividad estimados para los suelos no cultivados y los cultivados, que en promedio difirieron solo 2 %. A nivel de la Región Pampeana la porción húmeda tiene suelos con mayor productividad que la porción semiárida, debido a sus mayores profundidades medias y texturas más finas, que determinan mayor capacidad de almacenamiento de agua útil y también a niveles más altos de carbono orgánico (Figura 16). Sin embargo, los cambios del nivel de carbono orgánico por cultivo no llegaron a afectar de manera importante la productividad de los suelos.

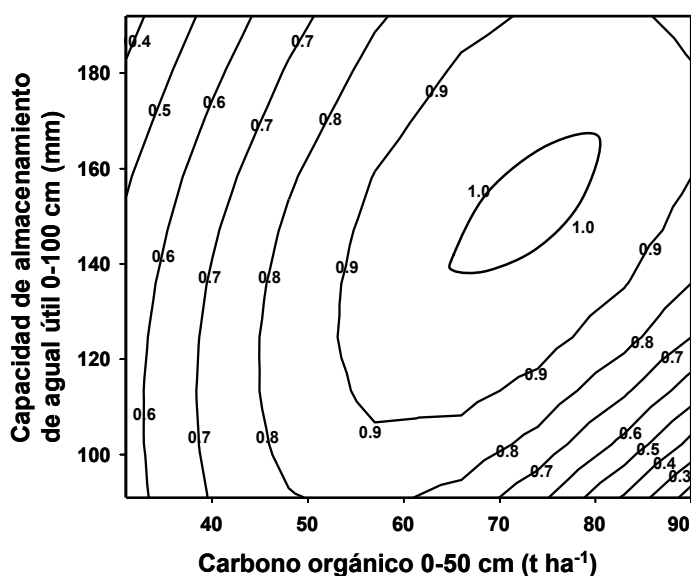


Figura 15. Nomograma de la salida de una red neuronal artificial que caracteriza la productividad de los suelos pampeanos para el cultivo de trigo (redibujada a partir de De Paepe y Alvarez, 2013). Los números junto a las curvas indican la productividad en una escala de 0 a 1.

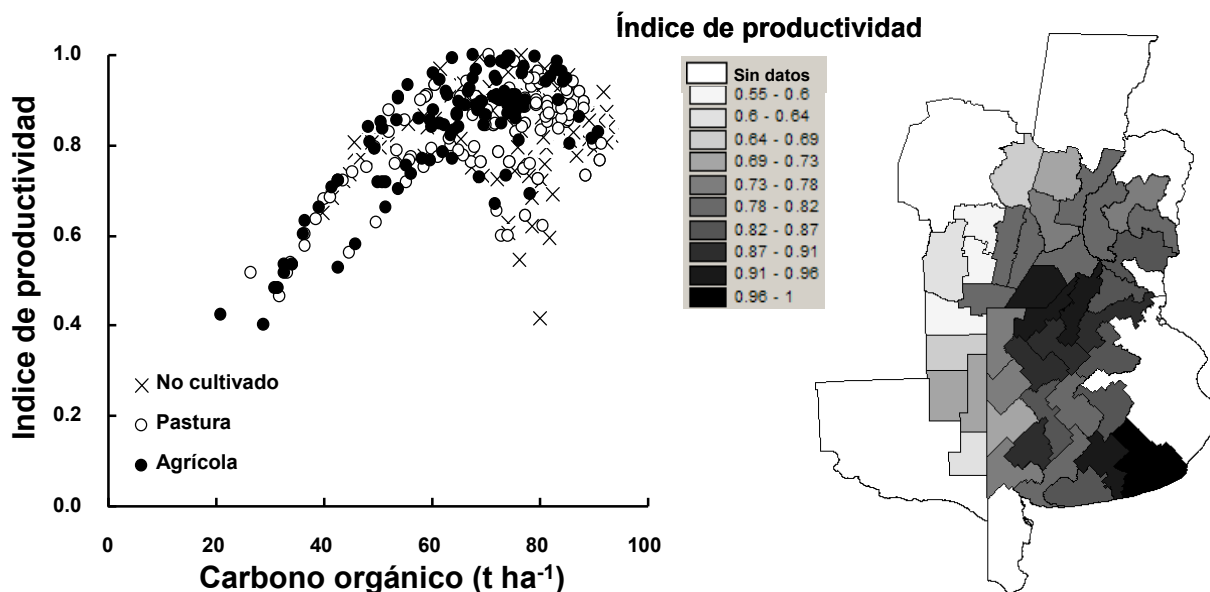


Figura 16. Productividad de los suelos para el cultivo de trigo estimada por un modelo de red neuronal artificial a nivel de sitio y por unidades geográficas en la Región Pampeana (redibujada a partir de De Paepe y Alvarez, 2013).

El nivel de carbono orgánico afecta algunas propiedades físicas, como la inestabilidad estructural (Waver et al., 2005), la densidad aparente (Alvarez et al., 2012b) y capacidad de almacenamiento de agua (Rawls et al., 1982), las cuales pueden tener impacto sobre la productividad a largo plazo y sobre los rendimientos de los cultivos (Alvarez et al., 2012a). Se puede estimar cómo afectaron los cambios de los stocks de carbono sobre estas propiedades en la Región Pampeana usando modelos desarrollados localmente (Alvarez et al., 2012b). Sobre la base de los relevamientos de 1960-1980 y 2007-2008 se calculó los efectos de los cambios en los niveles de carbono sobre estas propiedades. La inestabilidad estructural fue muy poco afectada por los cambios en los stocks de carbono (Figura 17). Solo para valores bajos de inestabilidad la distribución de probabilidad acumulada estimada para los dos períodos de muestreo están distanciadas, siendo menor la inestabilidad en 1960-1980. En la mayor parte de los casos la variación del stock de carbono no impactó sobre esta propiedad. La inestabilidad de la estructura determina la erodabilidad de los suelos. Según la subregión pampeana considerada los factores erosivos pueden ser las precipitaciones, como en la Pampa Ondulada y en el Sudeste Bonaerense; o el viento, como ocurre en la Región Semiárida Pampeana. La erodabilidad de la subregión húmeda (Figura 18a) y la fracción erosionable en la semiárida (Figura 18b) no fueron afectadas por los cambios de los niveles de carbono. Tampoco la densidad aparente, que puede indicar problemas de compactación y crecimiento de las raíces de los cultivos, fue afectada por la variación del carbono orgánico (Figura 19a). En valores de densidad bajos ($1.05-1.30 \text{ Mg m}^{-3}$) la curva correspondiente al período de muestreo de 1960-1980 presentó un mayor número de casos respecto del muestreo 2007-2008. Luego las curvas se cruzan y los casos acumulados para el muestreo 2007-2008 pasan a ser mayores respecto de la curva 1960-1980 ($1.30-1.45 \text{ Mg m}^{-3}$). Cuando los valores de densidad aparente son mayores a 1.45 Mg m^{-3} , las curvas no se diferencian, alcanzando el mismo valor máximo de 1.50 Mg m^{-3} . Estos resultados indican que los suelos de textura más fina aumentaron su densidad con el tiempo mientras que los más gruesos presentaron una disminución de la misma, siguiendo la dirección de los cambios observados en el contenido de carbono en las distintas subregiones pampeanas. Un muy bajo número de casos presentan valores superiores al umbral que podría afectar el crecimiento de las raíces. Tampoco la densidad máxima a que podría llegar un suelo por compactación, estimado con el test Proctor, llega al umbral de afectación de las raíces (Figura 19b). No son esperables, por lo tanto problemas de compactación de los suelos pampeanos debido a los cambios de los stocks de carbono orgánico. Finalmente, los cambios de materia orgánica ocurridos entre ambos muestreos no produjeron variaciones en la cantidad de agua útil que pueden almacenar los suelos de la región (Figura 20). Todas estas estimaciones muestran que no son esperables problemas de deterioro físico importantes debidos exclusivamente a la disminución de los niveles de carbono de los suelos pampeanos producida por el uso agrícola.

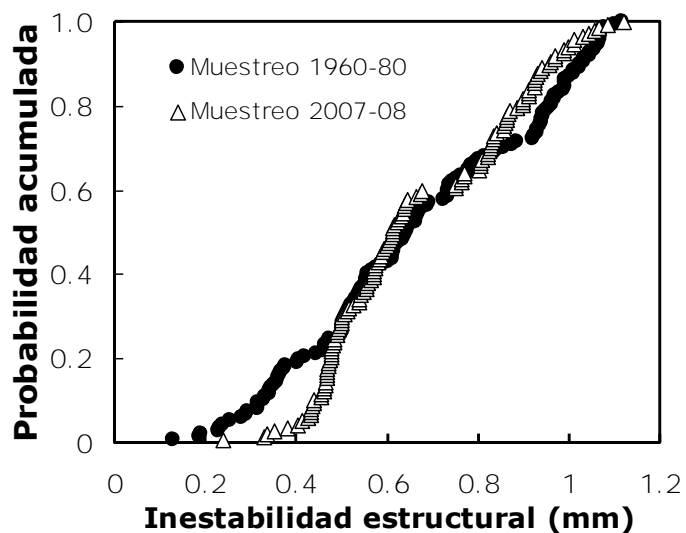


Figura 17. Distribución de probabilidad acumulada de la inestabilidad estructural del suelo por el método de De Boedt y DeLeehneer (Burke et al., 1986) para los contenidos de carbono orgánico del estrato 0-25 cm para los muestreos realizados en 1960-1980 y 2007-2008. Los valores de inestabilidad estructural fueron estimados para ambos muestreos según la ecuación publicada en Alvarez et al. (2012b). Para la variable manejo que considera la ecuación se utilizó el valor de 0.

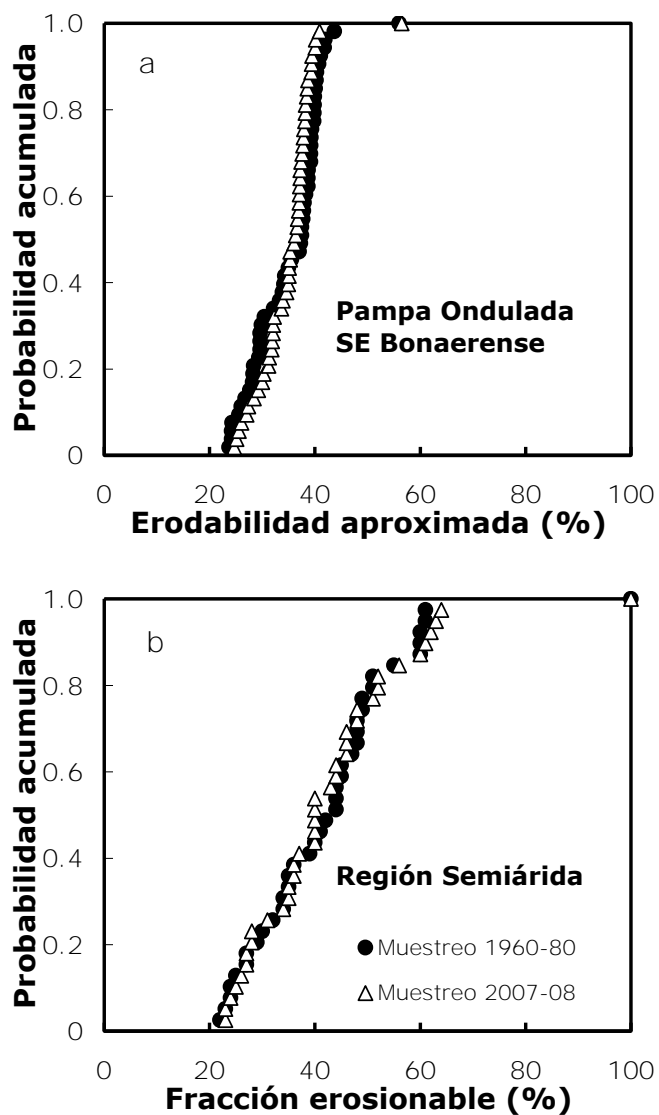


Figura 18. Distribución de probabilidad acumulada de la erodabilidad del suelo para la Pampa Ondulada y el Sudeste Bonaerense (a) y de la fracción erosionable para la Región Semiárida pampeana (b), para los contenidos de carbono orgánico del estrato 0-25 cm de los muestreos realizados en 1960-1980 y 2007-2008. Para la Pampa Ondulada y el SE Bonaerense se estimó usando la USLE (Wawer et al. 2005). Se consideró que el 92% de las arenas totales corresponden a un tamaño < 100 μm según el promedio calculada a partir de INTA (2013). Para la Región Semiárida Pampeana se estimó con el modelo EWEQ (López et al., 2006).

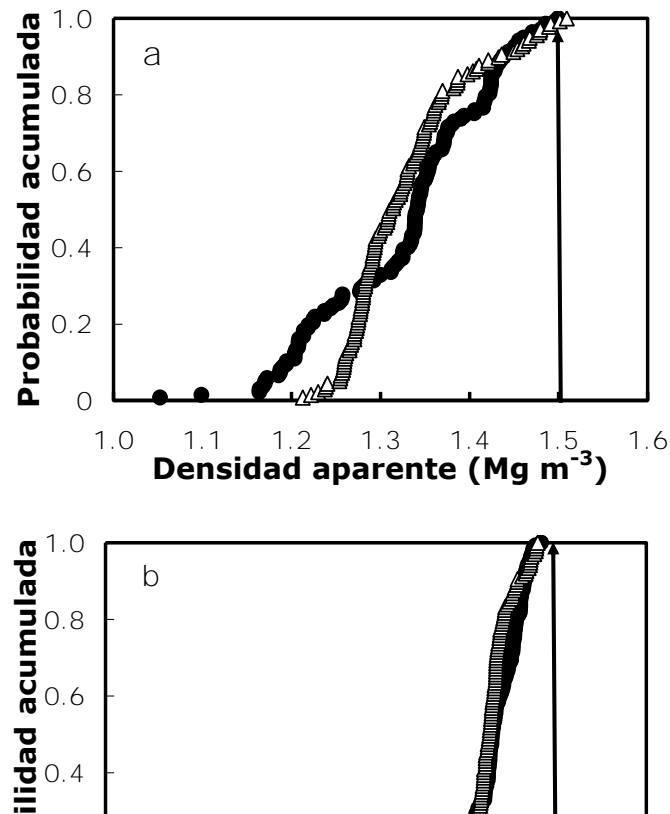


Figura 19. Distribución de probabilidad acumulada de la densidad aparente estimada (a) y de la densidad máxima según el test de Proctor (b) para los contenidos de carbono orgánico del estrato 0-25 cm del muestreo de 1960-1980 y 2007-2008. La densidad aparente fue estimada según Alvarez et al. (2012b). Se ha indicado un umbral de densidad de 1.5 Mg m^{-3} como límite a partir del cual las raíces de los cultivos podrían verse afectadas por la compactación del suelo (Hassan et al., 2007). La densidad aparente máxima fue estimada según Alvarez et al. (2010). Para las estimaciones realizadas se asumió un escenario de manejo con labranza.

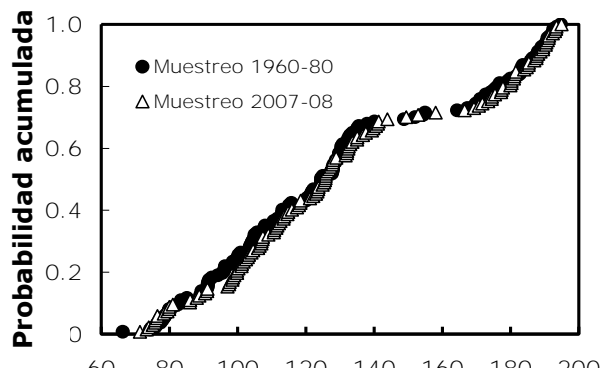


Figura 20. Distribución de probabilidad acumulada de la capacidad de almacenamiento de agua útil del suelo hasta el metro de profundidad estimada para los contenidos de carbono orgánico del estrato 0-100 cm para 1960-1980 y 2007-2008. La capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez (PM) se calcularon según Rawls et al. (1982).

Un análisis diferente puede hacerse considerando la fertilidad edáfica. Por ejemplo, el uso agrícola impactó fuertemente sobre la capacidad de mineralizar nitrógeno de los suelos durante el ciclo de trigo (Figura 21). En los suelos cultivados en fase pastura esta capacidad fue del 29 % de la de los controles no cultivados y en los suelos en fase agrícola fue del 16 %. También se detectaron diferencias significativas entre suelos en fase pastura o agricultura, duplicando los primeros a los segundos en su capacidad de mineralización. Estas diferencias se debieron en parte a los efectos del uso del suelo sobre el stock total de nitrógeno pero, principalmente, sobre su labilidad. Aún cuando el nivel de nitrógeno total de los suelos no sea muy afectado por el uso agrícola, las fracciones lábiles se reducen fuertemente llevando a la pérdida de fertilidad nitrogenada (Heumann et al., 2003). Mientras el stock de nitrógeno total decreció un 20 % por el uso agrícola en el estrato 0-25 cm del suelo la mineralización fue unas cinco veces menor. En el Este Pampeano la mineralización es mucho mayor que en el Oeste debido a las diferencias en los stocks de nitrógeno entre ambas subregiones. La capacidad de mineralización de nitrógeno estimada por el modelo de mineralización a nivel departamental fue baja en comparación con suelos pampeanos de media y alta fertilidad (Alvarez & Steinbach, 2011), indicando limitaciones para el rendimiento de trigo y la necesidad de fertilización nitrogenada (Alvarez et al., 2012c). Este ha sido el principal impacto de la agricultura sobre los suelos pampeanos. No se han afectado marcadamente los totales de carbono y nitrógeno de los suelos sino su capacidad de mineralizar nitrógeno y contribuir a la nutrición de los cultivos.

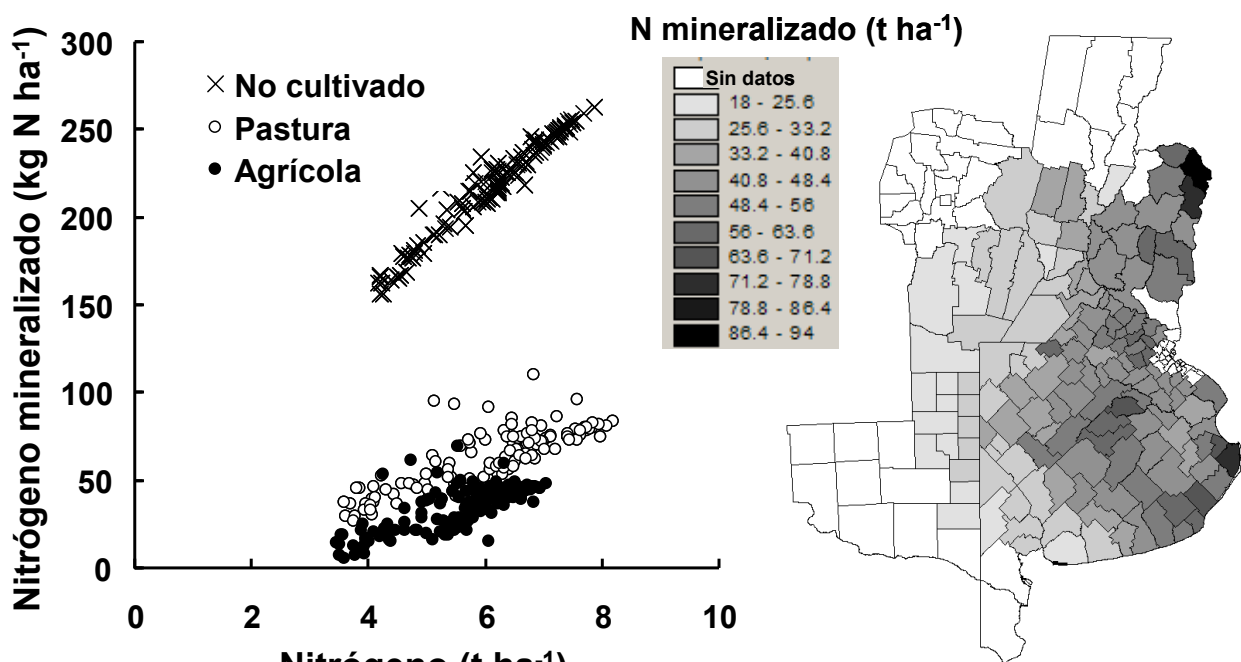


Figura 21. Izquierda: relación entre la capacidad de mineralización de nitrógeno durante el ciclo de trigo estimada por un modelo desarrollado localmente y el uso del suelo (datos muestreo 2007-08). Derecha: mapa de capacidad de mineralización durante el ciclo de trigo (promedio ponderado de las superficies cultivadas en fase pastura y agrícola) (tomado de Alvarez et al., 2013).

Agradecimiento

Este trabajo fue financiado por UBACYT G004, programación 2004-2008; UBACYT G033, programación 2009-2011; UBACYT 20020100617, programación 2012-2014, CONICET PIP 112-200801-02608, programación 2009-2011 y PICT FONCyT 37164 (proyecto 49), 2009-2012.

Bibliografía

- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use Management* 17: 62-66.
- Alvarez, R; G Berhongaray; J De Paepe; MR Mendoza; HS Steinbach; C Caride & R Cantet R. 2012c. Productividad, fertilidad y secuestro de carbono en suelos pampeanos: efecto del uso agrícola. *Actas de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria* 46: 381-426.
- Alvarez, R; OJ Santanatoglia & R Garcia. 1995. Soil respiration and carbon inputs from crops in a wheat-soybean rotation under different tillage systems. *Soil Use Manag.* 11:45-50.
- Alvarez, R; HA Steinbach & A Bono. 2011. An artificial neural network approach for predicting soil carbon budget in agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75:965-975.
- Alvarez, R & HS Steinbach. 2011. Modeling apparent nitrogen mineralization under field conditions using regressions an artificial neural networks. *Agron. J.* 103:1159-1168.
- Alvarez, R & HS Steinbach. 2010. Ciclado de nitrógeno en agrosistemas. En: *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. Editorial Facultad de Agronomía-Universidad de Buenos Aires, Argentina. Pág. 231-269
- Alvarez, R & HS Steinbach. 2012. Capítulo 3. Efecto del uso agrícola sobre el nivel de materia orgánica. En: *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. Editorial Facultad de Agronomía-UBA, Pág. 201-230.
- Alvarez, R; G Rubio; CR Alvarez & RS Lavado.(Eds.). 2012a. *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. Editorial FAUBA, 538 pág.
- Alvarez, CR; FG Micucci; C Bustingorri & MA Taboada. 2010. Prediction of Proctor test parameters in the Pampas region of Argentina. *Revista Brasileira do Ciencia do Solo* 34:1787-1793.
- Alvarez, CR; PL Fernández & MA Taboada. 2012b. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos en la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 30:173-178.
- Alvarez, CR; HS Steinbach HS & R Alvarez. 2012c. Capítulo 3. El rol de los fertilizantes en la agricultura. En: Alvarez, R., Prystupa, P., Rodríguez, M., Alvarez C.R. 2012. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana*. Editorial Facultad de Agronomía-UBA, pág. 51-64.
- Berhongaray, G; R Alvarez; J De Paepe; C Caride & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192: 97-110.
- Burke W, D Gabriels & J Bouma. 1986. *Soil structure assessment*. AA Balkema. Rotterdam, 92 pp.
- Caride, C; G Piñeiro & JM Paruelo. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agric. Ecosys. and Environm.* 154:23-33.
- Casanovas, EM, HE Echeverría & GA Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. I Contenido total y de distintas fracciones. *Ciencia del Suelo* 13:16-20.
- CIA World Factbook. 2008. (available in: www.cia.gov).
- Davidson, EA & IL Ackerman. 1993. Changes on soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20:161-193.
- De Paepe J & R Alvarez. 2013. Development of a regional soil productivity index using an artificial neural network approach. *Agronomy Journal* 105:1803-1813.
- Follett, RF & BA Stewart BA. 1985. (Eds.). *Soil erosion and crop productivity*. Amer. Soc. Agron. INC. Madison, USA, 533 pág.
- Galantini, J. 2005. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. *Proceedings Jornadas Materia Orgánica y Sustancias Húmicas*. Argentina. Pp. 6.
- Guo LB & M Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8:345-360.
- Hassan, FU; M Ahmad; N Ahmad & M Kaleen Abbasi. 2007. Effects of subsoil compaction on yield and yield attributes of wheat in the sub-humid region of Pakistan. *Soil Till. Res.* 96:361-366.
- Heumann, S, J Böttcher & G Springob. 2003. Pedotransfer functions for the pool size of slowly mineralizable N in sandy arable soils. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 166:308-318
- Houghton, RA; JE Hobbie; JM Melillo; B Moore; BJ Peterson; GR Shaver; GM Woodwell. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net flux release of CO₂ to the atmosphere. *Ecol. Monograph*. 53:235-262.
- INTA. 2013. <http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/>.
- Lauenroth, WK; IC Burke & JM Paruelo. 2000. Patterns of production and precipitation-use efficiency of winter wheat and native grasslands in the central great plains of the united states. *Ecosystems* 3:334-351.
- López, MV; JM de Dios Herrero; GG Hevia; R Gracia & DE Buschiazzo. 2006. Determination of the wind-erodible fraction of soils using different methodologies. *International ESSC Conference on "Soil and Water Conservation under Changing Land Use"* Lleida (Catalonia, Spain).
- Magrin, GO; MI Travasso & GR Rodríguez. 2005. Changes in climate and crop production during the 20TH Century in Argentina. *Climatic Change* 72:229-249.
- McLauchlan, K. 2006. The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon and nutrients: a review. *Ecosystems* 9:1364-1382.
- Meersmans, J; B Van Wesemael; F De Ridder & M Van Molle. 2009. Modelling the three-dimensional spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 152:43-52.
- Mendoza, MR; G Berhongaray & R Alvarez. 2012 a. Organic nitrogen stock in pampean soil profiles. *XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Actas 4 pág.
- Mendoza, MR; G Berhongaray & R Álvarez. 2012b. Stratification of the organic nitrogen stock in pampean soil profiles as a function of vegetation type and land use. *Actas 19th ISTRO Conference*, 1 pág., Uruguay.
- MinAgri. 2012. Series y estadísticas agrícolas. (disponible en: www.minagri.gov.ar)
- Mishra, U; R Lal; B Slater; F Calhoun; D Liu & M Van Meirvenne. 2009. Predicting soil organic carbon stock using profile depth distribution functions and ordinary kriging. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:614-621.
- Moreno, F; JM Murillo; F Pelegrín & IF Girón. 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil Till. Res.* 85:86-93.
- Pan, G; P Smith & W Pan. 2009. The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. *Agric. Ecosys. Environm.* 129:344-348.
- Rawls, WJ; DL Brakensiek & KE Saxton. 1982. Estimation of soil water properties. *Transactions of the ASAE* 25:1316-1321.

- Satorre, EH & GA Slafer. 1999. Wheat Production systems of the Pampas. In Wheat. Ecology and physiology of yield determination. E.M. Satorre and G.A. Slafer Eds. The Haworth Press, Inc. New York. Pp.333-348.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreño; EG Jobbágy; H Pereyra; J Clatt; D Pincén & F Ricard. 2010. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biol.* 17:959-973.
- Viglizzo, EF; F Létora; AJ Pordomingo; JN Bernardos; ZE Roberto & H Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one Century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agric. Ecosys. Environ.* 83:64-81.
- Wawer, R; E Nowocień & B. Podolski. 2005. Real and calculated K USLE erodibility factor for selected polish soils. *Polish Journal of Environmental Studies* 14:655-658.
- Wu, H; Z Guo; Q Gao & C Peng. 2009. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129:413-421.

SECCIÓN 2.2



Agricultura

Capítulo 8

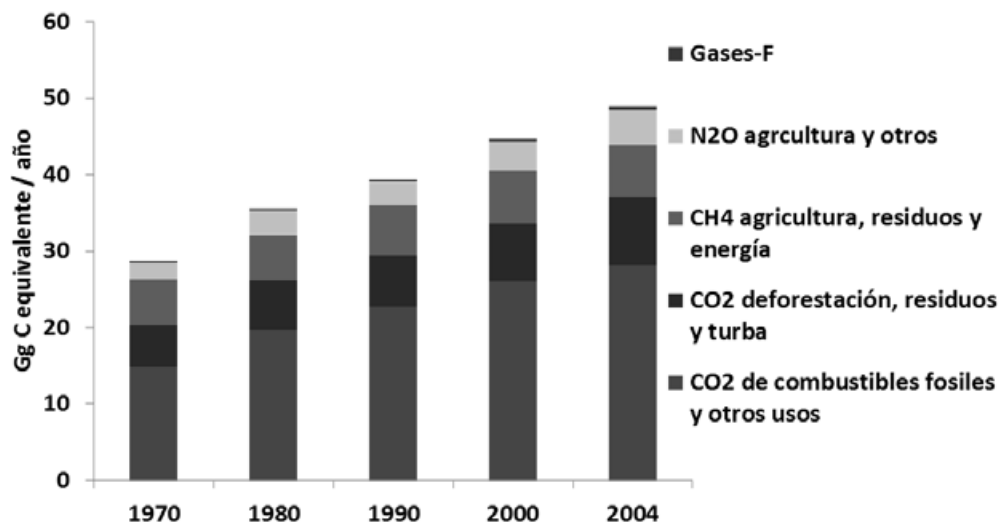
Emisiones gases de efecto invernadero (GEI). Participación de la agricultura a nivel global y del país

Miguel A. Taboada^{abc} y Vanina R. N. Cosentino^{ab}

(a) Instituto de Suelos INTA, Nicolás Repetto y de los Reseros s/n, CP (1686), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina. (b) Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, CP (1417), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. (c) CONICET

El dióxido de carbono (CO_2) es el GEI antropogénico con mayor crecimiento en su concentración entre 1970 y 2004, pasando de 21 a 30 gigatoneladas (Gt) y represento el 77 % de las emisiones antropogénicas de 2004 (Figura 1A). La mayor fuente de incremento provino de la generación de energía, el transporte y la industria; mientras que los incrementos provenientes de los sectores, agricultura y forestación crecieron a tasas menores. Estas dos fuentes de emisión, representaron en 2004 alrededor del 30 % del total global de emisiones (Figura 1B). En Estados Unidos, la *Environmental Protection Agency* (US EPA, 2007) estimó que la agricultura genera menos del 10 % del total de emisiones de GEI, no registrando aumentos en los últimos años (Figura 2A y 2B). De los principales GEI, el óxido nitroso (N_2O) es el más importante emitido por la agricultura, mientras que el metano (CH_4), es emitido principalmente desde el sector ganadero (Snyder et al., 2007).

A)



B)

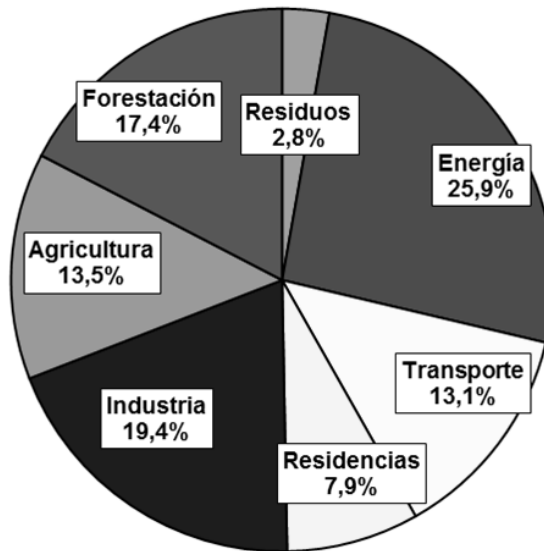
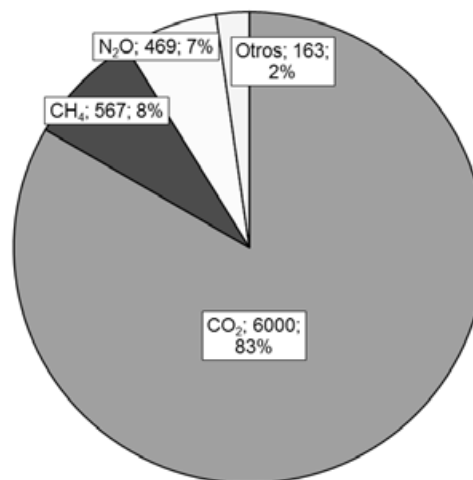


Figura 1. Emisiones globales de GEI antropogénicos entre 1970 y 2004; A) Participación de varios GEI antropogénicos en 2004 en términos de C equivalente; y B) participación de varios sectores en emisiones de varios GEI antropogénicos en 2004 en términos de C equivalente. Fuente: IPCC (2007).

A)

Distribución de las emisiones GEI totales de EEUU en 2005



B)

Distribución de las emisiones GEI de la agricultura de EEUU en 2005

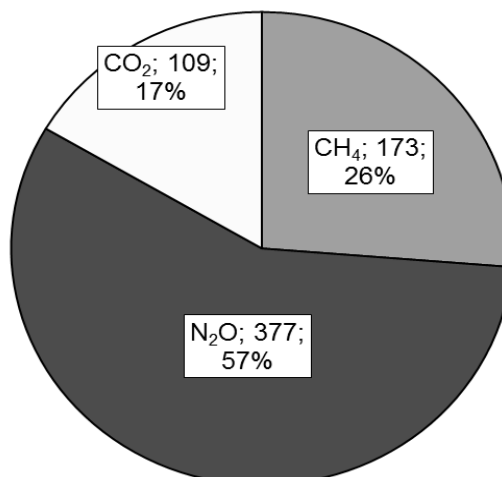


Figura 2. Distribución de las emisiones GEI de la agricultura; A) de EEUU y B) total. Fuente:US-EPA 2007

En nuestro país, el inventario realizado para la Segunda Comunicación Nacional (Fundación Bariloche, 2007) indica que el sector agropecuario fue responsable en el año 2000 del 43 % del total de emisiones GEI del país (Figura 3). De ello, la agricultura emitió un 21 % (mayormente N₂O) mientras que la ganadería emitió un 22 % (mayormente CH₄). Si bien las emisiones han venido aumentando entre los distintos años de inventario (1990, 1994, 1997 y 2000), la participación sectorial no ha variado sustancialmente (Figura 4). Esta participación sectorial no ha variado en actualizaciones realizadas posteriormente, que llegaron al año 2005 (Fundación Bariloche, 2009).

Participación de los distintos sectores en el Inventario GEI para Argentina en el 2000

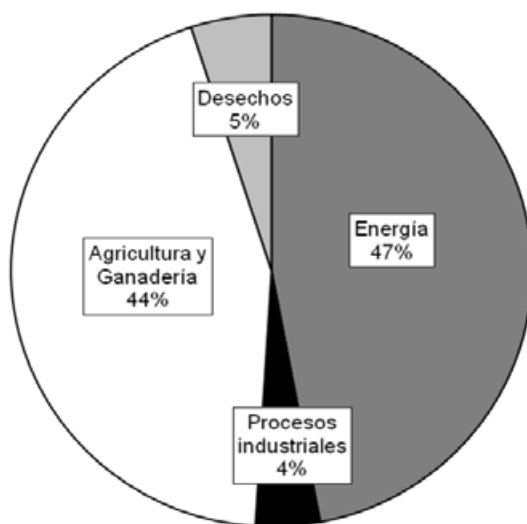


Figura 3. Participación de los distintos sectores en el Inventario GEI para Argentina, año 2000, excluyendo cambio de uso de la tierra (Fundación Bariloche, 2007).

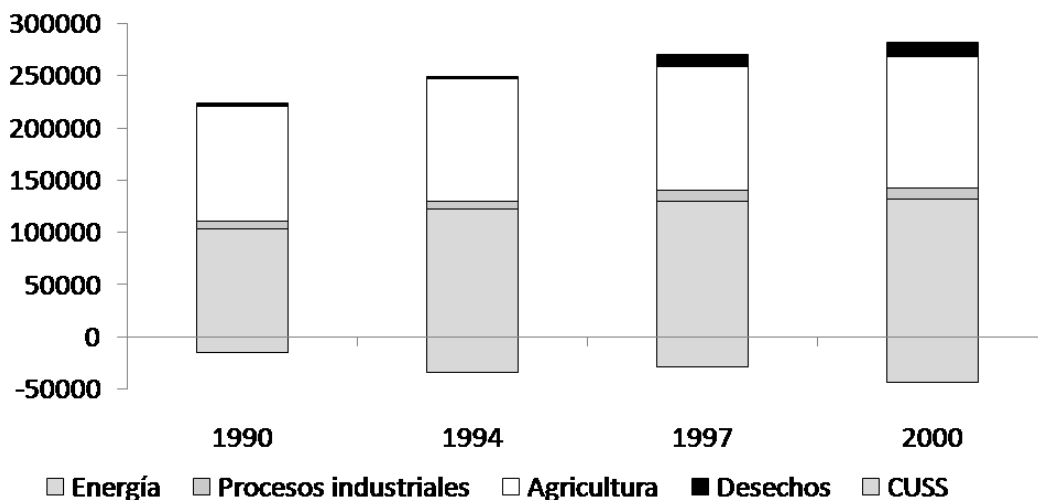


Figura 4. Evolución de las emisiones GEI (incluyendo cambio de uso de la tierra) en Gg de CO₂ equivalente (Fundación Bariloche, 2007).

GEI emitidos por la agricultura

Poder de calentamiento global

Los GEI son aquellos gases que absorben la radiación infrarroja en la atmósfera, atrapando calor, y elevando entonces la temperatura de la superficie de la Tierra. Dentro de los GEI el CO₂ es principalmente generado por la quema de combustibles fósiles, la cual es considerada responsable de más del 75 % de las emisiones de CO₂ causadas por la actividad humana, mientras que el porcentaje restante es atribuido al cambio de uso de la tierra,

principalmente a la deforestación. Se piensa que las actividades humanas duplicaron la tasa de emisión de CH₄ en los últimos 25 años, mientras que las concentraciones atmosféricas de N₂O aumentaron 40 – 50 % desde la era pre-industrial a la actualidad, aumentando desde alrededor de 270 partes por billón (ppb) a 319 ppb ¹(varios autores citados por Snyder et al., 2007).

Los GEI que son motivo de mayor preocupación en la agricultura son el CO₂, N₂O y CH₄. Ellos difieren en su efectividad en atrapar calor y en su tasa de ciclado en la atmósfera. Para un lapso de tiempo de 100 años y una unidad de masa el CH₄ y N₂O poseen un poder de calentamiento global (PCG) 21 y 310 veces mayor, respectivamente, que una unidad de masa de CO₂ (IPCC, 2007).

Características de las tierras de cultivo

De acuerdo con las nuevas directrices del IPCC para Inventarios Nacionales de GEI (IPCC 2006), se define como tierra de cultivo a todas las tierras arables, campos de arroz y sistemas agroforestales con cultivos anuales y perennes, en barbecho temporario, o en sistemas mixtos (rotación anual cultivo-pastura). Estas tierras se clasifican en dos grupos:

- a) tierras de cultivo que permanecen como tales (aquellas cuyo uso agrícola data de varios años) y
- b) tierras convertidas a tierras de cultivo (recientemente).

Ambos grupos de tierras difieren en su dinámica del C, especialmente en el caso de tierras forestales, humedales o de pastizal que son convertidas a cultivo, dando como resultado una pérdida de C de la biomasa y el suelo, así como una liberación de N₂O a la atmósfera. La conversión a tierras de cultivo es el principal cambio de uso de la tierra luego de la deforestación tropical y pueden ser una importante fuente de GEI en muchos países.

Flujos de GEI en la agricultura

Los flujos de C entre la atmósfera y los ecosistemas se controlan, fundamentalmente por captación, mediante la fotosíntesis de las plantas, y por liberación, a través de la respiración, la descomposición y la combustión de MO.

Los ecosistemas emiten N₂O como subproducto de la nitrificación y fundamentalmente de la desnitrificación, mientras que el CH₄ se emite mediante metanogénesis en condiciones anaeróbicas en suelos y depósitos de estiércol, a través de la fermentación entérica y por la combustión incompleta durante el quemado de la MO. Otros gases que resultan de interés son los NO_x, el amoníaco (NH₃), los compuestos orgánicos volátiles distintos que el metano (COVDM) y el monóxido de C (CO), todos ellos precursores de GEI en la atmósfera. La formación de GEI a partir de precursores se considera una emisión indirecta. Las emisiones indirectas se asocian con la lixiviación o el escurrimiento de compuestos de nitrógeno, en particular las pérdidas de nitratos (NO₃⁻) de los suelos. Los nitratos también pueden, bajo ciertas condiciones, convertirse en N₂O por desnitrificación. Todas estas fuentes de emisión/absorción son mostradas esquemáticamente en la Figura 5.

¹ Se denomina aquí ppb a la proporción 1 parte en 1.000.000.000 de partes (billón anglosajón)

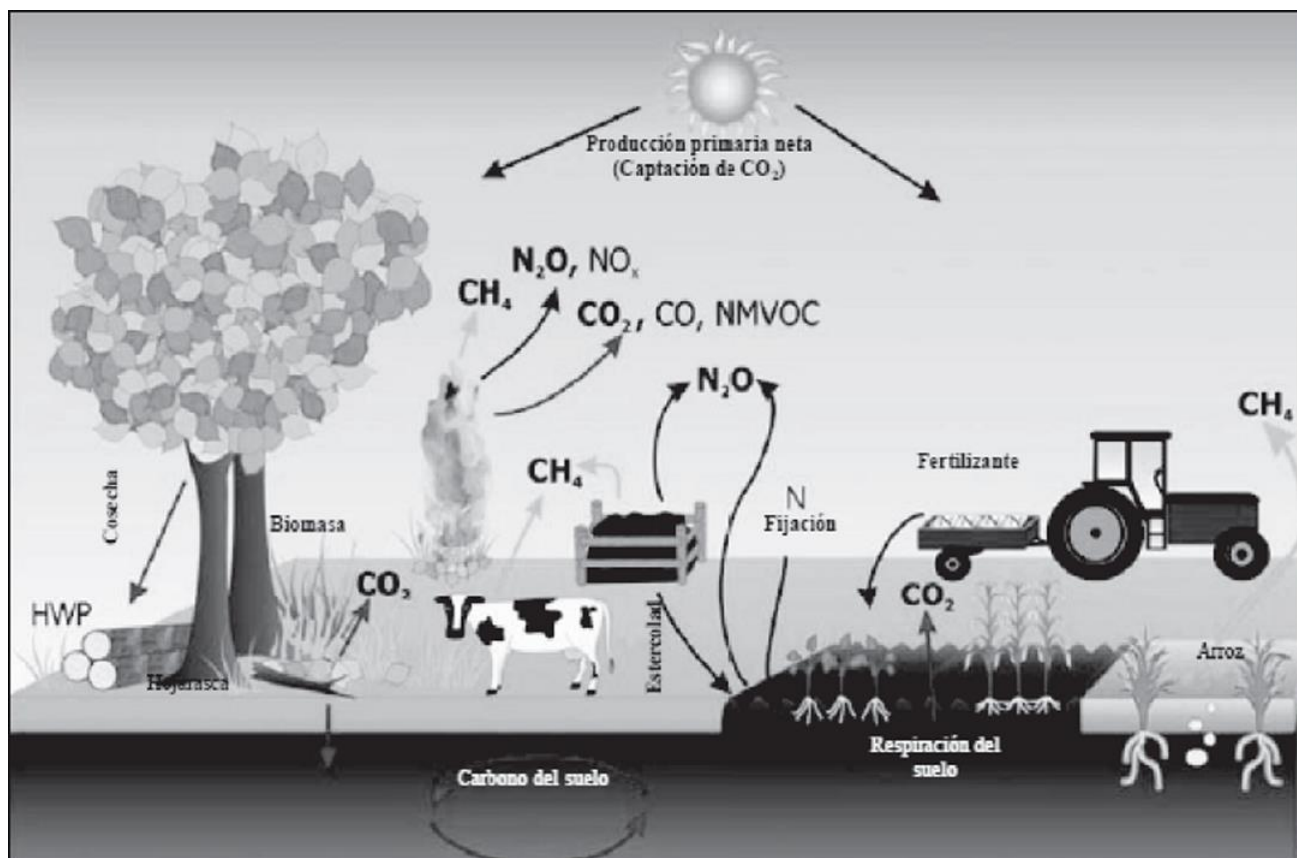


Figura 5. Principales fuentes de emisiones/absorciones de gases de efecto invernadero y procesos en ecosistemas manejados (Fuente: IPCC, 2006).

De acuerdo con las Directrices para Inventarios Nacionales de IPCC (2006), las emisiones/ absorciones de GEI generados a partir de suelos agrícolas incluyen las siguientes fuentes/ destinos:

a) Emisiones y absorciones de CO_2 resultantes de cambios de las existencias de C en la biomasa, MO muerta y suelos minerales.

La biomasa, incluyendo sus partes aéreas y subterráneas, constituye el principal medio de absorción de C desde la atmósfera. Hay grandes cantidades de C que se transfieren entre la atmósfera y los ecosistemas terrestres, a través de la fotosíntesis y la respiración.

b) Emisiones de gases CO_2 y no- CO_2 producidas por incendios.

Los incendios no sólo emiten CO_2 a la atmósfera mediante la combustión de la biomasa, sino también otros GEI incluyendo directa o indirectamente a CH_4 , N_2O , COVNM, NO_x y CO. La quema de rastrojos es una práctica que se realiza para facilitar las posteriores labores agrícolas, y tiene por finalidad que no existan residuos en descomposición del cultivo anterior durante el crecimiento del cultivo subsiguiente. Es una práctica frecuente en el Noroeste (NOA) y Nordeste (NEA) de Argentina. Sin embargo, esta categoría no forma parte de las fuentes clave de emisión del país. La caña de azúcar es el principal cultivo que contribuye a esta fuente, lo cual depende de la producción del cultivo y por consiguiente de la cantidad de rastrojo quemado.

c) Emisiones de N_2O de tierras con manejo agrícola.

El incremento en la cantidad de N en los suelos como producto de la aplicación de fertilizantes sintéticos y/o estiércol u orina animal, produce el aumento de las emisiones de N_2O , el cual es un subproducto de las reacciones de nitrificación (pasaje de amonio a nitratos) y mayormente de desnitrificación (pasaje de nitratos a nitrógeno atmosférico). Del mismo modo, los cambios de uso de la tierra realzan las emisiones de N_2O si están asociados con una elevada descomposición de la MO del suelo, y con la subsiguiente mineralización del su N orgánico, como sucede cuando se inician cultivos en humedales, bosques y pastizales.

Los suelos agrícolas emiten N_2O en forma directa e indirecta.

Las primeras incluyen a las emisiones procedentes de:

- i) el N aplicado a los cultivos; y
- ii) los suelos dedicados a la producción animal.

Las emisiones indirectas de N_2O proceden también del N aplicado en los sistemas agrícolas. Las emisiones de N_2O desde suelos agrícolas fueron identificadas como una de las principales categorías de fuente en nuestro país conforme a los inventarios realizados en las últimas comunicaciones nacionales.

- d) Emisiones de CO_2 relacionadas con la aplicación de cal y urea.

El encalado que se emplea para reducir la acidez de los suelos y mejorar la productividad de las plantas, libera C a la atmósfera cuando se elimina el carbonato de calcio de los depósitos de piedra caliza y de dolomita, y se aplica a los suelos donde el ión carbonato evoluciona a CO_2 . Del mismo modo, la aplicación de fertilizante nitrogenado en forma de urea ($CO(NH_2)_2$) produce liberación de CO_2 a la atmósfera.

- e) emisiones de CH_4 del cultivo de arroz.

En condiciones de inundación, como en los humedales o en los sistemas de producción de arroz con manto de inundación, hay una fracción significativa de la MO que se encuentra en descomposición, liberándose CH_4 a la atmósfera, que puede constituir una fuente importante de emisiones de GEI en aquellos países que destinan una importante superficie a la producción de arroz inundado. En la Argentina el arroz se cultiva en áreas de llanura con climas que van de templado a subtropical húmedo. La descomposición anaeróbica de la MO en los arrozales anegados produce emisiones de metano (CH_4) a la atmósfera. Sin embargo, este cultivo no constituye una de las principales categorías de fuentes de emisión de CH_4 para la Argentina.

Existen otras fuentes de emisión, que revisten menor o ninguna importancia en nuestro país:

- f) Emisiones de CO_2 y N_2O de suelos orgánicos o histosoles. Se trata los GEI emitidos por el cultivo de suelos orgánicos (i.e. turberas), los que en nuestro país ocupan escasa superficie y no son destinados a la agricultura.

- g) Emisiones de CO_2 y N_2O de humedales cultivados.

Se trata de tierras cubiertas por agua gran parte del año, las cuales son drenadas artificialmente y destinadas a la agricultura. No se trata de una práctica frecuente en nuestro país.

- h) Emisión de CH_4 y N_2O producidos por el manejo de estiércol. A diferencia de otros países, como muchos de Europa y Asia, en la Argentina el uso de abonos orgánicos no es frecuente en cultivos extensivos. Si lo es en cultivos intensivos, pero estos ocupan escasa superficie.

Factores que afectan las emisiones de N_2O .

Como se describe párrafos arriba, el N_2O es el principal gas emitido por la agricultura argentina. Proviene de todo el N que entra anualmente a los suelos agrícolas cuyas fuentes más importantes son los fertilizantes sintéticos y los residuos de los cultivo. En suelos ganaderos el aporte del estiércol y la orina de los animales es también una importante fuente de N.

La emisión de N_2O a partir de estas fuentes se produce en forma natural en los suelos mediante los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación. La nitrificación es la producción de nitratos (NO_3^-) a partir de la MO, más precisamente del N que esta contiene, con un paso previo que es la producción de amonio (NH_4^+) en el proceso denominado amonificación; mientras que la desnitrificación es la reducción de los nitratos con producción de nitrógeno en varias formas gaseosas entre las que se encuentra el N_2O . En ambos casos, el N_2O se produce como un producto colateral de estos procesos, según puede ser observado en la Figura 6.

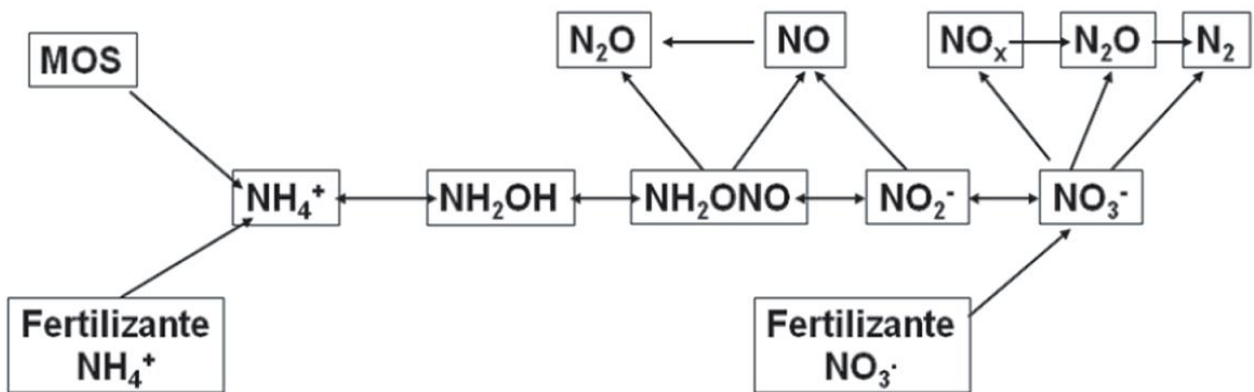


Figura 6. Ecuación generalizada de mecanismos de producción de N_2O en el suelo (Dalal *et al.*, 2003).

Si bien el N_2O es generado tanto por nitrificación como por desnitrificación (aunque en diferentes proporciones), la participación de cada uno de estos procesos en las emisiones de N_2O depende de factores edáficos como por ejemplo el contenido de oxígeno. A medida que aumenta el porcentaje de poros llenos de agua, el contenido de O_2 del suelo disminuye y el proceso de desnitrificación comienza a aumentar su importancia sobre el de nitrificación, en la medida que los NO_3^- remplazan al O_2 en el papel de aceptor de electrones. La tasa de desnitrificación alcanza su pico máximo cuando los poros llenos de agua superan el 70%, donde el total de las emisiones de N_2O son producidas por dicho proceso (Bateman y Baggs, 2005). Las condiciones anaeróbicas son usualmente producidas por altos porcentajes de agua en los poros, propias de suelos con deficiente drenaje. En suelos agrícolas esta condición se presenta inmediatamente luego de una precipitación considerable y por un corto tiempo. Un ejemplo de suelos con predominio de condición anaeróbica son los suelos de campos bajos, los cuales sufren anegamiento debido a los ascensos freáticos (Taboada y Panuska, 1985; Taboada y Lavado, 1986; Vepraskas y Sprecher, 1997).

Las emisiones de N_2O pueden ser directas o indirectas. Las directas se producen a partir de los procesos de nitrificación y desnitrificación, mientras que las indirectas se producen a partir del N que es volatilizado desde los fertilizantes u orina animal, o el que es lixiviado en profundidad y aparece luego en ríos o arroyos. En general, se considera que las emisiones directas son cuantitativamente más importantes, aun cuando existe discrepancia respecto al tema. Por ejemplo, Crutzen *et al.* (2007) alertan que las emisiones indirectas pueden ser mucho más importantes, eliminando supuestas ventajas de los biocombustibles para mitigar el calentamiento global. La Figura 7 muestra esquemáticamente los factores de los cuales depende la emisión de N_2O desde los suelos. Estos factores pueden ser clasificados como próximos o distales, en función del nivel de influencia que ejercen (Rochette, 2010). Puede consultarse una reciente y completa revisión de la influencia de estos factores en Snyder *et al.* (2007).

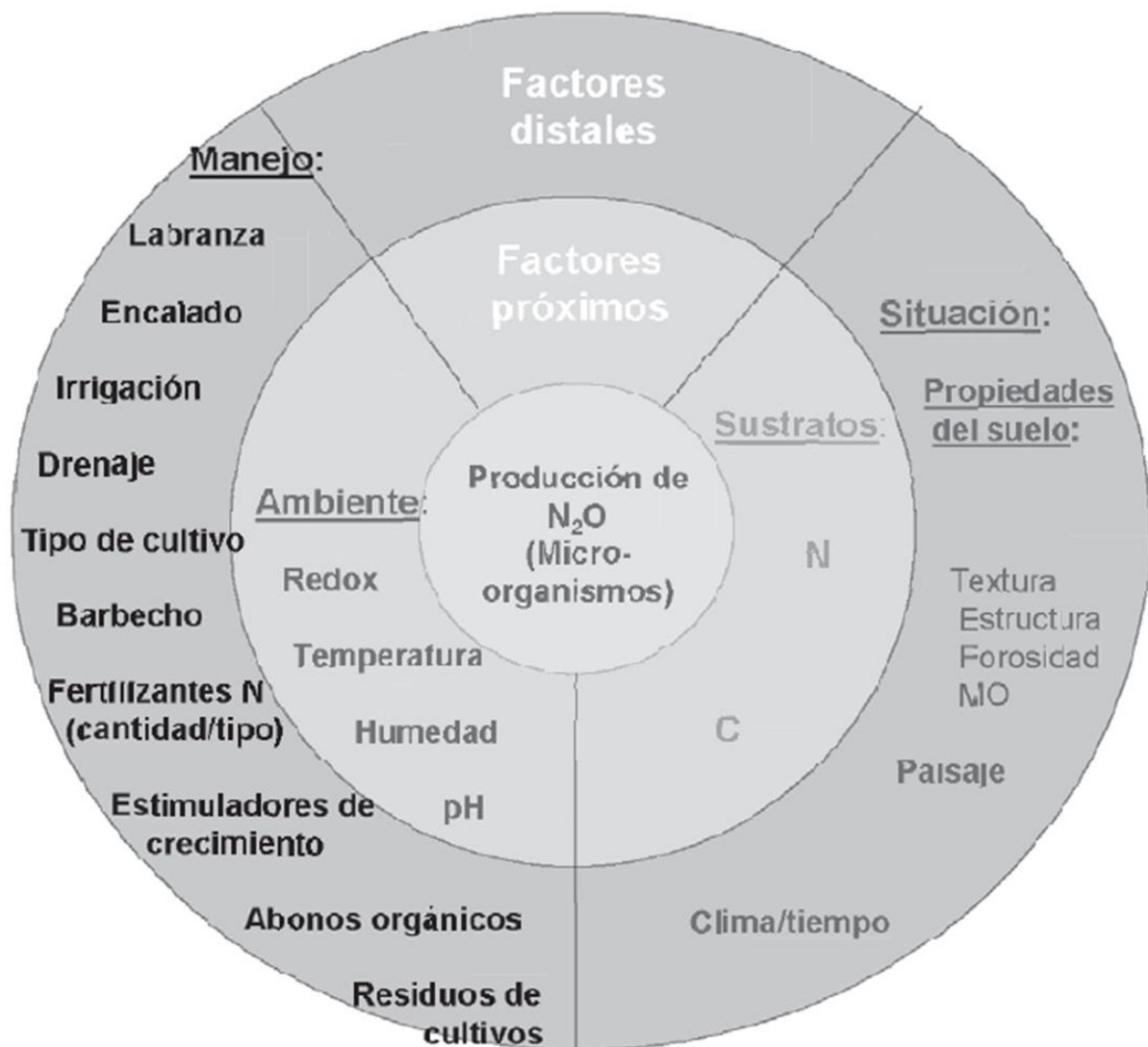


Figura 7. Factores próximos y distales que regulan la emisión de N_2O desde suelos agrícolas. Fuente: Rochette (2010).

Factores próximos. Los factores próximos son aquellos que afectan en forma directa a la tasa de emisión de N_2O . Se distinguen entre ellos las condiciones ambientales del suelo (potencial redox, temperatura, contenido hídrico edáfico y pH) y la proporción de C y N en el sustrato sobre el que actúan los microorganismos nitrificadores y desnitrificadores.

La desnitrificación ocurre cuando suelos previamente bien aireados son humedecidos o saturados por las lluvias o el riego, por lo que es común que ocurra en forma de pulsos o esporádica (Glinski y Stepniewski, 1985; Snyder et al., 2007). Las reacciones de nitrificación también pueden dar lugar a emisiones de N_2O y monóxido de nitrógeno (NO) como productos colaterales (Figura 6). Se ha informado que durante la nitrificación puede perderse como N_2O entre 0,04 y 0,45 % del N aplicado (Bremer y Blackmer, 1978, citado por Snyder et al., 2007).

El potencial redox es una medida de la concentración de oxígeno en el suelo y se encuentra inversamente relacionado con el contenido hídrico, aunque no es la humedad del suelo su única condicionante. El contenido hídrico del suelo puede mostrar una relación positiva con las emisiones de N_2O con máximas tasas de emisión cuando el suelo se encuentra cercano a saturación (Almaraz et al., 2009); o bien presentar emisiones máximas cuando el porcentaje de poros llenos de agua se encuentra entre 60 y 80, y menores cuando superan el 95 por ciento (Dobbie y Smith, 2001).

En cuanto a la participación de la temperatura del suelo sobre la tasa de emisión de N_2O , algunos autores como Dobbie y Smith (2001) y Schindlbacher et al. (2004) encontraron una relación positiva mientras que Almaraz et al. (2009) hallaron una relación negativa. Por otra parte, los pH bajos, cercanos a 4, parecerían aumentar las tasas de emisión de N_2O (Flessa et al., 1998). El contenido de N presenta una relación positiva con el flujo de N_2O . En los suelos agrícolas una de las principales fuentes de N lo constituyen los residuos de los cultivos, los cuales son el

sustrato sobre el que actúan los microorganismos. Los distintos residuos difieren en su relación C/N; por este motivo impactan en la dinámica del N generando distinta cantidad de nitrógeno para el cultivo que los sucede (Mayer et al., 2003). Los residuos de las leguminosas usualmente generan un alta cantidad de N como resultado de una mayor concentración del nutriente en la planta (Gentry et al., 2001), ya que presentan una estrecha relación C/N ($N > 1,5 \%$). En contraste, los residuos de las gramíneas o el girasol ($N < 1,5 \%$), son comparativamente pobres en N, ya que presentan elevada relación C/N. La tasa de descomposición de los residuos y la cantidad de nutrientes ciclados son influenciados principalmente por la relación C/N del residuo que se descompone y por el tiempo del residuo en contacto con el microambiente (Baker et al., 2001). La descomposición usualmente es más rápida cuando la concentración de N en el residuo se incrementa y la relación C/N decrece (Jensen et al., 2005). Otro importante aporte de N a los suelos agrícolas lo constituyen los fertilizantes sintéticos nitrogenados, como la urea (46 % N) o el UAN (32 % N).

Factores distales. Estos factores pueden ser clasificados en situacionales y de manejo (Figura 7). En términos generales su influencia no es directa ni fácil de identificar, pues existen varias posibles interacciones que afectan su incidencia. Dentro de los factores de situación, aquellas posiciones del paisaje que reciben mayor cantidad de agua (depressiones, campos bajos), o aquellos suelos con texturas o condiciones estructurales que dificulten el drenaje del agua excedente, son factores que pueden contribuir a incrementar las tasas de emisión de N_2O desde los suelos.

La textura del suelo es uno de los principales factores que determina el tiempo que transcurre entre el fin de un evento de lluvia o riego y el momento en que los procesos de nitrificación y desnitrificación alcanzan su tasa máxima. Dicho lapso de tiempo es menor en suelos arenosos que en arcillosos (Sexstone et al., 1985) y se encuentra relacionado con la velocidad con la que se agota el oxígeno del suelo (Dobbie y Smith, 2001). Al incrementarse el porcentaje de poros llenos de agua, decrece la difusión de oxígeno dentro de los agregados y rápidamente se incrementa la fracción de volumen del suelo que se encuentra en anaerobiosis, lo que aumenta las emisiones de óxido nitroso por desnitrificación (Dobbie y Smith, 2001; Russow et al., 2009).

El grado de compactación del suelo presenta una relación positiva con el flujo de N_2O , siendo mayores las tasas de emisión en suelos más compactados, donde las zonas anaeróbicas son mayores (Dobbie y Smith, 2001; Palma et al., 1997; Russow et al., 2009). Por esto, la compactación del suelo por tráfico agrícola puede dar lugar a aumentos en las tasas de emisión. La concentración de nitrógeno en el suelo también afecta la emisión de N_2O . Akiyama et al., (2000) realizaron un ensayo en el cual aplicaron tres fertilizantes nitrogenados al suelo y observaron que el total de las emisiones de N_2O se encontró positivamente relacionado con la velocidad de liberación de N por el fertilizante. Los mismos autores compararon la tasa de emisión de N_2O para estiércol de ave de corral y urea, observaron que estas fueron significativamente más altas cuando se aplicó el estiércol (Akiyama, 2003), mostrando la importancia de la fuente nitrogenada en la emisión de óxido nitroso.

Existen numerosos factores de manejo que afectan indirectamente a la tasa de emisión de N_2O (Figura 7). Muchos de ellos constituyen un foco de análisis para eventuales estrategias de mitigación de las emisiones. Uno muy importante es el que se refiere a la tecnología de aplicación de fertilizantes nitrogenados. Existe en este sentido un conjunto de mejores prácticas de manejo (MPM), que implican aplicar la fuente correcta, a la dosis, momento y ubicación correctos (Johnson et al., 2007; Snyder et al., 2007; Bruulsema et al., 2009; García, 2009). Cuando se aplica N por encima de la dosis económica óptima, o cuando el $N-NO_3^-$ excede la demanda del cultivo, aumenta el riesgo de emisión de N_2O . Entre los indicadores más utilizados para determinar las MPM de los fertilizantes, se destaca la eficiencia de uso de los nutrientes (EUN) definida, en términos generales, como la relación entre la producción (demanda) y la cantidad de nutriente introducida en el sistema.

Las fuentes amoniacales de N son menos susceptibles a las pérdidas por lavado y desnitrificación que otras fuentes de N (Echeverría et al., 2009). En la Argentina estas fuentes incluyen a la urea (46% N) el cual es el fertilizante nitrogenado más empleado. Este fertilizante exige ciertos recaudos en cuanto a su forma de aplicación, dado que es susceptible a sufrir pérdidas por volatilización. Otros fertilizantes usados son el CAN o nitrato de amonio cálcico (27% N), el sulfato de amonio y las fuentes líquidas de N o UAN.

Otras opciones ya disponibles aunque aún poco utilizadas son los fertilizantes de liberación lenta y los inhibidores de la nitrificación, ambos productos permiten aumentar la eficiencia de uso de N (EUN) y han demostrado ser efectivas para mejorar la recuperación de N por el cultivo y reducir las pérdidas de N vía drenaje o emisiones hacia la atmósfera. Los beneficios en reducir las emisiones de N_2O han sido menos explorados, pero reciente evidencia sugiere que pueden ser efectivos en reducir emisiones de N_2O en el corto plazo, mientras que sus efectos a largo plazo aún son poco claros (Snyder et al., 2007). Otra fuente de N son los abonos orgánicos, que permiten reciclar N producido por otras actividades del agro, como por ejemplo el uso de estiércol de corrales de encierre o las camas de ave. A diferencia de los fertilizantes, el uso de estos productos requiere su disponibilidad local y la adquisición de maquinarias esparcidoras (Edwards y Someshwar, 2000; Rodríguez et al., 2003).

Los sistemas de labranza pueden afectar la dinámica de nitrógeno del suelo porque los residuos enterrados se descomponen más rápidamente que los que se encuentran sobre la superficie (Christensen, 1986). En sistemas manejados con siembra directa (SD) la liberación de N ocurre más lentamente (Burgess et al., 2002) por la más alta inmovilización neta del N que en sistemas laboreados como por ejemplo labranza convencional (LC; Schomberg et al., 1994). La información publicada respecto a la influencia de la SD sobre las emisiones de N₂O muestra discrepancias. A nivel internacional se han encontrado antecedentes que colocan a las emisiones de N₂O en SD como mayores (Passianoto et al., 2003), menores (Baggs et al., 2003), o incluso iguales (Jantalia et al., 2008) respecto a LC.

Dado que el N₂O posee un poder de calentamiento 310 veces mayor que el CO₂, pequeñas emisiones de N₂O desde el suelo puede igualar o incluso superar la captación de C por el suelo. Por este motivo, si queremos evaluar como un sistema de labranza impacta sobre el cambio climático, el balance deberá ser realizado en C equivalente. Los suelos pueden recuperar C luego de la conversión de labranza convencional a siembra directa (SD); sin embargo no esta claro el efecto a largo plazo del manejo de los suelos con SD. Existe controversia sobre el tema a nivel mundial (Dalal et al., 2003; Passianotto et al., 2003; Steinbach y Alvarez, 2006). Las emisiones de N₂O pueden ser más altas bajo SD (> tasa de desnitrificación), lo cual puede anular el efecto del mayor secuestro de C que podría producirse en este sistema al cabo de algunas décadas (Figura 8).

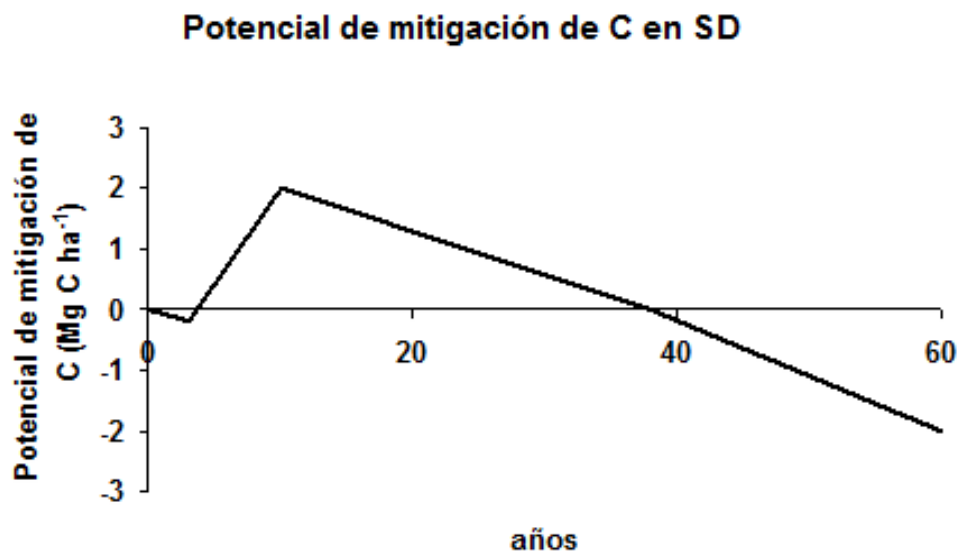


Figura 8. Evolución del potencial de mitigación de la siembra directa, debido al balance entre secuestro de C y emisiones de N₂O. El potencial de mitigación quedaría anulado en cuatro décadas (adaptado de Steinbach y Alvarez, 2006).

La información publicada respecto al aporte de la siembra directa (SD) sobre las emisiones de GEIs muestra discrepancias. Por un lado, en Estados Unidos, Lal (2004) afirma que existe secuestro de C bajo SD, mientras que Six et al. (2004) afirman que bajo SD hay mayores emisiones de N₂O. En Australia, Dalal et al. (2003) hallaron que las emisiones de N₂O son sitio específicas, y muy variables en función de las condiciones climáticas. Por ello, hay momentos en que la SD emite más, y otros en que emite menos. En agrosistemas de China, Zheng et al. (2004) midieron 54 factores directos de emisión en 12 sitios. Estas emisiones N₂O fueron mucho más variables que los valores por defecto del IPCC, y claramente dependientes de los ciclos de humedecimiento secado, y del aporte eventual de fertilizantes.

La práctica de SD ya es adoptada en alrededor de la mitad de la superficie de cultivo de Argentina (Álvarez et al., 2009). Se estima que la utilidad de la práctica no requiere ser demostrada a nivel de productores medianos y grandes de la región pampeana. En cambio, aún se requiere mayor esfuerzo para generar tecnologías aptas para agricultores de pequeña escala. Existe algún antecedente en nuestro país que indica que con SD aumentan las emisiones potenciales de N₂O por desnitrificación (Rodríguez y Giambiaggi 1995). Otras mediciones locales de desnitrificación fueron realizadas por otros autores (Giambiaggi et al., 1990; Palma et al., 1997; Picone et al., 1997; Sainz Rosas et al., 2001).

Estado del arte en Argentina y en países de la región

Emisiones estimadas en los inventarios GEI de las Comunicaciones Nacionales

Al igual que lo que sucede en otros países Anexo II del Protocolo de Kyoto, al momento de la realización de los inventarios GEI de las Comunicaciones Nacionales, la Argentina carecía de factores de emisión propios, por lo que los inventarios se realizaron con factores de emisión por defecto establecidos por el IPCC (1997, 2001). Para el caso de N_2O , el principal gas emitido desde suelos agrícolas, el factor de emisión para suelos de clima templado era 1,25%, lo que significaba una emisión de 0,0125 kg N_2O por cada kg de N mineral que entra al suelo. Cabe destacar que la nueva metodología de IPCC (2007), aún no utilizada en las Comunicaciones Nacionales, ha disminuido ese valor por defecto a 1 %.

La vieja metodología del IPCC (IPCC, 1997) contemplaba cuatro fuentes principales de N para el cálculo de las emisiones directas: i) los fertilizantes sintéticos; ii) el manejo del estiércol y orina animales; iii) los cultivos fijadores de N (soja, alfalfa, etc.); y iv) el enterramiento en el suelo de los residuos de los cultivos. Por lo que otro inconveniente de esta metodología radicaba en la doble contabilidad de las emisiones de N_2O desde los cultivos leguminosos. Siguiendo esta metodología se estimaron las emisiones que se observa en la Figura 4.

La implementación de la nueva metodología de IPCC (2007) producirá algunos cambios en la contabilización de las fuentes de N, dado que se suprime la fijación biológica como una de las fuentes de N pasible de ser luego emitido, y se incluyen otras fuentes de N como el aportado por heces y orina de animales en pastoreo, y el aportado por la mineralización del N presente en la MO del suelo. De este modo, las fuentes de N a considerar en la agricultura argentina son las siguientes: i) Fertilizantes sintéticos nitrogenados (FSN); ii) N presente en heces y orina depositado en las pasturas por los animales en pastoreo (FPRP); iii) N en residuos de biomasa aérea y subterránea, incluyendo a cultivos no fijadores y fijadores de N y las forrajeras durante la renovación de las pasturas (FSR); iv) mineralización del N asociada con la pérdida de MO que resulta del cambio de uso de la tierra, o el manejo de los suelos minerales (FSOM).

Dos factores de emisión son utilizados para el cálculo de las emisiones por estas fuentes:

FE1: se refiere a la cantidad de N_2O emitido a partir de N en fertilizantes, en residuos y el mineralizado desde la MO. A la luz de nueva evidencia, este valor fue modificado respecto del anterior. Se establece un valor por defecto de 1% (0,01) con un rango de incertidumbre de 0,003 – 0,03.

FE_{FPRP}: estima las emisiones de N_2O emitidas a partir de la orina y las heces de animales en pastoreo. En el caso de ganado vacuno el valor por defecto FE_{FPRP}, CPP es 0,02 (0,007-0,06). En el caso de ganado ovino y otros animales, el valor por defecto FE_{FPRP}, SO es 0,01 (0,003 – 0,03). Se incluye también el N mineralizado resultante de la pérdida de *stocks* de C orgánico en suelos minerales debido al cambio de uso de la tierra o de prácticas de manejo. Teniendo en cuenta la fuerte influencia de la soja (cultivo fijador de N) en las emisiones de la Argentina calculadas según la metodología anterior de IPCC (1996), puede esperarse que por el simple hecho de eliminar como fuente N_2O a los cultivos fijadores de N, las emisiones del país disminuyan significativamente. Este tipo de ejercicio contable se presenta como ejemplo en la Figura 9, donde se comparan las emisiones directas de N_2O desde los suelos agrícolas usando ambas metodologías de IPCC (1997, 2007). A diferencia de lo que sucede en otros países con estructura agrícola similar, el aporte de los fertilizantes sintéticos es muy inferior al del N aportado por los residuos agrícolas (Figura 10).

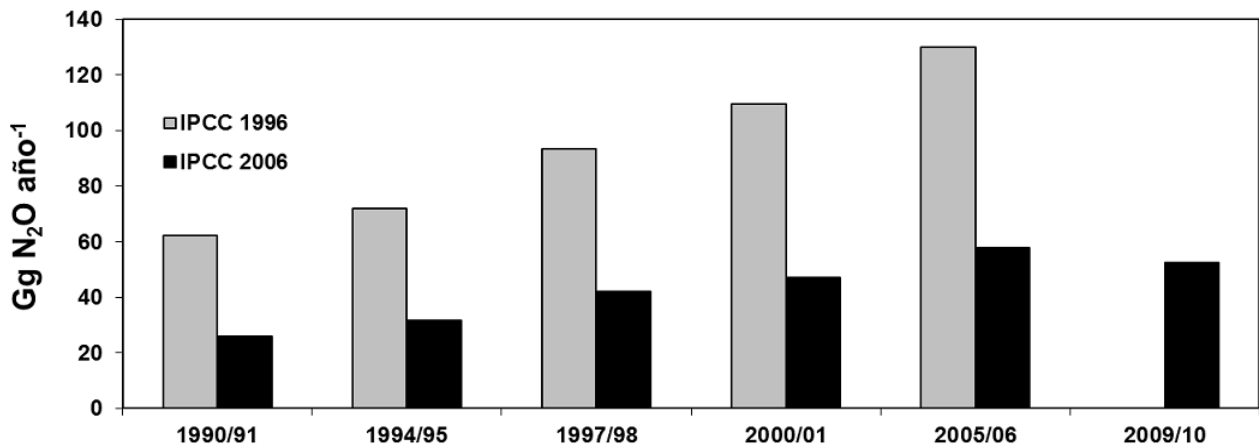


Figura 9. Emisiones directas de N₂O desde suelos agrícolas, utilizando las metodologías de IPCC anterior (1996) y la actual (2006). En este último cálculo no se incluyen a los cambios de stock de C en los suelos como fuente de aporte de N.

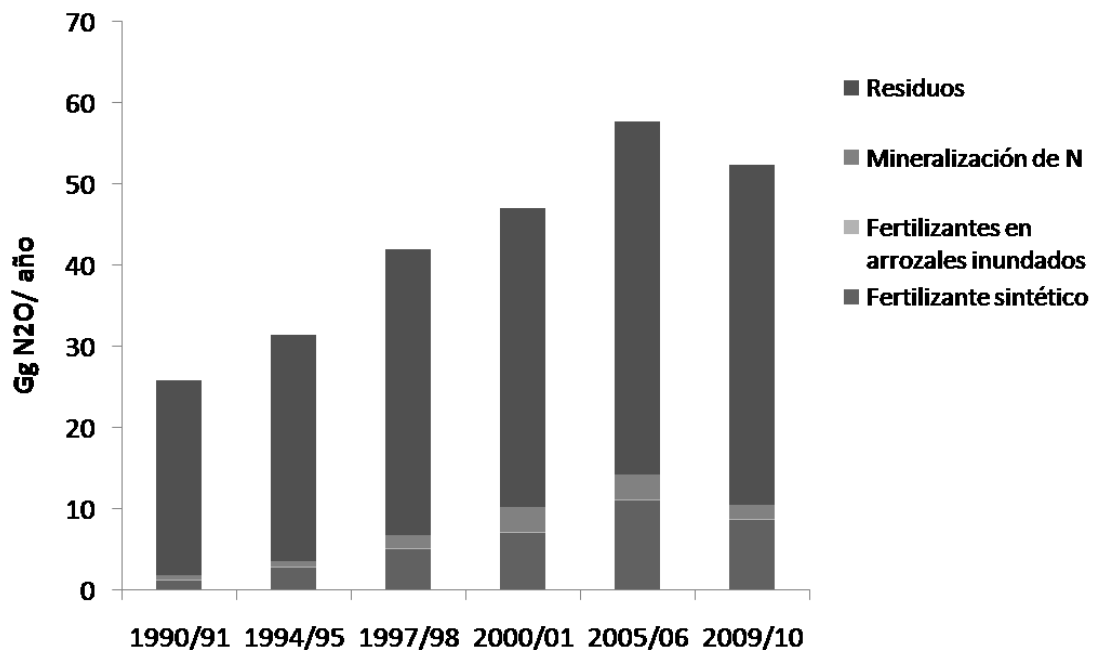


Figura 10. Participación de los residuos de las cosechas y los fertilizantes minerales en las emisiones directas de N₂O desde los suelos.

La información que se presenta en las Figuras 9 y 10 no es más que una simple aproximación, pero será seguramente considerada en la futura Tercera Comunicación Nacional. Sin embargo, no es seguro que la disminución de emisiones de N₂O tenga la magnitud que muestra la Figura 9, pues el futuro inventario deberá incluir también el cambio de los *stocks* de C en el suelo, debido a los cambios de uso de la tierra que tuvieron lugar en el país en los últimos 15 años (i.e. expansión de la frontera agropecuaria), así como también la influencia del N que aportan los animales en pastoreo.

Emisiones de N₂O medidas a campo

En los últimos años se publicaron trabajos sobre emisiones de N₂O obtenidas a campo en suelos ferralíticos del sur de Brasil (Jantalia et al., 2008) y en suelos templados de Uruguay (Perdomo et al., 2009), estos trabajos reportan las emisiones provenientes de los procesos de nitrificación y de desnitrificación. Palma et al. (1997) también determinaron emisiones de N₂O, pero solo las provenientes del proceso de desnitrificación (Tabla 1). Por un lado, se observan bajas tasas de emisión obtenidas por Palma et al. (1997) las cuales pudieron estar relacionadas a que sólo considero una de las fuentes de emisión. Por otro lado, los trabajos de Jantalia et al. (2008) y de Perdomo et al.

(2009) no muestran una tendencia clara, que permita distinguir las emisiones en suelos manejados con siembra directa de las de suelos con labranza convencional.

Sumado a esto, la única medición hecha en un pastizal natural, donde no abunda el N-NO_3^- , muestra valores muy bajos de emisión comparado con suelos agrícolas (Perdomo et al., 2009). En conjunto, las emisiones medidas a campo fueron inferiores a los valores que surgen de la estimación realizada mediante el uso de los inventarios para el sector agrícola. De manera que es probable que la metodología impuesta por el IPCC (1997, 2001) haya producido una sobrestimación de las emisiones directas de N_2O . Es difícil calcular la magnitud de esta sobrestimación a partir de estos escasos datos, pero asumiendo un valor de $3 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para las emisiones directas de Argentina en 2005/06, es probable que las emisiones reales a campo sean un 50% a 66% inferiores a las del inventario.

Tabla 1. Resumen de datos de emisiones de óxido nitroso medidos a campo en suelos de la pampa (Palma et al., 1997), Uruguay (Perdomo et al., 2009) y del sur de Brasil (Jantalia et al., 2008), manejados con siembra directa (SD) y con labranza convencional (LC).

Autor	Rotación/cultivo	Labranza	dosis de N (kg N ha^{-1})	$\text{kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	
					Promedio SD o LC
Palma et al. (1997)	maíz	SD	0	0,22	
	maíz	SD	60	0,33	
	maíz	SD	60	0,42	0,38 (0,05)
	maíz	LC	0	0,14	
	maíz	LC	60	0,2	
	maíz	LC	60	0,23	0,19 (0,03)
Perdomo et al. (2009)*	Pastizal			0,07	
	agricultura continua	SD		0,44	
	rotación c/pastura	SD		1,72	1,08 (0,64)
	agricultura continua	LC		3,77	
	rotación c/pastura	LC		1,35	2,56 (1,21)
Jantalia et al. (2008)	Trigo/soja	SD	45	0,80	
	Soja/vicia	SD	0	1,48	
	maíz/trigo	SD	45	1,09	
	Trigo/soja	SD	45	0,85	
	Soja/vicia	SD	0	1,92	
	maíz/trigo	SD	45	0,63	1,13 (0,18)
	Trigo/soja	LC	0	1,09	
	Soja/vicia	LC	45	1,18	
	maíz/trigo	LC	45	1,38	
	Trigo/soja	LC	0	1,24	
	Soja/vicia	LC	45	1,75	
	maíz/trigo	LC	45	0,76	1,23 (0,12)

En la actualidad existen trabajos en marcha que se realizan en el ámbito de INTA Castelar (Instituto de Suelos e Instituto de Clima y Agua), estación experimental agropecuaria (EEA) Balcarce, EEA Manfredi, EEA Corrientes y la Facultad de Agronomía de la UBA. La mayor parte de estos grupos de trabajo utilizan cámaras instaladas a campo para muestrear gases y determinan N_2O por cromatografía.

Para la Argentina los primeros trabajos publicados en revistas internacionales sobre emisiones de N_2O medidas a campo fueron realizados en la región pampeana. Alvarez et al. (2012) realizaron un ensayo a campo, en la provincia de Córdoba, en un suelo Haplustol típico manejado con dos secuencias de cultivo y dos sistemas de labranza. En primer lugar, se observó que la relación entre la emisión de N_2O y los factores ambientales y/o de manejo fue diferente en el período de barbecho y el período de cultivo. Durante el período de barbecho, las emisiones fueron bajas y se relacionaron principalmente con el espacio poroso lleno de agua, mientras que durante el período de cultivo las emisiones de N_2O fueron mayores, y se relacionaron mayormente con el contenido de nitratos del suelo.

Cosentino et al. (2013) realizaron un ensayo a campo en Chivilcoy, provincia de Buenos Aires, en un suelo Argiudol típico manejado con SD. Los valores de emisión de N_2O medidos se dividieron en tres grupos (bajos, moderados y altos), cada uno de los cuales se asoció con una o más de las variables de estudio. Las emisiones bajas ocurrieron cuando la temperatura del suelo fue menor a los $14 \text{ }^\circ\text{C}$, probablemente debido a la baja actividad microbiana. Las emisiones moderadas ocurrieron cuando la temperatura del suelo fue adecuada pero la humedad del suelo fue baja debido a la alta demanda atmosférica. Finalmente las emisiones fueron altas cuando la humedad

y la temperatura del suelo fueron adecuadas. Los resultados correspondientes a los trabajos de Alvares et al. (2012) y Cosentino et al. (2013) se presentan con más detalle en el capítulo 16 del presente libro.

Otros autores como Ciampitti et al. (2008), que determinaron emisiones de N_2O a campo desde un cultivo de soja, hallaron que las emisiones dependían principalmente de la concentración de NO_3^- en el suelo y que eran máximas en el momento de llenado de grano. Existen trabajos anteriores que han medido la tasa de desnitrificación a campo, pero esto es una aproximación a la emisión de N_2O dado que no se considera el proceso de nitrificación (Palma et al., 1997; Sainz Rozas et al., 2001; Echeverría et al., 2009).

Mitigación de emisiones GEI originadas en la agricultura

Existen dos formas de mitigación en el sector agropecuario:

- a) la reducción de las emisiones de GEIs ; y/o
- b) el aumento de los sumideros de C.

Reducción de emisiones de GEIs

Debido a su relevancia solo se mencionara el N_2O como alternativa de mitigación, sin embargo el resto de los GEIs también deben ser considerados. Es posible reducir emisiones de N_2O a través de prácticas de manejo. En la Argentina, los fertilizantes sintéticos son responsables de un porcentaje relativamente bajo de las emisiones de N_2O (10-12%). Esto se debe a que nuestro país no hace un uso excesivo de fertilizantes nitrogenados, sino por el contrario, es probable que este uso sea aún insuficiente en relación a los altos niveles de extracción causados por la intensificación agrícola. La posibilidad de reducir emisiones pasa por hacer más eficiente el uso del nitrógeno agregado, reduciendo las pérdidas gaseosas hacia la atmósfera y aquellas que se producen por lavado debajo de la zona de absorción radicular.

Existe en este sentido un conjunto de mejores prácticas de manejo tales como aplicación de la fuente correcta de fertilizante, en las dosis, momentos y ubicación correctas (Johnson et al., 2007; Snyder et al., 2007; Bruulsema et al., 2009; García, 2009). De acuerdo con García (2009), en la Región Pampeana, los análisis de suelo en pre-siembra y en estados tempranos de desarrollo del cultivo, los análisis de planta, los modelos de simulación, y el uso de sensores remotos se incluyen entre las prácticas de manejo que contribuyen para la determinación de la dosis correcta en cultivos de grano.

Aumento de los sumideros de C

La otra forma de mitigar las emisiones de GEIs es a través del aumento de los sumideros de C. La disminución del *pool* de C orgánico del suelo (COS) ha contribuido con 78 ± 12 Pg (Pg = petagramo = 10^{15} g = 1 billón de ton) de C a la atmósfera (Lal, 2004). La disminución del contenido de C en los suelos por el mal uso de la tierra y/o los sistemas de manejo inadecuados acentúa la degradación de los suelos. Así, la adopción de un buen uso de la tierra con prácticas de manejo recomendadas (PMRs) para suelos agrícolas puede reducir la tasa de enriquecimiento de CO_2 atmosférico y tener impactos positivos sobre la seguridad alimentaria, las agroindustrias, la calidad del agua y el medio ambiente (Lal, 2004; 2008; Hutchinson et al., 2007; Johnson et al., 2007). Las tasas medidas de secuestro de COS a través de la adopción de PMRs están entre 50 a $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Lal, 2004). El potencial global de secuestro de COS de estas prácticas se estima en $3,3 \text{ Pg año}^{-1}$, mientras que el potencial acumulado de secuestro de C en el suelo en 25 – 30 años es 30 – 60 Pg.

Esta típica estrategia conocida con el nombre de “win-win” o en español “ganar-ganar”, recupera suelos degradados, mejora la producción de biomasa, purifica las aguas superficiales y profundas, y reduce la tasa de enriquecimiento de CO_2 atmosférico compensando las emisiones debidas a la quema de combustibles fósiles (Lal, 2004).

El término “secuestro de C” implica la toma del CO_2 atmosférico por las plantas y el almacenamiento del C fijado como MO del suelo. La estrategia es incrementar la cantidad de COS en el suelo, mejorar su distribución en profundidad y estabilizarlo, ya sea dentro de microagregados estables que lo protejan de los procesos microbianos,

o como C recalcitrante con larga tasa de ciclado (Lal, 2004). El cambio de uso de la tierra, con la adopción de PMRs puede ser un importante instrumento para el secuestro de COS. La capacidad de un suelo para secuestrar COS depende del nivel original de COS, el clima, las características del perfil del suelo y el manejo. Esta capacidad del suelo puede ser aun mayor cuando se recuperan suelos y ecosistemas degradados, cuando tierras marginales agrícolas se convierten a un uso recuperador de la tierra o vegetación perenne, y/o cuando se adoptan PMRs en suelos agrícolas. Algunas de las prácticas de manejo del cultivo y del suelo que pueden ayudar a mejorar el *pool* de COS son:

a) Labranza conservacionista

Bajo ciertas condiciones de manejo los suelos pueden recuperar C luego de la conversión de LC a SD. Sin embargo, existe controversia sobre el tema a nivel mundial (Dalal et al., 2003; Passianotto et al., 2003; Steinbach y Alvarez, 2006). Las emisiones de N₂O pueden ser más altas bajo SD (> tasa de desnitrificación), lo cual puede anular el efecto del mayor secuestro de C en este sistema al cabo de algunas décadas (Figura 8). En un estudio regional reciente, realizado en distintos puntos del norte de la provincia de Buenos Aires, Álvarez et al. (2009) no hallaron diferencias significativas en los contenidos de C de los primeros 15 cm del suelo, comparando suelos removidos con arado de disco (20,2 g kg⁻¹; n = 18) y suelos bajo SD (19,62 g kg⁻¹; n = 21) de varios años. Estos niveles de COS fueron inferiores a los determinados en suelos no cultivados cuasi prístinos (27,47 g kg⁻¹; n = 6). Este resultado demuestra que no resulta fácil restituir el C del suelo a los niveles originales usando solo SD. Es probable que se requieran otros cambios, como una mayor intensificación de las rotaciones o mayor aporte de nutrientes con riego.

b) Uso de abonos orgánicos

En campos cercanos a instalaciones de producción animal intensiva, tales como corrales de encierre o “*feedlots*”, galpones de cría de aves, de cerdos, o tambos, los abonos de origen animal pueden ser una fuente de bajo costo para reponer nutrientes y C en los suelos (Edwards y Someshwar, 2000). Estos abonos aportan un tipo de MO parcialmente estabilizada, que puede influir positivamente el balance de C de los suelos. Sin embargo, su uso masivo se encuentra limitado por la necesidad de contar con instalaciones adecuadas para almacenamiento, acarreo y transporte, dado que su uso no es continuo en el campo. Existe un gran número de subproductos de la explotación agrícola con potencial uso en el campo. Sin embargo, no todos poseen utilidad agronómica y muchas veces su aplicación se hace con el objetivo de deshacerse del producto (Miller et al., 2000).

En la Argentina Lavado et al. (2005 y 2007) realizaron los primeros estudios de aplicación de biosólidos provenientes de plantas depuradoras al agro; las aplicaciones se realizaron en cultivos extensivos, pasturas y forestales. Mientras que Tognetti et al. (2007) estudiaron la producción de compost a partir de residuos municipales. Estos estudios deberían ser ampliados a otros residuos y suelos, y a escalas de tiempo más prolongadas.

c) Cultivos de cobertura

Los beneficios de adoptar la labranza conservacionista para el secuestro de C son fuertemente promovidos por la implantación de cultivos de cobertura en el ciclo de la rotación (Lal, 2004; Snyder et al., 2007). Sin embargo, en el corto plazo la inclusión de cultivos de cobertura no necesariamente mejora el *pool* de COS, dependiendo fuertemente de condiciones edáficas y ambientales.

d) Manejo de nutrientes

El manejo criterioso de los nutrientes es crucial para el secuestro de COS (Lal, 2004). En general el uso de abonos y compost mejora más el *pool* orgánico que la simple aplicación de la misma cantidad de nutrientes como fertilizantes inorgánicos. Los efectos de los fertilizantes sobre el *pool* de COS están relacionados con la cantidad de biomasa producida o retornada a los suelos y su posterior humificación (Lal, 2004; Snyder et al., 2007; Echeverría et al., 2009; García, 2009).

e) Riego

En forma análoga a la aplicación de fertilizantes y abonos orgánicos en suelos donde se extrajeron nutrientes, la aplicación racional de agua de riego en un suelo propenso a la sequía mejora la producción de biomasa, incrementa la cantidad de biomasa aérea y subterránea que retorna al suelo y mejora la concentración de COS (Lal, 2004).

f) Recuperación de suelos degradados

La recuperación de suelos degradados posee un elevado potencial de secuestro de C del suelo (Lal, 2004). La mayor parte de los suelos degradados ha perdido una gran proporción del *pool* original de COS, el cual puede ser restituido mediante prácticas de uso de la tierra racionales. La tasa de secuestro de COS puede variar entre 600 y 1000 kg C ha⁻¹ año⁻¹.

g) Manejo de pasturas

La restauración de tierras de pastoreo degradadas y la mejora de las especies forrajeras son importantes para secuestrar C. La mejora incluye el uso racional de fertilizantes, pastoreo controlado, siembra de leguminosas y pastos, y la mejora de la fauna del suelo. El rango de secuestro de COS a través de la mejora de pasturas se encuentra entre 0,11 y 0,34 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, con una media de 0,54 0,34 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Conant et al., citado por Lal, 2004).

Un resumen de las prácticas de manejo recomendadas (PMR) y los manejos tradicionales que remplazan se presenta en la Tabla 2. Las PMRs mencionadas en esa tabla son genéricas, pero su adaptación local es sitio específica, por lo que es difícil poder extrapolar resultados de un sitio a otro.

Tabla 2. Comparación entre prácticas de manejo tradicional y recomendadas en relación con el secuestro de C del suelo (adaptado de Lal, 2004).

Métodos tradicionales	Prácticas recomendadas de manejo
1. Quema de biomasa y remoción de residuos.	Conservación de cobertura de residuos sobre el suelo.
2. Labranza convencional y cultivo con el suelo desnudo.	Labranza conservacionista, labranza cero y bajo cobertura.
3. Barbecho desnudo o sin cultivo.	Cultivos de cobertura entre cultivos
4. Monocultivo continuo	Rotaciones de cultivos con alta diversidad
5. Agricultura con bajos insumos o de subsistencia y minería de la fertilidad del suelo	Uso juicioso de insumos externos a la explotación
6. Uso intenso de fertilizantes químicos	Manejo integrado de nutrientes con compost, biosólidos y reciclado de nutrientes; agricultura de precisión
7. Cultivo intensivo	Integración de árboles y ganadería con la producción de cultivos
8. Riego superficial por surcos	Riego por goteo o subirrigación
9. Uso indiscriminado de pesticidas	Control integrado de plagas
10. Cultivo de tierras marginales	Programa de conservación de reservas, recuperación de suelos degradados a través del cambio de uso de la tierra.

Así, la clave para disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero desde el sector agropecuario, parece estar en la mitigación de las emisiones por dos vías: 1) el aumento de la eficiencia del N aplicado y 2) el incremento del secuestro de C a través de prácticas agro-ganaderas adecuadas. El logro de la mayor adopción de estas prácticas, se basa en que los agricultores perciban su utilidad y beneficio, el cual es principalmente económico.

Bibliografía

- Akiyama, H & H Tsuruta. 2003. Nitrous Oxide, Nitric Oxide, and Nitrogen Dioxide Fluxes from Soils after Manure and Urea Application. *Journal of Environmental Quality* 32(2): 423-431.
- Akiyama, H; H Tsuruta & T Watanabe. 2000. N₂O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. *Chemosphere - Global Change Science* 2(3-4): 313-320.
- Almaraz, JJ; X Zhou; F Mabood; C Madramootoo; P Rochette; B-L Ma & DL Smith. 2009. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. *Soil & Tillage Research* 104(1): 134-139.
- Alvarez, C; A Costantini; C Alvarez; BR Alves; C Jantalia; E Martelotto & S Urquiaga. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94(2-3): 209-220.
- Alvarez, CR; MA Taboada; FH Gutierrez Boem; A Bono; PL Fernandez & P Prystupa. 2009. Topsoil Properties as Affected by Tillage Systems in the Rolling Pampa Region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 73(4): 1242-1250.
- Baggs, EM; M Stevenson; M Pihlatie; A Regar; H Cook & G Cadisch. 2003. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* 254 (2): 361-370.
- Baker, TT, III; BG Lockaby; WH Conner; CE Meier; JA Stanturf & MK Burke. 2001. Leaf Litter Decomposition and Nutrient Dynamics in Four Southern Forested Floodplain Communities. *Soil Sci Soc Am J* 65(4): 1334-1347.
- Bateman, EJ & EM Baggs. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space Biology and Fertility of Soils 41: 379-388.
- Bruulsema, TW; C Wit; FO García; S Li; N Rao; F Chen & S Ivanova. 2009. Un marco global para las Mejores Prácticas de Manejo (MPM) de los fertilizantes. Simposio Fertilidad.
- Burgess, MS; GR Mehuys & CA Madramootoo. 2002. Decomposition of grain-corn residues (*Zea mays* L.): A litterbag study under three tillage systems. *Canadian Journal of Soil Science* 82: 127-138.
- Ciampitti, IA; ME Conti & E Ciarlo. 2008. Nitrous oxide emissions from soil during soybean (*Glycine max* (L.) Merrill) crop phenological stages and stubbles decomposition period. *Biology and Fertility of Soils* 44: 581-588.
- Cosentino, VRN; SA Figueiro Aurregui & MA Taboada. 2013. Hierarchy of factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *European Journal of Soil Science* 64: 550-557.
- Crutzen, PJ; AR Mosier; KA Smith & W Winiwarter. 2007. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 7: 11191-11205.
- Christensen, BT. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 18(5): 523-529.
- Dalal, RC; W Wang; GP Robertson & WJ Parton. 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Australian Journal of Soil Research* 41(2): 165-195.
- Dobbie, KE & KA Smith. 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science* 52: 667-673.
- Echeverría, H; N Reussi; Calvo & FO García. 2009. Mejores prácticas de manejo para nitrógeno: Un camino para mejorar la eficiencia de uso en los cultivos. Simposio Fertilidad.
- Edwards, JH & AV Someshwar. 2000. Chemical, physical, and biological characteristic of agricultural and forest by-products for land application. *Bartels, WR*: 1-62.
- Flessa, H; U Wild; M Klemisch & J Pfadenhauer. 1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science* 49(2): 327-335.
- Fundación Bariloche. 2007. Segunda Comunicación Nacional del Gobierno Argentino a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Proyecto BIRF N° TFOS 1287. (<http://fundacionbariloche.org.ar>).
- Fundación Bariloche. 2009. Emisiones de GEI y Mitigación de las mismas en el Sector Agrícola y Ganadero para el Estudio País - Argentina del ERECCS. Informe presentado a CEPAL.
- García, FO. 2009. Eficiencia de uso de los nutrientes y mejores prácticas de manejo para la nutrición de cultivos de grano. Simposio Fertilidad.
- Gentry, LE; FE Below; MB David & JA Bergerou. 2001. Source of the soybean N credit in maize production. *Plant and Soil* 236(2): 175-184.
- Giambiagi, N; M Rimolo & V Bianchi. 1990. Desnitrificación en suelos molisoles de la pradera pampeana. *Ciencias del Suelo* 8(2): 161-166.
- Gliniski, J & W Stepniewski. 1985. Soil aeration and Its Role for Plants. CRC Press. Boca Raton, Florida: 138.
- Hutchinson, JJ; CA Campbell & RL Desjardins. 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142(2-4): 288-302.
- IPCC 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. NGGIP Publications; Japan (<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>).
- IPCC 2001. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. En: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/>.
- IPCC 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, forestry and other land use (<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4html>).
- IPCC 2007. Climate change 2007. Sintesis Report. An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change. WMO-UNEP. Geneve.
- Jantalia, CP; HP dos Santos; S Urquiaga; RM Boddey & BJR Alves. 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82: 161-173.
- Jensen, LS; T Salo; F Palmason; TA Breland; TM Henriksen; B Stenberg; A Pedersen; C Lundström & M Esala. 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil* 273(1): 307-326.
- Johnson, JMF; AJ Franzluebbers; SL Weyers & DC Reicosky. 2007. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution* 150(1): 107-124.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22.
- Lal, R. 2008. Soils and food sufficiency. A review *Agronomy for sustainable development*: 1-21.
- Lavado, RS; M Rodríguez; R Alvarez; MA Taboada & MS Zubillaga. 2007. Transfer of potentially toxic elements from biosolid-treated soils to maize and wheat crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118(1-4): 312-318.
- Lavado, RS; MB Rodríguez & MA Taboada. 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109(3-4): 360-364.

- Mayer, J; F Buegger; ES Jensen; M Schloter & J Heß. 2003. Residual nitrogen contribution from grain legumes to succeeding wheat and rape and related microbial process. *Plant and Soil* 255(2): 541-554.
- Miller, DM; WP Miller; S Dudka & ME Sumner. 2000. Characterization of industrial by-products. pp. 107-119. In W. R. Bartels (ed). *Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products*. N° 6 in the SSSA Book Series. SSSA, Madison, WI.
- Palma, RM; M Rimolo; MI Saubidet & M Conti. 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biology and Fertility of Soils* 25: 142-146.
- Passianoto, CC; T Ahrens; BJ Feigl; PA Steudler; JB do Carmo & JM Melillo. 2003. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biology and Fertility of Soils* 38(4): 200-208.
- Perdomo, C; P Irisarri & O Ernst. 2009. Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 84(2): 119-128.
- Picone, LI; CC Videla & FO Garcia. 1997. Desnitrificación durante el cultivo de trigo en un Argiudol típico bajo siembra directa y labranza convencional. *Ciencia del Suelo* 15(2): 53-58.
- Rochette, P. 2010. Soil N₂O Emissions. Possible refinements to the IPCC 2006 Guidelines. Presentado en IPCC Expert Meeting on HWP, Wetlands and Soil N₂O. Ginebra, octubre de 2010. .
- Rodríguez, MB & N Giambiagi. 1995. Denitrification in tillage and no tillage pampean soils: Relationships among soil water, available carbon, and nitrate and nitrous oxide production. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26(19-20): 3205-3220.
- Rodríguez, MB; L Maggi; M Etchepareborda; MA Taboada & RS Lavado. 2003. Nitrogen Availability for Maize from a Rolling Pampa Soil After Addition of Biosolids. *Journal of Plant Nutrition* 26(2): 431 - 441.
- Russow, R; CF Stange & HU Neue. 2009. Role of nitrite and nitric oxide in the processes of nitrification and denitrification in soil: Results from 15N tracer experiments. *Soil Biology & Biochemistry* 41(4): 785-795.
- Sainz Rozas, HR; HE Echevarria & LI Picone. 2001. Denitrification in maize under no-tillage: Effect of nitrogen rate and application time. *Soil Science Society of America journal* 65(4): 1314-1323.
- Schindlbacher, A & S Zechmeister-Boltenstern. 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research* 109(D17): D17302.
- Schomberg, HH; JL Steiner & PW Unger. 1994. Decomposition and Nitrogen Dynamics of Crop Residues: Residue Quality and Water Effects. *Soil Science Society of America Journal* 58(2): 372-381.
- Sexstone, AJ; TB Parkin & JM Tiedje. 1985. Temporal response of denitrification rates to rainfall and irrigation *Soil Science Society of America Journal* 49: 99-103.
- Six, J; SM Ogle; FJ Breidt; RT Conant; AR Mosier & K Paustian. 2004. The potencial to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10: 155-160.
- Snyder, CS; TW Bruulsema & TL Jensen. 2007. Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management. A literature Review. *International Plant Nutrition Institute*: 1-25.
- Taboada, MA & RS Lavado. 1986. Características del régimen ácuico de un Natracuol de la pampa deprimida. *Ciencia del Suelo* 4(1): 66-71.
- Taboada, MA & EN Panuska. 1985. Evolución del potencial redox en tres suelos del norte de la pampa deprimida *Ciencia del Suelo* 3(173-176).
- Tognetti, C; MJ Mazzarino & F Laos. 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology* 98(5): 1067-1076.
- US EPA 2007. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2005. EPA 430-R-07-002. U.S. Environmental Protection Agency, 1200 Pennsylvania Ave. N.W. Washington, DC 20460.
- Zheng, X; S Han; Y Huang; Y Wang & M Wang. 2004. Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N₂O emission from Chinese croplands. *Global Biogeochemical Cycles* 18(2): GB2018.

Capítulo 9

Impacto del aumento de la concentración atmosférica de CO₂ sobre la fotosíntesis

Eduardo A. Pagano

Cátedra de Bioquímica/INBA, Facultad de Agronomía, UBA-CONICET. Email: epagano@agro.uba.ar

Introducción

Existe acuerdo general en considerar que en un futuro cercano la necesidad de alimentos será enorme y que esta demanda deberá ser sustentada por un incremento en los rendimientos más que por un aumento en la superficie destinada a la agricultura. Por ejemplo, en el caso del arroz, base de la alimentación en muchos países en los que se prevé que la población crezca a una tasa mucho mayor que en el resto, se ha calculado que para 2050 cada hectárea sembrada con este cultivo deberá alimentar a 43 personas en lugar de las 27 que alimenta actualmente y que para que eso suceda la fijación de carbono deberá incrementarse de 250 millones de toneladas a 400 millones de toneladas (Sheeny *et al.*, 2007). Hay un límite teórico a la productividad dado por las propiedades termodinámicas del cultivo y de su ambiente. En ese contexto, las limitaciones están impuestas por la eficiencia de captura de energía lumínica y la eficiencia de transducción de ésta en biomasa (Murchie *et al.*, 2009). Un paso clave de la fotosíntesis relacionado con la eficiencia de conversión es la actividad de la enzima Ribulosa bisfosfato Carboxilasa/Oxigenasa (RUBISCO). Ésta es la encargada de fijar el dióxido de carbono, CO₂, a un esqueleto carbonado, siendo la responsable primaria de todas las estructuras orgánicas que sustentan la vida sobre la Tierra. Esta enzima posee la capacidad de catalizar dos reacciones, podría decirse, antagónicas. Su sitio activo puede reconocer tanto al CO₂ como al oxígeno, O₂. Cuando la molécula fijada es el CO₂ se desencadena la etapa oscura de la fotosíntesis, o ciclo de Benson-Calvin (Fig. 1), que lleva a la síntesis de carbohidratos. Cuando el que se incorpora es el O₂ se da lugar a un proceso que disminuye la eficiencia de conversión de energía en biomasa, que recibe el nombre de fotorrespiración, ya que durante la misma se libera CO₂ a la atmósfera. Que realice una u otra actividad depende de las concentraciones de CO₂ u O₂ que la RUBISCO tenga disponibles.

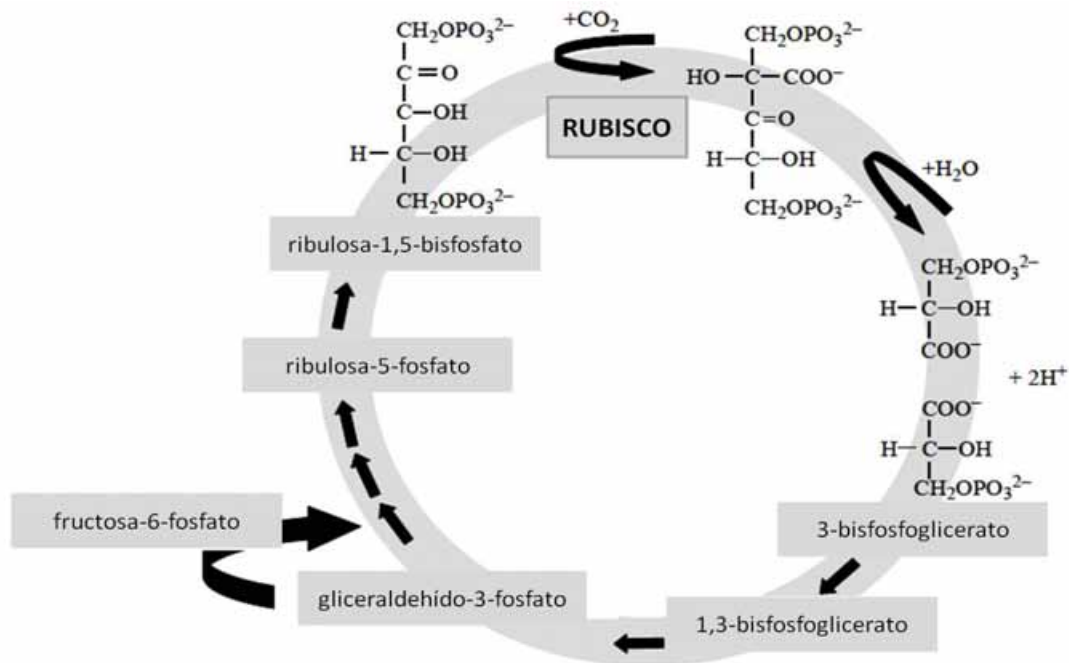


Figura 1. Ciclo de Benson-Calvin. El CO_2 es fijado por la enzima RUBISCO sobre la ribulosa-1,5-bisfosfato dando lugar, después de una serie de reacciones de reducción y fosforilación a la formación de triosas fosfato (gliceraldehído-3-fosfato o dihidroxiacetona fosfato) que pueden ser utilizadas para la síntesis de sacarosa o almidón transitorio, o para regenerar la ribulosa-1,5-bisfosfato y permitir la continuidad del ciclo (adaptado de Rothschild, 2007)

En zonas tropicales y subtropicales, donde la concentración de CO_2 es menos favorecida se ha dado la evolución a un tipo especial de fijación de CO_2 , denominado metabolismo C_4 o ciclo de Hatch-Slack (Fig. 2). En este proceso la encargada de fijar el CO_2 es la enzima fosfoenolpiruvato carboxilasa que a la vez de poseer una fuerte afinidad por el CO_2 (bajo la forma de bicarbonato), no presenta actividad oxigenasa. Esta evolución hacia una fotosíntesis más eficiente se dio como consecuencia de la disminución en la concentración de CO_2 y el consecuente aumento de la relación O_2/CO_2 que operó en los últimos 150 millones de años, hasta entrado el siglo XXI. En el contexto de cambio climático, donde uno de los acontecimientos más significativos es el aumento de la concentración atmosférica de CO_2 , el principal aspecto considerar es si este factor tendrá un efecto positivo sobre la eficiencia fotosintética, como es de suponer por el efecto directo que tiene la concentración CO_2 sobre la actividad de la RUBISCO. Además, si las plantas C_3 van a tener una ventaja adaptativa frente a las C_4 , siendo que estas últimas son producto de una evolución dada para responder a concentraciones bajas de CO_2 . En las páginas que siguen se discutirán los avances en investigación relacionada con la eficiencia fotosintética de plantas que son expuestas a concentraciones crecientes de CO_2 . Se analizará la información con respecto a respuestas de corto y largo plazo, especialmente la obtenida utilizando la metodología denominada FACE (en Inglés: Free-Air Carbon dioxide Enrichment = Enriquecimiento del aire libre con dióxido de carbono).

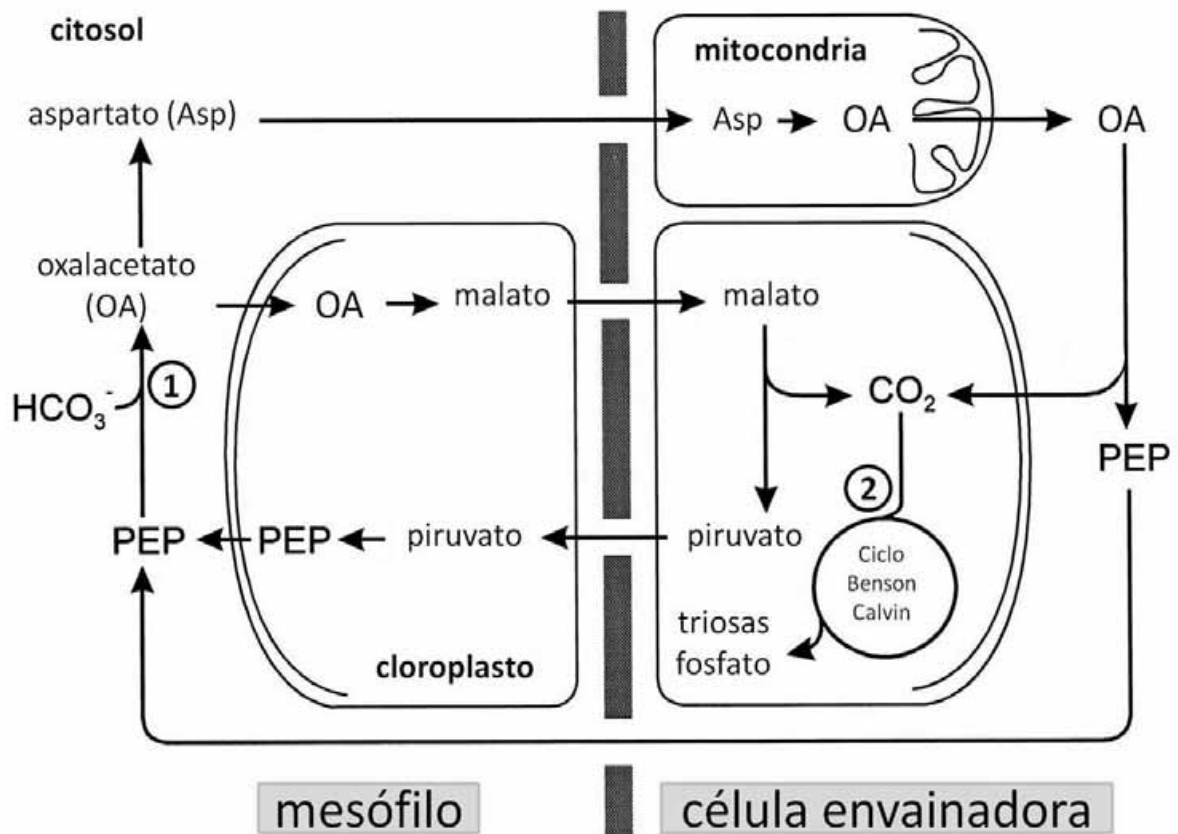


Figura 2. Metabolismo C4 presente en maíz. El CO_2 (como bicarbonato) es fijado por la enzima fosfoenolpiruvato carboxilasa (1) en las células del mesófilo y transferido como malato o aspartato a las células envainadoras, donde es nuevamente liberado para ser captado por la enzima RUBISCO (2) en el ciclo de Benson-Calvin. Este mecanismo provoca el aumento de la concentración de CO_2 en el lugar donde la RUBISCO ejerce su acción (las células del mesófilo de las C4 no poseen RUBISCO). De esta forma se favorece la actividad carboxilasa de esta enzima en lugar de la actividad oxigenasa y se evitan así las pérdidas por fotorrespiración (adaptado de Wingler *et al.*, 1999).

Evolución de la fotosíntesis oxigénica

La fotosíntesis es el único proceso biológico terrestre que permite la utilización de la energía solar para la producción de materia, que puede ser utilizada como alimento o para producir otras formas de energía. Resulta de mucho interés entender cómo se dio la evolución de la fotosíntesis sobre la tierra para resolver ineficiencias del proceso con vistas a aumentar la productividad agrícola (Blankenship, 2010). La evidencia existente indica que la fotosíntesis apareció no mucho después del origen de la vida y se desarrolló en una variedad de mecanismos que dieron origen a la diversidad de organismos fotosintéticos que hoy existen. Con la excepción de las cianobacterias, la fotosíntesis anoxigénica es el mecanismo que utilizan las bacterias para fijar el CO_2 . Este tipo de fotosíntesis fue uno de los primeros procesos metabólicos en aparecer sobre la Tierra. La fotosíntesis oxigénica presente en organismos fotosintetizadores que lisan el agua y liberan oxígeno apareció tiempo después. Aunque no hay un acuerdo general se cree que fue entre 3.700 y 2.300 millones de años atrás (Björn & Govindjee, 2009). La producción de O_2 y su subsecuente acumulación en la atmósfera permitió el desarrollo de avanzadas formas de vida que utilizan este compuesto durante la respiración aeróbica (Buick, 2008).

Cianobacterias y plantas realizan la fotosíntesis oxigénica. De hecho, se sostiene que los cloroplastos, las organelas de las células vegetales responsables del proceso fotosintético, se originaron a partir de las cianobacterias. Un indicio de este origen es que los cloroplastos poseen su propio ADN, el que tiene una estructura similar al ADN de bacterias, es decir, circular, cerrado y sin histonas. Las clorofilas son los pigmentos esenciales para todos los organismos fotosintéticos. Son por sí mismas el producto de un prolongado desarrollo evolutivo necesario para desencadenar en un proceso biosintético que lleva 17 o más etapas (Beale, 1999). Además de las clorofilas, todos los organismos fotosintetizadores poseen carotenoides, como pigmentos accesorios. Éstos, a diferencia de las clorofilas, se encuentran en organismos que no realizan la fotosíntesis cumpliendo otras funciones. Esto indica que estos pigmentos probablemente no hayan seguido estrictamente el mismo camino evolutivo que las clorofilas (Sandmann, 2009). Los pigmentos fotosintéticos se agrupan con proteínas en complejos denominados fotosistemas. En los organismos que realizan la fotosíntesis oxigénica funcionan dos fotosistemas: uno relacionado con la

fotólisis del agua (el Fotosistema II) y otro con la reducción del NADP (Fotosistema I). La energía lumínica absorbida durante el proceso fotosintético permite asociar a esta transferencia de electrones la síntesis de ATP. En los organismos que realizan la fotosíntesis anoxigénica funciona un solo fotosistema en un mecanismo cíclico donde la clorofila actúa como dador y aceptor de electrones (Blankenship, 2010). Todos los organismos que realizan la fotosíntesis oxigénica utilizan el ciclo de Benson-Calvin para reducir el CO₂. La enzima clave de este proceso es la RUBISCO, la enzima más abundante de la naturaleza. Existe evidencia de que la RUBISCO sufrió a lo largo de la evolución cambios adaptativos en su estructura que la tornaron más eficiente (Kapralov & Filatov, 2007). Una prueba de ello es la evolución molecular que se demostró con respecto a los genes que codifican la subunidad grande (LSU) y la subunidad pequeña (SSU) de RUBISCO de 15 especies de *Flaveria*, un género de gran diversidad en estados de transición C₃-C₄, resultando en una selección positiva en ambas subunidades, siendo mucho más fuerte en la LSU (Kapralov *et al.*, 2011).

Lo expresado anteriormente permite especular con que se podría mejorar la actividad de la RUBISCO artificialmente por evolución dirigida sin tener que esperar que las condiciones provocadas por el cambio climático hagan su efecto en forma natural. Esta manera de anteponerse a los cambios podría tener un efecto positivo significativo sobre la productividad de los cultivos (Mueller-Cajal & Whitney, 2008).

Fotorrespiración y evolución del metabolismo C₄

La variación de la concentración de CO₂ en la atmósfera es el acontecimiento más importante que determinó la evolución de las plantas sobre la superficie terrestre. El perfil cambiante de [CO₂] ejerció una presión selectiva que llevó a importantes adaptaciones en las plantas modernas. La enzima RUBISCO, la carboxilasa fotosintética primaria, evolucionó hace 3-4 mil millones de años en un ambiente anaeróbico de alta [CO₂]. El efecto combinado de la reducción de la [CO₂] y del aumento de la [O₂] en la atmósfera moderna, y la incapacidad de RUBISCO para distinguir completamente entre el CO₂ y O₂, condujo a la aparición de una reacción de oxigenación que reduce la eficiencia de la fotosíntesis denominada fotorrespiración, ya que consume O₂ y libera CO₂. Entre las plantas terrestres, la fotosíntesis C₄ resuelve en gran parte este problema facilitando una alta relación de CO₂/O₂ en el sitio activo de la RUBISCO que se asemeja a la atmósfera en la que la enzima ancestral evolucionó (Kapralov, *et al.*, 2011).

La fotosíntesis C₄ es un conjunto de modificaciones anatómicas y bioquímicas tendientes a concentrar el CO₂ en el sitio de acción de la enzima RUBISCO. Existen muchas variaciones de fotosíntesis C₄, reflejando al menos 45 orígenes independientes en 19 familias de plantas superiores. Esta forma de fijación del CO₂ atmosférico está presente en cerca de 7500 especies de plantas con flores, algo así como el 3% de las 250.000 especies de plantas terrestres (Sage, 2004). La mayoría de las plantas C₄ son gramíneas (4500 especies), mientras que los juncos y las dicotiledóneas poseen 1500 y 1200 especies respectivamente, contribuyendo con un cuarto de la productividad primaria del planeta (Sage, 2004). Estas plantas poseen la capacidad de colonizar zonas de elevadas temperaturas y déficits hídricos, dada su alta eficiencia en la utilización de agua y nutrientes. La aparición de plantas C₄ fue consecuencia de la evolución de diferentes ancestros C₃, que adquirieron ventajas adaptativas frente a condiciones más extremas del ambiente; como bajas concentraciones de CO₂, sequía y salinidad. Quizás esta evolución no se haya completado totalmente. La existencia de especies que presentan diferentes formas de estados intermedios entre el metabolismo C₃ y el C₄ dan testimonio de ello. En las últimas tres décadas numerosos estudios se centraron en analizar estos estados de transición para poder explicar cómo se fueron sucediendo los acontecimientos a lo largo de los milenios. Las plantas C₄ aparecieron y se expandieron favorecidas por el descenso de CO₂, sumado a condiciones de elevadas temperaturas y aridez. La falta de agua y el aumento de la temperatura previstos por el cambio global, son condiciones en las cuales las plantas C₄ se verían beneficiadas frente a las C₃. No obstante, la forma en que responderán las plantas C₄ al aumento previsto en la concentración atmosférica del CO₂, situación en las que no se ven favorecidas, es materia de estudio. Quizás estas condiciones den ventajas adaptativas a especies que no respondan estrictamente a las características de las C₃ (favorecidas por el aumento del CO₂, pero no por las altas temperaturas ni la aridez) o de las C₄ (hábiles en el uso del agua y de los nutrientes pero energéticamente poco eficientes frente a elevadas concentraciones de CO₂) sino, posiblemente a una variedad de estadios intermedios (Pagano *et al.*, 2010).

En los últimos cinco años, se ha producido una convergencia de datos moleculares, fisiológicos, estructurales y paleoecológicos que proporciona una comprensión detallada de cómo, cuándo y dónde la fotosíntesis C₄ fue capaz de evolucionar. Varias líneas de evidencia ahora apuntan a las altas tasas de fotorrespiración como el principal motor de la evolución C₄. Estudios geológicos indican que los linajes C₄ evolucionaron después de que la concentración atmosférica de CO₂ disminuyó a niveles causantes de altas tasas de fotorrespiración en las plantas.

El estrés abiótico operando sobre las células fotosintetizadoras pudo haber sido el responsable de la evolución hacia la anatomía Kranz, presente en la casi totalidad de las plantas C_4 . El estudio de las trayectorias evolutivas responsables de la gran cantidad de linajes C_4 podría proporcionar herramientas útiles para incorporar el síndrome C_4 en plantas C_3 (Sage *et al.*, 2012).

Respuestas fotosintéticas y respiratorias al aumento de la concentración de CO_2

La concentración atmosférica de CO_2 actual es la mayor de los últimos 26 millones de años y se espera que aumente al doble en este siglo (Long *et al.*, 2004). La fotosíntesis está muy ligada a las condiciones climáticas, tanto directa como indirectamente. Mientras que la absorción de luz es independiente de la temperatura, la subsecuente conversión de luz en energía química responde a la luz de una manera compleja (Kirschbaum, 2004).

En plantas C_3 la captación de CO_2 por la RUBISCO es el primer paso en la asimilación fotosintética del CO_2 . La RUBISCO es la enzima más abundante en las plantas. De hecho se piensa que además de cumplir funciones catalíticas podría ser considerada una reserva de nitrógeno reducido. Esta elevada concentración de RUBISCO en los tejidos vegetales hace que no exista una saturación de sitios activos por CO_2 . Como se ha dicho CO_2 y O_2 compiten por estos sitios activos. En plantas C_4 opera una bomba de CO_2 tendiente a aumentar la concentración de éste en la células envainadoras, lo que las hace casi independientes de las concentraciones atmosféricas de CO_2 . Pero las plantas C_3 son altamente dependientes de estas concentraciones y un aumento de ellas favorece la reacción de carboxilación a expensas de la de oxigenación, así, una creciente proporción de potenciales de reducción y fosforilación puede ser canalizada hacia la producción de materia luego de la fijación del CO_2 (Kirschbaum, 2004).

Se ha demostrado que las plantas responden al aumento de la $[CO_2]$ atmosférica vía un incremento en la fotosíntesis neta y una disminución en la transpiración en el corto plazo (Long *et al.*, 2004) (Fig. 3). Además del efecto sobre la fotosíntesis neta y la conductancia estomática se ha encontrado que la respiración nocturna tiene una rápida respuesta al aumento instantáneo de la $[CO_2]$ atmosférica (Drake *et al.*, 1997). Es relativamente fácil entender cuáles podrían ser los efectos del aumento de la $[CO_2]$ sobre el metabolismo fotosintético previendo cuales pueden ser los pasos que son regulados, como por ejemplo el efecto sobre la RUBISCO. Sin embargo, la naturaleza de los cambios en la respuesta respiratoria son insuficientemente conocidos.

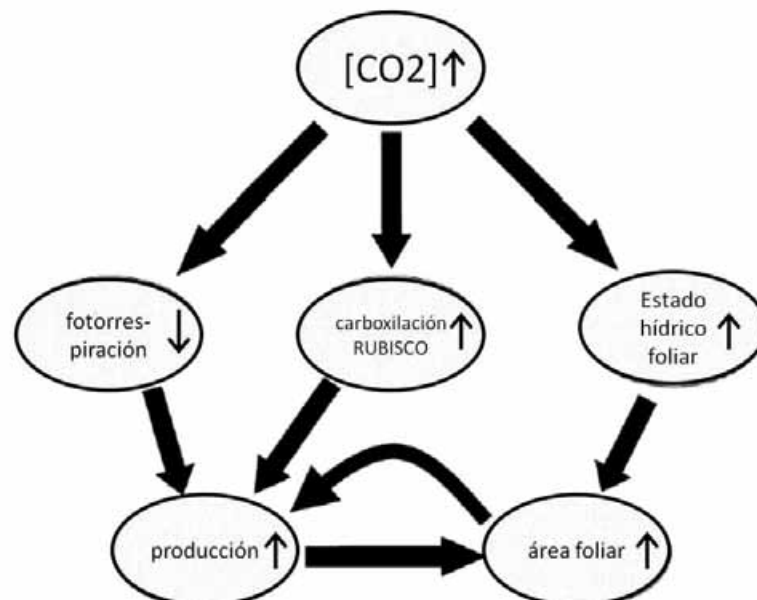


Figura 3. Esquema de los efectos iniciales directos provocados por el aumento de $[CO_2]$ sobre la producción de plantas C_3 . Aumentos en la $[CO_2]$ atmosférica incrementan la tasa de carboxilación de la RUBISCO mientras inhibe la reacción de oxigenación, disminuyendo así la pérdida de carbono reducido por fotorrespiración. También incrementa el estado hídrico foliar al disminuir la transpiración. Esto, sumado al incremento de la producción provocado por el aumento de la tasa de reducción del CO_2 , permite el aumento del área foliar (adaptado de Long *et al.*, 2004).

Plantas de soja creciendo a elevada $[CO_2]$ ($550 \text{ mmol} \cdot \text{mol}^{-1}$), en condiciones de campo, mostraron un aumento de la respiración nocturna de un 37% (Leakey *et al.*, 2009a). La explicación de este aumento estuvo dada por un

incremento en el número de transcritos de las enzimas respiratorias asociado a una mayor cantidad de mitocondrias activas. Este aumento en la capacidad respiratoria fue sustentado con el incremento en la actividad fotosintética durante el día que ocasionó una mayor disponibilidad de asimilados. Como se ve, que el efecto positivo que tiene el aumento de la $[CO_2]$ pueda tener un impacto en el crecimiento depende de múltiples factores. El primero a considerar es la disponibilidad de nutrientes. Este factor podría ser controlado en condiciones de cultivo, mediante riego y fertilización entre otras prácticas. Aparece entonces la limitación impuesta por los puntos de crecimiento. Es decir, las plantas sólo podrían crecer respondiendo a condicionantes de tipo genético. Esto podría explicar la falta de una importante respuesta que se encuentra en experimentos con enriquecimiento de CO_2 a largo plazo donde sólo se han encontrado pobres incrementos en el crecimiento, 10% en promedio (Kirschbaum, 2011).

Como se ha mencionado, la respiración nocturna responde entre otras cosas a la mayor disponibilidad de asimilados al comienzo del periodo de oscuridad. Durante el día la fotosíntesis genera hidratos de carbono solubles, sacarosa el más importante, que son movilizados a los destinos. Saturado el floema, la retroinhibición de la fotosíntesis se evita mediante la síntesis de almidón que se acumula en los cloroplastos, siendo la principal fuente de carbono reducido para la respiración en oscuridad. De hecho, plantas de soja expuestas a elevada $[CO_2]$ mostraron un aumento en el contenido de almidón en el cloroplasto (Reid *et al.*, 1998). La estimulación de la respiración foliar bajo elevada $[CO_2]$ reduciría el balance de carbono. Pero podría elevarse la productividad si aumentara el consumo en los destinos, incrementando el número y la eficiencia de síntesis de macromoléculas en los mismos, todo esto asociado a un aumento de la capacidad de las células floemáticas de transportar mayor cantidad de fotoasimilados. También podría darse un efecto positivo en el transporte de asimilados del aumento de la respiración debido a la mayor disponibilidad de energía (ATP) en los tejidos fuente (Leakey *et al.*, 2009a).

La respuesta positiva que se evidencia en la fotosíntesis neta frente al aumento de la $[CO_2]$ atmosférica se ve anulada generalmente en el largo plazo mediante una regulación negativa de la capacidad fotosintética (Long *et al.*, 2004). En un principio se pensó que este efecto podría deberse a una limitación en la disponibilidad de nitrógeno. Sin embargo, por los niveles de fotosíntesis y respiración que operan a campo no habría razón para pensar que el nitrógeno disminuya la respuesta a niveles elevados de $[CO_2]$, medida como ganancia de carbono. El cambio más prominente es la disminución en la cantidad y actividad de la enzima RUBISCO (Rogers & Ellsworth, 2002). Algunos estudios indican que la cantidad de RUBISCO puede llegar a disminuir con el tiempo un 20% en plantas C_3 bajo elevadas $[CO_2]$ y que esta regulación negativa podría ser parte de un proceso general disminución de la inversión en la síntesis de proteínas bajo estas condiciones (Long *et al.*, 2004). Estudios realizados a nivel global también indican que las respuestas de corto plazo son modificadas siguiendo una especie de aclimatación fotosintética y respiratoria (Smith & Dukes, 2013).

Como se ha mencionado, muchos estudios experimentales demuestran, más fuertemente en el corto plazo, que la fotosíntesis C_3 responde fuertemente a la concentración de CO_2 , con el aumento de la fotosíntesis típicamente por 25-75% al duplicar la concentración de CO_2 en la atmósfera, sin embargo, hay un menor número de informes para las plantas C_4 , pero los disponibles sugieren sólo respuestas menores al aumento de la concentración de CO_2 (Kirschbaum, 2004). Un aspecto importante a considerar es que no hay evidencia de aclimatación en plantas C_4 , expresada como una disminución en la actividad RUBISCO, y que los aumentos en fotosíntesis y producción de materia en estas especies podrían deberse a una mejora en la eficiencia del uso del agua a consecuencia de la disminución del 20% en la conductancia estomática (Long *et al.*, 2004). Estudios de modelización previendo un aumento de las concentraciones atmosféricas de CO_2 a 720 ppm, la prevista de finales de este siglo, con efectos asociados sobre el clima en un modelo típico de cambio climático, permitieron estimar un aumento en la producción primaria neta (PPN) global en un 37,3%. Este incremento estaría dado por el aumento promedio de 43,9-52,9% en las C_3 , y de un 5,9% en las C_4 (Friend, 2010).

Las respuestas de las plantas a los niveles proyectados de CO_2 futuros se analizaron inicialmente utilizando experimentos de corto plazo que duraban días o semanas. Estos estudios fallaban en la estimación de una posible aclimatación a estas condiciones. Allí surgen los experimentos de enriquecimiento de CO_2 de aire libre (FACE, Fig. 4) que permiten evaluar el impacto de los niveles elevados de CO_2 en las plantas a través de múltiples estaciones y, en el caso de los cultivos anuales, a lo largo de toda su vida. Algunos de estos experimentos se han conducido desde hace casi dos décadas. Los hallazgos más importantes se ven sintetizados por Leakey *et al.* (2009b). En primer lugar, elevada $[CO_2]$ atmosférica estimula la ganancia de carbono fotosintético y la PPN a largo plazo a pesar de la regulación negativa de la actividad RUBISCO. En segundo lugar, un elevado nivel de CO_2 mejora la eficiencia de uso del nitrógeno y, tercero, disminuye el uso del agua, tanto en la hoja como a escala de canopeo. En cuarto lugar, niveles elevados de CO_2 estimula la respiración oscura a través de una reprogramación transcripcional del metabolismo. En quinto lugar, una elevada concentración de CO_2 no afecta directamente la fotosíntesis C_4 , pero puede estimular indirectamente el aumento de carbono en condiciones de sequía. Por último, la estimulación del rendimiento por niveles elevados de CO_2 en especies cultivadas es mucho menor de lo esperado. Si bien muchas de

estas respuestas han sido más claramente demostradas en los sistemas de cultivo, todas estas tienen implicancias importantes para los sistemas naturales. Los estudios en cámaras de laboratorio y de campo controlados han proporcionado una base de datos inmensa en respuestas de las plantas al aumento de $[CO_2]$ y, más importante, información sobre los mecanismos potenciales de respuesta. FACE, por otro lado, lo que permite es el tratamiento de las plantas en condiciones de campo a escala real, que ha proporcionado una importante revisión de la realidad. Se ha demostrado que los datos de los experimentos de laboratorio y de cámara sobreestiman sistemáticamente los rendimientos de los principales cultivos, sin embargo, pueden subestimar la producción de biomasa de los árboles (Leakey *et al.*, 2009b).

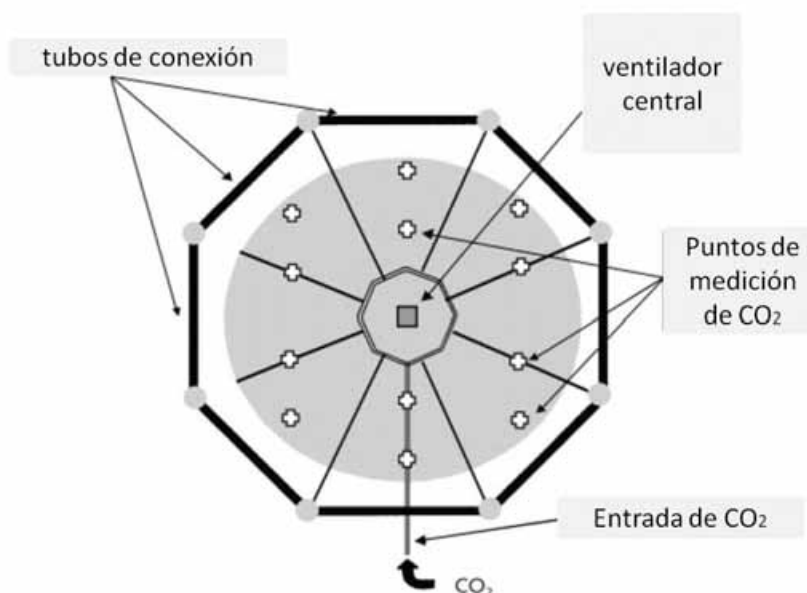


Figura 4. Esquema del sistema FACE (Free-Air CO_2 Enrichment). Un conjunto de emisores de gas, tubos y ventiladores dispersan CO_2 sobre una superficie de terreno al aire libre, permitiendo estudios de largo plazo sobre el efecto del aumento de la concentración atmosférica de CO_2 sobre las plantas. Una serie de sensores monitorean la $[CO_2]$. La emisión se ajusta según estos registros para mantener estable esta concentración. El área sombreada indica la superficie de concentración homogénea de CO_2 (adaptado de Miglietta *et al.*, 2001).

En ese sentido, estudios de FACE predicen que podría haber un aumento del 23-28 % de la productividad de los árboles, al menos, hasta el año 2050. Sin embargo, el aumento de la temperatura global, que podría conducir a un aumento de la respiración, y la limitación de los minerales en el suelo podrían reducir esta respuesta. El cierre parcial de estomas de las hojas inducido por elevadas $[CO_2]$ atmosféricas podría conducir a la reducción de la transpiración y el uso más económico del agua por los árboles. La contracara es que si hay variaciones en las respuestas entre las especies sólo algunas dominarían la vegetación natural con graves consecuencias en la biodiversidad y la estructura de los ecosistemas (Kallarackal & Roby, 2012).

El futuro de la agricultura

La variación de $[CO_2]$ atmosférico es un aspecto importante de la historia del medio ambiente en el cual las plantas vasculares han evolucionado. Los períodos de descenso de $[CO_2]$ en el pasado parecen haber creado una presión selectiva para las adaptaciones importantes de las plantas modernas. Hoy en día, el aumento de $[CO_2]$ es un componente clave del cambio ambiental global antropogénico e impactará en las plantas y en los bienes y servicios ecosistémicos que éstas proporcionan. En la actualidad, hay poca evidencia de que las poblaciones naturales de plantas han evolucionado en respuesta a los aumentos actuales en $[CO_2]$. Las respuestas evolutivas a $[CO_2]$ elevada han sido estudiadas mediante la aplicación de selección en ambientes controlados. Los resultados hasta la fecha indican que los cambios de adaptación no serán de gran magnitud en comparación con las respuestas fisiológicas y ecológicas para la futura $[CO_2]$ atmosférica. Nuevos estudios en condiciones ambientales más estresantes y más complejas, relacionadas con el cambio climático, podrían hacer revisar este punto de vista. Hoy los esfuerzos están

concentrados en diseñar plantas para superar las limitaciones de la fotosíntesis bajo elevada $[\text{CO}_2]$ atmosférica y, por ende, beneficiarse al máximo en un futuro. Los objetivos varían en escala, desde la manipulación de la función de una sola enzima (por ejemplo, RUBISCO) a la adición de las vías metabólicas de bacterias en plantas, así como el diseño de los componentes estructurales y funcionales necesarias para la fotosíntesis C_4 en plantas C_3 . Lograr una mejora en los rendimientos dependerá de la combinación de los conocimientos sobre el contexto evolutivo, la base celular y la integración fisiológica de respuestas de las plantas a diferentes $[\text{CO}_2]$ (Leakey & Lau, 2012).

En los debates públicos, la biotecnología agrícola se presume casi invariablemente como una amenaza potencial para el medio ambiente y para la salud humana. Pero, manejando adecuadamente los riesgos asociados a esta tecnología, esta puede ser una herramienta poderosa para resolver los problemas del medio ambiente y promover la salud humana (Hansson & Joelsson, 2013). Ejemplos de los desafíos biotecnológicos abordados son: el aumento de la producción de fotoasimilados en los tejidos fuente mediante modificación de la subunidad mayor de la RUBISCO, la obtención de RUBISCO activasas termoestables y el aumento de la síntesis de almidón transitorio en cloroplastos. No obstante, es necesario el planteo de nuevos objetivos biotecnológicos tendientes a aprovechar las condiciones del ambiente futuro (Peterhansel & Offermann, 2012).

Conclusiones

La productividad de los cultivos deberá aumentarse para sustentar la creciente demanda de alimentos impuesta por el crecimiento de la población a escala global. Las condiciones impuestas por el cambio climático, en particular el aumento de la concentración atmosférica de CO_2 , necesitan ser evaluadas para estimar que efecto pueden tener sobre esta productividad.

Hasta el momento se ha podido comprobar una estimulación de la fotosíntesis C_3 en el corto plazo, respuesta que va disminuyendo debido a una aclimatación de la enzima RUBISCO. Pero a pesar de esta aclimatación hay un aumento de la productividad a largo plazo en estas plantas.

Las plantas C_4 también podrían verse beneficiadas, aunque en menor medida que las C_3 , por un aumento en la eficiencia del uso del agua.

Entender los mecanismos que las plantas superiores y otros organismos fotosintéticos siguieron para adaptarse a los cambios en la concentración de CO_2 atmosférico es fundamental para estimar cómo las plantas podrán aprovechar las condiciones del ambiente futuro.

Los estudios debieran encararse de manera de poder anteponerse a la evolución natural con que el cambio climático someterá a las plantas. La biotecnología podrá aportar herramientas de mucho valor en este proceso de “evolución anticipada”.

Bibliografía

- Beale, S. 1999. Enzymes of chlorophyll biosynthesis. *Photosynthesis Res.*, 60:43-73.
- Björn, L. & Govindjee. 2009. The evolution of photosynthesis and chloroplasts. *Current Science*, 96, 1466-1474 .
- Blankenship, R. 2010. Early evolution of photosynthesis. *Plant Physiol.*, 154: 434-438.
- Buick, R. 2008. When did oxygenic photosynthesis evolve? *Phil. Trans. R. Soc. B*, 363, 2731-2743 .
- Drake, B.G., González-Meler, M.A. & Long, S.P. 1997. More efficient plants: A consequence of rising atmospheric CO₂? *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* , 48: 609-639.
- Friend, A. 2010. Terrestrial plant production and climate change. *J. Exp. Bot.* , 615: 1293-1309.
- Hansson, S.O. & Joelsson, K. 2013. Crop biotechnology for the environment? *J. Agric. Environ. Ethics* , 26:759-770.
- Kallarackal, J. & Roby, T.J. 2012. Response of trees to elevated carbon dioxide and climate change. *Biodiversity and Conservation* , 21: 1327-1342 .
- Kapralov, M.V. & Filatov, D.A. 2007. Widespread positive selection in the photosynthetic Rubisco enzyme. *BMC Evolutionary Biology*, 7:73.
- Kapralov, M.V., Kubien, D.S., Andersson, I. & Filatov, D.A. 2011. Changes in Rubisco kinetics during the evolution of C4 photosynthesis in *Flaveria* Asteraceae are associated with positive selection on genes encoding the enzyme. *Mol. Biol. Evol.* , 284:1491-1503.
- Kirschbaum, M.U.F. 2004. Direct and indirect climate change Effects on photosynthesis and transpiration. *Plant Biology* , 6: 242-253.
- Kirschbaum, M.U.F. 2011. Does Enhanced Photosynthesis Enhance Growth? Lessons learned from CO₂ enrichment studies. *Plant Physiol.* , 155: 117-124.
- Leakey, A.D.B. & Lau, J.A. 2012. Evolutionary context for understanding and manipulating plant responses to past, present and future atmospheric [CO₂]. *Phil. Trans. R. Soc. B* , 367: 613-629.
- Leakey, A.D.B., Ainsworth, E.A., Bernacchi, C.J., Rogers, A., Long, S.P. & Ort, D.R. 2009b. Elevated CO₂ effects on plant carbon, nitrogen, and water relations: Six important lessons from FACE. *J. Exp. Bot.* , 60 10: 2859-2876.
- Leakey, A.D.B., Xu, F., Gillespie, K., McGrath, J., Ainsworth, E.A. & Ort, D.R. . 2009a. Genomic basis for stimulated respiration by plants growing under elevated carbon dioxide. *Proceedings of the National Academy of Sciences* , 1069: 3597-3602.
- Long, S.P., Ainsworth, E.A., Rogers, A. & Ort, D.R. 2004. Rising atmospheric carbon dioxide: Plants FACE the future. *Ann. Rev. Plant Biol.* , 55: 591-628.
- Mueller-Cajar, O. & Whitney, S.M. 2008. Directing the evolution of Rubisco and Rubisco activase: first impressions of a new tool for photosynthesis research. *Photosynth Res.* , 981-3:667-75.
- Murchie, E.H., Pinto, M. & Horton, P. 2009. Agriculture and the new challenges for photosynthesis research. *New Phytologist* , 181:532-552.
- Pagano, E., Wolosiuk, R. & Chueca, A. 2010. Evolución del metabolismo fotosintético C4 y los estados de transición C3-C4. En J. González-Rebollar, *Plantas C4 y CAM*. Servicio de Publicaciones del Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España.
- Peterhansel, C. & Offermann, S. 2012. Re-engineering of carbon fixation in plants - challenges for plant biotechnology to improve yields in a high-CO₂ world. *Curr. Opin. Biotechnol.* , 232:204-8.
- Reid, C.D., Fiscus, E.L. & Burkey, K.O. 1998. Combined effects of chronic ozone and elevated CO₂ on Rubisco activity and leaf components in soybean *Glycine max.* *J. Exp. Bot.* , 49: 1999-2011.
- Rogers, A. & Ellsworth, D.S. 2002. Photosynthetic acclimation of *Pinus taeda* loblolly pine to long-term growth in elevated pCO₂ FACE. *Plant Cell Environ.* , 25: 851-858.
- Sage, R. 2004. The Evolution of C4. *New Phytologist* , 161: 341-370.
- Sage, R.F., Sage, T.L. & Kocacinar, F. 2012. Photorespiration and the Evolution of C4 Photosynthesis. *Annu. Rev. Plant Biol.* , 63:19-47.
- Sandmann, G. 2009. Evolution of carotene desaturation: the complication of a simple pathway. *Arch. Biochem. Biophys.* , 4832:169-74.
- Sheehy, J.E., Mitchell, P.L. & Hardy, B. 2007. Charting Pathways to C4 Rice. *Los Banos, the Philippines: International Rice Research Institute* .
- Smith, N.G. & Dukes, J.S. 2013. Plant respiration and photosynthesis in global-scale models: incorporating acclimation to temperature and CO₂. *Global Change Biology* , 19: 45-63.

Capítulo 10

Fertilización nitrogenada y gases de efecto invernadero en cultivos extensivos de agroecosistemas pampeanos

María de las Mercedes Zubillaga^{1*} y Helena Rimski Korsakov¹

¹Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Catedra de Fertilidad y Fertilizantes. Av. San Martín 4453 (1417) Buenos Aires, Argentina. *E-mail: mzubilla@agro.uba.ar

El principal objetivo de la utilización de fertilizantes es incrementar la producción y calidad de los cultivos. La experiencia internacional presenta una visión dual de la fertilización: por un lado son una herramienta imprescindible para mantener los niveles de producción acorde con la demanda creciente de la población. Por otro lado, son un factor de riesgo ambiental. En países con elevados consumos de fertilizantes se apunta a controlar y disminuir su uso y así evitar la contaminación ambiental. En contraposición, dado el nivel de deterioro y de agotamiento de los suelos argentinos, para transformar a su agricultura en sustentable, se requiere el uso racional de los fertilizantes (Zubillaga & Zubillaga, 2009). Los fertilizantes poseen destinos alternativos cuando se incorporan al suelo. Entre los destinos, la absorción por parte del cultivo, suele ser cuantitativamente minoritaria para la mayoría de los nutrientes. Esto implica que la fertilización debe evaluarse incluyendo su impacto sobre el medio ambiente. El nitrógeno es el nutriente que más limita la producción de los cultivos en todo el mundo y también es el de mayor consumo en diversas formas. En este capítulo se presenta una revisión de la investigación nacional acerca del manejo de la fertilización nitrogenada y las emisiones de N registrados en cultivos extensivos de la región pampeana.

El 78% de la atmósfera está compuesta por N gaseoso, sin embargo es una forma química y biológicamente no utilizable por los vegetales. A principios del siglo pasado, se descubrió la síntesis del amoníaco, forma química reactiva y utilizable, a partir de la reacción de dinitrógeno atmosférico (N₂) con hidrógeno en presencia de hierro a altas presiones y temperaturas, por el investigador Fritz Haber. Por otro lado, Bosch lo desarrolló a escala industrial. Del total de nitrógeno producido por el proceso de Haber-Bosch, aproximadamente el 80 % es utilizado para la producción de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, una gran proporción de este N es perdida al ambiente. Se estima que el consumo de fertilizante es de aproximadamente 100 Tg N por año, sólo siendo un 17% del mismo consumido por la población humana (Davidson, 2009). Por lo tanto es extremadamente baja la eficiencia de uso del N en la agricultura (cantidad de N recuperado en alimento producido por unidad de N aplicado).

La producción industrial de fertilizantes nitrogenados sintéticos ha permitido aumentar drásticamente la productividad agrícola a nivel mundial. Se ha estimado que el número de habitantes soportados por cada hectárea de tierra productiva ha pasado de 1,9 en 1908 a 4,3 un siglo después. Es difícil cuantificar precisamente la cifra, sin embargo un análisis independiente, basado en experimentos a largo plazo concluyeron que aproximadamente entre el 30 y el 50% del incremento de los rendimientos de los cultivos fue debido a la fertilización nitrogenada (Smil, 1999; Steward et al., 2005). Los fertilizantes nitrogenados fueron los responsables de la alimentación del 40 % de la población mundial al principio del presente milenio (Erisman et al., 2008). Asimismo, estas estimaciones no han tenido en cuenta la cantidad de nutrientes requerida para la producción de bioenergía y biocombustibles (Smith et al., 2012). El incremento en la producción de biocombustibles tendería a aumentar la influencia del proceso Haber-Bosch, si bien por el momento, estas fuentes de energía no tienen una gran influencia en el uso de fertilizantes mundial (Erisman et al., 2008).

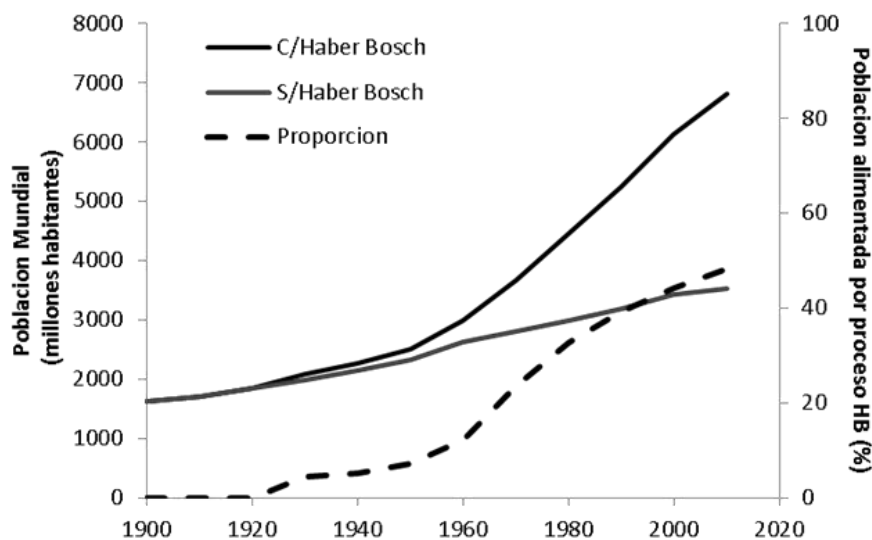


Figura 1. Cambios de la población mundial con el proceso de H&B, y sin H&B; y proporción de la población mundial alimentada por el proceso (Erisman et al., 2008).

A nivel global, la aplicación de fertilizantes nitrogenados se ha incrementado drásticamente en las últimas décadas y se prevé que alcanzará $165 \text{ Tg N año}^{-1}$ en 2050 (Galloway et al., 2004). En el año 2009, el consumo de fertilizantes nitrogenados alcanzó los 102,3 millones de toneladas, casi 8 veces superior al de comienzo de la década del 60. Las regiones con mayor demanda fueron Asia oriental y Asia occidental con 40 y 23 %, respectivamente. América Latina y el Caribe, han participado con un 6% de la demanda mundial, habiéndose incrementado casi 13 veces desde comienzo de la década del 60 (FAO, 2010). Los países desarrollados de América del Norte y Europa, con altos niveles de uso de fertilizantes, en la década del '90 comenzaron a disminuir el consumo como consecuencia de reducciones en el precio de los granos, exceso de producción y problemas ambientales. Por el contrario, las economías emergentes de países como China e India lideran el mercado actual de fertilizantes. En Argentina, la tendencia en el consumo de fertilizantes de N mantuvo un crecimiento relativamente continuo y positivo desde la década del '90, aunque con ciertas fluctuaciones en los últimos años (Figura 2). Desde entonces, los sistemas agrícolas de la Región Pampeana han experimentado una intensificación continua con la expansión de los cultivos (Díaz Zorita et al., 2002) acompañada por el incremento de la aplicación de N (Cruzate & Casas, 2012; García & González San Juan, 2010).

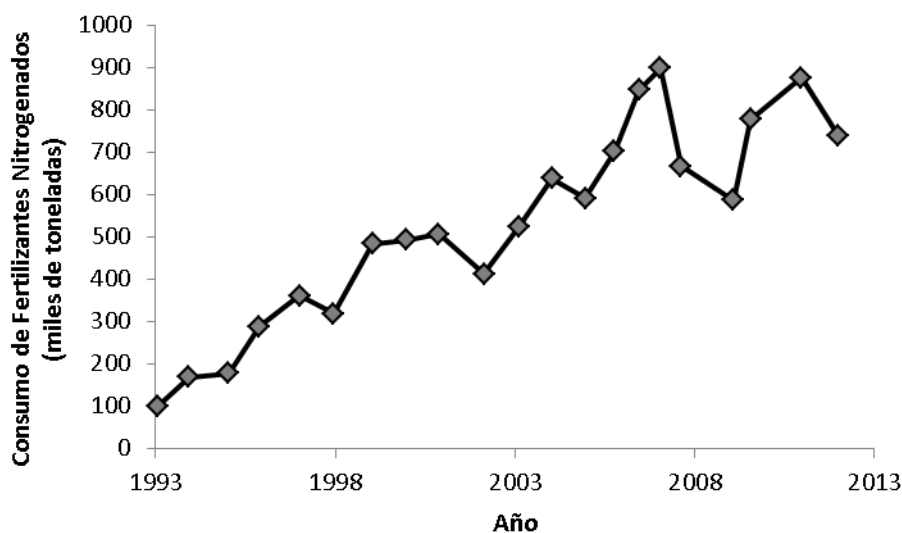


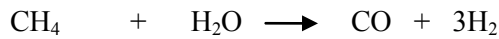
Figura 2. Evolución del consumo de nitrógeno (N) en Argentina entre 1993 y 2013. Adaptado de IPNI, Fertilizar y CIAFA.

Producción de fertilizantes nitrogenados y GEI

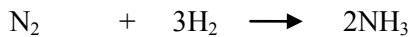
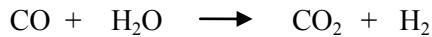
La capacidad de producción de fertilizantes nitrogenados en el país se vinculó al aumento del consumo nacional de los mismos. La primera planta de fabricación fue de urea granulada en la localidad de Campana (Provincia de Buenos Aires) durante la década del '60 con una capacidad de producción de 180.000 toneladas anuales. Actualmente esta planta también produce tiosulfato de amonio. La principal planta de fertilizantes de urea granulada se encuentra en la localidad de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires) establecida al finalizar la década del 90, con una capacidad anual de producción de 1.200.000 toneladas.

El N del fertilizante procede del amoníaco elaborado mediante síntesis industrial, a partir del nitrógeno e hidrógeno. Este último proviene principalmente de la reacción entre el agua y un combustible fósil, siendo el gas natural la materia prima preferida. El N es suministrado por el aire.

La reacción completa es



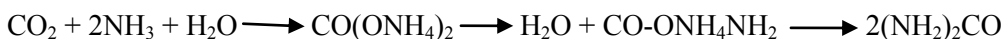
(gas natural)



En la síntesis de amoníaco, un proceso totalmente eficiente se generarían 0.88 moles de CO_2 por cada 2 moles de NH_3 , ó $(0,88 \cdot 44/28)$ 1.38 kg de CO_2 kg N^{-1} . Esta cifra representa la emisión desde la materia prima en el proceso, sin tener en cuenta la emisión adicional del combustible utilizado para las turbinas de gas y otros equipos en la planta de amoníaco (NRCan, 2007). Alrededor del 74% de la energía total utilizada para la fabricación de fertilizantes proviene del gas natural. Este es el principal insumo para producir amoníaco, de esta manera entre el precio de los fertilizantes y el del gas natural se evidencia una relación positiva. Si en el futuro, un método libre de C puede hallarse para generar hidrógeno para el proceso de Haber-Bosch, el amoníaco podría ser producido con una huella de carbono mucho menor (Adviento-Borbe et al., 2007).

A partir del amoníaco se elaboran los principales fertilizantes nitrogenados: urea, UAN, nitrato de amonio (NA) y nitrato de amonio estabilizado con calcio (CAN). Además el amoníaco se utiliza para la elaboración de otros fertilizantes fundamentales que aportan principalmente fósforo y en forma secundaria nitrógeno como es el caso del fosfato monoamónico (FMA) y el fosfato diamónico (FDA).

La urea proviene de la combinación del amoníaco con el CO_2 proveniente de la reacción (1) con altas temperaturas. En una primera etapa se forma carbonato y luego carbamato de amonio:



Urea

La oxidación del amoníaco da lugar al ácido nítrico. El fertilizante líquido UAN se produce con urea, nitrato de amonio y agua y el tiosulfato de amonio se obtiene con agua amoniacal, dióxido de azufre y azufre elemental.

En la producción de fertilizantes inorgánicos se realiza un importante uso de energía y en los procesos de síntesis hay emisiones de gases de efecto invernadero. Las fuentes de fertilizante N difieren en la cantidad de GEI neto asociado con su producción y transporte (Tabla 1). Las fuentes que contienen NO_3 en su composición tienen mayor potencial de calentamiento atmosférico debido al N_2O emitida en la producción de ácido nítrico. Las estimaciones de este coeficiente de emisión varían ampliamente, pero se pueden reducir en un 70-90% por el uso de la tecnología de reducción catalítica no selectiva (Wood & Cowie, 2004). La producción de urea a menudo vuelve a capturar la mayor parte del proceso de emisión de CO_2 de la producción de amoníaco (NRCan, 2007). Esta tecnología podría reducir el factor de emisión para la producción de urea en hasta 1,6 kg de CO_2 por kg de N aplicado (es decir, la mitad que en la Tabla 1).

Tabla 1. Uso de energía y emisión de GEI asociados con la fabricación y transporte de fuentes nitrogenadas (Wang, 2007).

	NH ₃	Urea (por kg de N aplicado) ⁻¹	NA
Energía (MJ)	45	53	65
CH ₄ (g)	2.5	3.7	4.2
N ₂ O (g)	0.02	0.03	19.7
CO ₂ (kg)	2.6	3.1	3.8
GEI (kg CO ₂ equivalente)	2.6	3.2	9.7

La energía utilizada en la fabricación de N a nivel global es el 1% del consumo total de energía del mundo, considerándose que una planta de amoníaco típica emite en promedio 2,5 kg CO₂ kg⁻¹ N-NH₃ (Pach, 2007). En Europa y EE.UU. se han estimado los factores de emisión para la producción de NH₃, variando entre 1,4 a 2,6 kg CO₂ kg⁻¹ N. En Canadá (NRCan, 2007) informaron que la emisión de CO₂ desde la producción de amoníaco fue de 2,2 a 2,7 tn CO₂ por tonelada de N-NH₃. La sustitución de las plantas más antiguas con tecnologías más recientes han disminuido las emisiones.

Uso de fertilizantes nitrogenados y GEI

En la actualidad, para lograr altos rendimientos, los sistemas de producción necesitan fertilizar con nitrógeno. Si bien las deficiencias del mismo pueden provocar pérdidas de rendimiento, las aplicaciones excesivas de N pueden afectar además la calidad de los granos, tubérculos y frutos de otros cultivos. Asimismo, produce emisiones de N a la atmósfera por volatilización de NH₃ y desnitrificación de NO; y a los cursos de agua subterránea y superficial por lixiviación y escurrimiento de nitratos. Esto implica que la fertilización debe evaluarse incluyendo su impacto sobre el medio ambiente.

El impacto ambiental de la fertilización nitrogenada en un sistema de producción de un cultivo de trigo ha sido evaluado utilizando la metodología del ciclo de vida (LCA, Brentrup et al., 2004). El sistema de producción de trigo estudiado fue diseñado según las normas de buenas prácticas agrícolas. La información sobre la respuesta del trigo a diferentes dosis de nitrógeno se basó en experimentos de larga duración del Reino Unido (Broadbalk Experimento, Rothamsted). El análisis LCA consideró la totalidad de insumos requeridos para producir 1 tonelada de grano de trigo (Figura 3). Esto incluyó la extracción de materias primas (combustibles fósiles, minerales para fabricar fertilizantes fosforados y gas natural para los fertilizantes nitrogenados), las entradas al agroecosistema (fertilizantes) y el transporte en las operaciones agrícolas (cultivo, cosecha, aplicación de herbicidas).

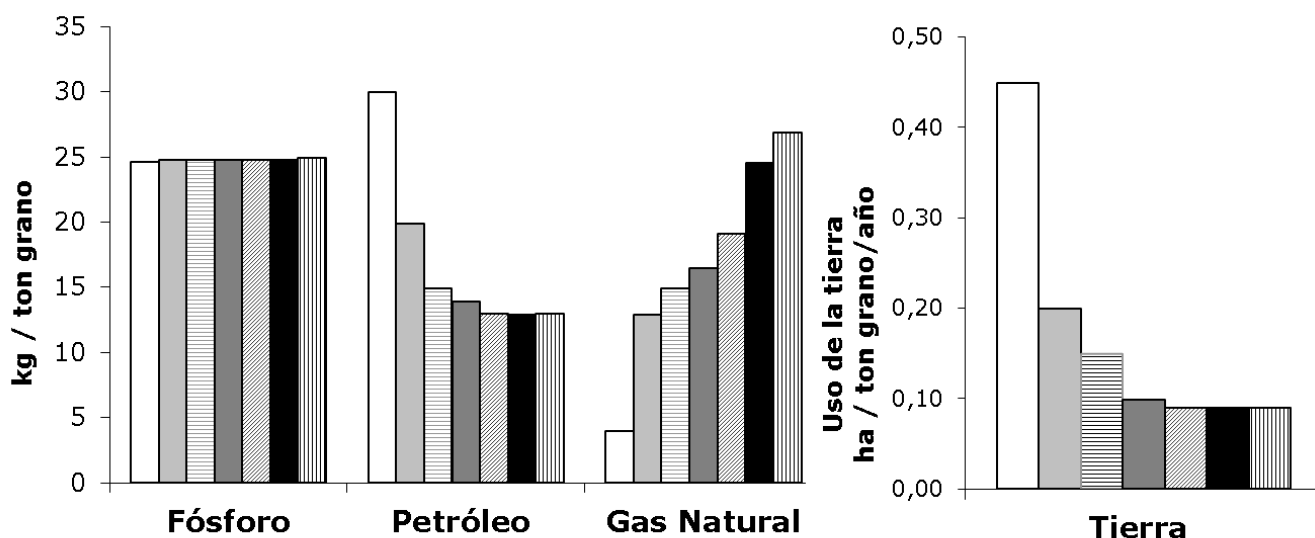


Figura 3. Recursos para producir una tonelada de grano de trigo según la dosis de fertilización nitrogenada (Brentrup et al., 2004).

Las emisiones de gases a la atmósfera provienen de los sistemas de producción y transporte de insumos y uso de maquinaria (laboreo del suelo, siembra y cosecha, Figura 4).

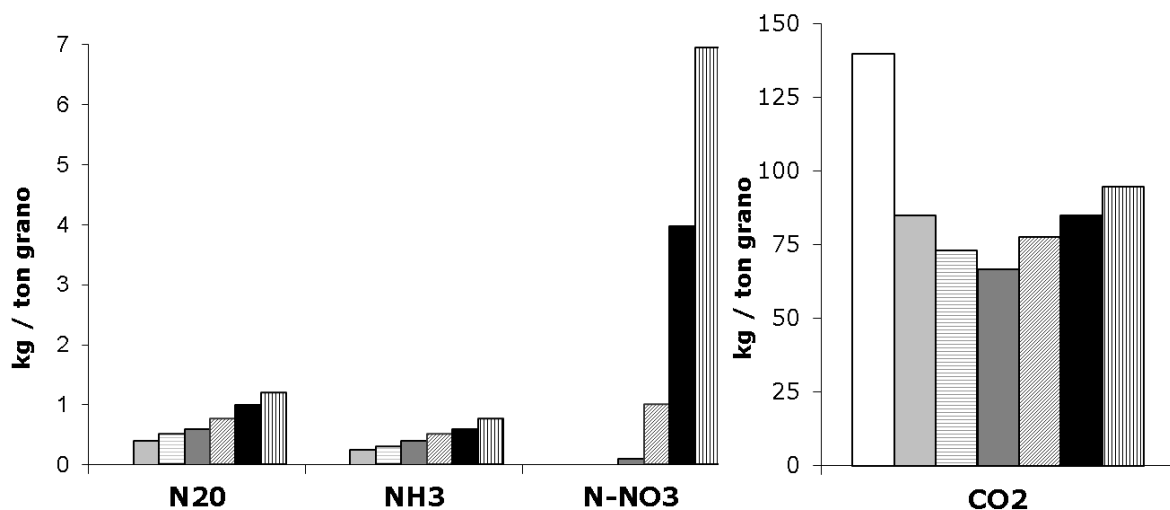


Figura 4. Emisiones de CO₂ y NO₂, NH₃ y NO₃ por tonelada de grano de trigo según la dosis de fertilización nitrogenada (Brentrup et al., 2004).

Las categorías de impacto ambiental han incluido: competencia en el uso de la tierra; cambio climático global; acidificación y eutrofización. Por un lado, a medida que aumenta la respuesta a la fertilización nitrogenada menores han sido los indicadores de impacto ambiental. Por otro, a partir de la dosis óptima agronómica el incremento de N ha aumentado los indicadores de impacto ambiental (Figura 5).

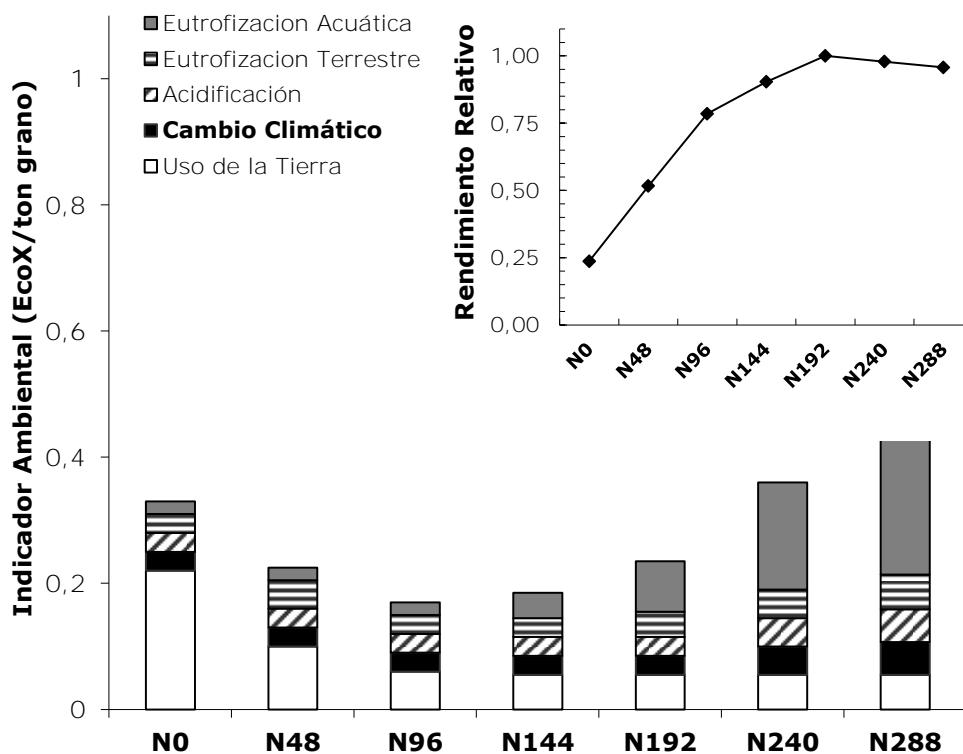


Figura 5. Efecto de la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento relativo de trigo y las categorías de impacto ambiental (Brentrup et al., 2004).

Normalizando los resultados, las dosis menores a 96 kg N ha⁻¹ tuvieron un impacto ambiental más importante en la degradación del suelo por el uso de la tierra, y con dosis mayores a 192 kg N ha⁻¹ el principal impacto fue la eutrofización de las aguas.

El cambio climático se relaciona con el potencial de calentamiento global de los gases de efecto invernadero. Las emisiones de GEI (CO₂, N₂O, CH₄) se expresan en equivalente a CO₂ como potencial de calentamiento global. Se asume que 1 kg de N₂O tiene un potencial de calentamiento 310 veces mayor a 1 kg de CO₂. Las emisiones GEI se han incrementado casi linealmente con la fertilización con N, siendo el N₂O el principal componente de los GEI. Por otro lado, si no se ha fertilizado con N, ha aparecido solamente el CO₂ (Figura 6).

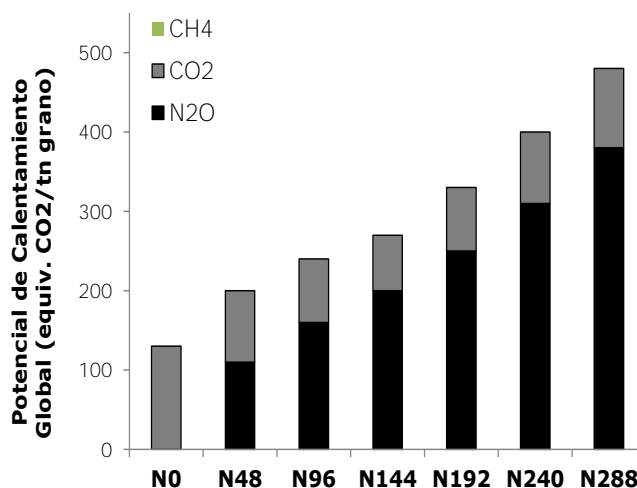


Figura 6. Efecto de la fertilización nitrogenada sobre el potencial de calentamiento global expresado por la concentración de GEI (Brentrup et al., 2004).

Fertilización N e inventario GEI

Emisiones directas de CO₂ desde la fuente nitrogenada urea

La urea es un fertilizante cuya fuente de N se presenta en la forma orgánica de amida. El granulo del fertilizante se hidroliza rápidamente al tomar contacto con la humedad del suelo. La reacción final de la urea aplicada al suelo es:



Durante la aplicación de la urea, se produce la emisión de CO₂, equivalente al contenido de carbono de la urea sobre la base de su peso atómico, aproximadamente un 20%. Por lo tanto, para estimar las emisiones de C-CO₂ por fertilización con urea, se tiene en cuenta la dosis del fertilizante aplicado anualmente y se aplica un factor de emisión general de 0.20. Posteriormente se convierte las emisiones de C-CO₂ en CO₂.

Emisiones directas de N₂O provenientes de los fertilizantes

Las emisiones directas de N₂O son aquellas que ocurren directamente en el sitio de aplicación del fertilizante y provienen de los procesos de desnitrificación y nitrificación (Figura 7). En términos relativos las emisiones de N₂O provenientes por desnitrificación son más importantes a aquellas provenientes de la nitrificación (Bergsma et al., 2002; Ciarlo et al., 2007). Davidson (1992) determinó que el contenido hídrico es el que rige ambos procesos, proponiendo que cuando el 60% del espacio poroso se encuentra lleno de agua, ambos procesos contribuyen en forma equivalente a las pérdidas de N₂O. A contenidos hídricos mayores pasa a ser más importante la desnitrificación. La interacción de los factores de control de la nitrificación y desnitrificación son complejos debido a que la cantidad de N₂O producido depende de la concentración de oxígeno (O₂) y al contenido de agua del mismo, siendo los factores que lo regulan la textura del suelo, amonio disponible para la nitrificación y nitrato disponible para la desnitrificación (Firestone, 1982; Granli & Bockman, 1994).

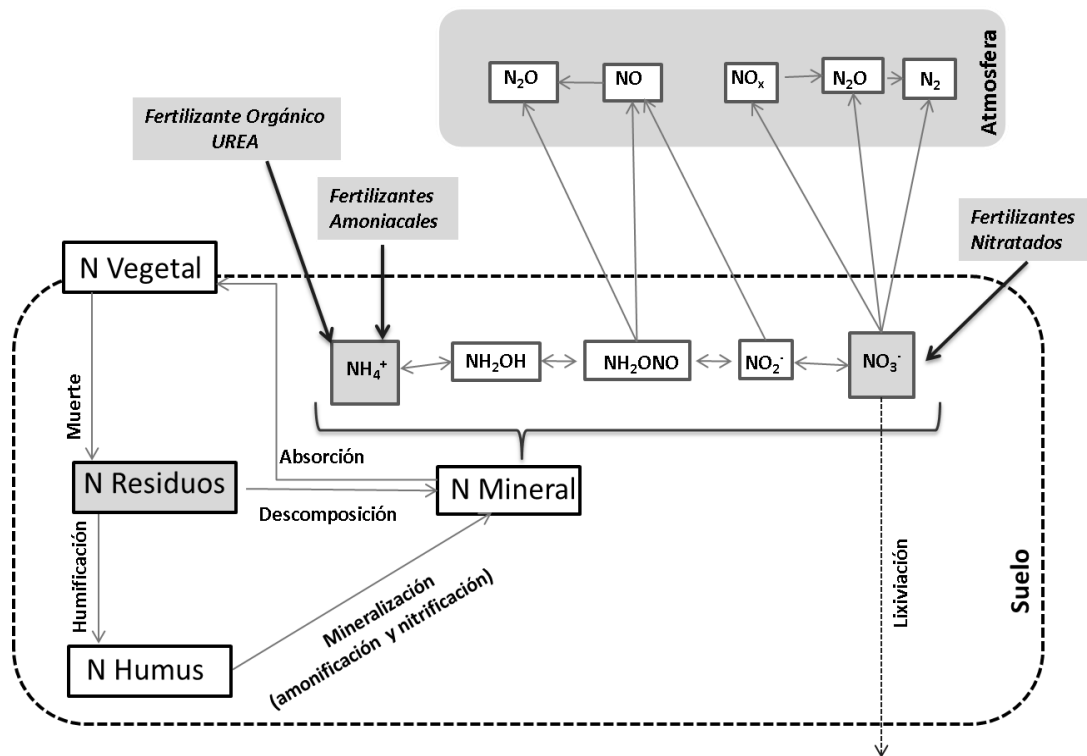


Figura 7. Emisiones directas de N₂O a partir de fertilizantes nitrogenados.

Por lo tanto las **emisiones directas de N₂O** por efecto de la fertilización nitrogenada se estiman según IPCC (2007):

$$N\text{-}N_2O \text{ directas} = (DF + \Delta \text{Residuos agrícolas}) * FE_d$$

Donde:

DF: dosis anual de N aplicado a los suelos en forma de fertilizante sintético (kg N ha⁻¹)

Δ Residuos agrícolas: incremento de la cantidad anual de N en los residuos agrícolas (aéreo y subterráneo) por efecto de la fertilización nitrogenada (kg N ha⁻¹).

FE_d : factor de emisión por defecto de los aportes de N fertilizantes minerales y residuos agrícolas (kg N-N₂O kg N⁻¹). El FE por defecto es 0.01, con un rango de incertidumbre 0.003-0.03.

Emisiones indirectas de N₂O provenientes de los fertilizantes

Las **emisiones indirectas** de N₂O se producen a partir de la **volatilización** de N como NH₃ y óxidos de N (NO_x) y su posterior deposición sobre los suelos y la superficie de los lagos y otras masas de agua. La segunda vía es la **lixiviación** y el **escurrimiento** desde el N de los fertilizantes agregados y los residuos agrícolas.

La volatilización de amoníaco es la emisión de amoníaco gaseoso desde la superficie del suelo. No solo representa una pérdida de N indeseable desde el sistema suelo/planta sino también una amenaza al medio ambiente en general. La mayor parte del amoníaco que se volatiliza retorna a la superficie de la tierra a través de deposición húmeda (por ej. disuelto en el agua de lluvia) o por deposición seca (es decir, unido a la materia particulada) causando la acidificación y la eutrofización de los ecosistemas naturales. Las emisiones de amoníaco y la deposición posterior a la superficie de la tierra y a cursos de agua también son una fuente indirecta de gases de efecto invernadero tal como el N₂O. La agricultura representa alrededor del 50% de todo el amoníaco que se volatiliza en todo el mundo (Sommer et al., 2004).

El N₂O producido por deposición atmosférica de la **volatilización** de N según las estimaciones de IPCC (2007) se calcula según:

$$N\text{-}N_2O \text{ (volatilización)} = (DF * F_{vol}) * FE_{Vol}$$

Donde:

DF: dosis anual de N aplicado a los suelos en forma de fertilizante sintético (kg N ha⁻¹)

F_{vol}: fracción de N de fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH₃ y NO_x, kg N volatilizado (kg de N aplicado)⁻¹. Por defecto el valor promedio es de 0.1, o sea el 10% del N aplicado, con un rango de incertidumbre de 0.03-0.3.

FE_{vol}: factor de emisión de N₂O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en las superficies del agua [kg N- N₂O/(kg N-NH₃+N-NO_x volatilizado)]. El factor es 0.01 por defecto, con un rango de incertidumbre de 0.002 y 0.05.

Las emisiones de N₂O originadas por la desnitrificación de aguas subterráneas y superficiales son consideradas como las emisiones indirectas de mayor importancia (Mosier et al, 1998). La determinación y cuantificación de las mismas presenta una gran variabilidad, no pudiéndose estimar con precisión su aporte total de N₂O en situaciones agrícolas (Mosier et al., 1998). Más allá de la dificultad de estimar el factor de emisión de N₂O desde los acuíferos, ya se parte con una gran dificultad para estimar la fracción del fertilizante lixiviada. En el proceso de lixiviación son muchos los factores que intervienen (climáticos, edáficos y de manejo) lo que hace que su estimación sea compleja y sujeta a gran variabilidad.

Las emisiones de N₂O por lixiviación y escurrimiento se estiman según:

$$N-N_2O_{(lixiviación)} = (DF + \text{Residuos Agrícolas}) * F_{Lix} * FE_{Lix}$$

Donde:

DF: dosis anual de N aplicado a los suelos en forma de fertilizante sintético (kg N ha⁻¹).

Residuos agrícolas: incremento de la cantidad anual de N en los residuos agrícolas (aéreo y subterráneo) por efecto de la fertilización nitrogenada (kg N ha⁻¹).

F_{Lix}: Fracción del N del fertilizante al sistema que produce lixiviación y escurrimiento. Por defecto, el factor es de 0,30 con un rango de incertidumbre de 0,1 a 0,8.

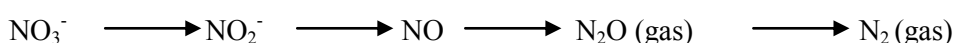
FE_{Lix}: factor de emisión para emisiones de N₂O por lixiviación y escurrimiento de N [kg N- N₂O/(kg N lixiviado+escurrido)]. El factor de emisión por defecto es de 0,0075 con un rango de 0,0005 a 0,025.

Emisiones GEI en Argentina

En Argentina las estimaciones del IPCC asignan a los fertilizantes sintéticos el 10-12 % del N₂O emitido a la atmósfera (Taboada & Cosentino, 2011). Los incrementos de producción debieran ajustarse a mejoras en las prácticas de manejo con elección correcta de dosis, momento, ubicación y fuente de fertilizantes nitrogenados. El logro de estas metas está asociado a mayor eficiencia en el uso del N como una de las estrategias de mitigación.

Desnitrificación

La desnitrificación es un proceso llevado a cabo por microorganismos anaeróbicos facultativos (principalmente pertenecientes a los géneros *Bacillus* y *Pseudomonas*) que utilizan al carbono orgánico como fuente de energía y los nitratos como aceptores de electrones, cuando el oxígeno es limitante, reduciéndolos a N₂. El N₂O es un producto intermedio de dicha reacción:



Para que se generen pérdidas por desnitrificación deben existir condiciones de anoxia, presencia de nitratos y carbono fácilmente oxidable. En el sudeste bonaerense, en el cultivo de maíz, Sainz Rozas et al. (2004) detectaron que el contenido de nitratos y la humedad del suelo explicaban el 58% de la variabilidad de las pérdidas por desnitrificación. Por otro lado, Rodríguez & Giambiagi (1995) explicaron el 55% de la variabilidad de las pérdidas por desnitrificación por el contenido de humedad, el contenido de nitratos y el carbono mineralizable.

En la región pampeana son pocos los ensayos donde se cuantificaron las emisiones por desnitrificación, y dentro de ellos son menos los que permiten estimar la proporción del N aplicado por fertilización emitido por esta vía. En este sentido, Sainz Rozas et al. (2001) detectaron en el sudeste bonaerense, que cuando la fertilización se realizó en estadio fenológico V6, la fracción del fertilizante emitida por desnitrificación fue el 1 y 0.4% del N aplicado, para

dosis de fertilización de 70 y 210 kg N ha⁻¹, respectivamente. En cambio, para fertilizaciones realizadas a la siembra, los valores fueron mayores: 5.5 y 2.6% para las dosis mencionadas, respectivamente (Figura 8). También en el sudeste bonaerense Sainz Rozas et al (2004) determinaron pérdidas del 1.14% para un maíz fertilizado en V₆ con una dosis de 210 kg N ha⁻¹, utilizando urea.

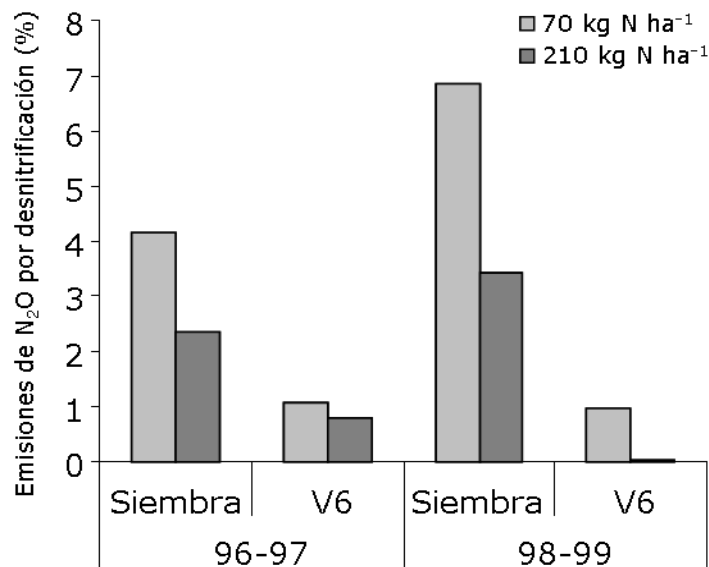


Figura 8. Efecto del momento (siembra o V6) y dosis de fertilización nitrogenada (70 y 210 kg N ha⁻¹) sobre las emisiones de N₂O en maíz fertilizado con urea, durante 39 días después de la fertilización. Valores expresados en porcentaje del N aplicado perdido por desnitrificación (Adaptado de Sainz Rozas et al., 2001).

En la Pampa Ondulada, en un maíz fertilizado con 60 kg N ha⁻¹ (urea) bajo siembra directa, se cuantificaron pérdidas por desnitrificación del orden del 0.175% del N aplicado (Palma et al., 1997) (Figura 9). Cabe destacar que en todos los casos mencionados las pérdidas medidas eran las totales por desnitrificación, o sea que no discriminaban entre emisiones de N₂O y N₂.

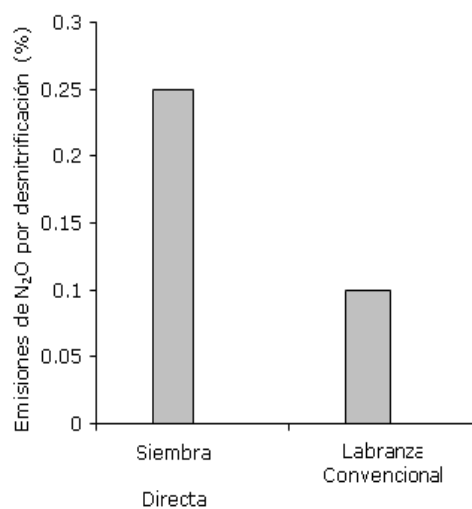


Figura 9. Efecto del sistema de labranza (siembra directa y labranza convencional) sobre las emisiones de N₂O durante el ciclo de un maíz fertilizado con urea (60 kg N ha⁻¹) aplicada a la siembra. Valores expresados en porcentaje del N aplicado perdido por desnitrificación (Adaptado de Palma et al., 1997).

El segundo de los procesos responsable de las emisiones directas de N₂O es la nitrificación:



Dicho proceso es llevado a cabo por microorganismos aeróbicos que oxidan el amonio a nitratos. Se pueden reconocer dos etapas, la primera donde el amoníaco es oxidado a nitritos y luego los nitritos se oxidan a nitratos. Durante dicho proceso pueden existir pérdidas de N₂O a partir de los nitritos (Ritchie & Nicholas, 1972). El amonio interviniente en dicho proceso puede provenir tanto de la materia orgánica o de un fertilizante nitrogenado.

El IPCC propone un factor de emisión por defecto para estimar las emisiones directas de N₂O a partir de fertilizantes sintéticos del 0.01. Vale decir, estiman que el 1% del N aplicado se estaría perdiendo como N₂O. En dicho protocolo se sugiere utilizar dicho valor de no contar con valores medidos en las situaciones específicas de cada sistema. Como se mencionó anteriormente, es escasa la información disponible para nuestro país respecto a las emisiones de N₂O acumuladas sistemas de producción. En un trabajo realizado por Álvarez et al. (2012), donde se compararon las emisiones estimadas utilizando los factores propuestos por el IPCC y las medidas a campo, concluyeron que en todas las situaciones los valores estimados por el IPCC superaban a los medidos a campo. A la vez, las mediciones de Palma et al., (1997) también son inferiores a los propuestos por el IPCC, mientras que Sainz Rozas et al., (2001, 2004) encontraron valores similares o superiores. Cabe recordar que en los tres últimos trabajos mencionados se cuantificó la desnitrificación total (N₂+N₂O), no discriminado entre ambos productos de la desnitrificación por lo que la emisión específica de N₂O es aun menor. Lo anterior pone de manifiesto la necesidad de continuar con la investigación local para poder ajustar adecuadamente los factores de emisión de N₂O para nuestras condiciones de producción.

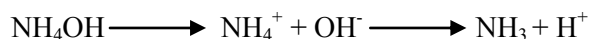
Emisiones indirectas de N₂O provenientes de los fertilizantes

Como se mencionó anteriormente las emisiones indirectas son aquellas que se producen a partir del nitrógeno que se perdió por volatilización o lixiviación y migró hacia sitios diferentes a los de la aplicación.

Volatilización

La selección de la fuente posee gran influencia en la magnitud de la volatilización del amoníaco. Este proceso aparece en todas las fuentes amoniacales principalmente cuando el fertilizante posee urea en su composición, aunque sea en forma parcial (Ej. UAN). La urea es un fertilizante cuya fuente de nitrógeno se presenta en la forma orgánica de amida. En el suelo, el gránulo de fertilizante se hidroliza rápidamente al tomar contacto con la humedad del suelo siendo el producto final la producción de nitratos y una reacción ácida por la nitrificación del amonio. Sin embargo, cabe tener presente que las reacciones intermedias de la urea en el suelo para entender la volatilización desde esta fuente. En la cercanía del gránulo se produce un aumento de pH que puede favorecer la volatilización del amoníaco porque se consumen protones en las etapas intermedias de la reacción. El producto de la hidrólisis, es la formación de carbamato de amonio (pH aproximado de 8,6) que rápidamente se descompone en NH₄ o NH₃ y CO₂.

Pasos Intermedios:



El incremento del pH desplaza el equilibrio del amonio y amoníaco favoreciendo la volatilización del mismo a la atmósfera.

En la región pampeana se han llevado a cabo diferentes experimentos con fuentes nitrogenadas en cultivos extensivos de invierno y verano. En la Figura 10 se presenta la relación de las emisiones por volatilización de amoníaco desde la aplicación de urea en relación a las fuentes UAN y CAN. Las emisiones de NH₃ fueron aproximadamente un 50 y 6 % inferiores para el UAN y CAN respectivamente. Las emisiones provenientes de fertilizaciones aplicadas al cultivo de trigo fueron menores a las halladas en el cultivo de maíz, debido a que el proceso de volatilización se ha relacionado directamente con la temperatura.

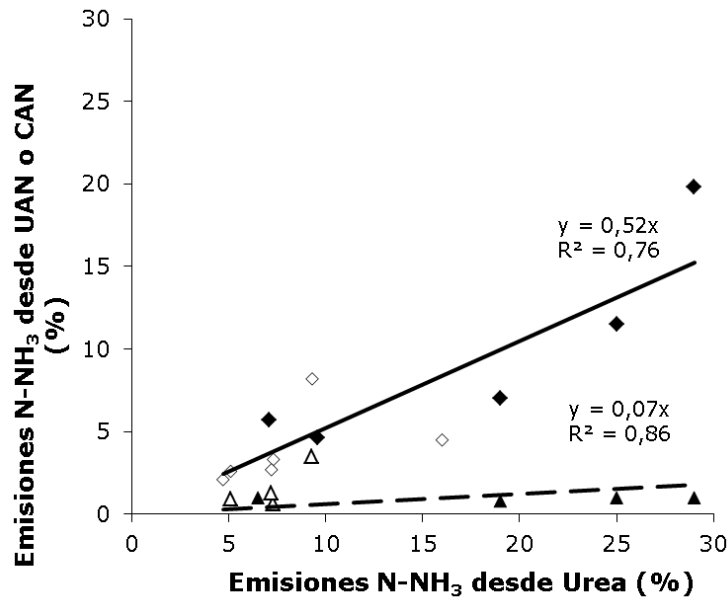


Figura 10. Relación entre factores de emisión de N por volatilización según fuente de nitrógeno (Urea vs UAN o CAN) proveniente de experimentos realizados en región pampeana. Símbolos abiertos experimentos realizados sobre cultivo de trigo y símbolos cerrados, sobre maíz. (Datos provenientes de García et al, 1998; Urricariet et al, 2000; Zubillaga et al, 2002; Barbieri et al., 2003; Fontanetto et al., 2003 y 2006; 2009, Salvagiotti et al, 2006 y Ferraris et al, 2009).

Existen ureas especiales, que por diferentes mecanismos reducen la velocidad con la que se efectúa la hidrólisis enzimática de la urea. En este sentido, se presentan distintas opciones: las ureas de liberación lenta como la urea-formaldehído; de liberación controlada, como la urea recubierta con aditivos acidificantes (Ej. ureas recubiertas con azufre) y los inhibidores de la ureasa como la nBTPT (N-butyl triamida tiófosfórica). En este último caso, mediante la incorporación de sustancias inhibidoras temporarias de la ureasa, se reduce la velocidad con la que se genera la hidrólisis, y por lo tanto se minimiza la volatilización del amoníaco. Dentro de la gama de productos mencionados, los inhibidores de la enzima ureasa son los que tienen las mejores perspectivas de desarrollo.

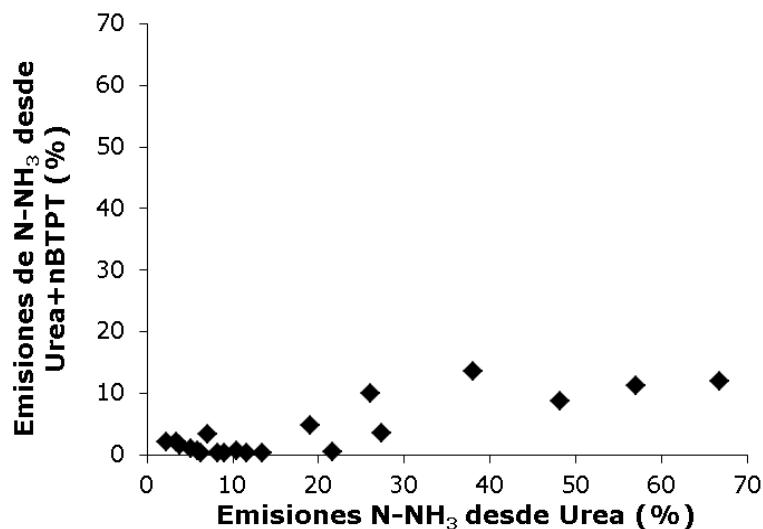


Figura 11. Efecto del inhibidor de la ureasa sobre el factor de emisión de volatilización del N del fertilizante urea (datos extraídos de Sainz Rozas et al, 1999; Barbieri et al, 2003; Fontanetto et al., 2006 y 2010; Romano & Bono, 2011).

A medida que se retrasa la fecha de fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz mayor es la diferencia entre fuentes nitrogenadas (Figura 12). Las emisiones fueron mayores al 10 % solo cuando se postergo la fertilización con urea después de octubre en la zona norte de la provincia de Santa Fé.

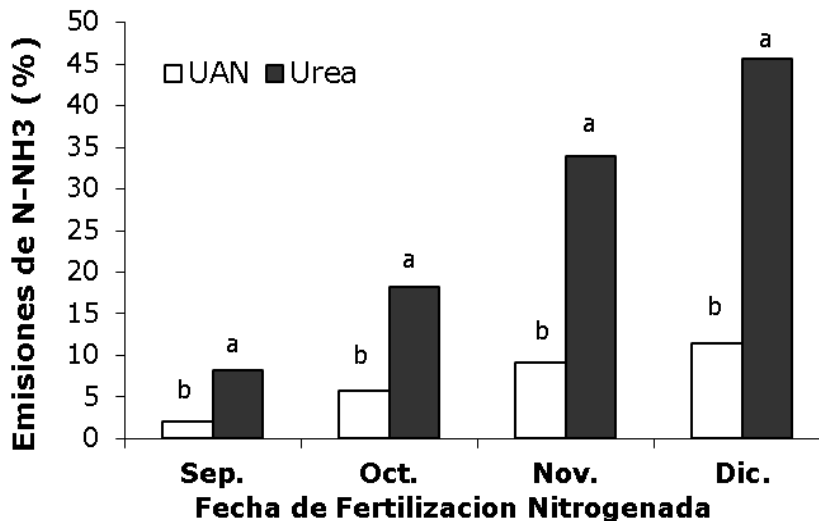


Figura 12. Efecto del retraso en la fecha de fertilización N y el factor de emisión de N del fertilizante urea y UAN. Letras distintas indican diferencias significativas entre fuentes para cada fecha ($P < 0.05$) Datos extraídos de Fontanetto et al., 2002.

Los fertilizantes formadores de amonio pueden emitir el amoníaco a la atmósfera, particularmente cuando se aplica sobre la superficie del suelo o rastrojo. En este sentido, la aplicación superficial de urea en siembra directa favorece las pérdidas gaseosas por volatilización del amoníaco, ya que la actividad de la ureasa está asociada a la retención de residuos sobre la superficie del suelo (Palma et al., 1998). Esta enzima interviene favoreciendo la hidrólisis de las uniones C-NH₂ de la molécula de la urea. Cuando la aplicación de este tipo de fertilizantes es en forma incorporada (dentro de un surco abierto por un abresurco y sellado por una rueda tapadora; ó por el pasaje de una rastra), las emisiones por volatilización se minimizan alcanzándose valores similares a los naturales del suelo y de las otras fuentes nitrogenadas (Barbieri et al., 2003; Salvagiotti et al., 2006; Urricariet et al., 2000).

La incorporación del fertilizante es una alternativa para evitar emisiones por volatilización, aunque para esto se requiere equipamiento especial, a la vez que se restringe su aplicación a estadios tempranos donde la altura del cultivo no restringe la posibilidad de tránsito de las maquinarias fertilizadoras. Las emisiones de amoníaco de la urea disminuyen cuando se incorpora al suelo (Figura 13).

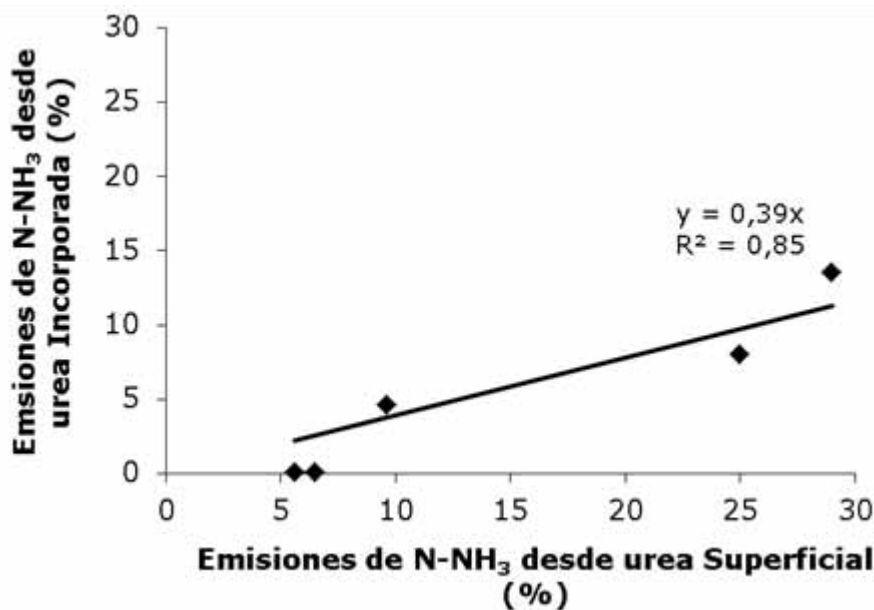


Figura 13. Relación de emisiones de NH₃ desde urea aplicada en superficial e incorporada en el cultivo de maíz. (Datos extraídos de Urricariet et al, 2000; Barbieri et al, 2003 y Salvagiotti et al., 2009).

Lixiviación

El proceso de lixiviación de nitratos implica la migración de los mismos hacia estratos profundos del suelo donde las raíces no los pueden absorber (Figura 14). El destino final de los mismos son los acuíferos subterráneos. De esta forma una fracción del N aplicado por fertilización puede llegar a los acuíferos. Parte de estos nitratos eventualmente pueden dar lugar a emisiones de N_2O . En situaciones extremas donde el contenido de nitratos supera las 10 ppm $N-NO_3$, el agua se considera no apta para el consumo (CAA, 1969). En estas situaciones la desnitrificación de los nitratos en exceso puede considerarse un proceso beneficioso para la descontaminación de los acuíferos contaminados, siempre que el destino final sea el N gaseoso, N_2 (Starr & Gillham 1993; Shrimali & Singh 2001).

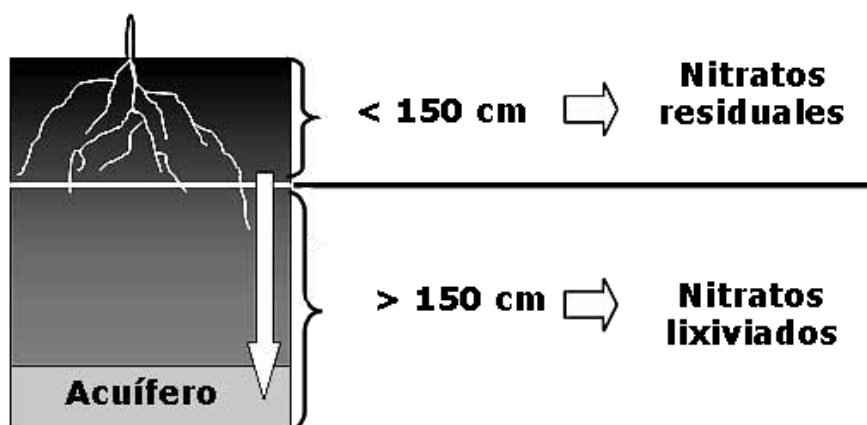


Figura 14. Ubicación de los nitratos residuales y lixiviados en el perfil del suelo para un cultivo de maíz.

La lixiviación de nitratos depende de su presencia en el perfil edáfico y de la existencia de una lámina de agua capaz de transportarlos a través del suelo (Vagstad et al., 1997). El origen de los nitratos lixiviados es difícil de determinar, pudiendo provenir de la mineralización de la materia orgánica, la descomposición de los residuos vegetales y/o de los fertilizantes. Las dosis excesivas de fertilizantes nitrogenados, la falta de sincronización entre la oferta de los mismos y la demanda por el cultivo, condiciones adversas para los cultivos que disminuyan la absorción de nitratos, son factores que contribuyen a la lixiviación de nitratos (Hill, 1982; Magdoff, 1992; Rimski-Korsakov et al., 2009, 2012a). Sin embargo en los sistemas agrícolas de nuestro país las dosis de fertilización utilizadas no superan a la exportación por los cultivos, manejándose con balances negativos para dicho nutriente (García & González Sanjuan, 2010). Paralelamente, se detectaron acuíferos con niveles excesivos de nitratos, aunque los orígenes de dichos nitratos son muy variables, incluyendo orígenes no agropecuarios (Costa & Vidal, 1998; Herrero et al., 1998; Hure et al., 1998; Auge & Nagy, 1999; Andriulo et al., 2000; Costa et al., 2000; Herrero et al., 2000 a,b; Costa et al., 2002; Galindo et al., 2007; García, 2007; Carbó et al., 2009; Portela et al., 2009; Gómez & Damilano, 2010). Uno de los orígenes de los nitratos lixiviados es la mineralización de la materia orgánica. Cuando se roturan suelos que poseen contenidos elevados en materia orgánica, aunque no se utilicen fertilizantes nitrogenados, puede existir una importante migración de nitratos hacia las aguas subterráneas (Macdonald et al., 1989; Rossi et al., 1992). Los valores elevados de nitratos en aguas subterráneas del área de Pergamino provinieron, en gran parte, de la lixiviación de nitratos originados por la mineralización de la materia orgánica lábil (Andriulo et al., 2000). En concordancia, en el área de Balcarce, además de los fertilizantes nitrogenados, la mineralización de la materia orgánica constituye el otro origen importante de los nitratos en los acuíferos subterráneos de la zona (Costa et al., 2002). En el oeste bonaerense, se encontró que el 52% de las muestras de agua tomadas de 19 acuíferos durante 17 meses, contenían niveles de nitratos superiores a los admitidos para el consumo (Vazquez-Amabile et al., 2013). En estos casos también el origen de estos nitratos fue atribuido en mayor medida a la mineralización de la materia orgánica que al uso de fertilizantes.

Para cuantificar y distinguir el origen de los nitratos lixiviados existen experiencias donde se utiliza el N del fertilizante marcado isotópicamente (^{15}N). Rimski-Korsakov et al., (2008) realizaron un ensayo en un Argiudol típico de la región pampeana, con urea marcada con ^{15}N en maíz para determinar los destinos del fertilizante aplicado y poder cuantificar la fracción lixiviada del mismo (Figura 15). Se determinó que las pérdidas del N del fertilizante por lixiviación, durante el ciclo del cultivo, fueron del 1.5, 0.15 y 0.77% de N aplicado para dosis de 70,

140 y 250 kg N ha⁻¹, respectivamente. Estas pérdidas pueden ser levemente superiores ya que se cuantificó el N proveniente del fertilizante hasta los 3 metros de profundidad, no midiéndose el que ya había alcanzado el acuífero. Sin embargo, la alta recuperación del fertilizante en los otros destinos hace inferir que dicha pérdida en las condiciones del presente ensayo fue mínima. También cabe destacar que las condiciones ambientales durante el desarrollo del maíz fueron óptimas, alcanzando su potencial productivo y de absorción de nutrientes. A pesar de la alta eficiencia de absorción del fertilizante, la recuperación del mismo por la planta no superó el 50%. Gran parte del fertilizante queda en el sistema en la fracción orgánica del suelo. Esta fracción sigue siendo susceptible de lixiviar luego de su mineralización. De allí se desprende que la fracción del fertilizante lixiviable fue baja durante el ciclo del cultivo, pero si no se adoptan las medidas necesarias, pueden existir pérdidas en períodos posteriores al mismo.

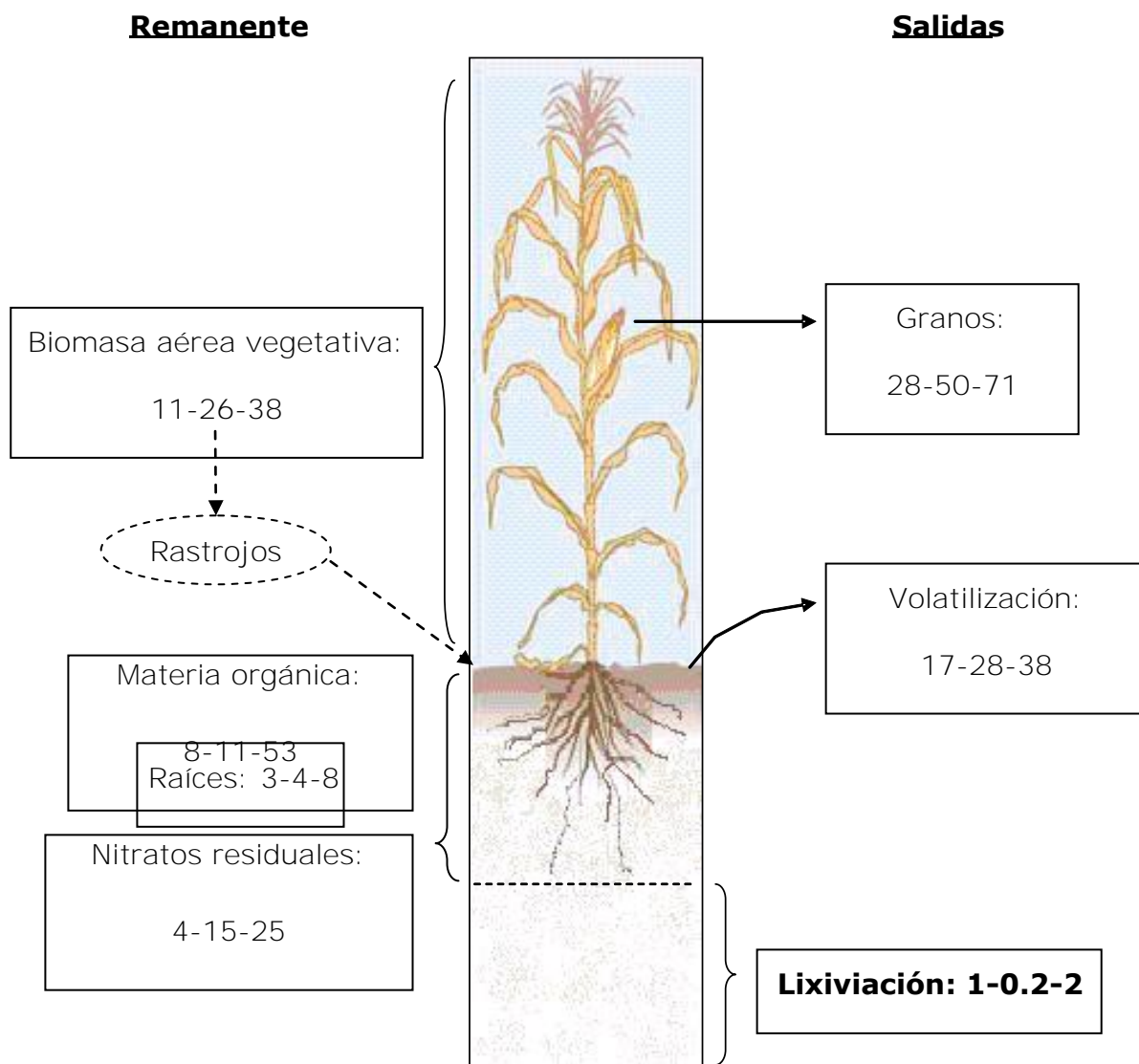


Figura 15. Destino del nitrógeno derivado del fertilizante Los valores siguen el orden de acuerdo a la dosis (N70, N140, N250) y están expresados en kg N ha⁻¹ (Rimski-Korsakov et al. 2008).

En otro experimento Rimski-Korsakov et al. (2012b) evaluaron en un Argiudol Vértico, el destino del N del fertilizante en maíz fertilizado con una dosis de 140 kg ¹⁵N ha⁻¹, pero en este caso se evaluaron dos situaciones, una con estrés hídrico y otra con una oferta adecuada de agua para el cultivo. Se realizó una estimación de los flujos del fertilizante y se pudo inferir que en situaciones sin estrés hídrico la fracción del fertilizante perdida por lixiviación fue del 4% del N aplicado y con estrés hídrico 5% (Figura 16). Así mismo, en la situación de estrés hídrico se producen importantes pérdidas por lixiviación de nitratos no introducidos por la fertilización de dicho ciclo. Esto se relaciona con una menor absorción de N por el cultivo ante el estrés hídrico. En la Pampa Ondulada, trabajando con ¹⁵N en maíz fertilizado con dosis de 52 y 78 kg N ha⁻¹ utilizando sulfato de amonio como fuente y creciendo en lisímetros, determinaron pérdidas del N proveniente del fertilizante inferiores al 0.01% (Portela et al., 2006). En

todas las situaciones mencionadas la fracción del fertilizante perdida por lixiviación se encuentra muy por debajo del 30% propuesto por el IPCC. Igualmente la información es escasa, por lo que se debería seguir profundizando en dicha cuantificación para poder sacar conclusiones más precisas.

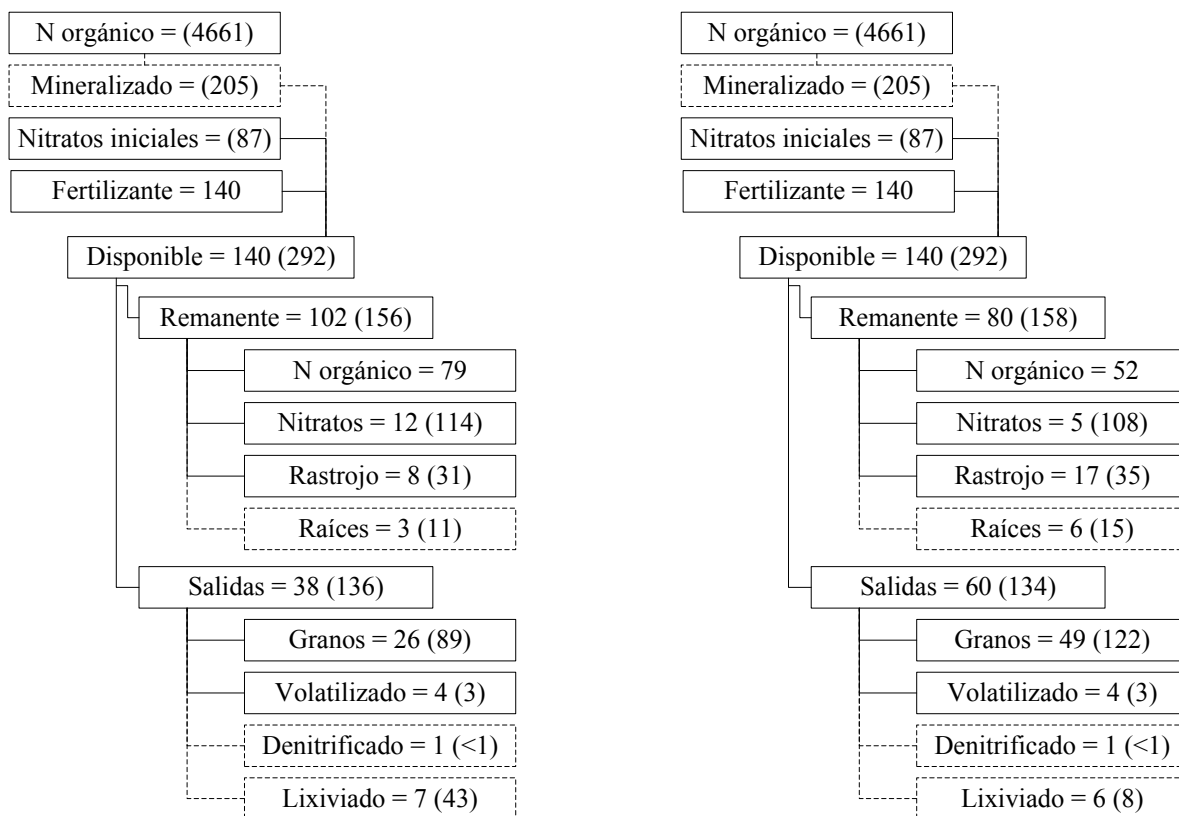


Figura 16. Flujos de N con (A) y sin estrés hídrico (B) durante el maíz. Sin paréntesis: N proveniente del fertilizante. Entre paréntesis: N proveniente del suelo. Valores en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados. (Adaptado de Rimski-Korsakov et al., 2012b)

Consideraciones Finales

El uso de fertilizantes nitrogenados genera emisiones de N₂O directas (desnitrificación y nitrificación) como indirectas (volatilización y lixiviación/escurrimiento). Dichas emisiones han presentado una gran variabilidad. Por lo tanto es necesario contar con una importante cantidad de información para poder sacar conclusiones precisas. El IPCC cuenta con valores estandarizados tanto para las estimaciones de fracciones del fertilizante perdido por desnitrificación, volatilización y lixiviación, como así también el factor de emisión de N₂O. La información con la que contamos en nuestro país sobre las pérdidas de nitrógeno a partir de los fertilizantes es escasa. En el caso del N₂O emitido por desnitrificación y nitrificación, el valor propuesto por defecto por el IPCC (1%) en general se encuentra por encima de las detectadas en la región pampeana. Se debe tener en cuenta que las emisiones medidas a campo en dicha región, en su gran mayoría, no discriminan entre N₂O o N₂. Este último no considerado GEI, por lo tanto se están sobreestimando las emisiones de N₂O genuinas. En el caso de las emisiones indirectas, tanto para la volatilización como para la lixiviación, solo contamos con estimaciones locales de las fracciones del fertilizante perdido, pero no con los valores de emisión de N₂O a partir de dicho fertilizante. El valor utilizado por el IPCC para cuantificar las fracciones volatilizadas se encuentra dentro de los rangos medidos localmente, exceptuando las situaciones extremas de aplicación de urea en cultivos de verano. Por otro lado, el valor propuesto por defecto por el IPCC para la fracción lixiviada es muy superior a los estimados en la región pampeana. Todo lo anterior pone de manifiesto la necesidad de profundizar las investigaciones locales sobre las emisiones de N₂O. De utilizar los valores propuestos por el IPCC, se debe tener en cuenta que tienen un grado considerable de error, pudiendo generar una sobreestimación de las emisiones de GEI por el uso de fertilización nitrogenada en la mayoría de las situaciones locales.

Bibliografía

- Adviento-Borbe, MAA; ML Haqddix; DL Binder; DT Walters & A Dobermann. 2007. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Global Change Bio.* 13: 1972-1988.
- Alvarez, C; A Costantini; CR Alvarez; BJR Alves; CP Jantalia; EE Martellotto & S Urquiaga. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semi-arid region of the argentinian pampas. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 94: 209-220.
- Andriulo, A; C Ferreyra; C Sasal; MLR de Galetto; F Abrego; M Bueno; F Rimatori; MA de la Cruz; MDV Venencio & R Giacosa. 2000. Nitratos en el agua subterránea del Partido de Pergamino. Efecto a largo plazo de la agricultura continua y a corto plazo de la producción intensiva de granos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Actas en CD.
- Auge, M & MI Nagy. 1999. Contaminación con agroquímicos en La Plata ; Pcia. de Buenos Aires. II Congreso argentino de hidrogeología. IV Seminario hispano argentino sobre temas actuales de la hidrología subterránea. Santa Fe.
- Barbieri, PA; HE Echeverria & HR Sainz Rozas. 2003. Respuesta del cultivo de maíz bajo siembra directa a la fuente y al método de aplicación de N. *Ciencia del Suelo* 21: 18-23.
- Bergsma, TT; GP Robertson & NE Ostrom. 2002. Influence of soil moisture and land use history on denitrification end-products. *J. Environ. Qual.* 31: 711-717
- Bergsma, TT; GP Robertson & NE Ostrom. 2002. Influence of Soil Moisture and Land Use History on Denitrification End-Products. *J. Environ. Qual.* 1:711-717.
- Brentrup, J; J Küsters; J Lammel; P Barraclough & H Kuhlmann. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *Europ. J. Agronomy* 20: 265-279.
- CAA. 1969. Código Alimentario Argentino. Ley 18.284; Decreto reglamentario 2126/71.
- Carbó, LI; MC Flores & MA Herrero. 2009. Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires; Argentina. *Environ. Geol.* 57: 1489-1500
- Ciarlo E; M Conti; N Bartoloni & G Rubio. 2007. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N₂O/(N₂O+N₂) ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* 43: 675-681.
- Costa, JL & C Vidal. 1998. Transporte de nitratos en la zona no saturada saturada bajo diversos usos del suelo. XVI Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Villa Carlos Paz. pp.: 349-350.
- Costa, JL; E Suero; F Bedmar; E Bocanegra & D Martínez. 2000. Contaminación de acuíferos superficiales con nitratos. Efecto de las distintas prácticas agrícolas. Workshop Internacional sobre Contaminación de Suelos y Aguas por Agroquímicos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Actas en CD.
- Costa, JL; H Massone; D Martínez; EE Suero; CM Vidal & F Bedmar. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric. Water Manag.* 57: 33-47.
- Davidson, A. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geosci.* 2: 659-662.
- Davidson, EA. 1992. Sources of nitric-oxide and nitrous-oxide following wetting of dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 95-102.
- Erisman, JW; MA Sutton; J Galloway; Z Klimont & W Winiwarter. 2008. How a century of ammonian synthesis changed the world. *Nature*: 636-639.
- Firestone, MK. 1982. Soil nitrogen budgets. In: Stevenson, F.J.(Ed) Nitrogen in agricultural soils. *Agron. Monogr.* 22. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, pp. 289-326.
- Fontanetto, H & O Keller. 2006. Manejo de la fertilización en Maíz. Experiencias en la Región Pampeana Argentina. En: *Información Técnica de Cultivos de Verano. Campaña 2006. Publicación Miscelánea N° 106.* pp 85-113 INTA EEA Rafaela.
- Fontanetto, H; H Vivas; O Keller & F Llambías. 2002. Volatilización de amoníaco desde diferentes fuentes nitrogenadas aplicadas en trigo con siembra directa". *Anuario 2001.* INTA Rafaela.
- Galindo, G; C Sainato; C Dapeña; JL Fernández-Turiel; D Gimeno; MC Pomposiello & HO Panarello. 2007. Surface and groundwater quality in the northeastern region of Buenos Aires Province; Argentina. *J. S. Am. Earth Sci.* 23: 336-345.
- Galloway, JN; FJ Denter; DG Capone; EW Boyer; RW Howarth; SP Seitzinger; GP Asner; CC Cleveland; PA Green; EA Holland; DM Karl; AF Michaels; JH Porter; AR Townsend & CJ Vorosmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- García, F & MF González Sanjuan. 2010. Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur; IPNI Cono Sur* 48:1-5.
- García, MC. 2007. Evaluation of the health risk from water contamination in the city of Tandil, Argentina. *GeoJournal* 70: 289-296.
- Gomez, ML & G Damilano. 2010. Impacto de la urbanización sobre las características hidroquímicas del acuífero libre. Comparación estadística con el entorno rural; Coronel Moldes; Argentina. *Rev. Fac. Ciencias Agr.* 42: 1-21.
- Granli, T & OC Bockman. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian J. Agric. Sci.* (12) 128 pp.
- Herrero MA; G Sardi; V Maldonado May; M Flores & LI Carbó. 1998. Incidencia de los sistemas ganaderos de producción en la calidad del agua subterránea. *Rev. Argen. Prod. Anim.* 18: 229.
- Herrero, MA; S Korol; M Fortunatto; A González Chaves; M Flores; S Bevillaqua; G Galindo; V Maldonado May; G Sardi & A Fernández Cirelli. 2000a. Nitrate levels in drinking water in rural areas of Buenos Aires Province; Argentina. Xth World Water Congress, Melbourne Convention Centre, Australia.
- Herrero, MA; V Maldonado May; G Sardi; M Flores; A Orlando & LI Carbó. 2000b. Distribución de la calidad del agua subterránea en sistemas de Producción Agropecuarios Bonaerenses. 2. Condiciones de manejo y grado de contaminación. *Rev. Argen. Prod. Anim.* 20: 237-245.
- Hill, AR. 1982. Nitrate distribution in the groundwater of the Alliston region of Ontario Canada. *Ground Water* 20: 696-699.
- Hure, ME; AM Bella; A Bearzotti; E Castanetto; A Liberatti; G Giubileo; C Torres & S Montico. 1998. Calidad de aguas subterráneas; los fertilizantes nitrogenados y la salud humana. XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Villa Carlos Paz. pp: 273-274.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 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 (IPCC).* Cambridge University Press, 996 pp.
- Macdonald, AJ; DS Powlson; PR Poulton & DS Jenkinson. 1989. Unused fertilizer nitrogen in arable soil – Its contribution to nitrate leaching. *J. of the Sci. of Food and Agriculture.* 46: 407-419.
- Magdoff, F. 1992. Minimizing nitrate leaching in agricultural production: how good can we get?. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 23: 2103-2109.
- Mosier, A; C Kroeze; C Nevison; O Oenema; S Seitzinger & O van Cleemput. 1998. Closing the global atmospheric N₂O budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 52: 225-248.

- NRCan. 2007. Canadian ammonia producers: benchmarking energy efficiency and carbon dioxide emissions. Issued by the Canadian Industry Program for energy conservation, Natural resources Canada. ISBN 978-0-662-45981-1
- Pach, JD. 2007. Ammonia production: energy efficiency, CO₂ balances and environmental impact. Paper presented to the International fertilizer society at a meeting in London, UK on 11 October 2007. ISBN 978-0-85310-238-0
- Palma, RM; M Rímolo; MI Saubidet & ME Conti. 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize cropped soils. *Biol. Fertil. Soils* 25: 142-146.
- Palma, RM; MI Saubidet; M Rimolo & J Utsumi. 1998. Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampas. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29: 2865-2879.
- Portela, SI; AE Andriulo; EG Jobbágy & MC Sasal. 2009. Water and nitrate exchange between cultivated ecosystems and groundwater in the Rolling Pampas. *Agr. Ecosyst. Environ.* 134: 277-286.
- Portela, SI; AE Andriulo; MC Sasal; B Mary & EG Jobbágy. 2000. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: 15N application in field lysimeters. *Plant and Soil* 289: 265-277.
- Rimski-Korsakov, H; G Rubio & RS Lavado. 2009. Effect of Water Stress in Maize Crop Production and Nitrogen Fertilizer Fate. *J. Plant Nutr.* 32: 565-578.
- Rimski-Korsakov, H; G Rubio & RS Lavado. 2012a. Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 93: 253-263.
- Rimski-Korsakov, H; G Rubio; I Pino I & RS Lavado. 2008. Destino del nitrógeno del fertilizante en un cultivo de maíz. *Informaciones Agronómicas IPNI* 39: 1-5.
- Rimski-Korsakov, H; MS Zubillaga; MR Landriscini & RS Lavado. 2012b. Flujos de nitrógeno en un maíz y un posterior cultivo de cobertura. XXIII Congreso Nacional de Ciencias del Suelo. Mar del Plata/ XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo; abril 2012 (Actas en CD).
- Ritchie, G & D Nicholas. 1972. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochemistry J.* 126: 1181-1191.
- Rodriguez, MB & N Giambiagi. 1995. Denitrification in tillage and no tillage Pampean soils: Relationships among soil water; available carbon; and nitrate and nitrous oxide production. *Commun. Soil Sci Plant Anal.* 26: 3205-3220.
- Rossi, SP; C Lexion & AG Bonorino. 1992. Los nitratos en el agua subterránea de la cuenca superior del Arroyo Chasico. III Jornadas Geológicas Bonaerense. Actas: 201-204.
- Taboada, M & V Cosentino. 2011. Emisiones de gases con efecto invernadero provenientes de la agricultura. Estado actual del conocimiento en el mundo y Argentina. Simposio Fertilidad 2011. IPNI International Plant Nutrition Institute. 55-68.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & P Barbieri. 2004. Desnitrificación en un suelo bajo siembra directa en función de la presencia de plantas de maíz y de la dosis de nitrógeno. *Ciencia del Suelo* 22: 27-35.
- Sainz Rozas, H.; H.E. Echeverría; G.A. Studdert y F.H. Andrade. 1997. Volatilización de amoníaco desde urea aplicada al cultivo de maíz bajo siembra directa *Ciencia del Suelo* 15: 12-16.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & LI Picone. 2001. Denitrification in Maize Under No-Tillage: Effect of Nitrogen Rate and Application Time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1314-1323.
- Sainz Rozas, HS; HE Echeverría; A Studdert & FH Andrade. 1999. No-till maize nitrogen uptake and yield: Effect of urease inhibitor and application time *Agr. J.* 91: 950-955.
- Shrimali, M & KP Singh. (2001). New methods of nitrate removal from water. *Environ. Pollut.* 112: 351-359.
- Smil, V. 1999. Long-range Perspectives in Inorganic Fertilizers in Global Agriculture. 1999 Travis P. Hignett Lecture, IFDC, Alabama, USA.
- Smith, KA; AR Mosier; PJ Crutzen & W Winiwarter. 2012. The role of N₂O derived from crop-based biofuels, and from agriculture in general in Earth's climate. *Phil. Trans. R. Soc. B* 7: 11 9-1174.
- Sommer SG; JK Schjoerring & OT Denmead. 2004. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Adv. Agro.* 82: 558-622.
- Starr, RC & RW Gillham. 1993. Denitrification and organic carbon availability in two aquifers. *Ground Water*; 31(6); 934-947.
- Stewart, WM; DW Dibb; AE Johnston & TJ Smyth. 2005. The contribution of commercial fertilizer nutrients to food production. *Agron. J.* 97: 1-6.
- Urricariet, SA; MM Zubillaga & L Couzelo. 2000. Incidencia de pérdidas de nitrógeno por volatilización en la producción de maíz bajo siembra directa CD-R XVII Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Mar del Plata
- Vagstad, N; HO Eggestad & TR Hoyas. 1997. Mineral nitrogen in agricultural soils and nitrogen losses: relation to soil properties; weather conditions; and farm practices. *Ambio.* 26: 266-272
- Vazquez-Amabile, G; N Bosch; AP Ricca; ML Ortiz de Zarate; D Rojas; J Lascombes; V Parra; G Duarte & F Feiguin. 2013. Evaluation of DRAINMOD Model to study Groundwater table dynamics and N load in Western Pampas, Argentina. ASABE Annual International meeting, Missouri, Julio 2013.
- Wood, S & A Cowie. 2004. A review of greenhouse gas emission factors for fertilizer production. IEA Bioenergy Task 38.
- Zubillaga, MM & MS Zubillaga. 2009. Que caro... cosechar nutrientes. *Encrucijadas* 46: 32-36.
- Zubillaga, MS; MM Zubillaga; SA Urricariet & RS Lavado. 2002. Effect of nitrogen on ammonia volatilization, grain yield and soil improvement in no-till wheat. *Agrochimica* 46: 100-107.

Capítulo 11

Efecto de la secuencia de cultivo y la siembra directa sobre las emisiones de óxido nitroso

Carolina Alvarez¹, Vanina Cosentino^{2,3}, Alejandro Costantini^{2,3}, Carina R. Alvarez², Miguel A. Taboada^{2,3}

¹EEA INTA Manfredi. Ruta Nac. N° 9 km 636, CP (5988), Manfredi, Córdoba, Argentina. ²Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, CP (1417), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. ³Instituto de Suelos INTA, Nicolás Repetto y de los Reseros s/n, CP (1686), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina.

Introducción

El óxido nitroso (N₂O) es un Gas de Efecto Invernadero (GEI) ya que posee la capacidad de absorber la radiación infrarroja emitida por la superficie de la tierra, contribuyendo de esta manera al calentamiento global. Presenta un potencial de calentamiento 310 veces mayor al del dióxido de carbono (CO₂) (Pérez Ramírez, 2007; Six et al., 2004) debido a su gran capacidad de absorción de radiación infrarroja y su alta estabilidad en la atmósfera (Robertson & Grace, 2004). Las concentraciones atmosféricas de N₂O aumentaron desde la época pre-industrial hasta la actualidad, pasando de alrededor de 270 partes por billón (ppb)² a 319 ppb (Snyder et al., 2009).

Las emisiones de GEI desde el sector agropecuario cobraron gran interés en los últimos años, debido al incremento en las pérdidas de carbono (C) y nitrógeno (N) desde el suelo al intensificar su uso (Metay et al., 2007). Ciertos manejos agrícolas que pueden promover la acumulación de carbono en el suelo, podrían generar condiciones edáficas y ambientales que predisponen la emisión de N₂O (Mosier et al., 2006). El aporte de nitrógeno al suelo es necesario tanto para fijar carbono como para ser usado como nutriente por los cultivos, principalmente en planteos de altos objetivos de producción. Sin embargo, esta situación puede llevar a un escenario indeseado desde el punto de vista del incremento de la emisión de N₂O.

Debido a su alto potencial de calentamiento global, el N₂O es uno de los GEI a los que se le ha prestado mayor atención en los últimos tiempos, y principalmente a sus emisiones desde el sector agropecuario, al cual se le atribuyen cerca del 44% de las emisiones nacionales de GEI en Argentina (Fundación Bariloche, 2007).

La producción biológica de N₂O en los suelos ocurre como consecuencia de los procesos de nitrificación y desnitrificación (Linn & Doran, 1984). La nitrificación es un proceso aeróbico, mediante el cual el amonio (NH₄⁺) es oxidado a nitrato (NO₃⁻) (Figura 1), mientras que la desnitrificación es un proceso anaeróbico, mediante el cual el NO₃⁻, transformado en aceptor de electrones ante la ausencia de oxígeno, es reducido a nitrógeno atmosférico (N₂) y otras formas gaseosas de N entre las que se encuentra el N₂O (Figura 2).

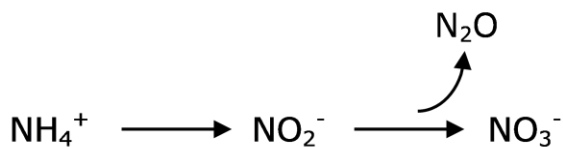


Figura 1. Esquema del proceso de nitrificación en el suelo.

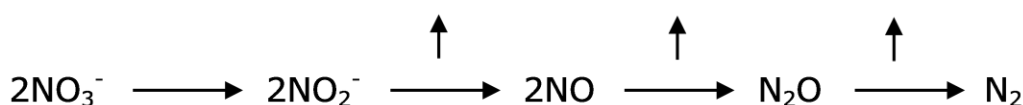


Figura 2. Esquema del proceso de desnitrificación en el suelo.

² Se denomina aquí ppb a la proporción 1 parte en 1.000.000.000 de partes (billón anglosajón)

El proceso de desnitrificación se torna importante cuando la humedad del suelo es lo suficientemente elevada (60% del espacio poroso saturado con agua), la concentración de oxígeno se vuelve limitante y el nitrato toma el rol de aceptor de electrones. Por lo tanto, este proceso es regulado por la humedad y el contenido de nitratos del suelo, aunque también por la disponibilidad de C lábil (Robertson & Groffman, 2007). Generalmente se atribuye la emisión de N₂O al proceso de desnitrificación. Sin embargo, bajo ciertas circunstancias, el proceso de nitrificación parece tener una importancia relativamente mayor (Bouwman, 1996).

Los sistemas de producción de la región pampeana se basan en la actualidad principalmente en ciclos agrícolas prolongados que incluyen soja, maíz, sorgo, trigo y girasol, con una presencia muy importante del cultivo de soja, ya sea en rotaciones con otros cultivos como también - en una alta proporción - en monocultivo.

La agricultura extensiva en Argentina se desarrolla principalmente en la región pampeana, la que comprende una superficie de más de 50 millones de hectáreas (Burkart et al., 1998) siendo que el 78,5 % de la superficie cultivada se maneja bajo siembra directa (SD) (Aapresid, 2012). En comparación con la labranza convencional (LC), la SD promueve acumulación de residuos en la superficie del suelo, incrementa los contenidos de carbono y nitrógeno superficial y mejora la disponibilidad de agua en la capa superficial del suelo (Robertson & Paul, 2000; Bono et al., 2008; Sisti et al., 2004; Franzluebbers, 2002). Estas condiciones pueden generar escenarios favorables para la ocurrencia de emisiones de N₂O (Smith & Conen, 2004; Liebig et al. 2010). Los efectos de las aplicaciones de fertilizante nitrogenado en relación al secuestro de C pueden ser positivos (Varvel, 2006) o negativos, debido a que el fertilizante nitrogenado puede favorecer la descomposición de la materia orgánica (Khan et al., 2007), pero el efecto negativo de mayor importancia es el riesgo de aumentar las emisiones de N₂O (Izaurrealde et al., 2000; Mosier et al., 2006; Alluvione et al., 2009).

Actualmente, la Argentina casi no posee valores propios de emisión de N₂O medidos a campo, y algunos de los que hay son en realidad estimados a partir del proceso de desnitrificación. Por la carencia de datos propios la Argentina se ve condicionada a realizar su inventario nacional con los valores propuestos por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, 2006).

El objetivo del presente capítulo es realizar una síntesis de lo actuado hasta el presente en la Argentina respecto de la determinación a campo de emisiones de óxido nitroso con énfasis en el efecto de las secuencias de cultivo agrícola y la SD.

Factores que deben tomarse en cuenta para llevar a cabo mediciones de N₂O a campo

Confeción de las cámaras y su instalación a campo

La metodología para medir las emisiones de N₂O es relativamente reciente, por lo que se carece de estándares y lineamientos claros aceptados internacionalmente (Hutchinson & Livingston, 2002). En relación a esto, Rochette & Eriksen-Hamel (2008) realizaron un exhaustivo relevamiento e identificaron las mínimas condiciones que debe tener una cámara para ser utilizada a campo.

En nuestro país, las cámaras más utilizadas hasta el momento son estáticas³, es decir que no permiten el intercambio de aire con el exterior. La cámara estática puede estar compuesta por una base de hierro o PVC que es enterrada en el suelo al menos 24 h antes del muestreo (Figura 3.b) y al momento de la obtención de una muestra, se coloca sobre la base una cubierta de PVC (Figura 3.a) que se sujeta a la base firmemente a fin de aislar herméticamente el aire contenido en el interior de la cámara. De esta manera queda formada una cámara de muestreo de la atmósfera sobre el suelo (Figura 3.c).

³ No obstante ello, ya se está comenzando a trabajar con cámaras ventiladas, las que según algunos autores podrían dar mejores resultados, aunque la discusión no parece resuelta a la fecha.

a)



b)



c)

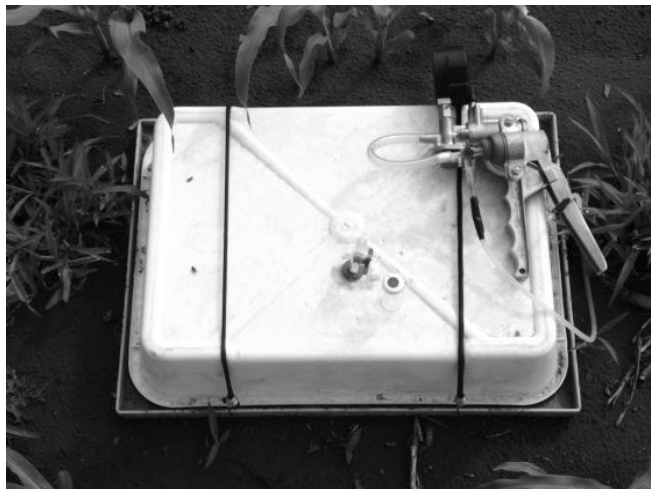
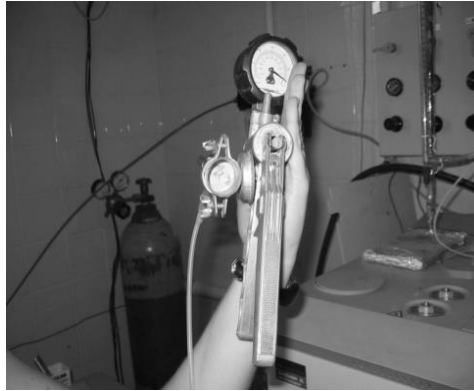


Figura 3. (a) cámara estática; (b) bases de hierro; (c) cubierta de PVC.

Las muestras se pueden extraer de la cámara por medio de bomba de vacío (Figura 4.a), la cual en una sola operación realiza vacío en un frasco de vidrio (de volumen conocido), extrae la muestra de la cámara y la inyecta en un frasco provisto de un tapón de goma, en el que previamente se realizó el vacío (Figura 4.b). También es posible extraer las muestras de aire con jeringas y colocarlas en viales previamente evacuados.

a)



b)



Figura 4. (a) bomba; (b) frasco lacrado.

Cada frasco se sella con una película de esmalte o silicona en el orificio que dejó la aguja al inyectar la muestra en el frasco (Figura 4.b). La muestra de gas se analiza utilizando cromatógrafo gaseoso con detector de captura de electrones.

El N_2O es un gas traza cuya concentración en la atmósfera se estableció en 319 ppb en 2005 (Snyder et al., 2009). Presenta baja tasa de difusión desde el suelo a la atmósfera, lo que causa que mínimas variaciones al momento de la toma de las muestras generen errores considerables. Por todo esto y debido a que aún se trata de una etapa experimental, en la cual se debe analizar la forma de minimizar los errores experimentales y de toma de muestras (Venterea et al., 2009), cualquier aporte que contribuya a mejorar estos procedimientos es fundamental, ya que ayuda a generar datos más confiables de las emisiones.

Horario óptimo de muestreo en suelos pampeanos

Siendo que la emisión de N_2O presenta vinculación con la temperatura, es esperable que el momento del día en que se realiza la medición no sea indiferente, debiendo por lo tanto escogerse uno que sea representativo de lo que sucede a lo largo del día. Este aspecto se vuelve particularmente importante en aquellas localidades que presentan una amplitud térmica marcada.

La tasa de emisión de N_2O varía en función de la variación del espacio poroso del suelo con agua (EPSA), la disponibilidad de nitratos, el grado de compactación y la temperatura, entre otros factores (Jantalia et al., 2008; Schindlbacher & Zechmeister-Boltenstern, 2004). Sin embargo, la variable reguladora de las emisiones de N_2O que presenta mayor variación diaria es la temperatura, la que parecería estar regulando los cambios de las tasas de emisiones de N_2O que ocurren diariamente (Jantalia et al., 2008).

En la región pampeana húmeda Cosentino et al. (2012) realizaron un ensayo a campo en soja cultivada bajo SD en el que midieron las emisiones de N_2O cada 3 horas durante 3 días consecutivos. Los resultados mostraron al horario de la mañana (entre las 9 y 12 a.m.) como el momento del día en el cual los valores de emisión de N_2O representan mejor a los valores medios diarios (Figura 5). Las conclusiones de este trabajo son un avance importante para mejorar toma de muestras de N_2O en futuras investigaciones.

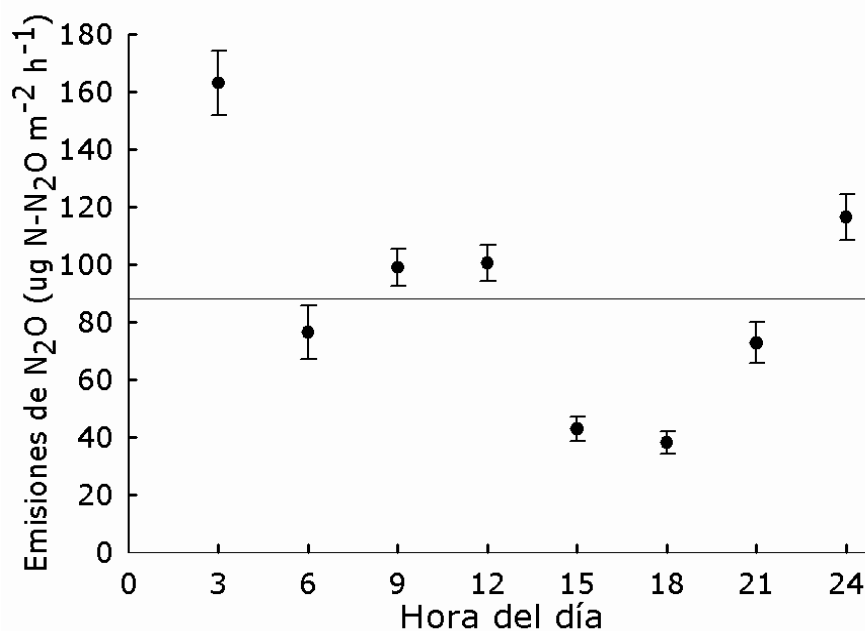


Figura 5. Dinámica de la tasa de emisión de N₂O a lo largo del día. Los puntos representan la media horaria y las barras verticales indican el error estándar. La línea horizontal corresponde a la media diaria (88,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Adaptado de Cosentino et al. (2012).

VARIABLES QUE AFECTAN LA EMISIÓN DE N₂O EN SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Existe controversia sobre cuál de las variables que intervienen en el proceso de emisión de N₂O es su principal reguladora. Algunos autores mencionan a la humedad del suelo (Schindlbacher & Zechmeister-Boltenstern, 2004; Shelton et al., 2000) mientras que otros atribuyen la regulación de las emisiones de N₂O a la temperatura del suelo (Dobbie & Smith, 2001), y al contenido de N-NO₃⁻ (Flessa et al., 1998). Shelton et al. (2000) encontraron una relación lineal entre las emisiones de N₂O y el contenido de agua, cuando éste se encontró entre capacidad de campo (60% EPSA) y saturación (100% EPSA); mientras que Schindlbacher y Zechmeister-Boltenstern (2004) observaron emisiones máximas en el rango de 80-95% del EPSA, con la disminución de las tasas por encima del 95%. En lo que parece haber acuerdo es que con EPSA menor al 60% la emisión de óxido nitroso disminuye.

En un ensayo en Manfredi, Córdoba, región semiárida pampeana Argentina, Alvarez et al. (2012) establecieron relaciones entre las emisiones de óxido nitroso y factores ambientales y de manejo. Las emisiones fueron medidas a campo en un ensayo de larga duración (15 años) sobre un suelo Haplustol típico manejado con dos secuencias de cultivo, soja-soja y soja-maíz, y dos sistemas de labranza, labranza reducida (LR, rastra de discos como labor primaria) y SD, en el cual se midieron las emisiones de N₂O durante un año (marzo de 2009 a marzo de 2010) con una frecuencia de alrededor de 28-30 días en el período invierno-primaveral (barbecho) y 10-12 días en el período primavera-estival. En primer lugar, se observó que la relación entre la emisión de N₂O y dichos factores fue diferente en el período de barbecho (coincidente con el período invierno-primaveral, la estación seca) y el período de cultivo, donde se utilizaron cultivos de verano representativos de la región (soja y maíz).

La Figura 6 muestra cómo durante el período de barbecho (estación seca), cuando el contenido de N-NO₃⁻ es mayor de 28 mg kg⁻¹, éste se relaciona con las emisiones de N₂O, lo que es una evidencia que este proceso se produjo principalmente en un período donde las pérdidas por lavado de N-nitrato son despreciables. Cuando el contenido de N-nitrato es menor al valor mencionado, pasa a tener un papel importante el EPSA, con un umbral de 43 %. Este valor es inferior al umbral que citan Linn & Doran (1984) para justificar la ocurrencia de desnitrificación. Cuando el EPSA se encuentra por debajo del 43% pasa a tener un rol determinante la temperatura media del aire.

Por el contrario, en el período de húmedo (fin de primavera a verano), donde los cultivos de grano se encontraron en activo crecimiento, el contenido de agua en los poros se presenta como la principal variable que regula las emisiones de N₂O, siendo que cuando el EPSA <52 % las emisiones son determinadas principalmente por el sistema de labranza utilizado (Figura 7).

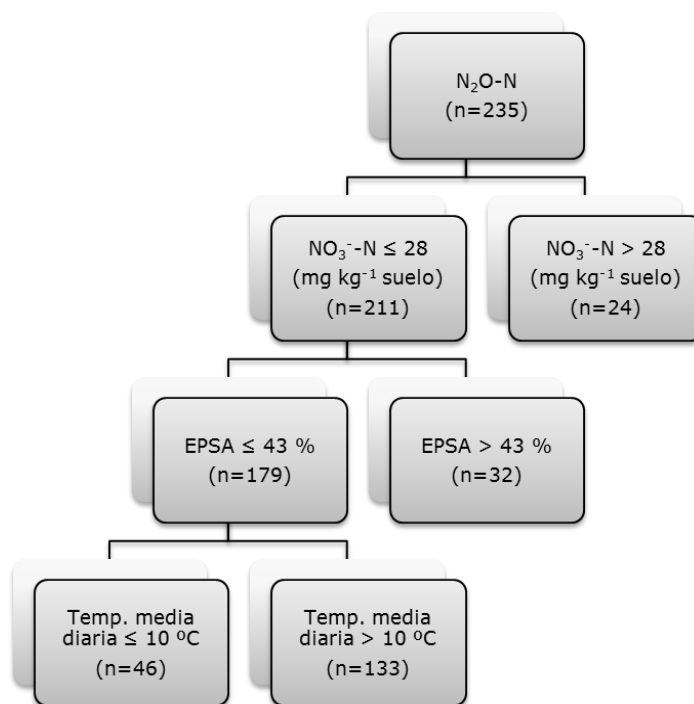


Figura 6. Árbol de regresión: emisiones de N_2O como variable dependiente y como variables regresoras el contenido de $N-NO_3^-$, EPSA: espacio poroso saturado con agua, temperatura del aire durante el período de barbecho. Adaptado de Alvarez et al., 2012.

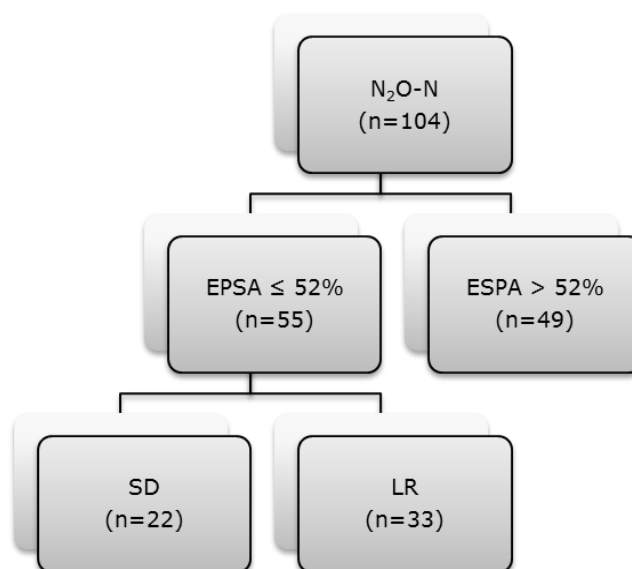


Figura 7. Árbol de regresión: Emisiones de N_2O como variable dependiente y como variables regresoras el EPSA y el sistema de labranza (SD: siembra directa; LR: labranza reducida) para el período bajo cultivo. Adaptado de Alvarez et al. (2012).

La aparición durante el período bajo cultivo del EPSA como variable de mayor importancia resultó esperable, no sólo por la relación que algunos autores mencionan entre un mayor espacio poroso lleno de agua y la emisión de N_2O (Metay et al., 2007; Saggar et al., 2004), sino porque en la zona estudiada, durante este período se concentra el 80 % de la precipitación anual (INTA, 1987; Casagrande & Vergara, 1996). Además, Rochette (2008) menciona una fuerte asociación entre incrementos en las emisiones de N_2O y condiciones de baja aireación en los suelos bajo SD, sugiriendo que este incremento de N_2O es originado a través del proceso de desnitrificación. En este esquema, el análisis muestra en un segundo nivel de prioridad al sistema de labranza. En este sentido los datos presentados por el árbol de regresión coinciden con lo mencionado por Zanatta et al. (2010) y Six et al. (2004) quienes mencionan haber observado mayores emisiones de N_2O bajo LR.

En la región pampeana húmeda Argentina, en Chivilcoy, provincia de Buenos Aires Cosentino et al (2013) realizaron un ensayo a campo en un suelo Argiudol típico manejado con SD, en el cual se midieron las emisiones de N₂O estacionalmente durante 2 años consecutivos (junio de 2009 a febrero de 2011). En este estudio se encontraron relaciones algo diferentes entre las emisiones de óxido nitroso y factores ambientales (Figura 8) respecto de las encontradas por Alvarez et al. (2012), concluyendo que para el suelo bajo estudio los valores de emisión de N₂O se dividieron en tres grupos, cada uno de los cuales se asoció con una o más de las variables de estudio.

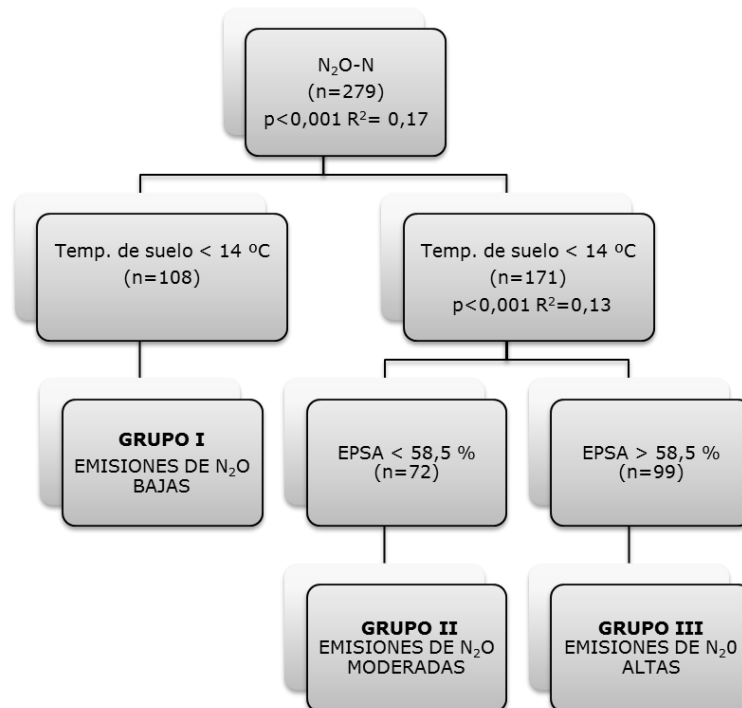


Figura 8. Principales variables que afectan las emisiones de N₂O. Adaptado de Cosentino et al. 2013.

Cuando se trabaja bajo condiciones controladas, las variables que son el foco del estudio (por ejemplo la humedad del suelo) son mantenidas constantes. Sin embargo, en condiciones de campo no es posible controlar la interacción entre ellas. Los resultados obtenidos a campo por Cosentino et al. (2013) mostraron una relación negativa entre dos de las variables reguladoras de las emisiones de N₂O. La Figura 9 muestra la relación negativa entre el la temperatura del suelo y EPSA. El contenido de agua en el suelo fue menor a temperaturas más elevadas, por lo tanto, la proporción de poros del suelo en condiciones de anaerobiosis es menor.

Cuando la humedad del suelo se encuentra por debajo del 60% del EPSA, la importancia relativa de la desnitrificación como fuente de las emisiones de N₂O disminuye, mientras que la contribución relativa de la nitrificación aumenta (Linn & Doran, 1984). Las emisiones de N₂O procedentes de la nitrificación son generalmente más bajas que las provenientes de desnitrificación (Castaldi, 2000; Smith et al., 2003; Bateman & Baggs, 2005). Esto ofrece una explicación razonable sobre el por qué las tasas de emisión de N₂O en el Grupo II fueron moderadas. En este caso, la influencia de la temperatura del suelo fue indirecta y mediada por el contenido de agua del suelo.

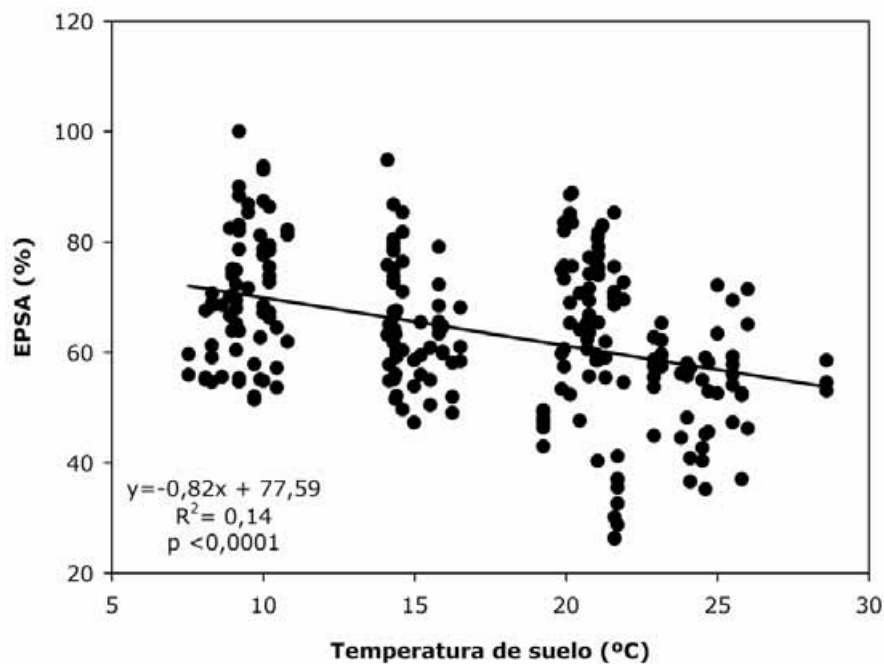


Figura 9. Relación entre el EPSA (espacio poroso del suelo con agua) y la temperatura del suelo.

Los trabajos realizados tanto en la Pampa húmeda como semiárida presentan una serie de implicancias prácticas en sus hallazgos. Se postula que el agrupamiento de los niveles de emisión de N_2O según las variables que los determinan, podrían ser herramientas útiles al momento de decidir la intensidad de muestreo de las emisiones de N_2O , ahorrando tiempo y reduciendo costos. En función a los resultados analizados, sería posible reducir la frecuencia de muestreos cuando las temperatura del suelo es menor a $14\text{ }^\circ\text{C}$ en la Pampa húmeda, y la temperatura del aire es inferior a $10\text{ }^\circ\text{C}$ en la Pampa semiárida, ya que en éstas condiciones las emisiones de N_2O han resultado ser muy bajas. Por otra parte, sería recomendable aumentar la frecuencia de muestreo cuando las temperaturas superan esos umbrales y el EPSA es superior a 60% (otoño y primavera) en la Pampa húmeda ó 52 % (primavera-verano) en la Pampa semiárida, momento en que las emisiones de N_2O son más altas y variables. Al respecto Parkin (2008) indica que tomando muestras cada 3 días los flujos de nitroso medidos estuvieron $\pm 10\%$ de los esperados mientras que cuando las frecuencias aumentaban para 21 días ese valor obtenido estaba entre $+60$ y -40% de los valores estimados

Emisiones de N_2O desde el suelo en las regiones pampeana húmeda y semiárida

Dada la importancia del contenido hídrico del suelo en la regulación de las emisiones de N_2O , es esperable que los comportamientos frente a este fenómeno sean diferentes en las región pampeana húmeda, donde las precipitaciones están en torno a los 1000 mm anuales, que en la semiárida, con 757 mm con una marcada estacionalidad primavera-estival. Conjuntamente a esta situación se presenta un diferente régimen térmico, y suelos con características intrínsecas diferentes, aunque destacándose las variaciones que se presentan en su capacidad de retención hídrica y su contenido de materia orgánica.

En el trabajo mencionado anteriormente, Cosentino et al. (2012) observaron que las emisiones de N_2O fueron bajas durante los meses en los cuales la temperatura del suelo fue menor a $14\text{ }^\circ\text{C}$, probablemente debido a la baja actividad microbiana. Las emisiones fueron moderadas durante los meses más cálidos, cuando la temperatura del suelo fue adecuada pero la humedad del suelo fue baja debido a la alta demanda atmosférica, mientras que esas emisiones fueron altas durante los meses de otoño y primavera cuando la humedad y la temperatura del suelo fueron elevadas. Los resultados del estudio se muestran en la Figura 10.

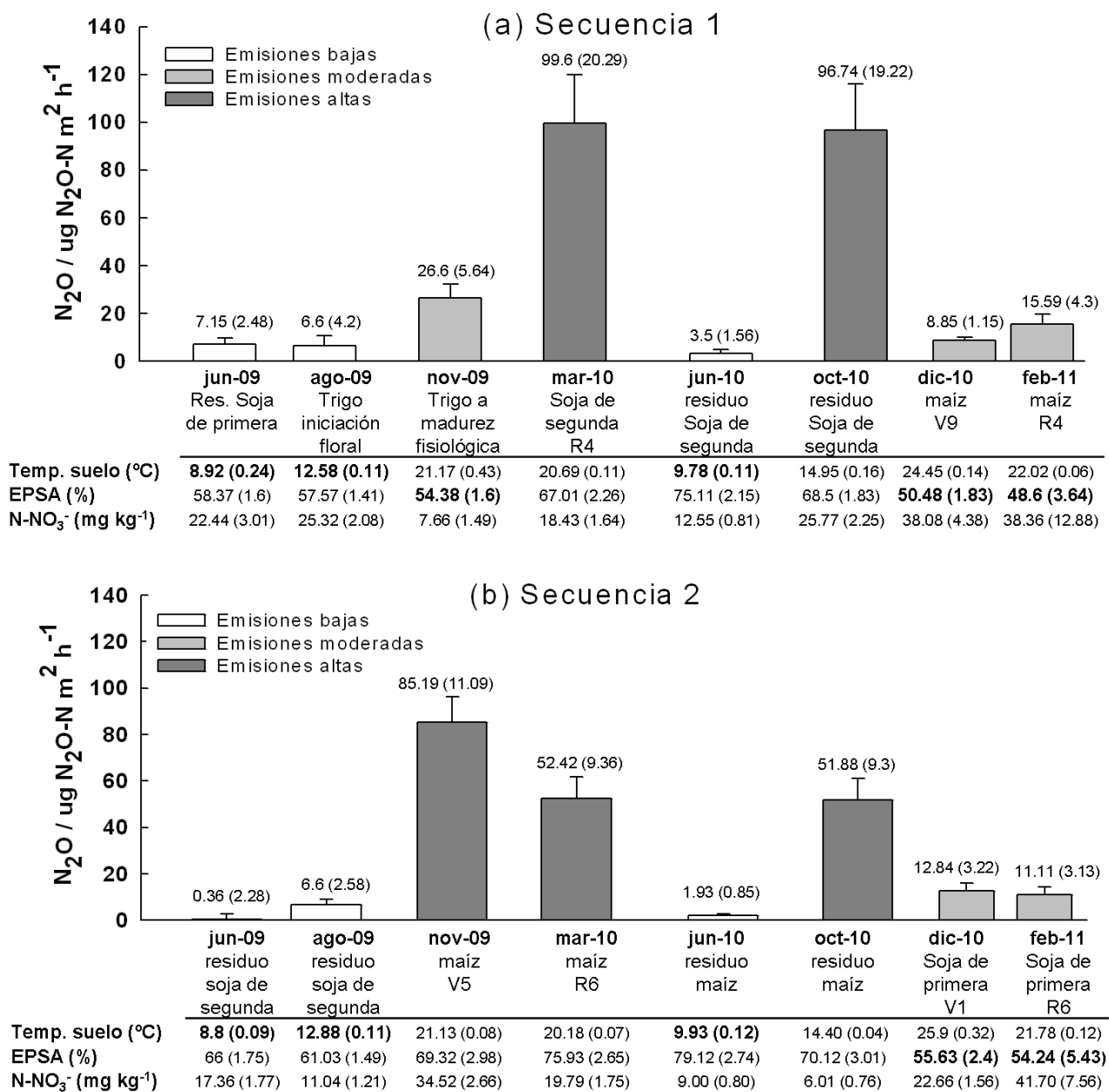


Figura 10. Emisiones de N₂O durante el período de estudio para dos secuencias de cultivo (barras) (a) secuencia 1: soja-trigo/soja- maíz ; (b) secuencia 2: trigo/soja- maíz- soja. Las líneas verticales por encima de cada barra representan el error estándar. Los valores por encima de las barras corresponden a las emisiones medias y a sus respectivos (errores estándar). Debajo de cada gráfico, se muestran los valores medios y error estándar para la temperatura del suelo, el espacio poroso lleno de agua (EPSA) y la concentración de nitrato (N-NO₃⁻) del suelo.

En la región pampeana semiárida, Alvarez et al. (2012) observaron que el comportamiento de las emisiones de N₂O presentó un patrón diferente entre el período invierno-primaveral (barbecho) y el período primavero-estival (cultivo), en un trabajo ya descrito anteriormente.

En general, durante el período de barbecho, las emisiones fueron bajas (Figura 11c y 12c). Los datos meteorológicos del año en que se realizaron las mediciones (marzo 2009 a diciembre 2009) evidencian que las condiciones no fueron óptimas para los procesos de emisión de N₂O. Las precipitaciones ocasionales y de poca magnitud permiten presuponer que no existieron períodos de anaerobiosis (Abril et al., 2005). Las Figuras 11a, 11b, 12a y 12b confirman esta afirmación, mostrando valores de EPSA y contenido de N-NO₃⁻ bajos.

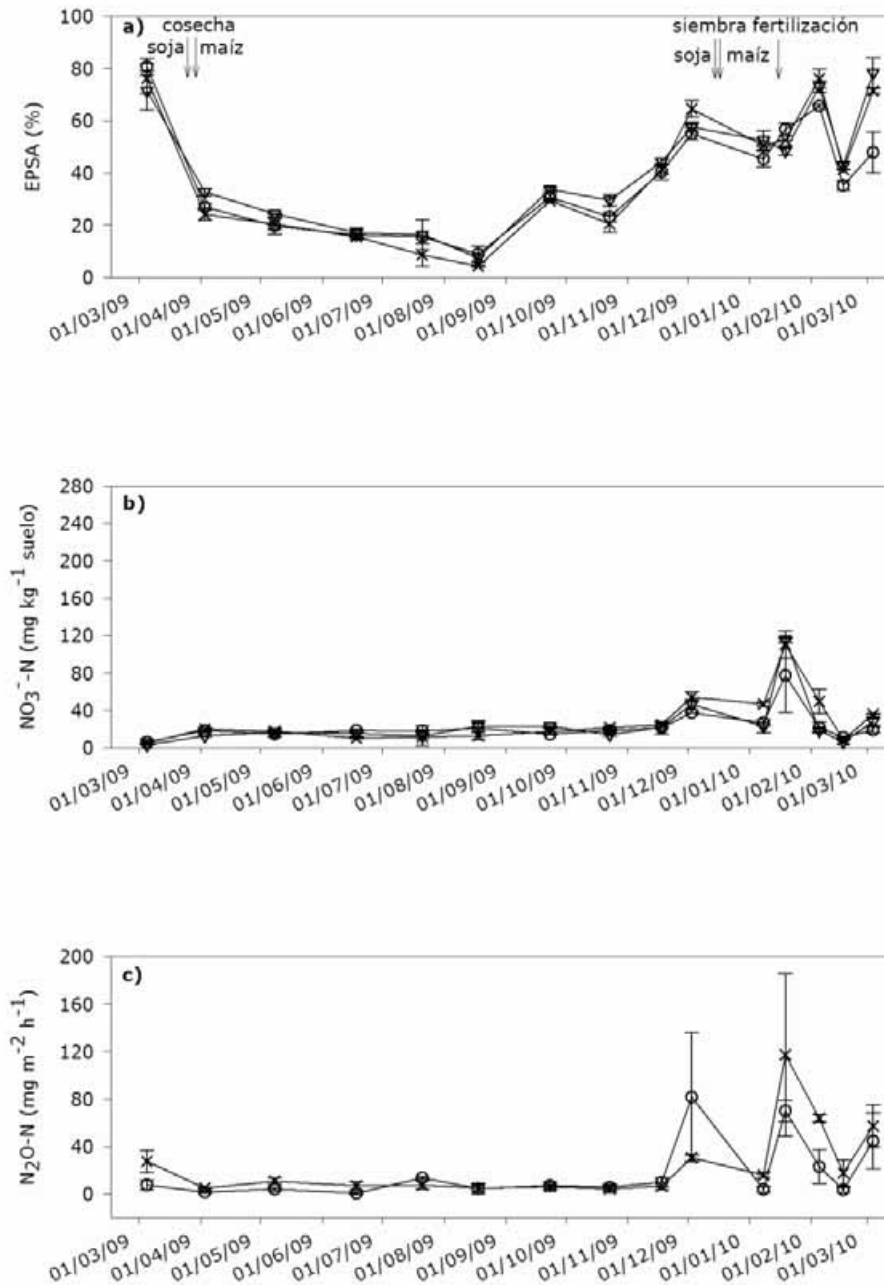


Figura 11. Evolución de (a) espacio poroso de suelo ocupado por agua, (b) contenido de N-NO_3^- , (c) emisiones de $\text{N-N}_2\text{O}$ en los tratamientos bajo siembra directa para las secuencias (x) sj-mz (A), (Δ) mz-sj (B) y (o) sj-sj desde marzo 2009 a marzo 2010. Observaciones: sj-mz (A): cultivo de maíz en el período de cultivo. sj-mz (B): cultivo de soja en el período de cultivo.

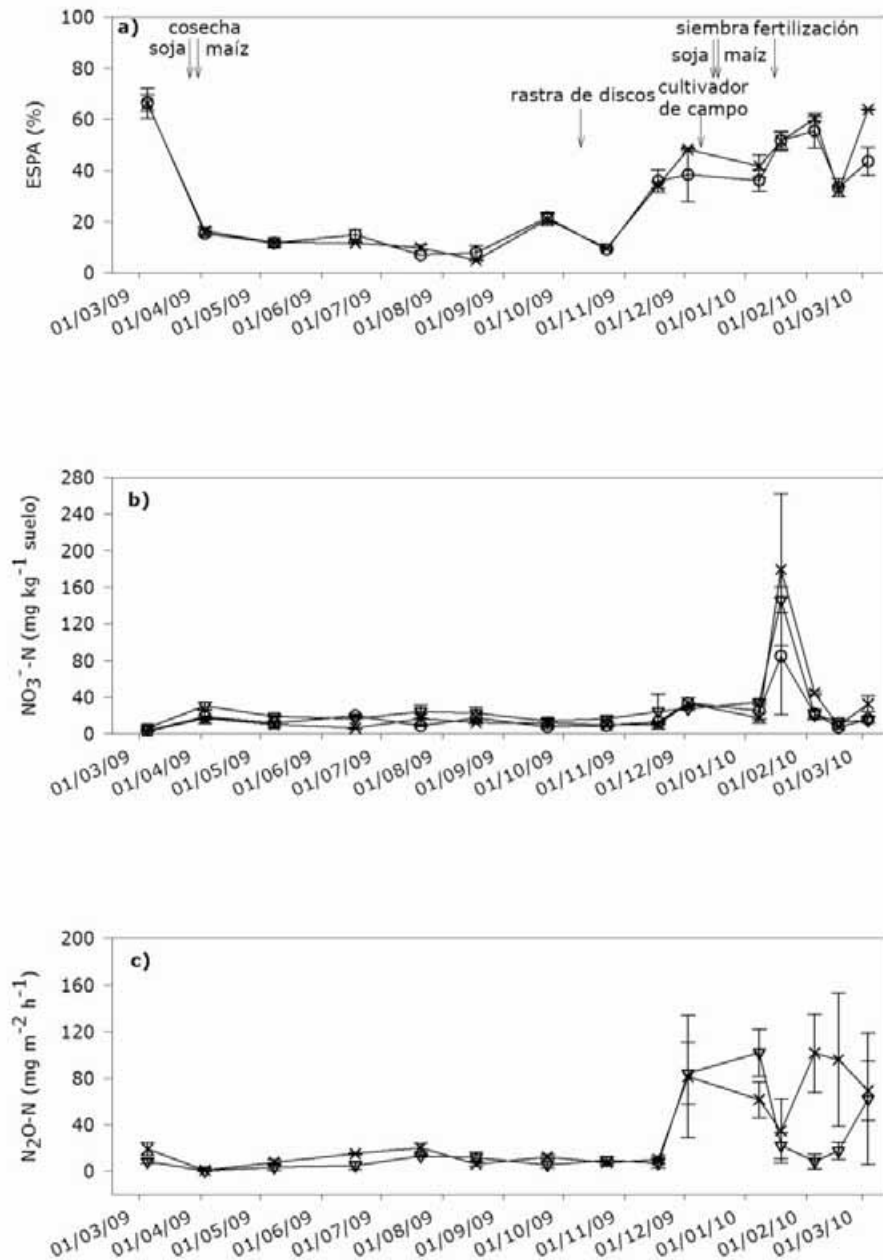


Figura 12. Evolución de (a) espacio poroso de suelo ocupado por agua, (b) contenido de N-NO_3^- , (c) emisiones de $\text{N-N}_2\text{O}$ en los tratamientos bajo labranza reducida para las secuencias (\times) sj-mz (A), (Δ) mz-sj (B) y (\circ) sj-sj desde marzo 2009 a marzo 2010. Observaciones: sj-mz (A): cultivo de maíz en el período de cultivo. sj-mz(B): cultivo de soja en el período de cultivo.

Los bajos flujos de N_2O durante el período invernal encontrados en la zona semiárida coincidieron con lo encontrado por Cosentino et al. (2013) en la pampa húmeda; por Levine et al. (1996) y Sanhuesa et al. (1990) en suelos bien drenados y por Metay et al. (2007) durante la estación seca en el Cerrado brasileño.

Durante el período de cultivo, las emisiones de N_2O fueron en general mayores a las registradas en el período de barbecho (Figuras 11c y 12c). En los tratamientos bajo siembra directa las emisiones de N_2O acompañaron los contenidos de nitrato, siendo que el EPSA se mantuvo por encima del 50 % durante todo el período. Esta tendencia no resultó tan clara bajo labranza reducida donde las relaciones entre emisión de N_2O y contenido de nitrato para las diferentes secuencias de cultivo, mostraron un comportamiento más errático con niveles de EPSA ligeramente inferiores a los mostrados en siembra directa (Figuras 11a, b y c; 12a, b y c).

Cuando se analizaron las emisiones en el cultivo de maíz se observaron las mayores emisiones de N_2O . Luego de la fertilización nitrogenada se observaron picos de emisiones de N_2O tanto en siembra directa como en labranza reducida, otros autores observaron que luego de una fertilización nitrogenada en cultivo de gramíneas se detectan picos de emisiones de N_2O (Roberston & Grace, 2004; Metay et al., 2007;).

El cultivo de soja mostró en algunas oportunidades flujos de N-N₂O mayores o iguales que el cultivo de maíz fertilizado. Casado-Murillo & Abril (2011), indican que cuando el cultivo de soja comienza a madurar existe un gran aporte de material vegetal fácilmente degradable y de muy baja relación C/N, lo que puede significar un incremento del N-mineral del suelo hacia el final del ciclo del cultivo.

La siembra directa se sugiere a menudo como una práctica para reducir las emisiones netas de gases de efecto invernadero. En este estudio, los efectos de la siembra directa respecto de la labranza reducida sobre las emisiones de N₂O no fueron claros. En un suelo de la región semiárida pampeana se estimó que mientras las emisiones de N₂O bajo labranza reducida son en promedio 0,78 kg N-N₂O ha⁻¹ año⁻¹ mayores que bajo siembra directa en la secuencia sj-mz, en la secuencia sj-sj las emisiones bajo SD fueron 0,13 kg N-N₂O ha⁻¹ año⁻¹ mayores que bajo labranza reducida.

El monocultivo de soja presentó los menores valores de flujo de N₂O. Esto puede deberse a que el monocultivo es el que recibe los menores aportes de residuos de cosecha ya que no incluye maíz en la secuencia. No se verificó un incremento en el flujo de N₂O en relación a la fijación biológica de N, lo que concuerda con las directivas impartidas por IPCC (2006) de no contabilizar como factor de emisión al cultivo de soja debido al aporte de la fijación de N atmosférico.

Además, se midieron emisiones de N₂O de una situación cuasi prístina donde se observó una tendencia similar a las situaciones de manejo evaluadas pero con magnitudes de flujo menores, en coincidencia con lo encontrado por Jantalia et al. (2008).

Los resultados muestran que para dos ensayos realizados de manera independiente en dos zonas contrastantes de la región pampeana, las emisiones de N₂O durante los períodos invernales fueron similares y muy bajas, incluso con valores cercanos a cero. Sin embargo, la variable ambiental que determinó estos bajos valores fue diferente. En la zona húmeda, la principal variable que limitó las emisiones de N₂O fue la temperatura del suelo mientras que en la zona semiárida fue la falta de humedad edáfica la variable que limitó la tasa de emisión de N₂O.

Emisiones anuales de N₂O medidas y estimadas en base a IPCC

Alvarez et al. (2012) compararon las emisiones N₂O anuales medidas a campo en la región semiárida pampeana con las estimadas según la metodología del IPCC (2006) (Figura 13). En general las emisiones anuales bajo LR fueron mayores que bajo SD y en la secuencia sj-mz (medida cuando el cultivo presentaba maíz en su fase de rotación) fueron mayores respecto a la situación de monocultivo de soja.

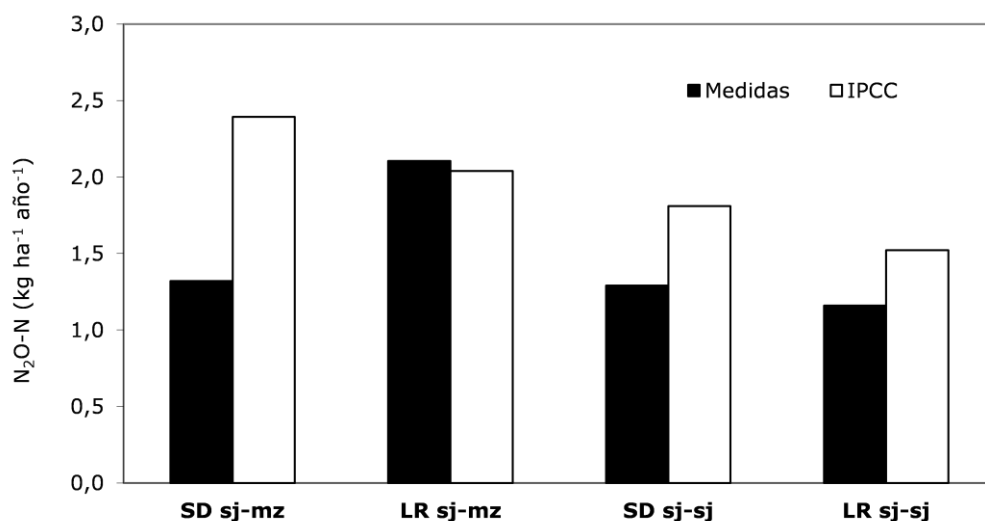


Figura 13. Emisiones anuales de N-N₂O medidas y estimadas a través de IPCC (2006) en la región semiárida. Valores de la rotación soja-maíz (sj-mz) y soja-soja (sj-sj). SD: siembra directa y LR: labranza reducida.

En los manejos bajo SD, tanto en la rotación sj-mz como con monocultivo de soja y en LR sj-sj las emisiones estimadas según IPCC resultaron mayores a las medidas a campo. Jantalia et al. (2008) observaron la misma tendencia al realizar las estimaciones por la metodología IPCC (2006) con el valor de EF_1 por defecto mientras que Parkin & Kaspar (2006) mostraron valores de N_2O calculados según IPCC (2006) inferiores a los medidos.

Existe controversia sobre la metodología propuesta por el IPCC (IPCC, 1996; 2001) para estimar las emisiones de N_2O , principalmente cuando se realizan cultivos de leguminosas, siendo que buena parte de esa controversia está dada en la existencia o no de sobreestimación en los valores de emisión. Por un lado, autores como Rochette & Janzen (2005), observaron mayores emisiones de N_2O en cultivos de leguminosas las cuales fueron atribuidas a los exudados radicales. Por otro lado, autores como Jantalia et al. (2008) no observaron diferencias significativas entre las tasa de emisión de N_2O desde cultivos de leguminosas y no leguminosas.

Por último, debido a estas incertidumbres reinantes sobre la metodología de estimación, aparece en el horizonte que, aunque sea muy trabajoso, no habrá mejor forma de conocer cuánto se está emitiendo desde nuestra agricultura que realizar las mediciones correspondientes en la diversidad de condiciones agroedafoclimáticas que sean necesarias.

Bibliografía

- Aapresid. 2012. Evolución de la superficie en siembra directa en Argentina. Campañas 1977/78 a 2010/11. En: http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid.evolucion_superficie_sd_argentina.1977_a_2011.pdf. Consultado en 4 de octubre de 2013.
- Abril, A; P Salas; E Lovera; S Kopp & N Casado-Murillo. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de la Argentina. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 23 (2):179-188.
- Alvarez, C; AO Costantini; CR Alvarez; BJR Alves; CP Jantalia; EE Martellotto & S Urquiaga. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94: 209-220.
- Alluvione, F; AD Halvorson & SJ Del Grosso. 2009. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on carbon dioxide and methane fluxes from irrigated cropping systems. *Journal of Environmental Quality* 38(5): 2023–2033.
- Bateman, EJ & EM Baggs. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space Biology and Fertility of Soils 41:379-388.
- Bono, A; R Alvarez; DE Buschiazzo & RJC Cantet. 2008. Tillage Effects on Soil Carbon Balance in a Semiarid Agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 1140-1149.
- Bouwman, AF. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53-70.
- Burkart, R; N Bárbaro; R Sánchez & D Gómez. 1998. Eco-Regiones de la Argentina. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Administración de Parques Nacionales, Programa de Desarrollo Institucional Ambiental. SRNyDS. 42 pp.
- Casado-Murillo, N & A Abril. 2011. Crop residue contribution to N fertilization under long term no-till systems in the central semiarid region of Argentina. En: *Semiarid Environments: Agriculture, Water Supply and Vegetation*. Degenovine, KM (ed.). Nova Science Publishers, Inc. NY. 63-82 pp.
- Casagrande, GA & GT Vergara. 199 . Características climáticas de la región. En: “Labranzas en la Región Semiárida Argentina”. Buschiazzo, D.E., J.L. Panigatti, F. J. Babinec (Ed.). INTA 126 pp.
- Castaldi, S. 2000. Responses of nitrous oxide, dinitrogen and carbon dioxide production and oxygen consumption to temperature in forest and agricultural light-textured soils determined by model experiment. (in English) *Biology and fertility of soils* 32:67-72.
- Cosentino, VRN; SA Figueiro Aureggi & MA Taboada. 2013. Hierarchy of factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *European Journal of Soil Science* 64:550-557.
- Cosentino, VRN; PL Fernandez; 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 Ciência do Solo* 36:1814-1819.
- Dobbie, KE & KA Smith. 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science* 52:667-673.
- Flessa, H; U Wild; M Klemisch & J Pfadenhauer. 1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science* 49(2): 327-335.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66: 95-106.
- Fundación Bariloche. 2007. Segunda Comunicación Nacional del Gobierno Argentino a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Proyecto BIRF N° TFOS 1287. (<http://fundacionbariloche.org.ar>).
- Hutchinson, GL & GP Livingston. 2002. Soil-atmosphere gas exchange, *Methods of Soil Analysis, Part 4, SSSA BOOK SERIES: 5* (ed.) 1159-1182 pp.
- INTA. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de la Nación. 1987. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3163-32-Oncativo.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. *Climate Change: THE SCIENTIFIC BASIS. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Volumen 4*.
- Izaurrealde, RC; WB McGill & NJ Rosenberg. 2000. Carbon cost of applying nitrogen fertilizer. *Science* 288: 809.
- Jantalia, CP; HP dos Santos; S Urquiaga; RM Boddey & BJR Alves. 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82(2): 161-173.
- Khan, SA; RL Mulvaney; TR Ellsworth & CW Boast. 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* 36(6): 1821–1832.
- Levine, JS; EL Winstead; DAB Parsons; MC Scholes; RJ Scholes; WR Cofer; DR Cahoon & DI Sebacher. 1996. Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N₂O) from savannas in South Africa: the impact of wetting and burning. *J. Geophys. Res.* 101: 23689-23697.
- Liebig, MA; DL Tanaka & JR Gross. 2010. Fallow Effects on Soil Carbon and Greenhouse Gas Flux in Central North Dakota. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 358–365.
- Linn, DM & W Doran. 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1267-1272.
- Metay, A; R Oliver; E Scopel; JM Douzet; JA Alves Moreira; F Maraux; BJ Feigl & C Feller. 2007. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). *Geoderma* 141: 78-88.
- Mosier, AR; AD Halvorson; CA Roule & XJ Liu. 2006. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. *Journal of Environmental Quality* 35(4): 1584–1598.
- Parkin, TB & TC Kaspar. 2006. Nitrous Oxide Emissions from Corn-Soybean Systems in the Midwest. *J. Environ. Qual.* 35: 1496-1506.
- Parkin, T.B. 2008. Effect of sampling frequency on estimates of cumulative nitrous oxide emissions. *Journal of Environmental Quality*. 37: 1390-1395.
- Pérez Ramírez, J. 2007. Prospects of N₂O emission regulations in the European fertilizer industry. *Applied Catalysis B: Environmental* 70: 31-35.
- Robertson, GP & PM Groffman. 2007. Nitrogen Transformations. En: Paul, EA. *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. Third Edition. Paul, EA (eds). El Sevier.
- Robertson, GP & PR Grace. 2004. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environment, Development and Sustainability* 6: 51–63.
- Robertson, GP & EA Paul. 2000. Decomposition and soil organic matter dynamics. En: E.S. Osvaldo, R.B. Jackson, H.A. Mooney and R.W. Howarth (eds.), *Methods in Ecosystem Science*, New York, Springer Verlag, 104–116 pp.

- Rochette, P & Janzen, H. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73: 171-179.
- Rochette, P. 2008. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil & Tillage Research*. 101: 97-100.
- Rochette, P & NS Eriksen-Hamel. 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable? *Soil Science Society of America Journal* 72:331-342.
- Saggar, S; CB Hedley; DL Giltrap; K Tate; S Lambie & C Li. 2004. Nitrous oxide from grazed pastures. *Supersoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soil Conferences*, 5-9 December 2004. University of Sydney, Australia.
- Sanhuesa, E; W Hao; D Sharffe; L Donoso & P Crutzen. 1990. N₂O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Shield, Venezuela. *J. Geophys. Res.* 95: 22481-22488.
- Schindlbacher, A & S Zechmeister-Boltenstern. 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research* 109:D17302.
- Shelton, DR; AM Sadeghi & GW McCarty. 2000. Effect of Soil Water Content on Denitrification During Cover Crop Decomposition. *Soil Science* 165:365-371.
- Sisti, CPJ; HP dos Santos; R Kohhann; BJR Alves; S Urquiaga & RM Boddey. 2004. Changes in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil Till. Res.* 76: 39-58.
- Six, J; SM Ogle; FJ Breidt; RT Conant; AR Mosier & K Paustian. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biology* 10: 155-160.
- Smith, KA; T Ball; F Conen; KE Dobbie; J Massheder & A Rey. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54:779-791.
- Smith KA & F Conen. 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use Manage* 20:255-262.
- Snyder, CS; TW Bruulsema; TL Jensen & PE Fixen. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133:247-266.
- Varvel, GE. 2006. Soil organic carbon changes in diversified rotations of the western corn belt. *Soil Science Society of America Journal* 70(2):426-33.
- Venterea, RT; KA Spokas & JM Baker. 2009. Accuracy and Precision Analysis of Chamber-Based Nitrous Oxide Gas Flux Estimates. *Soil Science Society of America Journal* 73:1087-1093.
- Zanatta, JA; C Bayer; FCB Vieira; J Gomes & M Tomazi. 2010. Nitrous oxide and methane fluxes in south brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. *Bras. Ci. Solo* 34:1653-1665.

Capítulo 12

Emisiones de gases de efecto invernadero desde el suelo en el cultivo de maíz, en Argentina

Liliana Inés Picone¹, Calypso Lisa Picaud², Cecilia del Carmen Videla¹

¹ Unidad integrada Balcarce (INTA-Facultad Ciencias Agrarias, UNMdP) Km 73.5, Ruta 226, C.C. 276, (7620) Balcarce, Argentina. ² AgroParisTech, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'environnement, 16 rue Claude Bernard, F-75231 Paris Cedex 05, France.

Introducción

El cambio climático global es el resultado de numerosos cambios en los flujos de ciertos elementos, especialmente el carbono (C) y el nitrógeno (N), causados por las actividades humanas en diferentes lugares del planeta. El efecto invernadero es un fenómeno natural mediante el cual algunos gases componentes de la atmósfera terrestre, retienen parte de la energía que la superficie planetaria emite luego de calentarse por la radiación estelar. Este fenómeno evita que la energía recibida vuelva de inmediato al espacio, produciendo a escala planetaria un efecto de conservación de la energía (o del calor) similar al observado en un invernadero, y permitiendo que la temperatura terrestre promedio se mantenga cerca de 15°C, lo que posibilita la vida en la Tierra.

Especialmente después de la revolución industrial, la concentración atmosférica de ciertos gases, como el dióxido de carbono (CO₂), el óxido nitroso (N₂O) y el metano (CH₄) ha aumentado debido a la actividad antropogénica, lo cual está acentuando el efecto invernadero en la Tierra. El Panel Intergubernamental para el cambio Climático (IPCC) 2007, reportó que la concentración atmosférica global de CO₂ incrementó desde un valor pre-industrial de 280 a 379 ppm en el 2005; mientras que la de N₂O incrementó desde un valor aproximado de 270 a 319 ppb en el 2005.

El flujo de CO₂ desde el suelo hacia la atmósfera es consecuencia de la respiración de las raíces y de los procesos fisiológicos de los microorganismos involucrados en la descomposición del material orgánico. Las pérdidas de CO₂ son, en su mayoría, debidas al cambio de uso del suelo (Taboada y Cosentino, 2012) y a las prácticas de manejo que ocasionan la mineralización de la materia orgánica. Las emisiones netas de CO₂ son el resultado de la cantidad de C atmosférico fijado mediante fotosíntesis y el C secuestrado en el suelo como materia orgánica, y la cantidad de C del suelo oxidado a CO₂.

El N₂O es un potente gas efecto invernadero producido en el suelo a través de los procesos microbiológicos de desnitrificación (Robertson y Tiedje, 1987) y en menor medida de nitrificación (Tortoso y Hutchinson, 1990), contribuyendo en un 70% al N₂O global emitido desde la biosfera hacia la atmósfera (Bouwman, 1990). El proceso de nitrificación fue reportado como la vía principal de emisión de N₂O en suelos con contenidos de humedad entre el 35% y el 60% del espacio poroso total lleno con agua (WFPS) (Bateman y Baggs, 2005), mientras que desnitrificación es responsable de esta pérdida en suelos con contenidos de humedad mayores al 60% del WFPS, alcanzando su máximo con el 95% del WFPS (Drury *et al.*, 2003). Las emisiones de N₂O por nitrificación son controladas principalmente por la temperatura del suelo, la disponibilidad de amonio y el pH (Mosier, 1998). El contenido de agua en el suelo a través de su control sobre la aireación del suelo, la disponibilidad de C y nitrato, y la temperatura del suelo son comúnmente identificados como los factores más importantes que controlan desnitrificación (Mosier, 1998; Ruser *et al.*, 2006).

En Argentina, actualmente, el maíz no es cultivado en una superficie tan extensa en comparación con la soja; no obstante es un cultivo estable cuya superficie sembrada ha oscilado entre 2 y 5 millones de ha durante las campañas agrícolas 1970 hasta 2012 (MINAGRI, 2013). En la campaña 2011-2012, el 75% del área total sembrada con maíz fue fertilizada con una dosis promedio de 76 kg N ha⁻¹; mientras que el consumo de N a nivel país ha incrementado notablemente en los últimos años, pasando de 117 mil toneladas en 1993 a 727 mil toneladas en 2012, con un pico de 894 mil toneladas en 2007 (Fertilizar Asociación Civil). A su vez, la necesidad de alimentar y proveer de energía a una población mundial en crecimiento conduce a una mayor demanda de N, lo que también podría resultar en incrementadas emisiones de N₂O.

La Segunda Comunicación Nacional del Gobierno Argentino presentada a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, reportó que la producción de gases efecto invernadero fue de 238.702,9 Gg CO₂-equivalente (CO₂e) en el año 2000, siendo el sector agrícola el responsable del 43% del total de emisiones del país (Taboada y Cosentino, 2011). Estas estimaciones están basadas teniendo en cuenta la metodología por defecto propuesta por el IPCC que considera un factor de emisión de 0,0125 kg N-N₂O kg⁻¹N (IPCC, 1997), pero debido a la falta de datos locales hay una alta incertidumbre en estos inventarios de N₂O.

Emisiones de dióxido de carbono desde el suelo

Pocos estudios se condujeron en Argentina con el fin de cuantificar las emisiones de CO₂ desde el suelo, en cultivos de maíz. En un ensayo realizado en Balcarce, en la región Pampeana del sudeste de Buenos Aires, se monitorearon semanalmente las emisiones de CO₂ durante el cultivo de maíz, bajo una rotación maíz-trigo/soja 2da, entre noviembre 2011 y abril 2012 (Picone *et al.*, 2013). Para ello, se empleó la metodología de cámaras estáticas similares a las diseñadas por Parkin *et al.* (2003) en parcelas bajo dos sistemas de manejo en siembra directa: el tradicional de los productores de la región y un manejo denominado de intensificación sustentable en el cual se aplicaron prácticas recomendadas para optimizar la producción con mínimo impacto en el ambiente, incluyendo entre otras, la fertilización partida (siembra y estadio de 6 hojas), una densidad de siembra superior y una menor distancia entre hileras. La tasa diaria de emisión de CO₂ durante el ciclo del maíz varió entre 8,6 y 54,6 kg CO₂ ha⁻¹ d⁻¹, y no hubo diferencias (p<0.05) entre los sistemas de manejo analizados. La emisión de CO₂ aumentó lentamente, alcanzando un máximo en prefloración, aproximadamente a mediados de diciembre y a continuación se registró un período de tasas de emisión bajas. Aparentemente, las variaciones estacionales de la tasa de CO₂ siguen el incremento de la biomasa vegetal y la distribución de C en las raíces, que luego declina en los exudados radicales y eventual senescencia de la planta (Amos *et al.*, 2005).

Durante el período de crecimiento del cultivo, la temperatura del suelo se mantuvo en un rango entre 15°C y 27°C, por lo cual la actividad microbiana no habría sido limitada por bajas temperaturas; mientras que WFPS no superó el valor de 53%, el cual sería inferior al óptimo para la actividad microbiana, definido en 60% según Linn y Doran (1984). A pesar de ello, se verificó el pico máximo de emisión de CO₂ en un momento en que el WFPS fue de 30%. Este resultado está en coincidencia con el hallazgo de Almaraz *et al.* (2009) quienes también, registraron la máxima emisión de CO₂ antes de anthesis, conjuntamente con el período más seco de la estación de crecimiento. Esta situación se puede explicar por la alta respiración de las raíces frente a un estrés hídrico importante, sumado a la mineralización de la materia orgánica.

La emisión acumulada de CO₂ durante el periodo analizado (146 días) fue similar en ambos sistemas de producción, 2780 y 2596 kg CO₂ ha⁻¹ en el tratamiento de intensificación sustentable y en el del manejo del productor; respectivamente, posiblemente debido a contribuciones similares de residuos del cultivo anterior y de las raíces a la respiración total del suelo.

Durante la fase del cultivo de maíz en una rotación trigo-maíz-soja no se observaron diferencias en la emisión de CO₂ (promedio=5,8 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) entre la labranza conservacionista y convencional (Drury *et al.*, 2006). Sin embargo, Franzluebbers *et al.* (1995), reportaron una mayor emisión de CO₂ en las parcelas sin labranza en comparación con las de labranza convencional, en sorgo y soja; ocurriendo lo contrario con trigo. El proceso físico de incorporación de los residuos en el suelo permite que los compuestos orgánicos previamente protegidos sean más accesibles a los microorganismos degradadores, conduciendo a las pérdidas de CO₂ hacia la atmósfera. Al reducir la intensidad de laboreo en el suelo bajo siembra directa, disminuye el consumo de energía y las emisiones de CO₂; mientras que el secuestro de C incrementa a través del aumento en el contenido de materia orgánica (Halvorson *et al.*, 2003).

Por otra parte, Dyer *et al.* (2012) en la misma región del sudeste bonaerense, encontraron tasas de emisión promedio durante el ciclo del maíz de 41,9 kg CO₂ ha⁻¹ día⁻¹; mientras que cuando el maíz fue intersembrado con soja, las emisiones fueron de 33,1 kg CO₂ ha⁻¹ día⁻¹. Estas diferencias fueron atribuidas a la calidad de los residuos de cultivo: una mayor biomasa de raíces y rizodeposición en el cultivo de maíz en comparación con la intersembrado soja-maíz, que podrían haber dado lugar a una tasa de emisión de CO₂ superior (West y Post, 2002). Sin embargo, al cambiar de maíz continuo a la rotación maíz-soja no varió el secuestro de C, sugiriendo que más CO₂ era perdido del maíz continuo que de la rotación maíz-soja (West y Post, 2002).

En general, las emisiones de CO₂ desde el suelo son variables dependiendo de la existencia de micrositios heterogéneos en el suelo, siendo afectadas por la actividad de las raíces, procesos microbianos, calidad y contenido de residuos de cultivos, y estado fenológico del cultivo.

Emisiones de óxido nitroso desde el suelo

Las emisiones de N_2O en suelos agrícolas están asociadas a los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación; por lo tanto los factores que regulan estos procesos también, controlan la producción de N_2O : C disponible, N inorgánico y oxígeno, los cuales son afectados por la humedad del suelo, porosidad y estructura de los agregados (Robertson y Groffman, 2007). También, estas emisiones de N_2O son afectadas por la fertilización con N (dosis, tipo, momento y método de aplicación), tipo de suelo, cultivo, sistema de labranza, manejo de los residuos y riego (Parkin y Kaspar, 2006).

Dado que el gas N_2O es generado principalmente mediante las transformaciones microbianas del N inorgánico, el potencial de producción y emisión de N_2O incrementa con el incremento en la disponibilidad de N (Bouwman *et al.*, 1993). Desnitrificación está limitada por nitrato cuando las concentraciones fueron menores a $5-10 \text{ mg N kg}^{-1}$ (Ryden, 1983), 20 mg N kg^{-1} (Myrold y Tiedje, 1985) o 40 mg N kg^{-1} (Kohl *et al.*, 1976; Knowles, 1981). Incrementado la dosis de N incrementó la tasa de desnitrificación durante el ciclo de crecimiento del maíz bajo siembra directa y, con aplicaciones de N al estadio de 6 hojas, las pérdidas acumuladas de N_2O representaron el 1 y 0,4% de 70 y 120 kg N ha^{-1} ; respectivamente, en comparación con 2,6 y 5,5% con aplicaciones de las mismas dosis de N a la siembra (Sainz Rozas *et al.*, 2001). El uso más eficiente de N con la aplicación tardía, no sólo se debe a una mejor absorción de N por parte del cultivo sino también, a la menor humedad del suelo por mayor consumo de la misma por parte de la planta. Las mayores pérdidas de N_2O , vía desnitrificación, se dieron temprano en la estación de crecimiento del maíz y asociadas a altos contenidos de humedad en el suelo. En el cultivo de soja la reducción de la concentración de N mineral por falta de fertilización nitrogenada explicaría las menores emisiones de N_2O con respecto al cultivo de maíz que recibió 107 kg N ha^{-1} a la siembra en la secuencia soja-maíz (Álvarez *et al.*, 2012). La mayor emisión de N_2O a partir de suelos cultivados con maíz en comparación con aquellos con soja es consistente con otros trabajos (Parkin y Kaspar, 2006; Gregorich *et al.*, 2008). De acuerdo a estos resultados, la rotación maíz-soja podría mitigar la emisión de N_2O comparada con la producción de maíz continuo, principalmente reflejando la baja emisión durante la soja. Sin embargo, el sistema de maíz continuo tendría un menor potencial de calentamiento global que el sistema maíz-soja debido, principalmente, a una mayor cantidad de residuo que retorna al suelo lo que favorece el secuestro de C con la consiguiente formación de materia orgánica (Verma *et al.*, 2005; Adviento-Borbe *et al.*, 2007). Por lo tanto, es aconsejable realizar un balance total de CO_2 , N_2O y metano (CH_4) cuando se quiere evaluar el potencial calentamiento global neto de un sistema productivo, en estudios sobre gases efectos invernadero y secuestro de C. En contraposición a los resultados anteriores, Dyer *et al.* (2012) no encontraron diferencias significativas en la emisión de N_2O entre los cultivos de maíz y soja, para la región pampeana húmeda.

Las pérdidas de N_2O durante el período de barbecho son también, importantes de tener en cuenta. Álvarez *et al.* (2012) encontraron un efecto de la secuencia de cultivos en la emisión de N_2O durante el barbecho. En la secuencia soja-maíz con residuo de soja en el barbecho, la tasa de N_2O fue mayor que en la misma secuencia pero con barbecho teniendo residuo de maíz. Posiblemente los residuos de soja debido a su rápida descomposición y alto contenido de N contribuyan a las emisiones de N_2O .

La concentración de nitrato fue la principal variable que explicó las emisiones de N_2O en el período de barbecho (Álvarez *et al.*, 2012). Menores flujos de N_2O se observaron durante el barbecho (residuo soja/maíz) comparando con los observados durante la estación de crecimiento del cultivo (soja/maíz), cuando las temperaturas medias fueron considerablemente más elevadas y precipitaciones de 492 mm , con lluvias superiores a 20 mm en el 50 % de los casos (Álvarez *et al.*, 2010).

A pesar de que la disponibilidad de N mineral es esencial en las emisiones de N_2O , no se encontró una relación directa entre esta última variable y la concentración de nitrato durante el ciclo del cultivo maíz/soja (Álvarez *et al.*, 2012) o maíz (Picone *et al.*, 2013). Posiblemente, las emisiones de N_2O están más relacionadas con el ciclado del N en el suelo más que con el tamaño del pool de N en el suelo (Mosier *et al.*, 1996). Sin embargo, la intensidad de nitrato que es un índice que considera la duración y magnitud de la acumulación de nitrato en el suelo, correlacionó ($r^2=0,50$) con las emisiones acumuladas de N_2O en un cultivo de maíz, en un suelo arcilloso fertilizado (Gagnon *et al.*, 2011). También, una correlación significativa entre la pérdida de N_2O vía desnitrificación y la concentración de nitrato ($r=0.91$) fue reportada por Palma *et al.* (1997).

Los flujos de N_2O desde el suelo presentan picos de emisión que ocurren luego del humedecimiento del suelo seco (Jorgensen *et al.*, 1998; Almaraz *et al.*, 2009) y siguiendo la aplicación de fertilizante nitrogenado (Maggiotto *et al.*, 2000). Esta situación indica que se requiere un muestreo de gases más continuo e intenso para poder cuantificar las emisiones y captar su variabilidad temporal. Álvarez *et al.* (2012) registraron la máxima emisión de N_2O ,

después de la aplicación del fertilizante en maíz, coincidiendo con un evento de precipitación. También, durante el ciclo del maíz pero en la pampa húmeda, los picos de emisión de N_2O se manifestaron en el período húmedo del cultivo lo que produjo un incremento en el WFPE, y con disponibilidad de nitrato (Picone *et al.*, 2013). Sin embargo, en sistemas productivos con maíz los picos de emisión de N_2O se registraron cuando las altas temperaturas del suelo/aire coincidieron con condiciones húmedas del suelo, independientemente del nivel de nitrato (Adviento-Borbe *et al.*, 2007). Estos resultados indicarían que el suministro de N mineral no incrementa la tasa de emisión de N_2O a menos que otros factores sean optimizados y, a su vez que estas emisiones dependen de la interacción compleja de factores físicos, químicos y biológicos haciendo que las mismas sean variables en tiempo y espacio.

Linn y Doran (1984) y Davidson (1991) informaron que con WFPS mayor a 60%, la actividad microbiana aeróbica decrece y desnitrificación es el principal proceso que contribuye a las emisiones altas de N_2O ; pero debajo de este valor límite, el proceso de mayor influencia es nitrificación aunque con emisiones menores. En un estudio realizado en Balcarce bajo siembra directa, las pérdidas acumuladas durante el ciclo del maíz fueron bajas, entre 273 y 227 g N_2O ha^{-1} durante 146 días. El ambiente del suelo podría haber favorecido la nitrificación, apoyado por contenidos de humedad que correspondían a WFPE entre 13 y 51%, que conducían a condiciones de buena aireación del suelo (Picone *et al.*, 2013). Sin embargo, cuando la aireación del suelo disminuye (WFPE > 60%) y la concentración de nitrato es alta, desnitrificación podría ser el principal contribuidor a la producción de N_2O (Burton *et al.*, 2008), y al igual que en suelos con un gran stock de materia orgánica (Gagnon *et al.*, 2011). Sainz Rozas *et al.* (2001) encontraron una relación significativa entre el WFPS y la tasa de desnitrificación, con un WFPS superior a 83% se produjeron las mayores emisiones de N_2O por desnitrificación. Mediante un análisis multivariado basado en algoritmos, Álvarez *et al.* (2012) determinaron que el WFPS fue la variable más importante que explicó las emisiones de N_2O durante el período de desarrollo del cultivo maíz/soja, cuando su valor superaba el 52% era posible medir mayores pérdidas de N_2O .

El manejo del suelo y de los cultivos puede influir sobre los procesos de pérdidas de N como N_2O desde el suelo. Palma *et al.* (1997) mostraron que las pérdidas de N_2O por desnitrificación en el cultivo de maíz bajo siembra directa, duplicaron aquellas registradas bajo labranza convencional. Ellos explicaron sus resultados debido a las condiciones más oxidantes bajo labranza convencional, ya que los otros parámetros del suelo como concentración de nitrato y de C soluble eran similares en los dos sistemas de manejo estudiados. Estas condiciones de mayor oxidación generaron un menor desarrollo de microorganismos desnitrificadores, como así también una menor actividad de la enzima responsable de la desnitrificación. Al cuantificar las emisiones de N_2O durante el cultivo de maíz en la secuencia soja-maíz, Álvarez *et al.* (2012) no encontraron diferencias significativas entre la labranza reducida y la siembra directa; aunque hubo una tendencia a que la tasa de emisión de N_2O fuera mayor bajo labranza reducida (76,11 μg N- N_2O $m^{-2} h^{-1}$) que siembra directa (52,95 μg N- N_2O $m^{-2} h^{-1}$). A su vez, las emisiones anuales que incluían el barbecho con residuos de soja y el ciclo de cultivo de maíz fueron mayores en la labranza reducida (2,41 kg $ha^{-1} año^{-1}$) que en la siembra directa (1,55 kg $ha^{-1} año^{-1}$). Los suelos sin laborear, generalmente son más húmedos, y tienen más C orgánico y población de microorganismos cerca de la superficie del suelo (Lemke *et al.*, 2004; Baggs *et al.*, 2006). Estas condiciones favorecerían la producción de N_2O . Rochette *et al.* (2008) recopilando información de 25 estudios, en comparaciones entre sitios labrados y sin laborear, demostró que estos últimos sitios con suelos pobremente aireados, en regiones con clima húmedo presentaban mayores pérdidas de N_2O , no sucediendo lo mismo en suelos con buena aireación. A nivel internacional, también existen contradicciones con respecto al efecto de las labranzas sobre las emisiones de N_2O . Algunos investigadores reportaron mayores flujos de N_2O en suelo agrícolas sin laboreo (Ball *et al.*, 1999; Passianoto *et al.*, 2003), mientras que otros solo encontraron pequeñas diferencias o no diferencias con respecto al sistema convencional (Robertson *et al.*, 2000; Parkin y Kaspar, 2006). No obstante, la siembra directa combinada con estrategias de fertilización nitrogenada, entre ellas, aplicación de la dosis de N considerando las reservas de N del suelo y haciendo coincidir el momento de aplicación de N con la demanda por el cultivo, reduce de manera significativa las emisiones de N_2O en la rotación maíz-soja-trigo (Wagner-Riddle *et al.*, 2007).

La nueva metodología del IPCC (2006) usada para realizar el inventario de N_2O para suelos agrícolas, asume un factor de emisión por defecto de 1% (0.01 kg N- N_2O kg^{-1} N) para el N ingresado. Este factor está basado en un estudio de más de 900 observaciones (Bouwman *et al.*, 2002), no obstante el IPCC recomienda usar factores de emisión específicos para cada país ya que es sabido que las emisiones de N_2O no solo dependen del ingreso de N, sino también de otros factores como humedad, temperatura, contenido de C y pH del suelo (Granli y Bockman, 1994), y sus interacciones que son fuertemente afectadas por el sistema de manejo, y condiciones de suelo y climáticas. Al comparar las emisiones de N_2O estimadas siguiendo la metodología del IPCC (2006) con las medidas en un cultivo de maíz con barbecho de soja, Álvarez *et al.* (2012) demostraron que existe una sobreestimación de las emisiones en siembra directa (más de 1 kg $ha^{-1} año^{-1}$ de diferencia) para la región semiárida

Pampeana. Esto muestra, la necesidad de tener datos propios y suficientes para poder calcular factores de emisión que permitan obtener estimaciones reales de las emisiones de N₂O en la agricultura.

Hasta el momento, en el país se han realizado estudios sobre emisiones de N₂O en dos regiones importantes de producción de maíz: la provincia de Buenos Aires (pampa húmeda) y la provincia de Córdoba (pampa semiárida); no obstante, se están intensificando las investigaciones sobre emisiones de gases efecto invernadero cuyos resultados generarán información que permitirá calcular factores de emisión para las diferentes regiones ecológicas-climáticas y sistemas de producción, y con ello reducir las incertidumbres en orden de mejorar los futuros informes nacionales.

Bibliografía

- Adviento-Borbe, MAA; ML Haddix; DL Binder; D T Walters & A Dobermann. 2007. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Global Change Biology*, 13:1972-1988.
- Almaraz, JJ; FMX Zhou; C Madramootoo; P Rochette; MA Bao-Luo Ma & DL Smith. 2009. Carbon dioxide and nitrous oxide fluxes in corn grown under two tillage systems in southwestern Quebec. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 73:113-119.
- Alvarez, C; A Costantini; BJR Alves; CP Jantalia; CR Alvarez & S Urquiaga. 2010. Emisiones de óxido nitroso bajo diferentes secuencias de cultivo y sistemas de labranza en la región semiárida pampeana-Argentina. XXXIII Congresso Brasileiro de Ciencia do Solo. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudancas climaticas. 31 julho – 5 agosto. Uberlandia Minas Gerais.
- Alvarez, C; A Costantini; CR Alvarez; BJR Alves; CP Jantalia; EE Martellotto & S Urquiaga. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 94:209-220.
- Amos, B; TJ Arkebauer & JW Doran. 2005. Soil surface fluxes of greenhouse Gases in an irrigated maize-based agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:387–395.
- Baggs, EM; J Chebii. & JK Ndufa. 2006. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in Western Kenya. *Soil Till. Res.*, 90:69-76.
- Ball, BC; A Scott A & JP Parker. 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Tillage Res.*, 53:29-39.
- Bateman, EJ & EM Baggs. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biol. Fertil. Soils*, 41:379-388.
- Bouwman, AF. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. En AF Bowman (ed.) *Soils and the greenhouse effects*. Pp 61-127. Wiley & Sons, England.
- Bouwman, AF; I Fung; E Matthews & J John. 1993. Global analysis of the potential for N₂O production in natural soils. *Glob Biogeochem Cycles* 7:557–597.
- Bowman, AF; LJM Boumans & NH Batjes. 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochem. Cycles*, 16:6-1-6-13.
- Burton, DL; BJ Zebarth; KM Gillam & JA MacLeod. 2008. Effect of split application of fertilizer nitrogen on N₂O emissions from potatoes. *Can. J. Soil Sci.*, 88:229–239.
- Davidson, EA. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. En Rogers JE, Whitman WB (eds) *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxide, and halomethanes*. American Society for Microbiology. Pp 219–235. Washington.
- Drury, CF; TQ Zhang & BD Kay. 2003. The nonlimiting and least limiting water ranges for soil nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 1388-1404.
- Drury, CF; WD Reynolds; CS Tan; TW Welacky; W Calder & NB McLaughlin. 2006. Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide: Influence of tillage type and nitrogen placement depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70:570–581.
- Dyer, L; M Oelbermann & L Echarte. 2012. Soil carbon dioxide and nitrous oxide emissions during the growing season of maize-soybean intercropping and sole cropping systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175:994-400.
- Franzluebbers, AJ; FM Hons & DA Zuberer. 1995. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *Appl. Soil Ecol.*, 2:95–109.
- Gagnon, B; N Ziadi; P Rochette ; MH Chantigny & DA Angers. 2011. Fertilizer source influenced nitrous oxide emissions from a clay soil under corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 75:595–604.
- Granli, T & OC Bøckman. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norw. J. Agric. Sci. (Suppl.)* 12, 128.
- Gregorich, EG; P Rochette; P St-Georges; UF McKim & C Chan. 2008. Tillage effects on N₂O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. *Can. J. Soil Sci.*, 88:153 -161.
- Halvorson, AD; AR Mosier & CA Reule. 2003. Irrigated crop management effects on productivity, soil nitrogen, and soil carbon. Published in Proceedings of 2003 Fertilizer Industry Round Table, October 28–30, 2003, Winston-Salem, North Carolina.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 1997. J. T. Houghton, L. G. Meira Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D. J. Griggs, and B. A. Callander, eds. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse inventories. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. Revised guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC/ OECD/IEA/IGES. Vol. 4. Agriculture, Forestry and other land use.
- Intergovernmental Panel on 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 (IPCC). p. 1-18. En S. Solomon *et al.* (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jorgensen, RN; BJ Jorgensen & NE Nielsen. 1998. N₂O emission immediately after rainfall in a dry stubble field. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 545–546.
- Knowles, R. 1981. Denitrification. En EA Paul and J Ladd (ed.) *Soil biochemistry*. Vol. 5. Pp. 323–369. Marcel Dekker, New York.
- Kohl, DH; F Vithayathil; P Whitlow; G Shearer & SH Chien. 1976. Denitrification kinetics in soil systems: The significance of good fits of data to mathematical forms. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40:249–253.
- Lemke, R; E Solberg; C Izaurralde & M Nyborh. 2004. Seasonal nitrous oxide emissions from agricultural soils in the Parkland region of the Canadian Prairie. <http://paridss.usask.ca/factbook/soilcrop/cesar1.html>.
- Linn, DM & JW Doran. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*,
- Maggiotto, SR; J Webb; C Wagner-Riddle & GW Thurtell. 2000. Nitrous and nitrogen oxide emissions from turfgrass receiving different forms of nitrogen fertilizer. *Journal of Environmental Quality*, 29: 621–630.
- MINAGRI. 2013. Ministerio de Agricultura. Sistema Integrado de Información Agropecuaria. <http://dev.siiia.gov.ar/series>. Fecha de acceso: 15 de septiembre de 2013.
- Mosier, AR; JM Duxbury; JR Freney; O Heinemeyer & K Minami K. 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: *assessment, measurement and mitigation*. *Plant and Soil*, 181: 95–108.
- Mosier, A. R. 1998. Soil processes and global change. *Biol. Fertil. Soils*, 27: 221- 229.
- Myrold, DD & JM Tiedje. 1985. Establishment of denitrification capacity in soil: effects of carbon, nitrate and moisture. *Soil Biol. Biochem.*, 17: 819-822.
- Palma, RM; M Rimolo; MI Saubidet & ME Conti. 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biol Fertil Soils*, 25:142–146.

- Parkin, TB. 1993. Spatial variability of microbial processes in soil: A review. *J. Environ. Qual.*, 22:409–417.
- Parkin, TB; A Mosier; J Smith; R Venterea; J Johnson; D Reicosky; G Doyle; G McCarty & J Baker. 2003. Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol. USDA-ARS GRACENet, Pp. 1-28.
- Parkin, TB & TC Kaspar. 2006. Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the Midwest. *J. Environ. Qual.*, 35:1496-1506.
- Passianoto, C; T Ahrens; BJ Feigl; PA Steudler; JB do Carmo & JM Melillo. 2003. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biol Fertil Soils*, 38:200–208.
- Picone, LI; C Bayer; CC Videla; R Rizzalli & FO García. 2013. Emisiones de óxido nitroso y dióxido de carbono en maíz bajo sistemas de producción con distinta intensificación. Simposio Fertilidad 2013: La Nutrición del Cultivos para la Intensificación Productiva Sustentable. Rosario, Argentina, mayo de 2013. Libro de resúmenes.
- Robertson, GP & JM Tiedje. 1987. Nitrous oxide sources in aerobic soils: Nitrification, denitrification, and other biological processes. *Soil Biol. Biochem.*, 19:187-193.
- Robertson, G P; EA Paul & RR Harwood. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289:1922-1925.
- Robertson, GP & P Groffman. 2007. Nitrogen transformations. En Paul EA (ed) *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, 3rd edn. Pp 341-364. Academic/Elsevier, New York.
- Rochette, P; DA Angers; MH Chantigny & N Bertrand. 2008. Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. *Soil. Sci. Soc. Am.*, J. 72: 1363-1369.
- Ruser, R; H Flessa; R Russow; G Schmidt; F Buegger & JC Munch. 2006. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 263-274.
- Ryden, JC. 1983. Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Sci.*, 34: 3 55-365.
- Sainz Rozas, H; HE Echeverría & LI Picone. 2001. Denitrification in maize under no-tillage: effect of nitrogen rate and application time. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1314-1323.
- Taboada, MA & VRN Cosentino. 2012. Emisiones de oxido nitroso (N₂O) desde suelos agrícolas. XIX Congreso Latino Americano de la ciencia del suelo, XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del suelo, 16-20 abril 2012.
- Taboada, MA & V Cosentino. 2011. Emisiones de gases con efecto invernadero provenientes de la agricultura. Estado actual del conocimiento en el mundo y en Argentina. Actas Simposio Fertilidad 2011. F. García y A. Correndo (ed.). Pp. 55- 68. IPNI Cono Sur- Fertilizar AC.
- Tortoso, AC & GL Hutchinson. 1990. Contributions of autotrophic and heterotrophic nitrifiers to soil NO and N₂O emissions. *Applied and Environmental Microbiology*, 56: 1799-1805.
- Verma, SB; A Dobermann & KG Cassman. 2005. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, 131:77-96.
- Wagner-Riddle, C; A Furon; NI McLaughlin; I Lee; J Barbeau; SJ Ayasundara; G Parkin; P Von Bertoldi & J Warland. 2007. Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn–soybean–wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Global Change Biology*, 13: 1722–1736.
- West, OT & WM Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1930–1946.

Capítulo 13

Fijación biológica y gases efecto invernadero

Esteban Ciarlo¹ y Ignacio Ciampitti²

¹ Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. ² Department of Agronomy, Kansas State University.

Introducción

La fijación biológica de nitrógeno (FBN) es un proceso por el cual determinados grupos de bacterias del suelo capturan el nitrógeno atmosférico (N_2), rompen su triple enlace, reducen el N_2 a NH_3 y luego esta molécula es incorporada para la síntesis de sus propios aminoácidos o de las células de la planta asociada. Junto con la respiración y la fotosíntesis, la FBN es uno de los procesos bioquímicos más importantes de la vida terrestre. La enzima responsable de este proceso es la nitrogenasa o dinitrogenasa, la cual es inhibida por altos contenidos de oxígeno o de nitrógeno mineral. Las bacterias que son capaces de fijar N_2 pueden llevar a cabo este proceso en forma libre (sin asociarse a otros organismos) o en forma simbiótica como hospedante de las raíces de determinadas especies vegetales, especialmente de la familia de las leguminosas o *fabáceas*. La forma simbiótica es más eficiente y ecológicamente más relevante dado que dichas bacterias reciben los azúcares, es decir la energía para realizar este proceso, de la fotosíntesis de los vegetales huéspedes, a quienes les proveen N capturado (Ciarlo y Palma, 2011). Organismos procariotas tan versátiles como del género *Azospirillum* o de la familia de las rizobiáceas pueden llevar a cabo además de la FBN, casi todas las reacciones del ciclo del N en los suelos, con excepción del proceso de nitrificación.

La inoculación de semillas de cultivos leguminosos con bacterias de la familia de las rizobiáceas es una práctica extendida en la Argentina y en todo el mundo, de éxito comprobado especialmente en suelos con bajos contenidos de N o sin historia en esos cultivos (Lupwayi y Kennedy, 2007). La soja (*Glycine max* [L.] Merrill), de la familia de las leguminosas, es probablemente el cultivo más difundido en las Regiones Pampeana y Extra Pampeana, y muy frecuentemente su semilla es inoculada con rizobios (*Bradyrhizobium*) antes de la siembra, incluso en lotes con historia sojera. En Argentina la prolongada historia de inoculación del cultivo de soja hizo que en muchos suelos se naturalicen las cepas de *Bradyrhizobium* introducidas por la repetida inoculación y se vuelvan endémicas (Gómez *et al.*, 1997). Ya en el año 1966, se proponía en la Argentina la inoculación de semillas con organismos fijadores de N_2 , simbioses y libres (Giambiagi y Sedeño, 1966). En forma aproximada, la FBN aporta entre 100-200 kg N elemento/ha/año, lo cual significa una contribución importante para la nutrición nitrogenada del cultivo de soja. Es importante destacar que las bacterias fijadores de N_2 , como *Bradyrhizobium*, pueden no solamente fijar N sino también producir mediante un mecanismo diferente, óxido nitroso (O'Hara y Daniel, 1985; Delgado *et al.*, 2007; Ciampitti *et al.*, 2008).

El óxido nitroso (N_2O) es un gas de efecto invernadero (GEI). Dentro de este grupo de gases también debemos incluir al dióxido de carbono (CO_2) y el metano (CH_4). Los GEIs absorben la radiación infrarroja terrestre, por lo cual contribuyen al calentamiento global del planeta. Dado que no existen evidencias, ni relaciones causa-efecto relevantes entre la fijación biológica y la producción y emisión de CO_2 y CH_4 , centraremos el foco de la discusión en la relación entre este proceso de importancia fundamental, y la producción y emisión de N_2O . Este gas posee un potencial de calentamiento global 296 veces mayor que cada molécula de CO_2 para un marco de tiempo de 100 años (IPCC, 2001), por lo que se asume que el balance total de GEIs de cualquier ecosistema es más sensible a cambios en sus emisiones que a cambios en las emisiones de CO_2 (Venterea *et al.*, 2005). La influencia de la actividad humana ayudo al incremento de las emisiones de N_2O en alrededor un 50% (era pre-industrial a la modernidad). Relacionado al total de emisiones de N_2O a nivel global, en promedio 23% se asumen directamente derivadas de la actividad agrícola (Snyder *et al.*, 2007). En términos geográficos, las mayores proporciones de N_2O son principalmente generadas en Europa y USA, seguido por América del Sur, y en menores proporciones Canadá (IFA/FAO, 2001). En la actualidad todavía hay incertidumbre relacionada con la proporción de N_2O que proviene de la actividad de bacterias fijadores de N_2 , pero investigaciones de diferentes países confirman un mayor rol a las aplicaciones de fertilizante N.

Relación entre los procesos de fijación biológica de nitrógeno y producción de óxido nitroso

La comprensión de las interacciones y relaciones entre la FBN y las emisiones de N₂O es fundamental en la construcción de inventarios de GEI de los cultivos de leguminosas en agroecosistemas (Zhong *et al.*, 2009). Las emisiones de N₂O derivan fundamentalmente de transformaciones microbianas del N en ecosistemas terrestres y marinos (Firestone y Davidson, 1989). La denitrificación es el proceso por el cual compuestos oxidados de N, principalmente nitratos (NO₃⁻) y nitritos (NO₂⁻) son reducidos en forma no asimilatoria a gases como N₂O y N₂. La ruta del proceso de denitrificación ha sido muy estudiada desde los años 80. Es claro ahora, al menos para la mayoría de los organismos denitrificadores, que el proceso de denitrificación involucra cuatro enzimas que actúan en forma secuencial (Zumft, 1997). El N₂O gaseoso es un intermediario obligado pero libre del proceso de denitrificación (Knowles, 1982).

La FBN puede contribuir a las emisiones de N₂O fundamentalmente a través de dos vías: 1) como resultado del N fijado en la biomasa bacteriana o en residuos vegetales ricos en N, de rápida descomposición, que puede ser nitrificado y luego denitrificado, proporcionando así una fuente de N₂O (Ciampitti *et al.*, 2008; Huang *et al.*, 2004) y 2) mediante algunos organismos fijadores de N que son capaces de denitrificar directamente desde el nódulo, produciendo N₂O (O'Hara y Daniel, 1985; Delgado *et al.*, 2007). Las emisiones de N₂O desde suelos cultivados con especies leguminosas, donde el sustrato del proceso de denitrificación son los nitratos edáficos fruto de la descomposición durante o después del ciclo del cultivo de los tejidos vegetales que recibieron importantes aportes de N por FBN, son consideradas emisiones *indirectas* derivadas de la FBN. Por el contrario, el N que puede ser directamente transformado por la bacteria simbiote, típicamente de la familia de las rizobiáceas, en N₂O gaseoso, forma parte de las emisiones *directas* por fijación biológica.

Emisiones indirectas

El N originario de la fijación biológica por bacterias asociadas a cultivos de leguminosas es generalmente menos disponible para la nitrificación y denitrificación posterior, por lo que las emisiones de N₂O derivadas indirectamente de la FBN simbiótica son bajas en los primeros estadios del crecimiento del cultivo de leguminosas (en soja, Ciampitti *et al.*, 2008). Estas bajas tasas de emisiones son debido a que el gas N₂ fijado por las bacterias como iones NH₄⁺, los cuales son utilizados en gran medida por el cultivo de leguminosas para formar compuestos nitrogenados tipo aminoácidos y proteínas (Snyder *et al.*, 2009). Nótese sin embargo, que se han reportado menores emisiones de N₂O desde cultivos no leguminosos, no fertilizados con N que desde cultivos leguminosos (no fertilizados con N) creciendo activamente (Rochette *et al.*, 2004), lo que sugiere que parte del N₂ fijado puede ser activamente denitrificado durante el ciclo del cultivo, si se los compara con cultivos que no alojen bacterias fijadoras de N. Posiblemente, el contenido de N mineral limitó la producción de N₂O en el cultivo no leguminoso, aunque no se halló relación entre la FBN y emisión de N₂O. Por ejemplo, Mosier *et al.* (2006) reportaron que la soja en rotación con maíz aumentaba las emisiones basales de N₂O notablemente en comparación con el monocultivo de maíz continuo, mientras que Dick *et al.* (2006) señalaron que, incluso en cultivos de plantas perennes como árboles, los suelos con especies fijadoras de N emitían más N₂O con respecto a los suelos con especies de cultivos no fijadoras de nitrógeno, lo que se correlacionó con un mayor contenido de N mineral disponible en el suelo. Un resultado similar fue reportado recientemente por Pramanik *et al.* (2013), documentando mayores emisiones de N₂O en arroz debido al incremento de la actividad de fijación de N₂ por el cultivo predecesor, *Vicia villosa*, incrementando la disponibilidad de nitratos. Por el contrario, Yang y Cai (2005) compararon las emisiones de N₂O procedentes de soja creciendo en macetas con las de macetas sin sembrar, y no encontraron ninguna diferencia significativa en los flujos de N₂O entre los dos tratamientos antes de la etapa de llenado de grano.

Una vez que los cultivos de leguminosas son cosechados o las plantas envejecen y mueren, los compuestos nitrogenados de los residuos son susceptibles a la descomposición y la mineralización a amonio (NH₄⁺), que luego puede ser nitrificado y denitrificado, intensificándose la formación y emisión de N₂O, lo que fue registrado por ejemplo en el cultivo de soja (Yang y Cai, 2005; Ciampitti *et al.*, 2008). Ciampitti *et al.* (2008) documentaron que el 68 % del total de pérdida de N₂O se produjo a partir del llenado de grano hasta madurez fisiológica, período que se denominó como el "período crítico para las emisiones" en el cultivo de soja. El pico de emisión de N₂O en la parcela con soja se correspondió con el pico de N₂O en la parcela control, sin plantas, indicando que los factores del suelo fueron ampliamente los responsables de la generación de N₂O y no la presencia de leguminosa. El flujo de emisiones de N₂O fue relacionado a las concentraciones de nitratos y contenidos de humedad edáfica, y debido a

una disminución en el C orgánico soluble (COS), el cual actúa como un sustrato de la biomasa microbiana. El aporte final del N₂ fijado al N del suelo luego de la cosecha depende del índice de cosecha del N, determinado por la diferencia entre el N₂ fijado y el exportado por las semillas. Por ejemplo, el cultivo de soja en la Argentina registra un nivel de proteína histórico del 39%, lo que implica una exportación de casi 70 kg de N por tonelada producida; ello implica que para un rendimiento del cultivo de 2500 kg/ha, la FBN debería aportar más de 175 kg de N para aportar cantidades considerables de N al suelo luego de la cosecha. Aunque en cultivos de soja se han registrado cantidades de N fijado de hasta 450 kg/ha (Peoples *et al.*, 1995), es probable que los aportes más usuales no superen los 200 kg/ha de N, ya que el proceso de FBN es en realidad un complemento a la absorción del N edáfico por las raíces. En términos generales, para el cultivo de soja, la proporción de N proveniente de la actividad fijadora puede variar entre un 25-75% del requerimiento de N total por el cultivo (Betts y Herridge, 1986). En una reciente revisión realizada para el cultivo de soja (Salvagiotti *et al.*, 2008), los valores máximos de N fijado fueron de alrededor 350 kg/ha de N, lo cual correspondió con valores totales en biomasa aérea mayores a 400 kg/ha de N. A partir de esta revisión, se pudo concluir que en cultivos de soja de alto rendimiento, mayores a 5 Mg/ha, la actividad FBN y el aporte de N proveniente de la actividad simbiótica se incrementan en la proporción que el cultivo provea suficiente fotosíntesis a nivel canopeo como para sostener el requerimiento de los nódulos.

En algunos casos, los flujos elevados de N₂O en estudios de leguminosas han sido adjudicados a la denitrificación del NO₃⁻ acumulado en el suelo como resultado de su ineficiente recuperación por parte de la raíz de la leguminosa o a la rizodeposición de N vía exudados y secreciones de raíces vivas de leguminosas o a la mineralización del N liberado durante el ciclado de raíces finas y nódulos, y hojas caídas durante el desarrollo del cultivo (Peoples *et al.* 1995; Wichern *et al.* 2008).

Un dato relevante lo constituye el hecho de que el N orgánico ubicado en los residuos del cultivo de soja es de rápida mineralización, por la baja relación carbono:nitrógeno de estos residuos, lo que acelera su degradación y podría también estimular condiciones de anoxia o falta de oxígeno ante el consumo intenso de éste (Ciarlo, 2008), favoreciendo procesos reductivos como la denitrificación (Snyder *et al.*, 2009), principal responsable de la formación de N₂O. En ciertas situaciones cantidades considerables de N orgánico lábil de leguminosas retorna al suelo, como en pasturas en base a leguminosas o leguminosas como abono verde. Bajo estas condiciones las emisiones de N₂O pueden ser comparables o mayores a cultivo con N (Wagner-Riddle *et al.* 1997; Aulakh *et al.* 2001). Si embargo, la vegetación que permanece luego de la cosecha de grano de leguminosa no representa una fuente importante de emisión de N₂O ya que las cantidades de N orgánico que retornan al suelo son bajas y la relación carbono/ nitrógeno son poco favorables para una rápida mineralización (Fillery 2001; Peoples *et al.* 2009).

Emisiones directas

Es posible que la relación directa entre los procesos de FBN y de formación de N₂O no sea tan estrecha como la vinculación indirecta, a través de la descomposición de residuos ricos en N (Zhong *et al.*, 2009; Pramanik *et al.*, 2013). Sin embargo, la denitrificación directa por organismos fijadores de N₂ no debería ser subestimada ya que la velocidad de denitrificación del N₂ fijado puede ser tan rápida como la misma fijación biológica de este elemento (O'Hara *et al.*, 1984). En general, la denitrificación se atribuye ampliamente a los rizobios de crecimiento lento, siendo poco común entre rizobios de rápido crecimiento (Zhong *et al.*, 2009), con excepción de *Rhizobium meliloti* (Monza *et al.*, 2006). El organismo *Bradhrhizobium japonicum*, simbiote específico del cultivo de soja, es de crecimiento lento, y en aislamiento en plantas de soja en la Argentina se ha demostrado que puede denitrificar activamente (Fernández *et al.*, 2008). Otras leguminosas de interés comercial como la alfalfa, que alojan bacterias simbiotes del género *Sinorhizobium*, también pueden realizar el proceso de denitrificación en sus nódulos radicales (García-Plazaola *et al.*, 1995). Se conoce con certeza que los bacteroides de *Bradhrhizobium* poseen un sistema enzimático denitrificador activo (King *et al.*, 1988) y completo (Bedmar *et al.*, 2005) que les permitiría completar la secuencia denitrificadora y utilizar N₂O como aceptor de electrones, transformándolo en gas N₂, ambientalmente inocuo. Un hallazgo muy relevante es el reportado por Fernández *et al.* (2008), quienes evaluaron la capacidad denitrificadora de distintas cepas de *Bradhrhizobium japonicum* aisladas de suelos en las localidades de Pergamino y Manfredi. Este trabajo claramente muestra diferencias de hasta cinco órdenes de magnitud en la producción de N₂O entre grupos de cepas. Incluso se ha sugerido que especies típicamente simbióticas como *Bradhrhizobium japonicum* pueden denitrificar nitratos viviendo en forma libre en el suelo (Delgado *et al.*, 2007), lo que es relevante dado que esta especie una vez introducida en el suelo puede sobrevivir varios años.

No están completamente claras las implicancias ecológicas de la denitrificación por organismos fijadores de N. Por ejemplo, la actividad denitrificadora de rizobios de crecimiento lento ha sido relacionada con la producción de energía en los bacteroides en condiciones de anaerobiosis, como se muestra por el mantenimiento de la actividad de

la enzima nitrogenasa al utilizar nitrato como único aceptor de electrones (García-Plazaola *et al.*, 1993), y por la producción de ATP acoplada a la reducción de nitrato en *Bradhrhizobium japonicum* (Bhandari y Nicholas, 1984). La obtención de energía en condiciones de anoxia es la razón final del proceso de denitrificación, en los organismos denitrificadores heterótrofos típicos, y en este caso este hecho es de relevancia dado que justamente la actividad normal de la enzima nitrogenasa depende del mantenimiento de bajos tenores de oxígeno en el bacterioide. También, se ha propuesto que en condiciones simbióticas la capacidad de denitrificación podría actuar como un mecanismo de desintoxicación de productos intermedios como nitritos (NO_2^-) y óxido nítrico (NO) (Becana y Sprent, 1987; Delgado *et al.*, 2007). La presencia escasa de nitratos disponibles limita la formación de N_2O (Zhong *et al.*, 2009) lo que podría implicar que la remoción por denitrificación del N en exceso podría ser una respuesta ecológica que le permitiría a las bacterias simbióticas continuar con el intercambio de N por energía, provista por la planta huésped. Luciński *et al.* (2002) concluyeron que los procesos de FBN y de reducción no asimilatoria de nitratos cumplen funciones complementarias cuando ocurren en los bacteroides fijadores que serían importantes para la supervivencia de las bacterias simbiotes dentro de los nódulos. Esta complementariedad de funciones pudo ser observada en un cultivo de soja, donde se registró que las emisiones de N_2O derivadas de la fertilización nitrogenada (estimadas como la diferencia entre las emisiones con fertilización menos las emisiones sin fertilización) en cultivos inoculados eran mayores que en plantas no inoculadas (Ciampitti *et al.*, 2008).

Al igual que los denitrificadores más comunes, organismos heterótrofos de los géneros *Pseudomonas* y *Alcaligenes*, los organismos fijadores de N que denitrifican crecen mejor en condiciones de aerobiosis que en condiciones de anoxia (Zhong *et al.*, 2009). Debido a que el producto final de los fijadores más activos de N que denitrifican es N_2O más que N_2 (Bedmar *et al.*, 2005; Okada *et al.*, 2005), la FBN podría en teoría aumentar la concentración de N_2O atmosférico, ya que fija N_2 para emitir una fracción como N_2O . Sin embargo, algunos de estos organismos podrían consumir el N_2O formado en ausencia de nitratos, como aceptor de electrones alternativo (Zhong *et al.*, 2009). Por ejemplo, organismos fijadores libres o asociativos de N como *Asospirillum brasilense* poseen las enzimas para reducir tanto los nitratos como el N_2O (Zimmer *et al.*, 1984). Aunque la enzima nitrogenasa, que utiliza como sustratos moléculas con enlace triple, podría catalizar la transformación de N_2O a N_2 (Hardy y Burns, 1968), aspectos relacionados a la termodinámica de las reacciones indican que este proceso es llevado a cabo por la enzima óxido nitroso reductasa de los organismos fijadores (Stephan *et al.*, 1984).

Por último el hecho de que bacterias que se inoculan con las semillas, ante condiciones limitadas de aireación, podrían denitrificar el N existente en vez de fijar el N_2 atmosférico debería ser considerado si la elección de la técnica se basa exclusivamente en el criterio de mejorar la nutrición nitrogenada de las plantas. No obstante se ha reportado que en algunas variedades de soja existen fijadores de N capaces de fijar el N atmosférico a pesar de existir altos niveles de nitratos en el suelo (Carroll *et al.*, 1985; Gremaud y Harper, 1989; Serraj *et al.*, 1992), por lo que el mejoramiento genético podría generar avances en esta área del conocimiento científico, obteniendo nuevas cepas de rizobios que puedan fijar nitrógeno más allá de los contenidos de N exógenos (“nitrate-tolerance supernodulating mutants”, cepas de rizobio que son tolerantes al elevados contenidos de nitratos; Betts y Herridge, 1986; Carrol *et al.*, 1985).

Relevancia de las emisiones directas e indirectas por fijación biológica de nitrógeno

Se ha asumido que el N antropogénico “nuevo” liberado a la atmósfera como N_2O es igualmente conformado por las fuentes de N industrial, N de fertilizantes, liberación por quema de combustibles fósiles y FBN (Crutzen *et al.*, 2008), aunque esta estimación no incluye al N liberado por causa del hombre del enorme pool de N del suelo (Snyder *et al.*, 2009). El Panel Intergubernamental de Cambio Climático inicialmente había considerado relevante al N fijado por FBN como fuente de N_2O (IPCC, 1996; IPCC, 2001), asignándole un factor de emisión similar al N proveniente del fertilizante, igual a 1,25%, lo que llevaba a estimaciones probablemente sobreestimadas de las emisiones de N_2O desde regiones con alta incidencia del cultivo de soja como la Región Pampeana Argentina (Stehfest y Bouwman, 2006). Aunque la FBN provee en el planeta más N a los cultivos que la fertilización nitrogenada, el N_2 fijado fue excluido de los inventarios nacionales debido a la ausencia de relaciones cuantitativas evidentes entre la FBN y la formación de N_2O (IPCC, 2006). En un resumen de datos de cultivos leguminosos comerciales se halló que los valores de flujos de N_2O fueron sólo ligeramente mayores que las emisiones basales de los otros cultivos agrícolas, concluyéndose que el aumento de las emisiones de N_2O procedentes de los cultivos de leguminosas puede ser atribuible a la liberación de N exudados de las raíces durante el crecimiento y de descomposición de los rastrojos o residuos de cosecha, y no de la fijación biológica de N_2 *per se* (Rochette y Janzen, 2005). Ciampitti *et al.* (2008) tampoco encontraron una influencia fuerte de la inoculación con organismos fijadores sobre las emisiones de N_2O en un experimento a campo en un cultivo de soja. Aunque se ha reportado en suelos argentinos que la población de *Bradhrhizobium japonicum* es cuantitativamente más importante que otros

grupos de microorganismos (Fernández *et al.*, 2008) pareciera poco probable que el número de rizobios en un cultivo de soja, o en un suelo con historia agrícola, sea suficiente para afectar significativamente la magnitud o productos finales de la denitrificación (Breitenbeck y Bremner, 1989).

Bibliografía

- Aulakh, MS; TS Khera; JW Doran & KF Bronson. 2001. Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice–wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. *Biol Fertil Soils* 34:375–389.
- Becana, M & JI Sprent. 1987. Nitrogen fixation and nitrate reduction in the root of nodules of legumes. *Physiol Plant* 70: 757–765.
- Bedmar, EJ; EF Robles & MJ Delgado. 2005. The complete denitrification pathway of the symbiotic, nitrogen-fixing bacterium *Bradyrhizobium japonicum*. *Biochem Soc Trans* 33: 141–144.
- Betts, JH & DF Herridge. 1986. Isolation of soybean lines capable of nodulation and nitrogen fixation under high levels of nitrate supply. *Crop Sci* 27: 1156–1161.
- Bhandari, B & DJD Nicholas. 1984. Denitrification of nitrate to nitrogen gas by washed cells of *Rhizobium japonicum* and by bacteroids from *Glycine max*. *Planta* 161: 81–85.
- Breitenbeck, GA & JM Bremner. 1989. Ability of free-living cells of *Bradyrhizobium japonicum* to denitrify in soils. *Biol Fertil Soils* 7: 219–224.
- Carroll BJ, DL McNeil & PM Gresshoff. 1985. Isolation and properties of soybean [*Glycine max* (L.) Merr.] mutants that nodulate in the presence of high nitrate concentrations. *Proc Natl Acad Sci USA* 82: 4162–4166.
- Ciarlo, E. 2008. Controles bióticos y abióticos de las emisiones de gases nitrogenados desde suelos agrícolas y ganaderos. Tesis doctoral. Escuela para Graduados Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Ciarlo, EA & RM Palma. 2011. Nitrógeno del Suelo. En: Conti M & L Giuffrè (eds.). *Edafología, Bases y Aplicaciones Ambientales Argentinas*. 1ra ed. Pp: 363–384. Editorial Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. ISBN: 978-950-29-1323-0.
- Ciampitti, IA, EA Ciarlo & ME Conti. 2008. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [*Glycine max* (L.) Merrill] crop phenological stages and stubbles decomposition period. *Biolo Fertil Soils* 44: 581–588.
- Crutzen, PJ, AR Mosier, KA Smith & W Winiwarter. 2008. N₂O release from agrobiofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos Chem Phys* 8: 389–395.
- Delgado MJ, S Casella & EJ Bedmar. 2007. Denitrification in rhizobia–legume symbiosis. En: Bothe H, SJ Ferguson & WE Newton (eds) *Biology of the nitrogen cycle*. Elsevier, Amsterdam, pp 83–91. ISBN 13:978-0-444-53108-7. ISBN 10:0444-53108-4.
- Dick, J, U Skiba, R Munro & D Deans. 2006. Effect of N-fixing and non N-fixing trees and crops on NO and N₂O emissions from Senegalese soils. *J Biogeogr* 33: 416–423.
- Fernandez, LA, EB Perotti, MA Sagardoy & MA Gomez. 2008. Denitrification activity of *Bradyrhizobium* sp. isolated from Argentine soybean cultivated soils. *World J of Microbiol Biotech* 24: 2577–2585.
- Fillery, IRP. 2001 The fate of biologically fixed nitrogen in legume based dryland farming systems: a review. *Aust J Exp Agric* 41:361–381.
- Firestone, MK & EA Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. En: Andrae MO & DS Schimel (eds.). *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. pp. 7–21. John Wiley and Sons Ltd., New York.
- García-Plazaola, JI, JM Becerril, C Arrese-Igor, A Hernandez, C Gonzalez-Murua & PM Aparicio-Tejo. 1993. Denitrifying ability of thirteen *Rhizobium meliloti* strains. *Plant Soil* 149: 43–50.
- García-Plazaola, JI, C Arrese-Igor, L Langara, PM Aparicio-Tejo & JM Becerril. 1995. Denitrification in intact lucerne plants. *J of Plant Physiol* 146: 563–565.
- Giambiagi, N & AR de Sedeño. 1966. Fertilización bacteriana en suelos de pradera. *Revista IDIA* 103: 42–50.
- Gómez, MA, N Silva, A Hartmann, MA Sagardoy & G Catroux. 1997. Evaluation of commercial soybean inoculants from Argentina. *World J Microbiol Biotechnol* 13:167–173.
- Gremaud, MF & JE Harper. 1989: Selection and initial characterization of partially nitrate tolerant nodulation mutants of soybean. *Plant Physiol* 89: 169–173.
- Hardy, RW & RC Burns. 1968. Biological nitrogen fixation. *Ann Rev Biochem* 37: 331–358.
- Huang, Y, JW Zou, XH Zheng, YS Wang & XK Xu. 2004. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil Biol Biochem* 36: 973–981.
- IFA/FAO. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO, and N₂O from agricultural land. International Fertilizer Industry Association and the Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/globest.pdf>. 106 pp.
- IPCC 1996. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Vol 3: Reference Manual.
- IPCC 2001. Climate Change 2001: The scientific basis. Houghton JT; Ding Y; Griggs DJ; Noguier M; Van der Linden PJ; Dai X (Maskell K, Johnson CA eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 94 pp.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. En:
- Eggleston, HS, L Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe. (Eds.) *Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, vol. 4. IGES, Japan.
- King, BJ, S Hunt, GE Weagle, KB Walsh, RH Pottier, DT Canvin & DB Layzell. 1988. Regulation of O₂ concentration in soybean nodules observed by in situ spectroscopy measurement of leghemoglobin oxygenation. *Plant Physiol* 87: 296–299.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. En: *Microbiological Reviews* 46(1): 43–70.
- Luciński, R, W Polcyn & L Ratajczak. 2002. Nitrate reduction and nitrogen fixation in symbiotic association *Rhizobium*-legumes. *Acta Biochimica Polonica* 49: 537–546.
- Lupwayi, NZ & AC Kennedy. 2007. Grain legumes in northern Great Plains: impacts on selected biological soil processes. *Agron J* 99: 1700–1709.
- Monza, J, P Irisarri, P Díaz, MJ Delgado, S Mesa & EJ Bedmar. 2006. Denitrification ability of rhizobial strains isolated from *Lotus* sp. *Antonie Van Leeuwenhoek* 89: 479–484.
- Mosier, AR, AD Halvorson, CA Reule & XJ Liu. 2006. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in north-eastern Colorado. *J Environ Qual* 35: 1584–1598.
- O'Hara, W, RM Daniel, W Steele & PM Bonish. 1984. Nitrogen losses from soils caused by *Rhizobium*-dependent denitrification. *Soil Biol Biochem* 16: 429–431.
- O'Hara, W & RM Daniel. 1985. Rhizobial denitrification: a review. *Soil Biol Biochem* 17: 1–9.
- Okada, N, N Nomura, T Nakajima-Kambe & H Uchiyama. 2005. Characterization of the aerobic denitrification in *Mesorhizobium* sp. strain NH-14 in comparison with that in related rhizobia. *Microbes and Environments* 20: 208–215.
- Pramanik, P, Md Mozammel Haque & PJ Kim. 2013. Effect of nodule formation in roots of hairy vetch (*Vicia villosa*) on methane and nitrous oxide emissions during succeeding rice cultivation. *Agric Ecosyst Environ* 178: 51–56.

- Peoples, MB, DF Herridge & JK Ladha. 1995. Biological nitrogen fixation: An efficient source of nitrogen for sustainable agricultural production? *Plant Soil* 174: 3-28.
- Peoples, MB; H Hauggaard-Nielsen & ES Jensen. 2009. The potential environmental benefits and risks derived from legumes in rotations. In: Emerich DW, Krishnan HB (eds) *Agronomy Monograph 52. Nitrogen Fixation in Crop Production*, Am. Soc. Agron., Crop Sci. Soc. Am., and Soil Sci. Soc Am. Madison, Wisconsin, USA, pp 349–385
- Rochette, P, DA Angers, G Belanger, MH Chantigny, D Prevost & G Levesque. 2004. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in Eastern Canada. *Soil Sci Soc Am J* 68: 493–506.
- Rochette, P & HH Janzen. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutr Cycl Agroecosyst* 73: 171–179.
- Salvagiotti, F, KG Cassman, JE Specht, DT Walters, A Weiss & A Dobermann. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: a review. *Field Crops Res* 108: 1–13.
- Serraj, R, JJ Drevon, M Obaton & A Vidal. 1992. Variation in Nitrate Tolerance of Nitrogen Fixation in Soybean (*Glycine max*) — *Bradyrhizobium* Symbiosis. *J Plant Physiol* 140: 366-371.
- Stehfest, E & L Bouwman. 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr Cycl Agroecosyst* 74: 207-228.
- Stephan, MP, W Zimmer & H Bothe. 1984. Denitrification by *Azospirillum brasilense* Sp 7. II. Growth with nitrous oxide as respiratory electron acceptor. *Arch Microbiol* 138: 212-216.
- Snyder, CS, TW Bruulsema, TL Jensen & PE Fixen. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric Ecosyst Environ* 133: 247-266.
- Snyder, CS, TW Bruulsema & TL Jensen. 2007. Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management: a literature review. International Plant Nutrition Institute, Norcross, Georgia (U.S.A.).
- Venterea, RT, M Burger & KA Spokas. 2005. Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. *J Environ Qual* 34: 1467-1477.
- Yang, LF & ZC Cai. 2005. The effect of growing soybean (*Glycine max. L.*) on N₂O emission from soil. *Soil Biol Biochem* 37: 1205–1209.
- Zhong, Z, RL Lemke & LM Nelson. 2009. Nitrous oxide emissions associated with nitrogen fixation by grain legumes. *Soil Biol Biochem* 41: 2283-2291.
- Zimmer, W, MP Stephan & H Bothe. 1984. Denitrification by *Azospirillum brasilense* Sp 7. *Arch Microbiol* 138: 206-211.
- Zumft, WG. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiol Mol Biol Rev* 61: 553-568.
- Wagner-Riddle, C; GW Thurtell; GK Kidd; EG Beauchamp & R Sweetman. 1997. Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Can J Soil Sci* 77:135–144
- Wichern; E Eberhardt; J Mayer; RG Joergensen & T Müller. 2008. Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: methods, estimates and future prospects. *Soil Biol Biochem* 40:30–48

Capítulo 14

Estimación de emisiones de metano en suelos cultivados con arroz en la Provincia de Corrientes

Ditmar Bernardo Kurtz y Hector Daniel Ligier

INTA - Estación Experimental Corrientes. Grupo Recursos Naturales, Ruta Nacional 12, Km 1008, C.P. 3400, Corrientes.

Importancia del metano como gas efecto invernadero

A nivel mundial, el metano (CH_4) es el segundo gas efecto invernadero (GEI) más abundante después del dióxido de carbono (CO_2), y es responsable del 14 % de las emisiones globales. Aunque el CH_4 es emitido a la atmósfera en cantidades más pequeñas que el CO_2 , su potencial para el calentamiento global (es decir, la capacidad del gas para atrapar y retener el calor en la atmósfera) es 25 veces mayor (IPCC 2007). Por consiguiente, las emisiones de CH_4 contribuyen actualmente en más de un tercio del calentamiento global actual causado por el hombre. Se estima que las emisiones antropogénicas mundiales de metano en 2010 fueron equivalentes a 6.875 millones de toneladas métricas de CO_2 . Aproximadamente el 50 por ciento de estas emisiones provinieron de cinco fuentes identificadas por la Iniciativa Global de Metano (GMI, por sus siglas en inglés): agricultura, minas de carbón, vertederos, sistemas de petróleo y gas natural, y aguas de desecho (GMI 2011).

Dentro de las diversas acciones promovidas a nivel internacional, en diciembre del año 2004 los Estados Unidos junto a otros 14 países entre los cuales está la Argentina, crearon la iniciativa Metano para los Mercados (<http://www.methanetomarkets.org/>) con el objetivo de impulsar la acción cooperativa multilateral y multinacional tendiente a mitigar las emisiones de metano a la atmósfera generadas por la intervención del hombre (Hilbert 2010).

El impacto de las emisiones de GEI ha sido foco de reciente debate, y si bien Argentina es responsable de apenas el 0,9 % de las emisiones mundiales totales de GEI (IPCC 2001), es uno de los países que ha ratificado su intención voluntaria de reducir dichas emisiones. Mundialmente, las emisiones de CO_2 han aumentando paulatinamente pese al calendario internacional para dar tratamiento al problema (Naciones Unidas, 2008).

Importancia del sector arrocero de Corrientes en las emisiones de metano

A nivel global, la expansión de la frontera agrícola-ganadera es responsable de una parte importante de las emisiones globales de CH_4 a la atmósfera. En relación a esto, se ha determinado que por ejemplo el 11% corresponden a emisiones de tierras cultivadas con arroz, ya que se sabe que el suelo bajo cultivo de arroz es una fuente preponderante de las emisiones de CH_4 (Neue 1993).

En la Argentina los sectores que más han contribuido a las emisiones totales de GEI han sido los sectores energético y agrícola (SAyDS 2013). En la Provincia de Corrientes, el arroz es el principal cultivo anual bajo riego. El cultivo se desarrolla bajo inundación permanente durante la mayor parte del ciclo de cultivo, por lo que se le ha atribuido ser una fuente importante y creciente de emisiones de GEI, particularmente de CH_4 .

Entre las actividades antropogénicas, consideradas fuentes de emisión de CH_4 , se encuentran por ejemplo la fermentación entérica, la quema a campo de residuos agrícolas y la producción de arroz (IPCC 2000). El CH_4 es producido por las bacterias metanogénicas de la interfase suelo-agua, en estricta ausencia de oxígeno libre y a potenciales redox menores a -150 mv.

Estudios realizados recientemente en diversos países han demostrado la influencia de varios factores sobre las emisiones de CH_4 en los campos de arroz anegados. Factores como la temperatura, radiación solar, abonos orgánicos, biomasa vegetal, tipos de cultivos, disponibilidad de sustrato de carbono y los diferentes tipos de suelos constituyen algunos de los parámetros estudiados (EMBRAPA 2002).

El CH₄ representa apenas el 0,29 % de las emisiones totales de GEI en la Argentina. La zona arroceras de la Argentina está concentrada en el noreste, donde Corrientes es la mayor productora de arroz con alrededor de 100.000 hectáreas sembradas cada año (ACPA-BCER 2013). Dada la importancia que tiene el cultivo en la Provincia, y debido a la expansión del cultivo en los últimos años, hay una creciente necesidad de estudiar las emisiones de CH₄ y desarrollar así alternativas de mitigación de GEI. Teniendo en cuenta que el potencial de calentamiento global del CH₄ es 25 veces superior al dióxido de carbono, es importante estudiar opciones de adaptación y mitigación frente al cambio climático en las tierras destinadas al cultivo de arroz.

El manejo del cultivo de arroz bajo riego en Corrientes se ha ido intensificando en tecnologías de insumos y procesos. Mediante una guía de buenas prácticas agrícolas para el cultivo de arroz en la Provincia de Corrientes se ha buscado reducir los posibles efectos negativos del cultivo sobre el ambiente (INTA-ACPA 2008). Entre muchas alternativas de manejo citadas en dicha guía se puede mencionar como por ejemplo el manejo de lámina de agua, donde se recomienda pasar de una lámina de 20-30 cm a una de 10 cm o incluso menos en la actualidad. Por otro lado se recomiendan fechas de siembra tempranas, laboreos reducidos, fertilizaciones adecuadas, cambios en la cosecha (desde cosecha con agua a cosecha en seco, luego de evacuar el agua de los lotes). Esta guía, a través de una disposición, ha sido adoptada por el Instituto Correntino del Agua y Ambiente como base de criterio para los estudios de impacto ambiental de las actividades arroceras (ICAA 2009).

Los suelos de Corrientes bajo cultivo de arroz, presentan condiciones contrastantes físico-químicas y morfológicas, con diversidad en la intensidad de rasgos hidromórficos. Se han registrado unas 18 series de suelo cultivadas con arroz que presentan características contrastantes en aspectos como posición, drenaje, riesgos de excesos hídricos (anegamientos, encharcamientos o inundaciones) y niveles de fertilidad global. Debido a ello han sido calificadas por su potencial agrícola general en Clases de Capacidad de Uso dispares (II-VII) y en rangos muy amplios de Índice de Productividad (3-62) (Ligier et al. 1999). Esto explica la gran plasticidad del cultivo de arroz para adaptarse a diversas condiciones edáficas, y por lo tanto con diferentes potenciales de emisión de CH₄.

Gestión agrícola para prevenir las emisiones de metano en el cultivo de arroz

Las consideraciones para el cálculo del factor de emisión de la producción de arroz a nivel internacional (IPCC 2001) toman en cuenta las siguientes características: diferencias regionales en las prácticas de cosecha de arroz (zonas arroceras), cosechas múltiples, tipo de ecosistema, régimen de manejo del agua, incorporación de fertilizantes orgánicos y tipo de suelo.

Varias medidas de gestión agrícola se han utilizado para reducir las emisiones de CH₄, sin embargo, el desafío que enfrenta el sector es el de reducir las emisiones netas de CH₄ mientras se genera un aumento de la producción para satisfacer la creciente demanda de alimentos.

En este sentido, en el cultivo de arroz hay importantes avances en modelos de simulación de cultivo para la producción primaria, que incluyen alternativas de mitigación de GEI (Li et al. 2005; Pathak et al. 2005; Pathak & Wassmann 2007). La estimación de las emisiones de CH₄ y otros GEI mediante modelos, permite reducir dichos costos, realizar extrapolaciones a diferentes escalas, hacer cálculos a largo plazo y proponer diferentes alternativas de mitigación de dichas emisiones.

En vista de los últimos avances en lo que respecta a los modelos de simulación de las emisiones de CH₄ procedentes de arrozales, se pueden obtener factores de escala para los principales tipos de suelos dedicados al cultivo del arroz (Ding & Wang 1996; Huang et al. 1998). El modelo DNDC ha sido muy usado como una herramienta tanto para la modelización de los impactos ambientales de la gestión agrícola, como para el desarrollo y la verificación de las estrategias de mitigación de la emisión de GEI (Giltrap et al. 2010). Este modelo funciona bajo Windows y ha sido ampliamente usado y calibrado en como países Canadá, China, Estados Unidos, India, Vietnam, entre otros (Giltrap et al. 2010; Pathak et al. 2005; Smith et al. 2010).

Ante la creciente demanda nacional e internacional respecto a las emisiones de GEI, el grupo de Recursos Naturales de la EEA Corrientes del INTA ha realizado una serie de ensayos en suelos cultivados con arroz con los objetivos de,

- i) medir las emisiones de CH₄ originados por el cultivo de arroz en lotes experimentales.
- ii) aplicar un modelo de simulación para predecir las emisiones y rendimientos.

iii) comparar las emisiones de CH₄ originadas por el cultivo de arroz en lotes experimentales y las emisiones predichas con el modelo de simulación.

iv) estimar el aporte anual de CH₄ en particular, y de los GEI en general, a nivel provincial para las diferentes regiones productoras de arroz.

v) evaluar los aportes de CH₄ en particular, y de GEI en general, para una serie de combinaciones de prácticas agrícolas recomendadas para el cultivo de arroz en la Provincia de Corrientes.

Mediciones de emisiones de metano a campo

Se midieron las emisiones de CH₄ en suelos bajo cultivo de arroz con riego por inundación. En el estudio de campo se trabajó sobre un suelo Argiudol ácuico, franco fino, mixto, serie Treviño (Escobar et al. 1996). Las mediciones se realizaron sobre 4 parcelas experimentales (35 m x 30 m) bajo labranza convencional con incorporación del rastrojo al suelo. El CH₄ se extrajo por medio de cámaras cerradas, según modelo desarrollado localmente en la EEA Corrientes. Los muestreos se iniciaron luego del riego y duraron hasta la etapa de maduración del cultivo. El gas fue extraído con jeringas, refrigerado en conservadoras y posteriormente trasladado al laboratorio para ser analizado por cromatografía gaseosa con un detector de ionización de llama. Más detalles sobre las fechas de siembra, fertilización, manejo del cultivo, extracción y análisis de muestras de CH₄ se pueden consultar en Maciel et al. (2008 y 2011).

Validación del modelo para las emisiones de metano

Se modelaron las emisiones de arroz considerando las mismas prácticas de manejo utilizadas en los lotes experimentales (Mendez & Kurtz 2009). La simulación se realizó mediante el modelo DNDC Versión 9.1, desarrollado por el Instituto de Estudios de la Tierra, los Océanos y el Espacio de la Universidad de New Hampshire (DNDC 2007). El modelo DNDC requiere el ingreso de diversos parámetros de manejo, labranzas, siembra, fertilización, control de malezas y riego. Además, se ingresaron datos de suelo como ser tipo, pH, contenido de carbono y textura de suelo. Los parámetros climáticos fueron obtenidos de la casilla meteorológica de la EEA INTA Corrientes para el periodo de estudio.

Fue necesario realizar cálculos adicionales, como el stock de carbono para el tipo de suelo. Para el caso de los fertilizantes, se realizó la conversión de los nutrientes aplicados en el ensayo, a las opciones de fertilizantes que presenta por defecto el modelo. Se ingresaron los datos para los dos años que abarca un ciclo del cultivo de arroz y luego se procedió a la simulación.

Los resultados de la simulación fueron comparados con datos de emisión de CH₄ medidos durante la campaña 2006-2007, y para el mismo período simulado. De esta manera se obtuvo un set de datos apareados con los que se validó el modelo mediante una regresión lineal simple. La validación con datos experimentales ha sido esencial para poder usar el modelo de manera confiable. En este trabajo, los datos medidos a campo y los modelados, si bien fueron diferentes en valores absolutos (Figura 1), presentaron una relación positiva directa ($R^2= 0,8747$; $y= 1,4804x + 4,7076$). La relación lineal positiva entre las mediciones experimentales y las predichas por el modelo, otorgan la tranquilidad y confianza en que el modelo simula correctamente los procesos subyacentes, en este caso la emisión de CH₄ para cada una de las combinaciones de manejo en el cultivo de arroz. La fuerte relación directa y positiva entre los datos simulados y medidos a campo en este trabajo coinciden con los resultados anteriormente obtenidos en China, India y los Estados Unidos (Babu et al. 2005).

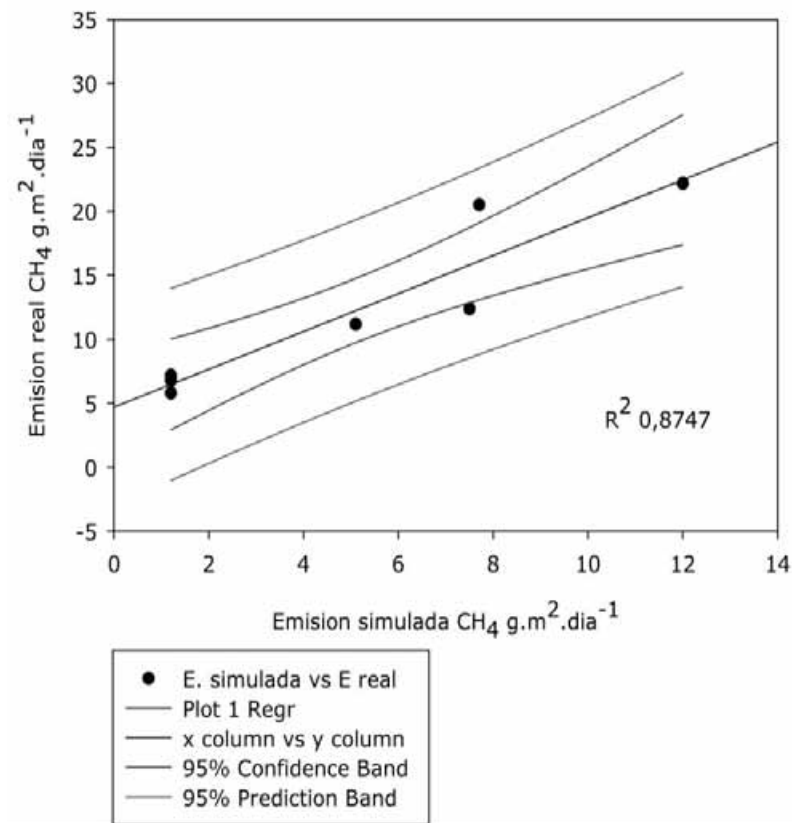


Figura 1. Correlación entre las emisiones de CH₄ medidas en lotes experimentales de la EEA Corrientes (Maciel et al. 2008) y las emisiones predichas usando DNDC (Méndez y Kurtz 2009).

Inventario regional de emisiones de metano

A escala regional, se realizaron los cálculos provinciales de acuerdo a las estadísticas de superficie cultivada con arroz para la campaña 2012/2013 (ACPA-BCER 2013). Para determinar las emisiones totales de CH₄ generadas por las diferentes regiones productoras también se utilizó el modelo de simulación DNDC. Se consideraron las regiones Paraná Medio, Paraná Sur, Costa del Río Uruguay y Centro Sur (Figura 2). Para facilitar el ingreso de datos al modelo se consideró el manejo más frecuente realizado en cada región productora, de acuerdo a la información proporcionada por especialistas calificados de la Asociación Correntina de Plantadores de Arroz (ACPA).

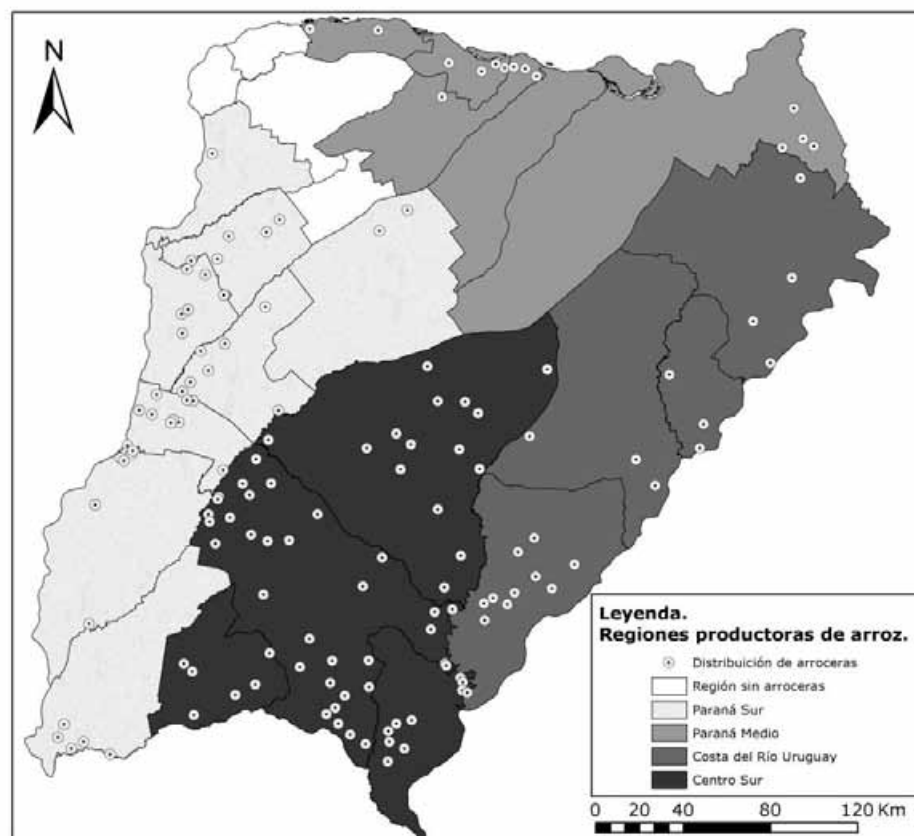


Figura 2. Distribución geográfica de arroceras en Corrientes en las cuatro zonas productoras de la Provincia (Fuente: ACPA-BCER 2013. Mapa de elaboración propia).

Cuando se simuló la emisión de CH_4 para cada una de las cuatro zonas productoras de la Provincia, se consideraron las características climáticas y generales de suelo. Los resultados indicaron que las emisiones totales de metano ($\text{Tn C-CH}_4 \text{ año}^{-1}$), fueron mucho menores en la zona productora Centro Sur, aportando solo el 5% de las emisiones totales en la provincia, si bien representa la mayor área sembrada de la Provincia. Las zonas Costa Río Uruguay, Paraná Medio y Paraná Sur aportan el 31, 29 y 35 %, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Emisiones de CH_4 según regiones productoras de arroz en Corrientes.

Región productora	Superficie cultivada 2012/2013 (ha)	Emisión de CH_4 ($\text{Kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	Emisión total de la región ($\text{Tn C-CH}_4 \text{ año}^{-1}$)	Aporte de emisión de CH_4 por región (%)
Paraná Medio	15.983	118	1.881	29
Paraná Sur	18.853	118	2.219	35
Centro Sur	43.077	8	328	5
Costa Río Uruguay	18.487	106	1.964	31
Total Corrientes	94.400	350	6.392	100

Es de destacar que, la región Centro Sur, es la zona productora por excelencia, donde los rendimientos son mayores debido a que las condiciones climáticas y de suelo son las más favorables en la Provincia (mayor amplitud térmica, menor cantidad de días nublados, suelos fértiles, entre otros). Además, las condiciones tecnológicas han sido históricamente más desarrolladas por tradición productiva.

Por otro lado, las emisiones de CH₄ también fueron menores que en las otras zonas debido a que el tipo de suelo predominante posee mayores contenidos de arcilla, menos arena y son suelos en general poco ácidos (Escobar et al. 1996). La mayor emisión de CH₄ observada en las zonas de menores rendimientos, es debido a la menor translocación de C a los granos, por lo que el exceso de C no asignado a los granos de arroz, queda disponible en el suelo a disposición de las bacterias metanogénicas (Denier van der Gon et al. 2002). La conjunción de estos factores sumó a que esta región de la Provincia se distinga notablemente por su bajo aporte de emisión de CH₄.

Análisis de sensibilidad para diferentes manejos de cultivo

Consistió en comprobar el verdadero funcionamiento y utilidad del modelo. Se consideraron las variables que tienen mayor efecto sobre las emisiones, según la combinación de las principales prácticas de manejo en la Provincia de Corrientes (Tabla 2). De acuerdo a la combinación de estas diferentes variables se modelaron finalmente 271 manejos diferentes, de los cuales 15 correspondieron a combinaciones para labranza reducida (SD) y el resto para labranza convencional (LCO). El objetivo fue encontrar aquellas combinaciones de manejo que signifiquen no solamente una disminución en las emisiones de CH₄ en particular, sino también de las emisiones de GEI en general, pero sin afectar sustancialmente los rendimientos del cultivo.

Tabla 2. Prácticas de manejo del cultivo de arroz consideradas para modelar las emisiones de GEI.

Sistema de cultivo	Fecha de siembra	Fecha de inicio del riego	Lámina de riego (cm)	Fertilización UREA (kg ha ⁻¹)	Fertilización N-P-K (kg ha ⁻¹)	Desecamiento	Textura del suelo
Labranza convencional y siembra directa	Temprana, óptima intermedia y óptima tardía	Temprano, intermedio y tardío	10 y 5	100	100 y 150	Con desecamiento y sin desecamiento	Franco arcilloso y franco arenoso

Descripción de los manejos modelados

Se modelaron dos tipos de labranza, la LCO, que consiste en pasar una rastra de discos, niveladora y posterior confección de las taipas (las taipas son lomos de unos 30 a 40 cm que se construyen siguiendo líneas de nivel, a modo de pequeños diques, con el fin de mantener una lámina de agua homogénea dentro del lote de arroz), y la SD, que consiste en que el rastreo de la campaña anterior es dejado en pie y no se realizan labores adicionales, más que el arreglo de las taipas. Se consideró la fertilización de base con 100 y 150 kg ha⁻¹ de 5:30:20 (NPK) antes de la siembra, y 100 kg ha⁻¹ de urea en pre-riego. La lámina de agua de riego se modeló para 5 y 10 cm, en forma permanente. También se consideró la práctica de desecamiento del lote durante un período de 10 días a los 40 días de la emergencia del cultivo. El desecamiento es muy usado en la provincia para prevenir el llamado “vaneo fisiológico” o también denominado “pico de loro” (RRNN 2008) del que se desconocen sus causas reales, pero que se previene realizando el desecamiento del lote de la forma mencionada. La práctica de desecamiento de la arrocera es recomendada para aquellas zonas donde este fenómeno reduce notablemente los rendimientos del cultivo ya que produce malformación de granos y espiguillas vanas, se evita desecando el lote por unos 10 días luego de la primera inundación. Para la siembra se consideraron tres fechas: temprana, óptima intermedia y óptima tardía (24/09, 03/10 y 13/10, respectivamente). Se consideraron tres combinaciones de inicio de riego: temprano, intermedio óptimo y tardío óptimo (7, 14 y 21 días luego de la siembra, respectivamente). En todos los casos se consideraron los rendimientos expresados en kg de C ha⁻¹, considerando que en el grano de arroz hay 32 % de C (porcentaje medido en el Laboratorio de Suelos, Aguas y Vegetales de la EEA Corrientes INTA con Autoanalizador LECO).

Luego de cargar los datos en el modelo y una vez obtenidos los resultados, se compararon los rendimientos y las emisiones simuladas. Se observa claramente que existe un grupo de combinaciones de manejo que reúnen los mejores rendimientos de cultivo, asociados a bajas emisiones de CH₄, otras combinaciones con buenos rendimientos pero con emisiones elevadas de CH₄, y finalmente un grupo más disperso de manejos que, si bien presentan bajas emisiones de CH₄, los rendimientos son en general bajos (Figura 3). Por lo tanto la evidencia indica que hay diversas opciones y combinaciones de manejos alternativos que permitirían reducir las emisiones a la vez que se logran altos rendimientos.

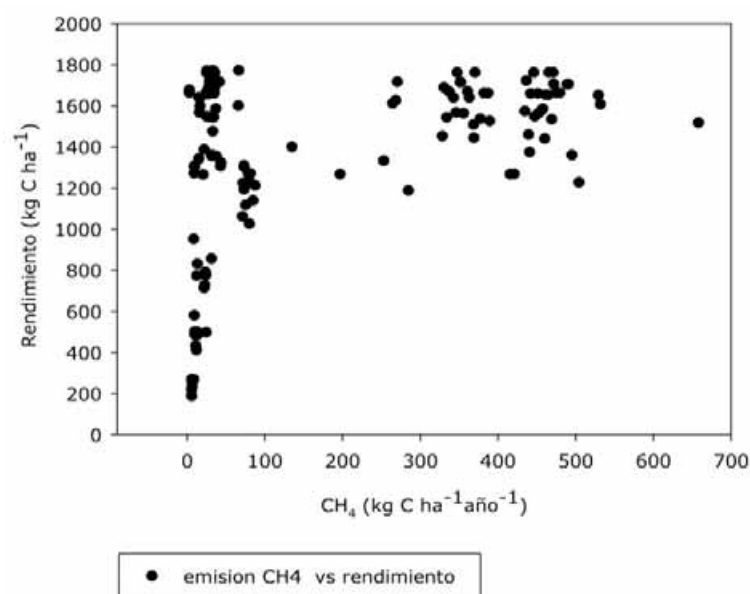


Figura 3. Comparación de las emisiones simuladas de CH₄ y los rendimientos simulados de arroz.

En este sentido, los rendimientos simulados por el DNDC mostraron una variación entre un mínimo de 857 y un máximo de 1773 kg de C ha⁻¹. Considerando que en el grano de arroz hay 32% de C, equivale a un rendimiento de 2,7 y 5,6 Tn ha⁻¹ de arroz con cáscara, respectivamente. Es indudable la validez que posee el modelo DNDC para predecir rendimientos. Si se tiene en cuenta que Corrientes posee los rendimientos de arroz más altos de la Argentina, con el promedio provincial para las variedades largo - fino de 6,7 Tn ha⁻¹ (ACPA-BCER 2013), los valores predichos si bien distan en valores absolutos del promedio real, no están excesivamente alejados.

En particular, las menores emisiones se logran con manejo de labranza convencional, fechas de siembras óptimas tardías, inicio del riego a los 10 días de la siembra, con lámina de agua de riego de 10 cm, fertilizaciones adecuadas, con 10 días de desecamiento de los suelos y sobre suelos franco-arcillosos (manejo 254). En el otro extremo, las mayores emisiones se esperarían en los planteos de manejo bajo labranza convencional, siembra e inicio de riego tempranos, lámina de agua de riego de 10 cm, con fertilizaciones adecuadas, sin desecamiento del suelo durante el ciclo del cultivo, sobre suelos franco-arcillosos (manejo 24). En el sistema de manejo SD, la combinación de variables de manejo que sin afectar los rendimientos reporta menor emisión de CH₄, es aquella que combina fechas de siembras tempranas, inicio del riego a los 7 días de la siembra, lámina de agua de riego de 10 cm, fertilizaciones adecuadas, con 10 días de desecamiento de los suelos y sobre suelos con textura franco-arcillosa (manejo 318). Mientras que el que más emite, al igual que para labranza convencional, es aquel que combina siembra e inicio de riego tempranos, lámina de agua de riego de 10 cm, fertilizaciones adecuadas y sin desecamiento del suelo durante el ciclo del cultivo, sobre suelos franco-arenosos (manejo 319).

Las mayores emisiones están asociadas a ciclos de duración del cultivo más largos (siembras tempranas) que no incluyeron la opción de desecamiento de los lotes. Por lo tanto, la combinación de las opciones de manejo actualmente recomendadas, producen los rendimientos más elevados y por el otro lado, desde el punto de vista ambiental, las menores emisiones de CH₄. Ha quedado demostrado que al optar por los manejos frecuentemente recomendados por el INTA, tanto bajo labranza convencional como bajo siembra directa, se evita de emitir una cantidad considerable de CH₄ a la atmósfera (Tabla 3).

Tabla 3. Emisiones de CH₄ y rendimientos simulados según las combinaciones de manejo.

Manejo	Tipo de siembra	Fecha de siembra	Inicio de riego	Lámina de agua (cm)	UREA (kg)	NPK (kg)	Desecamiento (días)	Textura del suelo	Rendimientos (kg C ha ⁻¹)	Emisión (kg C-CH ₄ ha ⁻¹ año ⁻¹)
M254	LCO	3	2	10	150	150	10	F-Arc	1.678	2,9
M24	LCO	1	1	10	100	150	0	F-Arc	1.518	658,0
M318	SD	1	1	10	150	150	10	F-Arc	1.641	17,1
M319	SD	1	1	10	150	150	0	F-Ar	1.705	489,1
M194	LCO	3	3	5	100	100	10	F-Arc	1.658	27,2

M31	LCO	1	1	10	150	150	0	F-Ar	1.641	15,0
-----	-----	---	---	----	-----	-----	---	------	-------	------

Sin embargo, el desecamiento de los lotes para prevenir el vaneo fisiológico produce un efecto adverso ya que produce liberación de emisiones de N₂O (Giltrap et al. 2010), con un potencial de calentamiento superior al del CH₄.

En general, los resultados obtenidos en este trabajo, muestran que las mayores emisiones de CH₄ se obtienen en lotes sin desecamiento (emisiones mayores a 628 kg C-CH₄ ha⁻¹ año⁻¹). Sin embargo, el desecamiento no siempre reduce las emisiones de CH₄, ya que también las menores emisiones se dieron cuando se modelaron las opciones con desecamiento de los lotes. Como ejemplo el manejo 31, con siembras tempranas, fertilización óptima, etc. produce emisiones menores a 15 kg C-CH₄ ha⁻¹ año⁻¹ (Tabla 3).

Con respecto a la altura de la lámina de agua, el modelo muestra que con 5 cm de altura se obtienen en general menores rendimientos que con 10 cm. La mejor opción estaría dada por un manejo similar al que obtiene las menores emisiones (manejo 254), pero con una emisión de CH₄ de aproximadamente 10 veces más y un rendimiento similar (manejo 194). Sin embargo, esta práctica no siempre se justificaría ya que requiere de una excelente nivelación, que es costosa y difícil de lograr (Tabla 3).

Del total de 322 manejos simulados, 75 emiten menos de 12,4 kg de C-CH₄ (ha⁻¹ año⁻¹). De ellos, solamente 8 sobre suelos franco-arcillosos, mientras que de los 161 manejos restantes, con más de 12,4 g C-CH₄ ha⁻¹ año⁻¹ de emisión, solo 6 sobre suelos de textura tipo franco-arenosa. En este sentido, la emisión de CH₄ fue sensible a la textura del suelo, mostrando que los manejos sobre suelos franco-arenosos presentan mayores emisiones que aquellos sobre suelos franco-arcillosos. Estos resultados son coincidentes con lo reportado por Babu et al. (2005), quienes encontraron que las emisiones decrecían a medida que se incrementaba el contenido de arcilla del suelo.

Conclusiones finales

El modelo de simulación DNDC ha sido probado por primera vez para calcular las emisiones de CH₄ por el cultivo de arroz en la provincia de Corrientes y hasta la fecha no existían referencias de su uso en la Argentina. En este trabajo, en una primera instancia se validó el modelo de simulación DNDC para los dos sistemas de cultivo de arroz preponderantes en la Provincia de Corrientes, utilizando datos de campo y trabajo de gabinete.

Los productores arroceros cuentan ahora con una herramienta validada que les permitirá evaluar su contribución individual al calentamiento global y les permitirá realizar, o combinar, las opciones de manejo más apropiadas para minimizarlo. Conocer el aporte individual de cualquier GEI, le permite al productor optar por aquellas opciones ambientalmente más amigables, transformándose así en una herramienta de diferenciación de la producción primaria de arroz.

La relación observada entre la mayor emisión regional de CH₄ en las áreas de menores rendimientos por hectárea y viceversa, proporciona los fundamentos necesarios para mitigar las emisiones de CH₄, al mismo tiempo que se apunta a optimizar la productividad de los lotes. En este sentido, la oferta tecnológica del sistema de manejo de alto rendimiento de arroz (MARAS), propuesto en forma conjunta por el INTA y la ACPA, suponen un camino adecuado, ya que combina el mayor beneficio tanto en el aspecto productivo como en el ambiental.

Por el otro lado, el inventario regional de emisión de CH₄ ha permitido una mejor aproximación de la estimación de las contribuciones locales de emisión, como aporte sustancial a los inventarios nacionales de emisión de GEI. En el futuro se puede también evaluar las modificaciones en las emisiones esperadas, no solo por los cambios en el manejo del cultivo, sino también frente a posibles variaciones climáticas.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado conjuntamente entre los proyectos nacionales y regionales del INTA (PNECO 1302 y PRCORRI 430031). EL trabajo fue parcialmente realizado gracias a una beca de práctica profesional otorgada por el INTA a la Ing. Agr. Mabel Soledad Méndez quien colaboró activamente para la realización de este trabajo.

Bibliografía

- ACPA-BCER. 2013. Asociación Correntina de Plantadores de Arroz-Bolsa de Cereales de Entre Ríos . Memoria descriptiva. Relevamiento arrocero nacional. Informa de campaña 2012-13. Fin de cosecha. Corrientes. 9 pp.
- Babu, YJ; C, Li; S, Frolking; DR, Nayak; A, Datta & TK, Adhya. 2005. Modelling of methane emissions from rice-based production systems in India with the denitrification and decomposition model: field validation and sensitivity analysis. *Current Science* 89, 1904–1912.
- Denier van der Gon, HAC; MJ, Kropff; N, van Breemen; R, Wassmann; RS, Lantin; E, Aduna; TM, Corton & HH, van Laar. 2002. Optimizing grain yields reduces CH₄ emissions from rice paddy fields. *PNAS*. Vol. 99, no. 19 12021–12024.
- Ding, A & M, Wang. 1996. A model for methane emission from rice field and its application in southern China, *Advances in Atmospheric Sciences*. 13, 159 - 168.
- DNDC Model. 2007. <http://www.dndc.sr.unh.edu/Models.html>. Último acceso 25 de junio de 2009.
- Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria. EMBRAPA. Ministerio de Ciencia y Tecnología. 2002. Primer inventario brasileño de emisiones antrópicas de gases de efecto invernadero. Informes de referencia. Emisiones de metano del cultivo de arroz.
- Escobar, E; HD, Ligier; R, Melgar; HR, Matteio & O, Vallejos. 1996. Mapa de suelos de la provincia de Corrientes escala 1:500.000. 329 pp.
- Giltrap, DN; C, Li & S, Sagggar. 2010. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 136. 292–300. doi:10.1016/j.agee.2009.06.014.
- Global Methane Initiative. 2011. Emisiones Mundiales de Metano y Oportunidades de Atenuación. https://www.globalmethane.org/documents/analysis_fs_spa.pdf. Último acceso 23 de septiembre de 2013.
- Hilbert, J. 2010. PNE Exposición mundial de proyectos metano para los mercados Nueva Delhi India Informe final CO 1302 y PRCORRI 430031). N° Doc. IIR-BC-INF-1-10. 04/05/2010.
- Huang, Y; RL Sass & FM, Fisher Jr. 1998. A semi-empirical model of methane emission from flooded rice paddy soils. *Global Change Biology*. 4:247-268.
- ICAA. 2009. Resolución 167/09 del 11 de marzo. Instrumento para la propuesta, desarrollo, implementación y aplicación del Plan de Gestión Ambiental en la producción arrocera en el marco de los Estudios de Impacto Ambiental (EsIA).
- INTA-ACPA. 2008. Guía de buenas prácticas agrícolas (GBPA) para el cultivo de arroz en Corrientes. Publicación Técnica. Serie 1: 9. 13 ISSN 1852 0618. Corrientes. 93 pp.
- IPCC. 2000. Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de fases de efecto invernadero. Capítulo 4, Agricultura. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/spanish/4_Agriculture_ES.pdf
Último acceso 04 de diciembre de 2013.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001. Síntesis Report. WMO-UNEP.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. En: *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC*, Eds. S. Solomon, D. Qin, M; Manning, Z; Chen, M; Marquis, KB; Averyt, M; Tignor, HL; Miller. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA. 996 pp.
- Li, C; S, Frolking; X, Xiao; B, Moore; S, Boles; J, Qiu; Y, Huang; W, Salas & R, Sass. 2005. Modeling impacts of farming management alternatives on CO₂, CH₄, and N₂O emissions: A case study for water management of rice agriculture of China, *Global Biogeochem. Cycles*, 19, GB3010, doi:10.1029/2004GB002341.
- Ligier, HD. 1999. Aptitud de tierras para arroz bajo riego en Corrientes. EEA INTA Corrientes, Recursos Naturales. Publicación Técnica: 12 mapas, 38 pp.
- Maciel, S; MC, Sanabria; JM, Romero; L, Nelly & HD, Ligier. 2008. Estudio exploratorio de la emisión de metano del cultivo de arroz. Resumen enviado al V Congreso Iberoamericano de física y química ambiental. Mar del Plata.
- Maciel, S; AR, Marin & AF, Kraemer. 2011. Determinación de las emisiones de metano en el cultivo de arroz. Aportes al desarrollo sustentable. Ediciones INTA. Serie técnica 1. ISSN 1853-6891.
- Mendez, MS & DB, Kurtz. 2009. Estimación de emisión de gases de efecto invernadero en el cultivo de arroz. Resumen enviado a la XX Reunión de Comunicaciones Científicas y Técnicas. Facultad de Ciencias Agrarias - UNNE.
- Naciones Unidas. 2008. Objetivos de desarrollo del Milenio. Informe 2008. New York. http://www.un.org/spanish/millenniumgoals/pdf/MDG_Report_2008_SPANISH.pdf.
Último acceso 22 de junio de 2009.
- Neue, H. 1993. Methane emission from rice fields: Wetland rice fields may make a major contribution to global warming. *BioScience* 43 (7): 466-73.
- Pathak, H; C, Li & R. Wassmann. 2005. Greenhouse gas emissions from Indian rice fields: calibration and upscaling using the DNDC model. *Biogeosciences*. European Geosciences Union 1, 1–11.
- Pathak, H & R, Wassmann. 2007. Introducing greenhouse gas mitigation as a development objective in rice-based agriculture: I. Generation of technical coefficients. *Agricultural Systems* 94, 807–825.
- RRNN, 2008. Guía de buenas prácticas agrícolas para el cultivo de arroz en Corrientes. INTA – ACPA. Serie nro. 1. ISSN 1852-0928. 104 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2013. Emisiones totales de GEI por sector. <http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/Indicadores/image/SIDSA%202013/37-ch.jpg>. Último acceso 23 de septiembre de 2013.
- Smith, WN; BB Grant; RL, Desjardins; D, Worth; C, Li; SH, Boles & EC, Huffman. 2010. A tool to link agricultural activity data with the DNDC model to estimate GHG emission factors in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 136. 301–309. doi:10.1016/j.agee.2009.12.008.

Capítulo 15

Las emisiones antropogénicas de CO₂ aumentan la susceptibilidad de los cultivos al ataque de insectos

Jorge A. Zavala

Cátedra de Bioquímica/INBA, Facultad de Agronomía, UBA-CONICET. Email: zavala@agro.uba.ar.

Introducción

Las actividades humanas que producen emisiones de gases invernadero, como el dióxido de carbono (CO₂), contribuyen al cambio climático (IPCC 2007). Si se mantienen las tasas de emisiones de CO₂ actuales de 381 μmol^{-1} , para el 2050 alcanzará 550 μmol^{-1} (Prather et al. 2001). Como responderán los cultivos frente al aumento del CO₂ ambiental, y como se verá afectada la interacción de los cultivos con los insectos plaga es incierto (Muller 2013; Zavala et al. 2013). Los cambios en la concentración ambiental de CO₂ afectan fundamentalmente a las plantas de metabolismo C3 (Leakey et al. 2009). Sin embargo, los cambios fisiológicos en las plantas también afectan las interacciones de estas con los insectos herbívoros (DeLucia et al. 2008). Aunque se ha avanzado en el estudio y entendimiento del efecto de los altos niveles de CO₂ sobre las interacciones planta-insecto, son muchos los aspectos que se desconocen sobre la fisiología del mecanismo de respuesta de las plantas frente al daño producido por el ataque de insectos (Zavala et al. 2013; DeLucia et al. 2012).

En valor práctico del entendimiento de las respuestas fisiológicas de las plantas al daño producido por insectos en ambientes con altos niveles de CO₂ es variado. En el corto plazo, reducir la incertidumbre sobre las respuestas fisiológicas de las plantas al ataque de insectos con altos niveles de CO₂ atmosférico, podría ayudar a predecir el impacto del cambio climático sobre el daño de los insectos plaga a los cultivos. Además, entender como las plantas distribuyen los fotoasimilados para la producción de metabolitos secundarios en ambientes con altos niveles de CO₂ permitiría prevenir su posible interferencia sobre las defensas de los cultivos transgénicos. Desde el punto de vista ecológico, entender los cambios fisiológicos que producen las plantas para ajustarse al cambio climático daría información para un manejo estable de los agroecosistemas. En el presente capítulo se discute el conocimiento actual sobre los mecanismos que controlan las respuestas defensivas de las plantas frente al ataque de insectos en ambientes con CO₂ ambiental elevado.

Respuestas ecofisiológicas de las plantas a altos niveles de CO₂ ambiental

El aumento del CO₂ asociado al cambio global tiene dos efectos fisiológicos en las plantas con consecuencias sobre la herbivoría de insectos: la fotosíntesis y la conductividad estomática. Los mecanismos por los cuales altos niveles de CO₂ aumentan la fotosíntesis son bien conocidos. El aumento de la concentración de CO₂ ambiental de ~ 360 a 560 μmol^{-1} estimula la actividad carboxilasa y reduce de la actividad oxigenasa de la enzima encargada de asimilar el CO₂ (ribulosa-1, 5-bifosfato carboxilasa oxigenasa; RuBisCO) en las plantas C3, aumentando la captación de CO₂ más del 20 % y la producción de biomasa de las plantas (Ainsworth et al. 2002; Long et al. 2004). El efecto del aumento de la fotosíntesis sobre la herbivoría de insectos ha sido estudiado previamente (Lindroth 2010; Zvereva & Kozlov 2006). Las conclusiones que emergen de estos trabajos es que las respuestas del metabolismo primario a los altos niveles de CO₂ ambiental son predecibles, mientras que las respuestas del metabolismo secundario, como la producción compuestos aleloquímicos o volátiles orgánicos, es altamente variable.

Cambios químicos en las hojas

La estimulación de la fotosíntesis producida por altos niveles de CO₂ ambiental, invariablemente aumenta la acumulación de hidratos de carbono no estructurales (almidón y azúcares solubles). Las concentraciones de almidón pueden aumentar más del 40 % (Stiling & Cornelissen 2007). Debido a que parte de los hidratos de carbono son invertidos en las paredes celulares, ambientes con altos niveles de CO₂ disminuyen el área foliar

específica (la relación entre el área foliar y el área por unidad de masa) (Ainsworth et al. 2002; Stiling & Cornelissen 2007). Tanto el aumento del contenido de hidratos de carbono, como la disminución del área foliar específica, diluyen la concentración de nitrógeno (N) en las hojas. La reducción de la concentración de N puede exceder el 14% y ocurre en un amplio rango de especies, mientras las plantas C3 son más susceptibles a las variaciones de N producidas por los altos niveles de CO₂ que las C4, en las especies fijadoras de N la respuesta es muy baja (Ainsworth et al. 2002; Robinson et al. 2012; Stiling & Cornelissen 2007). Debido a que el contenido de N se debe fundamentalmente a la RuBisCO y esta funciona más eficientemente con alto CO₂, se produce una disminución de la concentración de la enzima y el exceso de N es utilizado para otras funciones (Seneweera et al. 2011). El resultado del aumento de los hidratos de carbono y disminución del contenido de N en los tejidos vegetales genera un aumento en la relación C/N de las plantas, que en muchos casos es acompañado por una disminución en el contenido hídrico de las hojas, lo cual reduce el contenido nutricional de las hojas para los insectos herbívoros.

Los cambios químicos producidos en el metabolismo primario en los tejidos vegetales por ambientes con altos niveles de CO₂, son acompañados por cambios en el metabolismo secundario. Los cambios en la producción de metabolitos secundarios tienen importantes efectos sobre los insectos herbívoros debido a la función defensiva de estos. En general, los compuestos fenólicos y los terpenoides tienen una respuesta predecible en plantas que crecen con altos niveles de CO₂ ambiental.

Los compuestos fenólicos se forman a partir de la fenilalanina vía el paso metabólico del shikímico y es regulado por la enzima amonio liasa (Vogt 2010). Este grupo de metabolitos secundarios conforma una gran variedad de compuestos con diferente función biológica en las plantas, como protección contra la radiación solar UV y defensa contra herbívoros (Ballaré 2011). En general, son pocos los estudios que han reportado resultados sobre los efectos de altos niveles de CO₂ ambiental sobre compuestos fenólicos específicos. Estos estudios en general sólo reportan cambios en los contenidos de taninos, algunos flavonoides o simplemente fenoles totales. Recientemente, un meta-análisis sugiere que altos niveles de CO₂ ambiental aumentan el contenido foliar de compuestos fenólicos totales en un 19%, los taninos condensados en un 22%, y los flavonoides en un 27% (Robinson et al. 2012). Los taninos en general están presentes en altas concentraciones en las plantas, y estos se unen covalentemente a las proteínas solubles en el intestino de los insectos, disminuyendo el valor nutritivo de las hojas. Algunos compuestos fenólicos tienen función defensiva contra el ataque de insectos herbívoros, reduciendo el consumo foliar (Haukioja et al. 2002), y también, el crecimiento y supervivencia de los insectos (Haviola et al. 2007; Karowe 1989). Sin embargo, otros compuestos fenólicos, como los algunos flavonoides, son antioxidantes y favorecen a los herbívoros que los consumen debido a que estimulan su alimentación y promueven el crecimiento (Orr & Sohal 1994; Ruuhola et al. 2001).

Altos niveles ambientales de CO₂ aumentan la concentración de los flavonoides antioxidantes, quercetina, kaempferol y festina en hojas y rizomas de jengibre (*Zingiber officinale*), aumentando el poder antioxidante de la planta (Ghasemzadeh et al. 2010). En cultivos de soja (*Glycine max L.*), altos niveles de CO₂ ambiental aumentaron la relación quercetina/kaempferol, pero disminuyeron el contenido de genisteina (O'Neil et al. 2011). Mientras que la genisteina es una importante defensa contra herbívoros en soja (Piubelli et al. 2005), la quercetina es un potente antioxidante que actúa contra las especies reactivas de oxígeno (ROS) (Bednarek et al. 2003; Behmer 2009).

Por otro lado, aunque se ha informado que el contenido de terpenoides también aumentó en los tejidos de 17 especies vegetales debido al aumento de CO₂ ambiental (Peñuelas et al. 1997), un reciente meta-análisis indica que elevadas concentraciones de CO₂ disminuyen el contenido de terpenoides un 13% (Robinson et al. 2012). Los terpenos son sintetizados por el paso metabólico del mevalonato, que tiende a ser inhibido en plantas que crecen en ambientes con altos niveles de CO₂ (Lindroth 2010). Una importante defensa de las plantas contra herbívoros son los triterpenos cardenólidos debido a que estas toxinas esteroidales inhiben la relación Na⁺/K⁺-ATPasa, que es fundamental para mantener el potencial de las membranas animales. Altos niveles de CO₂ ambiental disminuyeron el contenido de cardenólidos en los tejidos vegetales de 5 genotipos de asclepia (*Asclepias syriaca*) (Vanette & Hunter 2011).

Las respuestas de los compuestos nitrogenados a los altos niveles de CO₂ ambiental son más difíciles de predecir. Los glucosinolatos, metabolitos secundarios típicos de las Brassicaceas, pueden aumentar o disminuir en plantas cultivadas con altos niveles de CO₂ ambiental (Bidart-Bouzat & Imeh-Nathaniel 2008; Karowe et al. 1997). Los glucosinolatos alifáticos y metil-sulfiniil-alkalil y glucoiberina aumentaron en *Arabidopsis thaliana* y Brocoli (*Brassica oleracea*) (Bidart-Bouzat et al. 2005; Schonhof et al. 2007). En contraste con estos resultados, los glucosinolatos indol disminuyeron en condiciones de alto CO₂ ambiental debido a una disminución de glucobrassicina y 4-metoxi-glucobrassicina (Schonhof et al. 2007).

Las plantas emiten compuestos volátiles orgánicos, como los terpenos o isoprenos, que sirven como defensas indirectas contra el ataque de herbívoros debido a que atraen sus enemigos naturales (Kesselmeir & Staudt 1999; Laothawornkitkul et al. 2009). Aunque es poco lo que se ha estudiado sobre el efecto de los altos niveles de CO₂ sobre la emisión de volátiles, trabajos recientes muestran que los volátiles aumentan en plantas cultivadas con alto CO₂ ambiental (Loreto et al. 2001).

La conductividad estomática y la herbivoría

Uno de los efectos menos considerados sobre las consecuencias de los altos niveles ambientales de CO₂ en la interacción de las plantas con los insectos herbívoros es la conductividad estomática. Altos concentraciones de CO₂ ambiental reducen la conductividad estomática, ya sea disminuyendo el número de estomas en las hojas en desarrollo (Bettarini et al. 1998; Franks & Beerling 2009) o bien, cerrando los estomas (Ainsworth & Rogers 2007). La reducción en la conductividad estomática aumenta la temperatura foliar. En maíz cultivado con 750 µl litro⁻¹ de CO₂, la evapotranspiración del canopeo fue reducida un 22% y la temperatura de las hojas aumento 1°C, comparado con el cultivo que creció en un ambiente con 370 µl litro⁻¹ de CO₂ (Kim et al. 2006).

Debido a que los ectotermos como los insectos tienen su metabolismo muy ligado a la temperatura ambiental, pequeños cambios en las hojas producidos por altos niveles de CO₂ ambiental pueden afectar el consumo de los insectos herbívoros. Un aumento de 3°C de la temperatura foliar aumentó el consumo de larvas de *Manduca sexta* L. y de adultos de *Popillia japonica* N. en un 50% (Kingsolver 2000; Niziolek et al. 2012). Aunque numerosos estudios han demostrado que altos niveles de CO₂ ambiental aumentan la tasa de alimentación y de crecimiento de pulgones (Awmack et al. 1997; Li et al. 2011), las respuesta de los insectos masticadores es variable (Himanen et al. 2008; Newman et al. 2003). Los pulgones son particularmente sensibles a los cambios de temperatura (Hulle et al. 2010), y al efecto indirecto de los altos niveles de CO₂ ambiental sobre la temperatura de las hojas.

Hasta el momento sólo existe un trabajo que investigó el efecto indirecto de los altos niveles de CO₂ ambiental sobre los pulgones a través de cambios en la temperatura foliar (O'Neill et al. 2011). En condiciones de campo, la población de pulgones creció el doble en soja cultivada en una atmósfera de altos niveles de CO₂, en comparación con la que creció con CO₂ ambiental (Dermody et al. 2008). Además, la temperatura de las hojas de la soja cultivada con altos niveles de CO₂ era en promedio 0.2°C, y hasta 3°C, mayor que en aquellas plantas cultivadas con CO₂ ambiental (Bernacchi et al. 2007; Dermondy et al. 2008). Experimentos con soja cultivada en condiciones controladas demostraron que el efecto de los altos niveles de CO₂ sobre el crecimiento de la población de pulgones puede ser eliminado disminuyendo la temperatura foliar (O'Neil et al. 2011).

Mecanismos bioquímicos y moleculares que regulan las respuestas de la planta frente al ataque de insectos.

La falta de un modelo conceptual que explique las interacciones entre plantas e insectos en ambientes con altos niveles de CO₂ es un desafío que requiere conectar el metabolismo primario con el secundario. Debido a que existe una correlación entre la relación C/N de los tejidos foliares y la producción de metabolitos secundarios, se han propuesto varias hipótesis para explicar las relaciones entre el metabolismo primario y secundario frente a cambios ambientales. Unos de los modelos que más se han utilizado son el de la hipótesis del balance carbono-nutrientes o la hipótesis de los recursos disponibles (Bryant et al. 1983; Coley et al. 1985). Aunque ambas hipótesis son conceptualmente atractivas y en algunos casos consistentes con los cambios observados en las defensas químicas asociadas con altos niveles de CO₂ ambiental (Koricheva et al. 1998), estas hipótesis no consideran la regulación génica o metabólica de los recursos dentro de la planta (Berenbaum 1995; Hamilton et al. 2001). El entendimiento de cómo los altos niveles de CO₂ ambiental regulan la producción de los compuestos aleloquímicos requiere un conocimiento profundo de la coordinación entre el metabolismo primario y secundario. Nuevos estudios sobre las respuestas hormonales frente al ataque de insectos en plantas cultivadas con altos niveles de CO₂ ambiental están empezando a explicar los mecanismos que generan las variaciones en la producción de aleloquímicos.

Las plantas dañadas por herbívoros inducen hormonas específicas que regulan las respuestas bioquímicas y fisiológicas (Ballaré 2011; Howe & Jander 2008; Wu & Baldwin 2010). Estudios pioneros de los efectos de los altos niveles de CO₂ sobre la producción de aleloquímicos en la interacción de los insectos herbívoros con las plantas demuestran que las fitohormonas son las responsables de los cambios identificados (Zavala et al. 2008).

Respuestas celulares tempranas al daño por insectos

Debido a que las defensas de las plantas son costosas en términos de producción de semillas o rendimiento para los cultivos, sus defensas sólo se inducen frente al ataque de insectos (Zavala et al. 2004, Zavala & Baldwin 2004). Las plantas pueden diferenciar el daño mecánico del producido por los herbívoros debido a que estas detectan la saliva de los insectos con receptores específicos (Halitschke et al. 2001; Pohnert et al. 1999; Spiteller & Boland 2003; Spiteller et al. 2004). Una de las primeras respuestas de las plantas frente al ataque de insectos es la activación de las cascadas de respuesta de las proteínas mitogenas kinasas (MAPK) (Wu et al. 2007). Aplicaciones de secreciones orales de larvas de *Manduca sexta* sobre hojas dañadas de *Nicotiana attenuata* y tomate (*Solanum lycopersicum*) indujeron la transcripción y activación de MAPKs, que regulan la expresión de varios genes de defensa (Wu et al. 2007; Kandoth et al. 2007). Las MAPKs regulan la actividad de fosfolipasas cloroplastidicas que liberan ácidos grasos poli-insaturados, como el ácido linolénico de las membranas, que puede ser utilizado para síntesis de la fitohormona ácido jasmónico –AJ- (Figura 1) (Wasternack 2007).

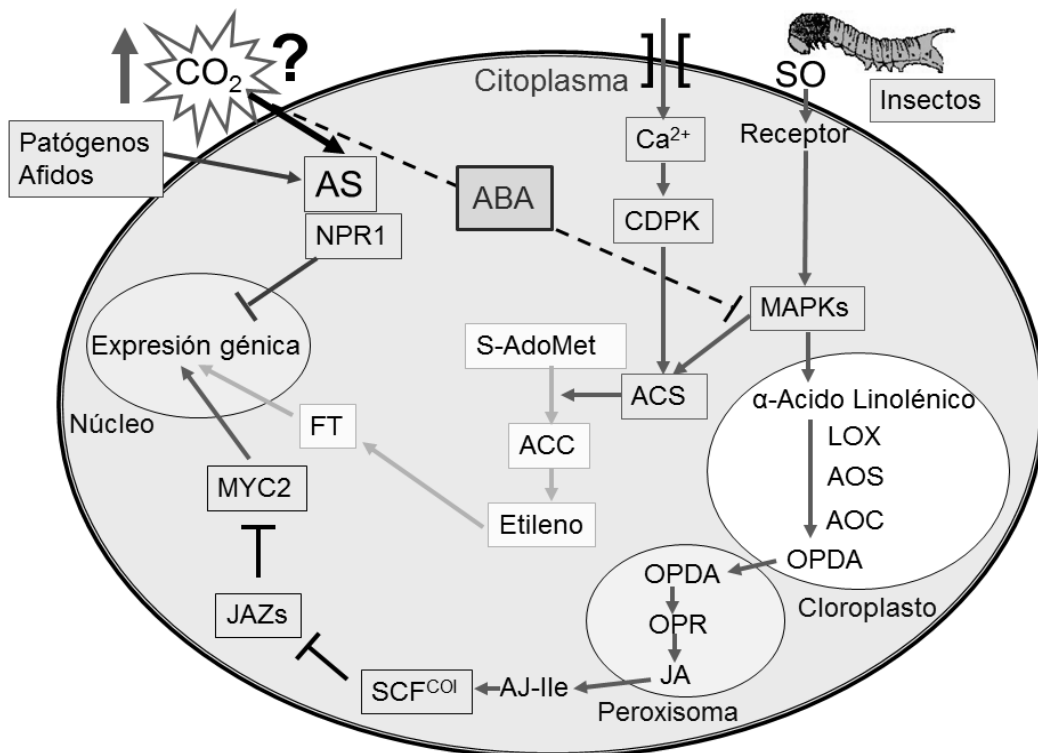


Figura 1: Modelo simplificado de los efectos de los altos niveles de CO₂ ambiental sobre la señalización celular de las respuestas contra el ataque de insectos. En ambientes con altos niveles de CO₂ atmosférico la secreción oral (SO) de los insectos es percibida por receptores no identificados de las células de las hojas, activando los canales de Ca²⁺. El Ca²⁺ se une a las calmodulinas y a las kinasas dependientes de calcio (CDPKs). Las proteínas mitogenas kinasas (MAPKs) son también rápidamente activadas e inducen la biosíntesis de ácido jasmónico (AJ), que se une a la isoleucina (AJ-Ile). Las MAPK y CDPK fosforilan las proteínas ACS y aumentan la producción de etileno, que aumentan la actividad de los factores de transcripción (FT) y la expresión de genes de defensa. Sin embargo, altos niveles de CO₂ ambiental inducen la acumulación de ácido salicílico (AS) y la activación de la proteína NPR1 por cambios en el estatus redox del citosol, por medio de la inducción de agentes reductores, como las tioredoxinas y la glutatión S-transferasa (flecha negra). La proteína NPR1 activada funciona como FT en el núcleo e inhibe la expresión de los genes de defensa regulados por el AJ. Además, los altos niveles de CO₂ aumentan la concentración de ácido abscísico (ABA), que disminuye la emisión de etileno, y también, disminuye la actividad de la MAPK4, activando el paso metabólico del AS (línea punteada). La inhibición de las respuestas tempranas de la planta por los altos niveles ambientales de CO₂ disminuye la producción de metabolitos secundarios con función de defensa (modificado de Zavala et al. 2013).

El AJ es la hormona más importante encargada de regular las respuestas defensivas de las plantas contra el ataque de insectos, y está parcialmente regulada por los niveles de CO₂ ambiental (e.g. Zavala et al. 2008; Sun et al. 2013; Sun et al. 2010; Casteel et al. 2012). El daño producido por insectos aumenta la acumulación de AJ en los tejidos vegetales, lo cual induce una respuesta inmunológica contra insectos herbívoros (Figura 1). La síntesis del AJ se realiza por medio del paso metabólico de los octadecanoides, y la enzima más importante que regula su síntesis es

la lipoxigenasa (LOX), que ha sido caracterizada en varias especies (Shaller et al. 2005; Halitschke & Baldwin 2003).

Diferentes estudios sobre la expresión génica en soja (*Glycine max* L.) cultivada a campo con altos niveles de CO₂ ambiental demostraron que tanto los niveles constitutivos de LOX7 y LOX8, como los inducidos por el ataque de *Popillia japonica* eran mucho menores de los que normalmente se encuentran en soja (Casteel et al. 2008; Zavala et al. 2008). Los menores niveles de LOX resultaron en una disminución de la acumulación de la hormona de defensa AJ en los tejidos vegetales, que se vio reflejado en menores niveles de defensas química contra el ataque de insectos (Casteel et al. 2010). Resultados similares fueron encontrados en tomate y *Arabidopsis*, altos niveles de CO₂ ambiental disminuyeron la síntesis y acumulación de AJ (Sun et al. 2011; Sun et al. 2013).

Los altos niveles de CO₂ ambiental no sólo disminuyeron la síntesis de AJ, sino también la síntesis de otra importante hormona defensiva, el etileno (ET) (Sun et al. 2011; Sun et al. 2013; Guo et al., 2013). Estas dos hormonas, el ET y el AJ tienen un efecto sinérgico, induciendo importantes defensas contra los insectos herbívoros, como los inhibidores de proteasas en tomate (O'Donnell et al. 199). Se ha demostrado en *Arabidopsis* y girasol (*Helianthus annuus*) que las dos hormonas ET y AJ activan los mismos factores de transcripción (Manavella et al. 2008; Lorenzo et al. 2003), explicando su efecto sinérgico. Debido a que el 1-aminociclopropano-1-ácido carboxílico (ACC) forma ET, la síntesis de ACC controla la producción de ET (Figura 1), que a su vez, puede ser inhibida en plantas que crecen en ambientes con altos niveles de CO₂, aumentando la susceptibilidad a los herbívoros. Soja cultivada con altos niveles de CO₂ ambientales presentó bajos niveles constitutivos e inducibles de ACC en sus hojas (Casteel et al. 2008; Zavala et al. 2008). Además, recientemente se ha demostrado que altas concentraciones de CO₂ atmosférico disminuyeron la emisión de ET en *Arabidopsis* y en *Medicago trunculata* (Sun et al. 2013; Guo et al. 2013). Mientras que el AJ y el ET son activados por el daño de insectos masticadores, en general los insectos picadores y las enfermedades, inducen la producción de la hormona ácido salicílico (AS) (Walling 2000).

Una de las interacciones hormonales más estudiadas es la interacción antagonista entre el AJ y el AS (Pieterse et al. 2009; Kunkel & Brooks 2002). Mientras que la activación del paso metabólico del AJ puede inhibir las respuestas defensivas del AS (Brooks et al. 2005; Uppalapati et al. 2007), la inducción del AS por el ataque de patógenos inhiben las defensas contra herbívoros dependientes del AJ (Figura 1) (Felton & Korth 2000; Spoel et al. 2007). Respuestas antagonistas similares entre el AJ y el AS fueron encontradas en diferentes especies de plantas cultivadas con altos niveles de CO₂ ambiental, aumentando la producción de AS sobre la de AJ. En tomate altos niveles de CO₂ ambiental aumentaron la producción de AS, induciendo la proteína de defensa contra patógenos PR, y redujo las síntesis de AJ y sus defensas relacionadas, como los inhibidores de proteasas (Sun et al. 2011; Huang et al. 2012). Resultados similares fueron encontrados en *Arabidopsis* en cámaras con altos niveles de CO₂ (Sun et al. 2013).

El ataque de patógenos es muy reducido en los campos de soja cultivados con altos niveles de CO₂ ambiental (Eastburn et al. 2010). En tomate los altos niveles de CO₂ ambiental aumentan la síntesis de AS y reducen la de AJ, aumentando la resistencia al ataque de virus del tomate (Huang et al. 2012). Aunque los mecanismos por los cuales los altos niveles de CO₂ ambiental alteran el equilibrio hormonal y afectan la susceptibilidad a la herbivoría es desconocido, las respuestas de las plantas a la relación antagonista entre el AJ y el AS ha sido discutida en muchos trabajos recientemente (Pieterse et al. 2009; Pieterse et al. 2012; Wasternack & Hause 2013).

El AS disminuye la biosíntesis y sensibilidad del AJ por medio de interacciones negativas (Spoel et al. 2003). La NPR1 (NONEXPRESSOR OF PATHOGENESIS-RELATED GENES1) es una proteína importante del paso metabólico del AS, que además es activada por el AS. Los multímeros de NPR1 son monomerizados por la inducción del AS, que produce cambios del estado redox de la proteína por medio de tiorredoxinas, luego el monómero formado migra al núcleo. Estos monómero una vez en el núcleo, activan factores de transcripción específicos e inducen la expresión de genes relacionados con las defensas químicas del AS (Figura 1) (Fu et al. 2012). Altos niveles de CO₂ ambiental alteran la regulación de los transcritos regulando el estado redox activando las tiorredoxinas y la enzima glutatión S transferasa en los tejidos las hojas de soja (Casteel et al. 2008). Además, el CO₂ ambiental altera los contenidos de ácido ascórbico y glutatión, dos potentes antioxidantes (Gillespie et al. 2011; Perez-Lopez et al. 2009), permitiendo y facilitando la interacción de los factores de transcripción con NPR1 e induciendo la respuesta inmunológica (Spoel & Loake 2011).

Por otro lado, altos niveles de CO₂ ambiental aumenta la concentración de la hormona ácido absicico (ABA) en las hojas, induciendo el cierre estomático (Figura 1) (Ainsworth & Rogers 2007). Tanto el ABA como el AS son modulados por la MAPK4 para el cierre estomático (Pieterse et al. 2012; Hettenhausen et al. 2013). El daño producido por herbívoros aumenta la producción de ABA que es antagónico con el paso metabólico del ET (Abe et al. 2003; Anderson et al. 2004). El ET puede tener una función crítica en la interacción entre el AS y el AJ y definir

el resultado de la interacción. Mientras que con altos niveles de ET la interacción entre el AS y el AJ se diluye, cuando la emisión de etileno es baja la interacción entre el AS y el AJ se hace muy fuerte (Pieterse et al. 2012).

En resumen, los altos niveles de CO₂ atmosférico podrían inducir la expresión y actividad de las MAPK4 y la producción de ABA en hojas, que inducen la señalización del AS e inhibe la emisión de ET, que aumenta la interacción negativa entre el AS y el AJ (Figura 1) (Zavala et al. 2013). En consecuencia, las plantas cultivadas con altos niveles de CO₂ ambiental aumentan los niveles de AS y disminuyen los de AJ y ET en comparación con plantas que crecieron con concentraciones ambientales de CO₂ (Zavala et al. 2008; Casteel et al. 2008; Casteel et al. 2012; Sun et al. 2011; Huang et al. 2012; Guo et al. 2013). El mecanismo por el cual el CO₂ interfiere las respuestas de las plantas al ataque de herbívoros todavía debe ser identificado y explicado. Sin embargo, los cambios producidos en las respuestas hormonales por los altos niveles de CO₂ ambiental se ven reflejados en respuestas a nivel transcripcional y de producción de metabolitos secundarios que afectan las interacciones planta-insecto.

Consecuencias de la regulación hormonal sobre las defensas químicas

Los estudios del impacto de los altos niveles de CO₂ ambiental sobre las defensas de las plantas y sus consecuencias sobre los insectos herbívoros son controversiales. Mientras que algunos trabajos reportan que altos niveles de CO₂ ambiental aumentan las defensas de las plantas contra los herbívoros (e.g. Lindroth et al. 1993; Holton et al. 2003), otros estudios han demostrado que los altos niveles de CO₂ atmosféricos disminuyen las defensas de las plantas (e.g. Zavala et al. 2008; Zavala et al. 2009; Hamilton et al. 2005). Los trabajos tradicionales sobre los efectos de los altos niveles de CO₂ ambiental, normalmente reportan cambios químicos en los tejidos vegetales muy generales, como fenoles totales o flavonoides, que son difíciles de explicar. Sin embargo, nuevas investigaciones han comenzado a estudiar los efectos de los altos niveles de CO₂ ambiental sobre las regulaciones hormonales en la producción de defensas contra herbívoros (Zavala et al. 2013; DeLucia et al. 2012).

El trabajo pionero realizado en la Universidad de Illinois en soja cultivada a campo en condiciones regulares de cultivo demostró que los altos niveles de CO₂ atmosférico inhiben los pasos metabólicos del ET y AJ, disminuyendo las defensas químicas contra el ataque de insectos (Zavala et al. 2008; Zavala et al. 2009); sin embargo, la atmosfera enriquecida con CO₂ aumentó la producción del AS, que induce otras defensas químicas no reguladas por el AJ (e.g. Sun et al. 2011; Ghasemzadeh et al. 2010; Casteel et al. 2012). Por otro lado, recientemente se ha visto que las defensas de tabaco silvestre (*Nicotiana attenuata*) contra el ataque de larvas de *Manduca sexta* estarían reguladas por un paso metabólico independiente del AJ (Hettenhausen et al. 2013). El entendimiento de las respuestas de las plantas al ataque de insectos es el primer paso para determinar la función de antiherbivoría de los metabolitos secundarios (Karban & Baldwin 1997), que puede ser modificada por los altos niveles de CO₂ ambiental producidos por el cambio global.

La producción de defensas químicas de base carbonada es afectada por los altos niveles de CO₂ ambiental. Los altos niveles de CO₂ atmosférico aumentan la relación C/N debido a un aumento en la síntesis de flavonoides, tales como quercetina, kaempferol y festina, que son regulados por el AS (Ghasemzadeh et al. 2010), pero disminuyen otros isoflavonoides regulados por el AJ, como la genisteína (O'Neil et al. 2010), que tiene una importante función de defensa contra el ataque de herbívoros (Piubelli et al. 2005). Las fitohormonas pueden discriminar la síntesis de diferentes compuestos, activando o desactivando pasos metabólicos para producir compuestos fenólicos, tales como isoflavonoides o flavonoles (Ferrer et al. 2008). Plantas transgénicas de *Nicotiana attenuata* incapaces de producir AJ no sintetizan compuestos fenólicos conjugados luego del ataque de insectos, sin embargo estas plantas son capaces de producir el flavonoide rutina y ácido clorogénico (Dekmura et al. 2010). También, los altos niveles de CO₂ ambiental disminuyeron la producción de compuestos regulados por el AJ, los triterpenos cardenolidos en cuatro genotipos de *Asclepias syriaca* (Vannette & Hunter 2011; Rasmann et al. 2009).

Las defensas químicas con base nitrogenada también son reguladas por las fitohormonas, y su producción cambia la relación C/N en los tejidos de las plantas (Howe & Jander 2008). Las proteínas de defensa inhibidores de proteasas (IP) son unas de las primeras y más estudiadas defensas contra herbívoros, que luego del ataque de insectos se inducen localmente y sistémicamente en los tejidos de las plantas (Ryan 1990). Los IP inhiben la actividad de las enzimas digestivas, disminuyendo la cantidad de amino ácidos disponibles para ser absorbidos en el intestino de los herbívoros (Birk 2003; Zavala et al. 2004). Altos niveles de CO₂ ambiental aumentan la susceptibilidad de la soja cultivada a campo debido a que disminuye la actividad y expresión de los IP cisteína (IPCyst), que son la principal defensa de la soja contra el ataque de Coleópteros (Zavala et al. 2008; Zavala et al. 2009; Sun et al. 2011). Los IPCyst son regulados por las hormonas de defensa AJ y ET, cuya acumulación es disminuida por los altos niveles de CO₂ ambiental (Zavala et al. 2008; Sun et al. 2013).

Los cambios en la concentración de CO₂ atmosférico también modifican la producción de los compuestos nitrogenados glucosinolatos, defensas reguladas por el AJ y el ET. Altos niveles de CO₂ ambiental aumentaron la producción de los glucosinolatos regulados por el AS, como los glucosinolatos alifáticos, glucosinolato-metilsulfonilalkil glucorafanina y glucoiberina en brócoli (*Brassica oleracea*) y *Arabidopsis* luego del ataque de larvas de *Plutella xylostela* (Schonhof et al. 2007; Bidart-Bouzat et al. 2005; Doughty et al. 1991). Contrariamente, los altos niveles de CO₂ ambiental disminuyeron los glucosinolatos regulados por el AJ, como el glucosinolato-indol, debido fundamentalmente a una reducción de los contenidos de glucobrasina y 4-metoxi-glucobrasicina (Shonhof et al. 2007; Brader et al. 2001).

En forma similar, la producción de volátiles orgánicos emitidos por las plantas dependen de la regulación de la hormona AJ (Howe & Jander 2008). Altos niveles de CO₂ ambiental disminuyeron las emisiones de terpenos volátiles en *Brassica oleracea* (Vuorinen et al. 2004ab). La emisión de terpenos tuvo una gran reducción luego de que las plantas fueran expuestas por 10 días a altos niveles de CO₂, disminuyendo la colonización de pulgones (*Brevicoryne brassicae*), y la atracción de enemigos naturales de los insectos (Vuorinen et al. 2004a; Klaiber et al. 2013). Sin embargo, otros volátiles también de base carbonada como los volátiles de hojas verdes aumentaron su emisión luego de herbivoría en las plantas cultivadas con altos niveles de CO₂ atmosférico (Vuorinen et al. 2004b). Este aumento de los volátiles de hojas verdes se pudo producir debido a que estos volátiles no están regulados por el AJ (Halitschke 2003; Allmann et al. 2010). La consideración de la respuesta diferencial de los pasos metabólicos de las hormonas de defensa, ya sea de AJ/ET o AS, que regulan la producción de metabolitos secundarios, permiten explicar el mecanismo por el cual CO₂ puede modular las defensas contra el ataque de herbívoros.

Posibles efectos de los altos niveles de CO₂ sobre los cultivos

Los altos niveles atmosféricos de CO₂ no sólo producen el cambio climático, sino también estimulan la fotosíntesis de las plantas C3 (tales como soja y trigo) y aumentan la eficiencia del uso del agua en plantas C3 y C4 (tales como maíz y sorgo) (Ainsworth & Long 2005). Aunque la mayoría de las proyecciones indican un posible aumento en el rendimiento de los cultivos debido al cambio climático, nuevas investigaciones indican que a pesar del aumento de la fotosíntesis en las plantas, un mayor daño por insectos eliminaría el efecto positivo de la fotosíntesis sobre el rendimiento (Muller 2013; Long et al. 2006). Las nuevas investigaciones indican que el cambio climático producirá cambios químicos en los cultivos, afectando las defensas químicas naturales de las plantas y aumentando su susceptibilidad al ataque de insectos (DaMatta et al. 2010; Taub et al. 2008; Zavala et al. 2013). Esto cambios incrementarán la utilización de pesticidas para disminuir el mayor daño por insectos (Dermondy et al. 2008; Zavala et al. 2008).

La utilización de las defensas químicas naturales de las plantas para controlar el daño a cultivos por insectos es parte de los programas de manejo integrado de plagas, y la introducción de genes que expresen compuestos de defensa con promotores inducibles se ha propuesto como herramienta para el futuro control de plagas. Sin embargo, tales programas pueden tener un alcance limitado debido a la capacidad de los insectos a adaptarse o tolerar las nuevas defensas (Bolter & Jongsma 1995). Se espera que en el futuro la soja sea cultivada en un atmosfera con una concentración de CO₂ ambiental 50% mayor que el actual (Prather et al. 2001), y que la defensas inducibles, como los IPCyst sea reducida y aumente la susceptibilidad de los cultivos a los insectos (Zavala et al. 2008; Zavala et al. 2013). Estudios previos en cultivos de soja a campo con altos niveles de CO₂ ambiental demostraron que ciertas especies de coleópteros (*Polillia japónica*) prefieren alimentarse de hojas de soja cultivadas con altos niveles de CO₂, aumentando su fecundidad y supervivencia (O'Neill et al. 2008; Hamilton et al. 2005).

Se ha sugerido que los altos niveles de CO₂ ambiental afectarían las defensas de la soja reguladas por el AJ, disminuyendo la actividad de los IP y de la polifenol oxidasa, y contenido de isoflavonoides, que podrían aumentar la susceptibilidad al ataque de herbívoros. Cuando se cultivaron en su ambiente natural plantas de *Nicotiana attenuata* modificadas genéticamente para que no produzcan AJ, no sólo fueron más atacadas y preferidas que las plantas que producían AJ, sino que fueron colonizadas por especies nuevas de insectos herbívoros, que se alimentaron y reprodujeron exitosamente en las plantas sin AJ (Kessler et al. 2004). El daño preferencial a las hojas más jóvenes producido por los insectos en soja cultivada a campo con altos niveles de CO₂ atmosférico (Zavala et al. 2009) podría ser una explicación a la pérdida de impacto del efecto benéfico de las altas concentraciones de CO₂ sobre la fotosíntesis y rendimiento de los cultivos (Ainsworth et al. 2005; Long et al. 2006). También es de esperar que el efecto de los altos niveles de CO₂ ambiental sobre el sistema defensivo de las plantas afecte a todos los niveles tróficos del agroecosistema, potencialmente amplificando el problema de los insectos plaga en cultivos por medio de diferentes mecanismos. El impacto y la función ecológica de los futuros efectos benéficos de los altos

niveles de CO₂ ambiental sobre la productividad de los cultivos es difícil de evaluar y requiere investigación científica adicional (Muller 2013).

Bibliografía

- Abe, H; T Urao; T Ito; M Seki; K Shinozaki & K Yamaguchi-Shinozaki. 2003. Arabidopsis AtMYC2 (bHLH) and AtMYB2 (MYB) function as transcriptional activators in abscisic acid signaling. *Plant Cell* 15:63–78.
- Ainsworth, EA; P Davey; C Bernacchi; O Dermody; E Heaton; DJ Moore; PB Morgan; SL Naidu; H-SY Ra; X-G Zhu; PS Curtis & SP Long. 2002. A meta-analysis of elevated [CO₂] effects on soybean (*Glycine max*) physiology, growth and yield. *Glob. Change Biol.* 8:695–709.
- Ainsworth, EA & SP Long. 2005. What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *New Phytol.* 165:351–71.
- Ainsworth, EA & A Rogers. 2007. The response of photosynthesis and stomatal conductance to rising [CO₂]: mechanisms and environmental interactions. *Plant, Cell and Environment.* 30: 258-270.
- Allmann, S; R Halitschke; RC Schuurink & IT Baldwin. 2010. Oxylin channelling in *Nicotiana attenuata*: lipoxygenase 2 supplies substrates for green leaf volatile production. *Plant, Cell and Environment* 33: 2028–2040.
- Anderson, JP; E Badruzsafari; PM Schenk; JM Manners; OJ Desmond; C Ehlert; DJ Maclean; PR Ebert & K Kazan. 2004. Antagonistic interaction between abscisic acid and jasmonate-ethylene signaling pathways modulates defense gene expression and disease resistance in Arabidopsis. *Plant Cell* 16:3460–79.
- Awmack, C; R Harrington & R Lindroth. 2004. Aphid individual performance may not predict population responses to elevated CO₂ or O₃. *Glob. Change Biol.* 10:1414–23.
- Ballaré, CL. 2011. Jasmonate-induced defenses: a tale of intelligence, collaborators and rascals. *Trends in Plant Science* 16: 249-257.
- Bednarek, P; L Kerhoas; J Einhorn; R Franski; P Wojtaszek; et al. 2003. Profiling of flavonoid conjugates in *Lupinus albus* and *Lupinus angustifolius* responding to biotic and abiotic stimuli. *J. Chem. Ecol.* 29:1127–42.
- Behmer, ST. 2009. Insect herbivore nutrient regulation. *Annu. Rev. Entomol.* 54:165–87.
- Berenbaum, MR. 1995. The chemistry of defense: theory and practice. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 92:2–8.
- Bernacchi, CJ; BA Kimball; DR Quarles; SP Long & DR Ort. 2007. Decreases in stomatal conductance of soybean under open-air elevation of [CO₂] are closely coupled with decreases in ecosystem evapotranspiration. *Plant Physiology* 143: 134-144.
- Bettarini, I; F Vaccari & F Miglietta. 1998. Elevated CO₂ concentrations and stomatal density: observations from 17 plant species growing in a CO₂ spring in central Italy. *Glob. Change Biol.* 4:17–22.
- Bidart-Bouzat, MG; R Mithen & MR Berenbaum. 2005. Elevated CO₂ influences herbivory-induced defense responses of *Arabidopsis thaliana*. *Oecologia* 145: 415-424.
- Bidart-Bouzat, M & A Imeh-Nathaniel. 2008. Global change effects on plant chemical defenses against insect herbivores. *J. Integr. Plant Biol.* 50:1339–54.
- Birk, Y. 2003. *Plant Protease Inhibitors; Significance in Nutrition, Plant Protection, Cancer Prevention and Genetic Engineering.* Springer, Berlin
- Bolter, C & MA Jongsma. 1995. Colorado potato beetles (*Leptinotarsa decemlineata*) adapt to proteinase inhibitors induced in potato leaves by methyl jasmonate. *J Insect Physiol* 41:1071–1078.
- Brader, G; E Tas & ET Palva. 2001. Jasmonate-dependent induction of indole glucosinolates in *Arabidopsis* by culture filtrates of the nonspecific pathogen *Erwinia carotovora*. *Plant Physiology* 126: 849–860.
- Brooks, DM; C Bender & BN Kunkel. 2005. The *Pseudomonas syringae* phytotoxin coronatine promotes virulence by overcoming salicylic acid dependent defences in *Arabidopsis thaliana*. *Mol. Plant Pathol.* 6: 629–639.
- Bryant, JP; FS Chapin, III & DR Klein. 1983. Carbon nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. *Oikos* 40:357-368.
- Casteel, CL; BF O'Neill; JA Zavala; DD Bilgin; MR Berenbaum & EH DeLucia. 2008. Transcriptional profiling reveals elevated CO₂ and elevated O₃ alter resistance of soybean (*Glycine max*) to Japanese beetles (*Popillia japonica*). *Plant Cell Environ* 31:419–434.
- Casteel, CL; LM Segal; O Niziolek; MR Berenbaum & EH DeLucia. 2012. Elevated carbon dioxide increases salicylic acid in *Glycine max*. *Environmental Entomology* 41:1435-1442
- Coley, PD; JP Bryant & FS Chapin, III. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 895-899.
- DaMatta, FM; A Grandis; BC Arenque & MS Buckeridge. 2010. Impacts of climate changes on crop physiology and food quality. *Food Res. Int.* 43:1814–23.
- DeLucia, EH; CL Casteel; PD Nability & BF O'Neill. 2008. Insects take a bigger bite out of plants in a warmer, higher carbon dioxide world. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 1781-1782.
- DeLucia, EH; PD Nability; JA Zavala & MR Berenbaum. 2012. Climate change: resetting plant-insect interactions. *Plant physiology*, 160: 1677-1685.
- Demkura, PV; G Abdala; IT Baldwin & CL Ballaré. 2010. Jasmonate-dependent and -independent pathways mediate specific effects of solar ultraviolet B radiation on leaf phenolics and antiherbivore defense. *Plant Physiol.* 152:1084–95.
- Dermody, O; BF O'Neill; AR Zangerl; MR Berenbaum & EH DeLucia. 2008. Effects of elevated CO₂ and O₃ on leaf damage and insect abundance in a soybean agroecosystem. *Arthropod-Plant Interact* 2:125–35.
- Doughty, KJ; AJR Porter; AM Morton; G Kiddle; CH Bock & R Wallsgrove. 1991. Variation in the glucosinolate content of oilseed rape (*Brassica napus* L.) leaves. II. Response to infection by *Alternaria brassicae* (Berk.) Sacc. *Annals of Applied Biology* 118: 469-77.
- Eastburn, DM; MM Degennaro; EH DeLucia; O Dermody & AJ Mcelrone. 2010. Elevated atmospheric carbon dioxide and ozone alter soybean diseases at SoyFACE. *Global Change Biology* 16: 320-330.
- Felton, GW & KL Korth. 2000. Trade-offs between pathogen and herbivore resistance. *Curr. Opin. Plant Biol.* 3: 309–314.
- Ferrer, JL; MB Austin; C Stewart & JP Noe. 2008. Structure and function of enzymes involved in the biosynthesis of phenylpropanoids. *Plant Physiol. Biochem.* 46:356–70.
- Franks, PJ & DJ Beerling. 2009. Maximum leaf conductance driven by CO₂ effects on stomatal size and density over geologic time. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106:10343–47.
- Fu, ZQ; S Yan; A Saleh; W Wang; J Ruble; N Oka; R Mohan; SH Spoel; Y Tada; N Zheng & X Dong. 2012. NPR3 and NPR4 are receptors for the immune signal salicylic acid in plants. *Nature* 486: 228–232.
- Ghasemzadeh, A; H Jaafar & A Rahmat. 2010. Elevated carbon dioxide increases contents of flavonoids and phenolic compounds, and antioxidant activities in Malaysian young ginger (*Zingiber officinale* Roscoe.) varieties. *Molecules* 15: 7907–7922.
- Gillespie, KM; A Rogers & EA Ainsworth. 2011. Growth at elevated ozone or elevated carbon dioxide concentration alters antioxidant capacity and response to acute oxidative stress in soybean (*Glycine max*). *J Experimental Botany* 62: 2667-2678.
- Guo, H; Y Sun; Y Li; X Liu; W Zhang & F Ge. 2013. Elevated CO₂ decreases the response of the ethylene signaling pathway in *Medicago truncatula* and increases the abundance of the pea aphid. *New Phytologist* doi: 10.1111/nph.12484.

- Halitschke, R; U Schittko; G Pohnert; W Boland & IT Baldwin. 2001. Molecular interactions between the specialist herbivore *Manduca sexta* (Lepidoptera, Sphingidae) and its natural host *Nicotiana attenuata*. III. Fatty acid-amino acid conjugates in herbivore oral secretions are necessary and sufficient for herbivore-specific plant responses. *Plant Physiol.* 125: 711–17.
- Halitschke, R & IT Baldwin. 2003. Antisense LOX expression increases herbivore performance by decreasing defense responses and inhibiting growth-related transcriptional reorganization in *Nicotiana attenuata*. *Plant J.* 36: 794–807.
- Hamilton, JG; AR Zangerl; EH DeLucia & MR Berenbaum. 2001. The carbon-nutrient balance hypothesis: its rise and fall. *Ecology Letters.* 4:86–95.
- Hamilton, JG; O Dermody; M Aldea; AR Zangerl; A Rogers; MR Berenbaum & EH DeLucia. 2005. Anthropogenic changes in tropospheric composition increase susceptibility of soybean to insect herbivory. *Environmental Entomology* 34: 479–485.
- Haukioja, E; V Ossipov & K Lempa. 2002. Interactive effects of leaf maturation and phenolics on consumption and growth of geometrid moth. *Entomol. Exp. Appl.* 104:125–36.
- Haviola, S; L Kapari; V Ossipov; M Rantala; T Ruuhola & E Haukioja. 2007. Foliar phenolics are differently associated with *Epirrita autumnata* growth and immunocompetence. *J. Chem. Ecol.* 33:1013–23.
- Heil, M. 2008. Indirect defence via tritrophic interactions. *New Phytologist* 178: 41–61.
- Hettenhausen, C; IT Baldwin & J Wu. 2013. *Nicotiana attenuata* MPK4 suppresses a novel jasmonic acid (JA) signaling-independent defense pathway against the specialist insect *Manduca sexta*, but is not required for the resistance to the generalist *Spodoptera littoralis*. *New Phytologist* 199: 787–799.
- Himanen, SJ; A Nissinen; W Dong; A Nerg; CN Stewart, Jr; GM Poppy & JK Holopainen. 2008. Interactions of elevated carbon dioxide and temperature with aphid feeding on transgenic oilseed rape: Are *Bacillus thuringiensis* (Bt) plants more susceptible to nontarget herbivores in future climate? *Glob. Change Biol.* 14:1437–54
- Holton, MK; RL Lindroth & EV Nordheim. 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and plant genotype. *Oecologia*, 137: 233–244.
- Howe, GA & G Jander. 2008. Plant immunity to insect herbivores. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59:41–66.
- Huang, L; Q Ren; Y Sun; L Ye; H Cao & F Ge. 2012. Lower incidence and severity of tomato virus in elevated CO₂ is accompanied by modulated plant induced defence in tomato. *Plant Biology*, 14: 905–913.
- Hullé, M; A Cœur d'Acier; S Bankhead-Dronnet & R Harrington. 2010. Aphids in the face of global changes. *Comptes Rendus Biologies*, 333: 497–503.
- IPCC. 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: S Solomon, D Qin; M Manning; Z Chen; M Marquis; KB Averyt; M Tignor; HL Miller, eds, *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Kandath, PK; S Ranf; SS Pancholi; S Jayanty; MD Walla; W Miller; GA Howe; DE Lincoln & JW Stratmann. 2007. Tomato MAPKs LeMPK1, LeMPK2, and LeMPK3 function in the systemin-mediated defense response against herbivorous insects. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:12205–10.
- Karowe, D. 1989. Differential effect of tannic acid on two treefeeding Lepidoptera: implications for theories of plant antiherbivore chemistry. *Oecologia* 80:507–12.
- Karowe, DN; DH Seimens & T Mitchell Olds. 1997. Species-specific response of glucosinolate content to elevated atmospheric CO₂. *J. Chem. Ecol.* 23:2569–82.
- Kesselmeier, J & M Staudt. 1999. Biogenic volatile organic compounds (VOC): an overview on emission, physiology and ecology. *J. Atmos. Chem.* 33:23–88.
- Karban, R & IT Baldwin. 1997. *Induced Responses to Herbivory*. The University of Chicago Press 319 p
- Kessler, A; R Halitschke & IT Baldwin. 2004. Silencing the jasmonate cascade: induced plant defenses and insect populations. *Science* 305:665–668.
- Kim, SH; RC Sicher; H Bae; DC Gitz; JT Baker; DJ Timlin & VR Reddy. 2006. Canopy photosynthesis, evapotranspiration, leaf nitrogen, and transcription profiles of maize in response to CO₂ enrichment. *Glob. Change Biol.* 12:588–600
- Kingsolver, JG. 2000. Feeding, growth, and thermal environment of cabbage white caterpillars, *Pieris rapae* L. *Physiol. Biochem. Zool.* 73:621–28.
- Klaiber, J; AJ Najar-Rodriguez; R Piskorski & S Dorn. 2013. Plant acclimation to elevated CO₂ affects important plant functional traits, and concomitantly reduces plant colonization rates by an herbivorous insect. *Planta* 237:29–42
- Koricheva, J; S Larsson; E Haukioja & M Keinanen. 1998. Regulation of woody plant secondary metabolism by resource availability: hypothesis testing by means of meta-analysis. *Oikos* 83:212–26.
- Kunkel, BN & DM Brooks. 2002. Cross talk between signaling pathways in pathogen defense. *Curr. Opin. Plant Biol.* 5: 325–331.
- Laothawornkitkul, J; JE Taylor; ND Paul & CN Hewitt. 2009. Biogenic volatile organic compounds in the Earth system. *New Phytol.* 183:27–51.
- Leakey, AD; EA Ainsworth; CJ Bernacchi; A Rogers A; SP Long & DR Ort. 2009. Elevated CO₂ effects on plant carbon, nitrogen, and water relations: six important lessons from FACE. *Journal of Experimental Botany*, 60: 2859–2876.
- Li, Z; T Liu; N Xiao; J Li & F Chen. 2011. Effects of elevated CO₂ on the interspecific competition between two sympatric species of *Aphis gossypii* and *Bemisia tabaci* fed on transgenic Bt cotton. *Insect Sci.* 18:426–34.
- Lindroth, RL; KK Kinney & CL Platz. 1993. Responses of deciduous trees to elevated atmospheric CO₂: productivity, phytochemistry, and insect performance. *Ecology* 74:763–777.
- Lindroth, RL. 2010. Impacts of elevated atmospheric CO₂ and O₃ on forests: phytochemistry, trophic Interactions, and ecosystem dynamics. *Journal of Chemical Ecology*. 36:2–21.
- Long, SP; EA Ainsworth, A Rogers & DR Ort. 2004. Rising atmospheric carbon dioxide: plants FACE the future. *Annu. Rev. Plant Biol.* 55:591–628
- Long, SP; EA Ainsworth; ADB Leakey; J Nosberger & DR Ort. 2006. Food for thought: lower-than expected crop yield stimulation with rising CO₂ concentrations. *Science* 312:1918–21.
- Lorenzo, O; R Piqueras; JJ Sanchez-Serrano & R Solano. 2003. ETHYLENE RESPONSE FACTOR1 integrates signals from ethylene and jasmonate pathways in plant defense. *Plant Cell* 15, 165–178.
- Loreto, F; RJ Fischbach; JP Schnitzler; P Ciccioli; E Brancaleoni; C Calfapietra & G Seufert. 2001. Monoterpene emission and monoterpene synthase activities in the Mediterranean evergreen oak *Quercus ilex* L. grown at elevated CO₂ concentrations. *Glob. Change Biol.* 7:709–17.
- Manavella, PA; CA Dezar; G Bonaventure; IT Baldwin & RL Chan. 2008. HAHB4, a sunflower HD-Zip protein, integrates signals from the jasmonic acid and ethylene pathways during wounding and biotic stress responses. *Plant J.* 56, 376–388.
- Muller, C. 2013. African lessons on climate change risks for agriculture. *Annu. Rev. Nutr.* 33:395–411.

- Newman, J; D Gibson; A Parsons & J Thornley. 2003. How predictable are aphid population responses to elevated CO₂? *J. Anim. Ecol.* 72:556–66.
- Niziolek, OK; MR Berenbaum & EH DeLucia. 2012. Impact of elevated CO₂ and temperature on Japanese beetle herbivory. *Insect Sci.* doi: 10.1111/j.1744-7917.2012.01515.x.
- O'Donnell PJ; C Calvert; R Atzorn; C Wasternack; HMO Leyser & DJ Bowles. 1999. Ethylene as a signal mediating the wound response of tomato plants. *Science* 274:1914–17.
- O'Neill, BF; AR Zangerl; EH DeLucia & MR Berenbaum. 2008. Longevity and fecundity of Japanese beetle (*Popillia japonica*) on foliage grown under elevated carbon dioxide. *Environmental Entomology* 37: 601-607.
- O'Neill, BF; AR Zangerl; O Dermondy; DD Bilgin; CJ Casteel; JA Zavala; EH DeLucia & MR Berenbaum. 2010. Impact of elevated levels of atmospheric CO₂ and herbivory on flavonoids of soybean (*Glycine max* Linnaeus). *Journal of Chemical Ecology* 36: 35-45.
- O'Neill, BF; AR Zangerl; EH DeLucia; CL Casteel; JA Zavala & MR Berenbaum. 2011. Leaf Temperature of Soybean grown under elevated CO₂ increases *Aphis glycines* (Hemiptera: Aphididae) population growth. *Insect Science*, 18:419-425.
- Orr, WC & RS Sohal. 1994. Extension of life-span by overexpression of superoxide dismutase and catalase in *Drosophila melanogaster*. *Science* 263:1128–30.
- Perez-Lopez, U; A Robredo; M Lacuesta; C Sgherri; A Munoz-Rueda; F Navari-Izzo & A Mena-Petite. 2009. The oxidative stress caused by salinity in two barley cultivars is mitigated by elevated CO₂. *Physiologia Plantarum* 135: 29-42.
- Peñuelas, J; M Estiarte & J Llusia. 1997. Carbon-based secondary compounds at elevated CO₂. *Photosynthetica* 33:313–16.
- Pieterse, CMJ; A Leon-Reyes; S Van der Ent & SCM Van Wees. 2009. Networking by small-molecule hormones in plant immunity. *Nat. Chem. Biol.* 5: 308–316.
- Pieterse, CMJ; D Van der Does; C Zamioudis; A Leon-Reyes & SCM Van Wees. 2012. Hormonal modulation of plant immunity. *Annu. Rev. Cell Dev. Biol.* 28:489–521.
- Piubelli, GC; CB Hoffmann-Campo; F Moscardi; SH Miyakubo & MCN De Oliveira. 2005. Are chemical compounds important for soybean resistance to *Anticarsia gemmatilis*? *Journal of Chemical Ecology* 31:1509-1525.
- Pohnert, G; V Jung; E Haukioja; K Lempa & W Boland. 1999. New fatty acid amides from regurgitant of lepidopteran (Noctuidae, Geometridae) caterpillars. *Tetrahedron* 55:11275–80.
- Prather, KA; SA Guazzotti; DT Suess; SH Pastor & K Coffee. 2001. New insights into the role of aerosols in affecting pollution and global climate change. *Abstr Papers Am Chem Soc* 221:U458–U458.
- Rasmann, S; MD Johnson & AA Agrawal. 2009. Induced responses to herbivory and jasmonate in three milkweed species. *J. Chem. Ecol.* 35:1326–34.
- Robinson, EA; GD Ryan & JA Newman. 2012. A meta-analytical review of the effects of elevated CO₂ on plant-arthropod interactions highlights the importance of interacting environmental and biological variables. *New Phytol.* 194:321–36.
- Ruuhola, T; OP Tikkanen & J Tahvanainen. 2001. Differences in host use efficiency of larvae of a generalist moth, *Operophtera brumata* on three chemical divergent *Salix* species. *J. Chem. Ecol.* 27:1595–615.
- Ryan, CA. 1990. Protease inhibitors in plants: genes for improving defenses against insects and pathogens. *Annual Review of Phytopathology* 28:425–449.
- Schaller, F; A Schaller & A Stintzi. 2005. Biosynthesis and metabolism of jasmonates. *J. Plant Growth Regul.* 23:179–99.
- Schonhof, I; HP Kläring; A Krumbein & M Schreiner. 2007. Interaction between atmospheric CO₂ and glucosinolates in Broccoli. *J Chem Ecol* 33: 105–114.
- Seneweera, S; A Makino; N Hirotsu; R Norton & Y Suzuki. 2011. New insight into photosynthetic acclimation to elevated CO₂: the role of leaf nitrogen and ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase content in rice leaves. *Environ. Exp. Bot.* 71:128–36.
- Spiteller, D & W Boland. 2003. N-(15,16-Dihydroxylinoleoyl)-glutamine and N-(15,16-epoxylinoleoyl)- glutamine isolated from oral secretions of lepidopteran larvae. *Tetrahedron* 59:135–39.
- Spiteller, D; NJ Oldham & W Boland. 2004. N-(17-phosphonoxylinolenoyl) glutamine and N-(17-phosphonoxylinoleoyl) glutamine from insect gut: the first backbone-phosphorylated fatty acid derivatives in nature. *J. Org. Chem.* 69: 1104–9.
- Spoel, SH; A Koornneef; MC Claessens; JP Korzelius; JA Van Pelt; MJ Mueller; AJ Buchala; JP Mettraux; R Brown; K Kazan; LC Van Loon; X Dong & CMJ Pieterse. 2003. NPR1 modulates cross-talk between salicylate- and jasmonate-dependent defense pathways through a novel function in the cytosol. *Plant Cell.* 15: 760–770.
- Spoel, SH; JS Johnson & X Dong. 2007. Regulation of tradeoffs between plant defenses against pathogens with different lifestyles. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 18842–18847.
- Spoel, SH & GJ Loake. 2011. Redox-based protein modifications: the missing link in plant immune signaling. *Current Opinion in Plant Biology* 14: 358-364.
- Stiling, P & T Cornelissen. 2007. How does elevated carbon dioxide (CO₂) affect plant herbivore interactions? A field experiment and meta-analysis of CO₂- mediated changes on plant chemistry and herbivore performance. *Global Change Biology*, 13: 1823-1842.
- Sun, Y; H Cao; J Yin; L Kang & F Ge. 2010. Elevated CO₂ changes the interactions between nematode and tomato genotypes differing in the JA pathway, *Plant Cell Environ.* 33: 729–739.
- Sun, Y; J Yin; H Cao; C Li; L Kang & F Ge. 2011. Elevated CO₂ influences nematode-induced defense responses of tomato genotypes differing in the JA pathway. *PLoS ONE* 6(5): e19751. doi:10.1371/journal.pone.0019751.
- Sun, Y; H Guo; K Zhu-Salzman & F Ge. 2013. Elevated CO₂ increases the abundance of the peach aphid on *Arabidopsis* by reducing jasmonic acid defenses. *Plant Science* 210: 128–140.
- Taub, DR; B Miller & H Allen H. 2008. Effects of elevated CO₂ on the protein concentration of food crops: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 14:565–75.
- Uppalapati, SR; Y Ishiga; T Wangdi; BN Kunkel; A Anand; KS Mysore & CL Bender. 2007. The phytotoxin coronatine contributes to pathogen fitness and is required for suppression of salicylic acid accumulation in tomato inoculated with *Pseudomonas syringae* pv. tomato DC3000. *Mol. Plant-Microbe Interac.* 20: 955–965.
- Vanette, RL & MD Hunter. 2011. Genetic variation in the expression of defense phenotype may mediate evolutionary adaptation of *Asclepias syriaca* to elevated CO₂. *Glob. Change Biol.* 17:1277–88.
- Vogt, T. 2010. Phenylpropanoid biosynthesis. *Mol. Plant* 3:2–20.
- Vuorinen, T; AM Nerg; MA Ibrahim; GVP Reddy & JK Holopainen. 2004a. Emission of *Plutella xylostella*-induced compounds from cabbages grown at elevated CO₂ and orientation behavior of the natural enemies. *Plant Physiol* 135: 1984–1992.
- Vuorinen, T; GVP Reddy; AM Nerg & JK Holopainen. 2004b. Monoterpene and herbivore-induced emissions from cabbage plants grown at elevated atmospheric CO₂ concentration. *Atmospheric Environment*. 38: 675–682.
- Walling, LL. 2000. The myriad plant responses to herbivores. *Journal of Plant Growth Regulation* 19: 195–216.

- Wasternack, C. 2007. Jasmonates: an update on biosynthesis, signal transduction and action in plant stress response, growth and development. *Annals of Botany* 100: 681–697.
- Wasternack, C & B Hause. 2013. Jasmonates: biosynthesis, perception, signal transduction and action in plant stress response, growth and development. An update to the 2007 review in *Annals of Botany*. *Annals of Botany* 111: 1021–1058.
- Wu, J; C Hettenhausen; S Meldau & IT Baldwin IT. 2007. Herbivory rapidly activates MAPK signaling in attacked and unattacked leaf regions but not between leaves of *Nicotiana attenuata*. *Plant Cell*. 19: 1096–122.
- Wu, J & IT Baldwin. 2010. New insights into plant responses to the attack from insect herbivores. *Annu. Rev. Genet.* 44: 1–24.
- Zavala, JA & IT Baldwin. 2004. Fitness benefits of trypsin proteinase inhibitor expression in *Nicotiana attenuata* are greater than their costs when plants are attacked. *BMC Ecology* 4:11 (doi:10.1186/1472-6785-4-11).
- Zavala, JA; AG Patankar; K Gase & IT Baldwin. 2004. Constitutive and inducible trypsin proteinase inhibitor production incurs large fitness costs in *Nicotiana attenuata*. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101:1607-1612.
- Zavala, JA; CL Casteel; EH DeLucia & MR Berenbaum. 2008. Anthropogenic increase in carbon dioxide compromises plant defense against invasive insects. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 5129–5133.
- Zavala, JA; CL Casteel; PD Nability; MR Berenbaum & EH DeLucia. 2009. Role of cysteine proteinase inhibitors in preference of Japanese beetles (*Popillia japonica*) for soybean (*Glycine max*) leaves of different ages and grown under elevated CO₂. *Oecologia*, 161: 35-41.
- Zavala, JA; PD Nability & EH DeLucia. 2013. An emerging understanding of mechanisms governing insect herbivory under elevated CO₂. *Annual Review of Entomology* 58: 79-97.

SECCIÓN 2.3



Ganadería

Capítulo 16

Inventario de emisiones de GEI provenientes de la ganadería

Laura Finster

Instituto de Clima y Agua, CIRN, INTA.

Procesos generadores de gases efecto invernadero (GEI) en los sistemas de producción ganadera

Los gases efecto invernadero generados por los sistemas ganaderos reconocen fuentes de producción directa, tales como la fermentación entérica y las excretas de los animales, y fuentes indirectas, ligadas a diferentes actividades relacionadas con el proceso de producción y utilización de insumos (Finster, 2007).

Emisiones por fuentes directas

De acuerdo a las Directrices del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) para la elaboración de inventarios nacionales de gases efecto invernadero (IPCC, 1997; IPCC, 2006), se pueden identificar las siguientes fuentes directas de emisión de GEI en la producción animal:

Emisiones de metano por fermentación entérica

La producción de metano es parte de los procesos digestivos normales de los animales. Durante la digestión, los microorganismos presentes en el aparato digestivo fermentan el alimento consumido por el animal. Este proceso fermentativo microbiano, conocido como fermentación entérica, produce metano como un subproducto, que es exhalado por el animal.

Entre las especies ganaderas, los rumiantes (bovinos, ovinos, caprinos, búfalos, camélidos) son los principales emisores de metano. En condiciones normales, los rumiantes se alimentan con forrajes, que resultan alimentos ricos en carbohidratos estructurales. El proceso de fermentación, que tiene lugar en el rumen, ofrece una oportunidad para que los microorganismos desdoble los carbohidratos estructurales presentes en las paredes celulares de los forrajes, transformándolos en productos que pueden ser absorbidos y utilizados por el animal. Estos organismos presentan un amplio conjunto de relaciones ecológicas complejas, que incluye mecanismos de competencia y simbiosis. La población de estos organismos es fuertemente influenciada por la composición de la dieta consumida por el animal. Las archaeobacterias metanogénicas son las responsables de la producción del metano y, si bien constituyen una fracción muy pequeña de la población microbiana total, cumplen una función muy importante, al proveer uno de los mecanismos más eficientes para eliminar el hidrógeno producido en el rumen.

Cuando el alimento consumido está compuesto por un alto porcentaje de fibra, el principal ácido graso volátil que se forma es el acético. En estas condiciones, queda una cantidad de iones hidrógeno libres en el rumen, que es capturada por las bacterias metanogénicas y combinada con el dióxido de carbono, para dar origen al metano. Si el alimento es rico en almidón, el principal producto de la fermentación es el ácido propiónico, con menor generación de metano (Este tema se desarrolla con detalle en el capítulo correspondiente).

En los animales no rumiantes (porcinos, equinos, mulares, asnales), la fermentación microbiana ocurre en el intestino grueso, que tiene una capacidad de producción de metano mucho menor que el rumen.

La producción de metano constituye una pérdida energética, que puede alcanzar valores del 2 al 14% de la energía bruta del alimento, en el caso de los rumiantes, y del 0,5 al 3%, en otros animales domésticos (porcinos, equinos) (Crutzen et al., 1986).

Debido a que la producción de metano es el resultado de procesos digestivos, la cantidad emitida varía con el tipo de animal, con la naturaleza, cantidad y digestibilidad del alimento consumido y con el nivel de producción.

Emisiones de metano y óxido nitroso por el tratamiento del estiércol

El tratamiento del estiércol del ganado produce emisiones de metano y de óxido nitroso. El metano se produce mediante la descomposición anaeróbica del estiércol, mientras que el óxido nitroso se forma como parte del ciclo del nitrógeno, a través de la denitrificación del nitrógeno orgánico presente en el estiércol y en la orina del ganado.

Cuando el estiércol se dispone en sistemas que promueven las condiciones anaeróbicas (por ejemplo, en forma líquida en lagunas, tanques o fosas), la descomposición de la materia tiende a producir metano. Cuando el estiércol se maneja en forma sólida (por ejemplo, almacenamiento en pilas) o queda depositado sobre las pasturas y los campos naturales, tiende a descomponerse aeróbicamente y produce muy poco o nada de metano. La temperatura y la humedad influyen en el desarrollo de las archae-bacterias responsables de la formación de metano. La composición del estiércol, que depende de la dieta de los animales, también afecta la cantidad de metano producido. Cuanto mayor es el contenido energético y la digestibilidad del alimento, mayor es el potencial de emisión de metano. Por ejemplo, los animales en feedlot, alimentados con dietas altamente energéticas, generan estiércol con gran capacidad de producción de metano, mientras que el ganado mantenido con forrajes de baja digestibilidad, produce estiércol con menor capacidad de formación de metano (Woodbury, 1993).

La cantidad de óxido nitroso producido es variable, dependiendo de la composición del estiércol y la orina, del tipo de bacterias involucradas en el proceso y de la cantidad de oxígeno y líquido en el sistema de manejo.

Emisiones de óxido nitroso debidas a los animales en pastoreo

El óxido nitroso se produce naturalmente en los suelos, a través del proceso microbiano de nitrificación y denitrificación. Varias actividades agropecuarias agregan nitrógeno a los suelos, incrementando así la cantidad de este elemento que está disponible para la nitrificación y denitrificación y, por lo tanto, la cantidad de óxido nitroso emitido. Estas actividades, entre las que se encuentran el uso de fertilizantes nitrogenados, el enterramiento de los residuos de cultivos y la utilización del estiércol como abono, pueden sumar nitrógeno a los suelos, tanto en forma directa como indirecta.

La deposición de estiércol y orina de los animales que se mantienen en pastoreo, sobre los campos naturales y las pasturas, es una de las vías directas de incorporación de nitrógeno a los suelos.

Las adiciones indirectas, que también dan origen a emisiones de óxido nitroso, ocurren por dos mecanismos: 1) la volatilización y subsiguiente deposición atmosférica de una parte del nitrógeno excretado, en forma de amoníaco y óxidos de nitrógeno y 2) la lixiviación y el escurrimiento superficial de otra parte del nitrógeno excretado.

Cabe aclarar que las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso debidas a las excretas del ganado en sistemas extensivos se reportan, en los inventarios nacionales de GEI, dentro de la categoría denominada "Suelos agrícolas" (IPCC, 1997; IPCC, 2006). Por esta razón, a veces, se subestiman las emisiones provenientes de la ganadería o, al menos, resulta difícil cuantificarlas con precisión.

Emisiones por fuentes indirectas

Si bien las anteriormente citadas representan las fuentes directas de GEI no-CO₂, también deberían considerarse, en la actividad ganadera, las emisiones de dióxido de carbono generadas, principalmente, por el uso de energía para el funcionamiento de equipos de ordeño, enfriadores, calefacción, bombas, tractores y máquinas forrajeras, iluminación, transporte, y para la obtención de insumos tales como granos, alimentos balanceados, productos veterinarios, agroquímicos y otros.

Inventarios Nacionales versus Huella de Carbono

De acuerdo a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC), los países miembros (las partes) se comprometen a comunicar periódicamente las actividades que llevan a cabo, orientadas a abordar la cuestión del cambio climático. Uno de los componentes principales de estas comunicaciones está constituido por el inventario nacional de gases efecto invernadero de origen antrópico.

Con el objetivo de que los resultados sean comparables, todos los países deben elaborar sus inventarios de GEI siguiendo una metodología común, que fue desarrollada por el IPCC. En base a la última versión de estas directrices (IPCC, 2006), el inventario es un balance entre las emisiones de las fuentes y la captura de los sumideros, de los diferentes sectores de actividad (Energía; Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra - AFOLU; Procesos industriales y uso de productos; Desechos).

De este modo, las emisiones que se generan en los sistemas de producción animal, se reportan principalmente en el sector AFOLU, pero, en menor magnitud, también en los restantes. Por ejemplo, las emisiones de dióxido de carbono, debidas al uso de combustibles o electricidad en las actividades del establecimiento, entran en el sector Energía.

Por otra parte, hace algunos años, se comenzó a hablar de la Huella de Carbono de los productos pecuarios, que se define como la suma de las emisiones de todos los GEI, generados directa o indirectamente en los diferentes procesos involucrados en la cadena de valor del bien (Carbon Trust, 2012). Este concepto permite comparar la eficiencia de producción de un determinado bien, en relación a la emisión de GEI. Para su estimación, se adopta la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV).

Por lo tanto, aun cuando las emisiones de cada uno de los procesos individuales se estiman de formas básicamente similares, los inventarios nacionales y las huellas de carbono difieren en su enfoque e interpretación. Mientras que, en los primeros, las emisiones se alojan y distribuyen en los sectores de actividad definidos por el IPCC (por ej. AFOLU), en las segundas, se refieren a un determinado producto (por ej. carne vacuna).

Contribución de la ganadería a las emisiones globales de GEI

Las estimaciones de la contribución del ganado al total de las emisiones antropogénicas globales de GEI son muy variables, dependiendo de la fuente de información, del enfoque utilizado para el cálculo y de los procesos emisores incluidos en la contabilización (Hristov et al., 2013).

Basándose en un Análisis de Ciclo de Vida (ACV), Steinfeld et al. (2006) estimaron que la ganadería aporta el 18% al total de las emisiones globales de GEI. Cuando estas emisiones se distribuyen de acuerdo a los sectores propuestos por el IPCC, se observa que sólo el 60% de las mismas corresponden a fuentes directas de GEI no-CO₂ relacionadas con la ganadería. Este valor representaría el 10,8% del total mundial (O'Mara, 2013).

Denman et al. (2007) y la EPA (2006), siguiendo el enfoque sectorial del IPCC, arriban a cifras del 8% y del 9,6%, respectivamente, para las emisiones de la ganadería.

A nivel mundial, las especies rumiantes, especialmente los bovinos, son los que hacen la mayor contribución a las emisiones de la ganadería. Las principales fuentes a las que aportan son el metano entérico y el óxido nitroso desde los suelos en pastoreo. Los porcinos y las aves, en cambio, son los generadores más importantes de metano y óxido nitroso por el tratamiento del estiércol.

En la tabla 1, se muestra la distribución regional de las emisiones de GEI no-CO₂, directamente vinculadas con la ganadería.

Tabla 1. Distribución regional de las emisiones de GEI no-CO₂ directas de la ganadería

Regiones	Fermentación entérica (CH ₄)	Tratamiento del estiércol (CH ₄)	Tratamiento del estiércol (N ₂ O)	Suelos (N ₂ O)
Africa	14,5%	6,0%	2,8%	15,7%
América del Sur	23,8%	7,2%	5,2%	17,1%
América del Norte	7,1%	18,2%	10,4%	13,0%
Unión Soviética (no UE)	5,0%	5,1%	13,3%	3,3%
Europa del Este	1,5%	3,0%	5,7%	1,9%
Europa Occidental	8,3%	29,3%	12,3%	11,2%
India	11,3%	9,7%	0%	2,5%
China	13,4%	9,3%	32,7%	23,3%
Asia (excepto India y China)	9,1%	10,2%	16,8%	8,4%
Australia y Nueva Zelandia	4,6%	1,3%	0,5%	1,4%
Oriente Medio	1,4%	0,7%	0,3%	2,2%

Fuente: Elaboración propia en base a O'Mara (2013).

Se observa que Asia tiene la mayor participación (más del 33%) en las emisiones globales de metano entérico, siguiéndole Sudamérica con el 24% aproximadamente. De acuerdo a Steinfeld et al. (2006), la mayor parte de ellas proviene del ganado vacuno.

La segunda fuente en importancia es el óxido nitroso desde los suelos. Sin embargo, debido a la metodología de cálculo empleada, no es posible identificar qué parte del mismo corresponde directamente a la producción animal.

Según datos de O'Mara (2013), las emisiones de la ganadería en Sudamérica provienen en un 52% del metano entérico, 45% del óxido nitroso de los suelos y solamente 3% del tratamiento del estiércol. Estas cifras reflejan claramente las características de los sistemas productivos de los países de la región, basados en la cría de rumiantes (principalmente vacunos), en condiciones extensivas.

Inventarios de GEI de la República Argentina

Cumpliendo con sus compromisos como miembro de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC), la República Argentina elabora y comunica, periódicamente, sus Inventarios de Gases Efecto Invernadero. Hasta el momento, el país ha presentado dos Comunicaciones Nacionales, que incluyeron los Inventarios de Gases Efecto Invernadero de los años 1990, 1994, 1997 y 2000.

De acuerdo al último de estos inventarios (Fundación Bariloche, 2005), el ganado aporta más del 30% de las emisiones totales producidas por las actividades humanas en el país, contribuyendo con dos de estos gases, el metano y el óxido nitroso, provenientes de las fuentes directas de emisión (fermentación entérica y estiércol).

Los bovinos productores de carne y de leche son responsables de, aproximadamente, el 95% de estas emisiones, correspondiendo, el 5% restante, a todas las demás especies de producción (ovinos, caprinos, porcinos, equinos, aves, búfalos, asnales, mulares y camélidos sudamericanos) (Finster, 2007).

En la figura 1, se muestra la contribución de las distintas fuentes a las emisiones totales de GEI no-CO₂ directas de la ganadería, en Argentina, para el año 2000.

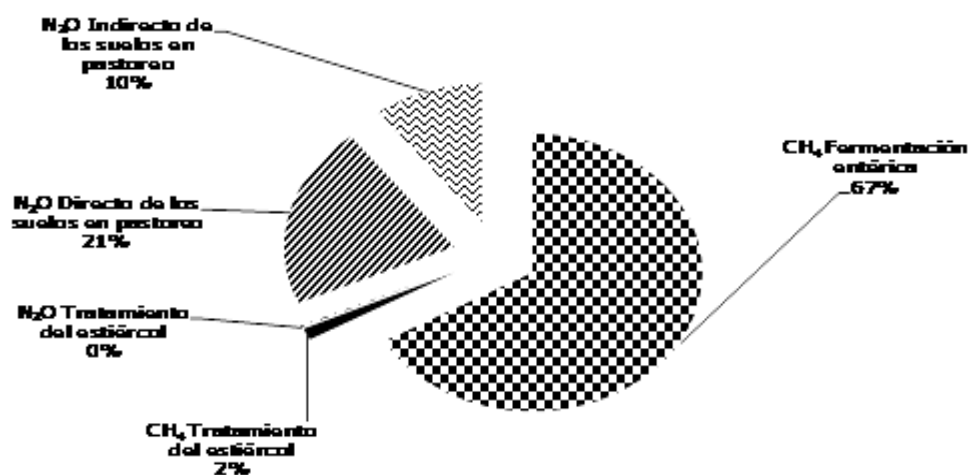


Figura 1. Contribución de las distintas fuentes a las emisiones totales de GEI no-CO₂ directas de la ganadería, en Argentina, para el año 2000. Fuente: Fundación Bariloche (2005)

Al analizar las emisiones totales de GEI originadas por el ganado, se observa que la emisión de metano por la fermentación entérica aporta el 66.78%, siguiéndole en importancia la emisión directa de óxido nítrico de los suelos, debida al nitrógeno excretado por los animales mantenidos en praderas y pastizales (21.24%) y la emisión indirecta de óxido nítrico de los suelos, a partir de la volatilización y lixiviación del nitrógeno contenido en las heces y la orina del ganado (10.39%). Las otras categorías de fuentes relacionadas con el sector, emisiones de metano y óxido nítrico procedentes del tratamiento del estiércol, representan sólo el 1.40% y el 0.19%, respectivamente, del total (Fundación Bariloche, 2005).

Con respecto a las emisiones de metano procedentes de la fermentación entérica, se observa que los bovinos contribuyen con el 95.46% a la emisión total (bovinos lecheros: 6.70% y bovinos no lecheros: 88.76%). Estos resultados se explican no sólo por el elevado número de cabezas bovinas, en comparación con el resto de las especies ganaderas, sino también porque los bovinos emiten mucho más, comparativamente con las otras especies rumiantes menores (ovinos, caprinos y camélidos sudamericanos). Le siguen en importancia los ovinos, pero aportando solamente el 2.48% a esta categoría de fuente, mientras que las demás especies en conjunto suman 2.06%.

A partir del análisis de los resultados de las emisiones de metano procedentes del manejo del estiércol, surge que ésta es una categoría de fuente de muy poca importancia en el país. Ello se debe a que el estiércol de la mayor parte de las especies ganaderas tiene destinos en condiciones aeróbicas, en las que se genera muy poco metano. Con respecto a la contribución al total de las emisiones, se observa que los bovinos aportan el 85.48%, siguiéndole en importancia los porcinos (4.10%), los equinos (4.02%), los ovinos (2.93%) y las aves (1.78%). El resto de las especies suman sólo el 1.68%.

La emisión de óxido nítrico procedente de esta categoría de fuente es insignificante, debido a que la mayor parte del estiércol del ganado, no recibe ningún tipo de tratamiento. Únicamente el 10% de las excretas de los bovinos lecheros y 75% de las de los porcinos se derivan a lagunas anaeróbicas, mientras que el estiércol de las aves (con o sin cama) se maneja en seco. Las aves aportan el 90.39% a la emisión total y los bovinos lecheros y porcinos, en conjunto, el 9.61%.

La emisión de óxido nítrico directo de los suelos, a partir del nitrógeno excretado por el ganado mantenido en praderas y pastizales, constituye la segunda categoría de fuente en importancia, dentro del sector ganadero. La razón que conduce a estos resultados es que prácticamente todo el estiércol de los animales de producción queda depositado sobre los suelos, sin recibir ningún tipo de tratamiento (se exceptúa el 10% del estiércol de los bovinos lecheros, el 75% del de los porcinos y el 100% del de las aves). Al igual que en las otras categorías de fuentes, los bovinos son los que hacen el mayor aporte a la emisión total, con el 81.77%.

Las emisiones de óxido nitroso indirecto de los suelos, a partir del aporte de nitrógeno del estiércol de los animales de producción, es la tercera categoría de fuente en importancia, dentro del sector ganadero. Los bovinos contribuyen con el 80% del total, correspondiendo el 20% restante a todas las demás especies.

En el marco de un estudio llevado a cabo por la Fundación Bariloche para la CEPAL (Fundación Bariloche, 2009), se elaboró la serie completa de inventarios de GEI, desde el año 1990 hasta el 2008.

En este período, se registró un incremento del 8,25% en las emisiones directas de GEI del sector ganadero. La evolución de estas emisiones presenta tres fases diferenciadas entre sí: 1990 a 1994, con un crecimiento sostenido de aproximadamente 4,3%; 1994 a 1999, con una disminución de 8,0%, y 1999 a 2007, con un incremento de 15,7%.

Analizando esta tendencia con el número de cabezas vacunas, se observa una significativa correlación entre las mismas.

En la figura 2, se presenta la evolución de las emisiones del sector ganadero, en términos de cada una de las fuentes analizadas, expresadas en CO₂ equivalente.

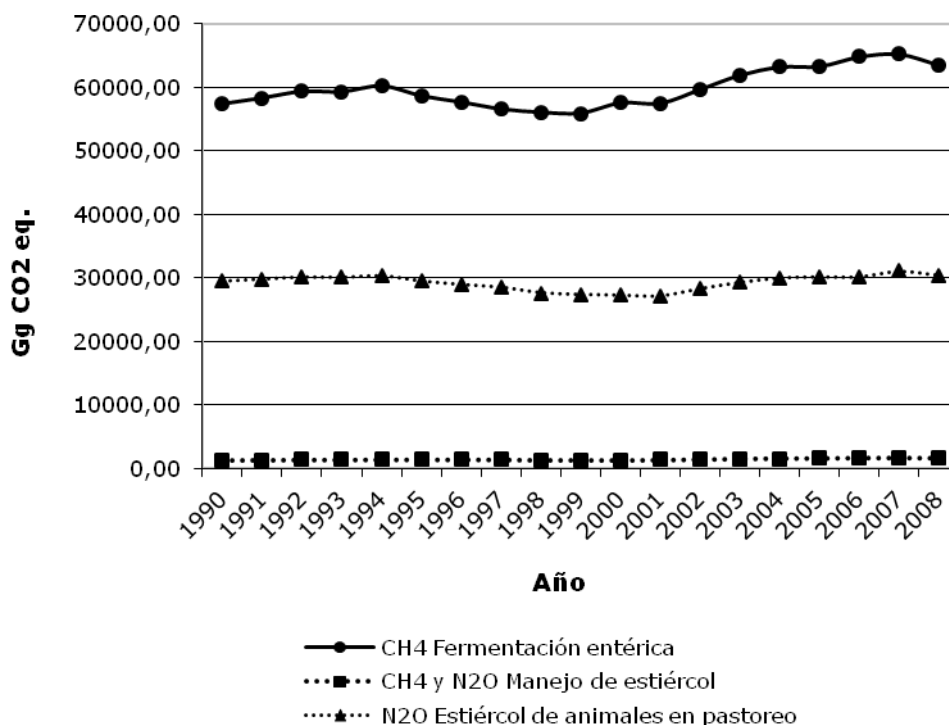


Figura 2. Emisiones de GEI no-CO₂ directas de la ganadería, en Argentina, entre 1990 y 2008. Fuente: Fundación Bariloche (2009)

En el período 1990 – 2008, el aumento de las emisiones por la fermentación entérica fue del 10,7%; por el tratamiento del estiércol, del 18,2% y por la excreción de los animales en pastoreo, del 3,1%.

Con respecto al aporte de cada una de las fuentes a la emisión total del sector, se observa que el metano por fermentación entérica se mantiene entre 65 y 67 %, el metano y el óxido nitroso por tratamiento del estiércol, entre 1,5 y 1,8 % y el óxido nitroso por deposición del estiércol en pasturas y pastizales naturales, entre 31,2 y 33,4 %, durante el período bajo estudio.

En la figura 3, se muestra la incidencia de cada gas, en el total de emisiones. El 66 – 68% de las mismas, en términos de CO₂ equivalente, corresponden al metano y el 32 – 34% al óxido nitroso, manteniéndose esta proporción a lo largo del período analizado.

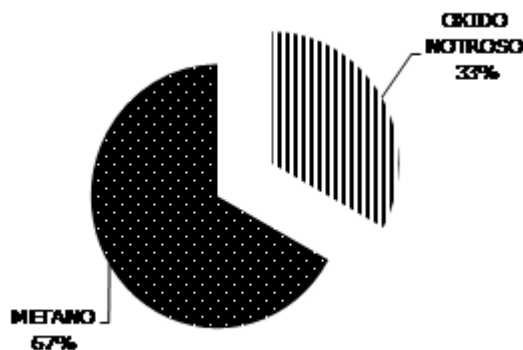


Figura 3. Proporción de GEI-no CO₂ provenientes de fuentes de emisión directas de la ganadería, en Argentina.

Fuente: Fundación Bariloche (2005) y Fundación Bariloche (2009)

Medidas de mitigación

En un trabajo reciente, Hristov et al. (2013) revisaron 900 publicaciones sobre medidas de mitigación en el sector ganadero.

Algunas de estas propuestas tienen un efecto directo y a corto plazo en las emisiones, principalmente, de metano entérico. Entre ellas se puede mencionar:

- El uso de dietas con mayor digestibilidad.
- El uso de algunos aditivos alimentarios (ionóforos, taninos, saponinas, ciertas grasas, etc.).

Existen, sin embargo, medidas indirectas, con resultados a más largo plazo, tales como:

- El mejoramiento del estado sanitario del rodeo.
- El mejoramiento de la reproducción (disminución de la edad al primer parto; disminución del intervalo entre partos; aumento del porcentaje de preñez; disminución del porcentaje de abortos; disminución de la mortalidad al periparto).
- El mejoramiento genético del rodeo.

El uso más eficiente del forraje, a través de un mejor manejo del pastoreo, y el suministro de dietas con un correcto balance de energía, proteína y otros nutrientes, contribuirían a reducir las emisiones de óxido nítrico desde el suelo (Finster, 2007).

Para que una opción de mitigación sea viable, necesita ser evaluada en función de la disponibilidad actual de la tecnología, de su potencial técnico de reducción de emisiones, de su costo de adopción y de su consistencia con las tradiciones y los sistemas de producción locales.

En el sector agropecuario, en general, y en el ganadero, en particular, con frecuencia, una práctica puede involucrar a más de un gas, por medio de mecanismos distintos y, a veces, en sentidos opuestos. Por esta razón, la evaluación de la eficacia de las medidas que se proponen es compleja, y el beneficio neto dependerá de los efectos combinados de todos los gases, generados por distintas fuentes, aún fuera del sector ganadero.

Una práctica, efectiva en la reducción de emisiones en un sitio, puede serlo menos en otro, o aún tornarse contraproducente. Por ello, cada propuesta debe ser evaluada en el contexto en que se pretende aplicar, en base a parámetros climáticos, edáficos, sociales, económicos, etc., y a los patrones productivos históricos.

En el sector ganadero, la mayoría de las medidas propuestas para disminuir las emisiones de GEI por unidad de producto obtenido, aumentan la productividad, y esta última sería la razón por la cual los productores las adoptarían.

Muchas oportunidades de mitigación involucran tecnologías actualmente disponibles y podrían implementarse en forma inmediata. Pero, a pesar del significativo potencial técnico para la reducción de emisiones de GEI, en este sector, no será posible lograr el nivel de adopción deseado para las medidas propuestas si no se superan las barreras existentes, por medio de incentivos económicos y adecuadas políticas sectoriales a largo plazo (Finster, 2009).

Consideraciones finales

Hoy en día, la producción ganadera está siendo objeto de análisis y discusión, en todo el mundo, por su contribución a la contaminación ambiental, particularmente a la emisión de GEI, pero reconociendo también su rol fundamental en la provisión de alimentos de alto valor y otros beneficios sociales para la humanidad.

La estimación de las emisiones de GEI, a nivel de los sistemas productivos, es una tarea sumamente compleja y los resultados se asocian a un alto valor de incertidumbre. Esto dificulta la evaluación de medidas de mitigación, así como la de diferentes modelos de producción, con respecto a su desempeño en la emisión de GEI.

Por ello, resulta esencial contar con una caracterización más exacta de los sistemas ganaderos nacionales y con mediciones a campo de las emisiones de GEI, focalizando los esfuerzos en los dos principales gases, el metano entérico y el óxido nitroso del suelo.

El conocimiento de los factores de emisión específicos para el país, y su relación con los niveles de producción, permitirá el diseño de políticas sectoriales mejor alineadas con los objetivos ambientales que se imponen en el mundo.

Finalmente, cabe recordar que los sistemas de producción ganadera también pueden ser los protagonistas de medidas de adaptación al cambio y la variabilidad climática, por lo que sería conveniente explorar las posibles sinergias entre éstas y las opciones de mitigación para el sector agropecuario.

Bibliografía

- Carbon Trust. 2012. Carbon footprinting. www.carbontrust.com/media/44869/j7912_ctv043_carbon_footprinting_aw_interactive.pdf
- Crutzen, P.J., Aselmann, I. & Seiler, W. 1986. Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans. *Tellus* 388:271-284.
- Denman, K.L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P.M., Dickinson, R.E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., da Silva Dias, P.L., Wofsy, S.C., Zhang, X. 2007. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *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, UK and New York, NY, USA, pp. 499–587.
- EPA. 2006. Global Anthropogenic Non-CO2 Greenhouse Gas Emissions: 1990-2020. United States Environmental Protection Agency, EPA 430-R-06-003, June 2006. Washington, DC, USA. www.epa.gov/nonco2/econ-inv/dow
- Finster, L., Berra, G. & Valtorta, S.E. 2007. La producción lechera: Fuente de gases de efecto invernadero. En: *Idia XXI, Año VII, N°9*. ISBN 987-521-0044-7. Ediciones INTA.
- Finster, L. & Berra, G. 2009. Emisiones de GEIs en el sector ganadero. Medidas de mitigación. En: *El cambio climático en Argentina*. Pp 70-71. SAYDS – JICA.
- Fundación Bariloche. 2005. Inventario Nacional de la República Argentina, de fuentes de emisiones y absorciones de Gases de Efecto Invernadero, no controlados por el Protocolo de Montreal. Inventario correspondiente al año 2000 y revisión de los inventarios 1990, 1994 y 1997. Buenos Aires.
- Fundación Bariloche. 2009. Estudio Regional sobre la Economía del Cambio Climático en Sudamérica, capítulo Argentina, componente Escenarios de Emisiones y Medidas de Mitigación en Agricultura y Ganadería. Estudio elaborado para la CEPAL.
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S. 2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO2 emissions. Edited by Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson and Harinder P.S. Makkar. *FAO Animal Production and Health Paper No. 177*. FAO, Rome, Italy.
- IPCC. 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. NGGIP Publications; Japan. www.ipcc-nggip.iges.or.jp
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- O'Mara, F.P. 2011. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 7–15.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & de Haan, C. 2006. *Livestock's long shadow – Environmental issues and options*. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Woodbury, J.W. & Hashimoto, A. 1993. Methane Emissions from Livestock Manure. In: *International Methane Emissions*, US Environmental Protection Agency, Climate Change Division, Washington, D.C., U.S.A.

Capítulo 17

Sistemas ganaderos y los factores de emisión de GEI

Cristian R. Feldkamp^{1,2,3}, Fermín Torroba¹, Gabriel Vázquez Amábile⁴, Sebastián Galbusera⁴ y Pablo Cañada^{1,4}

¹Área de ganadería – Unidad de I+D, AACREA. ²Facultad de Ciencia Agrarias, Universidad de Concepción del Uruguay.

³Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. ⁴Proyecto Ambiente – Unidad de I+D, AACREA.

Introducción

En los sistemas ganaderos la emisión de gases de efecto invernadero está determinada fundamentalmente por la producción de metano en el proceso de fermentación entérica. Los modelos típicamente utilizados para calcular las emisiones del ganado estiman la cantidad de metano generada en el rumen en base al consumo de materia seca del animal y al factor Y_m que indica la fracción de la energía bruta ingerida que es transformada en metano en el tracto gastrointestinal (IPCC, 2006). Por un lado, la cantidad de alimento ingerido diariamente depende fundamentalmente de aspectos del animal (por ej. peso vivo, estado corporal, estado fisiológico, y raza) y del alimento (por ej. disponibilidad, digestibilidad, y balance de dieta). Por el otro lado, el factor Y_m, como se explica en detalle en el capítulo correspondiente, varía fundamentalmente con la calidad de la dieta.

La especificidad regional de los cálculos de emisiones se logra teniendo una precisa descripción de los sistemas productivos que permita conocer las proporciones de las diferentes categorías de animales presentes, y la cantidad y calidad de lo que ingieren, y utilizando un factor Y_m adecuado para estas dietas.

En términos de emisiones, la mitigación o reducción de emisiones del stock ganadero nacional es difícil de lograr a través de cambios en la dieta que puedan generar diferencias en los niveles emitidos de metano (CH₄) y de óxido nitroso (N₂O) y amoníaco (NH₃) de la excreta (Vázquez Amábile et al., 2012). En Canadá, hay autores que están sugiriendo esto mismo y consideran que un análisis más completo debe llevarse a cabo tomando las emisiones totales de GEI del Ciclo de Vida completo del sistema de producción (Beauchemin et al., 2011; Beauchemin y MCGeugh, 2012). Este enfoque es utilizado recientemente por la FAO (Gerber et al., 2013).

En este sentido, en ganadería es más informativo comparar las emisiones por kilo de carne producido y no por unidad de superficie, como lo es en agricultura, debido a la diversidad de planteos ganaderos que van desde la producción extensiva a pasto hasta sistemas intensivos de engorde con encierres a corral (feedlots). Esto resalta la relevancia de conocer la producción de cada uno de los sistemas y en el nivel nacional, y la evolución de las principales variables explicativas de la producción.

En este capítulo se presenta una perspectiva histórica de la producción ganadera nacional de Argentina, enfatizando la evolución en los indicadores clave de la producción. Posteriormente se describe la metodología de definición de los sistemas productivos de Argentina, y se presentan datos preliminares de emisión ante diferentes escenarios ganaderos. Por último, se describen los próximos pasos en la estimación de emisiones de la producción bovina en el plano nacional.

La ganadería en Argentina: evolución

La producción de carne bovina en Argentina creció durante los últimos 100 años de manera sostenida, pero su tasa de crecimiento se redujo. Durante la primera parte de este período la faena aumentó aproximadamente un 2,7% por año. Sin embargo, durante la segunda etapa del período, que comprende desde el año 1956 hasta la fecha, la tasa de crecimiento anual de la faena se redujo a alrededor del 0,9% (Figura 1).

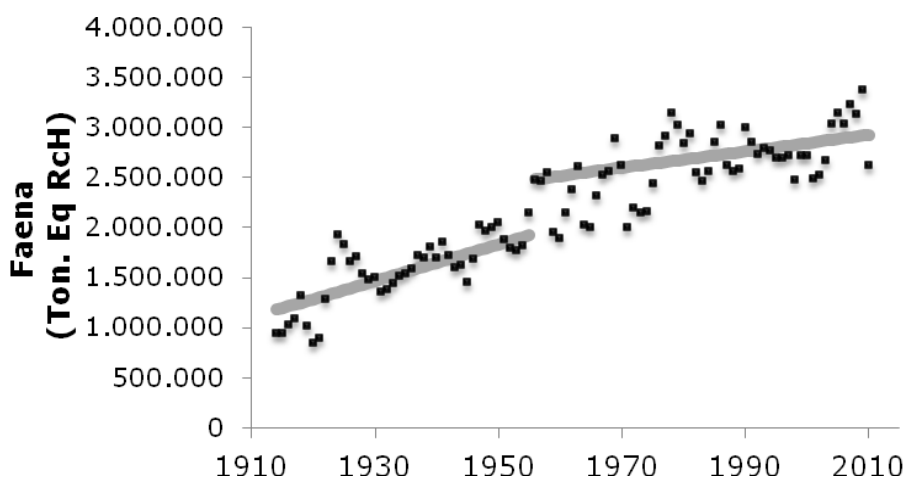


Figura 1. Evolución de la faena en el período 1914 – 2010. Las líneas muestran un cambio en la tendencia en el año 1956. Basado en información del IPCVA y el SIIA.

La faena anual se explica por la multiplicación de tres variables: stock nacional en cabezas, tasa de extracción (cantidad de cabezas faenadas sobre el stock nacional) y peso de carcasa en kg por cabeza faenada. Entre el año 1875 y 1967 el stock nacional creció a una tasa de 1,9% / año. Sin embargo, a partir de ese año la tendencia del stock nacional es a mantenerse constante, mostrando variaciones debidas a cuestiones propias de la dinámica ganadera (Figura 2).

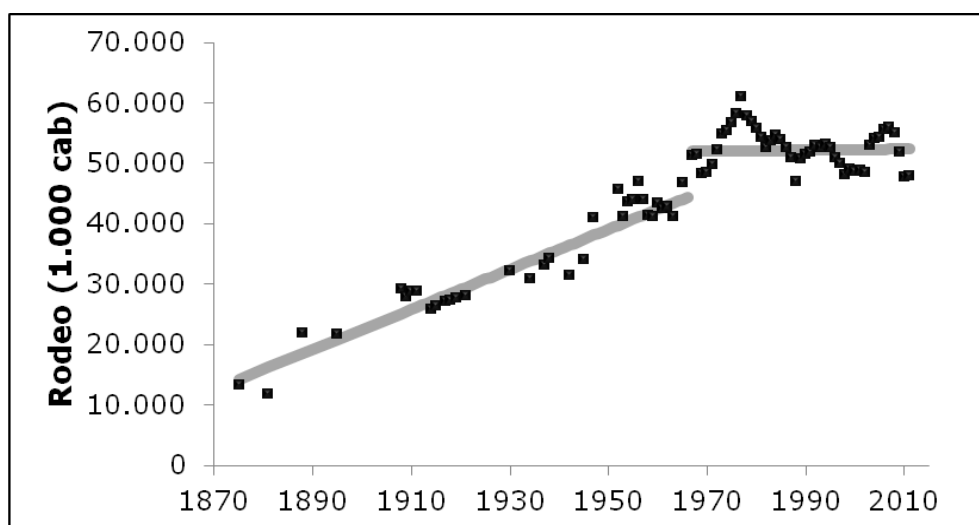


Figura 2. Evolución del stock en el período 1875 – 2010. Las líneas muestran un cambio en la tendencia en el año 1967. Basado en información del SIIA

La detención en el crecimiento del rodeo está relacionada al incremento en la competencia por el uso de la tierra con los planteos agrícolas, y a que las nuevas tierras incorporadas a la ganadería tienen una mayor dificultad para ser puestas en producción y se encuentran en regiones usualmente consideradas como marginales. En el nivel país la eficiencia productiva se estima a través de la tasa de extracción. Esta mide la fracción del stock total de cabezas que son faenadas anualmente. En Argentina la tasa de extracción se mantuvo alrededor del 25% de promedio durante los últimos 50 años con variaciones correspondientes a las diferentes posiciones en el ciclo ganadero (Figura 3).

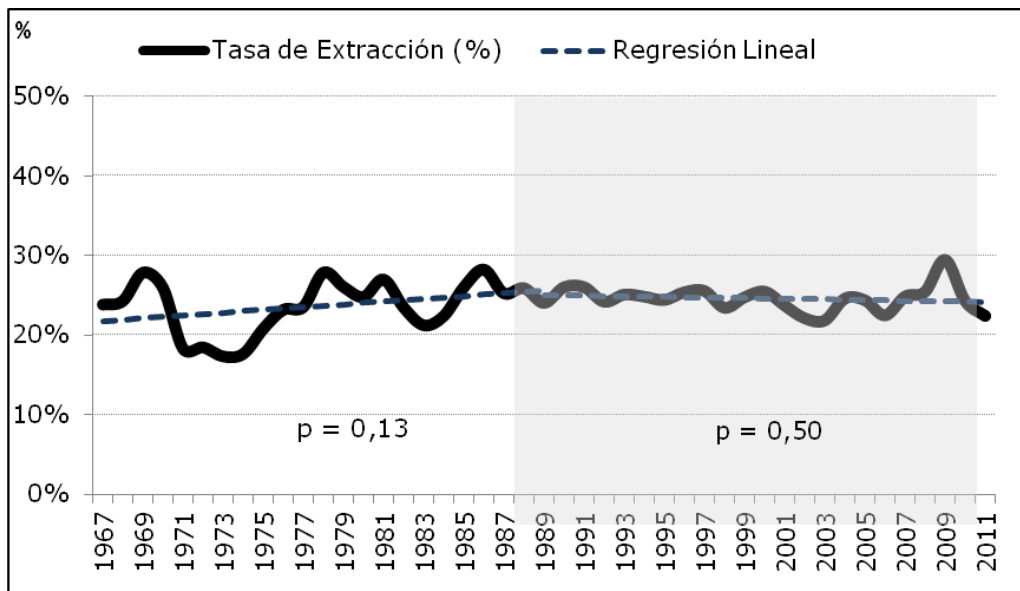


Figura 3. Evolución de la tasa de extracción (Observatorio Ganadero, 2012).

Comparado a otros países de tradición ganadera, la tasa de extracción en Argentina se encuentra en valores intermedios entre los valores más altos correspondientes a EEUU y Australia y a aquellos más bajos de Uruguay y Brasil (Figura 4). Debido a que la importación de animales en pie es insignificante en Argentina, la tasa de extracción se explica principalmente por la eficiencia reproductiva (cantidad de terneros producidos por vaca por año) y en menor medida por la edad media de faena. La Figura 5 muestra la estimación de la relación ternero / vaca, utilizada como variable proxy (estimador) de la tasa de destete. La tasa de destete es un indicador clave de la eficiencia productiva de los planteos de cría bovina.

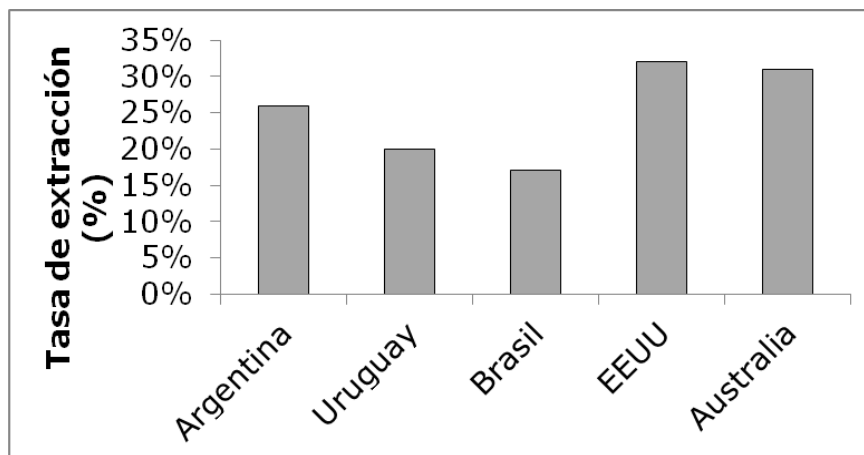


Figura 4. Tasa de extracción promedio 2005 – 2010 de cinco países seleccionados.

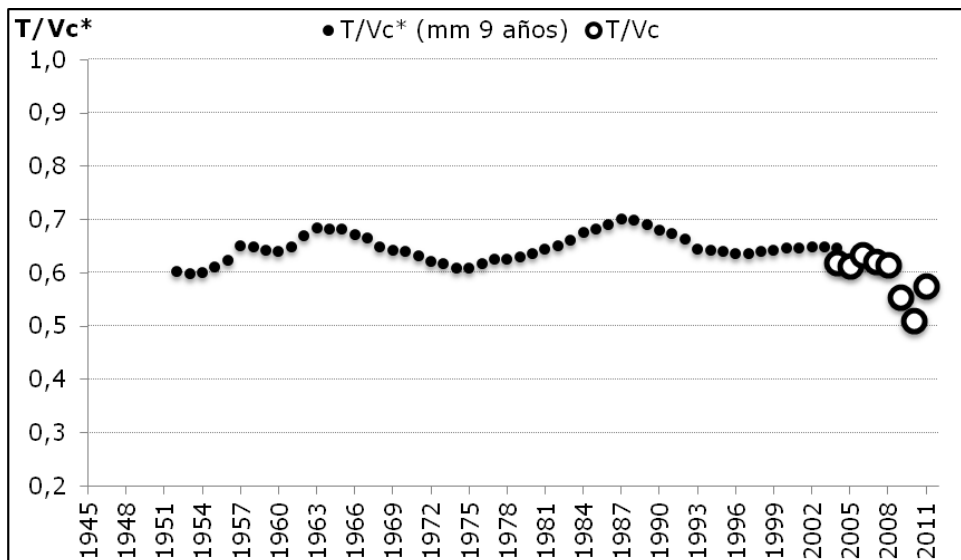


Figura 5. Evolución de la relación Ternero/Vaca (T:Vc). Los círculos sólidos se encuentran los valores modelados, y los círculos vacíos los estimados en base a información de SENASA (Observatorio Ganadero, 2012).

Argentina tiene valores similares a Uruguay, superiores a Brasil y significativamente menores que los de EEUU (Figura 6). Con respecto a Uruguay, la mayor tasa de extracción en Argentina, a pesar de tener una tasa de destete similar o menor, se explica por la mayor duración media del proceso de engorde en Uruguay.

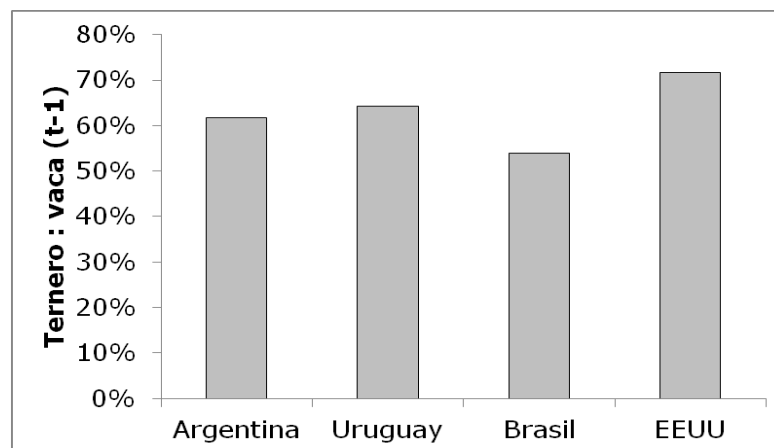


Figura 6. Relación entre el stock de terneros y de vacas en el año anterior, para el promedio 2005 – 2010.

La otra variable que define la cantidad de kg faenados anualmente es el peso medio de carcasa (Figura 7). Argentina tiene un peso medio de carcasa de los más bajos dentro del grupo de países ganaderos seleccionados. En los últimos años (2011-2012) el peso medio de faena registró un incremento (hasta 230 kg), pero se debe a una situación coyuntural de escasez de stock que generó una relación de precio entre el precio de ternero y el del animal terminado que derivó en un aumento en el peso de terminación. Sin embargo, no existen indicadores que muestren cambios estructurales que permitan sostener este peso medio de faena.

La diferencia de peso de carcasa entre países es explicada por el sistema de alimentación y el genotipo de los animales. La diferencia con Uruguay se debe principalmente a que los sistemas de producción de Argentina generan un engorde más rápido pero con menor peso de carcasa. En Brasil además del sistema de producción (la edad media de faena en Brasil es significativamente mayor) existen diferencias en los genotipos.

La diferencia que más resalta es la encontrada entre Argentina y EEUU. Si se busca explicar esta gran diferencia a través del sistema de alimentación exclusivamente, entonces se asume que los novillos en Argentina pueden ser terminados a un mayor peso vivo con lo que generarían un mayor peso medio de carcasa. Dado que el peso de carcasa de toros y vacas no se modifica, ya que este depende del genotipo, alcanzar el peso medio de carcasa de EEUU requiere aumentar el peso vivo de terminación en 373 kg de todos los novillos de Argentina. Las razas y genotipos típicos de Argentina impiden lograr en condiciones comerciales novillos de un peso de faena tan alto.

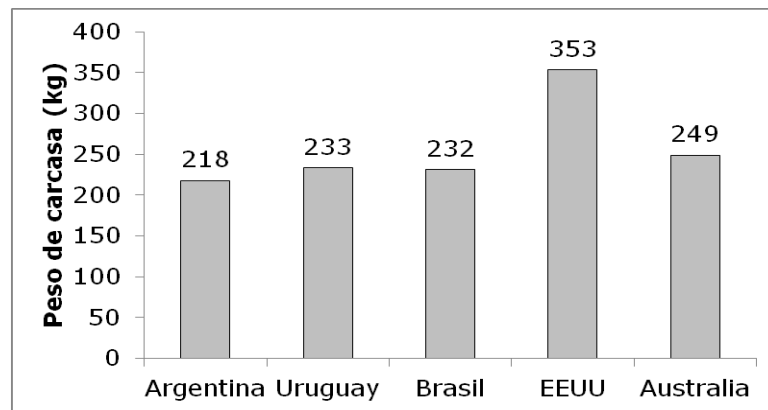


Figura 7. Peso de carcasa promedio 2005 – 2010 de cinco países seleccionados.

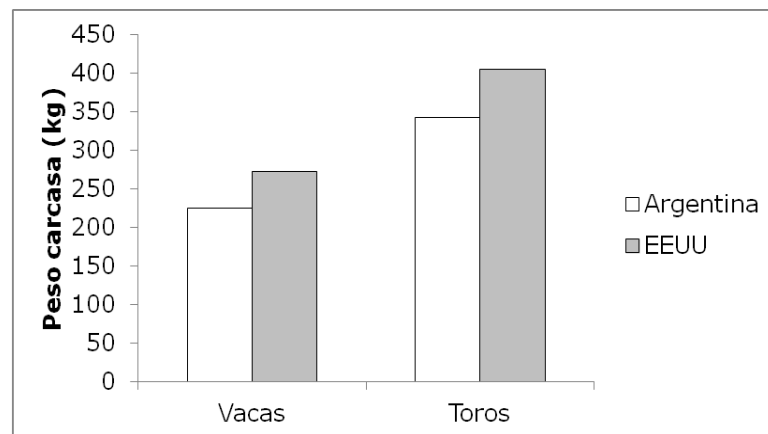


Figura 8. Peso de carcasa promedio 2005 – 2010 de toros y vacas en Argentina y EEUU.

La otra posibilidad es buscar la explicación a través de la modificación del genotipo. Para evaluar esta diferencia, se tomaron los pesos vivos de las categorías vaca y toro, como indicadores del tamaño corporal adulto. Las carcasas de EEUU pesan 46 kg y 63 kg más que las de Argentina para vacas y toros respectivamente. Asumiendo un grado de terminación similar en ambos países, implica que el tamaño corporal medio en EEUU es 2 puntos de Frame Score mayor que el de Argentina (Figura 8).

De esta manera, la diferencia en el genotipo explica la mayor parte de la diferencia entre el peso medio de faena entre Argentina y EEUU. Un aumento en el tamaño corporal de vacas y toros, conduciría a mayores requerimientos de mantenimiento, que de mantener la base alimenticia actual implicaría peores valores de eficiencia reproductiva.

Definición de los sistemas ganaderos

Para realizar el análisis de las emisiones de los sistemas ganaderos se subdividió el ciclo productivo en dos etapas: Cría y Engorde. Siguiendo la lógica del trabajo de FAUBA (2008) en el caso de la cría se plantearon tres niveles tecnológicos (alto, medio y bajo) en cada región, de acuerdo al grado de utilización de diversas tecnologías y, consecuentemente, al nivel productivo. Una primera caracterización de tipo cualitativo se realizó a partir del trabajo de Cap y González (2004). En el mismo se definen perfiles tecnológicos para la actividad ganadera en diferentes zonas del país, contemplando los tres niveles tecnológicos. Una segunda caracterización de tipo cuantitativa se realizó en base un listado de variables productivas definidas (Categorización por requerimientos nutricionales, Recursos forrajeros utilizados, Mejoramiento de pastizales, Manejo de pasturas y verdes, Manejo del rodeo, Instalaciones, Sanidad, Asistencia técnica, e Índices productivos) asignando valores para cada sistema y nivel tecnológico. En el estudio FAUBA (2008) definió la participación porcentual en cada tipología a través de la consulta a referentes de cada región.

Para el engorde no se consideraron niveles tecnológicos sino sistemas de engorde tipo que fueron definidos para cada región. El tipo de animal producido (por ej. novillo pesado en invernada larga, feedlot de hembras, invernada

corta pastoril de novillitos, etc.) fue la variable clasificatoria de los sistemas de engorde. Se tomaron hasta cinco sistemas de engorde por región.

La regionalización ganadera considerada es la propuesta por Rearte (2005), quien subdivide a la República Argentina en cinco regiones: Pampeana, Noreste (NEA), Noroeste (NOA), Semiárida y Patagónica. Debido a la relevancia en la producción ganadera de la Región Pampeana y a la existencia de una importante diversidad en los recursos disponibles y los manejos implementados, se dividió esta zona en cuatro subregiones. En la Figura 9 se pueden observar las distintas regiones.

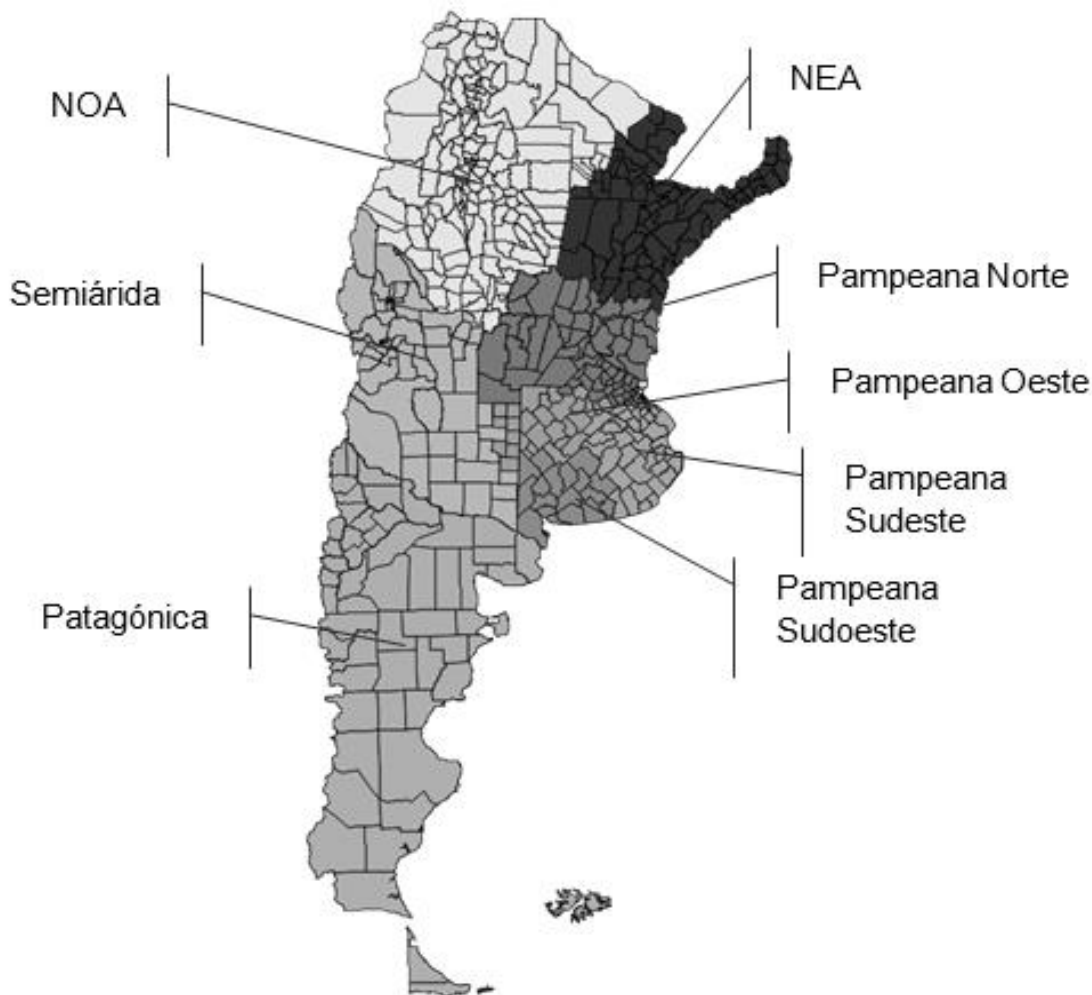


Figura 9. Regionalización ganadera. Fuente: Rearte

Se asume que dentro de cada región existen grupos de productores que responden similarmente a los impactos de interés a evaluar. Los sistemas modales, para todo el país, son definidos a través de una revisión de los resultados productivos y del nivel de adopción de tecnología a partir de los trabajos de Cap y González (2004).

Por otra parte se han tomado los stocks de los datos de Vacunación SENASA 2003-2010 sobre el que se han ajustado el 2,5% por la doble vacunación de terneros, y los datos de Faena por categoría.

Estimación de emisiones: los primeros resultados

Emisión con los sistemas actuales

Para cada uno de los modelos se han estimado las emisiones asociadas a las principales fuentes: Fermentación Entérica, Estiércol (en Pasturas y Gestionado) y Producción y/o Gestión de pasturas y concentrados. Esto se realizó siguiendo las directivas del IPCC (2006), pero sin considerar las nuevas investigaciones sobre el Ym presentada en un capítulo previo de esta publicación.

En la Figura 10 se puede observar la evolución de las emisiones y la Faena para el periodo 2003-2011.

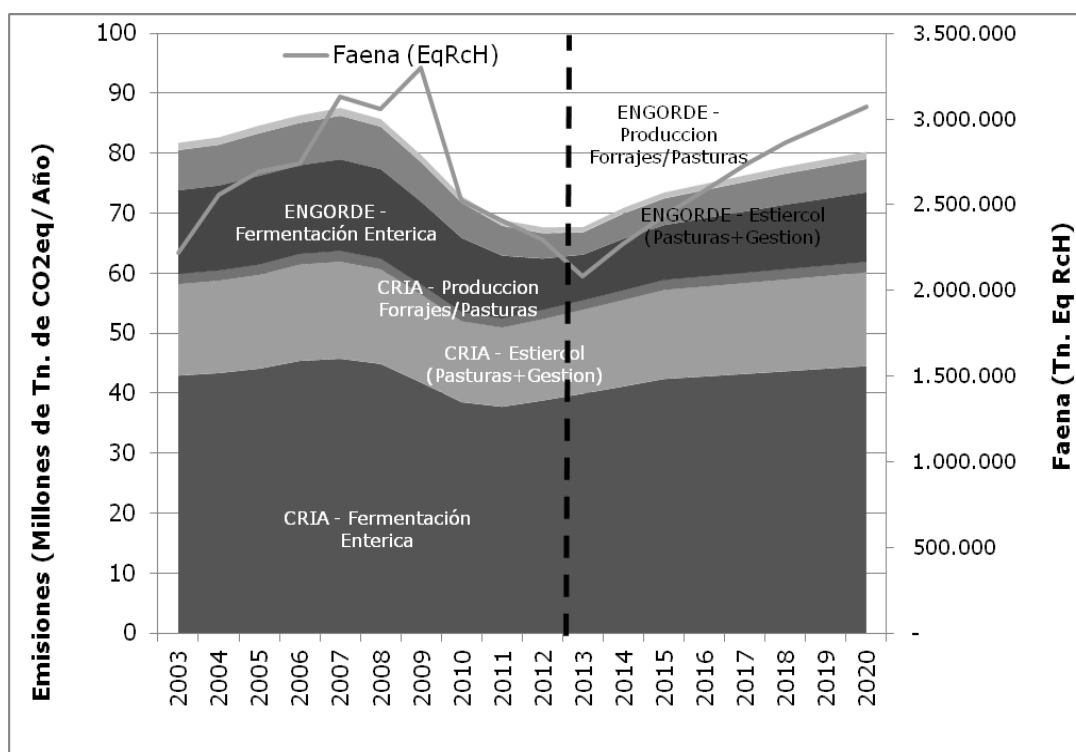


Figura 1. Evolución Emisiones vs. Faena (2003/2011). Elaboración Propia

Como se puede apreciar, las emisiones del sistema productivo de carne vacuna dependen muy fuertemente de la Fermentación Entérica con alrededor del 70% (entre las dos etapas), seguidos por las emisiones asociadas al estiércol (con gran participación de N₂O), que contribuye con un 26% y finalmente la gestión de la alimentación ya sea pasturas, verdes, o producción de concentrados con un 4%.

A su vez, las emisiones de la etapa de Cría, representan entre el 73% y el 76%, debidas fundamentalmente al stock necesario para extraer un ternero, ya que adicionalmente a los vientres, están las vaquillonas para reposición, cuyo stock a su vez depende fundamentalmente de la edad del primer servicio y de la reposición. A su vez todo el sistema también está fuertemente afectado por el porcentaje de destete.

Escenarios de emisión 2012-2020

La estimación de las emisiones de GEI y la producción de carne hacia el futuro requiere la definición de escenarios, tomando supuestos sobre cómo van a evolucionar diversas variables conductoras. Los valores de estas variables pueden proyectarse de manera tendencial definiendo una línea de base, o bien adoptar valores que permitan establecer una situación o escenario mejorado.

El escenario de base en los sistemas de cría asume que la distribución geográfica de los vientres no varía, como tampoco las proporciones de los niveles tecnológicos alto, medio y bajo, por lo que la tasa de destete nacional se mantiene en 63%. La cantidad de vientres sin embargo, se asume que aumenta hasta alcanzar 23.669.430 vientres en el 2020. En el escenario mejorado se asume que se alcanza la misma cantidad de vientres, pero con una tasa de destete del 70% para el año 2020 con una progresión lineal desde el 2012. Bajo estos supuestos la productividad en emisiones, medida como kg de CO₂eq por kg de peso vivo producido, pasa de 22,80 a 20,77 en el año 2020.

El escenario de base en los sistemas de invernada asume que se reduce la relevancia de la región pampeana en favor de NEA y semiárida, manteniendo la participación de NOA y Patagónica. Se asume que la cantidad de cabezas a faena proveniente de los sistemas de invernada aumenta de 9,1 a 11,9 millones, y que los sistemas de invernada larga reducen su participación en favor de la invernada corta y el feedlot, ocasionando una pequeña reducción en el peso medio de faena. En el escenario mejorado se mantienen los cambios relativos de las zonas,

pero se asume que aumenta la proporción de sistemas mejorados de animales pesados, en detrimento de los sistemas de invernada corta. Esto permite mejorar la productividad de las emisiones de 8,3 a 7,4 kg CO₂eq/kg PV producido.

Tomados en conjunto los escenarios de cría e invernada, muestran que para los escenarios mejorados planteados se genera una reducción en las emisiones de GEI por kg producido del 16%.

Los valores de productividad de las emisiones y la reducción potencial en el escenario mejorado son presentados a modo ilustrativo, y deben sin dudas ser tomados con precaución dado que se basan en ciertos supuestos de escenarios, y en un modelo simplificado que toma el valor de Ym recomendado por el IPCC (2006).

Los próximos pasos

Existen tres líneas de trabajo para mejorar las estimaciones de emisión de la ganadería de carne: incorporación de un estudio reciente sobre el Ym, la mejora en la definición de escenarios y la modelación dinámica del rodeo nacional, y la inclusión de los procesos fuera de la tranquera.

Recientemente (Jaurena et al., esta publicación) se realizó un estudio de metaanálisis del factor Ym que permitiría mejorar significativamente las estimaciones de emisión de metano. Para esto es necesario recolectar información adicional de los sistemas productivos y adaptar los modelos de cálculo para permitir la inclusión de esta nueva información.

Los resultados presentados sobre escenarios 2020 son muy simples en el sentido que se tomaron un par de variables conductoras del rodeo nacional y se asumió una modificación en sus valores a futuro. La generación de escenarios es parte del análisis de prospectiva y requiere un mayor trabajo sobre los contextos probables en donde se desarrollará la ganadería y en cómo ésta responderá. En la actualidad se está trabajando en conjunto con el Observatorio de la Cadena Bovina Argentina (proyecto conjunto entre AACREA, FAUBA y el CEAGRO) para definir escenarios potenciales y estudiar el funcionamiento posible de la cadena en esos escenarios.

Hasta el momento las estimaciones de emisión presentadas terminan en la tranquera del productor. Sin embargo, la importancia de los mercados externos para nuestra ganadería de carne, la distancia a la que estos se encuentran y la ponderación que estos mercados hacen de la cuestión de emisiones, hacen indispensable que los cálculos avancen varios pasos en la cadena de valor. En este sentido, los próximos pasos contemplarán la incorporación del transporte de hacienda, entre establecimientos y hacia los frigoríficos, la industrialización y procesamiento, y el transporte de la carne hacia los mercados objetivo.

El resultado de estos próximos pasos generará por un lado una mejor estimación del impacto de nuestra ganadería de carne sobre la emisión de GEIs. Por otro lado, esto espera contribuir no solo a un mejor conocimiento de nuestra cadena de valor sino ayudar a mejorar la confección de políticas y el posicionamiento de este producto insignia del país en los diversos mercados objetivo.

Bibliografía

- Beauchemin, K.A. & E. Mc Geough. 2012. Life Cycle Assessment - A Holistic approach to assessing Greenhouse Gas Emissions from Beef and Dairy Production. *Rev. Arg. de Prod. An.* 32 (1): 69-76.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., McAllister, T.A., & S.M. McGinn. 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada - Evaluation using farm-based life cycle assessment. *An. Feed Sci. and Techn.* 166: 663-667.
- Cap, E.J. & P. González. 2004. La adopción de tecnología y la optimización de su gestión como fuente de crecimiento de la Economía Argentina. INTA, Instituto de Economía y Sociología.
- FAUBA. 2008. Desarrollo de un modelo de simulación de la cadena de la carne bovina. Informe final de proyecto. Instituto de Promoción de la Carne Vacuna Argentina. 118 p.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma. 139 p.
- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html>
- Observatorio Ganadero. 2012. Producción de carne bovina de Argentina: Análisis de factores determinantes. Observatorio de la Cadena de la Carne Bovina de Argentina, informe N°1. Buenos Aires, Argentina. 56 pág.
- Rearte, D. 2005. Potencial de la Ganadería, Informe de la Jornada para el Desarrollo Ganadero, UCA-Mercado de Liniers-CCPP, Buenos Aires, Argentina.
- Vázquez Amábile, G., Feldkamp, C. Baliña, R. Galbusera, S. & F. Torroba. 2012. Tecnología para optimizar el uso del Nitrógeno en las actividades agrícola-ganaderas. Proyecto de Evaluación de Necesidades Tecnológicas para la Mitigación y Adaptación al Cambio Climático en la Argentina. MINCYT – PNUMA – Risoe Centre. Informe Final. 119 p.

Capítulo 18

Nutrición de rumiantes y emisiones de metano

Gustavo Jaurena¹, Juan Manuel Cantet¹, Darío Colombatto², José Arroquy³

¹ Cátedra de Nutrición Animal, Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires (Av. San Martín 4453, 1417 DSQ Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina). ² Cátedra de Bovinos de Carne, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina. Investigador Adjunto del CONICET. ³ INTA – EEA Santiago del Estero; Investigador Adjunto del CONICET (CITSE); Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Univ. Nac. Santiago del Estero.

Introducción

La ganadería no sólo constituye una fuente de proteína de alto valor nutricional para el hombre, y un medio de vida para muchas familias afincadas en las zonas rurales (y usualmente más pobres) del planeta, sino que crecientemente en opinión de diversas fuentes, constituye uno de los primeros responsables de algunos de los problemas ambientales que actualmente son particularmente sensibles para un amplio espectro de la sociedad.

Una de las consecuencias más directas de las actividades ganaderas, especialmente las extensivas, es el cambio en el uso de la tierra. A su vez, la intensificación de los sistemas de producción animal se asocian con crecientes índices de contaminación edáfica en virtud de la acumulación de las excretas (Herrero y Gil, 2008). Con respecto a la contaminación del aire, las estimaciones efectuadas a nivel global indican que el sector ganadero es responsable del 18% de las emisiones de GEI como equivalente CO₂ (un valor aún mayor que el del transporte) (Steinfeld *et al.*, 2006). Además, las actividades ganaderas explican el 9% de las emisiones antropogénicas de CO₂, siendo las consecuencias de la deforestación para habilitar tierras para pastoreo el rubro de mayor gravitación (Steinfeld *et al.*, 2006). Adicionalmente aporta el 37% del metano (con un potencial de calentamiento atmosférico 23 veces mayor que el CO₂) proveniente principalmente de las emisiones entéricas de los rumiantes y el 65% de N₂O (296 veces más potente que el CO₂ en cuanto a su capacidad de calentamiento atmosférico) fundamentalmente de los efluentes.

En gran medida por el aporte de expansión agrícola-ganadera, el metano atmosférico pasó de algo más de 650 ppb (*i.e* 1 ppb = 1 nmol/mol de aire seco) a comienzos del siglo XVIII a más de 1700 ppb en la actualidad, con un potencial de calentamiento global (GWP, en sus siglas en inglés) de 21 a 23 veces superior al CO₂, presentado como kg CO₂/kg CH₄ (Lasse, 2007). Se estima que del total de 205 a 245 millones de toneladas de CH₄ producidas anualmente por el sector agropecuario mundial, 80 millones provienen de la fermentación entérica de los rumiantes (Beauchemin *et al.*, 2008). Diferentes autores han calculado que la fermentación entérica representaría entre el 23% (Khalil, 2000) y 28% (Beauchemin *et al.*, 2008) del total de las emisiones antropogénicas globales. Se ha estimado que el 75% de las emisiones de GEI (expresadas en CO₂-eq) están asociadas a la producción con rumiantes (Steinfeld *et al.*, 2006), y estudios de “Ciclo de vida” han puesto de manifiesto que las emisiones prediales de EI (“on-farm”) constituyen la contribución más importante a la huella de carbono de las cadenas agroalimentarias de la leche y la carne (Hristov y Tricarico, 2013).

Por otro lado, el cambio en el uso de la tierra, y la polución del aire y el agua impactan sobre la biodiversidad de los ecosistemas. Y adicionalmente no deben olvidarse las consecuencias, especialmente de los sistemas intensificados, derivadas de los olores molestos, las partículas en suspensión, la proliferación de roedores e insectos, y la alteración del paisaje que en muchos casos provocan conflictos entre establecimientos productores y residentes urbanos y periurbanos.

La creciente demanda por los productos del sector están conduciendo a una situación de mayor competencia por los cada vez más escasos recursos naturales, tierra y agua (Steinfeld *et al.*, 2006), provocando un significativo grado de tensión entre los objetivos sectoriales de rentabilidad, y la tolerancia social a las consecuencias ambientales directas o indirectas. Actualmente las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) ligadas con la ganadería, y en especial las de metano, están siendo objeto de especial atención por parte de distintos sectores de la sociedad.

Entre otros desafíos actuales de la humanidad, probablemente las consecuencias del cambio climático se cuenten entre las más destacadas (IPCC, 2007). Independientemente del escepticismo de algunos, o de las predicciones

apocalípticas de otros, las potenciales consecuencias de dicho cambio ya están presentes en la percepción pública de las interacciones de la humanidad con los procesos físicos y biológicos de la biósfera, y en el desarrollo de las actividades humanas en los campos políticos, comerciales y en la investigación científico-tecnológica.

Las emisiones de metano asociadas con la ganadería están vinculadas fundamentalmente con la explotación de rumiantes (bovinos y ovinos principalmente). El objetivo de este capítulo es presentar brevemente los principales vínculos de la nutrición de los rumiantes con las emisiones directas de metano.

El sistema digestivo de los rumiantes

Los rumiantes (principalmente bovinos, ovinos y caprinos) presentan características anatómicas, fisiológicas y adaptativas a sus respectivos ambientes naturales que son únicas. Es bien conocido el hecho de que bovinos y ovinos cuentan con una serie de cámaras ubicadas antes del estómago verdadero, que les permite almacenar importantes cantidades de alimento. La mayor de estas cavidades se denomina rumen y le permite al animal controlar la temperatura, el pH y la anaerobiosis, y así favorecer el desarrollo de millones de microorganismos (bacterias, protozoarios y hongos), en su mayoría anaeróbicos, que son los verdaderos responsables de llevar adelante la digestión de los materiales fibrosos allí retenidos.

Es importante hacer notar que estos animales han evolucionado adaptándose a aprovechar los nutrientes y la energía retenida en algunas de las moléculas más abundantes del planeta, pero que al mismo tiempo resultan extremadamente resistentes a la degradación. Se debe tener presente que los animales carecen de la capacidad de sintetizar enzimas con la capacidad de degradar los componentes de las paredes celulares (principalmente celulosa y hemicelulosa) y por este motivo los animales no-rumiantes sólo pueden aprovechar parcialmente los nutrientes presentes en forrajes y alimentos fibrosos. Por el contrario, los rumiantes (y en menor medida otros animales) son capaces de aprovechar estos alimentos gracias a un delicado equilibrio simbiótico con los antes mencionados microorganismos anaeróbicos.

Una vez liberados de las paredes celulares, los carbohidratos en sus formas más simples son fermentados, lo que permite a los microorganismos aprovechar para su crecimiento parte de la energía química contenida en dichos carbohidratos. Sin embargo, este proceso implica la síntesis de grandes cantidades de ácidos (fundamentalmente acético, propiónico y butírico), los cuales, para beneficio del animal hospedante, retienen en sus moléculas cantidades importantes de energía biológicamente útil. Las profundas adaptaciones en el metabolismo de los rumiantes, además, les permiten absorber y utilizar dichos ácidos grasos para obtener energía y cumplimentar procesos de síntesis tisular. Un beneficio adicional de esta particular simbiosis, y dado que los microorganismos pueden utilizar fuentes de N no proteico para la síntesis de su proteína protoplasmática, es que los rumiantes pueden sobrevivir utilizando fuentes de N de baja calidad y prácticamente prescindir de las vitaminas del complejo B de origen dietario.

Sin embargo todo este proceso tiene un costo: las condiciones anaeróbicas del rumen generan un ambiente muy rico en hidrógeno, el cual debe ser eliminado para mantener el equilibrio dentro del sistema ruminal. De otro modo el hidrógeno excedente tenderá a acidificar el rumen perjudicando la supervivencia de la flora ruminal (Figura 1), por esta razón es que los sumideros de H_2 son tan importantes en el rumen. Entre otros mecanismos de regulación, la síntesis de CH_4 constituye una forma de canalizar el H^+ y luego eliminarlo (constituyendo uno de los sumideros más importantes) para restablecer el equilibrio. El costo de este mecanismo es la pérdida de C (y de la energía asociada a esta molécula), mientras que un kg de carbohidrato puede liberar por oxidación completa alrededor de 4,4 Mcal, una masa equivalente de metano representa 13,14 Mcal (casi tres veces más). La energía eliminada a través del metano eructado diariamente representa según el tipo de animal, consumo y tipo de dieta entre el 2 y el 14% del total de la energía ingerida (Johnson y Johnson, 1995).

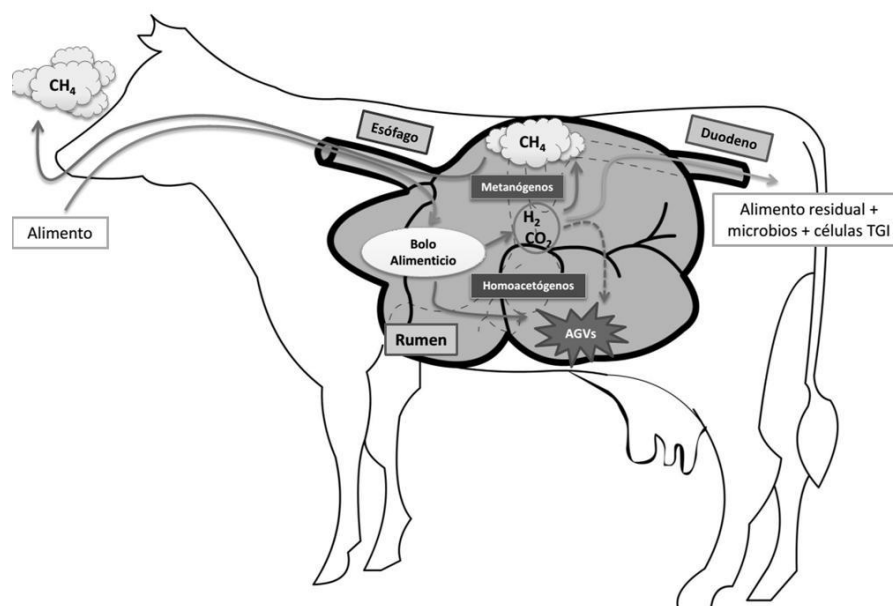


Figura 1. Esquema conceptual de la fermentación microbiana en el rumen

Dentro de la microflora ruminal, aquellos responsables de la metanogénesis ruminal pertenecen al dominio *Archaea* –no son bacterias–, y producen metano como mayor producto catabólico. Los metanógenos se distinguen de otros microbios por sus componentes de la pared celular y particularmente por los lípidos de membrana, así como por la secuencia de genes del ARN ribosómico 16S y por la presencia de enzimas únicas que son clave para llevar adelante la metanogénesis (Zhou *et al.*, 2011). Las especies de los géneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* y *Methanosarcina* han sido las más estudiadas (Whitford *et al.*, 2001). Ecológicamente, estas especies utilizan el H₂ y el CO₂ que producen bacterias celulolíticas como *Fibrobacter succinogenes* y *Ruminococcus sp.* como sustratos para la formación de metano (Wolin y Miller, 1988).

Como fuera dicho, a partir de la fermentación de carbohidratos provenientes del alimento, los microorganismos ruminales generan y utilizan el ATP como fuente de energía para su propio metabolismo, y liberan como productos de desecho al medio ruminal H⁺ y ácidos grasos volátiles (AGV), que son la principal fuente de energía para los rumiantes (Figura 1). La fermentación toma distintas vías metabólicas según el microorganismo y el carbohidrato involucrado, aunque en términos generales se suele resumir tal como se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Estequiometría del metabolismo de la glucosa en el rumen

Molécula fermentada	Producto principal	Residuos
1 Glucosa	2 Acetatos	2 CO ₂ + 8 H ⁺
1 Glucosa	1 Butirato	2 CO ₂ + 4 H ⁺
1 Glucosa + 4 H ⁺	2 Propionatos	2 H ₂ O

La comparación de las distintas vías de utilización de la glucosa en el rumen muestra que mientras que la formación de acetato y butirato promueven la producción de H⁺, la formación de propionato, en cambio, consume H⁺ del ambiente ruminal. La implicancia de esta estequiometría ruminal simplificada es crucial para comprender por qué los concentrados energéticos ricos en almidón, que promueven la fermentación hacia propionato, inducen una menor síntesis de metano, ya que limitan la disponibilidad de H⁺ libre para las *Archaeo-bacterias* metanogénicas. Por el contrario, los forrajes que promueven una fermentación con mayor proporción de acético y butírico en el perfil de ácidos grasos ruminales, serán los alimentos con mayor capacidad metanogénica.

Diferencias asociadas con la interacción entre el animal y su alimento

Diferencias entre especies animales

Las diferencias en producción absoluta de metano entre especies son evidentes, particularmente si comparamos rumiantes, fermentadores cecales y no rumiantes. Sin embargo entre rumiantes, las opiniones no son unánimes, por ejemplo (Shibata y Terada, 2010), señalan que los bovinos producen aproximadamente entre 8 y 10 veces más metano que ovinos y caprinos, pero Shibata *et al.* (1992) no encontraron diferencias en la producción de metano por kg de materia seca consumida entre vaquillonas (28,4 L/kg MS), ovejas (25,9 L/kg MS), y cabras (29,1 L/kg MS). Shibata *et al.* (1993) en base de datos de 190 ensayos en bovinos para leche y carne, ovinos y caprinos, reportan valores de emisión más elevados (por kg MS) en novillos y vacas preñadas que en vacas en lactación y rumiantes menores.

Es de destacar que una característica típica de la emisión de metano es la alta variabilidad, aún para un mismo individuo alimentado con una dieta constante en calidad y cantidad en el tiempo. Se ha reportado que el coeficiente de variación de la producción absoluta de metano dentro de un mismo individuo de un día para el otro puede representar el 7% en animales alimentados a un nivel constante (Blaxter y Clapperton, 1965), 19% (Grainger *et al.*, 2007), o 27% en animales alimentados *ad libitum* o restringidos (Boadi y Wittenberg, 2002). En el estudio de Grainger *et al.* (2007) las variaciones diarias en valores absolutos de producción se redujeron de 19% a 6% cuando la emisión fue expresada respecto al consumo.

Adicionalmente a la variación dentro de individuos, la variabilidad entre individuos ha sido señalada por varios autores (Blaxter y Clapperton, 1965; Johnson *et al.*, 1994; Lassey, 1997; Boadi *et al.*, 2002). La variación en producción de metano entre individuos es controlada por características heredables, por lo tanto la selección de animales con menor producción de metano es viable. Los programas de mejoramiento genético que incrementan la eficiencia productiva reducen la producción de metano (Hegarty y Nolan, 2007). Estudios realizados en Canadá (Nkrumah, 2006) y Australia (Hegarty y Nolan, 2007) con novillos en terminación demostraron que los animales más eficientes produjeron *c.a.* 20% menos metano que los menos eficientes.

Consumo

El consumo de materia seca (CMS) es una de las variables más importantes ligada tanto a la emisión absoluta por animal, como a la emisión por unidad de energía (bruta consumida o digestible) o por unidad de alimento consumido (MS, MO). En estudios realizados a mediados del siglo pasado, Blaxter y Clapperton (1965) señalaron que la producción absoluta de metano (g o L/animal/d) se incrementa en respuesta al aumento del consumo de alimento, hecho que ha sido posteriormente confirmado (Mills *et al.*, 2003; Ellis *et al.*, 2007; Ellis *et al.*, 2009).

Bajo condiciones de alimentación *ad libitum*, el consumo explica el 64% de la producción de metano; sin embargo, bajo condiciones de consumo limitado, sólo el 16% de la variación en la producción de metano fue explicado por el CMS (Boadi y Wittenberg, 2002). De modo similar, Lassey *et al.* (1997), en ovejas a pastoreo con restricciones del consumo voluntario, observaron que sólo el 14% de la producción de metano se explicaba a través del CMS. En forma análoga, un estudio que comparó raigrás fresco de distinta digestibilidad (estado reproductivo y vegetativo; con 62,5% y 75,3% de digestibilidad aparente *in vivo* respectivamente) no detectó asociación alguna entre la producción de metano por unidad de CMS o tipo de dieta (respectivamente para el estado vegetativo y reproductivo 23,7 y 22,9 g/kg MS) (Molano y Clark, 2008).

Si bien la emisión absoluta de CH₄ se incrementa en respuesta al consumo – en clara vinculación con la mayor disponibilidad de energía en el rumen-, varios estudios reportaron que este aumento se comporta a una tasa decreciente (Coppock *et al.*, 1964; Blaxter y Clapperton, 1965; Beauchemin y McGinn, 2006). Esta situación podría explicarse a través de los cambios inducidos sobre la tasa de pasaje sólida y el correspondiente tiempo de retención ruminal. El menor tiempo de retención de la digesta se asocia con una menor digestión ruminal, una mayor proporción de ácido propiónico, y un menor desarrollo de la población de bacterias metanogénicas. Una mayor tasa de pasaje favorece la producción de ácido propiónico, el cual consume H⁺ libre evitando su uso para la síntesis de CH₄. Según Kennedy y Milligan (Kennedy) y Okine *et al.* (1989), un aumento entre 54% y 68% en la tasa de pasaje líquida y sólida disminuyó un 30% la producción de metano.

Se ha estimado que la reducción en la tasa de producción de metano oscila entre 0,77% y 1,6% por cada unidad de aumento de consumo por encima de mantenimiento (Johnson y Johnson, 1995). Beauchemin y McGinn (2006), en un estudio con mezcla de forrajes conservados y concentrados, observaron una reducción en la producción de

metano por kg CMS, a razón de 0,93 y 1,28 unidades porcentuales por unidad de incremento del consumo por encima de mantenimiento para dietas altas en forraje (silo de cebada) y altas en concentrado respectivamente.

En este sentido, Mills *et al.* (2009) en un análisis de 1335 mediciones, observaron que la relación lineal decreciente en la tasa de producción de metano (%EC) presenta distintas magnitudes de variación de acuerdo con el nivel de CMS. En los estudios donde el nivel de consumo fue bajo (*c.a.*, <10 kg MS/animal/d) la tasa de emisión presenta mayor rango de variación (*c.a.*, 2,5% - 8,5%) respecto a niveles elevados de consumo (>20 kg MS/d). En los últimos, el rango de variabilidad se estrecha sustancialmente (*c.a.*, 3,5-6,5%). Sin embargo, a pesar de que la variabilidad en la producción de metano puede ser explicada por las diferencias en el CMS, aún existe variabilidad dentro de un determinado nivel de consumo, donde se infiere que otros factores tales como la variabilidad entre animales y la composición dietaria contribuyen a explicar las diferencias en producción de metano.

Digestibilidad

La producción de metano está estrechamente relacionada con la digestibilidad ruminal del alimento. A medida que se incrementa la digestibilidad de la dieta, la producción de metano aumenta linealmente (Blaxter y Clapperton, 1965). Estos autores encontraron que en ovejas y vacunos alimentados a nivel de mantenimiento, el factor de conversión en metano (**Y_m**, que mide el porcentaje de la Energía bruta consumida que se pierde como CH₄) aumentó 0,062 unidades ($Y_m, \text{Kcal}/100 \text{Kcal} = 3,67 + 0,062 \times D_m$; donde D_m es la digestibilidad porcentual de la energía a mantenimiento), es decir que un aumento en D_m de 50 a 60% representaría un aumento de Y_m desde 6,8 a 7,4.

Johnson y Johnson (1995) en un análisis de más de 100 experimentos observaron que la digestibilidad de la dieta sólo explicaba el 5% de la variación en Y_m . En este sentido, puede establecerse que la digestibilidad *per se* no explica las variaciones en la tasa de producción de metano. Su impacto está asociado con el nivel de consumo, el tipo de forraje, la relación entre la proporción de forraje y la proporción de concentrado, y la composición de la materia orgánica fermentable en el rumen (*i.e.*, tipos de carbohidratos).

El mismo trabajo de Blaxter y Clapperton (1965) mostró que la variación en la producción de metano, en respuesta a cambios en la digestibilidad aparente de la energía dietaria, es dependiente del nivel de consumo, disminuyendo la producción de metano en la medida que aumentó el nivel de consumo. Resultados similares fueron obtenidos en un meta-análisis desarrollado recientemente por Jaurena *et al.* (2013).

Especies forrajeras

Distintos estudios han demostrado que existen diferencias en la producción de metano entre especies forrajeras (McAllister *et al.*, 1996; Moss *et al.*, 2000). Las diferencias en las fracciones de carbohidratos de los forrajes afectan la digestibilidad y consecuentemente el potencial de producción de metano. Las gramíneas C3 difieren en su composición química y estructural y su digestibilidad con respecto a las C4 (Leng, 1990; Assoumaya *et al.*, 2003), lo que tendría consecuencias sobre la capacidad de producción de metano.

Suele sostenerse que las leguminosas producen menor proporción de metano por unidad de energía digestible que las gramíneas (Ramírez Restrepo y Barry, 2005), diferencia que se atribuiría al menor contenido de carbohidratos estructurales de las leguminosas con respecto a las gramíneas (Johnson y Johnson, 1995). En vacas de cría en condiciones de clima templado se observó que el pastoreo de alfalfa induce la producción de menos metano que el de gramíneas (Y_m , 7,1 y 9,5% respectivamente), en asociación a un mayor consumo de forrajes (McCaughey *et al.*, 1999) y probable mayor tasa de pasaje (Minson y Wilson, 1994). Sin embargo, estudios con trébol rojo no pudieron detectar esta diferencia (van Dorland *et al.*, 2007). En este sentido es muy probable que las diferencias en consumo asociadas con la oferta de gramíneas o leguminosas interfieran o confundan los resultados.

No obstante lo anterior, se ha demostrado que la presencia de metabolitos secundarios (*e.g.* taninos, saponinas, aceites esenciales) puede contribuir a reducir las emisiones de metano (Makkar *et al.*, 1995; Carulla, 2005; Benchaar *et al.*, 2008; Wallace *et al.*, 2008; Jayanegara *et al.*, 2009), y es bien conocido que muchas leguminosas tropicales contienen metabolitos secundarios de diversa índole. Coincidentemente con esto, se ha demostrado que la presencia de taninos condensados en leguminosas tropicales redujo las emisiones de CH₄ (Waghorn, 2008) debido a la inhibición de la metanogénesis ruminal a través de diferentes mecanismos, por ejemplo menor

producción de hidrógeno debido a la menor degradación de alimento, mayor defaunación o a un efecto directo sobre las bacterias metanogénicas (Martin *et al.*, 2010).

Resultados de un meta-análisis orientado a hallar diferencias entre especies templadas y tropicales, mostraron que las leguminosas tropicales producirían 7-22% menos metano (dependiendo de la unidad empleada) que sus pares templadas. Entre las razones esgrimidas por los autores para justificar esta diferencia se mencionan la presencia de los metabolitos secundarios arriba mencionados y el contenido de paredes celulares altamente lignificadas (Archimède *et al.*, 2011). El mismo estudio antes señalado (Archimède *et al.*, 2011), demostró que las gramíneas tropicales producirían un 12% más de metano (l/kg MS consumida) que sus similares templadas para un mismo nivel de fibra, digestibilidad y consumo. Esta conclusión es coincidente con los resultados obtenidos por otros autores (Margan *et al.*, 1988). Sin embargo, no se detectaron diferencias entre C4 y C3, cuando la producción de metano se expresó por kg de MO digestible (Archimède *et al.*, 2011).

En la literatura también ha sido reportado que existen diferencias en producción de metano entre cultivares de una misma especie. Por ejemplo, Lovett *et al.* (2003) observaron diferencias en producción de metano entre cultivares de raigrás asociadas con las diferencias en composición química.

Formas de presentación del forraje

La forma de conservación o procesamiento del forraje también han mostrado efectos sobre la producción entérica de metano (Cantet *et al.*, 2011). La metanogénesis tiende a ser menor cuando forrajes de composición similar se encuentran ensilados con respecto a henificados. La conservación de forrajes como silaje de planta entera de maíz tendría ventajas respecto a la conservación de silaje de pasturas debido al mayor aporte de almidón (el cual estimularía la producción de propiónico) y además, al promover un mayor consumo, reduciría el tiempo de permanencia del alimento en el rumen (reduciendo la producción de metano ruminal) aumentando la cantidad de alimento digerido en el intestino, situación que no atentaría contra el aprovechamiento energético del alimento, pero si reduce la emisión de metano por unidad de alimento digerido. No obstante lo expresado anteriormente, un análisis en profundidad de estas alternativas de alimentación, requeriría la evaluación a nivel predial de otras variables y no limitar una planificación forrajera y nutricional solamente a través de las emisiones entéricas (Beauchemin *et al.*, 2008).

Adicionalmente se puede señalar que la molienda y peleteado de los forrajes también contribuye a reducir las emisiones de metano, especialmente cuando los forrajes son de buena calidad. El menor tamaño de partícula reduciría el tiempo de permanencia del alimento en rumen y consecuentemente una menor fermentación ruminal, adicionalmente sería de esperar una menor rumiación y mayor acidificación ruminal con menores relaciones acético: propiónico todo lo cual contribuiría a reducir la emisión de metano (De Blas *et al.*, 2008).

Relación forraje: concentrado

Otro de los factores asociados con la emisión de metano es la relación forraje: concentrado de una dieta. Los cambios en esta relación alteran la composición de carbohidratos fibrosos y no fibrosos de la dieta, los productos de fermentación ruminal, y el ambiente ruminal. A medida que aumenta la proporción de forraje voluminoso en la dieta aumenta la relación acético: propiónico, aumenta la disponibilidad de H⁺ libre, y se incrementa la producción de metano, independientemente de la digestibilidad de la dieta (Moss, 2000; Monteny, 2006).

Las pérdidas de energía por metano son usualmente del 6 al 7% de la energía bruta consumida para dietas a base de forraje voluminoso, mientras que en dietas con altos niveles de grano (>90%) *ad libitum* son del 2 al 3% (Johnson y Johnson, 1995). El incremento en la tasa de pasaje, la disminución en el pH, así como el aumento en ácido propiónico por la suplementación con concentrados energéticos (granos y/o carbohidratos solubles) resulta en una disminución en la producción de metano (Van Soest, 1994). Se ha establecido claramente que el aumento en el nivel de concentrados en las dietas, reduce la emisión de metano por unidad de energía consumida o unidad de producto. Altos niveles de inclusión de concentrados parecen reducir la producción de metano, mientras que bajos niveles de suplementación muestran una respuesta variable. Moss *et al.* (2000) estimó que un aumento del 25% en la proporción de concentrados resulta en una disminución en las pérdidas por metano de aproximadamente una 20%. Sin embargo, en un estudio de suplementación de silaje de cebada con un concentrado a base de granos (rango 70% silo de cebada: 30% concentrado hasta la relación inversa) no se observaron efectos significativos sobre la emisión de metano (Beauchemin y McGinn, 2006). Sauvant y Giger-Reverdin (2007) sugieren que la

relación entre la proporción de concentrado y la producción de metano por unidad de energía consumida no es lineal, sino curvilínea. Así, las tasas de pérdidas de metano son relativamente constantes en dietas con 30 a 40% de concentrado (6-7% de energía consumida) y decrecen significativamente a valores de 2 y 3% de energía consumida en dietas con 80% y 90% de concentrado. Estas respuestas no sólo están asociadas con el cambio en la composición de los carbohidratos, sino que también pueden estar relacionadas con la alteración de la dinámica de pasaje y digestión (Goetsch y Owens, 1986). Por otra parte, el incremento en la proporción de concentrado en la dieta tiende a reducir el pH, y esta reducción de pH impacta sobre las bacterias metanogénicas (Van Kessel, 1996; Lana *et al.*, 1998). La producción de metano disminuye significativamente cuando el pH ruminal desciende por debajo de 6, y se incrementa exponencialmente cuando el pH es superior a 6 (Van Kessel, 1996), aunque este efecto es más pronunciado en forrajes que en concentrados (Lana *et al.*, 1998).

Carbohidratos

Si bien varios estudios coinciden que las pérdidas por metano son primariamente dependientes del consumo y la digestibilidad, la composición química de la dieta juega un rol preponderante sobre este parámetro. El consumo de fibra, y en menor extensión el extracto libre de N, tienen una correlación positiva con la producción de metano (Moe y Tyrrell, 1979). Desde la aparición de los primeros estudios (Moe y Tyrrell, 1979) que relacionaban el tipo de carbohidrato con la producción de metano, hasta los análisis más recientes (Ellis *et al.*, 2007; Ellis *et al.*, 2009; Mills, 2009), basados en modelos de producción de metano, resaltan la importancia de la proporción dietaria de carbohidratos fibrosos (celulosa, hemicelulosa) y no fibrosos (almidón, azúcares) como factor determinante en la producción de metano en rumiantes. Moe y Tyrrell (1979) y Mills *et al.* (2009) coinciden que además del consumo, los principales carbohidratos (celulosa, hemicelulosa, y residuos solubles) de la dieta son determinantes en la producción de metano. La digestión de los carbohidratos fibrosos genera mayor producción de CH₄ que los carbohidratos no fibrosos dietarios (Moe y Tyrrell, 1979; (Ellis *et al.*, 2009). Según estimaciones de Moe y Tyrrell (1979) los carbohidratos fibrosos pierden entre 33,6 y 157,5% más metano por unidad de sustrato digerido que los carbohidratos no fibrosos. Mills *et al.* (2003) reportaron que la predicción de metano relativa al CMS resulta mejor explicada por la relación almidón: fibra detergente ácido (FDA; celulosa y lignina). Por su parte, Hindrichsen *et al.* (2005) en un estudio con vacas lecheras y Hindrichsen y Kreuser (2009) *in vitro*, confirman las conclusiones de los modelos basados en datos *in vivo*.

Por otra parte, existen diferencias en la producción de metano dentro de tipos de carbohidratos. En los carbohidratos fibrosos, la metanogénesis es significativamente mayor en celulosa que en hemicelulosa. Además, ha sido reportado que la producción de metano por unidad de celulosa digerida está positivamente relacionada con el consumo (Moe y Tyrrell, 1979), mientras que la emisión a partir de la digestión de hemicelulosa disminuye con el incremento de consumo.

El reemplazo de azúcares solubles por almidón reduce la producción de metano por unidad de consumo (Mills *et al.*, 2001; Bannink *et al.*, 2005; Dijkstra *et al.*, 2007). Esto estaría explicado por el hecho de que el butirato, AGV generado de hidrógeno, es el principal AGV generado a partir de los azúcares solubles, mientras que el propionato, favorecido por el aumento en la proporción de almidón en la dieta, actúa como captador de H₂ ruminal. Hindrichsen *et al.* (2004) realizaron un estudio *in vitro* con el sistema RUSITEC con distintas fuentes de carbohidratos: fibra lignificada (cáscara de avena), fibra no lignificada (cascarilla de soja), pectina (pulpa de manzana), hemicelulosa y pectina (pulpa de remolacha azucarera), fructanos (tubérculos de alcaucil), sacarosa (melaza), y trigo (almidón). Los autores concluyeron que los ingredientes ricos en azúcares producen más metano que los basados en almidón, y también que fibras bajo condiciones de elevado pH ruminal en dietas mezclas con elevada proporción de forraje (FDN: 34,1-53,6%). Recientemente Bannink *et al.* (2010) analizaron cómo influye el pH sobre la formación de metano a partir de azúcares y almidón. A pH bajos (5,5) la producción de metano de los carbohidratos solubles se reduce significativamente, mientras que los carbohidratos fibrosos alcanzan su máxima producción por unidad de MO fermentada. Por el contrario, en azúcares solubles las mayores pérdidas como metano se generan a pH elevado (6,5). Los autores concluyeron que el almidón es el sustrato de menor potencial metanogénico. Por otra parte, Dijkstra *et al.* (2007) basados en el estudio de Bannink *et al.* (2005) muestran que la pérdida por unidad de sustrato fermentable no fibroso es superior en dietas a base de forrajes en comparación con dietas concentradas. Además observaron que la celulosa y hemicelulosa aumentan la producción de metano cuando están integradas dentro de dietas concentradas.

Proteínas

Varios estudios sugieren que el consumo de proteína total o digestible no tiene gran impacto sobre la emisión de metano comparado con el efecto que ejercen los carbohidratos (Moe y Tyrrell, 1979; Ellis *et al.*, 2009; Reynolds *et al.*, 2010). Por el contrario, Bannink *et al.* (2010) reportaron una correlación negativa entre el contenido de proteína y la producción de metano por unidad de CMS, posiblemente relacionada a un menor rendimiento de metano por la fermentación proteica o al impacto de la proteína sobre la dinámica de digestión y pasaje del forraje.

La débil correlación entre el estatus proteico y la producción de metano observada en varios estudios se debe posiblemente a que la mayoría de los trabajos han utilizado forrajes sin limitaciones severas de proteína degradable en rumen (**PDR**). Como ha sido mencionado, el tiempo de retención y la dinámica de digestión tienen un impacto sustantivo sobre la producción de metano. En este sentido, la suplementación proteica incrementa significativamente el consumo y la tasa de pasaje en forrajes de baja calidad, lo que debería reducir la metanogénesis ruminal. La producción de metano en forrajes de mala calidad, generalmente deficientes en proteína, oscila entre 12% (Johnson y Johnson, 1995) y 15-18% de la energía consumida (Mirzaei-Aghsaghali, 2011). Palmer y Olson (2000) evaluaron el efecto del uso de suplementos proteicos con distintas proporciones de PDR (49, 55, 60, 66, 72 % de la PB) en paja de festuca (PB=5,9%, FDN=73%), sin encontrar ningún efecto sobre la producción de metano.

Lípidos

En general los experimentos realizados en relación con el efecto de los lípidos sobre la producción de metano (Moe y Tyrrell, 1979; Mills, 2009) sugieren que, para los niveles de contenidos de lípidos de la mayoría de las dietas utilizadas en rumiantes (forrajes y concentrados), no se observa un efecto significativo sobre la producción de metano. Sin embargo, la suplementación con lípidos muestra efectos sobre la metanogénesis (Tyrrell, 1990; Andrew *et al.*, 1991). Tanto estudios *in vitro* como *in vivo* han demostrado una marcada reducción en la metanogénesis en respuesta al incremento de grasa suplementaria en la dieta. Este efecto, sin embargo, depende de la dieta basal, el tipo de grasa, y el nivel de inclusión en la dieta. Los lípidos adicionados con la suplementación reducen la emisión de metano a través de diferentes vías. En principio proveen energía digestible que no es fermentada a nivel ruminal, y consecuentemente reducen la cantidad de metano emitido por unidad de energía consumida, y en segundo lugar los ácidos grasos insaturados aportados a la dieta actúan con captadores de H⁺ durante el proceso de biohidrogenación ruminal. Finalmente, existe un efecto inhibitorio de ácidos grasos específicos sobre los microorganismos ruminales y la degradación de la fibra, a lo cual se le suman cambios en la dinámica de la fermentación ruminal que en conjunto con lo antes mencionado colaboran en la reducción de la metanogénesis.

Los lípidos suplementarios son una alternativa para deprimir la metanogénesis sin afectar otros parámetros ruminales (Martin *et al.*, 2010). En principio y en promedio, independientemente de la naturaleza de los ácidos grasos (AG), ejercen una reducción de metano del 2,2% al 5,6% por unidad porcentual de lípidos agregado a las dietas de bovinos y ovinos (Beauchemin *et al.*, 2008; Eugène *et al.*, 2008). En coincidencia con lo anterior, Martin *et al.* (2010) en un análisis de revisión de 67 dietas, observaron una reducción promedio del 3,8% en la producción de metano (g/kg MS) por cada unidad porcentual de grasa agregada a la dieta base.

Además se ha señalado que la magnitud del efecto de los AG es dependiente del tipo de AG. Los AG de tamaño medio (C12-C14, principalmente provenientes de aceite de coco) ejercen claramente mayor efecto inhibitorio sobre la metanogénesis (7,3% de disminución por cada unidad porcentual de grasa adicional) que los AG de cadena larga (AGCL) (Martin *et al.*, 2010).

Metabolitos secundarios

En los últimos años ha crecido el interés por la valoración de metabolitos secundarios naturalmente presentes en plantas como mitigadores potenciales de la metanogénesis (Jouany y Morgavi, 2007). No obstante, el efecto de los compuestos secundarios sobre la producción de metano en estudios realizados *in vitro* o *in vivo* muestran resultados controversiales (Martin *et al.*, 2010). Los compuestos secundarios de mayor potencial para inhibir la producción de metano son los taninos, las saponinas, y los aceites esenciales.

Los taninos condensados, junto con las saponinas, se encuentran entre las familias químicas que mayor respuesta han presentado como inhibidores de metanogénesis. Los taninos hidrolizables tienen actividad anti-metanogénica pero usualmente sobresalen por sus efectos tóxicos sobre el ganado (Reed, 1995). El modo de acción de los taninos condensados estaría basado en un efecto directo sobre la metanogénesis e indirecto sobre la producción de H₂ debido a una menor degradación del alimento (Tavendale *et al.*, 2005). Muchas plantas contienen taninos, particularmente leguminosas leñosas y herbáceas en menor medida. Varios estudios (Waghorn *et al.*, 2002; Woodward, 2004) han observado menor producción de metano en pasturas de *Lotus sp.* en comparación con pasturas de achicoria, raigrás o mezclas de raigrás con trébol blanco. Esta disminución estaría relacionada con la presencia de taninos condensados en dicha especie. Con especies leñosas (*Acacia mearnsii*), Carulla *et al.* (2005) reportaron una disminución del 13% en CH₄ por la inclusión dietaria de esta especie. De modo similar, Tiemann *et al.* (2008) utilizando leguminosas ricas en taninos condensados, observaron una reducción del 24% en la producción de metano. Sin embargo, es importante remarcar que debido a la variación entre los distintos tipos de taninos (peso molecular, isómeros, etc.) no se puede generalizar el impacto de los taninos sobre la emisión de metano. Por ejemplo, los taninos condensados presentes en sorgos anti-pájaros (De Oliveira *et al.*, 2007) o quebracho colorado (Beauchemin *et al.*, 2007) no mostraron ser efectivos en la mitigación de metano.

Las saponinas son detergentes naturales que ejercen un efecto directo sobre los microorganismos ruminales. En general, disminuyen la degradabilidad de la proteína y favorecen la síntesis proteica y la biomasa microbiana (Makkar, 1996). Reducen la disponibilidad de H₂ para la metanogénesis (Dijkstra *et al.*, 2007), aparentemente mediante su acción defaunante. Estos compuestos secundarios pueden reducir la metanogénesis entre 15 y 40%, dependiendo de la dosis y las condiciones experimentales (Hess *et al.*, 2004). Por otra parte, otros sugieren que el efecto anti-protozoos de las saponinas podría ser transitorio (Koenig y Newbold, 2007), y no siempre disminuiría la metanogénesis (Pen *et al.*, 2006; Goel *et al.*, 2008).

Los aceites esenciales tienen propiedades antimicrobianas que son capaces de afectar la fermentación ruminal. Por ejemplo, aceite de ajo y sus componentes disminuyen la producción de metano *in vitro* (Busquet *et al.*, 2005), debido probablemente a los compuestos órgano-azufrados (*e.g.* Dialil sulfito y allicin) sobre los metanogénicos (McAllister, 2008). En general estos compuestos secundarios son utilizados como extractos y no en forma directa. Pese a que en los últimos años se han publicado varios estudios, aún es necesaria investigación para determinar las dosis óptimas de compuestos activos específicos, evaluar el potencial de adaptación de la microbiota, y la presencia de residuos en los productos (Calsamiglia *et al.*, 2007).

Ionóforos

Los antibióticos ionóforos son usados regularmente en países productores de ganado desde hace más de 40 años (Nagaraja, 1995). Dentro de estos antibióticos, el más estudiado es la monensina, desarrollada a partir de investigaciones del Dr. A. P. Raun y colaboradores en los laboratorios Lilly (Raun *et al.*, 1976; Raun 1990).

La monensina reduce las emisiones de metano debido a que altera las poblaciones microbianas en el rumen, reduciendo las cantidades de bacterias que producen ácidos láctico, acético, butírico, fórmico y gas hidrógeno (susceptibles al ionóforo), favoreciendo a las que producen ácidos propiónico y succínico (resistentes al ionóforo). Esta situación trae como resultado una reducción en la relación acético-propiónico (Russell, 1989). En un principio, se creyó que la monensina actuaba directamente sobre los microorganismos metanogénicos, pero luego se probó que en realidad la monensina reduce la metanogénesis porque priva a los metanogénicos de hidrógeno y ácido fórmico, siendo éstos los principales precursores del metano en el rumen (McGuffey, 2001). Sin embargo, Nagaraja *et al.* (1995) sostuvieron que la monensina podría inhibir la producción de metano por un efecto directo en los microorganismos metanogénicos. El efecto defaunante (reducción de protozoarios) de la monensina puede ser también un factor importante, como ya fuera mencionado anteriormente, aunque esto tendría como contrapartida una posible reducción en la digestibilidad de la fibra (Hino, 2003).

Sin embargo, algunos autores han sugerido que la reducción en las emisiones de metano por parte de la monensina, no persistiría en el tiempo (Johnson, 1991; Sauer, 1998; Hino, 2003), lo que fue interpretado como una posible adaptación de las poblaciones ruminales al ionóforo (Johnson y Johnson, 1995). Esto es sorprendente porque la alteración de los perfiles de ácidos grasos volátiles (baja relación acético:propiónico), asociada con el agregado de monensina, persiste por largos períodos de tiempo (40 a 240 días) (Richardson, 1976; Mbanzamihigo, 1995; Rogers, 1997). Estos últimos trabajos no mostraron ninguna evidencia de adaptación microbiana al agregado de la monensina. Desde el punto de vista de la estequiometría de la fermentación ruminal, esto sería posible, siempre y cuando no haya otras vías para eliminar el exceso de hidrógeno del rumen (Hino, 2003). Tedeschi *et al.* (2003) discutieron esta aparente contradicción e indicaron que posiblemente está relacionada con el uso de diferentes

métodos para medir la producción de metano, o a las proporciones de forraje y concentrado usadas en diferentes experimentos.

Conclusiones

Las actividades relacionadas con la ganadería constituyen un importante medio de vida para millones de personas en el mundo entero. La proteína animal derivada de estos sistemas de producción es altamente buscada por sus características nutricionales por todas las sociedades desarrolladas o emergentes, pero al mismo tiempo tiene consecuencias ambientales de diferente índole (*e.g.* emisiones de CH₄, N₂O). Entre estas, las emisiones de metano de los rumiantes como parte de su metabolismo natural tienen especial importancia y la búsqueda de estrategias de mitigación son objeto de especial atención por parte de la comunidad científica y de los formadores de políticas públicas. Existen diferentes formas de aproximarse a la problemática de las emisiones, siendo su adecuada cuantificación el punto lógico de partida. En términos generales, el tipo de dieta, ya sean forrajes o concentrados energéticos, tiene un impacto importante sobre las emisiones de metano, ya que los concentrados basados en almidón generan mucho menos emisiones que los forrajes. El tipo de forraje (leguminosas < gramíneas; templados < tropicales) y el tipo de concentrado energético (almidón < azúcares) también tienen efectos sobre la producción de metano. La suplementación al pastoreo o al consumo de forrajes en general, en las formas de concentrados energéticos, proteicos o lipídicos, resultan, en la mayoría de los casos, en la reducción de las emisiones de metano. Los antibióticos ionóforos, tales como la monensina, reducen las emisiones de metano por su efecto sobre el perfil de fermentación ruminal y la reducción consiguiente de precursores de la síntesis de metano a nivel ruminal. Recientemente se ha comenzado a estudiar el efecto de algunos aditivos dietarios de tipo “natural”, tales como los taninos, saponinas o aceites esenciales, como potenciales mitigadores de las emisiones, con resultados inconsistentes pero que refuerzan la necesidad de continuar líneas de investigación sobre el tema.

Finalmente, es recomendable que cualquier aproximación al tema de emisiones de gases de efecto invernadero por parte de los rumiantes sea llevada a cabo bajo un enfoque sistémico (ejemplo: emisiones a nivel predial o regional; estudios de ciclo de vida), ya que la sola evaluación de los efectos de algunos tratamientos sobre las emisiones de metano, puede llevar a conclusiones erróneas si no se tienen en cuenta los efectos sobre el sistema completo.

Bibliografía

- Andrew S.M., Tyrrell H.F., Reynolds C.K. y Erdman R.A. 1991. Net energy value for lactation of a dietary fat, calcium salts of long chain fatty acids, for cows fed silage based diets. *J. Dairy Sci.* 74:2588-2600.
- Archimède H., Eugène M., Marie Magdeleine C., Boval M., Martin C., Morgavi D.P., Lecomte P. y Doreau M. 2011. Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:59-64.
- Bannink A., Dijkstra J., Mills J.A.N. y Kebreab E. 2005. Nutritional strategies to reduce enteric methane formation in dairy cows, in: T. Kuczynski, *et al.* (Eds.), *Emissions from European Agriculture* Wageningen, The Netherlands : Wageningen Academic Publishers.
- Bannink A., Smits M.C.J., Kebreab E., Mills J.A.N., Ellis J.L., Klop A., France J. y Dijkstra J. 2010. Simulating the effects of grassland management and grass ensiling on methane emission from lactating cows. *J. Agric. Sci.* 148:55-72.
- Beauchemin K.A. y McGinn S.M. 2006. Enteric methane emissions from growing beef cattle as affected by diet and level of feed intake. *Can J. Anim. Sci.* 86:401-408.
- Beauchemin K.A., McGinn S.M., Martinez T.F. y McAllister T.A. 2007. Use of condensed tannin extract from quebracho trees to reduce methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 85:1990-1996.
- Beauchemin K.A., Kreuzer M., O'Mara F. y McAllister T.A. 2008. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Austr. J. Exp. Agric.* 48:21-27.
- Benchaar C., Calsamiglia S., Chaves A.V., Fraser G.R., Colombatto D., McAllister T.A. y Beauchemin K.A. 2008. A review of plant-derived essential oils in ruminant nutrition and production. *Animal Feed Science and Technology* 145:209-228.
- Blaxter K.L. y Clapperton J.L. 1965. Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *Brit. J. Nutr.* 19:511.
- Boadi D.A. y Wittenberg K.M. 2002. Methane production from dairy and beef heifers fed forages differing in nutrient density using the sulphur hexafluoride (SF₆) tracer gas technique. *Canadian J. Anim. Sci.* 82:201-206.
- Boadi D.A., Wittenberg K.M. y Kennedy A.D. 2002. Validation of the sulphur hexafluoride (SF₆) tracer gas technique for measurement of methane and carbon dioxide production by cattle. *Can. J. Anim. Sci.* 82:125-131.
- Busquet M., Calsamiglia S., Ferret A., Carro M.D. y Kamel C. 2005. Effect of garlic oil and four of its compounds on rumen microbial fermentation. *J. Dairy Sci.* 88:4393-4404.
- Calsamiglia S., Busquet M., Cardozo P.W., Castillejos L. y Ferret A. 2007. Invited review: Essential oils as modifiers of rumen microbial fermentation. *J. Dairy Sci.* 90:2580-2595.
- Cantet J.M., Wawrzkiwicz M., Palladino A. y Jaurena G. 2011. El secado en estufa de las muestras sobrestima la producción de metano in vitro. XXII Reunion de la Asociación Latinoamericana de Producción Animal, Asociación Latinoamericana de Producción Animal, Montevideo (Uruguay).
- Carulla J.E., Kreuzer M., Machmüller A. y H.D. H. 2005. Supplementation with *Acacia meansii* tannins decreases methanogenesis and urinary nitrogen in forage-fed sheep *Australian J. Agric. Res.* 56:961-970.
- Coppock C.E., Flatt W.P., Moore L.A. y Stewart W.E. 1964. Relationships between end products of rumen fermentation and utilization of metabolizable energy for milk production. *J. Dairy Sci.* 47:1359-1364.
- De Blas C., García Rebollar P., Cambra López M. y Torres A.G. 2008. Contribución de los rumiantes a las emisiones de gases con efecto invernadero, in: P. G. Rebollar, *et al.* (Eds.), XXIV Curso de especialización FEDNA - Avances en nutrición y alimentación animal, Madrid (España). pp. 109-117.
- De Oliveira S.G., Berchielli T.T., Pedreira M.D., Primavesi O., Frighetto R. y Lima M.A. 2007. Effect of tannin levels in sorghum silage and concentrate supplementation on apparent digestibility and methane emission in beef cattle. *Anim. Feed Sci. Technol.* 135:236-248.
- Dijkstra J., Kebreab E., Mills J.A.N., Pellikaan W.F., López S., Bannink A. y J. F. 2007. Predicting the profile of nutrients available for absorption: from nutrient requirement to animal response and environmental impact. *Animal* 1:99-111.
- Ellis J.L., Kebreab E., Odongo N.E., McBride B.W., Okine E.K. y France J. 2007. Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *J. Dairy Sci.* 90:3456-3466.
- Ellis J.L., Kebreab E., Odongo N.E., Beauchemin K., McGinn S.M., Nkrumah J.D., Moore S.S., Christopherson R.J., Murdoch G.K., McBride B.W., Okine E.K. y France J. 2009. Modeling methane production from beef cattle using linear and nonlinear approaches. *J. Anim. Sci.* 87:1334-1345.
- Eugène M., Masse D., Chiquette J. y Benchaar C. 2008. Meta-analysis on the effects of lipid supplementation on methane production in lactating dairy cows. *Canadian J. Anim. Sci.* 88:331-334.
- Goel G., Makkar H.P.S. y Becker K. 2008. Changes in microbial community structure, methanogenesis and rumen fermentation in response to saponin-rich fractions from different plant materials. *J. Appl. Microbiol.* 105:770-777.
- Goetsch A.L. y Owens F.N. 1986. Effects of dietary nitrogen level and ileal antibiotic administration on digestion and passage rates in beef heifers. I. high-concentrate diets. *J. Anim. Sci.* 62:830-843.
- Grainger C., Clarke T., McGinn S.M., J. Auldlist M., Beauchemin K.A., Hannah M.C., Waghorn G.C., Clark H. y Eckard R.J. 2007. Methane emissions from dairy cows measured using the sulfur hexafluoride (SF₆) tracer and chamber techniques. *J. Dairy Sci.* 90:2755-2766.
- Hegarty R.S. y Nolan J.V. 2007. Estimation of ruminal methane production from measurement of volatile fatty acid production, in: H. P. S. Makkar y P. E. Vercoc (Eds.), *Measuring methane production from ruminants*, Springer-FAO-IAEA, Dordrecht (The Netherlands). pp. 69-92.
- Herrero M.A. y Gil S. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral* 18:273-289.
- Hess H.D., Beuret R.A., Lotscher M., Hindrichsen I.K., Machmüller A., Carulla J.E., Lascano C.E. y Kreuzer M. 2004. Ruminal fermentation, methanogenesis and nitrogen utilization of sheep receiving tropical grass hay-concentrate diets offered with *Sapindus saponaria* fruits and *Cratylia argentea* foliage. *Animal Sci.* 79:177-189.
- Hindrichsen I.K., Wettstein H.-R., Machmüller A., Soliva C.R., Bach Knudsen K.E., Madsen J. y Kreuzer M. 2004. Effect of feed carbohydrates with contrasting properties on rumen fermentation and methane release in vitro. *Can. J. Anim. Sci.* 84:265-276.
- Hindrichsen I.K. y Kreuzer M. 2009. High methanogenic potential of sucrose compared with starch at high ruminal pH. *J. Anim. Physiol. and Anim. Nutr.* 93:61-65.
- Hindrichsen J.K., Wettstein H.R., Machmüller A., Jörg B. y Kreuzer M. 2005. Effect of the carbohydrates on methane emission from dairy cows and their slurry. *Environmental Monitoring and Assessment* 107:329-350.
- Hino T., and N. Asanuma. 2003. Suppression of ruminal methanogenesis by decreasing the substrates available to methanogenic bacteria. *Nutr. Abstr. Rev. Ser. B Liv. Feeds Feeding* 73: 1R-8R.

- Hristov A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., y Tricarico J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S. . 2013. (Ed.)^(Eds.) Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production - A review of technical options for non-CO2 emissions, FAO Animal Production and Health Rome, Italy. pp. Pages.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental e Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R. K. y Relvainger, A. (directores de la publicación)]. , Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Ginebra (Suiza).
- Jaurena G., Cantet J.M., J.L. A., Colombatto D., Palladino A. y Wawrzciewicz M. 2013. Estimación del factor de conversión en metano (Ym) para ganado bovino en Argentina. Informe final. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. IICA - Instituto Interamericano de Cooperación Agrícola, Buenos Aires.
- Jayanegara A., Togtokhbayar N., Makkar H.P.S. y Becker K. 2009. Tannins determined by various methods as predictors of methane production reduction potential of plants by an in vitro rumen fermentation system. *Animal Feed Science and Technology* 150:230-237.
- Johnson D.E., T. M. Hill, B. R. Carmean, D. W. Lodman, and G. M. Ward. 1991. . 1991. New perspectives on ruminant methane emissions, in: a. M. B. C. Wenk (Ed.), *Energy Metabolism of Farm Animals*, ETH, Zurich, Switzerland. pp. 376-379.
- Johnson K., Huylar M., Westberg H. y Lamb B. 1994. Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a SF6 tracer technique. *Environ. Sci. Technol.* 28:359-362.
- Johnson K.A. y Johnson D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 73:2483-2492.
- Jouany J.P. y Morgavi D.P. 2007. Use of “natural” products as alternatives to antibiotic feed additives in ruminant production. *Animal* 1:1443-1466.
- Kennedy P.M., L.P. Milligan. 1978. Effects of cold exposure on digestion, microbial synthesis and nitrogen transformations in sheep. *Br. J. Nutr.* 39: 105-117.
- Khalil M.A.K. 2000. Atmospheric methane: An introduction. , in: M. A. K. Khalil (Ed.), *Atmospheric methane, its role in the global environment.*, Springer-Verlag, Berlín (Germany). pp. 1-8.
- Koenig K.M., M. Ivan, B.T. Teferedegne, D.P. Morgavi, L.M. Rode, I.M. Ibrahim, C.J. y Newbold. 2007. Effect of dietary *Enterolobium cyclocarpum* on microbial protein flow and nutrient digestibility in sheep maintained fauna-free, with total mixed fauna or with *Entodinium caudatum* monofauna. . *Brit. J.Nutr.* 98:504–516.
- Lana R.P., Russel J.B. y Van Amburgh M.E., 1998. . 1998. The role of pH in regulating ruminal methane and ammonia production. . *J. Anim. Sci.* 76:2190-2196.
- Lassey K.R. 2007. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agric. and Forest Meteorology* 142:120-132.
- Lassey K.R., M. J. Ulyatt, R.J. Martin, C.F. Walker, I.D. Shelton. 1997. Methane emissions measured directly from grazing livestock in New Zealand. . *Atmospheric Environment* 31:2905-2914.
- Makkar H.P.S., Blummel M. y Becker K. 1995. In vitro effects and interactions of tannins and saponins and fate of tannins in rumen. *J. Sci. Food. Agric.* 69:481-493.
- Makkar H.P.S., K. Becker. 1996. Effect of pH, temperature, and time on inactivation of tannins and possible implications in detannification studies. *J. Agric. Food Chemistry.* 44:1291–1295.
- Margan D.E., Graham N.M., Minson D.J. y Searle T.W. 1988. Energy and protein values of four forages including comparison between tropical and temperate species. *J. Exp. Agr.* 28:729–736.
- Martin C., Morgavi D.P. y Doreau M. 2010. Methane mitigatin in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* 4:351-365.
- Mbanzamihigo L., C. J. Van Nevel, and D. Demeyer. 1995. Essai sur l’adaptation fe la fermentation ruminale au monensin. . *Reprod. Nutr. Dev.* 35:353-365.
- McAllister T.A., C.J. Newbold. 2008. Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. . *Australian J. Exp. Agric.* 48:7-13.
- McCaughy W.P., K. W. y Corrigan D. 1999. Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows. *Can. J. Anim. Sci.* 79:221-226.
- McGuffey R.K., L. F. Richardson, and J. I. D. Wilkinson. 2001. Ionophores for dairy cattle: Current status and future outlook. *J. Dairy Sci.* 84 (E-Suppl.): E194-E203.
- Mills J.A., Dijkstra J., Bannink A., Cammell S.B., Kebreab E. y France J. 2001. A mechanistic model of whole-tract digestion and methanogenesis in the lactating dairy cow: model development, evaluation, and application. *Journal of Animal Science* 79:1584-1597.
- Mills J.A.N., Kebreab E., Yates C.M., Crompton L.A., Cammell S.B., Dhanoa M.S., Agnew R.E. y France J. 2003. Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* 81:3141-3150.
- Mills J.A.N., L.A. Crompton, A. Bannink, S. Tamminga, J.M. Moorby, C.K. Reynolds. 2009. Predicting methane emissions and nitrogen excretion from cattle. in: T. R. W. L.A.Crompton (Ed.), *Proceedings of the Fortyfirst Meeting of the Agricultural Research Modellers' Group.*The Journal of Agricultural Science. pp.147, pp 742.
- Minson D.J. y Wilson J.R. 1994. Prediction of intake as an element of forage quality, in: G. C. Fahey (Ed.), *Forage quality, evaluation and utilization*, ASA, Madison, WI (EEUU). pp. 533-563.
- Mirzaei-Aghsaghali A., N. Maheri-Sis. 2011. Factors affecting mitigation of methane emission from ruminants I: Feeding strategies. . *Asian J. Anim. Vet. Advances* 6:888-908.
- Moe P.W. y Tyrrell H.F. 1979. Methane production in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 62:1583.
- Monteny G.J., A. Bannink, D. Chadwick. 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. . *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112:163–170.
- Moss A.R., J.P. Jouany, J. Newbold. 2000. Methane production by ruminants: its contribution to global warming. . *Ann. Zootech.* 49:231-253.
- Nagaraja T.G. 1995. Ionophores and antibiotics in ruminants., in: a. A. C. R. J. Wallace (Ed.), *Biotechnology in Animal Feeds and Animal Feeding*, VCH, Germany. pp. 173-204.
- Nkrumah J.D., E.K. Okine, G.W. Mathison, K. Schmid, C. Li, J.A. Basarab, M.A. Price, Z. Wang, S.S. Moore. 2006. Relationships of feedlot feed efficiency, performance, and feeding behavior with metabolic rate, methane production, and energy partition in beef cattle. *J. Anim. Sci.* 84:145-153.
- Okine E.K., G.W. Mathison, R.T. Hardin. 1989. Effects of changes in frequency of reticular contractions on fluid and particulate passage rates in cattle. . *J. Anim. Sci.* 67:3388-3396.
- Palmer M.D., K.C. Olson. 2000. Influence of supplemental protein degradability on energy utilization and methane emission by beef cow on dormant, cool-season forages. . *J. Anim. Sci.* 51 (Suppl. 2).

- Pen B., Sar C., Mwenya B., Kuwaki K., Morikawa R. y Takahashi J. 2006. Effects of *Yucca schidigera* and *Quillaja saponaria* extracts on *in vitro* ruminal fermentation and methane emission. *Animal Feed Science and Technology* 129:175-186.
- Ramirez Restrepo C.A. y Barry T.N. 2005. Alternative temperate forages containing secondary compounds for improving sustainable productivity in grazing ruminants. *Anim. Feed Sci. and Technol.* 120:179-201.
- Raun A.P. 1990. Ionophores – a case study in additive development. *Feed Manag.* 41.
- Raun A.P., C. O. Cooley, E. L. Potter, R. P. Rathmacher, and L. F. Richardson 1976. Effect of monensin on feed efficiency of feedlot cattle. *J. Anim. Sci.* 43: 670-677.
- Reed J.D. 1995. Nutritional toxicology of tannins and related polyphenols in forage legumes. *J. Anim. Sci.* 73:1516-1528.
- Reynolds C.K., Mills J.A.N., Crompton L.A., Givens D.I. y Bannink A. 2010. Ruminant nutrition regimes reduce greenhouse gas emissions in dairy cows, in: G. M. Crovetto (Ed.), *Energy and Protein Metabolism and Nutrition*, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands. pp. 427-437.
- Richardson L.F., A. P. Raun, E. L. Potter, C. O. Cooley, and R. P. Rathmacher. 1976. Effect of monensin on rumen fermentation *in vitro* and *in vivo*. *J. Anim. Sci.* 43:657-664.
- Rogers M., J. P. Jouany, P. Thivend, and J. P. Fontenot. 1997. The effect of short term and long term monensin supplementation and its subsequent withdrawal on digestion in sheep. *Anim. Feed Sci. Technol.* 65: 113-127.
- Russell J.B., and H. J. Strobel. 1989. The effect of ionophores on ruminal fermentation. *Appl. Environ. Microbiol.* 55: 1-6.
- Sauer F.D., V. Fellner, R. Kinsman, J. K. G. Kramer, H. A. Jackson, A. J. Lee, and S. Chen. 1998. Methane output and lactation response in Holstein cattle with monensin or unsaturated fat added to the diet. *J. Anim. Sci.* 76: 906-914.
- Sauvant D., S. Giger-Reverdin. 2007. Empirical modelling meta-analysis of digestive interactions and CH₄ production in ruminants, in: N. M. a. W. B.-W. I Ortigues-Marty (Ed.), *Energy and protein metabolism and nutrition*. EAAP publication Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands. pp. 124, p. 561.
- Shibata M. y Terada F. (2010). Factors affecting methane production and mitigation in ruminants. *Animal Sci. Journal* 81:2-10.
- Shibata M., F. Terada, K. Iwasaki, M. Kurihara, T. Nishida. 1992. Methane production in heifers, sheep and goats consuming various hay-concentrate ratios. *Anim. Feed Sci. Technol.* 63:1221-1227.
- Shibata M., F. Terada, M. Kurihara, T. Nishida, K. Iwasaki. 1993. Estimation of methane production in ruminants. *Anim. Feed Sci. Technol.* 64:790-796.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M. y de Haan C. 2006. Livestock's long shadow - environmental issues and options, in: *Animal Production and Health Division - FAO (Ed.), LEAD (Livestock, Environment and Development) - FAO (Food and Agriculture Organizations of the United Nations)*, Rome, Italy.
- Tavendale M.H., Meagher L.P., Pacheco D., Walker N., Attwood G.T. y Sivakumaran S. 2005. Methane production from *in vitro* rumen incubations with *Lotus pedunculatus* and *Medicago sativa*, and effects of extractable condensed tannin fractions on methanogenesis. *Animal Feed Science and Technology* 123-124:403-419.
- Tedeschi L.O., D. G. Fox, and T. P. Tytlutki. 2003. Potential environmental benefits of ionophores in ruminant diets. *J. Environ. Qual.* 32: 1591-1602.
- Tiemann T.T., C.E. Lascano, H.R. Wettstein, A.C. Mayer, M. Kreuzer, H.D. Hess. 2008. Effect of the tropical tannin-rich shrub legumes *Calliandra calothyrsus* and *Flemingia macrophylla* on methane emission and nitrogen and energy balance in growing lambs. *Animal* 2 2:790-799.
- Tyrrell H.F., C.K. Reynolds, H.D. Baxter. 1990. Energy metabolism of Jersey and Holstein cows fed total mixed diets with or without whole cottonseed. *J. Dairy Sci.* 73 (Suppl. 1):192.
- van Dorland H.A., Wettstein H.R., Leuenberger H. y Kreuzer M. 2007. Effect of supplementation of fresh and ensiled clovers to ryegrass on nitrogen loss and methane emission of dairy cows. *Livest. Sci.* 111:57-69.
- Van Kessel J.A.S., J.B. Russell. 1996. The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiology Letters* 20:205-210.
- Van Soest P.J. 1994. *Nutritional ecology of the ruminant*. 2nd ed. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, Ithaca and London.
- Waghorn, G., H. Clark, V. Taufa, and A. Cavanagh. 2008. Monensin controlled-release capsules for methane mitigation in pasture-fed dairy cows. *Austr. J. Exp. Agric.* 48(1-2):65-68.
- Waghorn G.C., Tavendale M.H. y Woodfield D.R. 2002. Methanogenesis from forages fed to sheep. *Proc. N. Z. Grassl. Assoc.* 64:159-165.
- Wallace R.J., Colombatto D. y Robinson P.H. 2008. Enzymes, direct-fed microbials and plant extracts in ruminant nutrition. *Animal Feed Science and Technology* 145:1-4.
- Whitford M.F., Teather R.M. y Forster R.J. 2001. Phylogenetic analysis of methanogens from the bovine rumen. *BMC Microbiology* 1.
- Wolin M.J. y Miller T.J. 1988. Microbe interactions in the rumen microbial ecosystem, in: P. N. Hobson (Ed.), *The rumen ecosystem*, Elsevier Applied Science, New York. .
- Woodward S.L., G.C. Waghorn, P Laboyrie. 2004. Condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) reduced methane emissions from dairy cows. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* 64: 160–164.
- Zhou M., McAllister T.A. y Guan L.L. 2011. Molecular identification of rumen methanogens: Technologies, advances and prospects. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:76-86.

Capítulo 19

Manejo de excretas y efluentes ganaderos

María Alejandra Herrero

Facultad de Veterinaria, UBA.

La ganadería, su desarrollo y sus impactos

Desde hace 12.000 años la historia de la humanidad, estuvo asociada a la adaptación y mejora artificial de las especies vegetales y a la domesticación de los animales. La producción agropecuaria tradicional, desarrollada a lo largo de esta historia, comenzó a sufrir cambios acorde a las exigencias en la demanda de alimentos para responder al crecimiento de la población, a las mejores condiciones económicas y a la urbanización (Basso y Herrero, 2013). En el caso de la producción animal se observan procesos de intensificación como consecuencia de cambios producidos desde 1950, en los países industrializados. Esta intensificación se traduce en mayor cantidad de animales por unidad de superficie y de insumos asociados. Desde 1950 se produjo un crecimiento importante de la producción de aves, a la cual se sumó en los 70's la de porcinos y en los 80's la de carne vacuna con los encierres en corrales de engorde (Upton, 1997). En Europa, hasta 1980, hubo un sostenido incremento de la producción ganadera orientado al aumento de la producción de cerdos y aves. En Estados Unidos ocurrió una situación que resultó similar, pero en este caso con un sostenido incremento de los denominados "establecimientos de alimentación de animales en confinamiento" (Concentrated Animal Feeding Operations - CAFOs) (Burkholder et al., 2007).

Uno de los principales problemas, asociado a la intensificación de cualquier sistema ganadero de producción primaria, es el incremento de la cantidad de residuos, donde su mayor componente resultan ser las excretas (heces + orina). Estos residuos ganaderos (tanto sólidos como líquidos) pueden tener diferentes impactos que afectan la sustentabilidad del sistema productivo en su conjunto y resultan los principales responsables de los efectos en los recursos naturales. En general, se concentran en áreas reducidas y son la fuente principal de acumulación en el suelo y en el agua superficial y subterránea de las emisiones de nutrientes y sustancias orgánicas, de metales pesados, de antibióticos y otras drogas veterinarias y de patógenos que pueden afectar la salud humana y animal. Por otra parte, son fuente de emisión a la atmósfera tanto de amoníaco, que afecta finalmente al suelo por acidificación, como de metano y óxido nitroso, siendo éstos importantes en su rol de gases de efecto invernadero (GEIs) (Herrero y Gil, 2008).

Por ejemplo una vaca lechera de 600 kg de peso eliminará por día entre 52 y 65 kg de excretas por día, correspondiendo su composición entre el 30 y 45% en orina y entre el 70 y 55% restante en heces, o un cerdo de 60 kg de peso vivo que puede eliminar entre 2 y 10 kg de excretas diarias con un % de orina del 50% (ASAE, 2005). La cantidad de excretas producida dependerá de varios factores, entre los más importantes se deben considerar: el tipo de animal (rumiante o monogástrico), la edad y tamaño corporal (cuestiones que se vinculan al consumo de alimentos), el tipo de dieta (forrajes o granos), al ambiente en que se encuentra el animal (instalaciones, aire libre, estabulado) y al tipo de producción y productividad en cada caso (carne, leche, lana).

La calidad de las excretas es un aspecto fundamental que depende principalmente del metabolismo animal y del tipo de alimentación. Por ejemplo, los bovinos eliminan al sistema entre el 60 y el 80 % del nitrógeno (N) ingerido en la dieta, los cerdos entre el 65 y 75% y las gallinas ponedoras el 75%. La cantidad de nutrientes o minerales eliminados se asocia a la especie animal, a la concentración mineral en la dieta y al tipo de alimentación, a la época del año y a los niveles de producción (Van Horn et al., 1994). Tomando como ejemplo al nitrógeno, por sus impactos en la emisión de GEIs podemos decir que si la ingesta de proteína no está balanceada con la energética, la síntesis proteica microbiana es ineficiente y aumenta la excreción de N. Por otra parte, entre los aspectos cualitativos se consideran el contenido de humedad de las heces, la relación heces y orina y la urea o N contenido en la orina. El aumento de los aportes de N en la alimentación es producto de los cambios en los sistemas productivos. Se considera que se ha incrementado en 3 veces el aporte de N / kg de leche producida en los países Bajos entre 1950 y 1985, como consecuencia de los alimentos de mayor calidad y del incremento de la fertilización (Tamminga, 1996). Es importante, además, conocer cómo se presentan los nutrientes en las excretas, porque es un

aspecto que incidirá en las emisiones. Por ejemplo, el N se encuentra en gran proporción en la orina (45 al 80%) y por lo tanto estará disponible más fácilmente, ya sea para ser absorbido por las plantas o para ser volatilizados, por ejemplo como amoníaco (Underwood y Shuttle, 1999).

El impacto de los residuos en el cambio climático y en la calidad del aire

Se considera que la ganadería, en todas las etapas de su proceso de producción, emite y libera a la atmósfera determinadas sustancias que contribuyen al cambio climático o a la contaminación del aire. En este caso haremos hincapié en las emisiones desde las excretas y efluentes, como residuos de las actividades de la producción animal.

Estos residuos son principalmente fuente de emisión de metano, óxido nitroso y amoníaco, vinculados principalmente a su estado (sólido, líquido), a la digestibilidad de la dieta y al sistema de producción, que impacta en su manejo (recolección, almacenamiento, dispersión). En la figura 1 se observan los porcentajes de emisiones de metano y óxido nitroso emitidos por manejo y aplicación del estiércol respecto al total de emisiones provenientes de la ganadería. En este caso las emisiones más importantes resultan las de óxido nitroso por la aplicación de abonos provenientes de los residuos ganaderos en sistemas extensivos (31%).

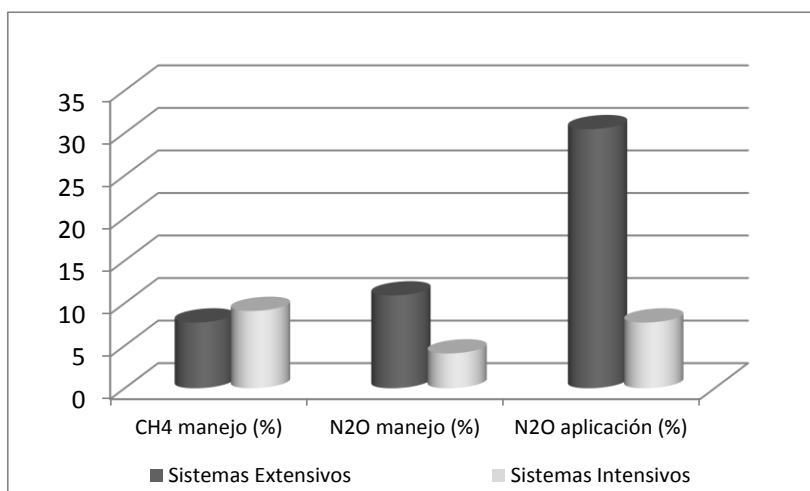


Figura 1. Impacto de las emisiones provenientes del estiércol en relación con el total de las emisiones de la ganadería (Fuente: adaptado de LEAD, 2009). *Referencias:* **CH₄ manejo (%)**: corresponde al % de Metano emitido por el manejo del estiércol en relación con el total emitido por la ganadería a escala mundial. **N₂O manejo (%)**: corresponde al % de óxido nitroso emitido por el manejo del estiércol en relación con el total emitido por la ganadería a escala mundial. **N₂O aplicación (%)**: corresponde al % de óxido nitroso emitido por la aplicación del estiércol como abono en relación con el total emitido por la ganadería a escala mundial.

El metano

La emisión de metano desde el estiércol es considerada una forma indirecta de emisión. Proviene de la descomposición anaeróbica de los ácidos formados desde los componentes celulósicos de la materia orgánica (Burton y Turner, 2003). Este proceso está influenciado por diversos factores que afectan al crecimiento de las bacterias responsables de la formación de metano. Resultan importantes la temperatura ambiental y la humedad de las excretas, como así también el tiempo de almacenamiento. En la tabla 1 se muestran valores de emisión de metano para diferentes especies animales donde se observa que, si bien es importante la especie animal, el impacto del clima incide en un aumento de las emisiones desde 1,5 hasta casi 4 veces más en climas templados, respecto a los menores valores en climas fríos (IPCC, 2002).

Tabla 1. Emisión estimada de metano por animal durante un año proveniente de las excretas según clima (Fuente: IPCC, 2002)

	Climas Fríos	Climas Templados
	Kg CH ₄ /animal/año	
Vaca lechera	14	44
Ganado de Carne	6	20
Ovejas	0,2	0,3
Cabras	0,1	0,2
Cerdos	3	10

La cantidad de metano producida depende también del contenido de energía del estiércol, el cual está fuertemente determinado por el tipo de dieta del ganado que afecta la relación C/N de las heces (Burton y Turner, 2003). Alimentos energéticos incidirán en un estiércol con mayor cantidad de sólidos volátiles, que serán un importante sustrato a partir del cual las bacterias producirán el metano. Sin embargo, esta situación podría compensarse con la posibilidad de mejor digestibilidad de la ración y con consecuente reducción de las emisiones (NRC, 2003; FAO-LEAD, 2009).

Otra de las etapas que resultan de interés para cuantificar son las emisiones de metano provenientes del tratamiento de efluentes. Las emisiones a escala global, derivadas de la descomposición anaeróbica de las excretas y del proceso de tratamiento de los efluentes de todas las especies de animales, se han estimado en aproximadamente 17 millones de toneladas por año. Esta aproximación se ha obtenido en función del manejo del estiércol en diferentes regiones del planeta y de la estimación de los tipos de dieta y su consecuente eliminación de sólidos volátiles. Estos valores se encuentran en el tercer lugar dentro de las emisiones del sector agropecuario, luego de las emisiones por fermentación entérica y de las provenientes por el cultivo de arroz. Las regiones del planeta se pueden ordenar según sus emisiones derivadas de los residuos en: Asia 6,13 millones de toneladas (donde China representa el 63%), América 4,8 millones de toneladas (donde América del Norte representa el 71%), Europa 5,46 millones de toneladas (donde los países del oeste representan el 75%), África con 0,69 millones de toneladas y finalmente Oceanía y Japón con 0,35 millones de toneladas (FAO-LEAD, 2009). Se considera que el 35 % de estas emisiones corresponde al tratamiento de efluentes de las instalaciones intensivas de crianza de animales. Por ejemplo en Francia Gac et al. (2007) evaluaron que la mayor proporción del metano se produce en las instalaciones de estabulación, donde el ganado permanece, a la cual se agregan las emisiones de los sistemas de tratamiento de efluentes.

Los compuestos nitrogenados

El nitrógeno es esencial para la vida de las plantas y de los animales. Actualmente se producen aproximadamente 100 millones de toneladas de fertilizantes sintéticos nitrogenados al año que aportarán al crecimiento de los alimentos, muchos de ellos para el ganado. De cada 100 unidades de nitrógeno que se producen como fertilizantes, solo 4 de ellas ingresarán al tracto digestivo de un humano carnívoro, quedando las otras 96 en algún compartimento ambiental (Galloway y Cowling, 2002). Estos valores resultan importantes dado que parte de las pérdidas pasarán a incrementar los valores de nitratos en aguas subterráneas y superficiales por lixiviación, y otra parte se emitirá a la atmósfera como amoníaco y óxido nitroso.

En las excretas animales se encuentran diferentes tipos de N, el N inorgánico (amonio y nitratos), el N orgánico rápidamente mineralizable (urea y ácido úrico), el N orgánico mineralizable en un período corto (estará disponible durante esa estación de crecimiento de un cultivo) y el N orgánico lentamente mineralizable (años). Las cantidades de nutrientes excretadas en los residuos animales sufren diferentes pérdidas durante el proceso de recolección, tratamiento y reuso. Por ejemplo, para el N se estima que se pierde a la atmósfera el 10% de los kg de excretados por las vacas lecheras en el proceso de recolección en los corrales de ordeño, otro 10% durante el almacenamiento del estiércol y entre el 5 y 30% cuando se lo aplica al suelo (Atkinson y Watson, 1996; Birchall et al., 2008). En la figura 2 se muestra el ciclo del nitrógeno adaptado a parches de heces, orina y por el estiércol aplicado al suelo.

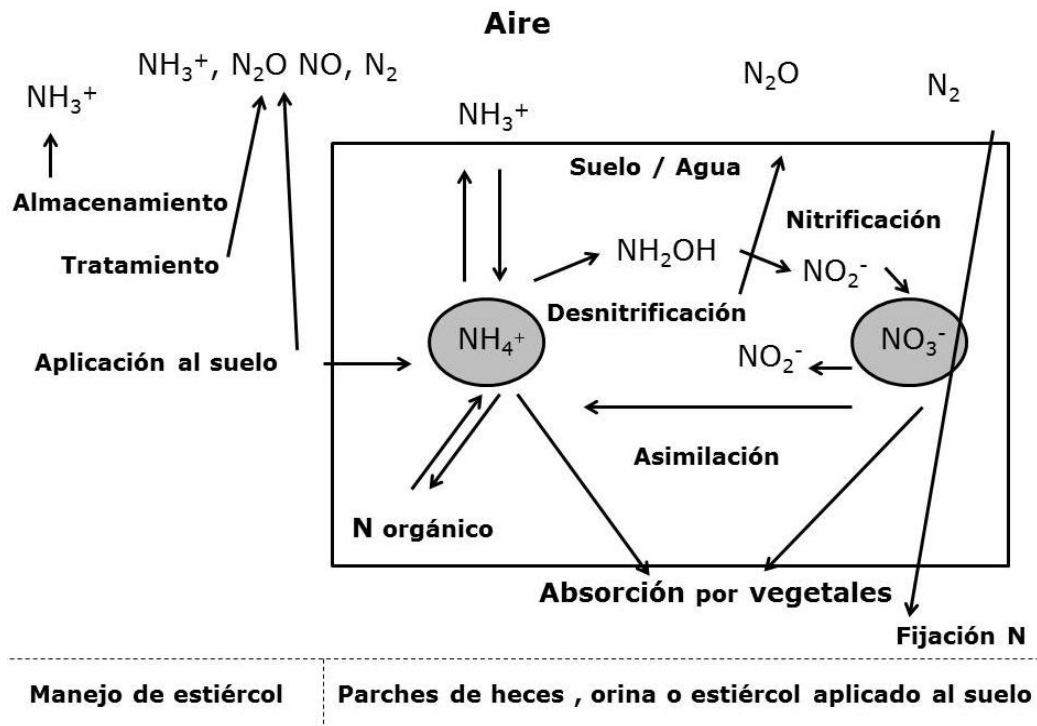


Figura 2. Ciclo de nitrógeno en la ganadería vinculado a las excretas y al manejo y uso del estiércol y de los efluentes (Fuente: adaptado de Burton y Turner, 2003).

El óxido nitroso

Se calcula que los aportes del ganado representan casi las dos terceras partes del total de las emisiones antropogénicas de N_2O , y entre un 75 y un 80 % de las emisiones que provienen de la agricultura. Los procesos de emisión de N_2O son conocidos por la transformación microbiana del N de la materia orgánica. Se presume que un cierto porcentaje del N de las excretas se convertirá a N_2O . Este proceso ocurrirá, tanto desde las heces en sistemas ganaderos pastoriles, como por el manejo y tratamiento del estiércol y de los efluentes en sistemas ganaderos con mayor grado de intensificación. En todas estas situaciones la calidad de las excretas es fundamental para definir un % de emisión, y en definitiva, esta calidad depende de la alimentación y de la eficiencia de conversión de los alimentos de cada animal (Burton y Turner, 2003; Herrero y Gil, 2008).

En los sistemas intensivos de pastoreo se utilizan en general pasturas de muy buena calidad. Esta calidad muchas veces excede los requerimientos de N de los animales, y este N se eliminará en las heces y orina. Si bien la proporción de N contenido en heces es baja y en consecuencia, la proporción que puede ser emitida como N_2O también lo es, el impacto global resulta de importancia cuando se considera toda la superficie con animales en pastoreo (Oenema et al., 1997). Por otra parte la mayor proporción de las emisiones de N_2O se producen en el manejo del estiércol y efluentes como abono de cultivos, siendo muy dependientes de las prácticas de aplicación (Gac et al., 2007).

El amoníaco

El amoníaco no es considerado un gas de efecto invernadero, sin embargo es un contaminante ambiental de interés asociado a las emisiones por la ganadería. El total de emisiones de amoníaco de origen antropogénico se han estimado en 47 millones de toneladas de N a escala global, siendo un 94% de las mismas correspondientes al sector agropecuario y, dentro de éstas, un 68% proviene de la ganadería (Galloway et al., 2004).

La fuente principal de emisiones proviene del N de las excretas (heces + orina) depositadas tanto en lotes de pastoreo como en instalaciones, más el que resulta emitido al aplicar estiércol como abono de cultivos y forrajes (Gac et al., 2007). Los factores que influyen son: concentración de urea (mayor en orina que heces), tamaño de la

superficie de emisión (áreas donde se concentra el estiércol), temperatura ambiental y aireación (dependiente del manejo del estiércol y práctica agrícola para el abonado) (Dewes, 1999; Chadwick, 2006).

Su nivel ambiental es importante en los sistemas cerrados (aves y porcinos) debido a la concentración de las excretas (Brum, 2002). Una aproximación a los niveles de emisión en diferentes especies animales en confinamiento se muestra en la tabla 2 donde se observa gran variabilidad respecto al % de emisión entre especies. La emisión estará influenciada por los tipos de manejo del estiércol y diseño de las instalaciones. Sin embargo, tanto en cerdos como en aves se observan mayores % de emisión probablemente por tener excretas más ricas en N que las demás especies (Brum, 2002; Burton y Turner, 2003).

Tabla 2. Estimación de la excreción de N (kg N/animal/año) y de la emisión de N-NH₃, expresada como % sobre el N excretado, para diferente tipos de animales (Fuente: adaptado de Burton & Turner, 2003)

	Excreción de N Kg N/animal/año	Emisión de N-NH ₃ %
Vaca lechera	100 - 122	21 - 32
Ganado de Carne	50 - 52	11 - 37
Ovejas	12 - 23	5 - 14
Gallina ponedora	0,8	39 - 54
Pollo parrillero	0,3 - 0,7	22 - 48
Cerdos en terminación	13 - 36	30 - 38

El amoníaco se percibe a través de un olor desagradable. Es irritante para las mucosas a partir de una concentración de 20 ppm, por lo cual no se recomienda más de 7 ppm en lugares donde trabajan seres humanos (Hatch et al. 2002). Se han determinado valores de amoníaco en un rango de 0,009 a 1213 ppm de NH₃ en feed lots en los Estados Unidos (NRC, 2003). En estudios realizados en la UE se determinó que, tanto en gallineros como en criaderos porcinos, la concentración de NH₃ no excedía de los 30 ppm (Burton y Turner, 2003). En el aire reacciona con otros gases como el sulfuro de hidrógeno o el ácido nítrico, que al depositarse, contribuyen a la acidificación de los suelos (Hatch et al. 2002). La contaminación atmosférica proveniente de las emisiones de amoníaco tiene un alcance local (malos olores) o regional (lluvia ácida y consecuente acidificación del suelo) y no un alcance mundial, como resulta por el óxido nítrico. A pesar de ser un alcance más limitado que el del cambio climático, sus efectos dependerán del transporte por el viento, y entonces pueden llegar a afectar a cientos de kilómetros desde los lugares en donde fueron emitidos. Aunque el conocimiento de los impactos del depósito de N a nivel global todavía es muy limitado, muchas áreas de alto valor biológico comienzan a verse afectadas (Phoenix et al., 2006).

Otros contaminantes

Los olores representan una de las quejas más frecuentes por parte de las poblaciones que viven cerca de granjas intensivas, junto a la presencia de moscas e insectos. El olor se produce por la presencia de compuestos volátiles, los que se manifiestan en los procesos de almacenamiento y tratamiento de excretas (ácidos grasos volátiles, aldehídos, alcoholes, fenoles y aminas). Al principio del tratamiento del estiércol se produce la liberación de los compuestos volátiles, por esta razón hay más olores. Luego, estos compuestos se transforman en otros sin olor, como CH₄, CO₂ y H₂O. Los aminoácidos y la reducción de los sulfatos de la orina producen sulfuro, provocando olores que se perciben. En los galpones cerrados se incrementan los olores en función del tiempo que pasa el estiércol sobre los pisos sin ser removido, además de aumentar la emisión de NH₃. Uno de los factores que incide en la producción de olor es la humedad de las excretas. Cuando la humedad supera el 35% el olor resulta muy fuerte y desagradable (Gil y Herrero, 2011).

Otra de las formas en que la contaminación puede vehiculizarse es a través de las partículas de polvo que se desprenden tanto de los alimentos como de la cama de los animales estabulados y piso de corrales de tierra con estiércol. Se pueden agrupar en dos tamaños de partículas, y cada una tendrá efectos diferentes. Las partículas de mayor peso molecular (PM10) resultan molestas y pueden afectar la visión. Las de menor tamaño (PM2), si bien no siempre se perciben como una molestia, pueden transportar patógenos y afectar las vías respiratorias, siendo más grave cuando se asocia al amoníaco presente en el aire. En zonas secas, muchas veces se observan nubes de polvo que permanecen constantes en la zona de los corrales. La humedad mínima del estiércol, para no generar polvo,

debería ser del 25%. Se ha cuantificado mayor concentración de microorganismos patógenos que producen enfermedades respiratorias en polvo de criaderos intensivos de cerdos y de aves (Gil y Herrero, 2011).

Del pastoreo a la intensificación

El sector ganadero es considerado como uno de los mayores usuarios antropogénicos de la tierra, y en este rol produce importantes impactos ambientales. Los animales en pastoreo ocupan el 30% de la superficie total de la tierra (excluidas las zonas congeladas). En los países industrializados, el aumento de la producción de carne y de leche ha sido a expensas de la reducción de áreas en pastoreo y de la mejora en la eficiencia en la conversión de alimentos y sus nutrientes (Herrero y Gil, 2008).

Las emisiones difieren según el grado de intensificación de los sistemas ganaderos. Por ejemplo, en el trabajo de Galloway y Cowling (2002) ya comentado, los autores presentan una estimación de pérdidas de N a lo largo de toda la cadena de producción de un producto agrícola y otra cadena de un producto de ganado que ha sido alimentado con recursos agrícolas, donde se muestran que la eficiencia final para los agrícolas representa el 14% y para los ganaderos el 4%. Sin embargo es importante considerar que en sistemas pastoriles gran parte del N quedará retenido en rastrojos aportando materia orgánica a los suelos, con menores tasas de emisión al ambiente que en los sistemas más intensivos.

Los sistemas pastoriles

La característica principal de los sistemas pastoriles es que el ganado se alimenta mayoritariamente de una ración compuesta por forrajes, los cuales deben ser cosechados directamente por el animal bajo diferentes sistemas de aprovechamiento, que básicamente dependen del número de animales por unidad de superficie (carga animal) y el tiempo de pastoreo. En los lotes en pastoreo se distribuyen las excretas de forma más o menos irregular, dependiendo de algunos factores tales como la carga animal, la disposición de las aguadas, y el sistema de pastoreo.

La emisión de metano debida a la presencia de parches de heces en lotes de pastoreo resulta insignificante (< 0,2 %), en relación al total de emisiones de un sistema de producción primaria de leche (Jarvis et al., 1995). Por otra parte representa solo el 0,8 al 4% de las que se pueden producir por el tratamiento de los efluentes de un animal durante igual período (Holter, 1997). En sistemas pastoriles resulta fundamental considerar la temperatura ambiente, donde a mayor temperatura mayor emisión (González y Ruiz, 2001).

Además del metano es importante considerar tanto la emisión de N_2O desde parches de orina en áreas de pastoreo, como cuando el N amoniacal de las excretas se convierte en NO_3^- por el proceso de nitrificación. Este proceso ocurre ya sea durante la descomposición de los parches de heces o por la aplicación del estiércol y efluentes (Figura 2). Toda la emisión mundial de N_2O por animales en pastoreo representa un 11% del total de emisiones de N_2O a la atmósfera. Las mayores emisiones de N_2O se producen cuando existe cierta situación de anaerobiosis. Las condiciones que favorecen las emisiones en sistemas pastoriles son luego de un pastoreo intenso en suelos compactados, pesados, pobremente drenados o húmedos y en estación invernal. Cuando se ofrecen pasturas de alta calidad la mayor proporción del N será excretado en la orina, donde el 70% del N se presentará como urea y será fácilmente, y en gran parte, volatilizado como amoníaco. En cambio en las heces la mayor proporción se presentará como N orgánico, que a su vez presentará una proporción soluble en agua y más fácilmente mineralizada hacia NH_3/NH_4^+ y otra que será mucho más resistente a la degradación y llevando a mayores emisiones de N_2O en el largo plazo (Oenema et al., 1997). Se ha estimado que las pérdidas de N por emisiones en lotes en pastoreo, se encuentra entre el 10 y el 25% del N excretado por los animales (NRC, 2003).

Los sistemas intensivos

En los planteos con diferente grado de intensificación se debe tener en cuenta que además de las emisiones que se producirán como consecuencia del tipo de alojamiento de los animales y su manejo (total o parcialmente estabulados; tipo de instalaciones abiertas o cerradas y del tiempo de retirada del estiércol) y del almacenamiento y tratamiento del estiércol y de los efluentes, éstos se recolectarán residuos y podrán ser reutilizados como abono. Cuando nos referimos a efluentes que son líquidos, las emisiones que se refieren al CH_4 consideran los procesos de almacenamiento y tratamiento y, cuando se refieren al N_2O y NH_3 consideran principalmente las emisiones durante

su aplicación como abono. Las emisiones de CH_4 y N_2O dependen de la actividad microbiana en el “ambiente del estiércol”. La importancia relativa de cada tipo de emisión depende no solo de la composición del estiércol sino también de las prácticas de manejo y de las condiciones climáticas (Petersen et al., 2006)

En un estudio extenso realizado en Europa se determinaron las emisiones durante el almacenamiento y aplicación de efluentes según diferentes posibilidades (Amon et al., 2006). Los autores evaluaron que al aplicar un efluente sin tratar como abono se pueden emitir $227 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$ y $93 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}/\text{m}^3$, considerando dentro de este último valor a la emisión de todos los GEIs. Si se realizara separación de sólidos la emisión sería $403 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$ y $58 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}/\text{m}^3$ de GEIs. Si además se realiza digestión anaeróbica de los efluentes se podría reducir la emisión en $38 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}/\text{m}^3$, sin que se observen modificaciones en la emisión de amoníaco. Como puede observarse las emisiones de NH_3 ocurren en diferentes momentos. Las pérdidas varían entre establecimientos porque dependen de factores de manejo vinculados a la recolección del estiércol, su proceso de tratamiento, almacenamiento y reutilización como abono. En general, las pérdidas que se asocian a la aplicación al suelo corresponden a entre el 35 y 45%, las que corresponden a los sistemas de crianza (estabulados y tipo de estabulación) corresponden a entre 30 y 35% (NRC, 2003). Se debería esperar que en las instalaciones se emita anualmente como máximo por espacio en el cual estará alojado el equivalente a un animal $9,7 \text{ kg NH}_3$ en los establos, $12,1 \text{ kg NH}_3$ en las áreas de almacenamiento de estiércol, $7,5 \text{ kg NH}_3$ en pasturas y 22 kg NH_3 por la aplicación del estiércol (Burton y Turner, 2003).

Las prácticas de manejo durante la aplicación a campo determinan el tipo de emisión. Si luego de aplicado se incorporan al suelo, tanto el estiércol como los efluentes se reducen las emisiones de NH_3 , dado que el 50 % del contenido de N-NH_4^+ se puede perder en las primeras 6 horas (Webb et al., 2010). Sin embargo la incorporación al suelo aumenta las emisiones de N_2O y de CH_4 , porque se incrementa la anaerobiosis. Rodhe et al. (2006) encontraron que luego de inyectar efluentes a 5 cm de profundidad no se detectaba emisión de NH_3 , respecto de la aplicación en bandas sin incorporación, donde el 40% del N-NH_4^+ se emitió como amoníaco durante las primeras 24 horas. En los tratamientos de inyección al suelo se determinó N_2O durante las primeras 3 semanas, llegando a un total acumulado a las 7 semanas de $0,75 \text{ kg N}/\text{ha}$, respecto de los tratamientos en bandas que emitieron durante el mismo período $0,2 \text{ kg N}/\text{ha}$. Otra ventaja de la incorporación es que se reducen olores. Sin embargo no se puede dejar de considerar que al incorporar al suelo se aumenta el consumo energético, además de que es una práctica difícil de implementar en planteos de siembra directa.

Tratamiento de residuos y emisiones

Un aspecto importante que debe ser considerado para comprender las emisiones que se producen durante el tratamiento de los residuos animales es que las excretas se pueden presentar como sólidos (estiércol) o como líquidos (efluentes o purines) (RAMIRAN, 2011). Estos últimos estarán diluidos con el agua que se utiliza en las instalaciones de producción. En general, en los criaderos de pollos y de bovinos de carne en corrales se obtiene estiércol, mezclado con diferentes elementos que se utilizan para la cama, en el primer caso, y mezclado con tierra, en el segundo. En los establecimientos de bovinos lecheros y de cerdos se obtiene una mezcla de sólidos (excretas) con el agua de lavado de instalaciones, donde la cantidad y calidad del agua que se utiliza condiciona fuertemente su calidad. Cuando se combinan las excretas con el agua se logra un efluente líquido con bajo % de sólidos. Trabajos realizados en la región muestran que el % de sólidos (%MS) se encuentra entre el 0,5 y 3% (Salazar et al., 2010).

El tratamiento a realizar tiene algunas etapas que cumplir. La primera se denomina tratamiento primario y es de tipo físico, que básicamente consiste en la separación de los sólidos. Estos sólidos resultantes son los que pueden ser estacionados en pilas ó sometidos a un proceso de compostaje, que resulta útil para incrementar la concentración y disponibilidad de nutrientes y la remoción de patógenos. El tratamiento primario resulta indispensable para tratar los residuos ganaderos dado que disminuye la sedimentación posterior en las lagunas de tratamiento, situación que mejora considerablemente los costos de mantenimiento, a la vez que permite recuperar estiércol de buena calidad para ser utilizado como abono. En un relevamiento realizado en 329 establecimientos lecheros en la Argentina durante el año 2009, se observó que solo el 20% de los establecimientos relevados realizaban la separación de sólidos. Estudios en otros países mostraron que entre el 50 y el 98% realiza la separación (Herrero, 2009).

Se han realizado diferentes estudios para determinar las emisiones desde las pilas de tratamiento del estiércol. Se han observado emisiones de amoníaco entre 5 al 40% del N según calidad del estiércol y especie animal que lo produce. La compactación en las pilas reduce el aire y la emisión. En el caso del N_2O la emisión desde las pilas ocurre por dos procesos, donde inicialmente es como producto de la nitrificación del N-NH_4 y luego desde la desnitrificación del N-NO_3 (Figura 2) (Tsutsui et al., 2013). En el mismo lugar se puede producir metano por

degradación microbiana de lípidos solubles, carbohidratos, proteínas y ácidos orgánicos. La compactación y cobertura inhibe parte de la nitrificación y reduce estas emisiones. Sin embargo cuando se realiza compost los procesos necesarios para airear y dar vuelta la pila incrementan la emisión (Chadwick, 2006).

Luego del tratamiento primario los líquidos resultantes deberán someterse a un proceso de tratamiento biológico, desarrollándose a partir de la presencia de microorganismos. En estos procesos se utiliza la capacidad de los microorganismos autóctonos, principalmente provenientes del estiércol, para metabolizar la materia orgánica y descomponer los hidratos de carbono, proteínas, y grasas, en compuestos simples y solubles. La materia orgánica soluble o disuelta se puede eliminar mediante cualquier proceso aerobio o anaerobio. Cuando existen condiciones aeróbicas, las bacterias utilizan su metabolismo respiratorio para transformar la materia orgánica a dióxido de carbono y agua, sin la producción de olores. Cuando las condiciones son anaeróbicas, los microorganismos transforman las complejas moléculas orgánicas en ácidos orgánicos, que luego son fermentados a metano y a dióxido de carbono. Si estos últimos procesos no se controlan, producen olores desagradables. La presencia o ausencia de oxígeno condiciona uno u otro tipo de proceso, con ventajas y desventajas para cada caso.

Las reacciones microbiológicas son más rápidas en los procesos aerobios que en los procesos anaerobios y por eso resultan más difundidas, resultando más económicas. La principal desventaja de los procesos aerobios, frente a los anaerobios, es la gran cantidad de materia celular que se produce por la rápida degradación de los compuestos orgánicos, más o menos 4 veces mayor que el producido por los organismos anaerobios. La intensidad de la degradación de la materia orgánica dependerá de la cantidad de materia seca. Si esta degradación se realiza en condiciones anaeróbicas se formará CH_4 y CO_2 como productos finales y si se produce aeróbicamente se emitirá mayor cantidad de productos nitrogenados.

En general el tratamiento de los efluentes ganaderos se realiza mediante 2 o 3 lagunas en serie donde la primera es de tipo anaeróbico, la segunda de tipo facultativa y la tercera aeróbica (Figura 3).

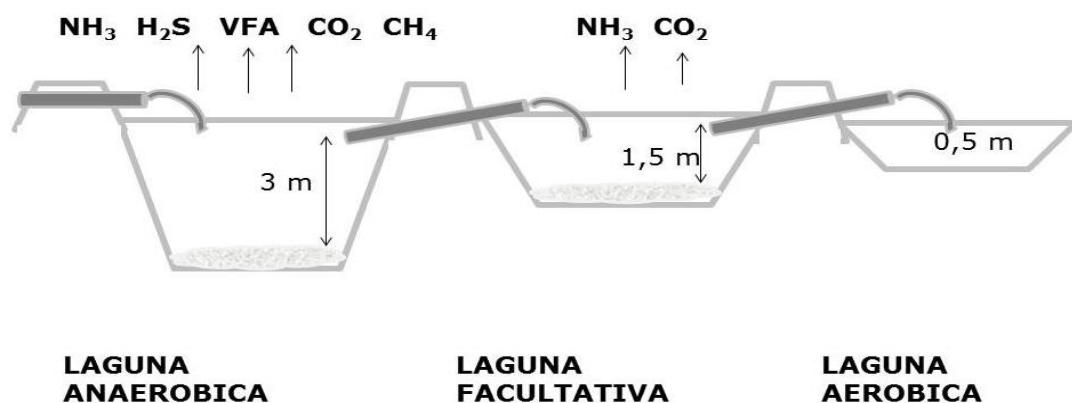


Figura 3. Secuencia de lagunas para el tratamiento biológico de efluentes ganaderos mostrando emisiones según tipos de lagunas.

En las lagunas de tipo anaeróbico se establecen condiciones de anaerobiosis mediante el incremento de la profundidad (3-5 m) y donde las emisiones principales resultan ser de NH_3 , CH_4 y H_2S . Actualmente algunas lagunas se cubren para capturar el metano producido. En este caso se privilegian lagunas de menor tamaño, principalmente por los costos que acarrear la membrana y toda la infraestructura necesaria.

Las lagunas aerobias son aquellas en las que priman los procesos aerobios, es decir en presencia de oxígeno. Representan uno de los métodos más antiguos de purificación de aguas residuales. Son grandes reservorios excavados en el suelo, abiertos a la atmósfera, donde las aguas residuales a tratar son enviadas por canales o por bombeo, y en donde diversos microorganismos llevan a cabo sus actividades metabólicas. La población microbiana genera, como producto del metabolismo aerobio, dióxido de carbono y otros productos que pueden ser utilizados por las algas. Las algas necesitan luz, por lo tanto las lagunas aerobias son poco profundas (entre 0,5 a 1 metro) lo que permite que la luz llegue hasta el fondo de la laguna, y que ésta se mantenga bajo condiciones aerobias. Se puede recurrir al aireado mecánico de las mismas para acortar el tiempo de tratamiento y aumentar la carga orgánica (Burton y Turner, 2003, Herrero, 2009). La aireación de lagunas para mejorar el tratamiento emitieron 422

g NH₃/m³, duplicando las emisiones de NH₃ comparado con efluentes sin tratar que fueron de 227 g NH₃/m³ (Amon et al., 2006).

Las lagunas facultativas, que en general se ubican en segundo lugar, son las que combinan procesos aeróbicos, anaeróbicos y facultativos. Estos últimos corresponden a microorganismos que pueden vivir en presencia o ausencia de oxígeno. La actividad bacteriana dependerá de la temperatura condicionando la carga orgánica a ingresar. Poseen una profundidad de 1,5 hasta 2,5 metros.

Cuando los sólidos no se separan previamente al ingreso del efluente a los sistemas de tratamiento se forma una “costra” sólida. Para poder utilizar estos efluentes se deben agitar y esta operación no solo gasta energía sino que incrementa las emisiones de N₂O, CH₄ y los olores (Amon et al., 2006). En tratamiento y almacenamiento de los efluentes se producen emisiones de NH₃ equivalentes a entre el 5-15% del N total. Se han realizado aportes interesantes mediante la cobertura de lagunas de tratamiento biológico con diferentes materiales, observándose los mejores resultados con cobertura de aceites, con zeolitas y por un plástico especial que retiene formas amoniacales de N. La disminución de las emisiones fue del 40%, 70% y 60% respectivamente, considerando el proceso total de almacenamiento y aplicación (Portejoie et al., 2003). Recientes estudios han demostrado la recuperación del N del NH₃ a partir de membranas y bacterias para mejorar la calidad del efluente de cerdos a ser aplicado como abono (Vanotti et al., 2012). Cuando se realizan aplicaciones al suelo, las emisiones de NH₃ aumentan según aumenta el % de materia sólida del efluente.

Hemos descripto brevemente los métodos básicos para el tratamiento de efluentes y comentado algunos de sus impactos en las emisiones. Sin embargo, la tendencia a la intensificación de la producción primaria y concentración en rodeos de gran escala, genera la necesidad de considerar varios métodos para el manejo de sus residuos, que resulta esencial para mitigar los olores y reducir la contaminación ambiental. Actualmente están disponibles varias tecnologías para el manejo de efluentes que mejoran el tratamiento y disminuir emisiones. Por ejemplo, la digestión anaeróbica es una de estas tecnologías que permite realizar el manejo de estos residuos y obtener productos útiles como metano combustible y un efluente estabilizado y rico en nutrientes. Los establecimientos ganaderos, especialmente los de porcinos, son sitios ideales para los digestores anaeróbicos, dado que los desechos se caracterizan generalmente por un alto contenido de humedad, contienen un alto grado de energía y a su vez se puede generar biogás que se puede utilizar en el mismo establecimiento. En este proceso se oxida a la materia orgánica en un reactor cerrado en ausencia de oxígeno con control de temperatura y pH. Los microorganismos causantes de la descomposición de la materia orgánica son por un lado los que hidrolizan y fermentan los compuestos orgánicos complejos a ácidos simples (microorganismos formadores de ácido), y por el otro son aquellos que convierten los ácidos orgánicos simples, sintetizados por el primer grupo, en gas metano y dióxido de carbono. Éstos últimos son los formadores de metano o metanogénicos, que requieren condiciones que deben ser óptimas para el tratamiento anaerobio: Ausencia de oxígeno disuelto, ausencia de sustancias tóxicas, pH entre 6,6 - 7,6, concentración adecuada de nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo para asegurar el crecimiento de los microorganismos y una concentración de sólidos menor al 15%. Estos microorganismos generan el gas de forma más eficiente cuando la temperatura es superior a los 35°C. Por lo tanto, para que el proceso sea exitoso, se puede requerir ingreso de calor. El gas metano generado puede ser utilizado para producir calor o hacerlo pasar por un generador para producir electricidad. Este proceso disminuye la emisión de gases de efecto invernadero y reduce también los malos olores. Tecnologías más simples pero con el mismo fin son las lagunas cubiertas con material sintético (plástico o goma), donde la digestión anaeróbica y la producción de metano ocurren naturalmente. Son de menor costo que los reactores, pero resulta más difícil realizar el control de la temperatura (Burton y Turner, 2003).

Estrategias de manejo para disminuir las emisiones

Cualquier sistema de producción animal es un sistema complejo en el cual existe gran interacción entre sus varios componentes. En general se separan aquellos abordajes que hacen al “sistema animal” y al “sistema suelo-planta”. Sin embargo, cuando se trata de disminuir los impactos de un sistema productivo en su conjunto, es fundamental un abordaje integral que permita comprender las interacciones entre sus componentes (Gil et al., 2013). Algunos estudios han demostrado como los excesos en los balances prediales de N están relacionados a la emisión de GEIs (Schills et al., 2007), por lo cual aquellas prácticas que impliquen una mejor utilización del N serán también de utilidad para disminuir las emisiones (Rotz, 2004). Otros afirman que no existen conflictos entre las prácticas que tienden a mejorar la alimentación y la eficiencia de producción, con los esfuerzos para reducir las emisiones de GEIs desde el manejo de las excretas y efluentes (Petersen et al., 2013). Sin considerar que este tema puede acotarse a unas pocas recomendaciones, se mencionan algunas de las que con mayor facilidad se pueden considerar en el manejo de las excretas y de los efluentes.

Manejo de la alimentación:

- Aumentar la eficiencia de manejo de nutrientes.
- Utilizar dietas que promuevan mayores eficiencias de uso de N para disminuir la excreción (por ejemplo mayor contenido energético, mayor relación C/N).
- Regular la intensidad del pastoreo para mejorar la calidad del forraje consumido.

Durante el almacenamiento y tratamiento:

- Cubrir las pilas de estiércol evitando la emisión de amoníaco y para disminuir los olores.
- Ubicar los depósitos de tratamiento a por lo menos 2000 metros de distancia de las casas para evitar olores indeseables.

Aplicación de estiércol y efluentes como abono:

- Evitar aplicar estiércol con elevadas temperaturas ambientales y con baja humedad dado que ambos factores favorecen la emisión de amoníaco.
- Aplicar preferentemente en días sin viento y con elevada humedad ambiente.
- Al aplicar estiércol se debería incorporar al suelo dentro de las primeras 6-12 horas.
- Evitar la aspersión / riego con efluentes en suelos anegados, húmedos, en invierno o con baja temperatura.
- No aplicar en momentos en que no haya vegetación creciendo activamente.
- Evitar dosis excesivas en relación a los requerimientos de los vegetales
- Para disminuir los efectos en la emisión de NH_3 en la aplicación es importante realizar la disposición cerca o debajo de la superficie del suelo. Esta práctica es más fácil de lograr cuando el efluente no está demasiado viscoso, es decir con menos % de materia seca.
- Incorporar inhibidores de la nitrificación para mejorar la retención de N en el suelo.
- Utilizar inhibidores de ureasa en las excretas acumuladas en las instalaciones intensivas.
- Realizar las operaciones de limpieza, aireación de lagunas de tratamiento y aplicación de purines a cultivos durante la noche, para que los olores resulten menos molestos a los vecinos.
- Evaluar a escala local diferentes alternativas de aplicación del estiércol y de los efluentes, buscando un equilibrio entre menor emisión de amoníaco mientras no se incremente demasiado las de óxido nitroso.

En síntesis, las emisiones en los sistemas de producción animal que se van intensificando, están muy relacionadas al manejo de las excretas y, en consecuencia, con el manejo de nutrientes y la nutrición animal. Los desechos ganaderos deberán ser tenidos en cuenta como una fuente de nutrientes a reciclar dentro del propio sistema productivo, dado que optimizan sus balances y el riesgo ambiental de contaminación. Sin embargo, son una fuente de emisión importante, tanto de amoníaco como de metano y óxido nitroso. La implementación de mejores prácticas de tratamiento y aplicación resultan fundamentales. Un reto para la producción animal es el del manejo de nutrientes considerando el abordaje integral del sistema productivo.

Bibliografía

- Amon B; V Kryvoruchko; T Amon & S Zechmeister-Boltenstern. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agr Ecosyst Environ*, 112: 153-162.
- ASAE. Manure production and characteristics. ASAE Standard D384.2. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, USA, 2005.
- Atkinson D & CA Watson. 1996. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *An. Sci.* 63: 353-361.
- Basso L & MA Herrero, 2013. Producción Animal y Medio Ambiente. En: Giuffrè y Ratto (Eds.) *Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad*. Vol 1. 2da. Edn Pp. 383-407. Publicado por Ed. FAUBA Buenos Aires, Argentina.
- Birchall S; C Dillon & R Wrigley. 2008. Effluent and Manure management database for the Australian Dairy Industry. Published by Dairy Australia, <http://www.dairyingfortomorrow.com/uploads/documents/file/effluent%20management%20database/chapters/combined.pdf>, Fecha último acceso 10/10/2013
- Brumm MC. 2002. Sources of manure: Swine. En JL Hatfield & BA Steward (Eds.). *Animal Waste Utilization: Effective use of manure as a soil resource*; 1er. Ed. Lewis Publishers. London United Kingdom, 49-64
- Burkholder J; B Libra; P Weyer; S Heathcote; D Kolpin; P Thorne & M Wichman. 2007. Impacts of waste from concentrated feeding operations on water quality. *Environ Health Persp*, 115: 308-312.
- Burton CH & C Turner. (Eds.) *Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture*. 2003. 2nd. Ed. Silsoe Research Institute; Silsoe Bedford, 2003.
- Chadwick DR. 2006. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effects of compaction and covering. *Atmos Environ*, 112: 153-162.
- Dewes T. 1999. Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation. *Bioresource Technol*, 70: 245-248.
- FAO Livestock's and Environmental Development 2009 La larga sombra del ganado. <http://ftp.fao.org/docrep/fao/010/.a0701e00.pdf>. Fecha ultimo acceso 15/05/2013.
- Gac A; F Beline; T Bioteau & K Maguet. 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livest Sci*, 112: 252-260.
- Galloway JN & EB Cowling. 2002 Reactive nitrogen and the world: 200 years of change, *Ambio*, 31(2):64-71
- Galloway JN; FJ Dentener; DG Capone; EW Boyer; RW Howarth; SP Seitzinger; GP Asner; CC Cleveland; PA Green; EA Holland; DM Karl; AF Michaels; JH Porter; AR Townsend, & CJ Vörösmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.
- Gil SB & MA Herrero. 2011. Manejo del estiércol y posibilidades de uso. En *Asoc. Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola* (Eds.) *Suplementación y engorde a corral de vacunos CREA*. 1° edic. Buenos Aires: 70-74
- Gil SB; MA Herrero & MC Saucedo. 2013. Abordaje productivo-ambiental del manejo de nutrientes en engordes a corral. *Rev. Arg. Prod. Anim* (sup 1): 51
- González Avalos E & LG Ruiz Suárez. 2001. Methane emissions factors from cattle manure in Mexico. *Bioresource Technol*, 80: 63-71
- Hatch D; K Goulding & D Murphy. 2002. Nitrogen. In: PM Haygarth & SC Jarvis (ed.). *Agriculture, hydrology and water quality*, CAB International, Wallingford, 7-27.
- Herrero MA. 2009. Uso del agua, manejo de efluentes e impacto ambiental en el tambo. Reporte internacional. APROCAL - JICAL III, Buenos Aires, Argentina, 2009, PP. 30.
- Herrero MA & Gil SB. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación ganadera -review. *Austral Ecol*, 18: 273-289.
- Hirofumi T, T Fujiwara, K Matsukawa, N Funamizu. 2013. Nitrous oxide emission mechanisms during intermittently aerated composting of cattle manure. *Bioresource Technol*, 141: 205-2011
- Holter P. 1997. Methane emissions from danish cattle dung pats in the field. *Soil Biol Biochem*, 29(1): 31-37
- IPCC. 2002. Climate change and biodiversity. (Eds) H. Gitay, A. Suárez, R. T. Watson & D. J. Dokken. IPCC Technical Paper V. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Jarvis SC; RD Lovel & R Panayides. 1995. Patterns of methane emission from excreta of grazing animals. *Soil Biol Biochem*, 27(12):1581-1588
- NRC 2003. *Air Emissions from Animal Feeding Operations*. Washington, D.C.: The National Academies Press.
- Oenema O; GL Vetholf; S Yamuki & SC Jarvis. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manage*, 13: 288-295.
- Petersen SO; M Blanchard; D Chadwick; A Del Prado; N Edouard; J Mosquera & SG Sommer. 2013. Manure management for greenhouse gas mitigation. *Animal*, 7 (sup. 2): 266-282
- Phoenix GK; WK Hicks; S Cinderby; JCI Kuylensstierna; WD Stock; FJ Dentener; KE Giller; AT Austin; RDB Lefroy BS Gimeno; MR Ashmore & P Ineson. 2006. Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: The need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. *Global Change Biology*, 12(3): 470- 476.
- Portejoie S; J Martinez; F Guiziou & CM Coste. 2003. Effect of covering pig slurry store son the ammonia emission processes. *Bioresource Technol*, 87:199-207.
- RAMIRAN (Network on the recycling of Agricultural Municipal and Industrial Residues in Agriculture). 2011. Glossary of terms on livestock manure management. 2nd. Ed. Brian Pain and Harald Menzi (Eds.). Disponible en http://www.ramiran.net/doc11/RAMIRAN%20Glossary_2011.pdf. Fecha último acceso 20 de Julio de 2013.
- Rodhe L; M Pell & S Yamulki. 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use Manage*, 22 (3): 229-237.
- Rotz CA 2004. Management to Reduce Nitrogen Losses in Animal Production. *J Anim Sci*, 82 (e. SUPPL.):E119- E137.
- Salazar F; M A Herrero; V Charlón & A LaManna. 2010. Animal waste management in dairy grazing farms in South American countries. In. Dos Santos and Ferrerira (Eds.) *Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management*. Lisboa, Portugal. 2010 en <http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>. Fecha último acceso 12/08/2013.
- Schills RL; JE Olesen; A del Prado & JF Soussana. 2007. A review of farm level modeling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livest Sci*, 112 (3): 240-251.
- Tamminga S. 1996, A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *J Anim Sci*, 74 (12): 3112-3124
- Underwood EJ & NF Suttle. 1999. *The mineral nutrition of livestock*. Eds. CABI Publishers.
- Upton M. 1997. Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden? WAR/RMZ. N°88. FAO. Roma, Italia.
- Van Horn HH; AC Wilkie; WJ Powers & RA Nordstedt. 1994. Components of Dairy Manure Management Systems. *J. Dairy Sci.* 77 (7): 2008-2030.

- Vanotti M; J Martinez; T Fujii; A Szögi & D Hira. 2012. Ammonia Removal Using Nitrification and Anammox in a Single Reactor. In Proceedings 2012 ASABE Annual International Meeting, Dallas, Texas. July 29 – August 1, 2012. Paper No. 121337837.
- Webb J; B Pain; S Bitman & J Morgan. 2010. The impacts of manure applications methods of ammonia, nitrous oxide and crop response- A review. *Agr Ecosyst Environ*, 137 (1-2): 39-46.

SECCIÓN 2.4



Forestación, Pastizales y Humedales

Capítulo 20

Destino de los gases de efecto invernadero en sistemas silvícolas

Gabriela Posse, Klaus Richter y Nuria Lewczuk

Instituto de Clima y Agua. CIRN - CNIA. INTA Castelar.

En los últimos 200 años el equilibrio original del ciclo del carbono entre los distintos componentes de la biósfera se modificó como consecuencia de la gran presión del hombre sobre los ecosistemas. Debido a que las emisiones de CO₂ provenientes de combustibles fósiles tienen mucho tiempo de residencia en la atmósfera, los efectos sobre el clima global y los ecosistemas pueden durar millones de años (Solomon, 2009). Si bien alrededor de la mitad de las emisiones actuales son secuestradas por los ecosistemas terrestres y los océanos (Gurney et al. 2002), la concentración de CO₂ en la atmósfera no ha cesado de aumentar a tasas crecientes desde la revolución industrial. Junto con la utilización de los combustibles fósiles, el cambio en el uso de la tierra es la actividad realizada por el hombre que mayor impacto ha tenido sobre el balance de carbono en la atmósfera. Dentro de estos cambios, la deforestación ha tenido un impacto enorme sobre las alteraciones en el ciclo del carbono, ya que los bosques son el bioma que acumula más carbono (Janzen, 2004). El incremento de la población mundial y la necesidad de utilizar cada vez más tierras para la producción de alimentos y las necesidades de materiales provenientes de los bosques han impulsado la deforestación de grandes superficies de la tierra. Ya que los bosques contienen un gran porcentaje del stock de carbono y los flujos son altos, la silvicultura se ha visto como una herramienta posible para contrarrestar, al menos en parte, el aumento en las emisiones de CO₂. La cuestión es cómo el manejo forestal y el uso de los productos derivados de esta actividad pueden hacer que el sistema funcione como destino de carbono (C) por un periodo largo de tiempo (McKinley et al. 2011). Por otro lado los bosques generalmente funcionan como emisores de óxido nitroso (N₂O) y destinos de metano (CH₄) (Pihlatie et al. 2005, Morishita et al. 2007, 2011, Jungkunst et al. 2012) y sus balances deberían ser también tenidos en cuenta. Sin embargo, debido a que los flujos son mucho menores a los del CO₂, suelen no tenerse en cuenta.

El manejo de los bosques puede incrementar en promedio el stock de carbono fijado, pero la duración de esta captura dependerá del tiempo de duración de los proyectos, de las técnicas de manejo consistentes en el tiempo y en el espacio, de nuestra capacidad de anticiparnos y adaptarnos a los regímenes de disturbios, del cambio climático, y de los cambios en los mercados de carbono. Cada forestación debería ser evaluada independientemente en términos de su captura y emisión dentro y fuera de sus límites, el costo de implementación y los riesgos y oportunidades (McKinley et al. 2011). Todas las intervenciones del hombre tienen su riesgo y deberían ser evaluadas: evitar la deforestación e incrementar los intervalos entre cosechas puede desplazar la actividad forestal a otros sitios menos adecuados. La aforestación de suelos no forestales puede incrementar el stock de carbono en ese sitio pero desplaza la actividad anterior a otros sitios tal vez menos aptos. Aumentar los intervalos entre cosechas puede disminuir la cantidad de productos forestales disponibles, alterando los mercados. Al mismo tiempo intensificar la silvicultura puede disminuir la biodiversidad y alterar el ciclo del agua. Para determinar si la forestación producirá el efecto deseado de aumento del almacenaje de carbono es necesario tener en cuenta el tipo de ecosistema que se está reemplazando. Cuando un sitio como un pastizal o un campo agrícola se foresta, aumenta mucho el stock de carbono y podemos asumir que este incremento en el carbono no sucedería sin la intervención del hombre. Sin embargo si el punto de partida es un bosque maduro con gran cantidad de carbono acumulado, el reemplazo de este bosque por uno más joven reduce el stock de carbono. Aún en el caso de que un bosque maduro sea convertido a un bosque muy productivo, llevará varios intervalos de cosecha para igualar la cantidad de C del bosque maduro. Generalmente, la cosecha de un bosque con gran biomasa y su reemplazo por uno nuevo reduce el stock de carbono más que si el bosque fuera mantenido, aun teniendo en cuenta los productos de la madera generados (Harmon et al. 1996). Es frecuente que la vegetación nativa que fue reemplazada con forestaciones sea altamente productiva (Rudel & Ropel 1996; Richardson 1998; Geary 2001), como los pastizales nativos de la llanura pampeana y del Uruguay. Estos ecosistemas nativos han sufrido la disminución de sus áreas debido al incremento de las superficies forestadas con pinos y eucaliptos. En las últimas décadas la superficie de suelos aforestados ha aumentado entre 5 y 2 veces respectivamente (MAGP 1998; SAGPyA 2000).

Actualmente cerca del 7% de los bosques del mundo son plantaciones y el 57% son bosques secundarios que se están recuperando de alguna intervención humana (FAO 2010). Entre el 2000 y el 2005 la tasa de incremento del

área de bosques implantados fue del 2% por año y continúa en aceleración (FAO 2009). Sin embargo no es tan claro el papel de estos bosques manejados por el hombre en el ciclo del carbono (Stinson et al 2011). Dentro de los sistemas silvícolas coexisten fracciones vivas y muertas de materia orgánica. Debido a la larga vida de los árboles la acumulación de carbono en la biomasa se prolonga durante mayor tiempo que en otros ecosistemas. Al mismo tiempo esto hace que los disturbios que provocan la muerte de los individuos en bosques nativos o cultivados, liberen rápidamente parte de este carbono (por ej. el fuego) y otra gran parte se va liberando lentamente debido a la descomposición. Por otro lado en función de la edad de los bosques se dan cambios muy importantes en cuanto a la estructura y funcionamiento de los bosques (Noormets et al. 2007), que tienen una influencia muy marcada en la productividad primaria y en el intercambio de CO₂. Aunque los bosques implantados son eficientes en la producción de biomasa, los continuos disturbios (preparación del suelo, fertilización, control de malezas, raleos y cosechas) a los que son sujetos, tienen efectos no comprendidos totalmente. Lo mismo sucede con el manejo de los restos vegetales. Yani et al (2003) y Covington (1981) señalan una pérdida del 20% del carbono mineral después de la cosecha de los árboles. Varios trabajos han reportado aumento de las emisiones de CO₂ luego de las cosechas, sin precisar exactamente el origen, mientras que otros no han encontrado efectos de las cosechas sobre los flujos de CO₂. Esta falta de consistencia es usualmente adjudicada a cambios entre las contribuciones de la respiración autotrófica y heterotrófica que a veces se compensan (Toland & Zak 1994). Se podría esperar que los residuos de cosecha y de los raleos alimentaran el carbono del suelo, pero esto solo sucede si la incorporación de carbono supera la respiración de estos residuos. En muchos casos los cambios de la temperatura y la humedad debido a las labores provocan cambios en las tasas de respiración (Yanai et al 2003, Hagemann et al 2010). Noormets et al. (2012) estimaron los flujos de carbono en una plantación comercial de pinos durante 25 años, detectando que a pesar de que la productividad primaria bruta era alta, las respiraciones del suelo y de los restos vegetales fueron altas también. La respiración de los restos se prolongó por 2 años luego de la cosecha, mientras que la respiración heterotrófica (de los restos de raíces que quedaron) tuvo un pico de emisión entre los 3 y 4 años después de la cosecha. También mencionan que parte del carbono antiguo del suelo fue respirado. Otras cosas que notaron fue que tardó 4.5 años para que la forestación se comportara como un destino de carbono y 9,5 años para volver a ganar C luego de la cosecha.

Por otro lado, conocer la cantidad y calidad del carbono acumulado en los suelos es de suma importancia, ya que el suelo es el reservorio más permanente y grande en los ecosistemas terrestres. Dentro del carbono total es fácil determinar el porcentaje de carbono particulado, que representa la fracción lábil. Esta fracción permite reponer rápidamente nutrientes disponibles para la vegetación o formar complejos con distintos minerales del suelo como las arcillas.

Efectos no deseados de las forestaciones

Los bosques en general absorben mayor energía solar que otras superficies, ya que tienen menor el albedo (la cantidad de energía proveniente del sol y reflejada por la superficie), influyendo esto sobre la evapotranspiración. Al aumentar ésta, es posible que la temperatura del aire disminuya aumentando la formación de nubes y las precipitaciones locales, cambiando potencialmente el clima local. Por otro lado, las forestaciones no solo tienen mayores demandas de agua que los pastizales, los cultivos o los arbustales, sino que también requieren mayores cantidades de nutrientes. El análisis de datos globales ha demostrado un aumento significativo en la concentración y en el porcentaje intercambiado de sodio, en la acidez del suelo y un decrecimiento en la saturación de bases, sugiriendo una potencial salinización y sodicidad de los suelos (Jobbagy & Jackson 2003). Estos autores señalan que los suelos bajo eucaliptos de la región pampeana son sustancialmente más ácidos que los pastizales nativos. Similares diferencias se han encontrado en Nueva Zelanda (Alfredsson et al. 1998). La manifestación de estos cambios depende de la textura de los suelos y del uso anterior del sitio (Jobbagy & Jackson 2003, Jackson et al. 2005).

Mediciones del balance de carbono

A pesar de estos cambios no deseados, existe una gran esperanza en que los bosques permitan disminuir el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera a través de la captura de carbono. Así, un gran porcentaje de los sitios que conforman la red FLUXNET corresponden a bosques (Baldocchi et al. 2001). El proyecto FLUXNET es una excelente iniciativa para integrar un gran número de sitios, en los que se utiliza la técnica de flujos turbulentos (Eddy covariance en inglés) para estimar básicamente flujos de agua y carbono. Hoy en día existen cerca de 500 sitios asociados a esta red, en la que se siguen protocolos comunes de manera de hacer comparables los resultados

obtenidos en los distintos sitios de estudio. Otro de los objetivos es la de proveer información que permita validar los cálculos de productividad primaria que se realizan a partir de modelos que utilizan información remota proveniente de sensores en plataformas satelitales. Los primeros avances en la implementación de esta metodología surgieron a fines de la década de 1950, pero recién en la década de 1980 se pudo progresar gracias a los avances tecnológicos en la fabricación de los sensores.

El método de flujos turbulentos permite cuantificar la entrada y salida de CO_2 y vapor de H_2O con un alto detalle temporal, mediante la cuantificación continua de los gramos de carbono y de agua por metro cuadrado que entraron o salieron de manera neta. El método se basa en la medición de los torbellinos de viento y la concentración del gas de interés presente en los mismos. En la parte baja de la atmósfera, la que está en contacto con la biósfera, el flujo del viento es turbulento debido a la fuerza de rozamiento. Si se pudiera observar este flujo turbulento, veríamos una serie de torbellinos de distinta velocidad con diversas concentraciones de los gases atmosféricos. Partiendo de la ecuación de flujo turbulento, aplicando la descomposición de Reynolds y teniendo en cuenta algunas restricciones que permiten simplificar varios términos de la ecuación, es posible estimar el flujo instantáneo del gas de interés de manera simple. Así se puede calcular el flujo a partir de la covarianza entre la velocidad vertical del viento y la concentración del gas de interés midiendo ambos parámetros a una muy alta frecuencia, para períodos cortos de tiempo, usualmente media hora. Se espera que durante ese lapso de tiempo, las condiciones atmosféricas no se modifican (restricción para que algunos supuestos se cumplan) y se cuente con suficientes torbellinos diferentes que permiten caracterizar ese flujo.



Figura 1: Esquema del comportamiento turbulento del viento en las capas bajas de la atmósfera.

Para utilizar esta técnica se necesitan básicamente dos sensores: un anemómetro sónico, que permite medir la velocidad del viento en tres ejes independientes (x , y , y z) y un sensor de CO_2 y H_2O (los gases más comúnmente estudiados con este método) que utilizando un haz infrarrojo estima la concentración de estos dos gases. Es necesario realizar las mediciones 10 o 20 veces por segundo (10 o 20 Hz). Complementando esta información con radiación solar (global y neta), la temperatura del aire y/o la del suelo, las precipitaciones (con el mismo paso horario que los datos de flujo), es posible caracterizar el intercambio neto de un área, de entre 300 y 800 m de longitud promedio hacia la dirección de donde viene el viento. El área sobre la que se estima el flujo neto varía según la dirección del viento, su velocidad, la altura de la vegetación, la altura de los sensores y la condición de la atmósfera. Esta área fuente se calcula por medio de modelos matemáticos, existen distintos modelos según algunas asunciones que hacen Hsieh et al. 2000 y Kljun et al. 2004.

Dentro del marco de dos proyectos sucesivos financiados por el INTA entre 2007 y 2012 (AERN 3632, AERN 293321) de monitoreo de gases con efecto invernadero, se instaló dentro de una forestación comercial de *Pinus taeda* los sensores necesarios para aplicar esta técnica. El sitio se denomina Rios Cue (28° 14' 22.2'' S; 56° 11' 19.1'' W) y pertenece a la empresa Bosques del Plata. Sobre una torre de incendios se instalaron un anemómetro CSAT 3 de Campbell, un sensor de CO_2 y H_2O de camino abierto de Licor (LI 7500), un sensor que mide la radiación fotosintéticamente activa (radiación PAR) y un radiómetro neto (NR LITE de Kipp & Zonen) a 18 m de altura. Estos sensores están alimentados por baterías que se cargan por medio de paneles solares. Los datos se guardan en un data logger Campbell CR 3000. La forestación fue implantada en el año 2003, contando al comienzo de las mediciones (en diciembre del 2009) con 6 años de edad. Antes de esta implantación, no se habían realizado modificaciones de la cobertura original, tratándose de un pastizal sujeto a pastoreo vacuno.

También, teniendo en cuenta los distintos ambientes existentes (en base a una carta de suelos local), se tomaron muestras de suelo en tres estratos (0-10, 11 a 25 y 26 a 50 cm) en las lomas, tendido alto y tendido bajo. Dentro de cada una de estas posiciones topográficas, se muestreó por separado sitios forestados con pinos (*Pinus taeda*, plantados en 2003, primera rotación), y no forestado. Para el caso de las lomas, también se muestreó en sitios con monte nativo. En todos los sitios el área no forestada correspondió a pastizales bajo uso ganadero. En las muestras de suelo se determinó carbono total por combustión seca y el carbono particulado por el método de Cambardella y Elliot (1992). Además se tomaron muestras con un cilindro de volumen conocido para determinar densidad en cada estrato (g/cm^3) y en laboratorio se determinó textura en cada una de las posiciones topográficas. Las diferencias entre compartimientos o entre estratos se analizaron con ANOVA y comparaciones múltiples utilizando el test de Tukey.

Resultados obtenidos

Flujo de CO_2

Por convención se asignan valores negativos a las entradas netas de carbono al ecosistema y positivos a las pérdidas netas hacia la atmósfera. Debido a esto, si se sigue el patrón diario en cualquier ecosistema verde, se observan valores negativos durante las horas con luz solar, ya que la fotosíntesis prevalece sobre la respiración, mientras que por la noche (o cuando está muy nublado o las plantas no tienen hojas verdes) el único proceso existente es el de respiración y los valores son positivos (figura 2). En el caso del bosque estudiado, si bien los valores de productividad primaria bruta fueron altos y dentro de los rangos esperados (Figura 3) se obtuvieron muchas veces valores de productividad primaria neta positivos (Figura 4).

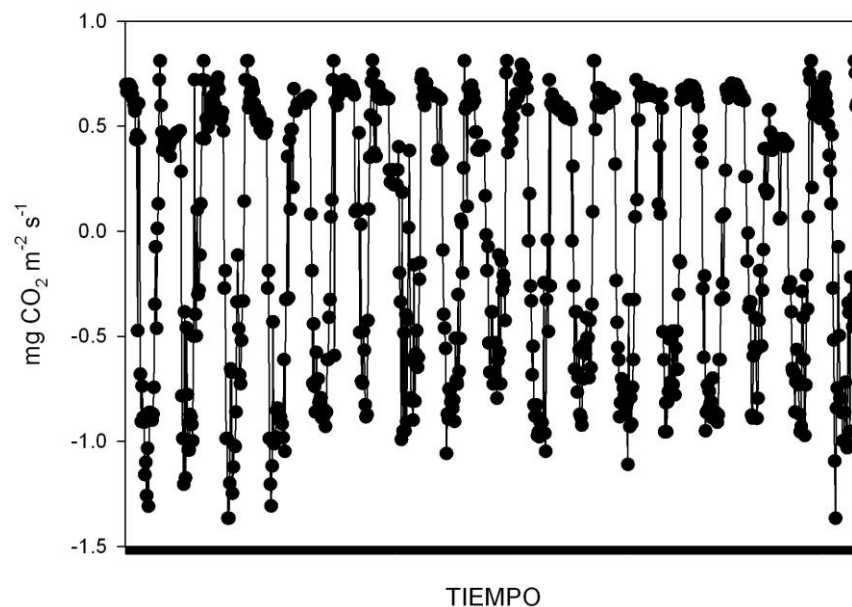


Figura 2: Tasa instantánea de intercambio neto entre la forestación y la atmósfera. Cada círculo corresponde al valor promedio de media hora. Se graficaron 15 días a modo de ejemplo.

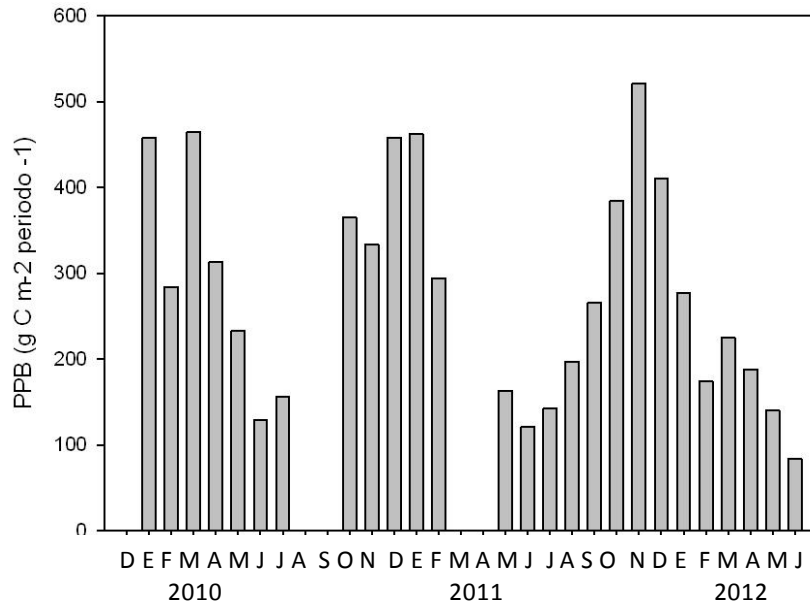


Figura 3: Productividad primaria bruta (PPB) en una forestación de pinos en Virasoro, Pcia. de Corrientes, expresada en g de carbono por metro cuadrado por mes, excepto para los meses incompletos. Los espacios vacíos corresponden a dos periodos en los que por proble

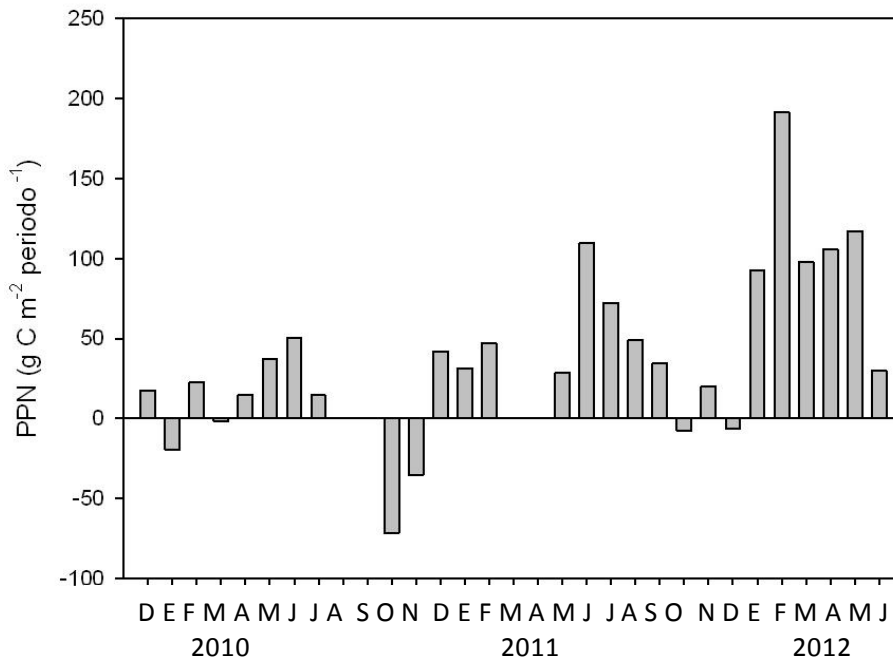


Figura 4: Productividad primaria neta (PPN) en una forestación de pinos en Virasoro, Pcia. de Corrientes, expresada en g de carbono por metro cuadrado por mes (excepto para los meses incompletos). Los espacios vacíos corresponden a dos periodos en los que por problemas técnicos no hubo datos.

Este balance se debe a los altos valores de respiración estimados, que superaban en magnitud absoluta los valores de productividad neta estimados. La baja radiación de una gran cantidad de días, sumado a las altas temperaturas que favorecen la respiración contribuyó a este balance. La gran cantidad de restos vegetales existentes sobre el suelo resultado de un raleo sanitario realizado en octubre del 2010 y que quedaron dentro del rodal, contribuyó indudablemente a los altos valores de respiración. En la figura. 4 se observa que hasta noviembre del 2010 se obtuvieron valores de PPN negativos, que mostraron fijación de carbono. Sin embargo, luego del raleo selectivo, no se obtuvieron balances negativos en ninguno de los meses estudiados. Probablemente en el futuro el balance vuelva a ser negativo, de modo que las entradas de carbono sean mayores que las salidas, pero no sabemos cuánto tiempo tomará este cambio de signo en el balance neto.

Intercambio de Carbono

Carbono en el suelo

Carbono total y carbono particulado (%). Tanto la cantidad de carbono total (CT) como el carbono particulado (CP) disminuyeron con la profundidad. El % de carbono total más alto fue encontrado en las lomas con monte nativo y en las lomas forestadas, pero no mostraron diferencias significativas entre ellas. Las lomas no forestadas tuvieron menor % de CT. Las zonas planas bajas tienen los valores menores, mientras que los tendidos altos tienen valores intermedios y ninguno de los dos mostraron diferencias significativas entre forestado y no forestado. ($p > 0.05$). (Figura 5).

En cuanto al % de carbono particulado, la loma con el monte nativo y el tendido alto no forestado son los que presentaron valores mayores. No se detectaron diferencias en las lomas ni en los tendidos bajos según estuvieran forestadas y no forestadas ($p > 0.05$). En cambio, el tendido alto forestado tiene mayor % CP que el TA no forestado ($p < 0.05$) (Figura 5).

Resumiendo, podemos decir que, las lomas forestadas no han modificado la cantidad de carbono total existente respecto al monte nativo y a las lomas no forestadas. Sin embargo, las lomas forestadas o no forestadas tienen menor porcentaje de CP que las lomas con monte nativo.

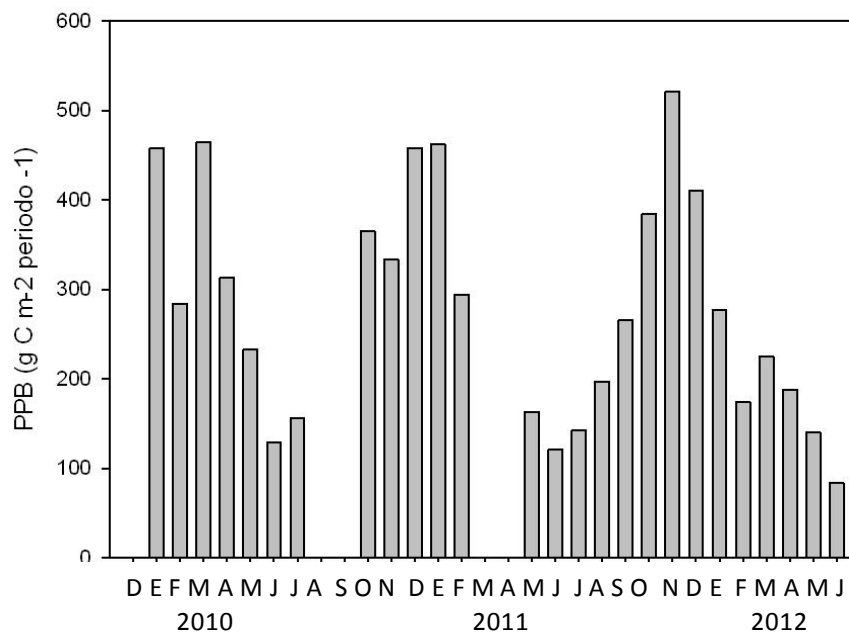


Figura 5: Porcentaje de carbono total y carbono particulado en una forestación de pinos en Virasoro, Pcia. de Corrientes, para distintos estratos de profundidad y para cada tipo de vegetación en las tres posiciones topográficas de la zona: lomas (L): forestadas, no forestadas y monte nativo; tendido alto (TA): forestado y no forestado; tendido bajo (TB): forestado y no forestado.

Teniendo en cuenta la densidad de cada sitio y estrato y los porcentajes de carbono total (CT) y carbono particulado (CP) y ponderando el espesor de cada estrato, calculamos la cantidad de CT y CP en los primeros 50 cm de profundidad en cada sitio definido. Las posiciones con valores mayores de carbono total son las lomas forestadas y no forestadas, mientras que las zonas planas bajas (forestados y no forestados), el tendido alto forestado y el monte nativo de las lomas tienen los valores menores (Figura. 6).

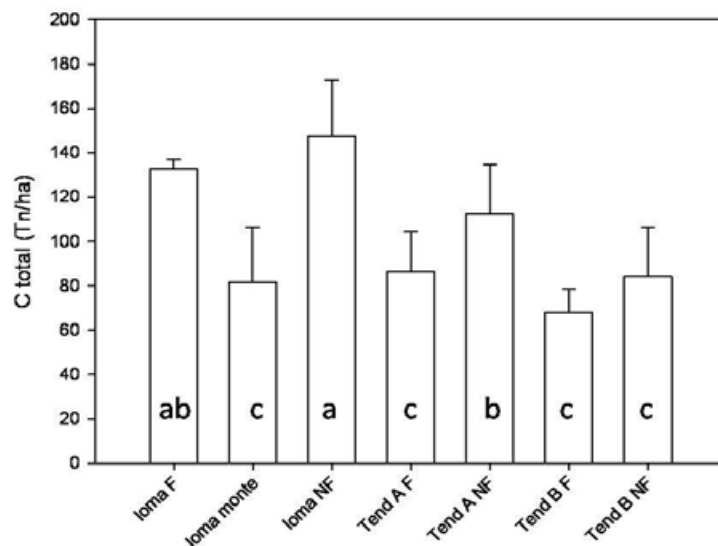


Figura 6. Contenido de carbono total en una forestación de pinos en Virasoro, Pcia. de Corrientes en los primeros 50 cm de profundidad, calculado en base a la concentración en cada estrato y la densidad, ponderando los tres estratos muestreados (0-10 cm; 11-25 cm y 26-50 cm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$, anova de un factor).

En cuanto al carbono particulado, que representa un carbono disponible y mas joven, encontramos que el monte nativo y el tendido alto no forestado son los sitios con valores mayores. Los demas sitios no tienen diferencias significativas entre si (Figura 7).

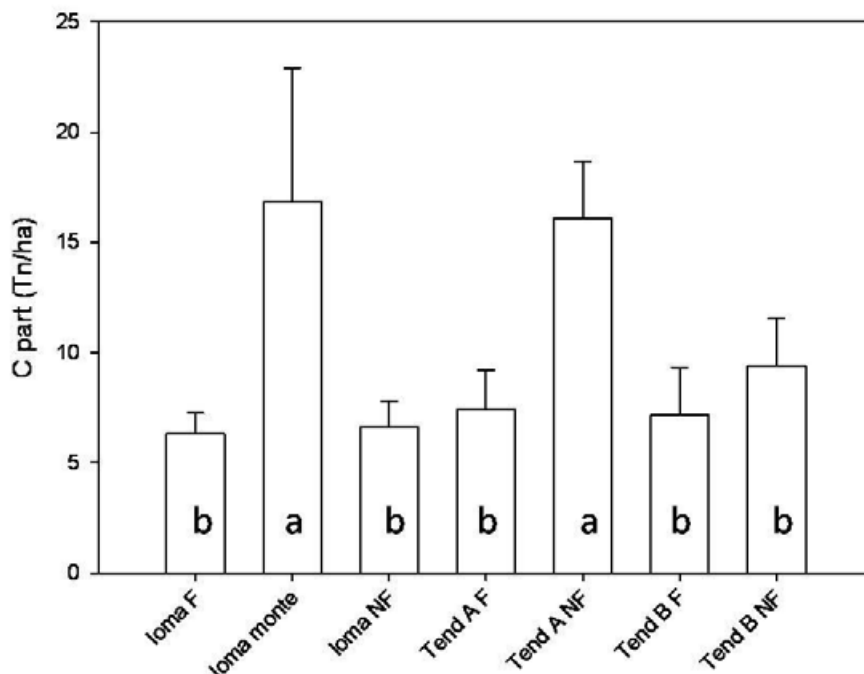


Figura 7. Contenido de carbono particulado en una forestación de pinos en Virasoro, Pcia. de Corrientes, en los primeros 50 cm de profundidad, calculado en base a la concentración en cada estrato y la densidad, ponderando los tres estratos muestreados (0-10 cm; 11-25 cm y 26-50 cm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$, anova de un factor).

Los resultados aquí presentados son preliminares, es necesario realizar mayores esfuerzos de muestreo para poder contar con un panorama más claro respecto a los balances de carbono de nuestros bosques implantados. El esfuerzo

necesario es bastante grande, ya que los equipos son costosos, se requiere de conocimientos específicos y de un seguimiento muy cercano de los equipos instalados en el campo así como del manejo de la información registrada. Esperamos que este trabajo sea un comienzo a la hora de evaluar el impacto de las forestaciones sobre la captura de carbono en los suelos de la Argentina. Será necesario además, estudiar otros sitios y periodos más largos de tiempo.

Bibliografía

- Alfredsson, H; LM Condon; M Clarholm; & MR Davis. 1998. Changes in soil acidity and organic matter following the establishment of conifers on former grassland in New Zealand. *For. Ecol. Mgmt* 112: 245-252.
- Baldocchi D; E Falge; L Gu; R Olson; D Hollinger; S Running; P Antonhi; Ch Bernhofer; K Davis; J Fuentes; A Goldstein ; G Katul; B Law; X Lee; Y Mahli; T Meyers; W Munger; W Oechel; UKT Paw; K Pilegaard; HP Schmid; R Valentini; S Verma; T Vasala; K Wilson & S Wofsy. 2001. Fluxnet: a new tool to study the temporal and spatial variability of exosystem-scale carbon dioxide, water vapor and energy flux densities. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 82: 2415-2434.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Soc of America Journal* 56: 777-783.
- Covington WW. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* 62: 41-48.
- FAO (2009) State of the World's Forests 2009. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2010) Global Forest Resources Assessment 2010: Progress Towards Sustainable Forest Management. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Geary TF. 2001. Afforestation in Uruguay – study of a changing landscape. *Journal of Forestry* 99: 35-39.
- Gurney KR; RM Law; AS Denning; PJ Rayner; D Baker; P Bousquet; L Bruhwiler; Y-H Chen; P Ciais; S Fan; IY Fung; M Gloor; M Heimann; K Higuchi; J John; T Maki; Sh Maksyutov; K Masarie; P Pelylin; M Prather; BC Pak; J Randerson; J Sarmiento; S Taguchi; T Takahashi & C-W Yuen. 2002. Towards robust regional estimates of CO₂ sources and sinks using atmospheric transport models. *Nature* 415: 626-630.
- Hagemann U; MT Moroni; J Gleibner & F Makeschin. 2010. Disturbance history influences downed woody debris and soil respiration. *Forest Ecology and Management* 260 (10): 1762-1772.
- Harmon, ME; JM Harmon; WK Ferrell & D Brooks. 1996. Modeling carbon stores in Oregon and Washington forest products: 1900-1992. *Climatic Change* 33: 521-550.
- Hsieh Ch; Katul G & T Chi. 2000. An approximate analytical model for footprint estimation of scalar fluxes in thermally stratified atmospheric flows. *Advances in Water Resources* 23:765-772
- Jackson RB; EG Jobbágy; R Avissar; SB Roy; DJ Barrett; ChW Cook; KA Farley; DC Le Maitre; BA McCarl & BC Murray. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944-1947.
- Janzen HH. 2004. Carbon cycling in earth systems- a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 399-417.
- Jobbágy EG & RB Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64:205-229.
- Jungkunst HF; A Bargsten; M Timme & S Glatzel. 2012. Spatial variability of nitrous oxide emissions in an unmanaged old-growth beech forest. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 175: 739-749.
- Kljun N; P Calamca, MW Rotach & HP Schmid. 2004. A simple parameterisations for flux footprint predictions. *Boundary-Layer Meteorology* 112: 503-523.
- MAGP 1998. Anuario estadístico agropecuario. Ministerio de Agricultura y Producción, Montevideo.
- McKinley DC; MG Ryan; RA Birdsey; CP Giardina; ME Harmon; LS Heath; RA Houghton; RB Jackson; JF Morrison; BC Murray; DE Pataki & KE Skog. 2011. A synthesis of current knowledge on forest and carbon storage in the United States. *Ecological Applications* 21 (6): 1902-1924.
- Morishita T; T Sakata; M Takahashi; S Ishizuka; T Mizoguchi; Y. Inagaki; K Terazawa; S Sawata; M Igarashi; H Yasuda; Y Koyama; Y Suzuki; N Toyota; M Muro; M Kinjo; H Yamamoto; D Ashiya; Y Kanazawa; T Hashimoto & H Umata. 2007. Methane uptake and nitrous emission in Japanese forest soils and their relationship to soil and vegetation types. *Soil Science and Plant Nutrition* 53: 678-691.
- Morishita T; S. Aizawa; S Yoshinaga & S Kaneko. 2011. Seasonal changes in N₂O flux from forest soils in a forest catchment in Japan. *J. For. Res.* 16: 386-393.
- Noormets A; J Chen & T Crow. 2007. Age-related changes in forest carbon fluxes in a managed northern Wisconsin landscape. *Ecosystems* 10: 187-203.
- Noormets A; SG McNulty; JC Domec; M Gavazzi & JS King. 2012. The role of harvest residue in rotation cycle carbon balance in loblolly pine plantations. *Respiration partitioning approach. Global Change Biology* 18 (10): 3186-3201.
- Pihlatie M; J Rinne; P Ambus; K Pilegaard; JR Dorsey; Ü Rannik; T Markkanen; S Launianen & T Vesala. 2005. Nitrous oxide emissions from a beech forest floor measured by eddy covariance and soil enclosure techniques. *Biogeosciences* 2: 377-387.
- Richardson DM. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.
- Rudel T & J Ropel. 1996. Regional patterns and historical trends in tropical deforestation, 1976-1990: A qualitative comparative analysis. *AMBIO* 25:160-166.
- SAGPyA. 2000. Primer inventario nacional de plantaciones forestales en macizo. *Argricultura, Ganadería y Pesca Argentina. Buenos Aires-Argentina. Revista Forestal* 20:1-9.
- Solomon, S; GK Plattner; R Knutti & P Friedlingstein. 2009. Irreversible climate change due to carbón dioxide emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.* 106 (6): 1704-1709.
- Stinson G; WA Kurz ; CE Smyth; ET Neilson; CC Dymond; JM Metsaranta; C Boisvenue; GJ Rampley; Q Li; TM White & D Blain. (2011) An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. *lobal Change Biology* 17:2227- 2244.
- Toland, D. & D. Zak. 1994. Seasonal pattern of soil respirations in intact and clear-cut Northern hardwood forest. *Canadian of Journal Forest Research* 24:1711-1716.
- Yanai RD; WS Currie & CL Goodale. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems* 6: 197-212.

Capítulo 21

Bosques y cambio climático. Inventario de gases de efecto invernadero en bosques

Héctor D. Ginzo

Instituto del Clima. Academia Argentina de Ciencias del Ambiente. Email: hdginzo@arnet.com.ar

Introducción

Las cuestiones metodológicas que se tratarán en este capítulo presuponen que las estimaciones resultantes se emplearán para confeccionar un inventario de gases de efecto invernadero⁴ acorde con los requisitos de buena práctica y de calidad del mismo. Un tratamiento completo y exhaustivo de esos requisitos se halla en Paciorek & Rypdal (2006). La fuente de este capítulo es la obra producida por el IPCC⁵ para la confección de inventarios de *tierras forestales* (Aalde et al., 2006b).

Una *tierra forestal* es el conjunto formado por los árboles y demás plantas leñosas que se encuentran sobre una superficie de terreno y el suelo subyacente. La definición precisa de tierra forestal es una cuestión esencialmente administrativa, propia del ordenamiento territorial de un país. Existen criterios acordados internacionalmente para definir el término *tierras forestales* (ver la sección 2 más adelante).

Los gases de efecto invernadero (GEI) más relevantes en las tierras forestales son tres: (i) el *dióxido de carbono* (CO₂), que es el gas cuantitativamente más abundante; (ii) el *óxido nítrico* (N₂O), que es generalmente producido por la desnitrificación y volatilización de fertilizantes nitrogenados y abonos orgánicos y la quema de biomasa, y (iii) el *metano* (CH₄), el que generalmente se desprende en la quema de biomasa o de humedales asociados con bosques o directamente de manglares.

En la Tabla 1 se muestran dos casos contrastantes en cuanto al papel de las tierras forestales en la dinámica de los tres gases más relevantes en ellas: CO₂, CH₄ y N₂O.

Tabla 1. Emisiones (valores positivos) y absorciones (valores negativos) de tres gases de efecto invernadero en tierras forestales del Canadá y de Italia correspondientes al año 2010^[1].

Gas	unidad	País	
		Canadá ^[2]	Italia ^[3]
CO ₂	miles de toneladas	50.000	-39.947
CH ₄	miles de toneladas	550	44
N ₂ O	miles de toneladas	23	0

^[1] Las cifras corresponden a la categoría *tierras forestales que permanecen como tales* (Bickel y otros, 2006).

^[2] La fuente es el cuadro A12-3 (EC, 2012)

^[3] La fuente es el cuadro 7.1 (ISPRA, 2010)

⁴ De no indicarse expresamente, el término *inventario* se emplea en el resto del texto para referirse a un inventario de las emisiones por las fuentes y las absorciones por los sumideros de gases de efecto invernadero.

⁵ Siglas en inglés del *Grupo Intergubernamental de Expertos en Cambio Climático*.

Las tierras forestales pueden comportarse como sumideros de CO₂ (el caso de Italia) o como fuentes del mismo gas (el caso de Canadá) La Tabla 1 también destaca la poca importancia relativa (respecto de las emisiones de CO₂) de las fuentes de metano y de óxido nitroso.

Las tierras forestales

Lo primero que deben hacer los compiladores de un inventario es definir clara e inequívocamente lo que se entiende por *tierras forestales*. En el capítulo presente se adhiere a la definición de tierras forestales acordada por los países signatarios de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y de su Protocolo de Kioto, la Argentina entre ellos.

Las tierras forestales contienen formaciones boscosas que cumplen con los criterios de definición de bosque establecidos por un país (Bickel et al., 2006). Un *bosque* es «...una superficie mínima de tierras de entre 0,05 y 1,0 ha con una cubierta de copas (o una densidad de población equivalente) que excede del 10 al 30% y con árboles que pueden alcanzar una altura mínima de entre 2 y 5 m a su madurez in situ...» (UNFCCC, 2005). La superficie, la cubierta de copas y la altura mínima de los árboles son los tres parámetros que definen un bosque.

Tabla 2. Parámetros nacionales empleados para definir *bosque* en el ámbito del Protocolo de Kioto.

País	Superficie ha	Cobertura de copas %	Altura mínima m	Referencia
La Argentina	1,0	22,5	3	RA (2007)
Canadá	1,0	25,0	5	UNFCCC (2008)
Italia	0,5	10,0	5	UNFCCC (2007)

Un ejemplo de la elección particular de los valores de esos parámetros por algunos países se muestra en la Tabla 2. Además, un *bosque* «...puede consistir en formaciones forestales densas, donde los árboles de diversas alturas y el sotobosque cubren una proporción considerable del terreno...», o bien un *bosque* puede ser una masa boscosa más bien rala (pero con cobertura de copas no inferior al valor definido por un país (UNFCCC, 2005)) Las masas forestales naturales y todas las plantaciones jóvenes que aún no hayan alcanzado una densidad de copas entre 10 y 30% o una altura de los árboles entre 2 y 5 m se consideran *bosque* también (UNFCCC, 2005).

También la definición incluye los sistemas con una estructura de vegetación que actualmente se encuentra por debajo, pero que potencialmente podría alcanzar in situ los valores de los umbrales utilizados por un país para definir la categoría *tierras forestales* (Bickel et al., 2006).

Finalmente, son *bosques* las superficies que normalmente forman parte de una zona boscosa, pero carecen temporalmente de población forestal—cualesquiera fueran las causas de ello—si bien se espera que vuelvan a convertirse en bosque (UNFCCC, 2005) Esta definición de bosque no excluye la inclusión en ella y por vía administrativa de los caminos en los bosques, las cortinas rompiefuegos y otras áreas abiertas y pequeñas; las cortinas rompevientos y de protección y los corredores de árboles mayores que una cierta superficie y una anchura no mayor que un cierto valor preestablecido; y los bosques en parques nacionales, reservas naturales u otras áreas protegidas por el interés ambiental, científico, histórico, cultural o espiritual (FAO, 2010).

La extensión y localización de las tierras forestales

La exactitud de las estimaciones de las emisiones y absorciones de GEI presupone que los tamaños de tanto las tierras forestales como de esas otras tierras con otros usos que se convierten en tierras forestales se puede mensurar y la localización geográfica de las mismas se puede establecer. El compilador de un inventario puede encontrarse

con tres situaciones relativas a la recopilación de datos de superficie forestal necesarios para su tarea. Un método de recopilación de datos consiste en identificar la superficie total de las tierras forestales en una región o país, sin indicación de las superficies de esas convertidas a otros usos o de las superficies de otros usos de la tierra convertidas a tierras forestales. Este es el Método 1 (Bickel et al., 2006). Precisamente porque este método de representación no permite la identificación de tierras forestales convertidas en otros usos de la tierra (como el agrícola o el pastoril, por ejemplo), no es un método apropiado para una estimación exacta de emisiones y absorciones de GEI. Un enfoque metodológico más apropiado para compilar un inventario consiste en disponer de datos que permitan el seguimiento de las superficies convertidas entre categorías de uso de la tierra (Método 2, Bickel et al., 2006). El Método 3 (Bickel et al., 2006) representa una mejora metodológica sobre el Método 2 porque permite seguir las conversiones del uso de la tierra explícitamente con la ayuda de datos georreferenciados. No es infrecuente que los diversos usos de la tierra se inventarían con una combinación de los métodos anteriores, como consecuencia de la naturaleza de la información que se dispone. Como la representación coherente de las tierras forestales y de las tierras de otros usos es muy compleja como para desarrollarla en el capítulo presente, se remite al lector a la lectura de Bickel et al. (2006).

La incertidumbre en las estimaciones

Las estimaciones de las emisiones (remociones) de un GEI tienen diversos grados de incertidumbre como consecuencia de la naturaleza de la información que se dispone de la fuente (sumidero) y del gas. La incertidumbre es un término estadístico que se refiere a la dispersión relativa de los valores de una variable alrededor de su media. La última edición de las buenas prácticas del IPCC (Paciornik & Rypdal, 2006) clasifica las metodologías de acuerdo a sus grados de exactitud. El *Nivel 1* es el más básico porque en él se emplean enfoques metodológicos y factores de emisión⁶ que, por suplir la carencia de datos propios del país o de una región, se denominan *por defecto*. Estos datos pueden provenir de fuentes internacionales—como la base de datos forestales de la FAO o la base de datos de factores de emisión del IPCC (EFDB⁷), para mencionar solamente algunos ejemplos—o de regiones similares en cuanto al clima y el tipo de tierra forestal. Este es el nivel en el que las incertidumbres de los datos son comparativamente las más elevadas. Pero como es el nivel metodológico más accesible en cuanto a su uso, es el que se emplea en este capítulo para describir metodologías, datos de actividad⁸ y factores de emisión. Los cálculos de Nivel 1 se basan en superficies de terreno estratificadas por regiones climáticas y tipos de suelo, con el propósito de disminuir las incertidumbres de las estimaciones (Ver el Anexo 3^a.5 en Bickel et al., 2006).

El *Nivel 2* puede requerir ecuaciones propias, pero no necesariamente. La característica de este nivel es que requiere necesariamente datos de actividad y factores de emisión propios del país, para reflejar sus circunstancias nacionales y disminuir así las incertidumbres respecto del Nivel 1. En cuanto al *Nivel 3*, está representado por el uso de métodos elaborados, como modelos y sistemas de medición de inventario, hechos de medida con el propósito de satisfacer circunstancias nacionales que se repiten en el tiempo. Estos métodos están basados en datos de actividad de alta resolución y fuertemente desagregados en subcategorías con el fin de aumentar la exactitud (o disminuir las incertidumbres) de las estimaciones. Información adicional sobre los métodos de Nivel 3 se halla en las secciones 2.5.1 y 2.5.2 de Aalde et al. (2006a).

La incertidumbre general de un inventario de tierras forestales disminuye sensiblemente si esas tierras se desagregan en categorías que pueden ser climáticas, ecológicas o específicas según la naturaleza de la información que se tenga a mano. Además la desagregación facilita la identificación de categorías cuyas emisiones (o absorciones) de GEI influyen significativamente sobre el nivel absoluto, la tendencia o la incertidumbre de las emisiones (absorciones) de GEI.

⁶ Coeficiente que cuantifica las emisiones o absorciones de un gas por actividad unitaria como, por ejemplo, la cantidad de emisiones de N₂O por kilogramo de N agregado al suelo.

⁷ *Emission Factor Database*. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/>

⁸ Son los datos relativos a la magnitud de una actividad humana que produce emisiones o absorciones y que tiene lugar durante un período dado. Algunos ejemplos pertinentes a este capítulo son las superficies de terrenos y la utilización de cal y fertilizantes.

Las emisiones y absorciones de carbono

Las metodologías y los enfoques metodológicos que se expondrán sintéticamente en lo que sigue están descritos en Aalde et al. (2006b). El tratamiento de las tierras forestales se presenta dividido en (i) *tierras forestales que permanecen como tales* (FF) y (ii) *tierras convertidas en tierras forestales* (XF). Las FF son tierras que han permanecido como tierras forestales durante un lapso mayor que el tiempo que le toma al suelo de un cierto uso de la tierra en alcanzar nuevos valores en su contenido de carbono al cabo de la transición de ese uso de la tierra a tierra forestal. Por defecto, ese lapso se ha establecido en 20 años. Las XF son todas aquellas que nunca tuvieron bosques o plantaciones forestales y que ahora sí los tienen gracias a actividades humanas. Por ejemplo, la plantación de árboles en un pastizal natural (o cultivado) y en cantidad y extensión tales que aseguren que el futuro bosque cumplirá con los tres criterios indicados más arriba (ver la sección 2). Pero la plantación de árboles en una tierra forestal que ya los tuvo y que, por alguna razón, algunos de los criterios que caracterizan un bosque no se cumplen, no es un cambio del uso de la tierra sino una reforestación lisa y llana.

Las existencias de carbono de las tierras forestales se distribuyen en cinco depósitos: (i) la biomasa aérea; (ii) la biomasa subterránea; (iii) la hojarasca; (iv) la biomasa muerta y (v) el suelo (mineral y orgánico). En cada uno de estos una variación en las existencias de carbono en un lapso determinado es indicativa de una absorción de CO₂ cuando esa variación es mayor que cero, o de una emisión de CO₂ cuando esa variación es menor que cero. Esto es así porque esa variación en la masa del carbono multiplicada por 44/12 se transforma en una variación en la masa de CO₂.

Biomasa (biomasa aérea más biomasa subterránea)

Tierras forestales que permanecen como tales

Se dispone de dos métodos de buena práctica y de Nivel 1 para calcular las variaciones en el contenido de carbono del depósito *Biomasa*. Esos métodos se denominan *método de pérdidas y ganancias* y *método de la diferencia de existencias*.

Método de pérdidas y ganancias. Este método consiste en las estimaciones (i) del incremento anual de las existencias de carbono debido al crecimiento de la biomasa y (ii) de la reducción anual de las existencias de carbono debida a las pérdidas de biomasa. La Ecuación 1 (que es la ecuación 2.4 en Aalde et al., 2006a) expresa este método.

$$\Delta C_B = \Delta C_G - \Delta C_L [1]$$

Donde:

ΔC_B es el cambio anual en las existencias de carbono en la biomasa viva, en ton C/año.

ΔC_G es el incremento anual de las existencias de carbono en la biomasa debido al crecimiento, en ton C/año.

ΔC_L es la reducción anual de las existencias de carbono en la biomasa debida a pérdidas producidas por agentes antrópicos y/o naturales, en ton C/año.

La estimación de ΔC_G . El valor de ΔC_G se calcula mediante la expresión siguiente, que es una adaptación de la ecuación 2.9 en Aalde y otros (2006a):

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} (A_{i,j} \cdot G_{TOTAL_{i,j}} \cdot CF_{i,j}) [2]$$

Para una estratificación (por ejemplo) de la tierra forestal en tipo de vegetación j y zona climática i :

ΔC_G es el incremento anual de las existencias de carbono en la biomasa debido al crecimiento, en ton C/año.

A es la superficie de terreno que permanece en la misma categoría de uso de la tierra, en ha.

G_{TOTAL} es el crecimiento medio anual de la biomasa, en ton materia seca/(ha • año).

CF es la fracción de carbono en la materia seca, en ton C/ton materia seca, sin dimensión. Hay valores tabulados para algunos dominios climáticos y partes del árbol, como tronco, ramas, etc. Generalmente $CF = 0,5$, por defecto.

Cuando se emplea el Nivel 1, el grado de desagregación de una categoría—por tipo de vegetación y región climática, por ejemplo—está muy condicionado por el grado de

desagregación empleado para representar los valores por defecto de las variables de interés.

La estimación del valor del incremento medio anual de biomasa (G_{TOTAL}) depende del nivel metodológico que se emplee. Para el Nivel 1, la expresión (basada en la ecuación 2.10 de Aalde et al., 2006a) es:

$$G_{TOTAL_{i,j}} = \Sigma_{i,j}(Gw_{i,j} \cdot (1+R_{i,j})) [3]$$

Los términos de la ecuación anterior significan, para un tipo de vegetación i y zona climática j ,

G_{TOTAL} es el crecimiento medio anual de la biomasa, en ton materia seca/(ha • año).

Gw es el promedio del crecimiento anual de la biomasa aérea para un tipo específico de vegetación boscosa y zona climática, en ton materia seca/(ha • año) Valores por defecto de este promedio se encuentran en los cuadros 4.9, 4.10 y 4.12 en Aalde et al., (2006b).

R es el cociente entre la biomasa subterránea y la biomasa aérea, en ton biomasa seca subterránea/ton biomasa seca aérea. El empleo de R permite expresar la biomasa total (= aérea + subterránea) en términos de la biomasa aérea. Si el compilador del inventario pudiera afirmar que en el período considerado en el mismo la biomasa subterránea no varió, $R = 0$.

La estimación de ΔC_L . La pérdida anual de biomasa o la reducción en las existencias de carbono en la biomasa se estiman utilizando la ecuación siguiente para cada tipo de vegetación y zona climática:

$$\Delta C_L = L_{cosecha} + L_{madera\ combustible} + L_{perturbación} [4]$$

Es esta ecuación, que es la misma que la ecuación 2.11 en Aalde et al (2006a)

ΔC_L es la reducción anual de las existencias de carbono debida a la pérdida de biomasa en tierras que permanecen en la misma categoría de uso de la tierra, en ton C/año.

$L_{cosecha}$ es la pérdida anual de carbono debida a la cosecha de rollizos, en ton C/año (ver la Ecuación 5).

$L_{madera\ combustible}$ es la pérdida anual de carbono debida a la remoción de biomasa para su uso como combustible, en ton C/año (ver la Ecuación 6).

$L_{perturbación}$ es la pérdida anual de carbono (ver la Ecuación 7) como consecuencia de la acción de eventos, por ejemplo, meteorológicos (temporales, huracanes, incendios, heladas, etc.) o biológicos (ataque de insectos y/o enfermedades, uso accidental de herbicidas, etc.), en ton C/año.

Las *pérdidas de carbono debidas a la cosecha de biomasa* se estiman mediante la Ecuación 5 (ecuación 2.12 en Aalde et al.,2006a):

$$L_{cosecha} = H \cdot BCEF_R \cdot (1+R) \cdot CF [5]$$

Donde:

$L_{cosecha}$ es la pérdida anual de carbono debida a la cosecha de rollizos, en ton C/año.

H es volumen anualmente extraído de rollizos, en m³/año.

$BCEF_R$ es el factor de conversión y expansión para la conversión de volúmenes venales a biomasa total (venal más no venal), expresado en ton de biomasa cosechada/m³ de biomasa cosechada. Para más abundamiento, consultar la sección *Los factores de expansión* más abajo.

R es el cociente entre la biomasa subterránea y la biomasa aérea, en ton biomasa seca subterránea/ton biomasa seca aérea. El empleo de R permite expresar la biomasa total (= aérea + subterránea) en términos de la biomasa aérea. Si el compilador del inventario pudiera afirmar que en el período considerado en el mismo la biomasa subterránea no varió, $R = 0$.

CF es la cantidad de carbono por unidad de biomasa, en ton C/ton biomasa; carece de dimensión.

Las *pérdidas de carbono por la remoción de madera combustible* tienen dos vertientes. Una es la extracción de madera de árboles vivos o de madera de las copas de los árboles sin voltear estos. La otra es la extracción de madera muerta y la residual de la extracción de rollizos. En ambos casos, se reducen los tamaños de dos depósitos de carbono. En el primer caso, el depósito de carbono que es la biomasa viva y, en el segundo caso, el depósito biomasa muerta. Las respectivas contribuciones de esas dos pérdidas de carbono están representadas en la Ecuación 6 (ecuación 2.13 en Aalde et al.,2006a):

$$L_{madera\ combustible} = [\{FG_{árboles} \cdot BCEF_R \cdot (1+R)\} + FG_{parte} \cdot D] \cdot CF \quad [6]$$

Donde

$L_{madera\ combustible}$ es la pérdida anual de carbono debida a la remoción de biomasa para su uso como combustible, en ton/año.

$FG_{árboles}$ es el volumen anual de árboles enteros extraídos para uso como combustible, en m^3 .

FG_{parte} es el volumen anual de remoción de ramas, hojas o copa de árboles, en m^3 .

R es el cociente entre la biomasa subterránea y la biomasa aérea, en ton biomasa seca subterránea/ton biomasa seca aérea. El empleo de R permite expresar la biomasa total (= aérea + subterránea) en términos de la biomasa aérea. Si el compilador del inventario pudiera afirmar que en el período considerado en el mismo la biomasa subterránea no varió, $R = 0$.

$BCEF_R$ es el factor de conversión y expansión para la conversión de volúmenes venales a biomasa total (venal más no venal e incluida la corteza), expresado en ton biomasa cosechada/ m^3 de biomasa cosechada. Para más abundamiento, consultar la sección *Los factores de expansión* más abajo.

CF es la cantidad de carbono por unidad de biomasa, en ton C/ton biomasa; carece de dimensión.

D es la densidad básica de la madera, en ton de materia seca/ m^3 .

Las *pérdidas de carbono debidas a la pérdida de biomasa producida por perturbaciones* se cuantifican con la Ecuación 7 (ecuación 2.14 en Aalde et al.,2006a).

$$L_{perturbación} = A_p \cdot B_W \cdot (1+R) \cdot CF \cdot fd \quad [7]$$

Donde

$L_{perturbación}$ son otras pérdidas anuales de carbono (ver la Ecuación 4), en ton C/año. Esta biomasa no es la que se transfiere a las existencias de materia orgánica muerta y de la que se desprende CO_2 a la atmósfera por oxidación (sección 5.1.2)

A_p es la superficie afectada por las perturbaciones, en ha/año.

B_W es la biomasa promedio de la superficie A_p , en ton materia seca/ha. Valores por defecto de B_W se hallan en los cuadros 4.7 y 4.8 en Aalde y otros (2006b).

R es el cociente entre la biomasa subterránea y la biomasa aérea, en ton biomasa seca subterránea/ton biomasa seca aérea. El empleo de R permite expresar la biomasa total (= aérea + subterránea) en términos de la biomasa aérea. Si el compilador del inventario pudiera afirmar que en el período considerado en el mismo la biomasa subterránea no varió, $R = 0$.

CF es la fracción de carbono en la materia seca, en ton C/ton materia seca; sin dimensión.

fd es la fracción de biomasa perdida por perturbaciones. Por ejemplo, un incendio que provocara la destrucción total de una parcela de bosque se representaría con $fd = 1$. Pero la pérdida de biomasa como consecuencia del ataque de un insecto podría ser parcial y, según la intensidad de la infestación, fd podría tener un valor poco o mucho menor que 1.

Método de la diferencia de existencias. Este método consiste en muestrear las existencias de carbono en la biomasa viva que puebla una superficie de terreno dada, en dos momentos diferentes. La diferencia entre esas existencias dividida por el intervalo de tiempo comprendido entre los muestreos correspondientes es la estimación del cambio del contenido de carbono del depósito biomasa viva (Ecuación 8; ecuación 2.8 en Aalde et al. 2006a). En el caso de

que no se disponga de valores de biomasa, se puede emplear el volumen (con corteza) venal de las existencias forestales (Ecuación 9; ecuación 2.8 en Aalde et al., 2006a).

$$\Delta C_B = (C_{t_2} - C_{t_1}) / (t_2 - t_1) \quad [8]$$

$$C = \sum_{i,j} \{A_{i,j} \cdot V_{i,j} \cdot BCEF_{S_{i,j}} \cdot (1 + R_{i,j}) \cdot CF_{i,j}\} \quad [9]$$

Donde

ΔC_B es el cambio anual en las existencias de carbono en la biomasa verde durante un período comprendido entre dos oportunidades t_1 y t_2 , en ton C/año.

C_{t_1} y C_{t_2} son las existencias de carbono en la biomasa verde en las oportunidades t_1 y t_2 , respectivamente, en ton C/año.

C son las existencias de carbono en la biomasa viva correspondientes a un tipo de vegetación i y zona climática j , en ton C.

A es la superficie de terreno correspondiente a C , en ha.

V es el volumen (con corteza) de las existencias venales, en m³/ha.

$BCEF_S$ es el factor de conversión y expansión necesario para convertir el volumen de las existencias venales en crecimiento en biomasa aérea, en ton biomasa aérea/m³ del volumen en crecimiento. Valores por defecto de este factor se hallan en el cuadro 4.5 en Aalde et al. 2006b. Para más abundamiento, consultar la sección *Los factores de expansión* más adelante.

R es el cociente entre la biomasa subterránea y la biomasa aérea, en ton biomasa seca subterránea/ton biomasa seca aérea. El empleo de R permite expresar la biomasa total (= aérea + subterránea) en términos de la biomasa aérea. Si el compilador del inventario pudiera afirmar que en el período considerado en el mismo la biomasa subterránea no varió, $R = 0$.

CF es la fracción de carbono en la materia seca, en ton C/ton materia seca; sin dimensión. Valores por defecto de este factor se hallan en el cuadro 4.3 en Aalde et al. (2006b)

Los factores de expansión. Es común encontrar en los inventarios forestales datos sobre las existencias en crecimiento, el incremento anual neto de las mismas o las cosechas de rollizos expresados en volumen venal. Así se excluye a los componentes aéreos no venables, como son las ramas, los brotes, el follaje, a veces las cepas, y las raíces. Para subsanar esta visión parcial de la estructura de un árbol es que los factores de expansión de la biomasa son tan importantes.

Los *factores de expansión de biomasa (BEF)* expresan los componentes no venales del árbol a través del peso en seco del volumen venal de las existencias en crecimiento, el incremento anual neto de las existencias y la cosecha de rollizos. Por esta razón y previo al uso de los *BEF*, el volumen venal (m³) debe convertirse a peso en seco (ton) mediante la multiplicación de aquél por la densidad básica de la madera (D) en (ton materia seca/m³).

Este método brinda los mejores resultados cuando los *BEF* se han determinado realmente sobre la base de pesos en seco y cuando se conocen bien cuáles son las densidades básicas de la madera aplicables localmente.

Los *factores de conversión y expansión (BCEF)* se expresan en (ton/m³) y en una única operación convierten las existencias en crecimiento, el incremento anual neto o el volumen de rollizos cosechado (m³) en biomasa aérea total, en biomasa aérea total en crecimiento o biomasa aérea total cosechada (ton), respectivamente.

Más información sobre el empleo de los *BEF* y *BCEF* se encuentra en el Recuadro 4.2 en Aalde et al (2006b).

Ante la posibilidad de que no se cuente con valores de densidad de la madera de todas las especies presentes en un bosque, se puede calcular un promedio ponderado de la densidad del bosque sobre la base de las densidades de algunas especies dominantes en cuanto a la proporción de biomasa que cada una de ellas representa en el bosque. Valores por defecto de densidad se hallan en los cuadros 4.13 y 4.14 en Aalde et al. (2006b)

Tierras convertidas en tierras forestales

Las tierras dedicadas a cualquier uso que no sea forestal se pueden convertir en tierras forestales mediante la forestación. La forestación debe culminar en un uso de la tierra acorde con la definición nacional de tierras forestales. Las acciones humanas de cualquier naturaleza sobre bosques no gestionados los convierten en bosques gestionados y, por lo tanto, sus tierras pasan a integrar la categoría de tierras convertidas en tierras forestales. De esta manera, estas tierras forestales se convierten en objeto de inventario.

En el Nivel 1 los cambios en el contenido de carbono de la biomasa total se estiman con la Ecuación 1. Puesto que el crecimiento de los árboles está fuertemente influido por la gestión forestal, es aconsejable hacer una distinción entre bosques bajo gestión intensiva (plantaciones) y bajo gestión extensiva (arboledas que se regeneran naturalmente con una reducida intervención humana). Ambos tipos de bosque pueden estratificarse aún más según el clima, las especies, las prácticas de gestión, etc. Por lo dicho, es de buena práctica aplicar la Ecuación 1 individualmente a cada uno de esos dos tipos de bosque. Más detalles se pueden obtener de la sección 4.3.1.1 en Aalde et al (2006b)

La materia orgánica muerta (DOM)

Se emplea aquí la identificación *DOM*, que es la sigla en inglés de *Dead Organic Matter*, porque esa es más generalizada que *MOM* (*Materia Orgánica Muerta*)

Tierras forestales que permanecen como tales

A los fines del inventario la materia orgánica muerta está compuesta por los depósitos de carbono *hojarasca* y *madera muerta*. La definición de cada uno de estas fracciones de la *DOM* no es necesariamente uniforme para las tierras forestales. La variación anual de las existencias de carbono en la materia orgánica muerta esta expresada en la Ecuación 10 (ecuación 2.17 en Aalde et al 2006a):

$$\Delta C_{DOM} = \Delta C_{DW} + \Delta C_{LT} \quad [10]$$

Donde:

ΔC_{DOM} es la variación del contenido de carbono en el depósito materia orgánica muerta, en ton C/año.

ΔC_{DW} es la variación del contenido de carbono en la fracción madera muerta, en ton C/año.

ΔC_{LT} es la variación del contenido de carbono en la fracción hojarasca, en ton C/año.

El método de Nivel 1 presupone que las existencias de carbono en las fracciones que componen la materia orgánica muerta se encuentran en equilibrio; es decir $\Delta C_{DW} = \Delta C_{LT} = 0$. Por lo tanto, el depósito *DOM* no es una fuente de emisiones de CO₂. Si el compilador del inventario tuviera la presunción cierta de que esta condición no se cumpliera, debería recurrir a métodos de Nivel 2 o Nivel 3 (para más abundamiento, consultar la sección 4.3.2 en Aalde et al 2006b).

Tierras convertidas en tierras forestales

En el Nivel 1 se supone que el tamaño del depósito *DOM* en tierras que inician la transición de un uso de la tierra a tierra forestal es muy pequeño en relación a su tamaño en la última, razón por la cual se presume $DOM = 0$. Se presume también que el contenido de carbono de *DOM* aumenta linealmente durante el periodo establecido para la estabilización de la transición a tierra forestal—20 años, por defecto.

En el caso de la conversión de tierras forestales no gestionadas en gestionadas, en el Nivel 1 se supone que las existencias de carbono en *DOM* no cambian en la transición. De sospecharse que esta premisa no se cumple, es de buena práctica estimar el cambio de las existencias de carbono en *DOM* con métodos de nivel superior a 1 (para más abundamiento, consultar la sección 4.3.2 en Aalde y otros (2006b).

El suelo

El carbono se encuentra en el suelo tanto bajo forma inorgánica como orgánica (materia orgánica). Como es corriente que las prácticas agrícolas impacten más sobre el carbono orgánico que el inorgánico, las estimaciones de la variación de las existencias de carbono orgánico son las que se emplean para calcular las emisiones/absorciones de CO₂ del depósito suelo. Además el ciclo del carbono inorgánico del suelo—carbonatos y bicarbonatos y sus cationes de base como Ca y Mg—es sumamente complejo, porque los efectos que tienen sobre ese ciclo el uso y la gestión de la tierra están relacionados con la hidrología del lugar y la mineralogía específica del suelo. Debido a esta complejidad no se han desarrollado métodos de Nivel 1 para las tierras forestales.

Tierras forestales que permanecen como tales

Las propiedades físico-químicas y la gestión de los suelo minerales son bien diferentes de las de los suelos orgánicos (Histosoles) Por esta razón estos dos depósitos de carbono se considerarán independientemente entre sí. El balance de las existencias de carbono en los suelos se estima con la Ecuación 11 (ecuación 2.24 en Aalde et al 2006a):

$$\Delta C_{suelo} = \Delta C_{min} - L_{org} + \Delta C_{inorg} [11]$$

Donde:

ΔC_{suelo} es el cambio anual en las existencias de carbono en el suelo, en ton C/año.

ΔC_{min} es el cambio anual de las existencias de carbono orgánico en los suelos minerales, en ton C/año.

L_{org} es la pérdida anual de carbono en los suelos orgánicos drenados, en ton C/año.

ΔC_{inorg} es el cambio anual de las existencias de carbono inorgánico en los suelos minerales, en ton C/año. El cambio de las existencias de C inorgánico del suelo no se estima corrientemente, porque hasta la fecha no existe información científica sólida para proponer métodos de buena práctica de Nivel 1 o 2. Por consiguiente, se supone que el flujo neto de las existencias de ese C inorgánico es cero. Se pueden usar los métodos del Nivel 3 para refinar las estimaciones de los cambios en existencias de C en suelos minerales y orgánicos y para los depósitos de C inorgánico del suelo.

Suelos minerales. Las existencias de C orgánico en los suelos minerales se calculan para una profundidad por defecto de 30 cm para el Nivel 1. Las existencias de C en el depósito de carbono *DOM* no se incluyen en el depósito materia orgánica del suelo.

El método por defecto de Nivel 1 consiste en la estimación del cambio en las existencias de carbono en la materia orgánica entre dos muestreos separados por un periodo de tiempo finito. Se parte de la premisa que las existencias de carbono se encuentran en un estado de equilibrio estable con el suelo, el clima, el uso de la tierra y las prácticas de gestión, lo que se traduce en que el promedio de esas existencias sea prácticamente invariable en el tiempo y el espacio. Ese valor de las existencias se toma como referencia para comparar otros valores de las mismas que resultan de un cambio del uso de la tierra o de una modificación de la gestión del suelo en ausencia de ese cambio de uso de la tierra. De existir una variación de las existencias, se presume que la misma es lineal entre los muestreos comparados entre sí.

El cambio en las existencias de carbono orgánico en los suelos minerales se computa con la Ecuación 12 (ecuación 2.25 en Aalde et al., 2006a):

$$\Delta C_{min} = (SOC_0 - SOC_{[0-T]})/D [12]$$

$$SOC = \sum_{c,s,i} \{SOC_{REF_{c,s,i}} \cdot F_{LU_{c,s,i}} \cdot F_{MG_{c,s,i}} \cdot F_{I_{c,s,i}} \cdot A_{c,s,i}\} [12.1]$$

Donde:

ΔC_{min} es el cambio anual en las existencias de carbono en la materia orgánica (*SOC*) de un suelo mineral, en ton C/año.

SOC_0 son las existencias de carbono orgánico en el año del inventario, en ton C.

$SOC_{[0-T]}$ son las existencias de carbono orgánico de acuerdo a un inventario T años anterior al año del inventario corriente, en ton C.

D es la duración del tiempo que le toma a las existencias de carbono en la materia orgánica en llegar a un nivel estable después de una perturbación de las mismas. Este tiempo es $D = 20$ años por defecto, pero este valor depende de las hipótesis empleadas para establecer los valores de los factores F_{LU} , F_{MG} y F_I . Si T es mayor que

D , se reemplaza D por T en la Ecuación 12.

Es conveniente estratificar los suelos por zona climática c , tipo de suelo s y sistema de gestión i . El terreno de un estrato debe tener un clima, tipo de suelo y una historia de gestión común durante el período de inventario para que se lo pueda considerar como un todo a los fines analíticos. La estratificación de los suelos debe ser coherente con cualquier estratificación que se haya hecho de los depósitos de carbono *Biomasa* y *DOM*.

Los factores encerrados entre corchetes de la Ecuación 12.1 significan:

SOC_{REF} son las existencias de carbono orgánico de referencia, en ton C/ha. Valores por defecto se brindan en el cuadro 2.3 en Aalde et al., 2006a.

F_{LU} es el factor que tiene en cuenta el efecto de un cambio de sistema de uso de la tierra o de un subsistema dentro de este sobre las existencias de carbono orgánico; sin dimensión. En las tierras forestales que permanecen como tales, este factor se reemplaza por el factor F_{ND} con el fin de estimar el efecto de las perturbaciones naturales.

F_{MG} es el factor que tiene en cuenta el efecto del régimen de gestión sobre el cambio de las existencias de carbono orgánico; sin dimensión.

F_I es el factor que tiene en cuenta el aporte de materia orgánica; sin dimensión.

A es la superficie del terreno del estrato que se estima, en ha.

En las tierras forestales que permanecen como tales el único factor de cambio relevante es F_{ND} —que toma el lugar de F_{LU} en la Ecuación 12. Como estas tierras forestales raramente se abonan o fertilizan y sus suelos no son generalmente gestionados, se puede hacer $F_{MG} = F_I = 0$ en la Ecuación 12 (véase un análisis más detallado en el Capítulo 4, Sección 4.2.3 en Aalde et al., 2006b).

Suelos orgánicos. Los cambios en las existencias de carbono en los suelos orgánicos se estiman con factores de emisión que representan la pérdida anual de C orgánico de todo el perfil debida al drenaje. En la actualidad el método de Nivel 1 para suelos orgánicos forestales sólo tiene en cuenta las emisiones de C debidas su drenaje. Esta restricción metodológica es consecuencia una disponibilidad de datos limitada y de la falta de conocimientos pertinentes, de manera que no se ha podido desarrollar una metodología por defecto más refinada.

La Ecuación 13 (ecuación 2.26 en Aalde et al., 2006a) se emplea para estimar la pérdida de carbono en suelos orgánicos drenados.

$$L_{org} = \sum_c (A \cdot EF)_c \quad [13]$$

Donde

L_{org} es la pérdida anual de carbono de los terrenos drenados, en ton C/año.

A es la superficie de suelos orgánicos drenados en el clima de tipo c , en hectáreas.

EF es el factor de emisión de para el tipo de clima c , en ton C/(ha • año).

Tierras convertidas en tierras forestales

Suelos minerales y suelos orgánicos. Para el Nivel 1, las existencias iniciales de C orgánico del suelo antes de la conversión de una tierra se incorporan a la Ecuación 12 como $SOC_{(0-T)}$ y las existencias de C en el último año del período de inventario como SOC_0 . Sus respectivos valores se determinan a partir de las existencias de C orgánico de referencia (SOC_{REF}) y de los factores de cambio de existencias por defecto (F_{LU} , F_{MG} , F_I), según resulte apropiado para describir el uso y la gestión de la tierra tanto antes como después de la conversión.

Encalado (tierras forestales FF y XF)

Los suelos ricos en materia orgánica suelen ser ácidos. En el caso de que la acidez del suelo se encuentre fuera del rango de tolerancia de una especie forestal con la que se pretende establecer una plantación, se suele elevar el pH del suelo mediante el agregado de carbonato de calcio (calcita) o carbonato de calcio y magnesio (dolomita). El agregado de ambos minerales produce emisiones de CO₂, que se calculan con la Ecuación 14 (ecuación 11.12 en De Klein et al., 2006):

$$\text{Emisión } CO_2_C = (M_{calcita} * EF_{calcita}) + (M_{dolomita} * EF_{dolomita}) \quad [14]$$

Emisión CO₂_C son las emisiones anuales de por la aplicación de cal, en ton C/año.

M es la cantidad anual de piedra caliza cálcica (CO₃Ca; *M_{calcita}*) o dolomítica ((CO₃)₂CaMg; *M_{dolomita}*), en ton C/año.

EF es el factor de emisión, ton C/ton piedra caliza o dolomita. Generalmente, *EF_{calcita}* = 0,12 y *EF_{dolomita}* = 0,13.

Para el Nivel 1, en el valor de *M* se debe incluir toda la cal aplicada a los suelos, aun la proporción de cal que se aplicara mezclada con fertilizantes. La fuente óptima de datos de *M* son las estadísticas nacionales de uso de cal, en tanto de estas se pueda obtener la cantidad de cal usada en suelos. De otro modo, las estadísticas de las ventas anuales de cal son una alternativa aceptable. Las fuentes de cal que no contengan C, como el óxido de calcio, no se incluyen en el cálculo de las emisiones de C. Para mayor abundamiento, consultar la sección 11.3 en De Klein et al., 2006)

Uso de urea (tierras forestales FF y XF)

El agregado de urea al suelo forestal conduce a la producción de bicarbonato, el que se descompone en CO₂ y agua. La Ecuación 15 (ecuación 11.13 en De Klein et al., 2006) representa cuantitativamente esa emisión de CO₂.

$$\text{Emisión de } CO_2\text{-C} = M \cdot EF \quad [15]$$

Donde:

Emisión de CO₂-C son las emisiones anuales de C por la aplicación de urea, en ton C/año.

M es la cantidad anual de fertilización con urea, en ton urea/año.

EF es el factor de emisión, en ton C/ton urea.

El valor general por defecto de *EF* es 0,2. *M* se obtiene de estadísticas de producción nacional de urea o de importación/exportación, sobre la base de la suposición que todo el fertilizante producido o importado (menos el exportado) anualmente se aplica a los suelos. Más detalles se encuentran en la sección 11.4 en De Klein et al., 2006)

Las emisiones de gases diferentes del CO₂

La quema de biomasa (tierras forestales FF y XF)

En las tierras forestales que permanecen como tales los incendios pueden tener un origen natural o antropogénico. Por ejemplo, la sustitución de bosque natural por plantaciones de alguna especie forestal de uso industrial no significa un cambio de uso de la tierra. En este remplazo una cierta cantidad de biomasa del bosque natural y del sotobosque podría llegarse a quemar, porque representaría un deshecho de esa sustitución de un ecosistema natural por uno antrópico.

La Ecuación 16 (ecuación 2.27 en Aalde et al. 2006a) permite calcular las emisiones de GEI producidas por el fuego.

$$L_{fuego} = A \cdot M_B \cdot C_F \cdot G_{ef} \cdot 10^{-3} \quad [16]$$

Donde

L_{fuego} es la cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero provocada por el fuego, en ton GEI de interés (p. ej., CH₄, N₂O, etc.)

A es la superficie quemada, en ha.

M_B es la masa de combustible disponible para la combustión, en ton/ha. Esa masa comprende a la biomasa viva, la hojarasca y la madera muerta.

C_f es el factor de combustión; sin dimensión.

G_{ef} es el factor de emisión, en g de gas GEI/kg de materia seca quemada.

En cuanto a las emisiones de CO₂, la Ecuación 16 se relaciona con la Ecuación 7 (sección 5.1.1), con la cual se estima la cantidad anual de pérdida de biomasa viva por todo tipo de perturbaciones. Si las pérdidas de carbono como consecuencia de la quema de biomasa viva se computaran con la Ecuación 7, es de buena práctica no estimar las emisiones de CO₂ mediante la Ecuación 16, para evitar la contabilidad duplicada de esas emisiones.

El factor de combustión C_f es una medida de la proporción del combustible que realmente se quema. El valor de C_f varía en función del tamaño y la composición del material combustible—por ejemplo, la predominancia de tallos arbóreos sobre pastos secos en ese—el contenido de humedad del combustible y la velocidad de propagación e intensidad del incendio. El factor de emisión G_{ef} de un gas como el CH₄ o el N₂O puede variar en función del contenido de carbono o de nitrógeno de la biomasa, respectivamente, y de la exhaustividad de la combustión.

Para el método de Nivel 1 valores por defecto de C_f se hallan en el cuadro 2.6 en Aalde et al. (2006a) y valores por defecto de G_{ef} en el cuadro 2.5 de esa misma publicación. En el caso de que no se disponga alguno o ninguno de los valores de M_B y/o C_f se pueden emplear los valores del cuadro 2.4 (Aalde y otros, 2006a), que son el producto $M_B \cdot C_f$.

La transición de un uso de la tierra cualquiera a una tierra forestal se considera completa cuando el contenido de carbono en la materia orgánica del suelo alcanza un nivel estable. La duración de la transición varía, naturalmente, con tanto la naturaleza del uso de la tierra inicial como con la naturaleza de la tierra forestal destino de la transición; por defecto, 20 años es el tiempo que lleva a la estabilización del carbono en el suelo. Una vez transcurrido este lapso, la superficie afectada por la transición se inventaría como tierras forestales que permanecen como tales. Información adicional se encuentra en la sección 4.2.4 en Aalde et al. (2006b)

Las emisiones de N₂O de los suelos

Las emisiones directas

Las emisiones de N₂O resultantes de acciones humanas o de la mineralización del N se producen por vía directa y por vía indirecta. La vía directa es está representada por la liberación del óxido nitroso en (i) suelos a los que se les han agregado fertilizantes nitrogenados (inorgánicos u orgánicos) y (ii) suelos orgánicos drenados y suelos minerales sujetos a cambios en los cultivos y/o uso de la tierra.

En las metodologías de Nivel 1 no se tienen en cuenta las cubiertas terrestres, los tipos de suelo, las condiciones climáticas o las prácticas de gestión (excepto las mencionadas previamente). Tampoco se tienen en cuenta los posibles retardos de las emisiones directas de N de los residuos agrícolas; por ello estas emisiones se asignan al año en el que esos residuos se devuelven al suelo.

Las emisiones de N₂O-N se convierten en emisiones de N₂O mediante la relación:

$$N_2O = N_2O-N \cdot 44/28.$$

Las cantidades de N que se pierden de los suelos, expresadas como óxido nitroso (N₂O-N), se calculan con la ecuación general 17 (ecuación 11.1 en De Klein et al. 2006).

$$N_2O-N_{dir} = N_2O-N_{ap} + N_2O-N_{sor} + N_2O-N_{pas} [17]$$

Donde

N_2O-N_{dir} son las emisiones directas y anuales de N_2O-N de los suelos gestionados, en kg $N_2O-N/año$.

N_2O-N_{ap} son las emisiones directas y anuales de N_2O-N producidas por aportes de N al suelo, en kg $N_2O-N/año$.

N_2O-N_{sor} son las emisiones directas y anuales de N_2O-N producidas por la gestión/drenaje de suelos orgánicos, en kg $N_2O-N/año$.

N_2O-N_{pas} son las emisiones directas y anuales de N_2O-N producidas por los aportes de orina y estiércol a tierras de pastoreo, en kg $N_2O-N/año$.

La Ecuación 17 corresponde al Nivel 1. En las tierras forestales que permanecen como tales el único término que interesa es N_2O-N_{ap} y generalmente para la primera etapa de la instalación de una plantación forestal, que es cuando es más probable que se empleen fertilizantes nitrogenados. El término N_2O-N_{sor} podría llegar a tener cierto peso en las emisiones directas en el caso de bosques o plantaciones forestales asociadas con el drenaje de suelos orgánicos. Claramente, $N_2O-N_{pas} = 0$.

Las emisiones directas de óxido nitroso resultantes de los aportes de N al suelo se calculan con la Ecuación 18 (ecuación 11.1 en De Klein y otros (2006)) en el método de Nivel 1:

$$N_2O-N_{ap} = (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM}) \cdot EF_1 [18]$$

Donde:

N_2O-N_{AP} son las emisiones directas y anuales de N_2O-N producidas por aportes de N al suelo, en kg $N_2O-N/año$.

F_{SN} es la cantidad anual de N aplicada como fertilizantes sintéticos, en kg N/año.

F_{ON} es la cantidad anual de enmiendas orgánicas que contienen nitrógeno (compost, estiércol, etc.), en kg N/año.

F_{CR} es la cantidad anual de N en los residuos agrícolas que regresan a los suelos, en kg N/año.

F_{SOM} es la cantidad anual de N que se mineraliza en los suelos, como consecuencia de la pérdida de materia orgánica debida a cambios en la gestión de la tierra, en kg N/año.

EF_1 es el factor de emisión para las emisiones de N_2O resultantes de los aportes de N, en kg N_2O-N/kg N aportado. Valores por defecto de este factor se hallan en el cuadro 11.1 en De Klein et al. (2006).

Para las tierras forestales que permanecen como tales, el factor F_{SN} es generalmente el más importante en relación a los otros tres.

Las emisiones indirectas

Estas emisiones se canalizan por dos vías: (i) la volatilización de N como amoníaco (NH_3) y óxidos de nitrógeno (NO_x), los que se deponen sobre el suelo como iones amonio (NH_4^+) y óxido nítrico (NO_3^-), y (ii) por lixiviación y escurrimiento del N proveniente de fertilizantes sintéticos y orgánicos, residuos agrícolas, la mineralización del N relacionada con la pérdida de C del suelo en suelos minerales y en suelos orgánicos drenados o gestionados por cambios en el uso de la tierra o de prácticas de gestión, y la deposición de orina y estiércol por los animales en pastoreo.

La ecuación general de Nivel 1 que describe la pérdida de N por volatilización es la Ecuación 19 (ecuación 11.9 en De Klein et al (2006)):

$$N_2O-N_{(ATD)} = \{(F_{SN} + Frac_{GASF}) + [(F_{ON} + F_{PRP}) * Frac_{GASM}]\} * EF_4 [19]$$

Donde:

$N_2O-N_{(ATD)}$ es la cantidad anual de N_2O-N producida por deposición atmosférica de N volatilizado de suelos gestionados, en kg $N_2O-N/año$.

F_{SN} es la cantidad anual de fertilizante sintético aplicado a los suelos, en kg $N_2O-N/año$.

$Frac_{GASF}$ es la fracción de N en fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH_3 y NO_x , en kg de N volatilizado/kg de N aplicado. Valores por defecto se encuentran en el cuadro 11.3 en De Klein y otros (2006).

F_{ON} es la cantidad anual de enmiendas orgánicas que contienen nitrógeno (compost, estiércol, etc.), en kg N/año.

F_{PRP} es la cantidad anual de N en la orina y el estiércol depositados por animales de pastoreo en pasturas, prados y praderas, en kg de N/año.

$Frac_{GASM}$ es la fracción de materiales fertilizantes de N orgánico (F_{ON}) y de orina y estiércol depositada por animales de pastoreo (F_{PRP}) que se volatiliza como NH_3 y NO_x , en kg de N volatilizado/kg de N aplicado. Valores por defecto se encuentran en el cuadro 11.3 en De Klein et al (2006).

EF_4 es el factor de emisión correspondiente a las emisiones de N_2O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en las superficies del agua, en kg N_2O -N/año/(kg NH_3 -N + NO_x -N volatilizados). Valores por defecto se encuentran en el cuadro 11.3 en (De Klein et al., 2006)

En el caso particular de las tierras forestales que permanecen como tales o de tierras convertidas en tierras forestales, los factores de la Ecuación 19 más importantes son, en primer lugar, F_{SN} y, en segundo lugar, F_{ON} . El valor de F_{PRP} es cero, salvo que se incluyan los sistemas silvopastoriles dentro de la categoría tierras forestales.

Las emisiones de N_2O por lixiviación y/o escurrimiento de N en lugares donde tienen lugar esos fenómenos se pueden calcular con la Ecuación 20 (ecuación 11.10 en De Klein y otros (2006)), de Nivel 1:

$$N_2O-N_L = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP} + F_{CR} + F_{SOM}) \cdot Frac_{LIXIVIACIÓN-(H)} \cdot EF_5 \quad [20]$$

Donde:

N_2O-N_L es la cantidad anual de N_2O -N producida por lixiviación y escurrimiento de agregados de N a suelos gestionados en regiones donde se producen estos fenómenos, en kg N_2O -N/año.

F_{SN} es la cantidad anual de fertilizante sintético aplicado a los suelos, en kg N_2O -N/año.

F_{ON} es la cantidad anual de enmiendas orgánicas que contienen nitrógeno (compost, estiércol, etc.), en kg N/año.

F_{PRP} es la cantidad anual de N en la orina y el estiércol depositados por animales de pastoreo en pasturas, prados y praderas, en kg de N/año.

F_{CR} es la cantidad anual de N en los residuos agrícolas que regresan a los suelos, en kg N/año.

F_{SOM} es la cantidad anual de N que se mineraliza en los suelos, como consecuencia de la pérdida de materia orgánica debida a cambios en la gestión de la tierra, en kg N/año.

$Frac_{LIXIVIACIÓN-(H)}$ es la fracción de todo el N agregado o mineralizado en suelos gestionados en regiones donde se produce lixiviación y/o escurrimiento, en kg N/kg N agregado. Valores por defecto se encuentran en el cuadro 11.3 en De Klein et al., (2006).

EF_5 es el factor de emisión correspondiente a las emisiones de N_2O por lixiviación y/o escurrimiento, en kg N_2O -N/año/(kg N lixiviado y escurrido). Valores por defecto se encuentran en el cuadro 11.3 en De Klein et al., (2006).

Para las tierras forestales que permanecen como tales, los factores de la Ecuación 19 más importantes son, en primer lugar, F_{SN} y, en segundo lugar, F_{ON} . El valor de F_{PRP} es cero, salvo que se incluyan los sistemas silvopastoriles dentro de la categoría tierras forestales. Es probable (pero no mucho) que los factores F_{CR} y F_{SOM} tengan alguna relevancia en durante las primeras etapas de una plantación forestal, particularmente cuando esta se hace sobre tierras que tuvieron usos no forestales. Para mayor abundamiento, consultar la sección 11.2 en De Klein et al., (2006).

El inventario de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero del sector forestal del año 2000

Este inventario forma parte de la Segunda Comunicación Nacional del Gobierno de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático.

Los bosques nativos y las plantaciones forestales industriales se incluyeron dentro de la categoría Cambio del Uso del Suelo y la Silvicultura (IPCC, 1996) Dentro de esta categoría, las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero que están directamente relacionadas con los bosques nativos y las plantaciones forestales industriales

son: (i) los cambios de biomasa en bosques y en otros tipos de vegetación leñosa; (ii) la conversión de bosques y pastizales y (iii) el abandono de tierras cultivadas.

(i) Los cambios de biomasa en bosques y en otros tipos de vegetación leñosa comprende el incremento neto de los stocks de carbono—crecimiento menos cosecha—en la biomasa viva. Esta subcategoría puede ser una fuente o un sumidero de CO₂; en el caso argentino, siempre ha sido un sumidero (Tabla 3)

Tabla 3. Emisiones y absorciones de CO₂, CH₄, y N₂O en subcategorías de la categoría Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura correspondientes a diversos inventarios de emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero elaborados para la República Argentina. Los valores negativos representan absorciones y los valores positivos, emisiones. Los datos se obtuvieron de FB (2005).

Gas inventario	CO ₂				CH ₄	N ₂ O
	1990 Ton/año	1994 Ton/año	1997 Ton/año	2000 Ton/año	2000 Ton/año	2000 Ton/año
Cambios de biomasa en bosques y otros tipos de vegetación leñosa.	-12.462	-15.750	-15.209	-15.750		
Conversión de bosques y pastizales.	8.642	9.250	15.357	9.250	27,80	0,19
Abandono de tierras manejadas.	-11.514	-29.079	-30.414	-48.747		

(ii) La conversión de bosques y praderas comprende básicamente la pérdida de stocks de carbono por la deforestación de los bosques nativos (expresada en términos de emisión de CO₂) y la emisión de CH₄ y N₂O como resultado de la quema de residuos forestales y pastizales naturales previa a su conversión a la agricultura. Esta subcategoría es definitivamente una fuente de CO₂, CH₄ y N₂O (Tabla 3).

(iii) El abandono de tierras cultivadas comprende terrenos que alguna vez fueron deforestados y convertidos (o no) a la agricultura, pero que con el tiempo se repoblaron con especies forestales. Esta subcategoría es generalmente un sumidero de CO₂ (Tabla 3), pero la estimación de las absorciones de CO₂ fue poco precisa.

El CO₂ fue el gas predominante en esta categoría en relación al CH₄ y el N₂O (Tabla 3)

Conclusiones

Las directrices metodológicas expuestas en este capítulo son muy útiles para obtener una cuantificación de la dinámica de los gases de efecto invernadero más importantes— particularmente el CO₂—en un ecosistema forestal. La dinámica de este gas se puede estimar tanto en su intercambio entre los diversos compartimentos de carbono que componen un bosque como en los intercambios de cada uno de ellos con la atmósfera. El fin último de un inventario de esta naturaleza determina el grado de precisión con el que se debe hacer el mismo. Los enfoques de Nivel 1 que componen la sustancia de este capítulo brindan un panorama aproximado de lo que se podría calificar como un balance de carbono referencial de un tipo de bosque. Son los niveles 2 y 3 de exactitud los que realmente evalúan apropiadamente la dinámica del CO₂ en un bosque, porque son los que se construyen con datos propios de un cierto tipo de bosque o de la región forestal a la que este pertenece. Muy probablemente la realización de (por ejemplo) proyectos REDD+⁹ requiera la estimación de la dinámica del CO₂ con aquellos niveles más exigentes de precisión. Si así fuera, la realización de estudios más precisos y eventualmente más frecuentes de las dinámicas de los diversos compartimentos de carbono de un bosque exigirá un esfuerzo de capacitación técnica y apoyo económico previsiblemente muy superior al que demanda el empleo de métodos de nivel 1.

⁹ Sigla en inglés que denomina a los proyectos de gestión forestal destinados a reducir las emisiones debidas a la deforestación y la degradación de bosques. <http://www.un-redd.org>

Bibliografía

- Aalde, H; P Gonzalez; M Gytarsky; T Krug; WA Kurz; RD Lasco; DL Martino; BG McConkey; S Ogle; K Paustian; J Raison; NH Ravindranath; D Schoene; P Smith; Z Somogyi; A van Amstel & L Verchot. 2006a. Metodologías genéricas aplicables a múltiples categorías de uso de la tierra. Volumen 4. Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Pp. 2.1-2.66. Eggleston HS; L Buendia; K Miwa; T Ngara & K Tanabe K (Eds.). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japón. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf
- Aalde, H; P Gonzalez; M Gytarsky; T Krug; WA Kurz; S Ogle; J Raison; D Schoene; NH Ravindranath; NG Elhassan; LS Heath; N Higuchi; S Kainja; M Matsumoto; MJ Sanz Sánchez & Z Somogyi. 2006b. Tierras forestales. Volumen 4. Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Pp. 4.1-4.93. Eggleston HS; L Buendia; K Miwa; T Ngara & K Tanabe K (Eds.). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japón. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf
- Bickel, K; G Richards; M Köhl & RL Vianna Rodrigues. 2006. Representación coherente de las tierras. Volumen 4. Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Pp. 3.1-3.46. En: Eggleston, S., L. Buendia, K. Miwa, T. Nagara & K. Tanabe (Eds.) Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japón. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/4_Volume4/V4_03_Ch3_Representation.pdf
- De Klein, C; RSA Novoa; S Ogle; KA Smith; P Rochette; TC Wirth;
- BG McConkey; A Mosier & K Rypdal. IPCC. 2006. Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y urea. Volumen 4. Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Pp. 11.1-11.56. Eggleston HS; L Buendia; K Miwa; T Ngara & K Tanabe K (Eds.). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japón. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf
- EC. 2012. National Inventory Report. Part 3. 1990-2010 Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada. Environnement Canada - Environment Canada. http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/6598.php
- Eggleston, S; L Buendia; K Miwa; T Nagara & K Tanabe (Eds.). 2006. Glosario. Pp G.1-G.13. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japón. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/0_Overview/V0_2_Glossary.pdf
- FAO. 2010. Terms and definitions. Global Forest Resources Assessment 2010. Working paper 144/E. Forest Resources Assessment Programme. FAO. Roma. <http://www.fao.org/docrep/014/am665e/am665e00.pdf>
- FB. 2005. Inventario Nacional de la República Argentina, de fuentes de emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero, no controlados por el Protocolo de Montreal. Inventario correspondiente al año 2000 y revisión de inventarios 1990, 1994 y 1997. Fundación Bariloche. http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/inventario_gases.pdf
- IPCC. 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual (Volume 3). <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html>
- ISPRA. 2012. Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2010. National Inventory Report. ISPRA. Roma. http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/6598.php
- Paciornik, N & K Rypdal. 2006. Orientación general y generación de informes. Volumen 1. Pp 1.1-8.34. Eggleston HS; L Buendia; K Miwa; T Ngara & K Tanabe K (Eds.). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japón. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol1.html>
- RA. 2007. 2^{da} Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. http://unfccc.int/essential_background/library/items/3599.php?rec=j&preref=6296#beg
- UNFCCC. 2005. Uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura. Decisión 16/CMP.1. <http://unfccc.int/resource/docs/2005/cmp1/spa/08a03s.pdf> <http://unfccc.int/resource/docs/2005/cmp1/spa/08a03s.pdf>
- UNFCCC. 2007. Report of the review of the initial report of Italy. FCCC/IRR/2007/ITA <http://unfccc.int/resource/docs/2007/irr/ita.pdf>
- UNFCCC. 2008. Report of the review of the initial report of Canada. FCCC/IRR/2007/CAN <http://unfccc.int/resource/docs/2008/irr/can.pdf>
- UNFCCC. 2013. Clean Development Mechanism (CDM). <http://cdm.unfccc.int/DNA/bak/ARDNA.html?CID=10>

Capítulo 22

Los humedales y el cambio climático en la Argentina

Roberto Fabián Bó y Ricardo Luis Vicari

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales –UBA.

Los humedales y su importancia

El concepto de humedal

Los humedales son un tipo particular de ecosistemas que permanecen con su sustrato o suelo saturado con agua o en condiciones de inundación/anegamiento durante considerables períodos de tiempo. Su naturaleza dinámica y algunos de sus rasgos estructurales (e.g. la presencia de aguas someras) y funcionales (e.g. la alternancia de períodos de aguas altas-aguas bajas o de inundación-sequía), hacen que se diferencien claramente de los ecosistemas netamente terrestres y acuáticos aunque, en determinado momento, puedan funcionar como tales.

En un ecosistema terrestre el límite superior de la lámina de agua, se halla por debajo de la superficie del suelo normalmente a profundidades superiores a los 30-50 cm (o sea, por debajo de la rizósfera). En los humedales, en cambio, dicho límite puede encontrarse justo por debajo de la superficie del suelo saturándolo y cubriendo totalmente a la rizósfera o bien hallarse sobre la misma inundándola o anegándola con una altura tal que las plantas arraigadas pueden quedar sumergidas en parte o en su totalidad (Brinson, 2004). Este último autor denomina a estos dos tipos posibles: humedales “secos” y humedales “húmedos”, respectivamente. La diferencia entre los “húmedos” y los ecosistemas netamente acuáticos es que, en estos últimos, la altura de la columna de agua se halla siempre por encima de la vegetación arraigada cuyo sustrato se encuentra inundado en forma permanente (Kandus et al., 2010).

Por lo anteriormente expuesto y por la complejidad de su dinámica hidrológica, no existe una definición única y universal del término “humedal” (Malvárez, 2004) y las distintas propuestas poseen múltiples enfoques basados tanto en aspectos científicos como legales y de gestión (Malvárez y Bó, 2004; Benzaquén et al., 2009). Sin embargo, de la mayoría pueden extraerse los siguientes atributos que, en parte o en su totalidad, resultan característicos y comunes a la mayor parte de los humedales existentes:

- 1) Debido al predominio de procesos anaeróbicos, al menos periódicamente dominan en el sustrato plantas hidrófitas (Sculthorpe, 1967)
- 2) Dicho sustrato es predominantemente un suelo hídrico (Duchaufour, 1975) no drenado.
- 3) El sustrato no necesariamente es considerado un suelo y está saturado o cubierto por agua poco profunda (no mayor a dos metros) en forma constante o recurrente y, normalmente, durante la estación de crecimiento vegetal de cada año (Cowardin et al., 1979; NRC, 1995; Mitsch y Gosselink, 2000; Keddy, 2000).

Desde el año 1992, nuestro país adhiere al Tratado Internacional de la Convención de Ramsar cuya finalidad es contribuir a la conservación de los humedales. Por este motivo, Argentina utiliza oficialmente la definición propuesta por dicha convención que dice que:

“son humedales las extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros”.

De esta definición, eminentemente enumerativa, surge que los ambientes acuáticos continentales lóticos y lénticos y los costeros marinos son también considerados humedales.

Clasificación de los humedales

La definición anteriormente descrita destaca la existencia de una elevada diversidad de humedales. Por ello, y ante la necesidad de identificarlos, describirlos y clasificarlos, generalmente se tienen en cuenta dos de sus aspectos estructurales y funcionales más importantes: el emplazamiento geomórfico y el régimen hidrológico. Según Brinson (1993), los rasgos biológicos y ecológicos se encuentran subordinados a ellos.

El emplazamiento geomórfico incluye la posición topográfica del humedal con respecto a las fuentes de agua y el tipo de materiales predominantes en el sustrato o suelo. Además, indica los procesos geomorfológicos que predominantemente actúan en el lugar donde se localiza el humedal (e.g. procesos fluviales, costeros marinos y/o eólicos). El régimen hidrológico indica el origen del agua, su tasa de renuevo y, el hidropériodo (o patrón temporal del nivel del agua en el sistema), incluyendo los pulsos de agua alta-agua baja o de inundación-sequía característicos (*sensu* Neiff, 1990). Estos últimos pueden describirse por su altura, frecuencia, estacionalidad y permanencia del agua. Por otro lado, también resulta importante conocer el régimen climático imperante en la región donde se localiza el humedal y cómo se expresa su balance hídrico. El mismo se halla condicionado por la precipitación (PP), la temperatura (T) y la evapotranspiración (ETP).

De acuerdo a su emplazamiento geomórfico (Brinson, 2004), los humedales y/o los paisajes que los incluyen, pueden clasificarse en:

- **Depresionales o de cuencas:** los que se ubican en depresiones topográficas y reciben agua superficial y/o subterránea. En Argentina, este es el caso de los “mallines”, las lagunas o pantanos turbosos y/o las “turberas” (incluyendo los ambientes denominados localmente “ciénagas”), las lagunas de valles o bolsones (saladas o salobres) incluyendo “barreales” y/o “guadales” y los ambientes continentales hiperhalinos denominados “salinas” o “salares”) *sensu* Ringuélet (1962) y/o Codignotto (1987), entre otros.
- **De franjas lacustres:** los que se ubican en los bordes de los lagos (y, de acuerdo a Ramsar, incluyen también a estos últimos. Están influidos principalmente por el agua del lago aunque también pueden recibir agua subterránea. En nuestro país, comprenden a los lagos y lagunas de montañas (saladas, salobres y/o dulces) y a sus bordes, incluyendo lagos de origen glacial (de valle y de circo).
- **De pendientes:** los que se encuentran en pendientes topográficas, recibiendo agua de éstas y/o de puntos de descarga de agua subterránea en terreno llano. Siguiendo a Ramsar, incluyen a los ríos, riachos, arroyos y arroyuelos de sierras y montañas alimentados por PP o por agua de deshielo y a las vegas, bofedales y ciénagas.
- **De franjas mareales:** los que poseen flujos bidireccionales dados por las mareas y se ubican en las márgenes de estuarios y costas marinas. En nuestro país incluyen las costas estuariales y marinas poco profundas; las playas arenosas, rocosas (y/o con restingas), de canto rodado y/o las areno-fangosas (incluyendo los “guadales”, “fangales”, “cenagales” y/o “cangrejales”); los cordones arenosos y/o de conchillas (incluyendo los “cheniers”); las depresiones intermedanas, las marismas o “marjales” y las planicies de marea (o “planicies costaneras”); las albuferas o “lagunas marginales”, las rías y los canales de marea (*sensu* Codignotto, 1987).
- **Fluviales:** los que incluyen tanto el canal del río como la llanura de inundación adyacente y pueden recibir agua por flujo superficial o subterráneo. Siguiendo la clasificación de Ramsar, incluyen a: los ríos, riachos, arroyos y arroyuelos de llanura; las lagunas de llanura (de aguas dulces, salobres o saladas); algunos tipos de esteros y bañados (dominados por malezales, pajonales, pastizales y/o arbustales), incluyendo los que reciben las denominaciones locales de “cañada” y/o “cañadón”; los “madrejones” – *sensu* Ringuélet, 1962 -) y los albardones fluviales (con selvas de ribera u otras formaciones boscosas particularmente adaptadas al régimen hidrológico característico).
- **De planicies húmedas:** los que poseen como única fuente de agua a las PP. Además de las charcas temporarias incluyen algunos tipos de esteros, bañados y mallines, (que, en algunos sitios, son llamados “cañadas” y/o “cañadones”). Estos normalmente se hallan cubiertos por distintas formaciones vegetales, generalmente dominadas por herbáceas de variado porte (Ringuélet, 1962).

La diversidad biológica y sociocultural en los humedales

La mayoría de los ambientes de humedal y de los sistemas y macrosistemas que los incluyen, tiene una alta productividad natural y una elevada diversidad tanto biológica como ecológica. Por otro lado, poseen una particular integridad ecológica y una salud ecológica (*sensu* Trombulak et al., 2004) que resulta necesario conservar. Estos tres atributos se traducen, a su vez, en una importante diversidad sociocultural que incluye aspectos religiosos, históricos y/o arqueológicos, los particulares modos de vida de las comunidades humanas locales y las actividades tradicionales que realizan (e.g. caza, pesca, apicultura, ganadería, confección de artesanías, etc.) mediante modalidades y técnicas mayormente adaptadas al normal funcionamiento del humedal.

Funciones, valores, bienes y servicios ambientales de los humedales

Para que todos los aspectos anteriormente mencionados puedan conservarse resulta necesario mantener las funciones ecosistémicas de los humedales. Es decir, aquellos procesos o acciones que son la resultante de la interacción entre su estructura y los factores ambientales que los afectan (Malvárez y Bó, 2004; Kandus et al., 2010).

De acuerdo a Brinson (2004), los humedales poseen tres funciones genéricas: las hidrológicas, las biogeoquímicas y las relacionadas con la provisión de hábitat para la vegetación y la fauna silvestre. Las mismas incluyen varias funciones específicas que se traducen en valores (o sea, en los bienes y servicios provistos a la sociedad que pueden o no ser percibidos como tales por ésta). Las funciones permanecen constantes independientemente de la percepción que sobre las mismas se tenga pero no así los valores, que pueden variar en el tiempo, entre culturas e, incluso, entre los diferentes actores sociales que la integran (Malvárez y Bó, 2004).

Los bienes son productos tangibles que brindan bienestar a sus consumidores y/o que contribuyen a la generación de otros bienes. Los servicios ambientales son actividades que se ofrecen a las sociedades humanas para satisfacer sus necesidades vitales y espirituales. Como ejemplo de las relaciones entre las funciones genéricas, las funciones específicas y los valores (bienes y servicios) de un sistema de humedales puede señalarse el caso de una llanura aluvial donde la función genérica hidrológica implica, entre otras funciones específicas, el almacenamiento de agua superficial brindando los servicios de provisión de agua potable y de amortiguación del efecto de los excedentes hídricos sobre las zonas aledañas durante un evento de inundación extrema. Entre las funciones biogeoquímicas específicas pueden mencionarse la retención y/o la remoción de nutrientes que se traducen en una mejor calidad del agua y en una mayor producción vegetal (que provee de productos forestales y/o fibras a la sociedad). Por último, la provisión de hábitat (función genérica) se traduce, por ejemplo, en la presencia y abundancia de mamíferos semiacuáticos como el coipo (*Myocastor coypus*) y el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) los que, utilizados en forma sustentable, proveen cueros y carne a las comunidades humanas que habitan dichos sistemas (Benzaquén et al., 2009).

Por todo lo expuesto, los objetivos de este capítulo son: a) analizar y discutir el eventual efecto de los humedales en el denominado “Calentamiento global”, uno de los componentes claves del “Cambio climático” y b) analizar los efectos del cambio climático en los grandes grupos de humedales (*sensu* Brinson, 2004) poniendo énfasis en los diferentes tipos de humedales que los constituyen y que caracterizan a las distintas regiones de Argentina.

Los Humedales ante el Calentamiento Global

Los humedales y los gases de efecto invernadero (GEI)

Dentro de las funciones biogeoquímicas más características de los humedales se encuentra la de capturar, transformar, almacenar y/o intercambiar con su entorno, varios compuestos químicos constituidos por carbono, nitrógeno, azufre, hierro y manganeso (Mitsch y Gosselink, 2000). Entre ellos se destacan el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) que, en la actualidad, son considerados los más importantes “gases de efecto invernadero” (GEI) responsables del calentamiento de la atmósfera terrestre o “Calentamiento global” (CC). El “Cambio climático” (CC), ocasionado por el C_{GEI} básicamente se debe a la incorporación y acumulación de los GEI a tasas superiores a la que los mismos son capturados por los distintos ecosistemas del planeta. Según el IPCC (2006) dicha alteración es debida a actividades humanas tales como la deforestación y la quema de combustibles fósiles.

En la actualidad, más del 80 % de la energía mundial es generada a partir de la quema mencionada, produciendo más de 24 Gt de CO₂ por año y, como consecuencia, aumentando su concentración en la atmósfera de 295 a 380 ppm en los últimos cien años (IPCC, 2006). Por otro lado, el CH₄ ha incrementado su concentración atmosférica desde finales de 1700 en casi 1000 ppb. Además, el N₂O ha pasado de 700 ppb en la época pre-industrial a 1774 ppb en 2005 (IPCC, 2006).

Debido a que los humedales son tanto concentradores como liberadores de GEI, frecuentemente se cuestiona si tanto los naturales como los de origen artificial (e.g. arrozales), favorecen o no el cambio climático. Para responder este interrogante varios climatólogos y ecólogos de humedales han realizado importantes aproximaciones que

sugieren que, teniendo en cuenta todas las variables implicadas, los humedales son prácticamente neutrales o, incluso, contrarrestan el CG. Para sustentar esta afirmación señalan que:

1. Los humedales concentran el 20 - 30% (450-700 Pg) (1 Pg = 1015 g) del carbono total almacenado en los suelos mundiales.
2. La tasa de generación y acumulación de materia orgánica y/o turba por parte de los mismos es de 0,08 Pg. año⁻¹, mientras que la tasa de CO₂ liberada es de 0,03 Pg año⁻¹. Esta última equivale sólo al 0,47% de los 6,3 Pg año⁻¹ liberados por la quema de combustibles fósiles.
3. Los humedales generan alrededor del 20- 25% de las emisiones actuales de CH₄ global (0,13 Pg. año⁻¹ a partir de los de origen natural y 0,07 Pg. año⁻¹ a partir de los cultivos de arroz) y producen, además, N₂O. No obstante, dado que los incrementos señalados para ambos gases se produjeron en la misma época en la que se estima que la superficie original de las áreas ocupadas por humedales se redujo en más de un 50% a nivel mundial, autores como Erwin (2009) señalan que dicho aumento no se debería a estos ecosistemas.

En consecuencia, los humedales juegan un papel muy importante en el balance de carbono de la tierra. Si dichos “sumideros” son disturbados (e.g. por la quema o cosecha de sus componentes, su drenaje y/o su descomposición), las tasas de emisión pueden incrementarse contribuyendo significativamente al incremento de CO₂ atmosférico a nivel global (Erwin, 2009).

La vulnerabilidad de los humedales frente a los cambios climáticos previstos

Más allá de la importante función biogeoquímica señalada los humedales poseen una elevada “vulnerabilidad biofísica” dada, particularmente, por su sensibilidad y su capacidad de adaptación o resiliencia (IPCC, 2001) a las diferentes presiones a las que son sometidos por las actividades humanas al CC en particular. Tal como se describe en otros capítulos de esta publicación, los factores de CC son varios y pueden afectar a los humedales de formas diferentes (Erwin, 2009):

- **El aumento de la concentración de CO₂:** puede incrementar la productividad primaria de la mayor parte de las plantas de los humedales, Dicho incremento puede también aumentar o disminuir su aptitud como hábitat para algunas especies de plantas y animales (aunque esto será variable de acuerdo a la capacidad de respuesta de la o las especies consideradas).
- **Los incrementos en las temperaturas del aire, el agua y el suelo:** por el CG, los aumentos esperados en las T (del orden de los 2 - 9°C) probablemente provoquen cambios en los rangos de las distribuciones naturales de varias especies vegetales típicas de humedal tanto nativas como exóticas. Por ejemplo, muchas de las que anualmente son eliminadas por las heladas, probablemente se desplazarán a latitudes más altas y/o a altitudes mayores en las zonas montañosas. De manera similar, la actual sensibilidad a la T de varias especies animales (e.g. peces e insectos), probablemente se reduzca permitiendo un eventual aumento en su distribución, sobre todo si poseen patrones adecuados de migración y cuentan con suficiente tiempo para realizarla. En el caso de insectos como distintas especies de mosquitos vectores, esta situación podrá implicar su desplazamiento a regiones donde las enfermedades que ocasionan no existen en la actualmente.
- **Los cambios en la intensidad y cantidad de las precipitaciones:** se plantea que , al combinarse con el incremento de las T, en aquellas zonas donde las PP permanezcan constantes o decrezcan, probablemente se reduzcan los niveles de agua superficial y subterránea, eliminando o reduciendo el tamaño de muchos humedales. Dicha disminución, además de ocasionar un aumento de las emisiones de CO₂ y CH₄ probablemente reduzca la escorrentía superficial y la recarga de las napas freáticas. Por otro lado, estos cambios provocarán una reducción en el flujo de los cursos de agua incrementando el estancamiento y favoreciendo la ingesión de agua salada en los humedales de zonas estuariales. Por último, en aquellos casos o períodos de tiempo donde se prevé un incremento en las PP, éste generará un aumento de los niveles de las aguas subterráneas y/o superficiales ocasionando: a) un incremento en el número y/o tamaño de varios humedales de agua dulce (fundamentalmente los fluviales, de franjas lacustres, depresionales y de pendientes), debido al anegamiento/inundación o a la saturación de las nuevas áreas costeras de los mismos; b) cambios en los tipos de humedal y, por lo tanto, en la vegetación y la fauna asociada (e.g. aquellos de aguas someras o estacionales generalmente dominados por formaciones arbóreas o arbustivas o por praderas herbáceas que, eventualmente, se transformarán en ambientes de aguas abiertas (Bó y Malvárez, 1999).
- **Intensificación de eventos meteorológicos severos:** todos los humedales serán afectados por disturbios extremos (lluvias intensas, inundaciones, sequías y/o fuertes vientos). Bajo condiciones naturales “normales”, los componentes de su vegetación y fauna silvestre podrán sufrir daños temporarios tales como la caída de árboles y/o la muerte de algunos o varios integrantes de sus poblaciones animales (Bó y Malvárez, 1999; Bó et

al., 2008). En otros casos, estos eventos extremos infrecuentes podrán acelerar la deposición de sedimentos ricos en carbono, rellenándolos y contribuyendo a su almacenaje. Sin embargo, el incremento en su frecuencia, fundamentalmente de las grandes sequías, podrá causar daños irreversibles, sobre todo en aquellos humedales que ya se encuentran disturbados por procesos de origen natural y/o antrópico. Los animales que no encuentren un lugar adecuado donde instalarse y refugiarse durante una gran sequía (o una gran inundación) podrán morir en grandes cantidades, las especies raras y/o en peligro de extinción, con poblaciones pequeñas, podrán ser eliminadas y las especies exóticas podrán invadir exitosamente las áreas dañadas. Por otro lado, por efecto de lluvias torrenciales infrecuentes, las corrientes superficiales cargadas de sedimentos provenientes de tierras agrícolas o de áreas urbanas, podrán transformar muchos humedales depresionales y de franjas, rellenándolos y contaminándolos. Por último, los eventos extremos de inundación podrán combinarse con el aumento del nivel del mar incrementando la erosión de las costas y la pérdida no sólo de los ambientes de humedal asociados sino también de los ambientes terrestres lindantes.

- **El aumento del nivel del mar:** para el año 2100 se espera que dicho nivel aumente entre 0,09 m y 0,88 m. Este hecho, combinado con la presencia de costas bajas (e.g. la costa bonaerense argentina), probablemente afecte severamente tanto a los humedales costeros marinos como a los estuariales. En aquellos sectores donde la deposición sedimentaria y el crecimiento vegetal sean insuficientes para compensar dicho aumento o donde los humedales no puedan migrar tierra adentro, se perderán. Por otro lado, probablemente mucho antes de 2100, los ambientes deltaicos no sólo dejarán de progradar sino que comenzarán a desaparecer por simple anegamiento (Codignotto y Romero, 2005). Por último, se prevé que el CC implicará el desplazamiento hacia el sur de los anticiclones, produciendo vientos extremos tanto en su frecuencia (aumento del 30%) como en la consecuente altura de las olas (aumento del 13%) transformando significativamente a los humedales deltaicos, estuariales y costeros tanto fluviales como marinos (Dragani y Romero, 2004).

Los Humedales de la Argentina y el Cambio Climático

Los tipos de humedales presentes y su distribución en Argentina

Debido a su importante superficie y a su amplia variedad de condiciones climático-hidrológicas y de relieve tanto en sentido latitudinal como longitudinal, nuestro país posee una elevada diversidad de “tipos de humedales”. Los mismos pueden ser agrupados en “sistemas de paisajes de humedales” que, a su vez, distinguen a las diferentes regiones de humedales del país (Canevari et al., 1998; Blanco y de la Balze, 2004; Malvárez y Bó, 2004; Benzaquén et al., 2013). Actualmente, a partir de los lineamientos generados por Benzaquén et al. (2009), se está trabajando en la elaboración de un Inventario Nacional de los Humedales de la Argentina, a distintos niveles o escalas de detalle. Uno de los objetivos previstos dentro de dicho inventario es elaborar un mapa de las grandes regiones de humedales de Argentina, el que se encuentra actualmente en su etapa de finalización (Kandus, com.pers.). Por ello, a fin de realizar una adecuada caracterización de dichos ecosistemas, en este trabajo nuestro país fue dividido operativamente en cinco grandes sectores o regiones: el Noreste, el Centro-este, el Noroeste, el Centro-Oeste y el Sur (Figura 1).



Figura 1. Los cinco grandes sectores o regiones de humedales considerados en este estudio.

En la Tabla 1 se presentan dichos sectores con un detalle de las eco-regiones o porciones de las mismas que los componen (*sensu* Burkart et. al., 1999 y Brown y Pacheco, 2006). En la Tabla 2 se presenta un listado de los principales tipos de humedales presentes en cada una de ellas, utilizando las denominaciones genéricas y/o locales ya señaladas en el punto referido a la clasificación de los humedales, con un detalle de su frecuencia de ocurrencia relativa (en base a Ringuelet, 1962; Canevari et al. 1998 y, fundamentalmente, a la propia experiencia de nuestro grupo de investigación).

Tabla 1. Los cinco grandes sectores o regiones de humedales en los que operativamente fue dividido nuestro país con un detalle de las eco-regiones (o partes de las mismas) que se encuentran incluidas en ellos.

SECTOR	ECO-REGIONES INCLUIDAS
Noroeste	Altos Andes (<i>porción septentrional</i>); Puna y Prepuna; Monte de Sierras y Bolsones (<i>porción septentrional</i>); Yungas y Chaco Seco
Centro-oeste	Altos Andes (<i>porción central</i>); Estepa Patagónica (<i>extremo septentrional</i>); Monte de Sierras y Bolsones (<i>extremo meridional</i>); Monte de Llanuras y Mesetas (<i>porción septentrional-occidental</i>) y Espinal (<i>porción meridional-occidental</i>)
Noreste	Chaco Húmedo; Delta e Islas del Paraná (<i>porción septentrional</i>); Esteros del Iberá; Campos y Malezales; Selva Paranaense; Espinal (<i>porción septentrional-oriental</i>)
Centro-este	Pampa; Delta e Islas del Paraná (<i>porción meridional</i>); Mar Argentino (<i>porción septentrional</i>)
Sur	Altos Andes (<i>porción meridional</i>); Bosques Patagónicos; Estepa Patagónica; Monte de llanuras y mesetas (<i>porción meridional-oriental</i>); Antártida e Islas del Atlántico Sur y Mar Argentino (<i>porción meridional</i>)

Teniendo en cuenta la información planteada en dichas tablas a continuación se realiza una breve síntesis de los cambios climáticos previstos para las grandes regiones mencionadas y se discuten sus eventuales consecuencias sobre los humedales presentes en ellas.

Tabla 2. Los principales tipos de humedales con detalle de su frecuencia de ocurrencia relativa en los cinco grandes sectores o regiones de humedales en los que operativamente fue dividida la Argentina. A: frecuencia de ocurrencia alta; M. media y B: baja.

Tipos de humedales	Noroeste	Centro-oeste	Noreste	Centro-este	Sur
Río y/o riacho de llanura	B	B	A	A	-
Arroyo y/o arroyuelo de llanura	B	B	A	A	-
Río y/o riacho de sierra y/o meseta (en valles y/o bolsones)	B	B	-	-	B
Arroyo y/o arroyuelo de sierra y/o meseta (en valles y/o bolsones)	B	M	-	-	M
Río y/o riacho de montaña o sierra (de deshielo o con otros orígenes)	B	M	-	-	M
Arroyo y/o arroyuelo de montaña o sierra (de deshielo con otros orígenes)	M	A	-	-	A
Ambiente continental hiperhalino (puede ser una "salina" o un "salar")	A	M	-	B	B
Laguna o lago de montaña (salado o salobre)	A	B	-	-	-
Lago de valle glacial (de agua dulce)	-	-	-	-	A
Laguna de llanura (salada o salobre)	B	B	-	M	-
Laguna de llanura (de agua dulce)	B	B	A	A	B
Laguna de meseta y/o sierra (en valles o bolsones) salada o salobre (incluyendo un "barreal" o un "guadal")	B	A	-	-	M
Laguna de montaña (de agua dulce y con origen en un circo glacial)	B	B	-	-	M
Estero	-	-	A	M	-
Bañado (con malezales, pajonales, pastizales y/o arbustales de distinta altura). Puede ser una "cañada" y/o un "cañadón"	B	M	A	A	M
Madrejón	-	-	A	M	-
Albardón (con selva de ribera u otra formación boscosa)	-	-	M	M	-
Cordón arenoso o de conchillas (incluyendo "chenier")	-	-	-	M	B
Albufera o "laguna marginal"	-	-	-	M	-
Estuario	-	-	-	M	M
Ría y canal de marea	-	-	-	M	B
Playa rocosa (y/o con restingas)	-	-	-	B	M
Playa arenosa	-	-	-	A	M
Playa areno-fangosa. Puede ser un "guadal", "fangal", "cenagal" y/o un "cangrejal"	-	-	-	M	B
Playa de canto rodado	-	-	-	-	M
Marisma (o "marjal") y/o planicie de marea (o "planicie costanera")	-	-	-	M	M
Depresión inter medanosa	-	-	-	A	-
Costa marina poco profunda	-	-	-	A	A
Vega y/o bofedal (incluye "ciénaga")	A	A	-	-	-
Mallín (incluye "ciénaga")	-	-	-	-	A
Laguna o pantano turboso y turbera (incluye ciénaga)	-	-	-	-	A

Los cambios esperados y sus consecuencias en los humedales del Noroeste

De acuerdo a las Tablas 1 y 2, en esta región se destacan los humedales típicos de sus porciones más áridas: los Altos Andes (AAN), la Puna (PUN) y el Monte de Sierras y Bolsones (MSB). Estos se relacionan, fundamentalmente, con: los de "franjas lacustres" (Brinson, 1993), las lagunas o lagos de montaña con agua salada

o salobre; algunos “depresionales” como las salinas y/o los salares y los “de pendiente” como las vegas, bofedales o ciénagas. A medida que se desciende en altura, en sentido O-E, comienzan a aparecer el resto de los tipos de humedales incluidos en la Tabla 2, aunque en baja proporción, siendo más frecuentes en las eco-regiones de la Yunga (YUN) y del Chaco Seco (CHS).

Con respecto a las tendencias en los principales parámetros climáticos que surgen del Informe del Comité Argentino para el Cambio Climático (CACC, 2007), observadas en las últimas décadas del siglo XX y previstas para el período 2001-2020 (que, en adelante, denominaremos Período I) y para el período 2020-2040 (Período II) debe destacarse lo siguiente:

- En términos generales, las PP medias anuales y su variabilidad interna no experimentaron ni experimentarán cambios importantes durante el Período I, con el consiguiente estancamiento y/o reducción de los caudales medios de los escasos cursos de agua tanto a nivel anual como estacional. En el Período II, se prevé una importante reducción en dicho parámetro (y un aumento en su variabilidad), afectando sustancialmente a los tipos de humedales mencionados, sobre todo en AAN y en el resto de las eco-regiones montañosas (PUN, MSB y YUN). En consecuencia, en términos generales se prevén importantes problemas de estrés hídrico y un aumento de la aridez con la consiguiente reducción en la disponibilidad de agua potable y energía para las comunidades humanas.
- La excepción a lo señalado la constituyen las porciones correspondientes a la YUN y al extremo N del CHS, donde las PP medias anuales sufrieron y sufrirán un aumento en el Período I. El problema es que esto último, sumado a una mayor frecuencia de eventos extremos de PP, implicará una mayor cantidad de eventos de inundación o anegamiento, sobre todo por “riadas” sorpresivas. Sin embargo, la mayor variabilidad interna esperada para los próximos años (tanto interdecadal como anual) no eximirá de eventuales problemas debidos a eventos de sequía extrema, con los consiguientes riesgos para las formaciones y comunidades vegetales características de dichos humedales. Lamentablemente, en el Período II, las tendencias señaladas se van a intensificar en todos los parámetros previamente expuestos afectando a los asentamientos humanos ribereños o ubicados en las cercanías de los diferentes tipos de humedales mencionados.
- Por otro lado, las T medias anuales, no experimentaron ni experimentarán cambios durante el Período I, incluyendo a la YUN y al CHS (en este último caso, por un aumento de las T mínimas debidas a un incremento en las concentraciones de GEI y por la disminución de las T máximas debidas al aumento de las PP y a una mayor nubosidad y evaporación). En cuanto a su distribución, se postula una prolongación de las condiciones térmicas estivales en el otoño temprano y una reducción de las diferencias entre el invierno y el verano por aumento de la T en el primero (Bejarán y Barros, 1998). El principal problema es que, en el Período II, se producirá un importante aumento de las T máximas y, sobre todo, de las T mínimas generando una mayor ETP y, por lo tanto, mayor aridez. Si a esto le sumamos, la marcada reducción en las PP, la eventual intensificación de las sequías invernales y un aumento de la frecuencia e intensidad de las “olas de calor”, las perspectivas para los particulares humedales de la región son negativas, sobre todo debido al aumento del estrés hídrico de su vegetación característica.

Los cambios esperados y sus consecuencias en los humedales del Centro-oeste

Del análisis de las Tablas 1 y 2, surge que, además de hallarse representadas otras porciones de las eco-regiones AAN y MSB, en este sector se encuentran incluidas partes de la Estepa patagónica (EPA), el Monte de llanuras y mesetas (MLM) y el Espinal (ESP). En todas ellas, son frecuentes algunos humedales “depresionales” como las lagunas ubicadas en valles o bolsones (incluyendo los barreales o guadales) y, fundamentalmente, “de pendientes”, particularmente, los arroyos y/o arroyuelos originados por deshielo y las vegas, bofedales y/o ciénagas. Según el CACC (2007) los cambios climático-hidrológicos previstos son los siguientes:

- En el Período I, las PP medias anuales no experimentarán cambios importantes aunque sí se reducirán marcadamente en el Período II (principalmente en AAN).
- Con respecto a las T medias anuales y estacionales, en el Período I se produjo y producirá un aumento, sobre todo en los inviernos, reduciendo sus diferencias térmicas con los períodos estivales, las que, por otro lado, se prolongarán hasta el otoño temprano (Bejarán y Barros, 1998). En el Período II, estas tendencias se intensificarán en más de 1°C, con un notorio aumento en las T máximas y las T mínimas. Esto incrementará la ETP y, por lo tanto, una mayor aridez y un mayor estrés hídrico para los humedales y su biota.
- La excepción la constituyen los aumentos en las PP medias anuales y la ausencia de cambios notorios en las T para las porciones del ESP y del E del MLM (por las mismas razones expuestas para las zonas menos áridas del Sector NO). En estos casos, esto les permitirá contar con más cobertura vegetal tanto natural como implantada.

Sin embargo, la variabilidad de las PP también fue y será alta (incluyendo el aumento de la frecuencia de PP extremas). Estas situaciones pueden implicar anegamientos sorpresivos (en localidades cercanas a cursos de agua), eventuales intensificaciones en sequías invernales del Período II, un mayor riesgo de incendios y un aumento en las olas de calor.

- No obstante, el principal problema se dará en la porción más meridional de la región central de los AAN donde, por lo expuesto, seguirá la recesión de los glaciares (Boninsegna y Villalba, 2006a). Este hecho, implicará cambios marcados en los caudales medios y estacionales de los cursos de agua superficiales y subterráneos, con mayores valores relativos en invierno y primavera y menores en verano por la mayor ETP. Dicha situación generará importantes inconvenientes para la persistencia de los humedales más representativos, su biota y las actividades humanas relacionadas, ya que habrá menos agua para el riego y el consumo humano y menos energía, sobre todo en los Oasis Cuyanos (Boninsegna y Villalba, 2006b; Nuñez y Solman, 2006).

Los cambios esperados y sus consecuencias en los humedales del Sur

El Sector Sur del país que incluye a los Bosques patagónicos (BPA) la Antártida e islas del Atlántico Sur (AIS) y parte de las eco-regiones del Mar Argentino (MAA), los AAN, la EPA y el MLM (Tabla 1) cuenta con muchos tipos de humedales. Entre ellos se destacan: los arroyos y arroyuelos cargados por deshielo, los lagos glaciares (de circo y de valle), los pantanos turbosos y las turberas, los mallines y las costas marinas que incluyen distintos tipos de playas (Tabla 2). Con respecto a los cambios en los parámetros climáticos previstos, de acuerdo al CACC (2007), puede señalarse lo siguiente:

- En relación con el Período I y en términos de las T medias anuales y estacionales, se prevé una estabilización e, incluso, una reversión del aumento experimentado en las últimas décadas. No obstante, continuará la tendencia recesiva observada en los glaciares (Boninsegna y Villalba, 2006a).
- Con respecto a las PP medias anuales, no se esperan cambios aunque sí una mayor variabilidad y un aumento de la frecuencia de eventos extremos de PP, principalmente en los BPA (incluyendo lluvias líquidas en invierno y bruscos derretimientos de las nevadas implicando eventuales inundaciones y/o anegamientos por riadas sorpresivas).
- En cuanto a los caudales medios y estacionales de los cursos de agua, se observa actualmente y se espera para los años próximos, una marcada tendencia negativa tanto de los que se nutren por deshielos primavero-estivales como por las lluvias otoño- invernales (principalmente en AAN, BPA y el este de EPA). Esto ocasionará problemas para la persistencia de muchos humedales típicos, de su biota, de los oasis de riego y la hidroelectricidad que requieren las comunidades humanas locales).
- En el Período II, las tendencias en todos los parámetros anteriores serán más marcadas. Los importantes aumentos previstos en las T generarán mayor aridez y estrés hídrico en los humedales de todas las eco-regiones, incluyendo el aumento de la T de las aguas oceánicas costeras. Por otro lado, se mantendrá la recesión de los glaciares aunque su velocidad dependerá de las emisiones de GEI que eventualmente se realicen.
- También se reducirán las PP medias anuales, principalmente en AAN, BPA y NO de EPA, manteniéndose una alta variabilidad interna e intensificándose los eventos de PP extremas.
- En cuanto a los caudales de los cursos de agua, la reducción será aún mayor, sobre todo en su porción norte (del 20 al 30% según el río considerado) y en menor medida en su porción sur.
- Por último, con respecto al nivel y circulación del agua en las zonas costeras dominadas por humedales estuariales y marinos, probablemente se produzcan cambios en la circulación de las corrientes marinas y un aumento del nivel del mar. Este hecho implicará una mayor erosión costera por aumento de la energía cinética y la frecuencia de las olas, tormentas y corrientes costeras, principalmente en el Golfo de San Jorge (Codignotto, 2005) y en todo el extremo sur patagónico. Además, ocurrirá un aumento en los niveles de inundación de las playas, aunque en forma no permanente, las que, si incluyen acantilados, podrán perder gradualmente su extensión o desaparecer.

Los cambios esperados y sus consecuencias en los humedales del Noreste

En las eco-regiones de la porción NE del país (el Chaco Húmedo – CHH -, la Selva Paranaense –SPA-, los Campos y Malezales –CyM-, los Esteros del Iberá –EIB- y parte del Delta e Islas del Paraná – DIP – y del Espinal – ESP -) (Tabla 1) los tipos de humedales predominantes son los ríos, riachos, arroyos, arroyuelos y las lagunas de

llanura, los esteros, los bañados y los albardones fluviales y/u otros altos relativos (Tabla 2). Para todos ellos, los cambios previstos según el CACC (2007) son los siguientes:

- Para el Período I, no se esperan cambios en las T medias anuales y estacionales (por las mismas razones expuestas para los sectores anteriores).
- Sin embargo, se plantea un aumento de las PP medias anuales (particularmente en el extremo SE del CHH) aunque con una mayor variabilidad interdecadal e interanual (principalmente en el O del CHH). Esto determinó y determina un balance hídrico relativamente positivo con eventuales ascensos e, incluso, afloramientos de las napas freáticas, aumentos en la superficie de los humedales lénticos y/o en el caudal de los lóticos, incluyendo una mayor cobertura vegetal. No obstante, la alta variabilidad planteada no exime del riesgo de sequías en algunos años.
- El aumento en el caudal medio (anual y estacional) de los ríos y arroyos de la región que viene experimentándose desde principios de los 70 (Barros y Doyle, 1996) ocasiona una mayor frecuencia, altura y permanencia de las grandes crecidas o inundaciones. Éstas, en algunos casos, son la resultante de eventos de PP extremas, los que serán más frecuentes y sorpresivos (Camilloni y Barros, 2003; Barros et al., 2004; Camilloni, 2005a; 2005b).
- En el Período II el incremento en el CO₂ atmosférico, provocará un aumento en las T máximas y mínimas determinando mayores ETP e implicando una reversión del balance hídrico positivo anteriormente señalado aunque a niveles todavía inciertos (Saurral et al., 2006). A este hecho, se le sumará una intensificación de eventos de sequía invernal con los consiguientes aumentos de estrés hídrico para la vegetación, riesgos de incendios y de olas de calor de variada frecuencia e intensidad (Rusticucci et al. 2003).
- Esto último ocasionará una estabilización o retracción de las PP medias anuales (de hasta 20%), manteniéndose una alta variabilidad (Berbery y Barros, 2002; Tucci, 2003) y una tendencia a la intensificación de eventos extremos.
- Por todo lo expuesto, en este último período se plantean importantes riesgos para mantener en buenas condiciones a los humedales característicos, los que podrán implicar problemas en la provisión de agua potable y de energía hidroeléctrica, las posibilidades de navegación y la contaminación (por la menor posibilidad de dilución de vertidos).

Los cambios esperados y sus consecuencias en los humedales del Centro-este

Las eco-regiones incluidas en este sector: la Pampa (PAM) y partes del DIP y del MAA (Tabla 1) cuentan con numerosos ríos, riachos, arroyos, arroyuelos y lagunas de llanura, depresiones inter medanosas, playas arenosas y aguas bajas marinas acompañantes (Tabla 2). Según el CACC (2007), los cambios climáticos previstos para este sector son:

- En el Período I, no se esperan cambios importantes en las T medias (anuales y estacionales), postulándose una reducción de las diferencias térmicas entre el invierno y el verano y una prolongación de las condiciones estivales hasta el otoño temprano (Bejarán y Barros, 1998).
- En cuanto a las PP medias anuales, el comportamiento esperado será similar al que está ocurriendo actualmente en el NE. Es decir, un aumento de las PP (principalmente en el O de la PAM y del ESP), determinando un balance hídrico positivo y favoreciendo la recarga y permanencia de los humedales típicos.
- No obstante, se plantea una alta variabilidad interdecadal e interanual y una mayor frecuencia de eventos de PP extremas (incluyendo granizadas con piedras de tamaño inusual), con los consiguientes aumentos en la frecuencia de inundaciones o anegamientos sorpresivos principalmente en el DIP y en el NE de PAM (Barros et al., 2004; Camilloni, 2005a; 2005b).
- En el Período II, se prevé un aumento de las T máximas y mínimas (incluyendo las T del mar en zonas costeras), implicando una mayor evaporación y, por lo tanto, revirtiéndose la tendencia positiva en el balance hídrico anteriormente planteada. Esto provocará un aumento de olas de calor en frecuencia e intensidad (Rusticucci et al., 2003) y una intensificación de las sequías invernales elevando el riesgo de incendios y las condiciones de estrés hídrico para la vegetación.
- A esto se le suma una mayor estabilización o bien una tendencia incierta en las PP medias anuales, con un aumento de la variabilidad y una intensificación de las PP extremas, implicando problemas de anegamientos para los centros urbanos ribereños. Se considera que, al menos un 5% de dichas inundaciones se producirá por estas causas. Por otro lado, habrá una mayor proporción de zonas inundadas por sudestadas y, aunque prácticamente no habrá ningún sector que quede permanentemente inundado, el tiempo de retorno será cada vez más variable para las zonas topográficamente más bajas. Además, se espera una mayor intensidad de dichas inundaciones por superposición de crecidas de los ríos Paraná, Uruguay y de la Plata y un avance al interior del territorio continental por la mayor altura del agua.

- Estos hechos reducirán la superficie y/o la profundidad de los humedales lénticos, de los caudales medios, anuales y estacionales, de los ríos y arroyos (hasta un 20%) aunque con una alta variabilidad (Berbery y Barros, 2002; Tucci, 2003), poniendo en riesgo la disponibilidad de los recursos hídricos y de los servicios ambientales que prestan los humedales en la región.
- Con respecto a los humedales costeros marinos, se prevé probables cambios en la circulación de las corrientes marinas y un aumento del nivel del mar. Esto ocasionará una propagación de dicho aumento al estuario del Plata y el de sus mareas al interior del continente (Menéndez y Re, 2005).
- Por otro lado, habrá una mayor erosión costera la que se potenciará por el avance de las urbanizaciones sobre la costa, con el consiguiente aumento de los niveles de inundación de las playas.
- Por otro lado, se considera que no habrá inundaciones permanentes salvo en algunas islas de marea de la costa sur de Bahía Blanca y la costa sur de Bahía Samborombón (donde la naturaleza poco firme del suelo podrá acelerar aún más el proceso de retracción costera).
- En definitiva, los distintos tipos de playas (incluyendo marismas y planicies de marea) podrán perder gradualmente su extensión o desaparecer si están limitadas por acantilados. Otro tanto podrá ocurrir con las playas de médanos si estos últimos son estabilizados por forestaciones u ocupados por asentamientos humanos.

Consideraciones Finales

A lo largo de este trabajo hemos visto que distintas de Argentina están constituidos por sistemas que, de acuerdo a su predominio en el paisaje, pueden ser denominados “sistemas de paisajes de humedales” (e.g. en el NE y Centro-E) y “con humedales” (e.g. en el NO, Centro-O y S). Además, cada uno de ellos se distingue por la presencia de tipos característicos con emplazamientos geomórficos y disposiciones espaciales relativas diferenciales. Por otro lado, cada uno de esos tipos de humedales poseen una composición, una estructura y un funcionamiento particular que determinan distintas funciones ecosistémicas que, a su vez, se traducen en variados bienes y servicios ambientales.

El denominado Cambio climático y el Calentamiento global asociado al mismo, están aumentando la vulnerabilidad de dichos sistemas, provocando cambios no sólo en su diversidad, integridad y salud ecológicas sino también en su diversidad sociocultural. Por ello, para asegurar su permanencia en buen estado (incluyendo a su régimen hidrológico, topografía, suelos, biota y a las actividades humanas que tradicionalmente se realizan en ellos) surge claramente, en primer lugar, que la “nueva realidad” del Cambio climático y sus efectos sobre los mismos no puede ignorarse. En segundo lugar, que es necesario adaptarse de la mejor manera posible a dichos cambios, realizando los correspondientes ajustes tanto en el plano ambiental como en el sociocultural y económico, incluyendo los debidos esfuerzos que, en forma urgente, deben realizarse para reducir sus riesgos.

Bibliografía

- Barros, V & M Doyle. 1996. Precipitation trends in Southern South America to the East of the Andes. En: SS Kinder & EK Schneider (eds.). Proceedings of the Workshop on Dynamics and Statistics of Secular Climate Variations. Report N° 26 April 1996. Pp 76-86. Center for Ocean Land atmosphere Studies. Calverton, USA.
- Barros, V; L Chamorro, G Coronel & J Báez. 2004. The major discharge events in the Paraguay River; Magnitudes, source regions and climate forcings. J. of Hydrometeorology 5: 1061-1070.
- Bejarán, R & V Barros. 1998. Sobre el aumento de la temperatura en los meses de otoño en Argentina Subtropical. Meteorológica Vol. 23: 15-25.
- Benzaquén, L; DE Blanco; RF Bó; P Kandus; GF Lingua; P Minotti; RD Quintana; S Sverlij & L Vidal. 2013. Inventario de los humedales de Argentina: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná Paraguay. Proyecto GEF 4206 PNUD ARG 10/003, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires, Argentina. 376 pp.
- Benzaquén, L., DE Blanco, RF Bó, F Firpo Lacoste, P Kandus, G Lingua, P. Minotti & R.D. Quintana. 2009. Avances sobre la Propuesta Metodológica para un Sistema Nacional de Clasificación e Inventario de los Humedales de la Argentina. Informe Técnico, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires, Argentina. 26 pp.
- Berbery, EH & VR Barros, 2002. The hydrological cycle of the Plata basin in South America. J. of Hydrometeorology 3: 630-645.
- Blanco, DE & VM De la Balze (eds.). 2004. Los Turbales de la Patagonia: Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Wetlands International Pub. 19. Buenos Aires, Argentina. 149 pp.
- Bó, RF & AI Malvárez. 1999. Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. En: Malvárez, AI (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. VIII: Pp. 147-168. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Montevideo, Uruguay. 224 pp.
- Bó, RF, P Courtalon, F. Spina, R Fernández & G Porini. 2008. Los eventos extremos de sequía e inundación y sus consecuencias sobre el coipo o nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) y la actividad de caza en el Delta Medio del Río Paraná. En: Volpedo, AV y LF Reyes (eds.). Efecto de cambios globales sobre la biodiversidad. Pp. 167 – 192. RED CYTED 406RT0285. Efecto de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (Programa CYTED 2008). La Habana, Cuba. 288 pp.
- Boninsegna, J & R Villalba. 2006a. Documento marco sobre la oferta hídrica en los oasis de riego de Mendoza y San Juan. Los condicionantes geográficos y climáticos. Proyecto de desarrollo de escenarios climáticos y estudios de vulnerabilidad. Primer Informe Técnico. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación- Fundación e Instituto T. Di Tella. 19 pp.
- Boninsegna, J & R Villalba. 2006b. Documento sobre la oferta hídrica en los oasis de riego de Mendoza y San Juan en escenarios de Cambio Climático. Los escenarios de Cambio Climático y el impacto en los caudales. Proyecto de desarrollo de escenarios climáticos y estudios de vulnerabilidad. 2do. Informe Técnico. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación- Fundación e Instituto T. Di Tella. 25 pp.
- Brinson, M. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-4. US Army Corps of Engineers, Washington DC, USA. 79 pp.
- Brinson, M. 2004. Conceptos y desafíos de la clasificación de humedales. En: Malvárez, AI y RF Bó (comps.). Documentos del curso taller Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina. Pp. 25-36. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Salud de la Nación. Buenos Aires, Argentina. 120 pp.
- Brown, AD & S Pacheco. 2006. Propuesta de actualización del mapa eco - regional de la Argentina. En: Brown, AD, U Martínez Ortiz, M Acerbi y J Corcuera (eds.). La situación ambiental argentina 2005. Pp. 28-31. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 587 pp.
- Burkart, R; N. Bárbaro; R Sánchez & D Gómez (eds.). 1999. Eco-regiones de la Argentina. Programa de Desarrollo Institucional Ambiental. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable y Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina. 43 pp.
- Camilioni, I. 2005b. Variabilidad y tendencias hidrológicas en la Cuenca del Plata. En: Barros, V; A Menéndez & C Nagy (eds.). El Cambio Climático en el Río de la Plata. 1ra ed. III: Pp 21-32. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina. 200 pp.
- Camilioni, I. 2005a. Tendencias climáticas. En: Barros, V; A Menéndez y C Nagy (eds.). El Cambio Climático en el Río de la Plata. 1ra ed. I: Pp 13-20. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina. 200 pp.
- Camillioni, I & V Barros. 2003. Extreme discharge events in the Paraná River and their climate forcing. J. of Hydrology 278: 94-106.
- Canevari, P; DE Blanco; EH Bucher; G. Castro & I. Davidson (eds.). 1998. Los Humedales de la Argentina: Clasificación, situación actual, conservación y legislación. Wetlands International Publ. 46. Buenos Aires, Argentina. 208 pp.
- Codignotto, JO, 1987. Glosario geomorfológico marino. Asociación Geomorfológica Argentina. Buenos Aires, Argentina. 70 pp.
- Codignotto, JO. 2005. Vulnerabilidad, Riesgo y Áreas Críticas en las Áreas Costeras Marítimas de la Argentina. Proyecto Agenda Ambiental Regional - Mejora de la Gobernabilidad para el Desarrollo Sustentable PNUD Arg/03/001. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación- Fundación e Instituto T. Di Tella. Buenos Aires, Argentina.
- Codignotto, JO & RA Romero. 2005. Morfodinámica del Delta del Río Paraná y su vinculación con el cambio climático. Actas del XVI Congreso Geológico Argentino. Versión Digital Artículo 215, (3): 651-656, La Plata, Argentina.
- Comisión Argentina para el Cambio Climático (CACC), 2007. Segunda Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires, Argentina. 197 pp.
- Cowardin, LM; V. Carter; FC Golet & ET La Rose, 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Department of Interior & Fish and Wildlife Service, Washington, DC, USA. 131 pp.
- Dragani, W & S Romero. 2004. Impacts of a possible local wind change on the wave climate in the upper Río de la Plata. Int. J. of Climatology 24: 1149-1157.
- Duchauffour, P. 1975. Manual de Edafología. Ed. Toray-Masson. Barcelona, España. 476 pp.
- Erwin, KL. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. Wetlands Ecology and Management 17:71-84.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, 398 pp.
- IPCC, 2006. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero del 2006 (cinco volúmenes). <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/> 14/10/2013.

- Kandus, P; P Minotti & AI Malvárez. 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum* 30 (4): 403-409.
- Kandus, P; RD Quintana; PG Minotti; JP Oddi; C Baigún; G González Trilla & D Ceballos. 2010. Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En: Littera, P; E Jobbagy & J Paruelo (eds.): *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. 740 pp.
- Keddy, PA. 2000. *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 614 pp.
- Malvárez, AI. 2004. Consideraciones preliminares sobre un sistema nacional de clasificación e inventario de humedales. En: Malvárez, A.I. y R.F. Bó (comps.): *Documentos del curso taller Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*. pp. 13-19. Primera ed. Buenos Aires, 120 pp.
- Malvárez, I & RF Bó (comps.). 2004. *Documentos del Curso Taller Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Salud de la Nación. Buenos Aires, Argentina. 120 pp.
- Mitsch, WJ & JG Gosselink. 2007. *Wetlands*. 4th ed. John Wiley & Sons. New York, USA. 600 pp.
- Menéndez, A & M Re, 2005. Hidrología del Río de la Plata. En: Barros V., A. Menéndez y G. Nagy. (eds.) *El Cambio Climático en el Río de la Plata*. 1ra ed. I: Pp 69-84. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina. 200 pp.
- Neiff, JJ. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15: 424-441.
- NRC (National Research Council). 1995. *Wetlands: characteristics and boundaries*. National Academy Press. Washington DC, USA. 328 pp.
- Nuñez, M & S Solman. 2006. Desarrollo de escenarios climáticos en alta resolución para Patagonia y zona cordillerana. Período 2020/2030. Proyecto de desarrollo de escenarios climáticos y estudios de vulnerabilidad. Informe Nro.2. Fundación T. Di Tella- SAyDS. 31 pp.
- Nuñez, M. y S. Solman 2006. Desarrollo de escenarios climáticos en alta resolución para Patagonia y zona cordillerana. Período 2020/2030. Proyecto Desarrollo de Escenarios Climáticos y Estudios de Vulnerabilidad. Informe Nro 2. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación- Fundación e Instituto T. Di Tella- . Buenos Aires, Argentina. 31pp.
- Ringuelet, RA. 1962. *Ecología acuática continental*. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina. 138 pp.
- Rusticucci, M; SA Venegas & WM Vargas. 2003. Warm and cold events in Argentina and their relationship with South Atlantic and South Pacific Sea surface temperatures, *J. Geophys. Res.*, 108(C11), 3356, doi: 10.1029/2003JC001793.
- Saurral, R; R Mezher & V Barros (eds.). 2006. Assessing long-term discharges of the Plata River. *Proceedings of the 8th International Conference on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography*. Abril 2006, Foz de Iguazú, Brasil. 821pp.
- Sculthorpe, CD 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold. London, UK. 610 pp.
- Trombulak, S. C., K. S. Omland, J. A. Robinson, J. J. Lusk, T. L. Fleischner, G. Brown, y M. Domroese. 2004. Principles of Conservation Biology: Recommended Guidelines for Conservation Literacy from the Education Committee of the Society for Conservation Biology. *Conservation Biology*, 18:1180- 1190.
- Tucci, CE. 2003. Variabilidade climática e o uso do solo na bacia brasileira do Prata. En: C Tucci & B Braga (eds.). *Clima e Recursos Hídricos no Brasil*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos Pp. 163-242.

Capítulo 23

Resiliencia de los humedales al cambio climático

Rubén D. Quintana^{1,2,3*}, Ricardo L. Vicari², Andrea Magnano^{1,3} y Nora Madanes⁴.

¹Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), UNSAM. ²Dpto. de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, UBA. ³CONICET. ⁴Laboratorio de Ecología Funcional y Laboratorio de Ecología Ambiental y Regional, Dpto. de Ecología, Genética y Evolución. FCEyN, UBA. *mail: rubenq@ege.fcen.uba.ar.

Introducción

Los conceptos de resiliencia y resistencia son de fundamental importancia a la hora de analizar la estabilidad de una comunidad o un ecosistema. La resiliencia se refiere a la velocidad con la cual una comunidad retorna a su estado inicial después de haber sido perturbada por un disturbio y desplazada de aquel estado. Gunderson (2000) la definió como la cantidad de disturbio que un ecosistema puede absorber sin cambiar sus dominios de estabilidad. Este mismo autor plantea que la resiliencia es una propiedad emergente de los ecosistemas y está relacionada con su comportamiento auto-organizado a lo largo del tiempo. La auto-organización es la interacción entre la estructura y los procesos que conducen al desarrollo del sistema sin importar las condiciones iniciales.

Para entender la resiliencia de un ecosistema es esencial conocer qué conduce la sucesión en el sistema. La sucesión determina cómo y con qué rapidez la comunidad retorna a su estado original, o tal vez ingrese a un nuevo estado. Un ecosistema podría también llamarse resiliente cuando está organizado de una manera tal que la sucesión conduce a la recuperación del estado original (Rossi et al., 2009).

La resistencia, por su parte, describe la habilidad de la comunidad para evitar el desplazamiento producido por la perturbación. De acuerdo al tipo de ecosistema, ciertos disturbios pueden ser resistidos antes que los umbrales de tolerancia sean alcanzados y el estado del ecosistema cambie. Por su parte, se entiende por estabilidad como la persistencia de un sistema a mantenerse cercano al estado de equilibrio (Holling, 1973).

Además, el nivel de la perturbación que produce el desequilibrio en el ecosistema o la comunidad tiene gran importancia y en relación con esto se puede definir una estabilidad local y otra global. La primera tiene lugar cuando existe una tendencia a retornar al estado inicial después de un disturbio de baja intensidad. En el caso de una estabilidad global el sistema puede volver al estado inicial aún cuando haya tenido lugar un disturbio de gran magnitud. La estabilidad de la comunidad también depende del ambiente en que se encuentra así como de las abundancias y otras características de las especies que forman parte de ella. Una comunidad que es estable solo dentro de un rango estrecho de condiciones ambientales se dice que va a ser dinámicamente frágil mientras que a un amplio margen de condiciones y recursos es dinámicamente robusta (Begon et al. 2009). En cuanto a la relación entre diversidad biológica y estabilidad ecológica, Tilman y Downing (1994) y Tilman et al. (1996) demostraron que sobre períodos ecológicamente breves un incremento en el número de especies aumenta la eficiencia y estabilidad de algunas funciones ecosistémicas pero disminuye la estabilidad de las poblaciones de dichas especies.

Es importante destacar que es muy improbable que un ecosistema natural posea estabilidad global ya que siempre puede concebirse una perturbación tal que pueda destruir permanentemente el estado inicial del sistema (Hurd y Wolf, 1974) y al mismo tiempo, las perturbaciones que sufren los ecosistemas nunca son infinitesimales, por tanto es necesario considerar la respuesta de los sistemas a cambios relativamente grandes. Sin embargo, cuando un ecosistema natural es sometido a una perturbación de una magnitud tal que el desequilibrio producido no le permite el retorno a su estado original por la imposibilidad de restablecer el conjunto de factores ambientales a los cuales estaba ajustado (“Dominio de atracción”, *sensu* Holling, 1973), el sistema puede pasar a establecerse en otro dominio de atracción caracterizado por un conjunto de factores diferentes a los originales, es decir que pasa a constituir permanentemente un ecosistema diferente.

El concepto de resiliencia ecológica ha sido modificado a través del tiempo para incorporar de una manera más apropiada en el análisis las interacciones del hombre con el ambiente (Janssen et al., 2006). Las nuevas perspectivas de análisis reconocen que la resiliencia de los sistemas puede ser (y de hecho ha sido) alterada por el hombre y que la capacidad autoreparadora de los ecosistemas no está asegurada (Folke, 2003; Gunderson, 2000).

El desafío en esta nueva situación debe reforzar activamente la capacidad de los ecosistemas para soportar el desarrollo social y económico. Esto implica tratar de sostener trayectorias adecuadas y estados del ecosistema contra los cambios continuos (Folke et al., 2002; Gunderson y Hotting, 2002).

Los humedales en estado natural, debido a su naturaleza semiacuática, son relativamente resilientes al cambio de estado. Los cambios estacionales en el régimen hidrológico producen un cambio en los factores del suelo que proporcionan una amplia escala de variabilidad natural de las variables de estado.

La resiliencia ecológica de los humedales está relacionada con el cambio lento de variables edáficas tales como los niveles de nutrientes del sustrato, el pH, el potencial redox y también con los factores climáticos de largo plazo. Esta resiliencia es puesta a prueba por los disturbios recurrentes en la forma de los ciclos de sequía/inundación, los procesos de sedimentación y los ciclos de pastoreo, entre otros.

Por otra parte, la intervención humana en los humedales produce un deterioro de la resiliencia por la modulación distintiva de los procesos ecosistémicos como, por ejemplo, la mitigación de las inundaciones, sequías e incendios o los cambios en los niveles tróficos o en el enriquecimiento de nutrientes (Ripken, 2009).

La resiliencia de los humedales que permite el retorno desde estados degradados no productivos está determinada por el papel del agua como factor estabilizante de los procesos del suelo. El drenaje de los humedales conduce a alteraciones en el suelo causadas principalmente por los cambios en el estado de aireación. El resultado es la mineralización de la materia orgánica y una pérdida de nutrientes por oxidación y subsecuente lixiviación o volatilización (Olk et al., 1996). En suelos con texturas gruesas (arenosos) los procesos de pérdida de materia orgánica y, como consecuencia, la reducción de la capacidad de almacenar nutrientes, ocurre rápidamente y los humedales con suelos con este tipo de textura son cada vez más vulnerables a la degradación cuando son drenados y usados para la producción agrícola comparados con aquellos que presentan suelos fuertemente texturados (arcillosos) (Lal, 1997; Lahda et al., 2003; Folke et al., 2004). Estos procesos afectan el potencial productivo del suelo y pueden conducir al fracaso de la producción, especialmente en sistemas pobres en recursos y con baja entrada de nutrientes y materia orgánica, los cuales carecen de la posibilidad de incrementar su fertilidad una vez que éstos se agotan.

De esta manera, un suelo arenoso y bien drenado puede ser interpretado como el factor biofísico principal que conduce a una baja del umbral para que el régimen del sistema cambie. Un suelo inundado, por otra parte, parece ser el principal factor de incremento del umbral del sistema y por lo tanto conduce la evolución del mismo a estados de conservación y reorganización (Ripken, 2009).

En el caso particular de los humedales fluviales, éstos se caracterizan por una alternancia de períodos de sequías e inundaciones extremas. Sin embargo, los mismos presentan una recuperación funcional del sistema luego de terminados los efectos provocados por estos eventos (Colloff y Baldwin, 2010). Esta recuperación también se ha observado luego de disturbios de origen antrópico como el fuego o la herbivoría por ganado doméstico (Magnano et al., 2013; Morais, 2013). Desde ese punto de vista se puede considerar a estos ecosistemas como altamente resilientes.

A fin de ejemplificar esta alta resiliencia de este tipo de humedales, a continuación se describe para la región del Delta del Paraná la respuesta del sistema a tres tipos diferentes de disturbio antrópico: forestación con salicáceas, ganadería y fuego. Esta región constituye un extenso macromosaico de humedales (Malvárez, 1999) de gran importancia ecológica tanto por su biodiversidad como por los bienes y servicios ecosistémicos que brindan a la sociedad (Barbier et al., 1997) por lo que la capacidad de resiliencia es esencial para el mantenimiento de los mismos.

1. Forestaciones abandonadas en sistemas de terraplenes y atajarrepuntes (Valli, 1991).

El Delta del Río Paraná concentra las mayores plantaciones de salicáceas (sauces y álamos) del país (Petray, 2000), con un 60% de la superficie total en la porción del Delta de Buenos Aires. Actualmente, la forestación con estas especies de salicáceas es la principal actividad productiva del Bajo Delta Bonaerense (SAGPyA, 1999; Casaubón, et al. 2001), con 58 km² de superficie plantada, la cual se concentra principalmente en el llamado “núcleo forestal” que comprende los territorios isleños de los partidos de San Fernando y Campana (Borodowski y Suárez, 2005). Esta superficie se corresponde con un 75% de forestaciones de sauce y un 25% de álamo (Borodowski, 2006).

Las forestaciones juegan un papel preponderante en la región como agente de cambio del paisaje, no solo por la superficie que éstas ocupan, sino por los cambios estructurales y funcionales que provocan sobre los ambientes de humedales (Quintana, 2011).

Inicialmente, con el fin de hacer rentable esta actividad productiva, se realizaban obras de sistematización del terreno que consistían en la construcción de canales y zanjas de desagüe y, en muchos casos, con la construcción de terraplenes costeros o “atajarrepuntes”, cuyo objetivo era impedir el ingreso dentro de los predios de agua proveniente de las inundaciones recurrentes de cierta magnitud (Casaubón et al. 2001). Actualmente, la modalidad de protección ha cambiado y los humedales se cierran con un dique perimetral para evitar completamente el ingreso de agua proveniente de las mareas estuariales del Río de la Plata o de las inundaciones provocadas por los ríos Paraná y, en menor medida, Uruguay. En este caso, a diferencia de los atajarrepuntes, estos sistemas endicados determinan que las áreas pierdan su capacidad de amortiguación de los excedentes hídricos (Borodowski y Suárez, 2005).

A pesar de su efecto más moderado sobre los humedales del Bajo Delta, la modalidad de atajarrepuntes constituye un agente de disturbio sobre los mismos que no solo reemplazan las coberturas vegetales sino que alteran el drenaje del sistema. La preparación de los terrenos incluye la remoción de la vegetación natural por quema o aplastamiento, la aplicación de herbicidas y la construcción de terraplenes y canales. Una de las principales consecuencias de este cambio sobre el suelo es la oxidación del horizonte orgánico superior, la acelerada disminución de la materia orgánica y una menor permanencia del agua sobre el mismo. Estas condiciones favorecen, a su vez, el asentamiento de las especies de salicáceas.

Cuando, por diferentes razones, esta actividad cesa, tiene lugar un proceso de sucesión secundaria que permite que los ambientes originales de pajonales de las zonas internas de las islas se recuperen gracias al libre ingreso del agua hacia el interior de las islas. A diferencia de ello, en los sitios endicados difícilmente se pueda retornar a este sistema original a menos que los diques sean destruidos o erosionados y se permita así el ingreso de agua.

Valli (1991) estudió el desarrollo de la sucesión vegetal durante el proceso de abandono de forestaciones de sauces en el Bajo Delta Bonaerense a través de una cronosecuencia caracterizada por el análisis de sitios con diferentes edades de abandono. Sus resultados muestran que los diferentes cambios que se dan luego del abandono se manifiestan tanto en la estructura como en el funcionamiento de la vegetación, remarcando una tendencia direccional en el proceso de sucesión que se produce. Los diferentes estadios que suceden a lo largo del tiempo se caracterizan por la presencia y abundancia de determinadas especies vegetales que responden a las modificaciones ambientales que van teniendo lugar durante el proceso.

Durante las primeras etapas, la cobertura de la canopia es lo suficientemente alta como para que produzca una importante interferencia de la luz, generando así un microclima particular, con altos y constantes niveles de humedad y baja amplitud térmica (Neiff, 1982). Como el sistema de drenaje aún es funcional, la permanencia del agua sobre el suelo es baja. Los bajos niveles de anoxia permiten una mayor disponibilidad de nutrientes y una tasa mayor de disminución de la materia orgánica (Lindau y Hossner, 1985), además de estar bajo una situación de menor estrés ambiental como resultado del cambio en el régimen hidrológico (libre de fluctuaciones en la napa freática y de inundaciones). Estas condiciones determinan un ambiente más favorable que da como resultado un sotobosque más diversificado con una alta riqueza de especies y formas de vida (Figuras 1 y 2). Con respecto a estas últimas, el espectro característico de cada estadio refleja las diferencias ecológicas que presentan las comunidades establecidas en cada momento del proceso de abandono, observándose una disminución en el número de formas de vida a medida que pasa el tiempo (Figura 2). Además, se observa un cambio en el cual las especies anuales dominan los primeros estadios, los que se caracterizan por la presencia de hábitats óptimos para especies oportunistas colonizadoras con ciclos de vida cortos y que prosperan en un ambiente con muchos recursos disponibles. A su vez, las especies leñosas, si bien están siempre pobremente representadas, muestran un máximo en los primeros estadios, conjuntamente con las especies anuales.

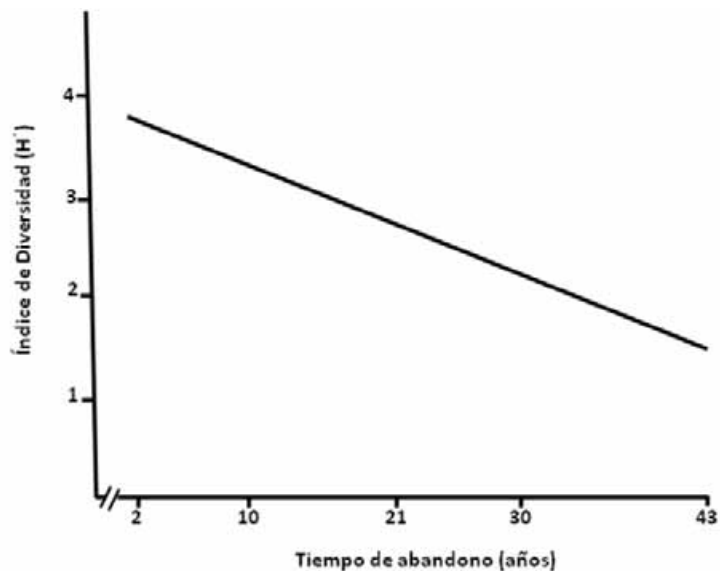


Figura 1. Análisis de regresión lineal entre los valores de diversidad de especies (Índice de Shannon) y tiempo de abandono. $r = -0,88$; $p < 0,01$ en plantaciones abandonadas de sauces en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná

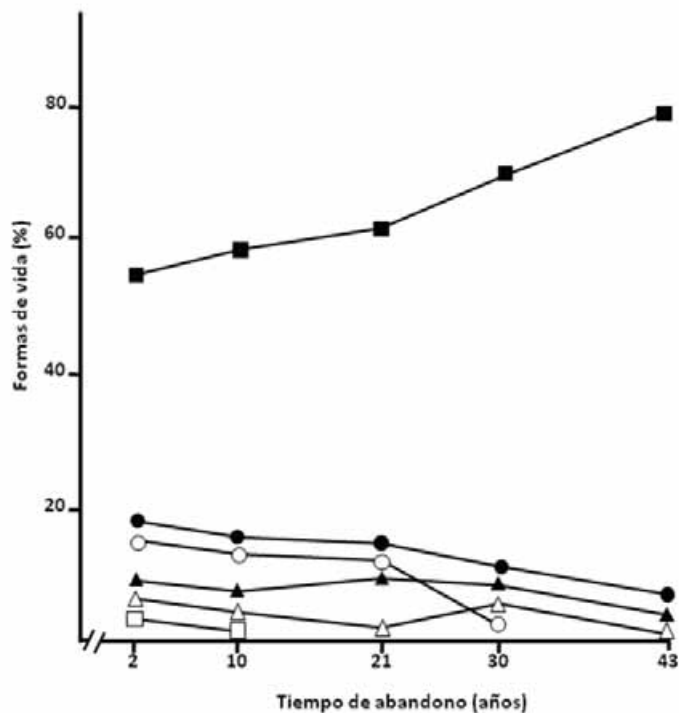


Figura 2. Proporción de formas de vida en las distintas etapas de abandono en plantaciones abandonadas de sauces en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná. ■= Herbáceas perennes; ●= Arbustos; ▲= Trepadoras perennes; △= Árboles; ○= Herbáceas anuales; □= Trepadoras anuales.

A medida que se avanza en el tiempo de abandono, el incremento en la duración e intensidad de los períodos de inundación conducen a condiciones no adecuadas para el establecimiento de muchas especies y dando lugar a un sistema más simplificado (Figura 2), con pérdida de las especies anuales y con una restauración del sistema original. Además, con el restablecimiento de las condiciones reductoras, los árboles de sauce se marchitan y pierden sus hojas e, incluso, algunos individuos comienzan a caer, con lo cual se reduce al mínimo la interceptación de la luz. A medida que se incrementa el tiempo de abandono, aumenta también el período de anegamiento y conjuntamente con la mayor insolación se favorece el reemplazo de especies típicas de bosques ribereños por aquellas de pajonales heliófitos, típicos de este tipo de humedales. Durante este reemplazo, se observa claramente un aumento de la cobertura de la cortadera (*Scirpus giganteus* Kunth), la especie dominante de estos pajonales (Figura 3), lo que muestra la regeneración del ecosistema natural, el cual se caracteriza por ser estructuralmente

más simple, con menor riqueza de especies y con una marcada dominancia de la cortadera. De esta manera, la distribución diferencial de especies exclusivas en cada estadio del proceso de abandono se relaciona con los cambios en el régimen hidrológico a lo largo del tiempo (Figura 4). Así, en las etapas iniciales, cuando aún se produce una salida rápida de los excedentes hídricos, no se observan períodos de anegamiento. Por el contrario, en las etapas finales el anegamiento se incrementa y el nivel del agua se eleva unos 50 cm sobre el suelo.

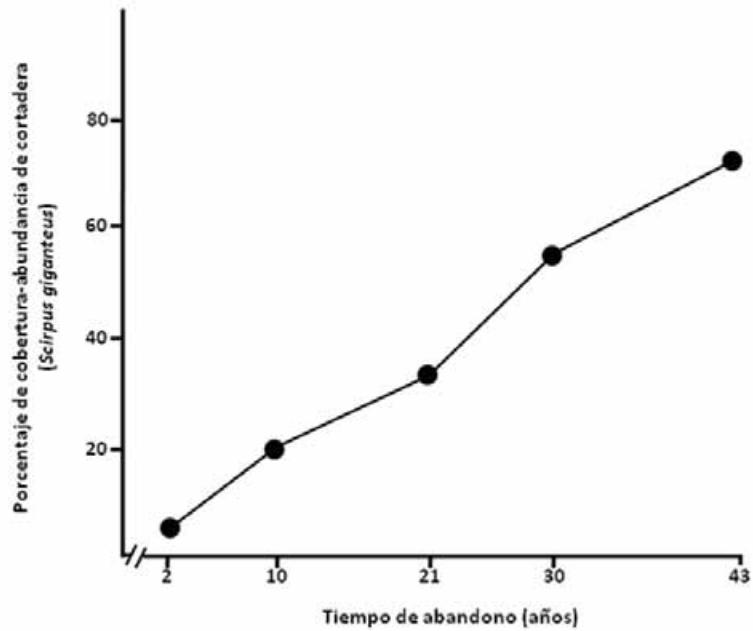


Figura 3. Incremento de la cobertura-abundancia de la cortadera (*Scirpus giganteus*) a medida que se incrementa el tiempo de abandono en plantaciones de sauces en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná.

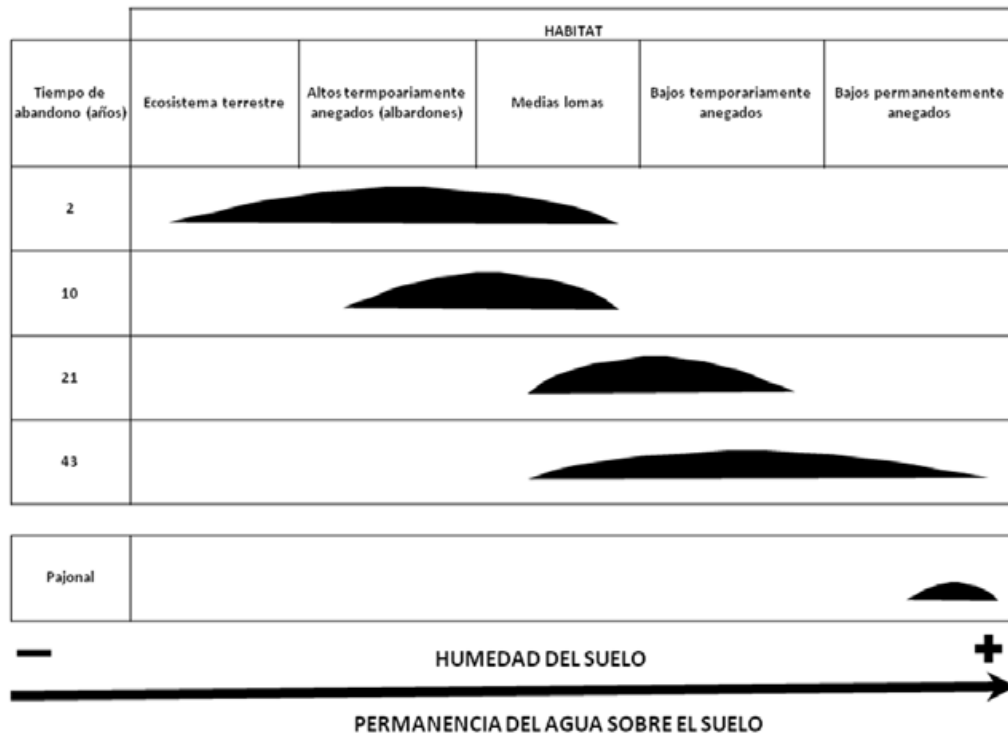


Figura 4. Distribución diferencial de especies exclusivas en cada etapa de abandono y en el pajonal de cortadera de acuerdo a sus preferencias de hábitat en plantaciones de sauces en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná. En el punto medio de cada categoría de hábitat la altura del perfil representa el número de especies exclusivas presentes para cada tiempo de abandono. La misma especie puede estar en más de un hábitat.

Estas características de las comunidades vegetales del humedal original estarían relacionadas con el hecho de que estos humedales representan sistemas sometidos a un importante estrés ambiental dado que están sujetos a fluctuaciones permanentes de la napa freática, a inundaciones recurrentes y a un pobre drenaje (Kandus, 2000), lo cual genera condiciones de anaerobiosis y un ambiente de características reductoras. Asimismo, pueden estar también sometidos a breves períodos de sequía durante el verano. Esto demuestra una gran capacidad de respuesta de estas comunidades vegetales, cuyas especies muestran características adaptativas, mostrando un potencial de recuperación importante ante un disturbio exógeno.

2. Ganadería e inundación en pastizales de islas de cauce y fajas de meandros del Delta medio del río Paraná (Magnano et al., 2013).

Los herbívoros pueden influir profundamente sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas a través de una serie de impactos tanto sobre el ambiente físico como así también sobre los ambientes bióticos (comunidades vegetales y animales).

En el caso de la vegetación, estas alteraciones se expresan a través de la biomasa en pie y, en consecuencia, de la productividad primaria neta (Beschta, 2003; McNaughton, 1984), de la estructura (Milchunas et al., 1988; Sala, 1986), de cambios en la diversidad de especies (Hickman et al., 2004) y de la altura de la canopia (Veblen et al., 1989). Asimismo provoca, a nivel de individuo, una reducción tanto del crecimiento radicular como de la tasa de respiración de las raíces (McNaughton et al., 1998), de la tasa de incorporación de nutrientes y la producción de hojarasca (Piñeiro et al., 2009). En humedales fluviales se han reportado efectos sobre la estructura de la vegetación, variaciones en la biomasa, la productividad y aspectos reproductivos (Reeves y Champion, 2004) y en la riqueza específica (Keedy, 2002). En la Argentina, hasta hace pocas décadas, la mayoría de los humedales estaban relativamente libres del impacto antrópico y por lo tanto conservaban su extensión, estructura y funciones originales. Sin embargo, durante los últimos años los altos rendimientos alcanzados en la producción de granos en la región pampeana, tuvieron como consecuencia entre otros cambios, el desplazamiento de una importante fracción de la actividad ganadera hacia los humedales. De esta manera, la ganadería en ambientes de humedales ha afectado su estructura y funcionamiento y, en consecuencia, los bienes y servicios que estos ecosistemas brindan al hombre (Kandus et al., 2006). En particular, los grandes humedales fluviales de la región del Delta del Paraná han sido escenario de un importante cambio en la modalidad productiva pecuaria que incluyó, por una parte, un notable incremento de la carga ganadera, y por otra, el recambio desde un sistema de ganadería extensiva estacional a uno de tipo intensivo y permanente, favorecido por la elevada productividad natural (oferta forrajera) de estos ambientes (Kandus et al., 2010).

Es importante destacar que todos estos procesos ocurren sobre un área de alto valor ecológico y diversidad biológica dentro del territorio de la República Argentina (Quintana y Bó, 2011; Quintana et al., 2002).

En función de ellos, se analizó en la unidad de paisaje “Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná” (sensu Malvárez, 1999), una de las zonas con mayor desarrollo ganadero en el Delta y que ocupa una franja frente al río Paraná desde San Pedro (Buenos Aires) hasta un poco más al norte de Rosario (Santa Fe), la resiliencia del sistema a través de la respuesta de la vegetación a la exclusión de la herbivoría, particularmente sobre la diversidad, de especies y la distribución temporal de la biomasa vegetal. Asimismo, se evaluó el efecto adicional de un evento de inundación sobre la misma así como la respuesta de los suelos a dicha exclusión.

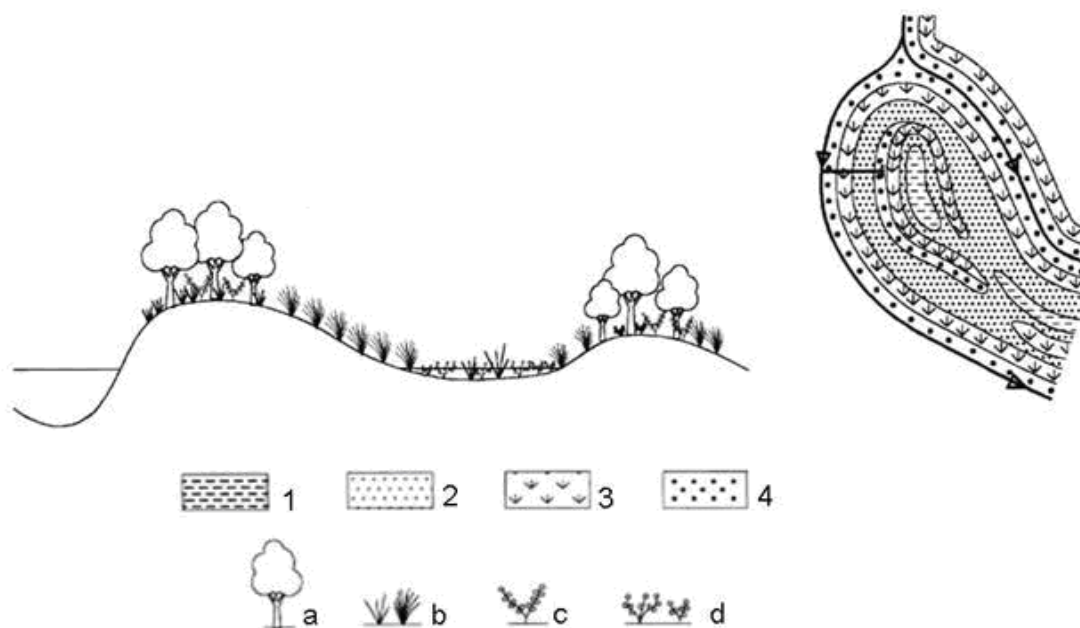


Figura 5. Esquema de una transecta tipo disectando el patrón de paisaje típico de la unidad “Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná” y su perfil asociado (Fuente: Malvárez, 1999). Elementos de paisaje: 1. Cuerpos de agua libre (lagunas); 2. Bajos con inundación semipermanente a permanente; 3. Medias lomas con inundación temporaria (medias lomas altas) a semipermanente (medias lomas bajas); 4. Albardones con inundación temporaria. Formas de crecimiento: a. Árbol. b. Herbáceas graminiiformes. c. Herbáceas latifoliadas. d. Herbáceas acuáticas.

El patrón de paisaje del área se conforma por secuencias de altos o crestas y depresiones (Figura 5). Sobre estas secuencias se desarrolla un gradiente con porciones inundables en forma temporaria a permanente y lagunas en las partes más deprimidas. Los altos presentan principalmente bosques dominados por *Salix humboldtiana* Willd. En las porciones deprimidas pueden encontrarse praderas de gramíneas altas como los carrizales de *Hymenachne pernambucense* (Spreng.) Zuloaga.

El trabajo se llevó a cabo entre diciembre de 2008 y octubre de 2010, por lo que se obtuvieron datos antes y después de la inundación comprendida entre noviembre de 2009 y agosto de 2010. Se estudiaron tres tipos de ambientes con coberturas diferentes localizados en un gradiente topográfico:

- (i) *Albardón*, con predominio de herbáceas graminiiformes bajas;
- (ii) *Media loma alta*, dominada por *Ludwigia* spp., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, *Oplismenopsis najada* (Hack. & Arechav.) Parodi y *Glyceria multiflora* Steud.;
- (iii) *Media loma baja* con dominancia de *Hymenachne pernambucense* (Spreng.) Zuloaga.

Previo a la inundación, tanto el albardón como la media loma alta aumentaron su diversidad a medida que aumentó el tiempo de exclusión al pastoreo del ganado vacuno. Este aumento estuvo relacionado con un incremento en la equidad de especies y no con el aumento de la riqueza, al contrario de las zonas pastoreadas. En la media loma baja, la exclusión del pastoreo mostró, al contrario de los otros ambientes una disminución de la diversidad, tanto en la riqueza como en la equidad (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de diversidad (índice de Shannon Wiener, H'), de riqueza (S) y de equitatividad (índice de Pielou, J) para tres tipos de ambientes del Delta del Paraná (Argentina) A: Albardón; MLA: Media loma alta; MLB: Media loma baja; y dos tratamientos C: Clausura (sitio excluido); NC: No clausura (sitio pastoreado).

FECHA	H'						S						J					
	A		MLA		MLB		A		MLA		MLB		A		MLA		MLB	
	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC
DIC-08	---	---	1,93	1,93	2,15	2,00	---	---	7,80	5,40	4,50	4,80	---	---	0,65	0,84	0,79	0,81
JUN-09	1	1	---	---	---	---	3,80	4,80	---	---	---	---	0,48	0,52	---	---	---	---
OCT-09	2	2	2,07	1,28	0,28	1,70	5,20	5,60	4,40	4,80	3,50	5,20	0,76	0,73	1,09	0,55	0,23	0,86
OCT-10	1	1	---	---	0,83	1,21	4,00	5,40	---	---	8,80	7,00	0,76	0,62	---	---	0,26	0,41

Las comparaciones entre el albardón y la media loma baja después de la inundación mostraron que la diversidad disminuyó para todos los casos, excepto dentro de la clausura de la media loma baja (Tabla 1), aunque estas diferencias no resultaron significativas.

Con respecto a la biomasa verde, los sitios clausurados a la herbivoría presentaron mayor valor que los pastoreados para todos los meses y dentro de los tres tipos de ambientes.

La máxima riqueza de especies observada en las zonas pastoreadas del albardón y la media loma alta puede atribuirse a una mayor preponderancia de especies de pequeño tamaño, tolerantes o evasoras del pastoreo (e.g., *Cynodon dactylon* (L.) Pers. y *Rumex* sp.). Por el contrario, las zonas excluidas estuvieron dominadas por pocas especies de mayor tamaño. A pesar de ello, en los sitios excluidos del albardón y la media loma alta el aumento de la diversidad durante el período previo a la inundación estaría relacionado con una mayor equidad de las coberturas que presentarían las especies dentro de las clausuras. Por el contrario, en el sitio excluido de la media loma baja la presencia de una menor diversidad y riqueza respecto al sitio pastoreado se debería a la dominancia de *H. pernambucense* (Spreng.) Zuloaga, especie identificada como de alto valor forrajero para la región (González et al., 2008).

Tabla 2. Resultados de los análisis de suelos en los tres tipos de ambientes estudiados en una isla del Delta del Paraná en la unidad de paisaje "Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná" (sensu Malvárez, 1999) (Argentina). C: clausura; NC: no clausurado.

	Albardón		Media Loma Alta		Media Loma Baja	
	C	NC	C	NC	C	NC
N (kg/ha)	18,591.31	26,088.15	5,754.16	5,234.63	4,642.33	2,543.43
MOJ (kg/ha)	113,859.32	159,037.55	108,344.83	84,919.53	74,721.26	28,034.13
MO (kg/ha)	318,046.15	419,200.61	151,460.83	125,686.23	105,052.89	55,018.70
C (kg/ha)	184,910.55	243,721.28	73,073.39	71,990.11	61,077.26	44,782.66
Dap (gr/cm ³)	0.97	1.41	0.34	0.40	0.65	1.05

En relación con los cambios producidos en los suelos como resultado de la exclusión del pastoreo, los resultados preliminares muestran que el almacenaje de carbono (C), materia orgánica (MO) y materia orgánica joven (MOJ) fue mayor en los sitios excluidos, particularmente para ambas medias lomas (Tabla 2), posiblemente por ser ambientes con mayor humedad que se encuentran sometidos a tiempo de saturación más prolongados. Por otra parte el almacenamiento de N en suelos no pastoreados fue superior en la Media Loma Alta y la Media Loma Baja. La exclusión también permitió disminuir la densidad de suelo, mejorando la fertilidad física edáfica probablemente a partir de la exclusión del pisoteo y del mayor aporte de MO en los estratos de suelos más superficiales. A pesar del poco tiempo transcurrido desde la instalación de las clausuras, se benefició el almacenamiento de C y MO y se mejoró, principalmente en los ambientes más bajos, la provisión de un suelo fértil menos denso y con igual almacenamiento de N.

Aún con el corto tiempo analizado, la ausencia de herbivoría posibilitó la restauración de las comunidades de pastizales, las que constituyen los ambientes más ampliamente distribuidos en la región y cruciales para la sustentabilidad de la ganadería en la zona (Taller Ecologista, 2010).

En cuanto al periodo post-inundación, la disminución de la diversidad en los sitios pastoreados del albardón podría deberse a que la gran mayoría de las especies encontradas en este tipo de ambiente no están adaptadas a una situación de anegabilidad permanente. Por otro lado, el aumento de diversidad en el sitio excluido de la media loma baja, en comparación con el período previo a la inundación, podría atribuirse a la baja supervivencia que presentó el carrizo luego de este evento, permitiendo la colonización del área por otras especies más tolerantes como *Echinochloa* sp. y *Polygonum punctatum* Elliott. Para este caso podría plantearse que el pastoreo y la inundación tuvieron un efecto negativo sinérgico que afectó el crecimiento de *H. pernambucense* (Spreng.) Zuloaga ya que en el sitio pastoreado no volvió a registrarse la presencia de esa especie. Si bien en otros trabajos (Inausti et al., 1999) se observó que los eventos de inundación revirtieron los efectos provocados por la herbivoría sobre las comunidades vegetales, en nuestro caso se obtuvieron resultados diferentes puesto que no hubo una homogenización de los sitios pastoreados y excluidos luego de ese evento. Así, en el albardón la composición florística no fue similar, mientras que en el carrizal, si bien hubo una tendencia a la similitud, esta no fue significativa. Esto podría deberse a que los datos fueron tomados dos meses después de la inundación y a que el albardón es el ambiente que primero queda disponible al pastoreo a medida que las aguas bajan, marcando la diferencia con lo observado en la media loma baja, en donde el efecto del pastoreo aún no se había expresado en ese momento.

Por otra parte, el pastoreo produjo una reducción de la biomasa total con respecto a los sitios excluidos, reflejando una mayor productividad en estos últimos. En cuanto a los resultados observados en la media loma alta, los valores elevados obtenidos en los primeros cinco meses de exclusión pueden ser atribuidos a la dinámica de la especie dominante dentro de la clausura, *G. multiflora* Steud., que presentó una elevada biomasa durante los meses de primavera-verano y una reducción de la misma en los meses de invierno. Este hecho es coincidente con la gran producción de broza registrada en el mes de junio. En tanto, en la media loma baja las diferencias de biomasa encontradas para *H. pernambucense* (Spreng.) Zuloaga entre los dos tratamientos estarían relacionadas con la gran presión de pastoreo a la que es sometida esta especie.

Los resultados encontrados en este estudio indicarían que el pastoreo tendría efectos negativos sobre la diversidad y la producción de biomasa verde y seca en los ambientes estudiados, los cuales son de gran representatividad en la región debido, probablemente, a su baja resistencia a los disturbios a los que fueron sometidos. Al mismo tiempo, como se demuestra en los experimentos de exclusión a la herbivoría, todos los ambientes muestran una gran resiliencia manifestada a través del aumento tanto de la diversidad como de la recuperación de la biomasa, sobre todo en el albardón y la media loma alta. En la media loma baja, la disminución de la diversidad muestra un retorno a las condiciones predisturbio, ya que el carrizal de *H. pernambucense* (Spreng.) Zuloaga, en condiciones naturales presenta una dominancia casi absoluta de esta especie.

3. Fuego y pastoreo en juncales de islas de praderas de antiguas llanuras de mareas (Morais, 2013).

Los incendios ocurridos en la Región del Delta del Río Paraná durante el año 2008 se produjeron como consecuencia de una fuerte sequía. En condiciones climáticas normales, desde siempre estos fuegos, de marcada intensidad y permanencia, constituyen una herramienta de manejo usual por parte de los pobladores para promover el rebrote de las pasturas para el ganado, como forma de producir “clareos” del campo o con fines cinegéticos (caza de carpinchos y nutrias). Ese año, además de la sequía, se le sumó un fuerte incremento del número de cabezas de ganado en la región debido al desplazamiento de una importante fracción de esta actividad desde la llanura pampeana hacia sitios considerados marginales para la producción agrícola como es el caso del Delta. Por otra parte, muchos de estos nuevos productores en la región desconocen el uso del fuego, lo que también contribuyó al gran impacto que éste tuvo sobre la vegetación natural de esta región. Los ambientes principalmente afectados fueron los juncales de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey) Soják y los pirizales de *Cyperus giganteus* Vahl (Kandus et al., 2009).

La respuesta de las comunidades vegetales a estos disturbios está condicionada por las características del fuego (duración, frecuencia e intensidad), y éste, a su vez, afectaría a las porciones superiores del suelo (Kunst, et al., 2003). Una vez cesado el disturbio, se genera una sucesión secundaria. Por ejemplo, en ambientes dominados por *S. californicus* (C.A. Mey) Soják, este puede rebrotar o el espacio que originalmente ocupaba puede ser invadido por otras especies; la respuesta depende de los atributos de la especie dominante antes del fuego así como de las características de las invasoras. Por otra parte, atributos del ecosistema, tales como su capacidad de resiliencia, determinan el tipo de vegetación post-fuego.

Asimismo, la respuesta de la vegetación al fuego está influenciada por el momento en que tiene lugar el disturbio en relación con la fenología de la especie dominante (mayor o menor contenido de materia seca en pie) y los ciclos de vida y hábito de las especies con potencial para invadir el área quemada. Una vez cesado el fuego, muchas plantas nativas son capaces de sobrevivir al evento y volver a cubrir el suelo rápidamente por macollaje o rebrote a partir de las yemas de los rizomas o los estolones. Otras plantas pueden germinar a partir de semillas almacenadas en el suelo o en la planta, o restablecerse en el área por recolonización desde áreas vecinas (Laterra 2003). Por otra parte, los fuegos que ocurren muy frecuentemente pueden favorecer la invasión de especies exóticas o nativas vecinas y eliminar las nativas locales, reduciendo su ciclo de vida e inhibiendo la producción de semillas.

Asimismo, el fuego afecta los primeros centímetros del suelo, en donde se acumula una gran cantidad de materia orgánica seca que actúa como combustible. El carbono orgánico del suelo y el nitrógeno disminuyen considerablemente debido a que gran cantidad de estos elementos son liberados a la atmósfera en forma de gases. Si los incendios son muy intensos, las concentraciones de fósforo y potasio se incrementan dada la acumulación de cenizas en superficie, afectando también al pH y la conductividad eléctrica del suelo.

La actividad microbiológica del suelo manifiesta un rápido aumento inmediatamente después de la quema, como resultado del incremento en el pH y el suministro de cationes y fósforo, lo cual favorece durante un corto tiempo la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, como la materia orgánica disminuye considerablemente así como el sustrato de las poblaciones microbianas, su actividad se reduce. También al momento de la quema mueren muchos microorganismos que favorecen la descomposición de la materia orgánica y la disponibilidad de los nutrientes para las plantas afectando la fertilidad edáfica.

En la región del delta las inundaciones y los fuegos son disturbios naturales a los cuales los componentes de los ecosistemas están adaptados. El pastoreo por ganado doméstico, en cambio, es un disturbio introducido a principios del siglo pasado e intensificado durante las últimas décadas.

El estudio se llevó a cabo a posteriori del incendio del 2008 en un paisaje del Bajo Delta caracterizado por islas que presentan albardones perimetrales relativamente bajos pero amplios y con desarrollo en algunos sectores de espiras de meandro angostas donde se asientan bosques muy abiertos de sauces (*Salix humboldtiana* Willd.) y pastizales dominados por *Cynodon dactylon* (L.) Pers. La actividad productiva más importante es la ganadería, particularmente la cría por pequeños productores (Gamietea, Com. Pers.).

Los ambientes de bajos, generalmente desconectados del cauce principal del Río Paraná, son amplios y presentan comunidades de juncales (*Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey) Soják) y pirizales (*Cyperus giganteus* Vahl). Estos permanecen en condiciones de anegamiento o saturación de agua durante prolongados períodos de tiempo, particularmente en invierno. Durante los meses de verano el sustrato puede permanecer seco debido al balance negativo entre la entrada de agua y la evapotranspiración. El agua ingresa en estos sistemas debido al aporte de las crecientes del Río Paraná, pero también por los repuntes extraordinarios de mareas del estuario del Plata durante eventos de sudestada o por las lluvias locales (Kandus, et al., 2003). En cuanto al tipo de suelos presente, según Bonfils (1962), se pueden encontrar tanto suelos hidromórficos semipantanosos como gley húmicos.

Cabe señalar que durante el período 2008-2009, el Río Paraná sufrió una bajante extraordinaria, causada por la sequía imperante en su cuenca de aporte (Kandus et al., 2009).

Schoenoplectus californicus (C.A. Mey) Soják es una planta herbácea robusta que supera los 2 m de altura que crece de forma agrupada, cubriendo importantes superficies en las zonas bajas de las islas. Estos juncales se caracterizan por la presencia de una importante biomasa seca en pie o sobre el suelo (Pratolongo et al., 2008) que determina el carácter pirogénico de los mismos y en los cuales el fuego ha sido, probablemente, un agente de regulación importante en la dinámica natural de esta comunidad. Se desarrollan sobre suelos predominantemente arcilloso-limosos y se caracterizan por su alta productividad y su baja tasa de descomposición, producto de las condiciones anóxicas debido a la saturación con agua de los suelos. Por esta razón, estos ambientes se presentan como acumuladores de materia orgánica.

Considerando las condiciones ambientales actuales, se presenta un ejemplo en el cual se analizan los cambios de los atributos estructurales de la vegetación y de las propiedades del suelo de un juncal de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey) Soják del interior de una isla, con y sin pastoreo, luego de la ocurrencia de los incendios del año 2008. A su vez, se analiza el efecto de la ganadería bajo distintas intensidades de fuego.

Se consideraron tres situaciones presentes en el juncal en función de la intensidad del fuego: a) *quemado intensamente*: cuando la biomasa aérea, el sustrato y las raíces sufrieron el efecto del fuego, b) *quemado moderadamente*: cuando sólo la biomasa aérea fue afectada y c) *juncal no quemado*: cuando en el área no hubo

signos de fuego. A su vez, en cada una de estas áreas se identificaron zonas pastoreadas y sin pastoreo. En cada situación se midió la cobertura de las especies, la broza y el suelo desnudo. Al inicio del estudio se analizaron las siguientes variables edáficas a distintas profundidades: conductividad eléctrica, carbono total, nitrógeno total, fósforo extractable, pH y conductividad.

Nuestros resultados muestran que en el corto plazo estos ecosistemas recuperaron, en forma relativamente rápida, la biomasa fotosintética perdida (Figura 6).

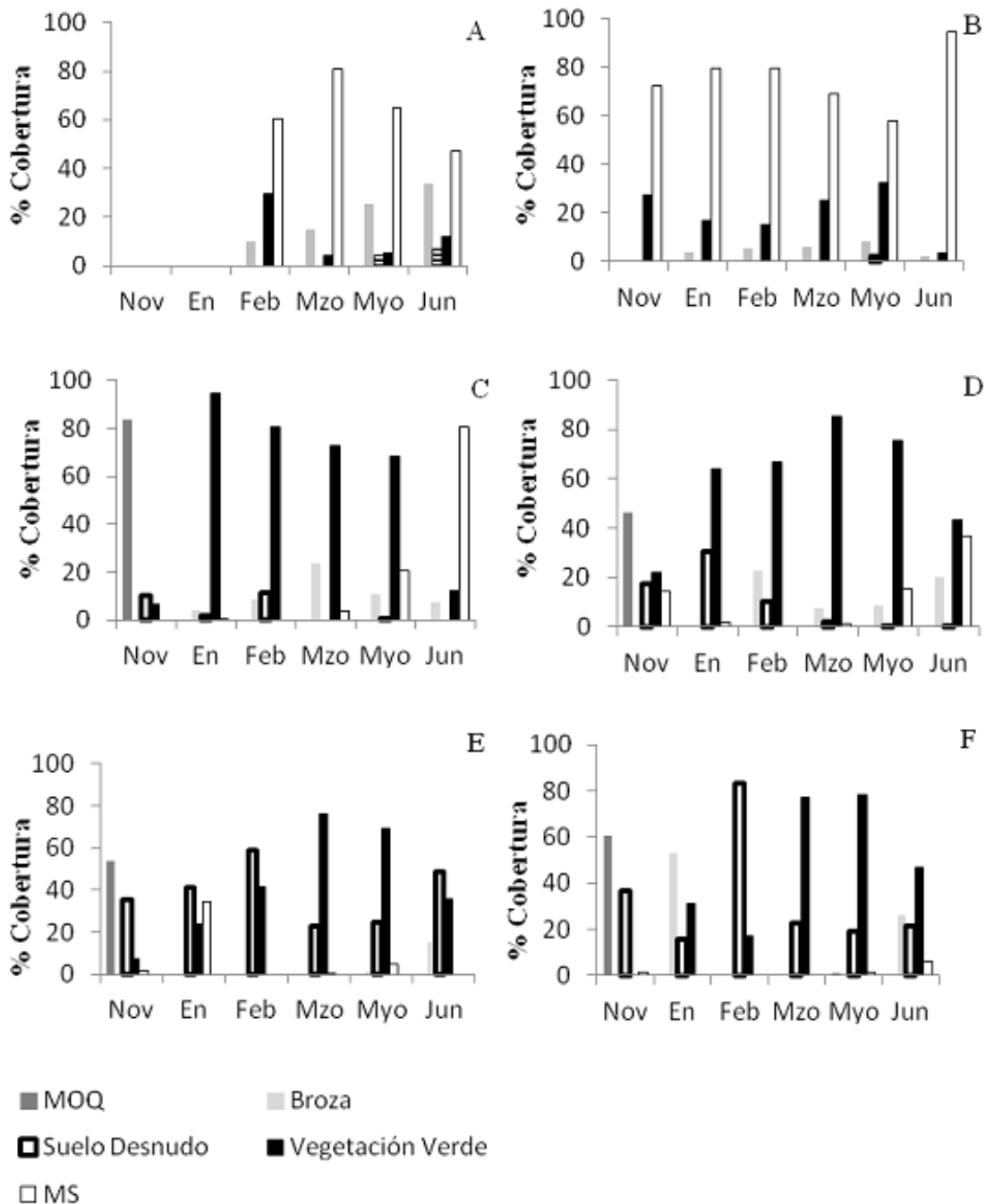


Figura 6. Valores promedio de cobertura total y porcentajes de materia seca. (MS), broza, materia orgánica quemada (MOQ), suelo desnudo (SD) en todos los tratamientos y en todas las fechas en juncales de islas de praderas de antiguas llanuras de mareas en el Delta del Paraná. Referencias: (Nov: noviembre de 2008, En: enero de 2009, Feb: febrero de 2009, Mzo: marzo de 2009, Myo: mayo de 2009 y Jun: junio de 2009. A: no quemado dentro de la clausura, B: no quemado fuera de la clausura, C: parcialmente quemado dentro de la clausura, D: parcialmente quemado fuera de la clausura, E: quemado severo dentro de la clausura, F: no quemado fuera de la clausura.

Al final del estudio se encontró una gran similitud entre los atributos de las áreas no quemadas y las comunidades sometidas a fuego de moderada intensidad con o sin presión de herbivoría. Esta similitud podría deberse a que las quemadas de intensidad moderada no dañan los rizomas. En este caso, el juncal sería resiliente al fuego y al pastoreo

posterior, retornando a una situación similar a la original en un tiempo muy corto. Por el contrario, en el área sometida a un fuego de mayor intensidad se observa un retardo en su recuperación, probablemente debido al daño causado a los rizomas del junco, lo cual es coincidente con lo observado por otros autores (Auld y O'Connell, 1991; Bond y van Wilgen, 1999) y favoreciendo la dominancia de *Alternanthera reineickii* Briq.

Cabe señalar que las especies que colonizaron bajo condiciones de sequía fueron las características de humedales, dominando las emergentes fijas, arraigadas flotantes y de hojas flotantes (camalotes), evidenciando su tolerancia a la falta de agua y su capacidad para sobrevivir aún en condiciones aeróbicas durante tiempos prolongados.

En la zona de estudio el fuego afectó en forma significativa las capas superficiales del suelo. Kunst (2003) señala que los efectos del fuego sobre el suelo influyen sobre el ciclo y balance de los nutrientes. Así, por ejemplo, en las áreas intensamente quemadas se produjo una disminución del carbono total y del nitrógeno total en superficie (Figura 7). Estos son los minerales más susceptibles a la volatilización/ transporte (Caldwell et al., 2002), procesos que se verían favorecidos por las altas temperaturas. Las pérdidas superficiales se deberían a tres fenómenos: la cantidad de calor liberada durante el incendio de materiales combustibles denominados finos (Wright y Bailey, 1982), la escasa cantidad de energía transferida al suelo (del 8 al 10%, máximo, 25%) (Burrows, 2000) y la baja conductividad calórica de los materiales que componen el suelo. El fuego de moderada intensidad no produjo pérdidas significativas del carbono y nitrógeno, lo cual podría deberse a la menor temperatura alcanzada en estas áreas respecto a las intensamente quemadas. La concentración de fósforo extractable no varió independientemente de la intensidad del fuego y de la profundidad.

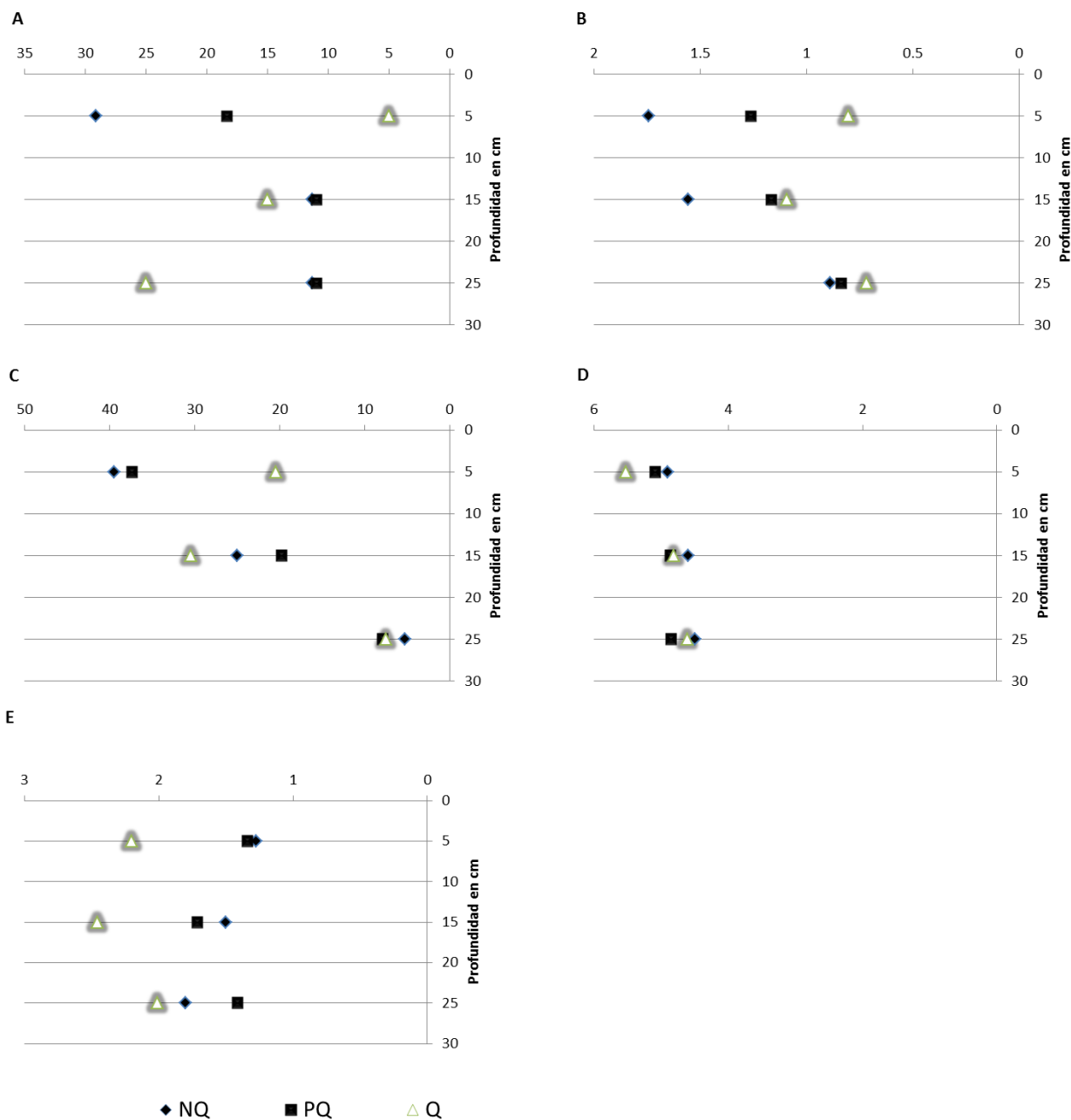


Figura 7. Valores en profundidad de carbono total, nitrógeno total, fósforo total, pH y conductividad eléctrica en juncales de islas de praderas de antiguas llanuras de mareas del Delta del Paraná. Referencias: A. Carbono total –Ct (%)-, B. Nitrógeno total – Nt (%) -, C. Fósforo extractable –P(ppm)-, D. pH y E. Conductividad eléctrica –CE- del suelo para las tres intensidades de incendio en noviembre de 2008 (primera fecha de muestreo). No quemado:NQ, Parcialmente quemado:PQ, Quemado: Q.

Por otra parte, el ganado introducido de forma inmediata después de las quemas intensas dificultaría la recuperación de la vegetación tanto por el pastoreo como por el pisoteo lo que aumentaría la vulnerabilidad del sistema.

En este contexto, las evidencias permiten plantear que el fuego no es un factor que pueda forzar a estos sistemas a pasar a otro dominio. Aún en condiciones como la ocurrida en el 2008 en la cual hubo multiplicidad de focos en un corto período de tiempo y en condiciones de extrema sequía, la tendencia del sistema fue a recuperar su fisonomía original. El efecto adicional del pastoreo tampoco contribuyó en este sentido dado que las parcelas clausuradas también mostraron una tendencia a la recuperación.

Resiliencia y cambio climático en humedales

En función de lo planteado en los tres ejemplos descriptos anteriormente, se puede afirmar que estos ecosistemas presentan una alta resiliencia aún cuando en ellos hayan operado procesos que inicialmente transformaron drásticamente las condiciones ecológicas de dichos humedales. En ese sentido, el sistema tenderá a recuperarse a pesar de las modificaciones sufridas pero el tiempo de recuperación dependerá de la intensidad de la transformación y de cuánto haya sido alterado el régimen hidrológico. Aún en condiciones de cambios relativamente profundos, como es el caso de la forestación a zanja abierta, el restablecimiento del humedal tiene lugar en tiempos ecológicos relativamente breves. De todas maneras, en los sistemas endicados este tiempo seguramente será mayor ya que dependerá de la ocurrencia de eventos extremos de inundación que erosionen y terminen destruyendo los diques, permitiendo así el ingreso del agua.

Por otra parte, existe actualmente un acuerdo en que los humedales son altamente vulnerables al cambio climático (e.g., Winter, 2000; Carter Johnson et al., 2005; 2010; Kundzewicz et al., 2007). En particular, son afectados por los cambios en la disponibilidad de agua y en el nivel de evapotranspiración (Carter Johnson et al., 2005). Estos cambios, a su vez, se manifiestan en su biota, debido a su sensibilidad a pequeños cambios en el contenido del agua en la superficie del suelo (Carter Johnson et al., 2005; Brinson, 2006).

En el caso del Delta del Paraná, el escenario de cambio climático para la región prevé que los cambios en las precipitaciones no contrarrestarán los incrementos de las temperaturas, y por consiguiente, de la evapotranspiración. Además, la mayor frecuencia de vientos del este sobre el estuario del Río de la Plata y el ascenso del nivel del mar conducirían a un aumento del nivel de sus aguas (Madanes et al., 2008). Los datos provistos por el mareógrafo de Buenos Aires muestran un aumento en el nivel del río a razón de 1,7 mm/año durante el siglo XX (D'Onofrio et al., 2003). Ante esta situación se plantea que el frente de avance del Delta del río Paraná sería una de las áreas físicamente más vulnerables al cambio climático en la zona de influencia del estuario del Plata (Codignotto y Kokot, 2006).

En función de este escenario es probable que en la región se produzcan cambios en la distribución y riqueza de las especies. En este sentido, se postula que posiblemente se reduzcan las áreas permanente y semipermanentemente inundadas con una disminución de las especies vegetales acuáticas flotantes, flotantes fijas y palustres mientras que se incrementarían aquellas emergentes fijas no palustres, típicas de ambientes de tipo más terrestre, las que se verían favorecidas por un incremento en la superficie de dichos ambientes (Madanes et al., 2008).

Por el contrario, en la zona del frente de avance del Delta, y como consecuencia del aumento en el nivel medio del Río de la Plata, se producirá un cambio en su dinámica que llevaría a su transformación en un pantanal (Codignotto y Kokot, 2006) con una dominancia de especies palustres (Madanes et al., 2008).

Esto implica que a excepción del frente de avance, el cuál mantendría una vegetación típica de un humedal (aunque con cambios en su riqueza y composición florística), en el resto de la región se observaría una tendencia a la terrenalización del sistema.

Ahora bien, ¿que se esperaría ante estos escenarios de cambio climático planteados para la región con respecto a la posibilidad de que el sistema pueda volver a su estado inicial? En este caso la situación es totalmente diferente a la de los ejemplos descriptos ya que los cambios propuestos afectarán sin duda la capacidad de resiliencia de estos ecosistemas y es posible que la región experimente un cambio de dominio, convirtiendo al actual mosaico de humedales en un área dominada por ecosistemas de tipo terrestres, con una dominancia de especies no palustres. Bajo este escenario, seguramente se verá afectado uno de los servicios ecosistémicos más importantes de humedales como el Delta y que es el amortiguamiento de las inundaciones (Kandus et al., 2011). En este sentido, ante el incremento de los eventos extremos que se plantean para la región, seguramente estas áreas no tendrán la misma capacidad para disminuir la velocidad de los flujos de agua y, por lo tanto, la región sea mucho menos efectiva en mitigar sus efectos, incrementándose así el impacto de los excedentes hídricos sobre las poblaciones aledañas. Otros servicios que se verían afectados por la pérdida de las condiciones de inundabilidad serían la purificación de agua, la provisión de sitios de reproducción para peces de importancia comercial y de hábitat para especies de fauna de importancia económica y para la biodiversidad en general, la provisión de forraje de buena calidad para el ganado y el secuestro de carbono, entre otros.

Agradecimientos

Parte de la información de este trabajo fue obtenida en el marco de los proyectos PICT Bicentenario N° 2227 de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y PIP N° 0092 del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Bibliografía

- Auld, TD & MA O'Connell. 1991. Predicting patterns of post-fire germination in 35 eastern Australian Fabaceae. *Australian J. Ecol.* 16: 53–70.
- Barbier, E B, Acreman, MC & D Knowler. 1997. Valoración económica de los humedales – Guía para decisores y planificadores. Oficina de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Begon, M., Townsend, CR & JL Harper. 2005. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*, 4th Edition. Wiley-Blackwell, Londres. 752 pp.
- Beschta, RL. 2003. Cottonwoods, elk, and wolves in the Lamar Valley of Yellowstone National Park. *Ecol. Appl.* 13: 1295–1309.
- Bond, WJ & van Wilgen. 1996. *Fire and Plants. Population and Community Biology Series 14*. Chapman and Hall, Londres.
- Kunst C, Rodríguez N & J Maldonado. 2003. Comportamiento del fuego: una introducción. En: C Kunst, S Bravo & JL Panigatti (Eds). *Fuego en los ecosistemas argentinos*. Cap. 20. Pp. 189-197. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. 330 pp.
- Bonfils, CG. 1962. Los suelos del Delta del Río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. *Rev. Inv. Agrícola. INTA* 16: 257-270.
- Borodowski, E. 2006. Álamos y sauces en el Delta del Paraná: situación del sector y Silvicultura. *Actas I Jornadas de Salicáceas. AFOA-FAUBA*, Buenos Aires, Argentina: 61-70.
- Borodowski, F & R Suárez. 2005. Caracterización forestal de la región del Delta del Paraná. Documento NEF Delta. Proyecto Forestal de Desarrollo. SAGPyA, Buenos Aires, Argentina. 8 pp.
- Brinson, M. 2004. Conceptos y desafíos de la clasificación de los humedales. En: Málvarez AI & R Bó (compiladores). *Documentos del Curso-Taller "Bases Ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina"*. Pp. 95-105. FCEyN-UBA, Ramsar, USPWS y USDS, Buenos Aires.
- Brinson, M. 2006. Consequences for wetlands of a changing global environment. En: DP Batzer & RR Sharitz (Eds). *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*. Capítulo 12. Pp 436-461. University of California. Berkeley, Estados Unidos.
- Burrows, N. 2000. A soil heating index for interpreting ecological impacts of jarrah forest fires. *Australian Forestry* 62: 320–329.
- Caldwell, TD & W Johnson. 2002. Forest floor carbon and nitrogen losses due to prescription fire. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:262-267.
- Carter Johnson, W, Millett, BV, Gilmanov, T, Voldseth, RA, Guntespergen, GR & DE Naugle. 2005. Vulnerability of northern prairie wetlands to climate change. *BioScience*, 55: 863-872.
- Carter Johnson, W, Werner, B, Guntespergen, GR, Voldseth, RA, Millett, BV, Naugle, DE, Tulburne, M, Carroll, RWH, Tracy, J & C Olawsky. 2010. Prairie wetland complexes as landscape functional units in a changing climate. *BioScience*, 60: 128-140.
- Casaubón, E, Gurini, L & G Cueto. 2001. Diferente calidad de estación en una plantación de *Populus deltoides* cv Catfish 2 del bajo Delta bonaerense del Río Paraná (Argentina). *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.*, Vol. 10: 217-231.
- Codignotto, J & R Kokot, 2006. Geología y geomorfología. En: Barros, V, Clarke R, y PSilva Días (Eds). *El Cambio Climático en el Río de la Plata*. 1 ed. Capítulo VIII. Pp. 85-105. CIMA-UBA., Buenos Aires.
- Colloff, MJ & DS Baldwin. 2010. Resilience of floodplain ecosystems in a semi-arid environment. *The Rangeland J.* 32: 305-314.
- D'Onofrio, E, Fiore, ME & EH Ruiz. 2003. Tendencia relativa del nivel medio del Río de La Plata en el Puerto de Buenos Aires. Pp7-14. *Contribuciones a la Geodesia Aplicada*. Instituto de Geodesia, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Folke, C. 2003. Freshwater for resilience: a shift in thinking. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* 358: 2027-2036.
- Folke, C, Carpenter, SR, Elmqvist, T, Gunderson, LH, Holling, CS, Walker, BH, Bengtsson, J, Berkes, F, Colding, J, Danell, K, Falkenmark, M, Gordon, L, Kaspersson, R, Kautsky, N, Kinzig, A, Levin, SA, Maler, KG, Moberg, F, Ohlsson, L, Olsson, P, Ostrom, E, Reid, W, Rockstro MJ, Savenije, S & U. Svedin. 2002. *Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations*. Science Background Paper Commission. Environmental Advisory Council of the Swedish Government, ICSU Series on Science for Sustainable Development No. 3. International Council for Science, Paris
- Folke, C, Carpenter, SR, Walker, BH, Scheffer, M, Elmqvist, t, Gunderson, LH & CS Holling. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Ann. Rev. in Ecol., Evol. and Systematics* 35: 557–581.
- Gunderson, L. 2000. Ecological resilience-in theory and application. *Ann. Rev. of Ecol. and Systematics* 31: 425-439.
- Gunderson, L & C S Hotting. 2002. *Panarchy: understanding transformation in human and natural systems*. Island Press. Washington DC..
- Gunderson, LH, S. R. Carpenter, et al. (2006). "Water RATs (resilience, adaptability, and transformability) in lake and wetland social-ecological systems. *Ecology and Society* 11: 16. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art16/>
- Hickman, KR, Hartnett, DC, Cochran, RC & CE Owensby. 2004. Grazing management effects on plant species diversity in tall grass prairie. *J. Range Manage.* 57: 58–65.
- Holling, CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. of Ecol. and Systematics* 4: 1-23.
- Hurd, LD & LL Wolf. 1974. Stability in relation to nutrient enrichment in arthropod consumers of old-fields successional ecosystems. *Ecol. Monographs* 44: 465-482
- Inausti, P, Chaneton, EJ & A. Soriano. 1999. Flooding reverted grazing effects on plant community structure in mesocosms of lowland grasslands. *Oikos* 84: 266-276.
- Janssen, MA, Schoon, ML, Ke, W & K Borner. 2006. Scholarly networks on resilience, vulnerability and adaptation within the human dimensions of global environmental change. *Global Environ. Change* 16: 240–252.
- Kandus, P, Salvia, M, Grings, F., Alvarez, J. & H. Karszenbaum. 2008. Evaluación de zonas quemadas en el Delta del Río Paraná. Informe Técnico. CONAE, Buenos Aires.
- Kandus, P, Quintana, RD, Minotti, PG, Oddi, JP, Baigún, C, González Trilla, G, & D Ceballos. 2011. Ecosistemas de humedal. Una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En: Larterra, P, Jobbagy, E. & J. Paruelo (Eds). *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Pp. 265-290. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires. 740 pp.
- Kandus, P. 2000. El concepto de sucesión primaria en sistemas deltaicos. Pp. 169-184 en: Málvarez AI (Ed). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. MAB-UNESCO, Montevideo, Uruguay.
- Kandus, P, Málvarez AI & N Madanes. 2003. Study on the herbaceous plant communities in the Lower Delta islands of the Paraná River (Argentina). *Darwiniana* 41: 1-16.
- Kandus, P, Quintana, R D & R Bó. 2006. Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. *Mapa de Ambientes*. Pablo Casamajor Ediciones, Buenos Aires, Argentina.
- Kandus, P, Morandera, N & F Schivo. 2010. Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná. *Fundación Humedales / Wetlands International*, Buenos Aires, Argentina.

- Kandus, P, Salvia, M, Ceballos, D, Madanes, N, Cappello, V, Garcia Cortes, M & M Morais. 2009. Incendios 2008 en el Delta del Río Paraná, Argentina. Análisis ecológico de las islas del Frente de Avance a las localidades de Zárate, Baradero y San Pedro. Informe Técnico, CONAE, Buenos Aires.
- Kandus, P & P Minotti. 2011. Inundaciones y secas. Dos caras del mismo Delta del Paraná. En: Quintana, R, Villar, MV, Astrada, E, Saccone P & S Malzof (Eds). El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná: bases para su conservación y uso sustentable. Pp: 48-49. Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta, Buenos Aires, Argentina.
- Keddy, PA. 2002. Wetland ecology. Principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Kundzewicz, ZW, Mata, LJ, Arnell, N, Döll, P, Kabat, P, Jiménez, B, Miller, K, Oki, T, Sen, Z, & I Shiklomanov. 2007. Freshwater resources and their management. En: Parry, ML, Canziani, OF, Palutikof, JP, Hanson, CE & PJ van der Linden (eds.). Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kunst, C, Ledesma, R, Basan, M, Angella, G, Prieto, D & J Godoy. 2003. Rolado de faginales e infiltración de agua en el Chaco occidental argentino. Rev. Inv. Agrop. 32: 105-122.
- Ladha, JK, Pathak, H, Padre, AT, Dawe, D & RK Gupta. 2003. Productivity trends in intensive rice-wheat cropping systems in Asia. En: Ladha JK, Hill, JE, Duxbury, JM, Gupta, RK & RJ Buresh (Eds). Improving the productivity and sustainability of rice-wheat systems: Issues and impacts. ASA Spec. Publ. 65: 45-76. ASA, CSSA, y SSSA, Madison, Estados Unidos.
- Lattera P. 2003. Desde el Pasaletum: bases ecológicas para el manejo de pajonales húmedos con quemas prescriptas. En: Kunst, CR, Bravo, S & JL Panigatti (Eds). Fuego en los Ecosistemas Argentinos. Cap. 9. Pp. 93-107. Ediciones INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Santiago del Estero. 332 pp.
- Lindau, C & L Hossner. 1985. Substrate characterization of an experimental marsh and three natural marshes. Soil Sci. Soc. of Am. J. 45: 1172-1176.
- Madanes, N, Quintana, RD, Kandus, P & I Camilloni. 2008. El cambio climático y sus posibles efectos en los grupos funcionales de la vegetación del delta del río Paraná (Argentina). En: Volpedo, AV & L Fernández Reyes (Eds). Efecto cambios globales sobre la biodiversidad. Pp. 23-46. RED CYTED 406RT0285, Buenos Aires.
- Magnano, AL, Vicari, R, Astrada E & RD Quintana. 2013. Ganadería en humedales: Respuestas de la vegetación a la exclusión del pastoreo en tres tipos de ambientes en un paisaje del Delta del Paraná. RASADep 5: 137-148.
- Malvárez, A.I. 1999. El Delta del río Paraná como mosaico de humedales. En: A.I. Malvárez (Ed) Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Pp. 35-54. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe (ORCyT) MAB/UNESCO, Montevideo, Uruguay.
- McNaughton, S.J. 1984. Grazing lawns: Animal in herds, plant form, and coevolution. Am. Nat. 124: 863-886.
- McNaughton, SJ, Banyikwa, EE, & MM McNaughton. 1998. Root biomass and productivity in a grazing ecosystem: The Serengeti. Ecology 79/: 587-592.
- Milchunas, DG, Sala, OE, & WK Lauenroth. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. Am. Nat. 132: 88-106.
- Morais, MA. 2013. Cambios de los atributos comunitarios ocasionados por el fuego y el pastoreo en un juncal de *Schoenoplectus californicus* en el Delta del Río Paraná. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UBA, Buenos Aires.
- Neiff, JJ. 1982. Esquema sucesional de la vegetación en islas flotantes del Chaco Argentino. Bol. Soc. Arg. de Botánica 21: 325-341.
- Olk, DC., Cassman, KG, Randall, EW, Kinchesh, P, Sanger, LJ & JM Anderson. 1996. Changes in chemical properties of organic matter with intensified rice cropping in tropical lowland soil. Eur. J. Soil Science 47: 293-303.
- Petray, E. 2000. Las actividades relativas al cultivo y la utilización del álamo y del sauce. Período 1966-1999. Comisión Nacional del Álamo de Argentina, Buenos Aires.
- Piñeiro, G, Paruelo, JM, Jobbágy, EG, Jackson, RB & M Oesterheld. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle enclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. Global Biogeochemical Cycles 23: 1-14.
- Pratolongo, P, Kandus, P & M. Brinson. 2008. Net above ground primary production and biomass dynamics of *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) marshes growing under different hydrological conditions. Darwiniana 46: 258-269.
- Quintana, RD, Bó, R & F Kalesnik. 2002. La vegetación y la fauna de la porción terminal de la cuenca del Plata. Consideraciones ecológicas y biogeográficas. En: J.M. Borthagaray (Ed). El Río de la Plata como Territorio. Pp. 99-124. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UBA – Ediciones Infinito, Buenos Aires, Argentina.
- Quintana RD & R Bó. 2011. ¿Por qué el delta del Paraná es una región única en el territorio Argentino? En: Quintana, RD, Villar, MV, Astrada, E, Saccone, P & S. Malzof (eds.). El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná: bases para su conservación y uso sustentable. Pp. 43-53. Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Apendelta, Buenos Aires, Argentina.
- Reeves, PN & PD Champion. 2004. Effects of livestock grazing on wetlands: Literature review. NIWA. Environment Waikato Technical Report 2004/16. Document # 928468-v2. National Institute of Water and Atmospheric Research, Hamilton, Nueva Zelanda.
- Ripken, C. 2009. Resilience and Vulnerability of Wetlands. MSc Thesis, German Institute of Crop Science and Resource Conservation (INRES). Department of Plant Nutrition, Faculty of Agriculture, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- Rossi, F, Vos, M & JJ Middelburg. 2009. Species identity, diversity and microbial carbon flow in reassembling macrobenthic communities. Oikos, 118: 503-512.
- SAGPyA. 1999. Estado del avance del I. Inventario de bosques cultivados a marzo de 1999: Inf. de consultoría. Bs. Aires.
- Sala, OE. 1986. The effect of herbivory on vegetation structure. En: Werger, MJA, van der Aart, PJM, During, HJ & JTA Verhoeven (Eds). Plant form and vegetation structure. Pp. 317-330. SPB Academic Publishing bv, The Hague. 356pp.
- Taller Ecologista. 2010. Humedales del Paraná. Biodiversidad, usos y amenazas en el delta medio. EGP_The Netherlands y taller ecologista. Inercia Ediciones, Rosario, Argentina.
- Valli, S. 1991. Tendencia de las forestaciones en el Delta del Río Paraná y sus implicancias ecológicas. En J. Adámoli & A. I. Malvárez (eds.) Condicionantes ambientales y bases para la formulación de alternativas productivas y ocupacionales en la Región Delta. Págs. 43-60. Inf. Téc. UBACyT N° 135. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Tilman, D & JA Downing. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature, 367:363-365
- Tilman D, Wedin D & J Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. Nature 379:718-720.
- Veblen, TT, Mermoz, M, Martin, C, & E Ramilo. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in Northern Patagonia. J. Appl. Ecol. 26: 711-724.

- Winter, TC. 2000. The vulnerability of wetlands to climate change:A hydrologic landscape perspective. *J. Am. Water Res. Association* 36: 305–311.
- Wright, H.A. & Bailey, A., 1982. *Fire Ecology in the United States and southern Canada*. John Wiley and Sons, New York.

Capítulo 24

Balance de Carbono en pastizales pampeanos

Laura Yahdjian* y Gervasio Piñeiro

Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA)- Cátedra de Ecología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, CONICET. Av. San Martín 4453, Buenos Aires, C1417DSE, ARGENTINA. Tel: (5411) 4524-8070 ext 8118, Fax: (5411) 4514-8730, *e-mail: yahdjian@ifeva.edu.ar; pineiro@ifeva.edu.ar

Introducción

El manejo adecuado de los ecosistemas agropecuarios requiere un claro conocimiento de los sistemas naturales que permita generar las estrategias que optimizan la producción, y al mismo tiempo eviten la degradación de los factores intervinientes como el suelo, el agua y los recursos forrajeros que la sostienen.

Las actividades humanas están transformando profundamente los ecosistemas lo que produce alteraciones en los ciclos biogeoquímicos a escala global y una reducción de la biodiversidad (Sanderson et al., 2008). Los componentes del cambio global (i.e.: el cambio climático, la deposición de nitrógeno y los cambios en el uso de la tierra), han alterado los flujos de energía y materia de la biosfera de un modo sin precedentes (Sala et al., 2000). Los pastizales en particular han sido modificados en todo el mundo, y reemplazados para realizar actividades agrícolas y ganaderas (Sanderson et al., 2008). Esta conversión de la cobertura terrestre tiene asociada grandes transformaciones con implicancias ambientales como son la fragmentación y pérdida de hábitat, emisiones de gases de efecto invernadero, alteración de la calidad del suelo por erosión y salinización y cambios en el clima regional (Foley et al., 2005). Parte de estos impactos están ligados estrechamente al ciclo del carbono y a la modificación de la capacidad de los ecosistemas de almacenar este elemento, lo que repercute en su concentración en la atmósfera y en el cambio climático. Además, la dinámica del carbono está relacionada estrechamente con el funcionamiento del ecosistema a través de la productividad primaria, que involucra la energía disponible para todos los niveles tróficos y determina el potencial de utilización por los seres humanos.

Los balances de Carbono y de nutrientes son indicadores útiles para determinar la evolución de los sistemas de producción, al relacionarse directamente con la materia orgánica y la fertilidad del suelo. Por eso, la evaluación del ciclo y el balance del carbono son importantes tanto para sistemas naturales como para sistemas productivos. En numerosos estudios realizados en la Región Pampeana se han evaluado algunos de los flujos o reservorios relacionados con el balance de carbono de los suelos, pero muy pocos trabajos integraron la información para conocer el balance de carbono en esta región. En este trabajo realizamos una revisión bibliográfica y compilación de estudios propios realizados durante los últimos 20 años, con el objetivo de evaluar el balance de carbono en los pastizales pampeanos de Argentina. Nos focalizamos en los principales aspectos del ciclo del carbono en pastizales naturales, evaluando los procesos determinantes del balance en las distintas subunidades de la región pampeana. Luego, experimentos propios nos permitieron desarrollar un balance para las dos situaciones más comunes de conversión de pastizales para uso humano en la región pampeana, la producción ganadera y agrícola, y analizamos la recuperación del funcionamiento del ecosistema cuando cesa la producción agraria. Para ello, hicimos uso de clausuras a la ganadería y a la agricultura que permiten evaluar la capacidad de restauración a las condiciones anteriores al uso. Finalmente, discutimos algunas implicancias de estos balances para sacar conclusiones y recomendaciones de manejo.

Los pastizales

El pastizal es una de las grandes unidades de vegetación terrestre ubicada en latitudes medias de clima templado y húmedo. Está dominado por plantas herbáceas, gramíneas y dicotiledóneas, y generalmente, el componente leñoso está ausente o es muy poco importante. Desde un punto de vista amplio, esta unidad de vegetación incluye pastizales puros, dominados exclusivamente por plantas herbáceas, y sabanas o mezclas de herbáceas con especies leñosas como arbustos y pequeños árboles aislados. Los pastizales representan cerca del 30% de la superficie terrestre libre de hielo y abarcan un rango muy amplio de condiciones ambientales ya que se extienden en regiones de temperaturas medias anuales entre 0°C y 25°C y precipitaciones entre 500 y 1500 mm/año aproximadamente (Foley et al., 2005). Por sus características climáticas, han recibido históricamente una presión de uso humano importante que ha llevado a grandes transformaciones del área para actividades agrícola-ganaderas, y

asentamientos humanos (Sanderson et al., 2008), tendencia que posiblemente continúe en el futuro (Yahdjian y Sala, 2011). Junto con la provisión de bienes como carne y lana, los pastizales prestan también importantes servicios a los seres humanos, muchos de los cuales no tienen valor de mercado (Sala y Paruelo, 1997). Algunos de estos servicios ecosistémicos son servicios de regulación como el mantenimiento de la composición de la atmósfera a través del secuestro de carbono en el suelo y en la biomasa vegetal, y otros son servicios de soporte como la conservación del suelo y el mantenimiento de la biodiversidad, que sostienen la provisión de bienes y del resto de los servicios. Se espera que el aumento de la población humana produzca aumentos en la demanda de bienes y servicios, lo que producirá cambios o intensificación en el uso de la tierra. En síntesis, los pastizales son ecosistemas importantes en relación al almacenamiento de carbono, al mantenimiento de la diversidad de especies y como hábitat para los seres humanos, y son centrales para fines en cierta medida contrapuestos, como la producción agrícola y ganadera y la conservación de la biodiversidad.

Los pastizales pampeanos se encuentran insertos en una planicie dentro de la Cuenca del Río de la Plata, una de las mayores extensiones de pastizales templados del mundo. Ubicados en el sur de Sudamérica, estos pastizales se extendían sobre una extensa llanura entre el océano atlántico y las masas boscosas de la precordillera, abarcando 3 países, Argentina, Uruguay y Brasil (Soriano, 1991). Los pastizales pampeanos se ubican en Argentina y son los que han recibido la mayor presión de uso humano dentro de los pastizales del Río de La Plata, principalmente para pastoreo por ganado doméstico, que se realiza desde hace más de trescientos años y para agricultura en las zonas más húmedas. La superficie original de los pastizales pampeanos era alrededor de 500.000 Km², abarcando un 15 % del territorio argentino. La temperatura media anual de la región en la que se extienden varía entre 14°C en el sur a 18°C en el norte y las precipitaciones van desde 500 mm en el oeste a 1100 mm en el este, dando origen a distintas subunidades fitogeográficas (Figura 1). Los suelos se caracterizan por tener alto contenido de carbono orgánico y saturación de bases y no suelen presentar restricciones para la producción agrícola. Predominan los Molisoles, desarrollados sobre material loésico de origen eólico, que presentan un amplio rango de profundidad, textura y contenido de materia orgánica. En estos pastizales se reconoce un gradiente regional oeste-este, desde suelos de textura arenosa, superficiales con poca materia orgánica en el oeste hacia suelos más profundos de texturas finas y mayor contenido de materia orgánica en el este. Estos gradientes climáticos y edáficos determinan una heterogeneidad dentro de esta gran unidad fisonómica, en la cual se pueden distinguir cinco subunidades basadas en la geomorfología, los suelos y el drenaje y su conexión con la vegetación natural y el uso (Soriano, 1991): Pampa ondulada, Pampa Interior, Pampa Austral, Pampa Inundable y Pampa mesopotámica (Figura 1).

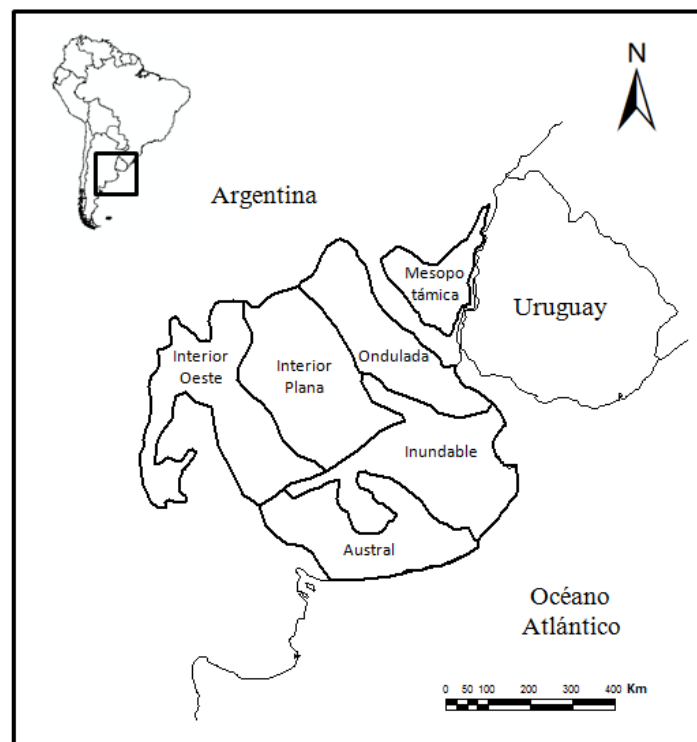


Figura 1. Mapa de ubicación de la región de estudio y los sitios muestreados. Principales unidades fitogeográficas de los pastizales pampeanos y los sitios usados en este trabajo: Pergamino en Pampa ondulada; Estancia San Claudio en Pampa Interior; Reserva Natural Ernesto Tornquist en Pampa Austral; Estancia Las Chilcas en Pampa Inundable y El Palmar en Pampa mesopotámica.

La dinámica de cambio en el uso de la tierra fue muy distinta en las subregiones Pampeanas y el porcentaje de transformación de la superficie actual varía. Por ejemplo, la casi totalidad de la superficie fue transformada a cultivos en la Pampa Interior, mientras que en otras subregiones como la Pampa inundable, dedicada históricamente a la ganadería, siguen dominando pastizales naturales, muchas veces intercalados con pasturas sembradas (Baldi y Paruelo, 2008). Este alto porcentaje de antropización actual determina que en muchos casos los pastizales están reducidos a pequeños fragmentos desconectados entre sí en el paisaje que constituyen relictos de la vegetación original. Un porcentaje muy pequeño del territorio que abarcaban los pastizales pampeanos, apenas el 0,3%, está protegido, conformando una red de reservas con distinto estatus de conservación (Proyecto incentivos pastizales naturales del cono sur. Mayo 2013).

Estas profundas transformaciones del territorio para uso humano tienen un impacto en el sistema que van más allá del cambio en la cobertura vegetal, involucrando cambios en aspectos físicos como el suelo y el sistema hidrológico y aspectos relacionados con las poblaciones de animales y microorganismos asociados y las complejas redes tróficas que conforman. En particular los cambios en el uso del suelo han tenido gran impacto en los reservorios y flujos de carbono, modificando la capacidad de los pastizales para retener este elemento. La pérdida de materia orgánica, balances negativos de nutrientes y la erosión del suelo son procesos de degradación comunes en la región pampeana.

Las repercusiones en el suelo han adquirido cierta relevancia porque impactan en la producción y por la conexión que tienen con el cambio global.

El balance de carbono

El balance de carbono indica la evolución potencial de la materia orgánica del suelo y permite comparar distintos sistemas de producción o prácticas de manejo y evaluar el impacto del uso de los ecosistemas. La materia orgánica es considerada uno de los indicadores más importantes de la calidad del suelo y de la sustentabilidad del sistema. El balance de carbono involucra el resultado de los flujos de entrada y salida de este elemento en los ecosistemas. Si el ecosistema no sufre disturbios muy frecuentes, a lo largo de lapsos de tiempo más o menos largos estos flujos de entrada y salida suelen ser muy similares y la capacidad de retener carbono no se modifica. Sin embargo, disturbios frecuentes como el fuego o cambios en la intensidad del pastoreo y, en mayor medida aún las actividades agrícolas, pueden llevar a un desbalance y a pérdidas de carbono en alguno de los reservorios. Esto tiene implicancias directas en la fertilidad de los suelos a escala local y en el cambio climático a escala global.

Los principales procesos involucrados en el ciclo del carbono son la productividad primaria neta (PPN), la respiración y la descomposición del material vegetal. La PPN representa la tasa de fijación de carbono en los tejidos vegetales y es la principal vía de ingreso de carbono y energía a los ecosistemas. La fracción aérea de la PPN, la PPNA, determina la producción ganadera (Oesterheld et al., 1992) y por ello la cantidad y estacionalidad de la PPNA limitan la densidad de herbívoros y modelan las estrategias de pastoreo. El principal control o determinante de la PPNA en ecosistemas templados húmedos es la lluvia (Sala et al., 1988), en combinación con el tipo de suelo y su capacidad de retención hídrica. La asignación de la productividad primaria entre la parte aérea y la subterránea y la distribución vertical de la biomasa subterránea son los principales determinantes del contenido de carbono orgánico en el perfil del suelo (Jobbágy y Jackson, 2000). Finalmente, el balance de carbono en el suelo en ecosistemas naturales está determinado por los flujos de salida de carbono, la descomposición del material vegetal y la respiración del suelo, que están controlados principalmente por la temperatura (Burke et al., 1995). En los pastizales del Río de La Plata los controles de estos procesos son menos claros. Si bien existe una relación directa entre la PPNA y las precipitaciones, la proporción explicada es menor que en los modelos regionales que abarcan rangos mayores de precipitaciones anuales (Paruelo et al., 2010). En cambio, la variación en el contenido de carbono en el suelo estuvo correlacionada fuertemente con variables climáticas y edáficas, mostrando relaciones positivas con las precipitaciones y la biomasa de raíces y negativas con el contenido de gravas y arena del suelo (Paruelo et al., 2010).

Los procesos involucrados en el balance de carbono son difíciles de medir por lo que muchas veces se recurre a estimaciones a través de sensores remotos o a modelos de simulación que estiman los flujos teniendo en cuenta las principales variables de control. Uno de los modelos más usados para estimar los flujos y reservorios de carbono en el suelo en pastizales es el modelo Century (Parton et al., 1987). La información obtenida del balance de carbono en los pastizales del Río de La Plata a través de estudios de campo, teledetección y modelos de simulación ha mostrado una gran consistencia (Paruelo et al., 2010), por lo que muchas de estas estimaciones podrían complementarse para mejorar la comprensión de los controles de la dinámica de carbono a escala espacial y temporal detallada.

El Cambio Global y sus efectos sobre el balance de carbono

Todos los factores determinantes del cambio global tienen consecuencias directas sobre el balance de carbono y éste a su vez se ve retroalimentado por estos cambios. Como se mencionó anteriormente, el cambio en el uso de la tierra tiene impactos importantes y directos a través de los cambios en la cobertura terrestre y por lo tanto sobre las entradas de carbono al ecosistema. Este proceso suele involucrar cambios en la composición de gases en la atmósfera que a su vez impactan en el clima. Los suelos son una fuente de gases de efecto invernadero cuando los pastizales naturales se transforman a cultivos bajo labranza convencional (Robertson y Paul, 2000; Caride et al., 2012). Esto es consecuencia del desbalance entre la oxidación microbiana de la materia orgánica del suelo y las ganancias netas de carbono de las plantas, produciendo pérdidas de C hacia la atmósfera como dióxido de carbono, lo que provoca una disminución del contenido de carbono almacenado en el suelo. El peor escenario tiene lugar bajo agricultura con prácticas convencionales asociadas a cultivos que tienen bajas producciones de biomasa o largos períodos de barbecho bajo condiciones de temperatura y humedad favorables para la descomposición biótica (Berhongeray et al., 2013). Al mismo tiempo, cambios en el clima como aumentos de la temperatura pueden exacerbar este desbalance, produciendo un ciclo de retroalimentación positiva que amplifica las consecuencias globales de las actividades humanas. Finalmente, la invasión de especies exóticas, que muchas veces está facilitada o promovida por las actividades humanas, es otro de los componentes del cambio global que impacta sobre el funcionamiento de los ecosistemas y produce pérdidas en la biodiversidad (Sala et al., 2000). Las invasiones de plantas suelen producir cambios en la calidad o cantidad de material vegetal que ingresa al suelo y por lo tanto se modifica la tasa de descomposición. Un meta-análisis que incluyó 94 casos de invasiones de plantas exóticas en ecosistemas naturales mostró que las tasas de descomposición y respiración del suelo suelen aumentar con la invasión, mientras que el carbono almacenado se pierde con el tiempo, disminuyendo la capacidad de los suelos de retener este elemento (Liao et al., 2008). El caso particular de la invasión de árboles en pastizales y las forestaciones implantadas en regiones carentes de vegetación leñosa producen impactos y desbalances en el ciclo del C y profundos cambios en el sistema hidrológico asociados a la introducción de una nueva forma de vida (Eclesia et al., 2012; Jobbágy et al., 2006).

Para evaluar el impacto de los factores del cambio global sobre los ecosistemas, por ejemplo los cambios en el uso del suelo sobre el balance del carbono, es importante contar con un sistema de referencia. La referencia idealmente tendría que ser la condición no modificada del ecosistema original o, en su defecto, una porción del ecosistema natural conservado que no fue transformado por actividades humanas. Muchas veces esta condición del sistema se perdió y sólo quedan relictos poco conservados como única referencia. Se hace imperioso describir la estructura y conocer el funcionamiento de estos relictos que se encuentran sometidos a una fuerte presión de uso antrópico e influidos por la matriz agraria.

Balance de carbono en la región pampeana

Para realizar el balance de carbono en los pastizales pampeanos hicimos una recopilación de estudios de campo que abarcaron zonas modales dentro de las distintas subregiones (Tabla 1). Seleccionamos estudios realizados dentro de clausuras para representar la condición de pastizal intacto, no pastoreado. Se eligieron estudios que explicitaran el diseño estadístico y contuvieran repeticiones, priorizando la inclusión de trabajos que estimaran los principales flujos y reservorios de carbono de modo de contar con balances coherentes dentro de cada estudio. Para los valores de C edáfico, la profundidad de muestreo del suelo rara vez superó los 20 cm y los datos de contenido de C expresados como concentración de C del suelo fueron estimados en masa de C por unidad de superficie, usando los valores de densidad aparente informados en los trabajos. En muchos estudios los procesos se estimaron en varios suelos, que podían abarcar gradientes de elevación (por ejemplo (Pérez y Frangi, 2000)), series de tiempo (Oesterheld y Leon, 1987) o suelos con textura contrastante (Deregibus y Soriano, 1980). En esos casos, promediamos los valores e incluimos el rango de valores asociado a ese promedio. En los casos en que contábamos con más de un estudio dentro de la misma subunidad, el valor informado es el promedio de los trabajos.

La productividad primaria neta aérea estimada con el método de cosechas, fue una de las variables más representadas en los estudios compilados. Si bien esta medición suele ser costosa, contamos con al menos un estudio dentro de cada subunidad que incluía la estimación de la PPNA. El valor promedio para todos los pastizales pampeanos fue $7100 \text{ Kg.Ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$, con valores máximos en la Pampa Interior y mínimos en la Pampa Austral (8.860 y $4.750 \text{ Kg.Ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ respectivamente, Tabla 1). La productividad primaria neta subterránea en cambio estuvo estimada sólo en tres trabajos, representando las subunidades Pampa Deprimida y Pampa Austral, con un promedio de $6.572 \text{ Kg.Ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$.

Tabla 1. Sitios representativos de las 5 subunidades de los pastizales pampeanos para los que se cuenta con estimaciones de la productividad primaria neta. Para cada subunidad, se informan la temperatura y la precipitación media anual, los suelos dominantes y las estimaciones de productividad primaria neta aérea (PPNA) y subterránea (PPNS) en Kg. Ha⁻¹. año⁻¹, seguidos del rango de valores informados.

Subunidad	Sitio	Temp (°C)	Precip. (mm/a)	Suelos	PPNA	PPNS
1.Pampa Mesopotámica	El Palmar	18,3	1121	Vertisol Argiabol	7110 (6257-7963)	NA
2.Pampa Ondulada	Pergamino	17	1100	Argiudol	7600 (6764-8436)	NA
3.Pampa Interior	San Claudio	15,8	1090	Hapludol	8860 (6830-10890)	NA
4.Pampa Inundable	Las Chilcas	14,9	909	Argiudol Natraquol	7200 (4015-10950)	6000 (3800-8200)
5.Pampa Austral	Reserva Tornquist	10,8	857	Hapludol	4750 (3780-5850)	7143,3 (6690-7790)

Fuente: (Deregibus y Cahuepe, 1985), (Urricariet y Lavado, 1999), Yahdjian et al. Unpublished, (Doll, 1991; Rusch y Oesterheld, 1997; Semmartin et al., 2007), (Pérez y Frangi, 2000)

Con los procesos estimados en cada subunidad, realizamos un balance global de carbono para los pastizales pampeanos. Asumimos que el contenido de carbono en la biomasa herbácea tiene una proporción de C de 0,45 (Figura 2).

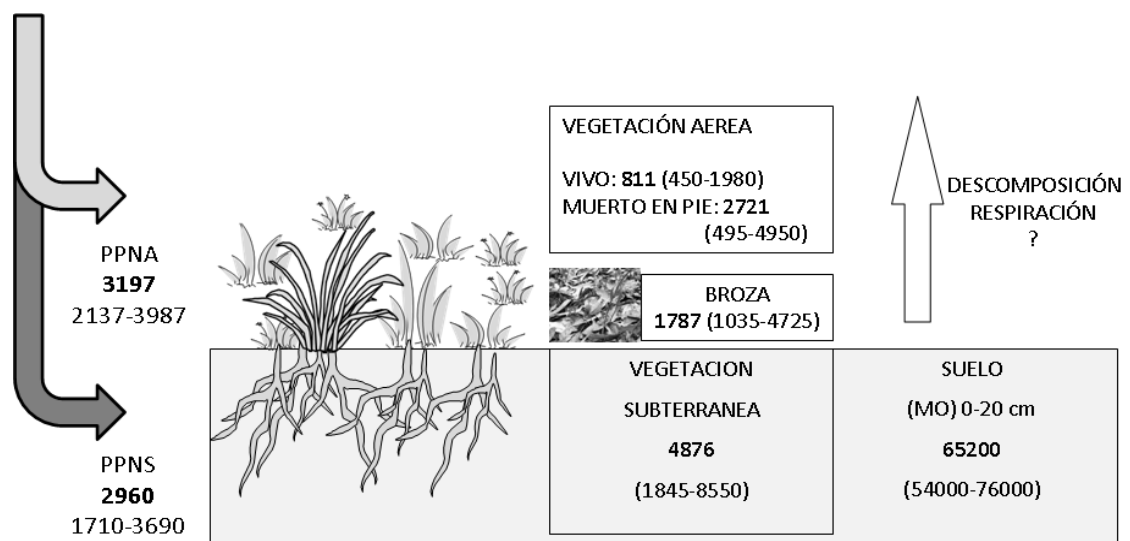


Figura 2. Balance de Carbono en pastizales pampeanos. Las estimaciones son promedios de las 5 subregiones de pastizal que se muestran en la figura 1, basadas en estudios de campo. Los valores están expresados en Kg de C. Ha⁻¹ en el caso de los reservorios y Kg C.Ha⁻¹. año⁻¹ cuando se refiere a los flujos. Asociados a los valores promedio, se informa el rango de los valores encontrados.

Los valores de biomasa aérea y subterránea en los primeros 20 cm de suelo también pudieron promediarse a partir de datos generados a campo en sitios distribuidos en todas las subunidades. Los resultados obtenidos fueron 1.800, 6.000 y 4.000 Kg.Ha⁻¹ en las porciones verde, seca y broza respectivamente y 10.800 Kg.Ha⁻¹ en la biomasa subterránea. A partir de estos valores, se estimó el contenido de carbono que se incluye en el balance (Figura 2). En coincidencia con los valores de PPNA, el C edáfico fue máximo en las subunidades Pampa Interior y Pampa Ondulada (65.500 y 68.900 Kg de C.Ha⁻¹ respectivamente) que además son las que presentan suelo de textura más fina, y los valores mínimos correspondieron a la Pampa Inundable (58.802 Kg de C.Ha⁻¹) y Mesopotámica (56.745 Kg de C.Ha⁻¹). En promedio los suelos bajo pastizal en la región pampeana almacenan 65.200 Kg de C.Ha⁻¹ con un rango amplio entre 54.000 y 76.000 Kg C.Ha⁻¹ (Figura 2).

Consecuencias del uso agrícola y restauración del balance de carbono en pastizales sucesionales

El desarrollo de la agricultura en los pastizales pampeanos se basó históricamente en prácticas convencionales que tuvieron impactos negativos en las reservas de carbono. Evaluaciones anteriores de los cambios en los reservorios de carbono en esta región muestran que se perdió en promedio entre el 10 y 30% del carbono total del suelo en un lapso de tiempo corto (entre 10 y 15 años) de uso agrícola (Alvarez, 2001) (Andriulo et al., 1999). Las pérdidas fueron máximas para la subunidad Pampa Ondulada, históricamente la principal área agrícola del país, en la que la intensificación agrícola se combinó con condiciones de temperatura y precipitaciones óptimas para la mineralización del carbono. La adopción de prácticas alternativas a la agricultura convencional originó una disminución de las tasas de pérdida de materia orgánica del suelo y recuperación de niveles en la superficie del suelo (Steinbach y Alvarez, 2006). Sin embargo, el avance de la frontera agrícola y la intensificación de uso continúan, acentuando las tendencias en las emisiones de carbono. En este contexto, se hace imperioso evaluar la recuperación de las condiciones originales cuando cesa el uso productivo.

La sucesión post-agrícola en los campos de cultivo pampeanos se caracteriza por la dominancia de diferentes grupos funcionales, la mayoría introducidas con las actividades agropecuarias (Chaneton et al., 2002; Omacini et al., 1995). Estudios de largo plazo en la Pampa Interior muestran que luego de unos años del cese de la actividad productiva la comunidad vegetal está dominada por especies perennes exóticas y el restablecimiento del pastizal nativo no se produce espontáneamente (Tognetti et al., 2010). Asociados a estos cambios en la vegetación, hay profundas alteraciones en procesos del ecosistema como aumentos en las tasas de descomposición del material vegetal y de respiración del suelo (Spirito et al., 2012), lo que a su vez tiene consecuencias en los reservorios de carbono del ecosistema. Por otro lado, existen aún en el paisaje de la Pampa Interior pequeños fragmentos de pastizal dominados por especies nativas, que representarían “relictos” o parches remanentes del ecosistema original que pueden ser utilizados como punto de referencia (Chaneton et al., 2001). Estos relictos parecen constituir comunidades más o menos estables resistentes a la invasión y podrían representar otro estado del sistema actual. La coexistencia de estos dos pastizales en la región de La Pampa Interior, uno que no ha sido alterado, dominado por especies nativas, y el otro que se establece años después del abandono agrícola, nos permitió evaluar el impacto de la agricultura y la introducción de especies en el balance de carbono.

Seleccionamos sitios independientes representativos de ambas situaciones y estimamos la diversidad y la composición de especies vegetales, la productividad primaria neta aérea, la tasa de descomposición de la broza y las variables edáficas relacionadas con el ciclo del carbono que nos permitieran realizar un balance de carbono detallado de estos dos estados del pastizal, el pastizal post agrícola y los relictos de pastizal natural.

La productividad primaria neta aérea (PPNA) se estimó con cosechas sucesivas de biomasa a campo y posterior separación del material cosechado en distintos compartimentos, verde, seco en pie, broza, para calcular la PPNA teniendo en cuenta la significativa simultaneidad de la producción y la senescencia que existe en estos sistemas (Sala y Austin, 2000). La tasa de descomposición se estimó mediante bolsitas de descomposición conteniendo una cantidad conocida de broza de un material común, ajeno al sistema. En todos los sitios de pastizal natural y post-agrícola, se colocaron 4 bolsitas de descomposición que se retiraron a los 3, 6 y 12 meses de colocadas. Con estas cosechas sucesivas, se estimó la tasa de descomposición de la broza (K , año⁻¹) en ambos pastizales, que tratándose de un material común, se pueden adjudicar a las diferencias en el ambiente donde el material se estuvo descomponiendo.

Encontramos que la composición de especies difirió marcadamente entre ambos tipos de pastizal. El pastizal nativo se caracterizó por la presencia de la poácea C4 *Paspalum quadrifarium* (63% de cobertura), mientras que el pastizal post-agrícola estuvo dominado por la poácea C3 *Lolium arundinacea* (62% de cobertura). Si bien la dominancia de ambos pastizales es similar, la riqueza de especies en los pastizales nativos fue casi el triple que en el pastizal dominado por exóticas (5,0 vs 1,8 especies/m²). Asociados a estos cambios en la cantidad y composición de especies, encontramos que los relictos de pastizal nativo mostraron un funcionamiento distinto a los lotes postagrícolas siendo más productivos que los pastizales post-agrícolas ($P=0.05$) pero presentando menores tasas de descomposición y respiración de suelo (Figura 3). Esto determinó mayor biomasa en pie (viva y muerta) y mayor acumulación de broza ($P<0.05$) en los pastizales naturales que en los lotes post-agrícolas (Figura 3). A su vez, el carbono total del suelo en los primeros 20 cm fue levemente menor en los pastizales naturales que en los lotes invadidos, pero las diferencias no fueron significativas. Las principales diferencias en el balance de carbono entre los dos pastizales están en la biomasa vegetal que representa un reservorio de carbono más grande en los pastizales naturales como consecuencia de las dos cosas, mayor productividad primaria neta y menor descomposición que los pastizales post agrícolas (Figura 3, Yahdjian et al, en preparación). Estos resultados muestran que durante la

sucesión post agrícola, la recuperación de la estructura y el funcionamiento del pastizal no son espontáneas y la capacidad del sistema de almacenar carbono se ve afectada por la introducción de especies exóticas.

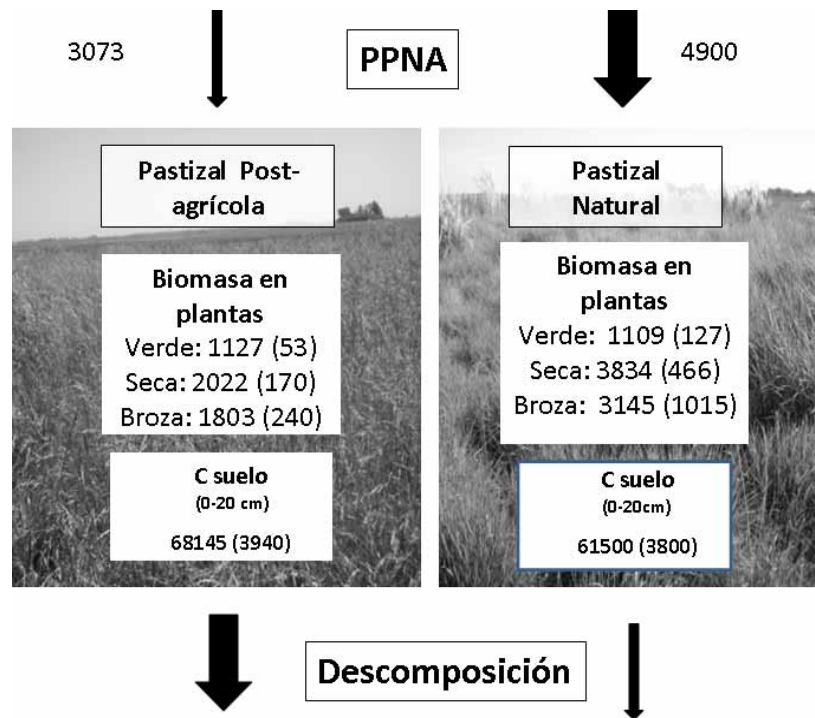


Figura 3. Balance de Carbono en pastizales de la Pampa Interior. Los valores están expresados en Kg de C. Ha⁻¹ en el caso de los reservorios y Kg C.Ha⁻¹. año⁻¹ cuando se refiere a los flujos. Se muestran valores promedio para 8 sitios de pastizal sucesional post agrícola y 8 sitios de pastizal natural (1 error estándar).

Consecuencias del uso ganadero en el balance de carbono

La introducción de la ganadería en los pastizales pampeanos se produjo con la llegada de los colonos europeos hace más de 400 años (Soriano, 1991). Desde ese entonces los pastizales pampeanos han sufrido una presión de herbívora creciente, que se ha estabilizado en los últimos 100 años luego del alambrado de los campos. Los herbívoros pueden afectar la acumulación de materia orgánica del suelo a través de una variedad de mecanismos simultáneos, que muchas veces difieren en el corto y en el largo plazo (Piñeiro et al., 2006). Los efectos del pastoreo sobre el balance de carbono han sido simulados para la región, y muestran descensos cercanos al 22% de la materia orgánica del suelo en cuatro siglos de pastoreo por herbívoros domésticos (Piñeiro et al., 2006). Si bien resulta casi imposible evaluar experimentalmente el efecto del pastoreo a largo plazo en estos pastizales (por una razón de tiempo y de que prácticamente todos los pastizales Pampeanos han sido sometidos a pastoreo), se pueden estudiar los posibles efectos del pastoreo analizando la transición opuesta, es decir los efectos de la remoción del ganado doméstico.

En este sentido se evaluaron los contenidos de C en el suelo y en la biomasa vegetal aérea y subterránea en tres sitios clausurados al pastoreo en la región de la Pampa mesopotámica. En los tres sitios se tomaron diversas submuestras de biomasa vegetal, broza y suelo, y se analizaron los contenidos de C en las muestras colectadas. Los resultados muestran que los pastizales clausurados poseen mayores contenidos de carbono orgánico en el suelo que los pastoreados (Figura 4). Como era de esperarse, las clausuras también presentaron mayores cantidades de broza y biomasa vegetal aérea. Sin embargo, los contenidos de biomasa subterránea fueron más del doble en los sitios pastoreados que en los clausurados (Figura 4), principalmente debido a una mayor presencia de especies C₄ con un alto contenido de rizomas y raíces (Altesor et al., 2006; Lezama et al., 2013). Los modelos de simulación y las evidencias experimentales en la región señalan que el pastoreo ha cambiado la composición de especies y disminuido los contenidos de carbono orgánico del suelo en muchos sitios, pero no en todos (Piñeiro et al., 2009). Los mecanismos por los cuales el pastoreo ha afectado el carbono orgánico del suelo son principalmente a través de la disponibilidad de N y de la producción de raíces.

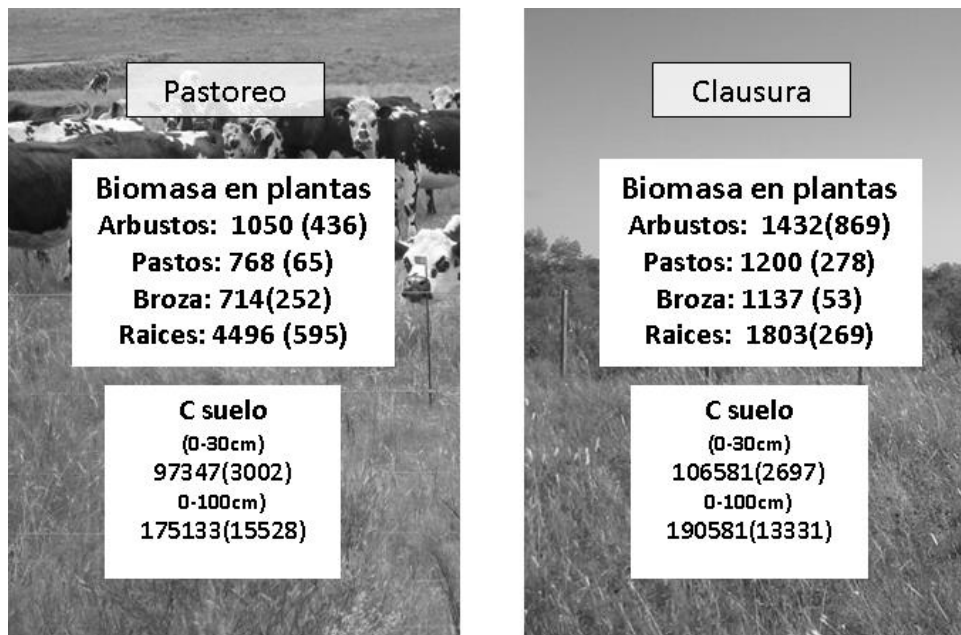


Figura 4. Balance de Carbono en pastizales de la Pampa mesopotámica. Los valores están expresados en Kg de C. Ha⁻¹ en el caso de los reservorios y Kg C.Ha⁻¹. año⁻¹ cuando se refiere a los flujos. Se muestran valores promedio para 3 sitios pastoreados y 3 clausuras (1 error estándar).

A partir de un esquema integrador de los posibles mecanismos por los cuales el pastoreo afecta la acumulación de carbono orgánico del suelo, se sugiere realizar medidas de manejo que afecten el mecanismo principal actuante en cada situación particular (Piñeiro et al., 2010). La conservación de N en el ecosistema mediante la disminución de sus pérdidas, surge como una mejor alternativa para aumentar el carbono orgánico del suelo y mantener otros servicios ecosistémicos, que el aumento de las entradas de N (i.e. vía fertilización) (Piñeiro et al., 2010).

Conclusiones

La investigación de los flujos de carbono y su balance en los pastizales pampeanos es relativamente reciente y los resultados están aun fragmentados. Sin embargo, los datos disponibles que recopilamos nos permiten concluir que los pastizales naturales de la región pampeana tienen un alto potencial de retención de carbono en la biomasa y en la materia orgánica del suelo que, bajo alternativas adecuadas de uso, podría conservarse y por lo tanto su aplicación es relevante para la mitigación del cambio climático. Más aun, estos ecosistemas muestran pérdidas grandes y rápidas cuando se usan para producción agrícola basadas en prácticas convencionales, lo que disminuye considerablemente cuando se adoptan prácticas conservacionistas (xxx, capítulo dentro de este libro). Contrariamente a lo que se cree, aun queda mucho carbono en el suelo de la región y la lenta restauración de estos reservorios después del abandono agrario llama a conservar los reservorios vigentes.

Nuestros resultados también muestran que las transformaciones de pastizales naturales a agricultura y ganadería involucran pérdidas importantes de carbono cuya recuperación no está garantizada aun después del abandono agrícola. Los pastizales naturales no se restituyen espontáneamente y la frecuente invasión de los lotes post agrícolas conlleva cambios en los principales procesos involucrados en el balance de carbono, produciendo en consecuencia una disminución en la capacidad de los suelos de retener y conservar la materia orgánica. Dado que son pocos los relictos donde aún se conserva el pastizal natural, una mayor dedicación a conservación de estos sistemas sería beneficiosa para contar con una reserva de biodiversidad y un sistema de referencia sobre el cual poder estimar los cambios inducidos por el uso humano.

Bibliografía

- Altesor A., Piñeiro G., Lezama F., Jackson R., Sarasola M., Paruelo J. (2006) Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. *Journal of Vegetation Science* 17:323-332.
- Alvarez R. (2001) Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use and Management* 17:62-66.
- Andriulo A., Guérif J., Mary B. (1999) Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural ^{13}C abundance. *Agronomie* 19:349-364.
- Baldi G., Paruelo J.M. (2008) Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands.
- Berhongaray G., Alvarez R., De Paepe J., Caride C., Cantet R. (2013) Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192:97-110.
- Burke I., Elliott E.T., Vernon Cole C. (1995) Influence of macroclimate, landscape position, and management on soil organic matter in agroecosystems. *Ecological Applications* 5(1):124-131.
- Caride C., Piñeiro G., Paruelo J.M. (2012) How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:23-33.
- Chaneton E.J., Omacini M., Trebino H., León R.J.C. (2001) Disturbios, dominancia y diversidad de especies nativas y exóticas en pastizales pampeanos húmedos. *Anuales Acad. Nac. de Cs. Ex., Fís. y Nat. Tomo 53*:121-140.
- Chaneton E.J., Perelman S.B., Omacini M., León R.J.C. (2002) Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions* 4:7-24.
- Deregibus V.A., Soriano A. (1980) Los pastizales de la zona de cría de la Depresión del Salado desde el punto de vista ecológico. *Rev. Arg. Producción Animal*. 1:60-83.
- Deregibus V.A., Cahuepe M.A. (1985) Pastizales naturales de la Depresión del Salado. Utilización basada en conceptos ecológicos. *Rev. Inv. Agrop.* 18:47-78.
- Doll U. (1991) C-14 translocation to the below ground subsystem in a temperate humid grassland (Argentina). *Developments in agricultural and managed-forest ecology* 24:350-358.
- Eclesia R.P., Jobbágy E.G., Jackson R.B., Biganzoli F., Piñeiro G. (2012) Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*:n/a-n/a. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x.
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Jobbágy E., Noss M.D., Paruelo J., Piñeiro G. (2006) Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy* 16:12-21.
- Jobbágy E.G., Jackson R.B. (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.
- Lezama F., Baeza S., Altesor A., Cesa A., Chaneton E.J., Paruelo J.M. (2013) Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science*.
- Liao C., Peng R., Luo Y., Zhou X., Wu X., Fang C., Chen J., Li B. (2008) Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* 177:706-714.
- Oesterheld M., León R. (1987) El envejecimiento de las pasturas implantadas: su efecto sobre la productividad primaria. *Turrialba* 37:29-35.
- Oesterheld M., Sala O.E., McNaughton S.J. (1992) Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale. *Nature*. 356:234-236.
- Omacini M., Chaneton E.J., León R.J.C., Batista W.B. (1995) Old-field successional dynamics on the Inland Pampa, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 6:309-316.
- Parton W., Schimel D., Cole C., Ojima D. (1987) Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51:1173-1179.
- Paruelo J.M., Piñeiro G., Baldi G., Baeza S., Lezama F., Altesor A., Oesterheld M. (2010) Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Rio de la Plata basin. *Rangeland Ecology & Management* 63:94-108.
- Pérez C.A., Frangi J.L. (2000) Grassland biomass dynamics along an altitudinal gradient in the Pampa. *Journal of Range Management*:518-528.
- Piñeiro G., Paruelo J.M., Oesterheld M. (2006) Long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology* 12:1267-1284.
- Piñeiro G., Paruelo J.M., Oesterheld M., Jobbágy E.G. (2010) Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology & Management* 63:109-119.
- Piñeiro G., Paruelo J.M., Jobbágy E.G., Jackson R.B., Oesterheld M. (2009) Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle enclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles* 23.
- Robertson G.P., Paul E.A. (2000) Decomposition and soil organic matter dynamics, in: O. E. Sala, et al. (Eds.), *Methods in Ecosystem Science*, Springer, New York. pp. 104-116.
- Rusch G.M., Oesterheld M. (1997) Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. *Oikos* 78:519-526.
- Sala O.E., Paruelo J.M. (1997) Ecosystem services in grasslands, in: G. C. Daily (Ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, D.C. pp. 237-252.
- Sala O.E., Austin A. (2000) Methods of estimating aboveground net primary productivity, in: O. E. Sala, et al. (Eds.), *Methods in Ecosystem Science*, Springer, New York. pp. 31-43.
- Sala O.E., Parton W.J., Lauenroth W.K., Joyce L.A. (1988) Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69:40-45.
- Sala O.E., Chapin III F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H. (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Sanderson, E.W.; M. Jaiteh; M.A. Levy; K.H. Redford; A.V. Wannebo & G. Woolmer (2008). *The Human Footprint and the Last of the Wild*. *BioScience* 52:891-904.
- Semmartin M., Oyarzabal M., Loreti J., Oesterheld M. (2007) Controls of primary productivity and nutrient cycling in a temperate grassland with year-round production. *Austral Ecology* 32:416-428.
- Soriano A. (1991) Rio de la Plata grasslands, in: R. T. Coupland (Ed.), *Natural grasslands: Introduction and western hemisphere*, Elsevier, Amsterdam. pp. 367-408.

- Spirito F., Yahdjian L., Tognetti P.M., Chaneton E.J. (2012) Soil ecosystem function under native and exotic plant assemblages as alternative states of successional grasslands. *Acta Oecologica* <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2012.10.004>. DOI: 10.1016/j.actao.2012.10.004.
- Steinbach H.S., Alvarez R. (2006) Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *Journal of Environmental Quality* 35:3-13.
- Tognetti P.M., Chaneton E.J., Omacini M., Trebino H.J., León R.J.C. (2010) Exotic vs. native plant dominance over 20 years of old-field succession on set-aside farmland in Argentina. *Biological Conservation* 143:2494-2503.
- Urricariet S., Lavado R. (1999) Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del suelo* 17:37-44.
- Yahdjian L., Sala O. (2011) El futuro de los pastizales sudamericanos *Interciencia* 36:153-159.