

Helena Rimski-Korsakov, Marta Susana Zubillaga, María Rosa Landriscini y Raúl Silvio Lavado

Utilización de un cultivo de cobertura luego de maíz, para recuperar nitratos residuales susceptibles de lixiviarse

INTRODUCCIÓN

La contaminación de aguas subsuperficiales y superficiales con nitratos, sean éstos provenientes de los fertilizantes o de la mineralización de la materia orgánica del suelo o los residuos orgánicos, es un problema que genera preocupación en el mundo. Desde que se ha observado este fenómeno en el país (Andriulo et al., 2000; Costa et al., 2002; Rimski-Korsakov et al., 2004), se ha transformado también en un problema para nosotros. Los cultivos de cobertura (CC) son una alternativa tecnológica potencial para disminuir las pérdidas de nitratos por lixiviación (Macdonald et al., 2005; Hooker et al., 2008). El proceso constaría, en síntesis, de dos etapas: i) la absorción por el CC de los nitratos residuales (entendiéndose como nitratos residuales a los presentes en los primeros 150 cm del suelo luego de la cosecha del cultivo), o los producidos por la mineralización de la materia orgánica o rastrojo durante el período entre los cultivos de interés, y ii) la liberación de ese N durante el cultivo siguiente, debido a la descomposición de los residuos del CC. Los CC también pueden reducir la lixiviación de nitratos porque su transpiración disminuye el agua percolante que desplaza a estos nitratos hacia las capas más profundas del suelo (Thorup-Kristensen et al., 2003). Cuando el rendimiento de un cultivo disminuye por la ocurrencia de un estrés, como por ejemplo una sequía, el contenido de nitratos residuales tiende a incrementarse, aumentándose el riesgo de pérdidas de nitratos por lixiviación (Rimski-Korsakov et al., 2009). En esas condiciones la incorporación de un CC, con posterioridad al cultivo que sufrió estrés, se torna

interesante como alternativa para reducir la cantidad de nitratos residuales. Así, se disminuye el riesgo de lixiviación y contaminación de acuíferos.

El conocimiento de la capacidad de los CC para reducir las pérdidas por lixiviación de nitratos originó un consenso favorable bastante generalizado. Sin embargo, se conocen algunos resultados opuestos: desde CC que no fueron eficientes para cumplir el rol buscado, hasta evidencias que en el largo plazo estos cultivos podrían aumentar las pérdidas de nitratos por lixiviación (Berntsen et al., 2006). Como ejemplo del primer caso, Ritter et al., (1998) no encontraron diferencias en el contenido de nitratos del suelo o en el agua de drenaje, entre cultivos de maíz, ante la presencia o no de un CC integrado por centeno. El aumento en la lixiviación de nitratos, por su parte, fue atribuida a que los incrementos del N orgánico del suelo por el uso de CC no fue acompañada por una disminución proporcional de la dosis de fertilizante utilizado (Hansen et al., 2000). Otra razón posible es el eventual efecto negativo del CC sobre el rendimiento del cultivo principal, que puede llevar a un menor aprovechamiento del fertilizante aplicado, dejando nitratos residuales susceptibles a lixivarse (Thorup-Kristensen et al., 2003). Por todo lo expuesto, la práctica de utilizar CC para reducir las pérdidas de nitratos por lixiviación debe ser considerada para cada situación en particular.

Dentro de las especies utilizadas como CC en zonas templadas, el raigrás anual (*Lolium multiflorum*) es utilizado en barbechos invernales. Se caracteriza por tener un rápido crecimiento, adaptándose bien a suelos con altos contenidos de arcillas y excesos de humedad. Posee una buena aptitud para capturar los nitratos residuales y se

le atribuye la capacidad de incrementar el contenido de materia orgánica del suelo, mejorar la estructura edáfica y controlar la erosión y las malezas (Clark, 2007).

En el presente se analiza la capacidad del raigrás como CC para reducir el contenido de nitratos residuales, luego de un cultivo de maíz fertilizado con nitrógeno y sometido a estrés hídrico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó en el predio de la Facultad de Agronomía (UBA) ubicado en la ciudad de Buenos Aires (34° 36'S, 58° 29'O), sobre un Argiudol Vértico, cuyas principales características se presentan en la Tabla 1. El ensayo contempló dos etapas, la primera con un cultivo de maíz (*Zea mays* cv FAUBA 209) y la segunda, inmediatamente a continuación de la anterior, con un raigrás anual (población comercial de *Lolium multiflorum*).

Las precipitaciones y la evapotranspiración que tuvieron lugar durante el ensayo fueron recopiladas de los registros obtenidos en la Estación Meteorológica Villa Ortúzar, del Servicio

Tabla 1: Principales indicadores de la fertilidad química del suelo (0-30 cm).

Parámetro	Valor
Materia orgánica (%)	3,5
Nitrógeno total (%)	0,16
pH (agua 1:2,5)	7,3
CE (dS m ⁻¹)	0,08
P extractable, Bray I (ppm)	17,1

Meteorológico Nacional, contigua a la FAUBA (Figura 1). El maíz se sembró en noviembre del 2005 y se cosechó en mayo del 2006. A continuación se sembró el raigrás que fue muestreado en noviembre del 2006. Las parcelas tuvieron una dimensión de 2.5 x 4.5 m. En cada parcela se delimitó una "microparcela" de 1.5 x 1.2 m. Todas las parcelas recibieron una fertilización presiembra con superfosfato triple (30 kg P ha⁻¹), aplicado al voleo, y con nitrato de amonio (140 kg N ha⁻¹) incorporado en banda en el estado fenológico de V6 (Ritchie y Hanway, 1982). Dentro de las microparcelas se fertilizó con la misma dosis de N, pero se utilizó fertilizante marcado con ¹⁵N (1.5% abundancia).

Se aplicó un diseño estadístico con bloques completamente aleatorizados con 3 repeticiones. Los tratamientos durante el cultivo de maíz fueron:

H50: con estrés hídrico en el maíz.

H100: sin estrés hídrico en el maíz.

Posteriormente, se sembró el CC en la mitad de las parcelas de cada tratamiento, mientras que la otra mitad se dejó en barbecho con suelo desnudo. Quedando contemplados, finalmente, los siguientes tratamientos:

H50 + CC: maíz con estrés hídrico y con cultivo de cobertura posterior al maíz.

H50 - CC: maíz con estrés hídrico y sin cultivo de cobertura posterior al maíz.

H100 + CC: maíz sin estrés hídrico y con cultivo de cobertura posterior al maíz.

H100 - CC: maíz sin estrés hídrico y sin cultivo de cobertura posterior al maíz.

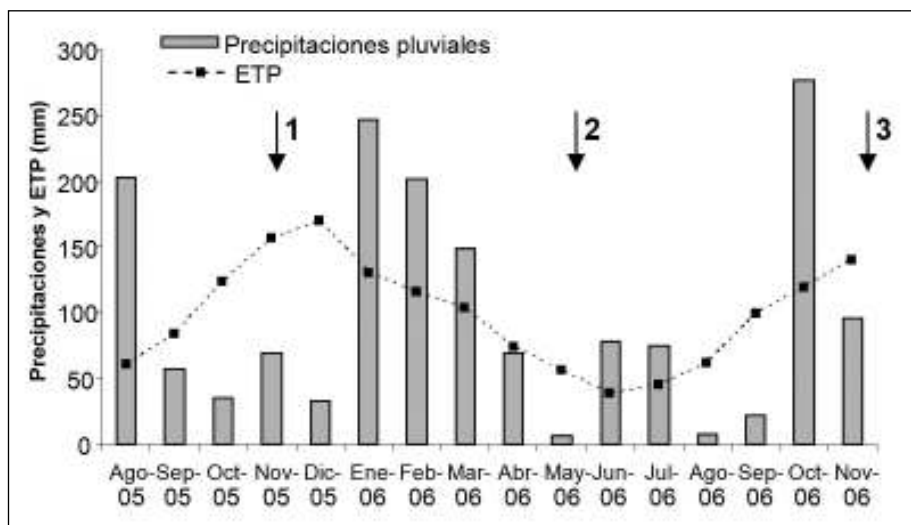


Figura 1: Precipitaciones pluviales y evapotranspiración ocurridas durante el desarrollo de los experimentos. Flechas: 1) siembra del maíz, 2) cosecha del maíz y siembra del raigrás, 3) muestreo del raigrás.

Los tratamientos sin estrés hídrico recibieron 621 mm de agua, que corresponde al 100% de la evapotranspiración potencial del cultivo calculada por el método de Penman (1948), mientras que los estresados recibieron un 50% de dicha evapotranspiración (310 mm). Para controlar el ingreso de agua pluvial a las parcelas sometidas a estrés hídrico, se utilizó una estructura de nylon que cubrió los entresurcos. En las parcelas de los tratamientos que no sufrieron estrés hídrico se alcanzó el valor calculado de agua requerida, sumando el agua aportado por las lluvias y las aportadas por riegos complementarios, aplicados en los momentos que fue necesario. Las parcelas bajo estrés hídrico sólo recibieron agua por riego. En el período crítico (15 días antes y después de floración) no se las regó.

Se cosechó material vegetal a madurez fisiológica del maíz y del raigrás. Se determinó la materia seca aérea y N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y la proporción de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ por espectrometría de emisión óptica (Fiedler y Proksch, 1985). Con estos resultados se estimó el N acumulado derivado del suelo y el derivado del fertilizante. Se muestreó el suelo a cosecha del maíz y del raigrás, de 0 a 150 cm de profundidad, en intervalos de 30 cm. En las muestras se cuantificó la concentración NO_3 por destilación (Sparks et al., 1996) y el $^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ por la técnica citada. En los primeros 30 cm se determinó el contenido de nitrógeno orgánico total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y el proveniente del fertilizante (^{15}N). Se estimó la mineralización aparente del N orgánico proveniente del fertilizante (^{15}N), realizando la diferencia entre el contenido de ^{15}N orgánico presente a cosecha del maíz y a cosecha del raigrás. Esta estimación es aproximada ya que solo se basa en la diferencia en el tamaño del componente ^{15}N orgánico en dos momentos puntuales, sin tener en cuenta los posibles flujos de entrada y salida del mismo (Videla, 2007).

RESULTADOS

Muestreo a cosecha del maíz

El maíz afectado por estrés hídrico generó menor biomasa aérea total a madurez fisiológica que el no estresado (Tabla 2). El rendimiento en granos también fue menor cuando el agua fue limitante, alcanzándose valores de 9100 y 13300 kg grano ha^{-1} con y sin estrés hídrico, respectivamente. El N total y el N derivado del fertilizante acumulado en la biomasa aérea total fue mayor cuando no hubo estrés hídrico (Tabla 2). El N derivado del suelo no mostró diferencias entre tratamientos. El contenido de nitratos residuales (0-150 cm) originales del suelo no evidenció diferencias entre tratamientos (Tabla 3). En forma opuesta los nitratos residuales derivados del fertilizante fueron mayores en el tratamiento donde el maíz sufrió estrés hídrico. Esta acumulación de nitratos tuvo lugar en los primeros 30 cm del perfil, donde fue mayor tanto el contenido de nitratos derivados del fertilizante como el del suelo. El resto de las profundidades (30-150 cm) no mostraron diferencias significativas entre tratamientos. El N derivado del fertilizante encontrado en la fracción orgánica del suelo, fue superior en las parcelas que no fueron estresadas hídricamente (Figura 2).

Muestreo a cosecha del raigrás o del barbecho desnudo

La biomasa producida por el raigrás, el N acumulado en la misma, tanto total (suelo+fertilizante) como el derivado del suelo y del fertilizante, analizados en forma independiente, no mostraron diferencias significativas generadas por el nivel de humedad recibido por el maíz (Tabla 4).

Al momento del corte del raigrás, el contenido de nitratos residuales (0-150 cm), tanto naturales del suelo como proveniente del fertilizante, no mostró diferencias significativas entre tratamientos. A pesar de lo anterior, en los primeros 30 cm,

Tabla 2: Biomasa total producida por el maíz y N acumulado total y derivado del suelo y del fertilizante. Maíz con estrés hídrico (H50); maíz sin estrés hídrico (H100). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Biomasa total kg MS ha^{-1}	N acumulado	N acumulado	N acumulado
		total	del fertilizante	del suelo
		kg N ha^{-1}		
H50	16921 b	134 b	34 b	120 a
H100	23723 a	222 a	65 a	157 a

Tabla 3: Contenido de nitratos originales del suelo y contenido de nitratos provenientes del fertilizante a cosecha del maíz. Maíz con estrés hídrico (H50); maíz sin estrés hídrico (H100). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Profundidad (cm)					
	0-30	30-60	60-90	90-120	120-150	0-150
Nitratos del suelo (kg N-NO₃ ha⁻¹)						
H50	89,93 a	9,83 a	4,28 a	6,16 a	3,51 a	113,71 a
H100	68,19 b	21,83 a	12,25 a	3,74 a	2,13 a	108,15 a
Nitratos del fertilizante (kg ¹⁵N-NO₃ ha⁻¹)						
H50	10,68 a	0,72 a	0,23 a	0,04 a	0,02 a	11,69 a
H100	2,19 b	1,27 a	1,05 a	0,13 a	0,07 a	4,71 b

Tabla 4: Biomasa total producida por el raigrás y N acumulado total y derivado del suelo y del fertilizante. Maíz con estrés hídrico (H50); maíz sin estrés hídrico (H100). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Biomasa total kg MS ha ⁻¹	N acumulado total	N acumulado del fertilizante	N acumulado del suelo
		kg N ha ⁻¹		
H50	4677 a	81 a	3 a	78 a
H100	5429 a	100 a	5 a	95 a

Tabla 5: Contenido de nitratos naturales del suelo y provenientes del fertilizante a cosecha del raigrás. Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Profundidad (cm)					
	0-30	30-60	60-90	90-120	120-150	0-150
Nitratos del suelo (kg N-NO₃ ha⁻¹)						
H50 +CC	43,37 a	9,90 a	7,69 a	6,82 a	5,78 a	73,57 a
H50 -CC	37,11 a	6,18 a	5,98 a	6,45 a	8,11 a	63,84 a
H100 +CC	9,39 b	14,42 a	7,31 a	7,27 a	5,49 a	43,87 a
H100 -CC	15,29 b	13,47 a	11,66 a	9,98 a	8,77 a	59,17 a
Nitratos del fertilizante (kg ¹⁵N-NO₃ ha⁻¹)						
H50 +CC	1,89 a	0,38 a	0,36 a	0,31 a	0,21 a	3,15 a
H50 -CC	2,05 a	0,29 a	0,28 a	0,25 a	0,22 a	3,08 a
H100 +CC	0,50 b	0,62 a	0,23 a	0,37 a	0,21 a	1,93 a
H100 -CC	0,63 b	0,43 a	0,61 a	0,39 a	0,33 a	2,39 a

tanto el contenido de nitratos del suelo, como el proveniente del fertilizante, fue mayor cuando existió estrés hídrico durante el cultivo de maíz, independientemente que haya habido, o no, raigrás previo (Tabla 5).

A diferencia de lo ocurrido a la cosecha del maíz, el N derivado del fertilizante formando parte del N orgánico al momento de corte del raigrás, no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 2). Comparando los valores

encontrados en los dos momentos de muestreo se evidenció una disminución del N proveniente del fertilizante en dicha fracción.

DISCUSIÓN

El estrés hídrico afectó al cultivo de maíz, reduciendo su rendimiento y su biomasa aérea total. También redujo el N total y derivado del fertilizante acumulado en ella. La recuperación del

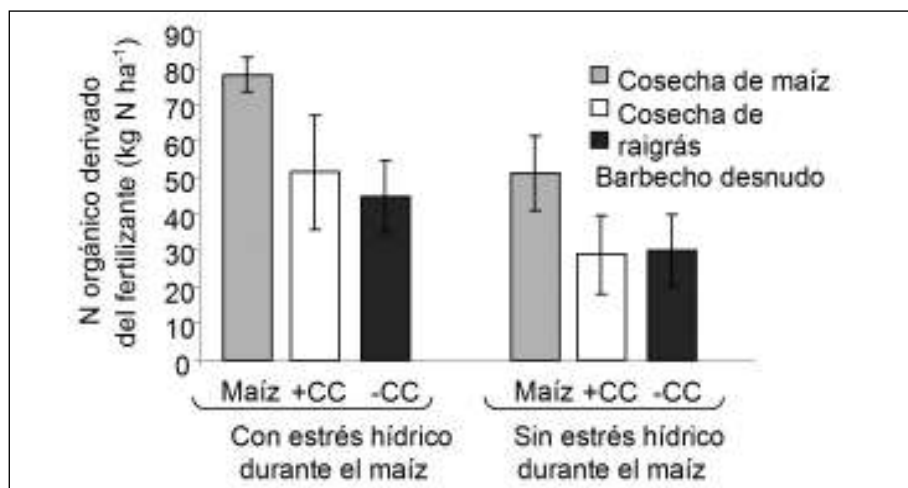


Figura 2: Nitrógeno orgánico derivado del fertilizante a cosecha del maíz, del raigrás y luego del barbecho desnudo. Líneas: error estándar.

fertilizante aplicado por parte del maíz, fue menor ante la presencia del estrés hídrico (24 vs. 46%). Estos datos están en consonancia con los encontrados por Rimski-Korsakov et al., (2009) ya que, ante la misma dosis de fertilización en floración, el maíz recuperó el 19 y 40% del fertilizante, con y sin estrés hídrico, respectivamente.

La menor acumulación de N en las plantas estresadas hídricamente originó una mayor cantidad de N derivado del fertilizante en el suelo, el cual quedó en la forma de nitratos residuales o fue inmovilizado por la biota del mismo y se acumuló en la fracción orgánica. En el tratamiento sin estrés hídrico la planta fue el principal destino del fertilizante, siendo la fracción orgánica del suelo el segundo destino en orden de importancia (46% y 37%, respectivamente). Con plantas sometidas a estrés hídrico, la situación fue la inversa, la fracción orgánica del suelo fue el principal destino del fertilizante (56%), seguido por la planta (24%). Los valores de N derivado del fertilizante retenidos en la fracción orgánica del suelo son algo mayores a los indicados por Portela et al. (2006) quienes detectaron, a cosecha de un maíz desarrollado sin condiciones limitantes, entre un 15 y un 29% del N aplicado por fertilización en el componente orgánico. Del total de N aplicado por fertilización, se detectó el 8,3 y 3,4% como nitratos residuales, para el tratamiento con estrés y sin estrés hídrico, respectivamente.

La producción de biomasa del raigrás no fue afectada por el nivel de humedad recibido por el maíz. Los valores de producción de biomasa fueron similares a los encontrados por De Battista y Arias, (2009) en un Argiudol Vértico de la provincia de Entre Ríos. Otros autores encontraron una

menor producción de biomasa aérea de raigrás (Fernández et al., 2005), posiblemente porque dichos autores trabajaron en un sitio de menor productividad que la del presente experimento.

La concentración y acumulación total de N en la biomasa aérea de raigrás no fueron afectadas significativamente por los niveles hídricos a que fuera sometido el maíz. Tampoco se observaron diferencias significativas en el N acumulado por el raigrás derivado del suelo, ni en el derivado del fertilizante. En promedio, la biomasa aérea del raigrás acumuló 90 kg N ha⁻¹, siendo 4 kg N ha⁻¹ los provenientes del fertilizante aplicado al maíz. Los valores de acumulación de N total por el raigrás, en consonancia con la mayor productividad registrada, son superiores a los encontrados por Fernández et al., (2005).

El nivel de N orgánico total y el N derivado del fertilizante en la fracción orgánica del suelo, en los primeros 30 cm del suelo, no fueron afectados por los tratamientos analizados. Las diferencias significativas encontradas en el N orgánico derivado del fertilizante a cosecha del maíz, originadas por el estrés hídrico, no se registran al momento de la cosecha del raigrás. La cantidad de N proveniente del fertilizante inmovilizado en la fracción orgánica se redujo en ambos tratamientos, con respecto a lo encontrado a cosecha del maíz. A partir de los contenidos del fertilizante en la fracción orgánica a cosecha de los dos cultivos realizados (maíz y raigrás) se estimó la mineralización aparente de dicha fracción. Durante el ciclo del raigrás se mineralizó en promedio el 47% del N proveniente del fertilizante encontrado a cosecha del maíz en forma orgánica. Este valor es un orden de magnitud superior a la

mineralización encontrada para la fracción orgánica total en la región pampeana (Álvarez y Steinbach, 2006). Posiblemente esto se deba a que el fertilizante aplicado al maíz quedó retenido en las fracciones más lábiles de la materia orgánica, siendo, por lo tanto, más susceptibles a mineralizarse a una tasa alta (Álvarez y Álvarez, 2000). Por lo tanto, la retención del N aplicado por fertilización en esta fracción, podría atenuar la lixiviación sólo en un corto plazo. Las altas tasas de mineralización encontradas muestran que este nitrógeno se liberaría rápidamente, dejándolo susceptible a lixiviar.

El contenido de nitratos solo mostró diferencias entre tratamientos en los primeros 30 cm del perfil, siendo mayor en las parcelas en donde el maíz había sido estresado hídricamente, no estando afectado por la presencia o no del CC. El suelo cubierto con el CC presentó semejante concentración de nitratos que el suelo desnudo. Estos resultados no coinciden con los encontrados en otros trabajos, inclusive desarrollados en nuestro país. Por ejemplo, Quiroga et al., (1999) determinaron entre 70 y 83% menos nitratos después de un verdeo de invierno (que se asemeja a un CC) en relación con el suelo descubierto, a la siembra de girasol, cuyo antecesor fue maíz. Por su parte, Álvarez y Scianca, (2006), encontraron valores de 55,1 y 13,9 kg N-NO₃ ha⁻¹ en el suelo a la siembra de soja, con el suelo descubierto o con raigrás, como CC, respectivamente. La principal diferencia con el presente experimento es que en los trabajos mencionados no se registraron precipitaciones importantes previas al muestreo de suelo. Como se aprecia en la Figura 1, el mes previo a la finalización del presente experimento existieron precipitaciones muy abundantes (277 mm en el mes) y, además, con altas intensidades: 90 mm en un día. Estas precipitaciones pueden haber desplazado los nitratos residuales hacia capas del suelo más profundas, principalmente en el tratamiento sin cobertura, lixivándolos. Willumsen y Thorup-Kristensen, (2001), analizando el comportamiento de un CC a lo largo de dos años, con precipitaciones contrastantes, encontraron resultados que coinciden con los encontrados en el presente experimento y los provenientes de Quiroga et al., (1999) y Álvarez y Scianca, (2006): luego de un período húmedo. Willumsen y Thorup-Kristensen, (2001) no registraron diferen-

cias en el contenido de nitratos residuales entre parcelas con CC o suelo desnudo, atribuyéndolo a las pérdidas de los nitratos por la lixiviación en el suelo sin cobertura. Por otro lado, luego de un año seco, observaron pocos nitratos perdidos por lixiviación durante el invierno y mayores niveles de nitratos en el tratamiento sin CC. De esta forma el CC cumplió con su objetivo, actuando como una trampa eficiente para evitar que los nitratos residuales se pierdan.

La suma de la fracción retenida en planta más los nitratos remanentes en suelo en nuestro caso, muestra que en el tratamiento con CC se acumuló significativamente ($p < 0,001$) más N que si el suelo quedaba descubierto durante el barbecho (130 vs. 51 kg N ha⁻¹). El N derivado del fertilizante en estas fracciones (nitratos residuales + planta) fue significativamente mayor cuando hubo CC ($p = 0,03$). Resultados similares fueron encontrados por Scianca et al., (2009) utilizando centeno como CC. Cabe considerar que cuando se incluye el N presente en la fracción orgánica del suelo, no se encontraron diferencias significativas en el N retenido en el sistema suelo-planta entre los niveles agua, impuestos al maíz, y raigrás. Esto posiblemente se deba a la magnitud del componente orgánico, que diluye los otros destinos. Por lo tanto, el panorama sería más complejo que lo previsto en función de los resultados de la literatura y lo previsto cuando se formuló el presente trabajo: la acumulación de N en el raigrás contribuye a reducir el riesgo de lixiviación del exceso de nitratos luego de una situación de estrés hídrico en el maíz antecesor, pero el N del fertilizante acumulado en la fracción orgánica del suelo se mineraliza a una tasa muy alta, con lo que su aporte a la retención de N puede ser de muy corto plazo.

En definitiva, el N que es retenido en la materia orgánica al finalizar el cultivo, o el que es retenido por la biomasa de un CC son formas de inmovilizar nitratos, evitando su lixiviación. Sin embargo, lo anterior es un efecto de corto plazo: rápidamente el N retenido se mineraliza y así puede, de todos modos, perderse por lixiviación. Esto ocurre si no existe una sincronización entre la liberación del N mineralizado y la absorción del mismo por vegetación (pudiendo ser cultivos, de interés económico o de cobertura, o malezas), además de existir precipitaciones que facilitan su desplazamiento. Estos resultados alertan acerca de las

limitaciones que posee esta tecnología de manejo del N del suelo y el riesgo de aplicar ideas generales a situaciones específicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez R y CR Álvarez. 2000. Soil Organic Matter Pools and Their Associations with Carbon Mineralization Kinetics. *Soil Science Society of America Journal* 64: 184-189.
- Álvarez C y C Scianca. 2006. Cultivos de cobertura en Molisoles de la región pampeana. Aporte de carbono e influencia sobre propiedades edáficas. *Jornada Profesional Agrícola* 2006.
- Álvarez R y HS Steinbach. 2006. Liberación de nitrógeno de residuos y mineralización de nitrógeno del humos. En: *Materia Orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*, Editorial Facultad de Agronomía. 123-136.
- Andriulo A, C Ferreira, C Sasal, MLR de Galetto, F Abrego, M Bueno, F Rimatori MA de la Cruz, MDV Venancio y 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. Abril del 2000. Actas en CD.
- Berntsen J, JE Olesen, BM Petersen y EM Hansen. 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *Europ. J. Agronomy* 25: 383-390
- Bremner JM y CS Mulvaney. 1982. Nitrogen-Total. En: *Page AL (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Wisconsin. USA.* pp: 595-622.
- Clark A. 2007. Managing cover crops profitably, *Handbook Series Book 9 (3rd ed.)*, Sustainable Agriculture Network, Beltsville, MD. 246 p.
- Costa JL, H Massone, D Martínez, EE Suero, CM Vidal y F Bedmar. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric. Water Manag.* 57: 33-47.
- De Battista JJ y N Arias. 2009. Cultivos de cobertura: Efecto de la duración del barbecho sobre el aporte de rastrojo y rendimiento de soja. *Boletín técnico. EEA Concepción del Uruguay. Serie producción vegetal. N°50:* 81-85.
- Fernández R, D Funaro y A Quiroga. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y contenido de nitratos. *Boletín de divulgación técnica N° 87. Aspectos del manejo de los suelos en sistemas mixtos de las regiones semiárida y subhúmeda Pampeana.*
- Fiedler R y G Prokch. 1985. The determination of ^{15}N by emission and mass spectrometry in biological analysis: A review. *Anal. Chim. Acta* 78: 1-62.
- Hansen EM, K Kristensen y J Djurhuus. 2000. Yield Parameters as Affected by Introduction or Discontinuation of Catch Crop Use. *Agron. J.* 92:909-914
- Hooker KV, CE Coxon, R Hackett, LE Kirwan, E O'Keeff y KG Richards. 2008. Evaluation of Cover Crop and Reduced Cultivation for Reducing Nitrate Leaching in Ireland. *Journal of Environmental Quality* 37: 138-145.
- Macdonald AJ, PR Poulton, MT Howe, KWT Goulding y DS Powlson. 2005. The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England. *Plant and Soil* 273: 355-373
- Penman HL. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. *Proc. Roy. Soc. London A* 193:120-146.
- Portela SI, AE Andriulo, MC Sasal, B Mary y EG Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: ^{15}N application in field lysimeters. *Plant Soil* 289, 265-277.
- Quiroga A, O Ormeño, A Bono, N Rodríguez, J Montoya y F Babinec. 1999. Aspectos del manejo de suelo y productividad del girasol en la región semiárida pampeana. *Bol. Tec. N° 63 EEA Anguil.*
- Rimski-Korsakov H, G Rubio y RS Lavado. 2004. Potential nitrate losses under different agricultural practices in the Pampas Region, Argentina. *Agric. Water Manag.* 65: 83-94.
- Rimski-Korsakov H, G Rubio y RS Lavado. 2009. Effect of Water Stress in Maize Crop Production and Nitrogen Fertilizer Fate. *Journal of Plant Nutrition* 32: 565-578,
- Ritchie SW y JJ Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service Ames Iowa. Sp report N° 48.
- Ritter WF, RW Scarborough y AEM Chirnside. 1998. Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. *Journal of Contaminant Hydrology* 34: 1-15.
- Scianca C, M Barraco y C Álvarez. 2009. Estrategia de manejo de centeno utilizado como cultivo de cobertura en un argiudol típico del Noroeste bonaerense. *EEA INTA General Villagas. Memoria Técnica 2008-2009:* 25-29.
- Sparks DL, AL Page, PA Helmke, RA Loeppert, PN Soltanpour, MA Tabatabai, CT Johnston y ME Sumner (Eds). 1996. *Methods of soil analysis, Part 3, Chemical Methods.* 3rd edn, ASA Madison Wisconsin.
- Thorup-Kristensen K, J Magid y LS Jensen. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79: 227-302.
- Videla C. 2007. Utilización de ^{15}N en estudios de flujos brutos de nitrógeno en el suelo. En: *Isótopos estables en agroecosistemas.* Lazzari, MA y C Videla (Eds). pp: 33-40.
- Willumsen J y K Thorup-Kristensen. 2001. Effects of green manure crops on soil mineral nitrogen available for organic production of onion and white cabbage in two contrasting years. *Biological Agriculture and Horticulture* 18: 365-384.

Sistemas de cultivos de cobertura de suelo de otoño-invierno: sus efectos sobre la disponibilidad de agua

INTRODUCCIÓN

Para muchos suelos agrícolas los cultivos de cobertura (CC) ofrecen el solo significado práctico de suministrar la materia orgánica (MO) necesaria para mantener el suelo en un alto estado de productividad. La MO hace al suelo más friable, mejora su capacidad de laboreo y facilita la captación del agua. La MO se descompone y provee nitrógeno y otros nutrientes al suelo para los cultivos subsiguientes. Los microorganismos del suelo que se benefician de la descomposición de los residuos de los CC, contribuyen a dar una mayor salud al ecosistema. El CC protege el suelo de los agentes degradantes (precipitaciones, vientos) mientras desarrolla su ciclo vegetativo. Una vez que se suprime el crecimiento, sea mediante métodos mecánicos (corte o aplastado) o bien químicos (herbicida) se lo mantiene en superficie sin incorporar continuando su efecto protector del suelo. En cuanto al balance de agua en algunos ambientes no interesaría mucho el menor contenido de humedad al suspender el crecimiento ya que un suelo con CC es más eficiente en captar el agua de lluvia de la primavera, por lo que en relación con el barbecho desnudo se minimizan diferencias en la disponibilidad de agua (Cordone et al., 1986). La agricultura permanente, bajo las actuales condiciones de manejo, ha producido una disminución del contenido de MO de los suelos y en consecuencia, una aceleración de su degradación. Ante esta situación, resulta prioritario el desarrollo de tecnologías que restituyan fertilidad y mitiguen el deterioro físico de los suelos agrícolas pampeanos y en especial los suelos con aptitud agrícola de Coronel Suárez que comienzan a sufrir los efectos negativos de una alta fre-

cuencia del monocultivo de Soja o Trigo/Soja

La utilización de leguminosas y/o gramíneas invernales como CC, contribuirían junto con la siembra directa (SD), a mitigar en parte los problemas que afectan a los suelos del área. Las leguminosas invernales podrían restituir nitrógeno a través de la fijación biológica y, junto con las gramíneas, realizar un aporte adicional de MO. Además, los restos vegetales de estos cultivos, cuando son manejados superficialmente, constituyen excelentes coberturas que podrían disminuir las pérdidas de agua por escurrimiento y evaporación. De esta manera, se puede contrarrestar la persistente acción de la erosión hídrica y aumentar la eficiencia en el uso del agua (Cordone y Hansen, 1984).

La matriz de suelo está constituida por una fase sólida, (partículas minerales y material orgánico), otra fase porosa ocupada por gases y por agua con sustancias en disolución. Las fases gaseosas y líquidas se complementan ampliando o disminuyendo su tamaño de acuerdo al estado hídrico del suelo, dependiendo de la textura y estructura del mismo (Sánchez, 2001). Los avances y retrocesos del agua en el espacio poroso del suelo se conocen como proceso de humedecimiento y secado, definen la dinámica del agua durante el ciclo del cultivo, siendo esto parte del objetivo de estudio de este trabajo.

Para evaluar convenientemente la influencia de los CC sobre la disponibilidad de agua (costo hídrico en la generación de biomasa) resulta necesario considerar la capacidad de almacenaje de agua de los suelos. Este aspecto es particularmente importante ya que define de alguna manera el periodo necesario para la recarga del perfil (fecha de secado del CC).

Además otro de los factores que incide es la fecha de siembra del cultivo sucesor, por ejemplo para siembras de maíz (principios octubre) los CC deberían finalizar la extracción de agua antes que para siembras de soja o sorgo (principios noviembre). Resultados de experiencias obtenidos por Quiroga et al., (2009) en los últimos 5 años muestran que las diferencias en los contenidos finales de agua entre los testigos y los CC variaron entre 30 y 100 mm. En un análisis preliminar podría concluirse que los CC tienen un efecto negativo para el cultivo siguiente. Sin embargo, Quiroga et al., (2009) concluyeron que si consideramos que las precipitaciones durante el periodo evaluado fueron de 220 mm, las que sumadas al contenido inicial de agua (190 mm) dan una lámina total de 410 mm, es evidente que la mayor parte de la misma no puede ser almacenada en los primeros 140 cm del perfil. De esta manera se comprueba que el tratamiento testigo finalizó con 207 mm de los 410 mm que potencialmente podría haber almacenado. Es decir que 203 mm no fueron almacenados en el perfil. Por lo tanto de los 233 mm de uso consuntivo del CC, 203 mm deben ser descontados y consecuentemente el costo hídrico para el cultivo de verano siguiente resultaría de 30 mm (Fernández y Quiroga, 2009).

Estos resultados resultan coincidentes con los obtenidos en distintos ambientes (Gral. Villegas, 30 de Agosto, Coronel Suárez, Gral. Pinto, etc.) donde se han evaluado los efectos de la inclusión de CC (Álvarez et al., 2006; Carfagno et al., 2008; Sá Pereira et al., 2008; Scianca et al., 2008).

La mayor participación de cultivos de verano en la zona de Coronel Suárez, centro del sudoeste bonaerense en la región subhúmeda pampeana, principalmente soja y girasol han dado lugar a una importante reducción en el aporte de residuos. Intercalar cultivos invernales como CC podría ser una alternativa para proveer de residuos ricos en carbono, promover el desarrollo y el mantenimiento de la cobertura de los suelos. Sin embargo, su consumo hídrico durante el invierno podría interferir en la normal oferta de agua para el cultivo sucesor (Duarte, 2002). Evidentemente, el resultado final dependerá de la dinámica del agua durante el período CC - cultivo de cosecha, la que puede ser extremadamente variable. Una forma de tener herramientas de evaluación que permitan extrapolar los resultados es con la aplicación de modelos matemáticos de simulación de

los cambios del agua en el suelo.

En virtud de lo anteriormente planteado, y como parte de una tesis de postgrado, se instalaron una serie de experimentos con los objetivos de evaluar el costo hídrico a la siembra del cultivo de verano al introducir previamente un CC y de simular la dinámica del agua a lo largo del ciclo de ambos cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las experiencias se realizaron en sistemas mixtos de producción del área de influencia de Coronel Suárez, donde durante las campañas 2005/08 se instalaron cinco ensayos. El clima se clasifica como templado a moderadamente frío, con heladas de hasta -10°C , con precipitaciones media anual de 770 mm y temperatura media anual de 14°C . Los suelos clasifican como Argiudoles típicos, presentando secuencia de horizontes A₁ (A_p + A₁₂)- B₁- B_{2t} y B₃ de textura franca a franco-arcillosa.

Las especies utilizadas como CC de inviernos fueron: Avena (*Avena sativa*), Vicia (*Vicia sativa*), Trébol pastoreo "Laser" (*Trifolium resuspiratum*), Trébol cobertura "Leithering" (*Trifolium resuspiratum*), (*Avena sativa* + *Vicia sativa*) y un testigo (Barbecho químico). Todos los ensayos se sembraron bajo el sistema de SD. La densidad de siembra fue de 40 Kg/ha. para vicia, 12 Kg ha⁻¹ trébol, 100 Kg ha⁻¹, avena y (50 + 50 Kg ha⁻¹) de avena + vicia. Los tratamientos fueron dispuestos en bloques al azar con tres repeticiones y en parcelas de 150 m².

La supresión del crecimiento de los CC de otoño/invierno en la campaña 2006/07 fue realizada 239 días después de la siembra. La misma se realizó con rolo "faca" y herbicida glifosato + 2,4D a una dosis de (4l ha⁻¹ + 500 c³ ha⁻¹). Se realizaron dos cortes de evaluación a los 122 y 226 días de la siembra en la campaña, ya que los cultivos debieron soportar 90 heladas durante el otoño-invierno y parte de la primavera. En los momentos de evaluación final la avena se encontraba en estado de plena floración y la vicia en inicio de floración.

Se determinó la humedad a la siembra y finalización de los CC, y a la siembra y cosecha del cultivo de maíz. En todos los casos se tomaron tres repeticiones. Se utilizó para ello el método gravimétrico realizando determinaciones hasta los 80 cm del perfil a intervalos de 20 cm.

Se registraron las precipitaciones diarias y decádicas en cada sitio y durante los tres años que se condujeron, desde la siembra de los CC hasta la cosecha del cultivo de maíz sucesor. Se confeccionaron gráficos de precipitación acumulada y decádica en cada período de tiempo en que permaneció la sucesión de cultivos estudiados (CC/Maíz). Se realizaron comparaciones de las precipitaciones acumuladas y decádicas de cada año con las históricas y el cálculo de las probabilidades de excedencia de precipitaciones en períodos desde la siembra de los CC hasta su supresión y dentro del ciclo de crecimiento y desarrollo del cultivo de maíz (Scian, 2003), con parámetros estimados mediante la aproximación de Thom (1958).

Se realizó una estimación del balance diario de agua, calculando el contenido de AU en el suelo a lo largo del año, en base a la necesidad teórica de agua de los CC, a la capacidad de retención de agua útil del suelo y a las precipitaciones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los registros en cada sitio experimental de precipitaciones mensuales y decádicos desde la siembra de los CC, (marzo y abril) hasta los meses de abril y mayo del año siguiente al momento de la cosecha del maíz y las precipitaciones acumuladas durante el ciclo CC-maíz son presentados en la Figura 1.

Distribución Gamma

A modo de interpretar mejor la información de la Figura 2 se trazó una línea que indica el 80% de probabilidad de exceso de precipitaciones comprobándose que las mismas superan los 233 mm en el período de noviembre a mayo (ciclo del maíz), 169 mm de marzo a octubre (período de crecimiento de los CC), 111 mm de noviembre a enero (siembra a floración) y 67 mm de agosto a octubre (período de recarga del perfil previo a la siembra del siguiente cultivo de maíz), siendo estos dos últimos periodos fundamentales para la recarga del perfil del suelo y posterior período crítico del maíz.

Cuando se analizan las precipitaciones promedio para esos mismos períodos en los 5 sitios experimentales y los 3 años evaluados, las mimas ascienden a: 512 mm (marzo a octubre), 534 (noviembre a mayo), 260 mm (agosto a octubre) y 254 mm (noviembre a enero) confirmándose el nivel de probabilidad obtenida con el modelo de distribución gamma (Scian 2003).

Las lluvias durante el periodo de crecimiento del los CC en el año 2006 superaron la capacidad de almacenamiento del suelo (120mm m^{-1}), originando un exceso que pudo favorecer la pérdida de nutrientes y mantener la humedad del suelo en valores cercanos a la capacidad de campo (Figura 4 a y b). La pérdida de eficiencia en la producción de grano y los mayores requerimientos de N para

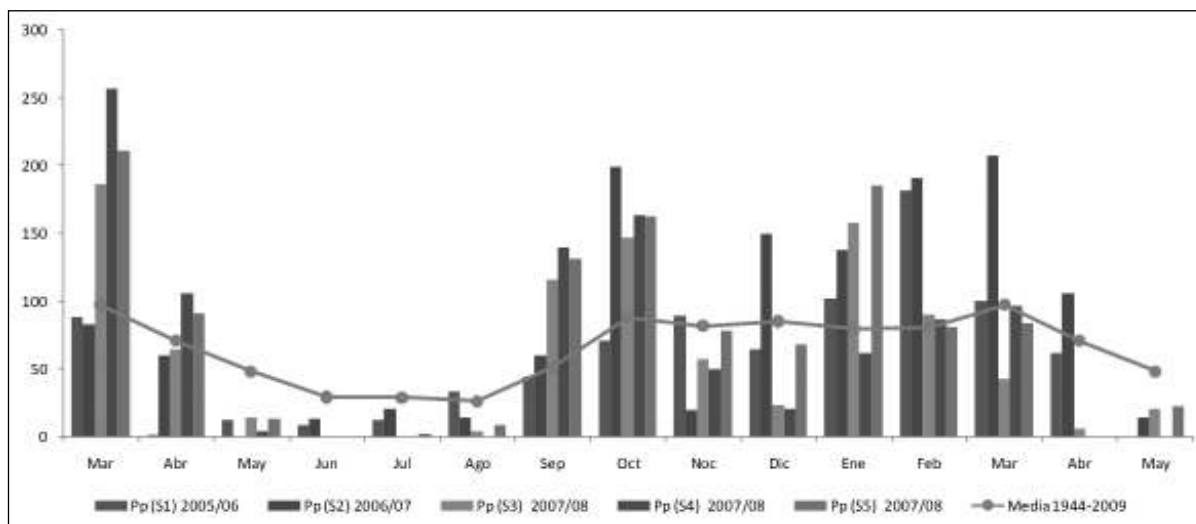


Figura 1. Precipitaciones medias mensuales durante los años 2005, 2006 y 2007 correspondientes a los sitios (S_1 , S_2 , S_3 , S_4 y S_5) de estudio. Promedio histórico obtenido de la Aerostación Meteorológica Coronel Suárez.

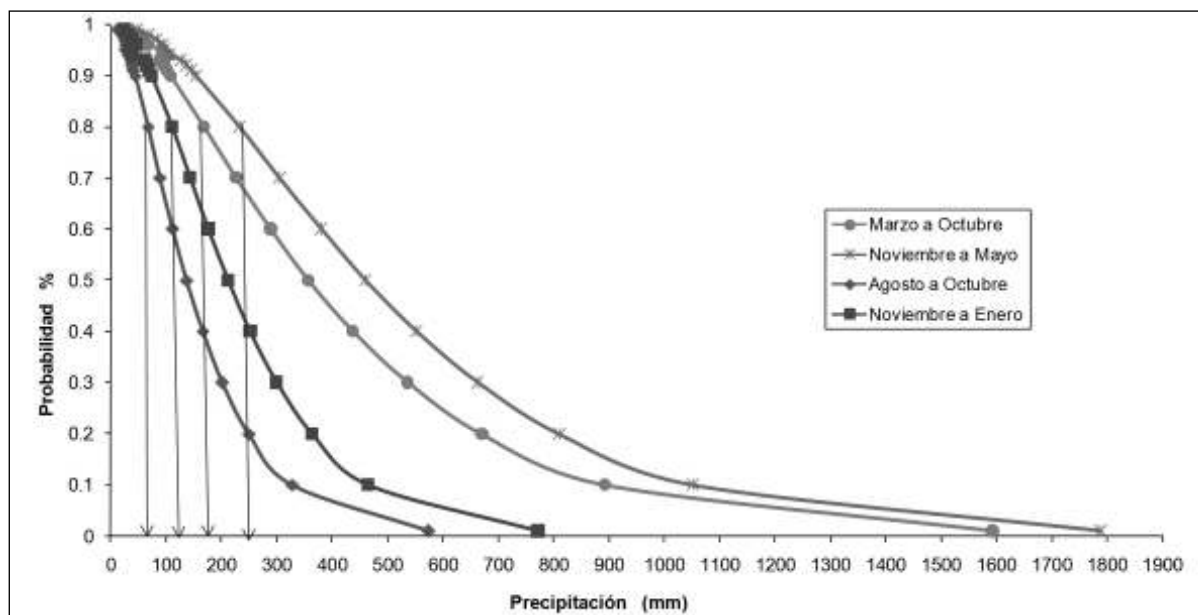


Figura 2. Probabilidad de exceso de precipitaciones para los periodos (marzo-octubre), (noviembre-mayo), (agosto-octubre) y (noviembre-enero). Promedio (1944 - 2009) obtenidos de la Aerostación Meteorológica Coronel Suárez.

producir una tonelada de grano estaría sugiriendo pérdidas de N, sea por lixiviación o desnitrificación.

En la Figura 3 se puede observar la dinámica del agua en el suelo para los distintos CC como antecesores del maíz durante todo el ciclo de la sucesión. También es importante destacar que los valores de humedad observados están muy próximos a los calculados.

Según Fernández y Quiroga, (2009) para evaluar convenientemente la influencia de los CC sobre la disponibilidad de agua (costo hídrico en la generación de biomasa) resulta necesario considerar el CRA de los suelos. Este aspecto es particularmente importante ya que define de alguna manera el periodo necesario para la recarga del perfil (fin del CC). Además, otro de los factores que incide es la fecha de siembra del cultivo sucesor, por ejemplo para la siembras de maíz (principios octubre) los CC deberían finalizar la extracción de agua antes que para siembras de soja o sorgo (principios noviembre).

Estos resultados son coincidente con los obtenidos por Cordone et al., (1986) y Quiroga et al., (2009), donde los CC no afectaron de modo significativo la disponibilidad de agua en el suelo al momento de la siembra del cultivo de maíz. Analizando la dotación hídrica en el suelo a diferentes profundidades tampoco se observaron

diferencias en todos los CC con respecto al testigo (Figura 4a) en el año 2006/07. En cuanto al porcentaje de agua disponible a la siembra de maíz con los diferentes CC fue de 70,6% contra 62,4% en el testigo con antecesor barbecho largo (Figura 4 a).

Esta nuevamente confirma los resultados obtenidos por Cordone et al. 1986 y se observó un resultado inverso al obtenido en el año 2005 para la misma fecha, los mismos antecesores y con una acumulado de precipitaciones significativamente menor al año 2006. Esto nos confirma resultados previos (Sá Pereira et al., 2003), en donde en años seco o húmedos las precipitaciones de la primavera alcanzarían para recargar el perfil del suelo llegando a un 70% de su agua útil disponible para el cultivo posterior de maíz.

Si observamos la Figura 4, la acumulación agua total en mm en las diferentes profundidades evaluadas vemos que con antecesores CC hubo una mayor captación de agua al momento de la siembra de cultivo de maíz respecto al testigo barbecho largo. En las profundidades de 0-20, 40-60, 60-80 cm los CC tuvieron un 23, 9 y 3% respectivamente superior al testigo y este solo superó a los CC en la profundidad de 20 a 40 cm en un 10% (Figura 4 b).

Los resultados obtenidos en el año 2006, en cuanto a las precipitaciones acumuladas, mues-

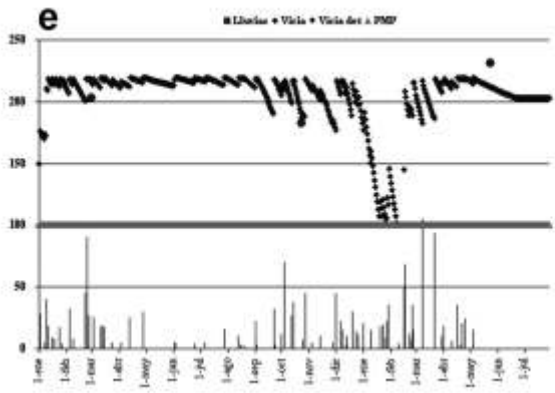
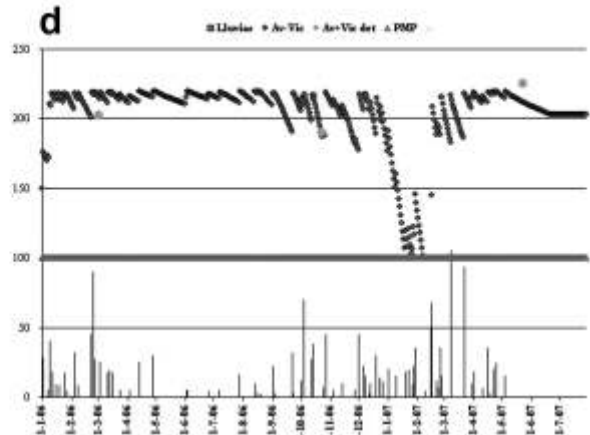
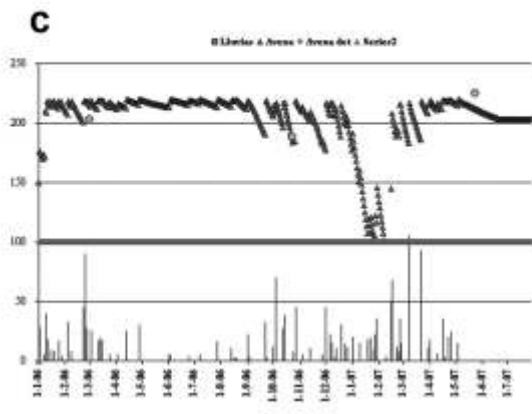
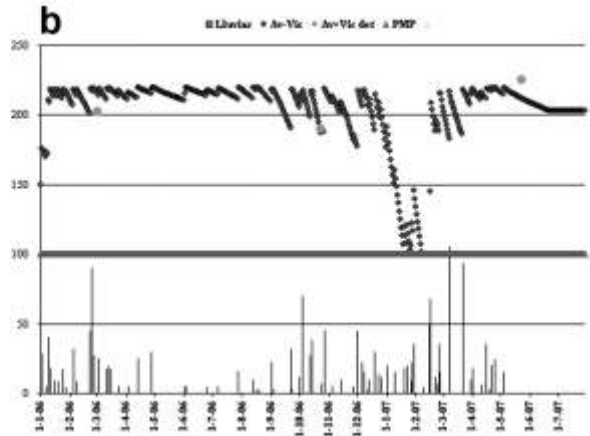
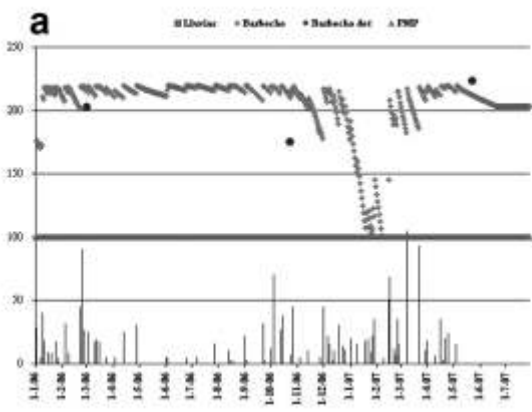
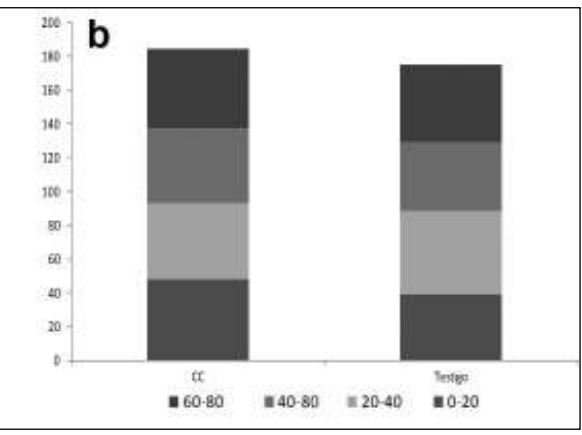
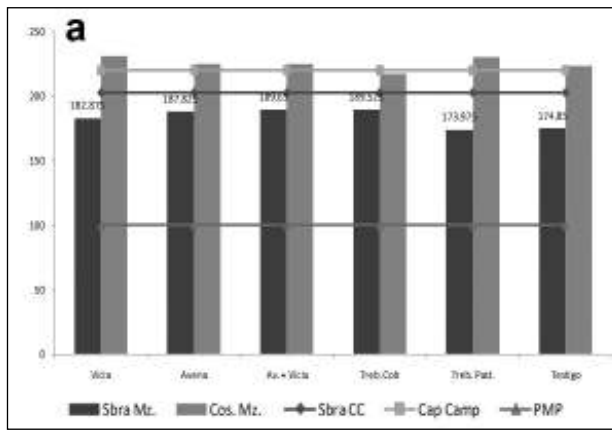


Figura 3. Dinámica de agua total en el suelo calculada y determinada el año 2006/07. (Datos expresados en mm). a) Vicia, b) Avena, c) Trébol, d) Avena + Vicia y e) Testigo (barbecho).

Figura 4. (a) Contenido de agua en el suelo en mm (0-80 cm) para los diferentes CC, capacidad de campo y punto de marchitez permanente. (PMP) antecesores de maíz para el año 2006. (b) Contenido de agua total por profundidades para CC y testigo.



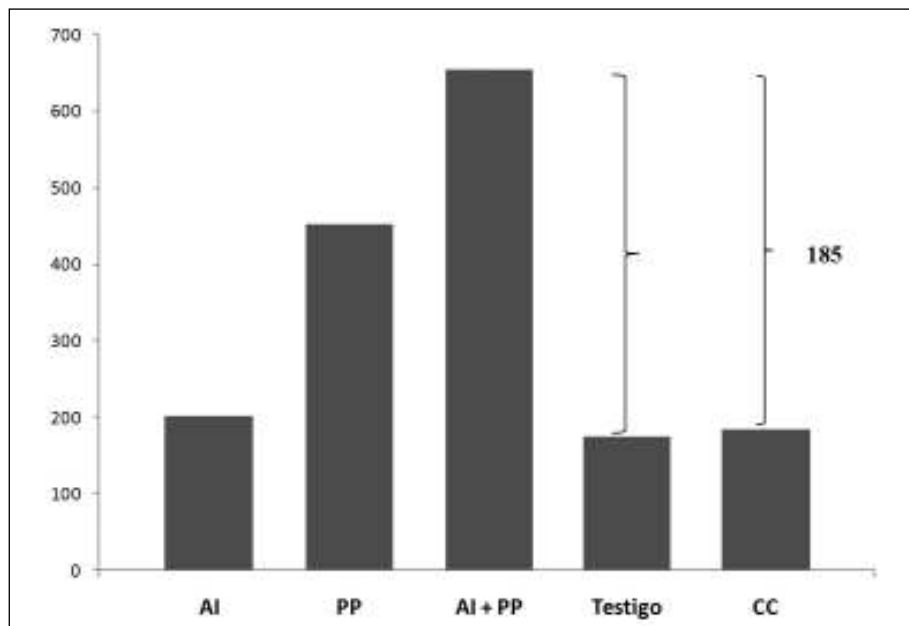


Figura 5. Contenido inicial de agua, precipitaciones y uso consuntivo del CC en el Sitio 1. AI: agua inicial, PP: precipitaciones, (AI + PP), Testigo y los diferentes CC. Año 2006.

tran que las diferencias en los contenidos finales de agua entre el testigo y los CC fueron de 10 mm (Figura 4 a). En un análisis preliminar podría concluirse que los CC no tienen un efecto negativo para el cultivo siguiente. Sin embargo, si consideramos que las precipitaciones durante el periodo evaluado fueron de 452 mm, para el año 2006, las que sumadas al contenido inicial de agua (203 mm) dan una lámina total de 655 mm, es evidente que la mayor parte de la misma no puede ser almacenada en los primeros 80 cm del perfil para el año 2006. De esta manera se comprueba que el tratamiento testigo finalizó con 175 mm de los 655 mm que potencialmente podría haber almacenado (Figura 5). Es decir de los 470 mm de uso consuntivo de los CC, 480 mm deben ser descontados y en consecuencia no solo que no existió ningún costo hídrico para el cultivo de maíz sino que los CC acumularon 10 mm más de agua en el perfil de suelo comparado con el testigo (Figura 5).

Según Galarce, (2009) (comunicación personal), en la Regional Aapresid de Vicuña Maquena, la inclusión de CC, en suelos Haplustoles énticos, está tomando gran interés e importancia en sus sistemas de producción.

Los resultados obtenidos en estas experiencias durante las campañas 2005/06, 2006/07 y 2007/08 confirman los obtenidos por Galarce, (2009) en cuanto a la eficiencia, acumulación y consumo de agua en Coronel Suárez-SO Bonaerense perteneciente a la región sub-húme-

da pampeana con suelos Argiudoles típicos, con un régimen de precipitaciones superior y con una capacidad de almacenaje de agua total de 180 a 220 mm a un metro de profundidad.

CONCLUSIONES

Para los cinco ensayos evaluados en el área de Coronel Suárez los CC no produjeron un efecto negativo sobre los rendimientos del cultivo maíz siguiente.

El simple balance diario de agua en el suelo, junto con el estudio de probabilidad de ocurrencias de las lluvias y la capacidad de almacenamiento de agua de cada suelo, pueden ser herramientas útiles al momento de definir tanto la factibilidad de la implantación de CC como la fecha más adecuada para suspender su crecimiento

El estado de porosidad del suelo y la cantidad y calidad de la cobertura dejados por los diferentes CC luego de la supresión de su crecimiento y al momento de la siembra del maíz, deberían formar parte de futuras líneas de investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez C, Barraco M, Díaz-Zorita M y C Scianca. 2006. Uso de cultivos de cobertura en rotaciones con base soja: efecto sobre algunas propiedades edáficas y rendimiento de los cultivos en un Hapludol típico del noroeste bonaerense. XX Congreso AACCS, Salta. CD ROM.

- Carfagno P, Eiza M, Quiroga A y F Babinec. 2008. Cultivos de cobertura: Efecto sobre la dinámica del agua en el suelo. XXI Congreso AACS, San Luís. CD ROM.
 - Cordone G, y O Hansen. 1986 Los abonos verdes y el efecto sobre el rendimiento. Carpeta de Maíz. EERA-Pergamino. CVP Nº 77.
 - Cordone G, y W. Hansen. 1984 Utilización de cultivos invernales como abonos verdes o cobertura en la producción de maíz. Carpeta de Producción Vegetal. Maíz. Información Nº 64. INTA Pergamino. 6 p
 - Duarte G. 2002. Manual práctico para el cultivo de girasol. Ed. Díaz-Zorita M. y Duarte G.
 - Fernández R, y A Quiroga. 2009. Cultivos de cobertura. Costo hídrico de su inclusión en sistemas mixtos. Jornadas Cultivos de Cobertura. UNS-CERZOS-CRIBABB - Bahía Blanca. 2 p
 - Quiroga A, Fernández R, Frasier I y C Scianca. 2009. Cultivos de cobertura. Análisis de su inclusión en distintos sistemas de producción. Jornadas Cultivos de Cobertura. UNS-CERZOS-CRIBABB – Bahía Blanca -Agosto 2009. 16 p
 - Sá Pereira E, A Quiroga y J Galantini. 2008. Posibilidades de utilización de gramíneas y leguminosas invernales como cultivos de cobertura. VII Congreso Nacional Trigo y V Simposio Cereales Otoño Invernales, Santa Rosa.
 - Scianca C, Álvarez C, Barraco M, Quiroga A y P Zalba. 2006. Cultivos de cobertura. Aporte de carbono e influencia sobre propiedades edáficas. XX Congreso AACS, Salta. CD ROM
 - Scian B. 2003. Distribución teórica Apuntes de clase Meteorología. Dto. Agronomía-Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca.
-

Mónica Fabiola Boccolini, Bethania Aimetta, Cristian Cazorla y Belén Conde

Efecto del residuo de vicia (*Vicia sativa* L.) sobre el potencial de nitrificación del suelo

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) han sido utilizados tradicionalmente para controlar la erosión pero pueden cumplir múltiples funciones en el sistema de producción, como reducir la compactación, minimizar la lixiviación de nitratos residuales, incrementar el contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) del suelo, controlar malezas y aportar N mineral al cultivo siguiente. En zonas templadas, las especies más utilizadas son fundamentalmente de las familias de las gramíneas y leguminosas. Las leguminosas mejor adaptadas en la zona pampeana, son las vicias: vicia villosa y vicia sativa y los tréboles (Ruffo y Parsons, 2004). Con la elevada participación de cultivos estivales en los agrosistemas, los rastrojos son la única fuente de energía para los microorganismos del suelo (Bolger et al., 2001).

El aporte de N desde los residuos afecta la actividad enzimática de los microorganismos que intervienen en el proceso de mineralización de la materia orgánica (MO) del suelo. Los residuos con baja relación C/N, como los de las leguminosas, entregan más rápidamente el N al suelo, aumentando la disponibilidad para los microorganismos y posteriormente al cultivo (Gliessman, 2002). Como los residuos de cultivos son un importante componente de la fracción orgánica activa del suelo (Galantini y Suñer, 2008), es decir, de la materia orgánica particulada (MOP), el contenido de C, N y la relación C/N de la misma están fuertemente afectados por la relación C/N y el contenido de N del residuo vegetal (Bending, 1999). De esta manera, la cantidad de N disponible en el suelo depende del proceso de mineralización, principalmente de la nitrificación de la MO y de los residuos de cultivos (Cabrera, 2007). El poten-

cial de nitrificación (PN) representa la máxima capacidad de la población de bacterias nitrificantes del suelo para transformar el amoníaco (NH_3) a nitrato (NO_3^-) (Fortuna et al., 2003; Kowalchuk y Stephen, 2001). Por lo tanto, refleja la disponibilidad de sustrato del suelo para estas bacterias. El PN es sensible a los cambios en el manejo y proporciona rápida información sobre la tasa de nitrificación in situ (Fortuna et al., 2003). Algunas prácticas de manejo aumentan los niveles de NH_3^+ en el suelo provocando incrementos en el PN, como la fertilización y los residuos con baja relación C/N (Fortuna et al., 2003).

Existen numerosos estudios realizados en la región pampeana (Baigorria y Cazorla, 2009; Barraco et al., 2009; Fargioni et al., 2009) sobre el rol de los CC en el rendimiento de distintos cultivos estivales, pero no se han reportado trabajos que caractericen específicamente el impacto sobre el ciclo del nitrógeno y las modificaciones en el suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de vicia como CC sobre la actividad potencial nitrificante del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo fue realizado en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) INTA Marcos Juárez en la Provincia de Córdoba. El clima presenta una temperatura media anual de $16,9^\circ\text{C}$ con una precipitación media anual de 894 mm. El suelo es un Argiudol típico, oscuro, profundo y bien drenado con textura franco limosa ligeramente ácido (pH 6.4) y con 3,26 % de MO (INTA, 1978). El estudio se realizó en un ensayo iniciado en 2008 que tiene una rotación maíz-soja con tres repeticiones y la inclusión de un CC como vicia sativa (L). Los tratamientos fueron vicia (V) sem-

brada luego de maíz y un testigo, barbecho (B) ambos fertilizados con 11 Kg P ha⁻¹ (52 % P₂O₅) y 5,5 Kg N ha⁻¹ (11% NT). Se recolectaron un total de 18 muestras de suelo en tres momentos de muestreo: previo a la siembra de soja (PS) (en la etapa de floración del CC), en floración (F) y en postcosecha (PC) de soja, estas últimas con residuos en superficie de V y soja respectivamente. Las muestras de suelo fueron recolectadas con barreno de 7.5 cm de diámetro a 0-5 cm de profundidad. Conjuntamente fueron extraídas muestras de residuos con aro de ¼ de metro cuadrado. En el procesamiento, las muestras de suelo fueron secadas a temperatura ambiente por 24 h como mínimo y tamizadas por 4 mm para la medición de la actividad potencial y por 2 mm para el resto de las determinaciones. Previamente al secado fueron extraídos aproximadamente 50 g de suelo por muestra para la determinación del contenido de humedad. Mediante el método propuesto por Cambardella y Elliott, (1992) se fraccionó la MOP del suelo en dos tamaños de partícula 53 y 106 µm con tamizador ultrasónico SPARTAN. Las muestras de rastrojos fueron secadas a 60° hasta peso constante. Posteriormente las muestras de MOP de 106 µm y rastrojos fueron molidas y tamizadas por 0,5 µm y se les determinó el contenido de N total (Dumas, 1831 citado de Bremner, 1996) y C total (Allison et al., 1965 citado de Nelson y

Sommers, 1996) con equipo LECO TRUSPEC CN.

En laboratorio se determinó el potencial de nitrificación de suelo neto (PNN) y por día (PND) según (Hart et al., 1994 citado de Drury et al., 2008) en el cual una muestra de suelo se incubaba con 1 mM de NH₄⁺ (sulfato de amonio) a 25 °C y en condiciones óptimas de aireación. Posteriormente se realiza la extracción de los NO₃⁻ generados en intervalos regulares de tiempo a las 0, 2, 6, 12, 22 y 24 h. Luego éstos son cuantificados mediante el método del Ácido Fenoldisulfónico según Bremner (1965). El PNN se calculó como la diferencia entre los NO₃⁻ generados a las 24 h y los iniciales en la muestra. El PND se estimó a partir de la pendiente obtenida del contenido de NO₃⁻ de la muestra en cada intervalo tiempo regular. Tanto en PNN como en PND los NO₃⁻ fueron expresados como N de NO₃⁻ Kg⁻¹ suelo (N- NO₃⁻ Kg).

Para el análisis estadístico de los resultados se aplicó el método univariado (ANAVA) del paquete estadístico INFOSTAT (2009). Cuando se detectaron diferencias significativas en las variables medidas, se aplicó la prueba de comparación de medias mediante LSD Fisher. Se realizó un análisis de correlación de Pearson entre las variables químicas y la actividad potencial neta y por día. Para el cálculo del PND se aplicó Análisis de Regresión Lineal.

Tabla 1: Potencial de nitrificación (neto y por hora), propiedades químicas del suelo bajo vicia y barbecho y en pre-siembra (PS), floración (F) y postcosecha (PC) del cultivo de soja. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

EFECTO	PNN (mg N- NO ₃ ⁻ Kg ⁻¹ s en 24 h)	PND (mg N- NO ₃ ⁻ Kg ⁻¹ s. d ⁻¹)	RESIDUOS		MOP			NO ₃ ⁻ (ppm)
			C/N	N (g. Kg ⁻¹)	C/N	N (g. Kg ⁻¹)	Fracción (g. Kg ⁻¹)	
PS	15,56ab	14,88a	40,66c	9,75a	14,21a	0,33b	21,13b	60,89a
F	13,92a	14,80a	24,67b	16,03b	15,29c	0,25 ^a	15,53a	52,58a
PC	17,51b	13,76a	19,79a	15,98b	14,72b	0,30ab	16,91a	119,51b
TRATAMIENTO								
B	14,21a	13,84a	33,44b	11,33a	15,06b	0,25 ^a	16,00a	78,18a
V	17,11b	15,12a	22,30a	16,51b	14,42a	0,33b	19,72b	79,14a
P valor								
Tratamiento	0,0069	NS	<0,0001	<0,0001	0,0012	0,0061	0,0008	NS
Muestreo	0,0229	NS	<0,0001	<0,0001	0,0004	0,0237	0,0004	0,0005
Trat. x Muestreo	NS	NS	0,0004	<0,0001	0,0299	NS	0,0052	NS

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos y los muestreos afectaron significativamente ($p < 0,05$) al PNN, mientras que el PND no fue afectado (Tabla 1). El PNN en V fue un 17% mayor que en B. Este resultado es debido a la mayor velocidad de descomposición y aporte de N desde los residuos. Además en el tratamiento V el contenido de MOP fue un 19% mayor, siendo estas diferencias estadísticamente significativas. Esto estaría indicando una mayor disponibilidad de N fácilmente mineralizable. Resultados similares fueron encontrados por Steenwerth y Belina, (2008) y Linares, (2009) quienes determinaron que la MO aumentaba significativamente cuando se utilizaban CC.

El PNN en PC de soja fue un 20% mayor que en F, mientras que en PS se encontraron valores intermedios. Este aumento en PC puede deberse a la descomposición de los residuos de V debido a la menor relación C/N encontrada ($p < 0,05$) con respecto a F (sólo residuos de V). Este aporte de N benefició la actividad nitrificante del suelo y se reflejó en la mayor cantidad de NO_3^- en PC con respecto a PS y F. No obstante, en PS se observó mayor cantidad de MOP y N con respecto a F, lo que también favoreció la mineralización del N. Esta mayor cantidad de MOP y N en PS puede deberse al aporte por parte de las raíces del cultivo de V. Además, el mayor porcentaje de hume-

dad en PC y PS con respecto a F, pudo haber sumado a las condiciones de mineralización en dichos muestreos.

El PND no fue afectado por los muestreos ni por los tratamientos. Esto difiere de Steenwerth y Belina, (2008) quienes encontraron que a mayor contenido de humedad en el suelo menor PND. Fortuna et al., (2003), observaron que las parcelas con CC presentaban mayor PND que aquellas sin CC. No obstante, se encontró una correlación positiva y significativa entre el PND y el contenido de N y C/N de los residuos ($r^2 = 0,74$ $p = 0,08$; $r^2 = 0,88$ $p = 0,04$ respectivamente) (datos no mostrados). Esto sugiere que los cambios en el PND están relacionados a los cambios en los contenidos de N y C/N de los residuos.

La Tabla 2 muestra el efecto de los tratamientos sobre el PN neto dentro de cada muestreo. El PNN fue mayor en V en los tres muestreos (Figura 1), pero significativamente superior ($p \leq 0,05$) en F y PC de Soja. Esto estuvo determinado por la menor relación C/N de los residuos y mayor aporte de N ($p < 0,05$) en V en F y con la misma tendencia en PC. Esto confirma la mayor dinámica de descomposición y por lo tanto, mayor disponibilidad de N con la inclusión de leguminosas (Ernest et al., 2002; Frioni, 2006; Galantini, 2008). Por otro lado, en PS de Soja, aunque V presentó el mayor aporte de N desde los residuos y mayor cantidad de MOP y N, los tratamientos no difirieron

Tabla 2: Potencial de nitrificación neto y propiedades químicas del suelo en vicia y barbecho en presiembra (PS), floración (F) y postcosecha (PC) del cultivo de soja. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

MUESTREO	EFECTO	TRATAMIENTO	PNN (mg N- NO_3^- Kg ⁻¹ s en 24 hs)	RESIDUOS		MOP			NO_3^- (ppm)
				C/N	N (g. Kg ⁻¹)	C/N	N (g. Kg ⁻¹)	Fracción (g. Kg ⁻¹)	
PS		B	14,96a	50,46b	7,88a	14,26a	0,26 a	16,89a	72,50a
		V	16,17a	30,87a	11,62b	14,15a	0,40 b	25,37b	49,28a
P valor			NS	0,0013	0,0021	NS	0,0007	0,0248	NS
F		B	11,96a	31,77b	10,83a	15,91b	0,23a	14,88a	42,32a
		V	15,87b	17,57a	21,23b	14,67a	0,26a	16,18a	60,83a
P valor			0,0304	0,0028	0,0001	0,0042	NS	NS	NS
PC		B	15,72a	21,10a	15,27a	15,02a	0,27a	16,23a	111,71a
		V	19,29b	18,47a	16,69a	14,42a	0,32a	17,6a	127,31a
P valor			0,054	NS	NS	NS	NS	NS	NS

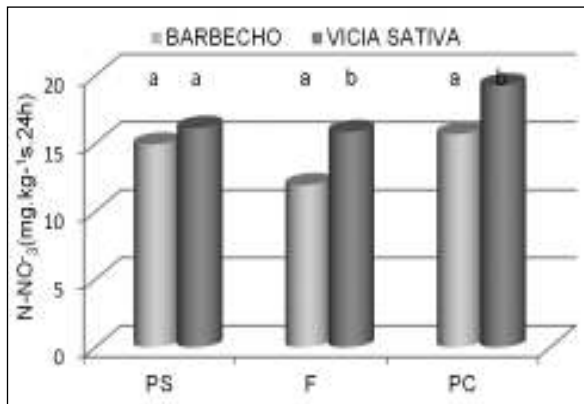


Figura 1: PN Neto ($N-NO_3$ mg.kg⁻¹s. 24hs) para vicia y barbecho en cada muestreo. Previo a la siembra (PS), floración (F) y postcosecha de soja (PC). Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

ron significativamente en su actividad potencial. Esto probablemente porque el N pudo haber estado inmovilizado debido a la relación C/N de los residuos. Según Herman et al., (2006), el potencial de nitrificación en la zona rizosférica es afectado por la competencia de las raíces de la planta por el amonio.

CONCLUSIÓN

Este estudio representa un primer paso en documentar diferencias en la dinámica del N en sistemas con rotación e inclusión de CC leguminosas. Claramente, V influencia sobre la dinámica del N desde las funciones microbiológicas de mineralización. El incremento del PNN en la etapa de F y PC del cultivo de soja representa una mayor disponibilidad de N durante la fase de crecimiento vegetativo y reproductivo del cultivo. Así los incrementos temporales en la actividad nitrificante potencial por la utilización de V podrían permitir una disminución en el uso de fertilizantes nitrogenados o aumentar los pools de N disponible del sistema.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado con fondos del Proyecto Regional de Agricultura Sustentable: 61-620021.9 de la EEA INTA Marcos Juárez-Córdoba.

BIBLIOGRAFÍA

- Baigorria T y C Cazorla. 2009. Evaluación de especies como cultivos de cobertura en sistemas agrícolas puros en siembra directa. EEA INTA Marcos Juárez. Jornada nacional de sistemas productivos sustentable: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Agosto 2009.
- Barraco M, C Álvarez y C Scianca. 2009. Aporte de nutrientes y rastrojo de diferentes especies utilizadas como cultivos de cobertura. EEA INTA General Villegas. La Pampa. Jornada nacional de sistemas productivos sustentable: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Agosto 2009.
- Bending GD y MK Turner. 1999. Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effect on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation into soil. *Biology Fertility Soils* 29: 319–327.
- Bolger TP, MB Reid, A Peoples y JF Angus. 2001. Nitrogen mineralization from shoot and root residues of crop and pasture species. In: *Proceedings of the Australian Agronomy Conference*.
- Bremner JM. 1965. Inorganic Forms of Nitrogen. En: DD Evans; JL White; LE Ensminger y FE Clark (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, EEUU, pp. 1179-1232.
- Bremner JM 1996. Nitrogen Total. En: D L Sparks et al. (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 1085-1121.
- Cabrera ML. 2007. Mineralización y Nitrificación: Procesos claves en el Ciclo de Nitrógeno. Simposio Fertilidad de Suelos. Rosario, Argentina, pp 18.
- Cambardella CA y ET Elliott. 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Drury CF, SC Hart y XM Xang. 2008. Nitrification Techniques for Soil. En: Carter MR y EG Gregorich (eds). *Soil sampling and methods of analysis. Part. 2. Canadian Society of soil Science.* 495-515 pp.
- Ernst O, O Bentancur y R Borges. 2002. Descomposición de rastrojo de los cultivos en siembra directa sin laboreo: Trigo, Maíz, Soja y Trigo después de Maíz o de Soja. *Agrociencia Vol. VI N°1: 20-26*.
- Fargioni M, C Vega, T Baigorria, J Pietrantonio y C Cazorla. 2009. Cultivos de cobertura y su efecto sobre la disponibilidad hídrica y nitrogenada a la siembra y el rendimiento de maíz. EEA INTA Manfredi y Marcos Juárez. Jornada nacional

de sistemas productivos sustentable: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Agosto 2009.

- Fortuna A, RR Harwood, GP Robertson, JW Fisk y EA Paul. 2003. Seasonal changes in nitrification potential associated with application of N fertilizer and compost in maize systems of southwest Michigan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 285-293.
- Frioni L. 2006. Microbiología: básica, ambiental y agrícola. Departamento de publicaciones de la Facultad de Agronomía de la Universidad de la República. Montevideo. Uruguay. 463 pp.
- Galantini J. A. 2008. Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo. En: JA Galantini (ed) Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina, pp.19-39.
- Galantini JA y L Suñer. 2008. Soil organic matter fractions: analysis of Argentine soils. *Agriscientia XXV* (1): 41-55.
- Gliessman SR. 2002. Agroecología. Procesos ecológicos en agricultura sostenible. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica, 359 pp.
- Herman DJ, KK Johnson, CH Jaeger, E Schwartz y MK Firestone. 2006. Root influence on nitrogen mineralization and nitrification in *Avena barbata* rhizosphere soil. *Soil Science Society America*, 70: 1504-1511.
- InfoStat. 2009. Infostat versión 2009. Grupo Infostat/ FCA.

Universidad Nacional de Córdoba. Ed. Brujas, Córdoba, Argentina.

- INTA. 1978. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3363-17. Marcos Juárez. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina, 86 pp.
 - Kowalchuk GA y JR Stephen. 2001. Ammonia-Oxidizing Bacteria: A Model for Molecular Microbial Ecology. *Annual Review Microbiology* 55: 485-429.
 - Linares JC. 2009. Efecto de la Asociación de dos Cultivos de Cobertura (*Lablab purpureus* y *Sorghum bicolor*) en la Supresión de Malezas y la Materia Orgánica del Suelo. Resumos do VI CBA e II CLAA. *Rev. Bras. de Agroecologia* Vol. 4 No. 2.
 - Nelson DW y LE Sommers. 1996. Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter. En: D L Sparks et al. (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 961-1010.
 - Ruffo ML y A Parsons. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur.*
 - Steenwerth K y K Belina. 2008. Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, 40: 359-369.
-

Fernando Salvagiotti, Alfredo Vernizzi, Marcelo Bodrero y Silvina Bacigaluppo

Cambios en el corto plazo en distintas fracciones de la materia orgánica en respuesta a la inclusión de cultivos de cobertura en secuencias basadas en soja

INTRODUCCIÓN

La superficie ocupada con el cultivo de soja fue de alrededor de 18 millones de has en la campaña 2009/10, y en la región centro-sur de Santa Fe el cultivo contribuye con alrededor del 26% nacional, predominantemente en monocultivo (MINAGRI, 2010). Además de la incidencia crónica de insectos, malezas y enfermedades como resultado de esta práctica, el monocultivo de soja presenta potencialmente otras limitantes debido al bajo aporte de residuos en el sistema, que se ven traducidos en una escasa cobertura en superficie que aumenta la susceptibilidad a procesos erosivos del suelo, aun en siembra directa. Además del menor aporte en cantidad de rastrojos, estos tienen una labilidad mayor en relación a los residuos de gramíneas debido a la baja relación C/N. En consecuencia el tiempo relativo de permanencia en el suelo es menor ya que rápidamente son degradados por los microorganismos del suelo. En consecuencia, el rol de la soja en monocultivo presenta serios cuestionamientos desde el punto de vista de la sustentabilidad. En contraposición, la incorporación de gramíneas en la rotación permitiría hacer un mayor aporte de residuos y mejoraría el balance de carbono (C) al sistema.

Experiencias previas en la región centro-sur de Santa Fe han mostrado efectos positivos en el rendimiento de soja en rotaciones donde se incluyen las gramíneas de verano y el trigo (Castellarín et al., 1994). Teniendo en cuenta que el ciclo de cada cultivo es de aproximadamente 6 meses, esta secuencia tendría ca. 40% del tiempo en periodos de barbecho, apenas un 10% por debajo

de un monocultivo (ca. 50% del tiempo en barbecho). El periodo de barbecho se da generalmente en invierno, donde la ocurrencia de lluvias son más bajas y además de baja intensidad. El agua acumulada en el perfil no es utilizada y se perdería por evaporación, no generando beneficios al sistema de producción. En este marco, la incorporación de cultivos de cobertura (CC) durante el invierno que aprovechen esta oferta hídrica sería una fuente de aporte de C que harán más eficiente el uso de los recursos disponibles en el sistema.

A pesar del potencial aporte de las gramíneas a la sustentabilidad del sistema de producción, muchas veces no se traducen en beneficios inmediatos en el corto plazo sobre el rendimiento de los cultivos siguientes (eg soja) (Bodrero et al., 1993). Entonces, para evaluar los efectos positivos de la inclusión de gramíneas en la secuencia en el corto plazo será necesario encontrar variables que muestren sensibilidad a estos cambios. Gerster et al., (2010) observaron una reducción en la resistencia mecánica a la penetración por debajo de los 30 cm de profundidad en un suelo degradado cuando los antecesores fueron gramíneas (maíz, trigo o trigo como CC). La materia orgánica (MO) es uno de los indicadores de calidad de suelo por excelencia (Arshad and Martin, 2002). Sin embargo, el contenido total de C en el suelo es poco probable que cambie en el corto plazo (3-4 años), no así las fracciones más lábiles de la MO, asociada a residuos en etapas tempranas de descomposición y ligada a las fracciones estructurales más gruesas del suelo (materia orgánica particulada -MOP) (Christensen, 2001). Estas fracciones han demostrado ser un buen indicador

ante cambios en las secuencias de cultivos (Salvo et al., 2010) y las labranzas (Fabrizzi et al., 2003; Paul et al., 2004) y podría mostrar cambios tempranos en el suelo por la inclusión de CC.

En el presente trabajo se muestran los efectos en el corto plazo de la inclusión de CC, ya sea incluido en un planteo de monocultivo de soja o dentro de una rotación soja-maíz-trigo soja sobre diferentes compartimentos de la MO.

El objetivo general del ensayo es estudiar los efectos a largo plazo de la descompactación mecánica y la inclusión de gramíneas en lotes degradados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo de larga duración conducido en la Estación Experimental INTA Oliveros ($32^{\circ} 32' S$; $60^{\circ} 51' O$) que comenzó en el año 2006 en un lote con más de 50 años de agricultura continua sobre un suelo Argiudol Típico serie Maciel manejado los últimos 8 años en siembra directa.

La rotación del lote previo a la instalación del ensayo era maíz-soja-trigo/soja. El experimento fue un arreglo factorial de 2 estrategias de manejo de la compactación del suelo: i) testigo sin descompactar y ii) descompactado con escarificador, y 2 secuencias de cultivo: i) Soja-Soja (Sj-Sj) y ii) Maíz-Soja-Trigo/soja (Mz-Sj-Tr/Sj), con y sin la incorporación del CC durante el receso invernal. Los tratamientos se arreglaron en un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones. Se utilizó como CC trigo. Todos los años el secado de este cultivo se realizó en el estadio de espiga embuchada. Cada unidad experimental fue de 13×50 m. Al finalizar el primer ciclo de rotaciones (3er año) y luego del secado del cultivo de cobertura se realizó un muestreo en cada secuencia de cultivo a tres profundidades: 0-3.5, 3.5-7.5 y 7.5-15 cm. Las muestras fueron secadas en estufa y pasadas por tamiz de 2 mm. En cada muestra se pesaron 40 g de suelo y se agregó 50 ml de una solución de hexametáfosfato al 0,5% y 5 perlas de vidrio. Posteriormente se agitó la muestra durante 5 horas a 180-190 golpes/min utilizando un agitador a vaivén. El tamizado se realizó haciendo pasar la muestra sucesivamente a través de un tamiz de 106 y 53 μ para separar la MOP. En consecuencia, las fracciones recuperadas fueron

MOP 106-2000, 53-106 y menor a 53 μ (esta última representando el C orgánico asociado a la fracción mineral). Se determinó el contenido de C total en las fracciones 106-2000 y 53-106 μ a través de oxidación húmeda (Walkley and Black, 1934). El contenido de C en la fracción menor a 53 μ fue determinado por diferencia entre C total y el retenido en las fracciones más gruesas. Los resultados fueron analizados a través de un ANOVA utilizando el procedimiento Proc Mixed de SAS.

RESULTADOS

Luego de 3 años de ensayo, el aporte de materia seca a través de los residuos de cosecha del monocultivo de soja fue de $8240 \text{ kg MS ha}^{-1}$, lo que equivale a aproximadamente un aporte de $3708 \text{ kg C ha}^{-1}$. La inclusión del CC en el monocultivo duplicó este aporte significativamente ($p < 0,05$). No se observaron diferencias significativas por la inclusión del CC dentro de la rotación Maíz-Soja-Trigo/Soja, aportándose en promedio ca. $9095 \text{ kg C ha}^{-1}$ (Figura 1). El efecto de la descompactación mecánica no fue significativo y no interactuó con las secuencias estudiadas.

La fracción más gruesa de la MO (fracción 106-2000 μ) se incrementó en un 21% en relación al monocultivo de soja en respuesta a la inclusión de CC, ya sea en la rotación como en el monocultivo (Figura 2a) en los primeros 3,5 cm del suelo.

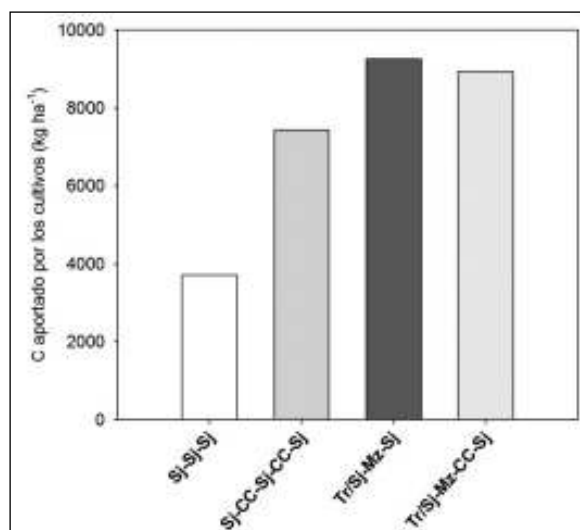


Figura 1: Aporte de C de dos secuencias de cultivos con y sin la inclusión de CC. El contenido de C se calculó en base a mediciones de materia seca afectada por un factor del 45%.

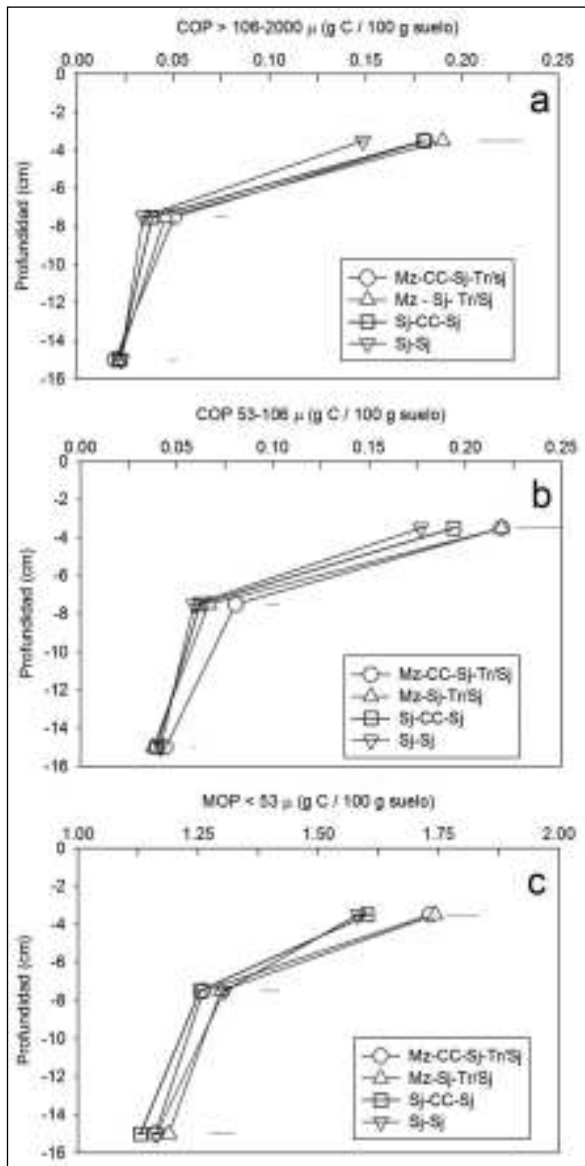


Figura 2: Contenido de C en diferentes fracciones de la MO: a) Fracción 106 - 2000 μ ; b) Fracción 53-106 μ y c) Fracción < 53 μ luego de tres años de cultivo en 2 secuencias de cultivos con y sin la inclusión del CC.

Estos incrementos fueron similares a los observados en la secuencia Maíz-Soja-Trigo/Soja. Sin embargo, la inclusión de CC dentro del monocultivo no alcanzó a aumentar el contenido de C en esta fracción de la MO cuando se analizó a 7,5 cm, donde solo la secuencia que incluyó gramíneas de invierno (con y sin la inclusión de CC) incrementó en un 32% respecto del monocultivo de soja en sus dos versiones. A los 15 cm de profundidad no se observaron ventajas entre secuencias (Figura 2a).

Los efectos de la inclusión del CC en el mono-

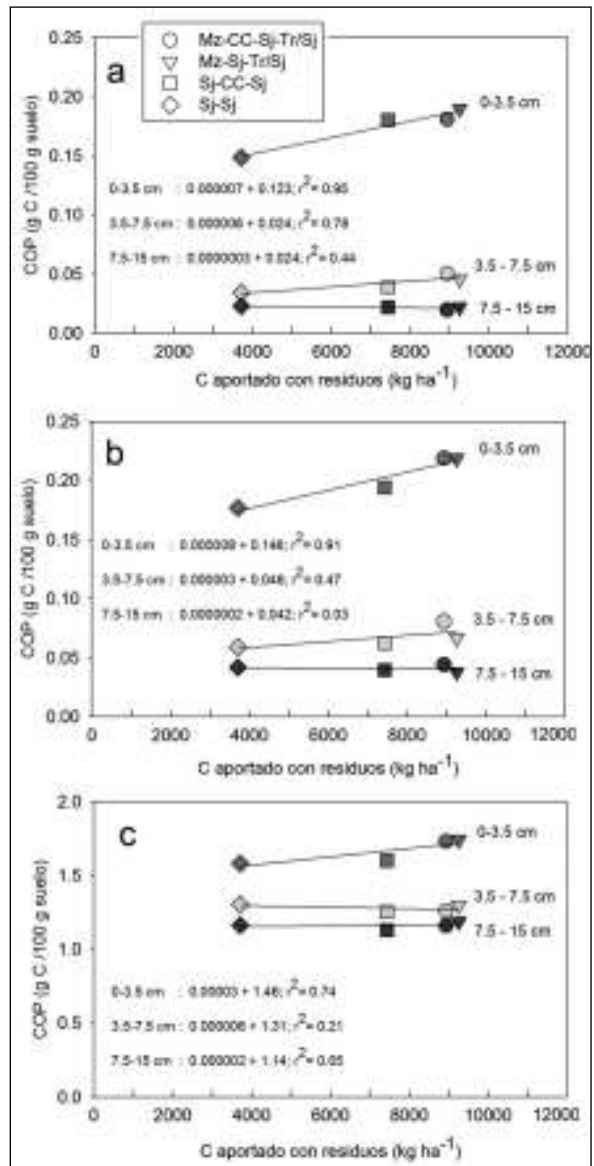


Figura 3: Cambios en el C en diferentes fracciones de la MO: a) Fracción 106 - 2000 μ ; b) Fracción 53-106 μ y c) Fracción < 53 μ , en respuesta al aporte acumulado de C en tres años en 2 secuencias de cultivos con y sin la inclusión del CC.

cultivo de soja no mostró la misma tendencia al analizar la fracción intermedia (retenida entre las mallas de 53 y 106 μ) a ninguna profundidad (Figura 2b). En el muestreo más superficial (3,5 cm) se observó un aumento significativo de esta fracción en la secuencia Maíz-Soja-Trigo/soja. La inclusión del CC en esta secuencia incrementó significativamente el contenido de C en esta fracción en la profundidad de 7,5 cm, no detectándose diferencias a mayor profundidad (Figura 2b).

El incremento en el contenido de C de las dife-

rentes fracciones estuvo directamente ligado al aporte de C que se realizó durante los tres años desde que comenzó el ensayo (Figura 3). Sin embargo esta respuesta fue de mayor magnitud en los estratos más superficiales (0-3,5 y 3,5-7,5 cm) y para las fracciones 106-2000 μ y 53-106 μ . La consistencia de la asociación entre el C aportado por los rastrojos y el C en las diferentes fracciones (estimada a partir del coeficiente de determinación de la regresión) fue disminuyendo a medida que se analizaron los estratos más profundos (eg. 7,5-15 cm).

A 3,5 cm, se observó que el C orgánico aumentó 0,007, 0,008 y 0,03 g C/100 g de suelo por kg de C aportado para las fracciones 106-2000, 53-106 y menor a 53 μ , respectivamente (Figura 3). En cambio entre 3,5 y 7,5 cm, la tasa de incremento fue menor, del orden de 0,006 y 0,003 g C/100 g de suelo por kg de C aportado para las fracciones 106-2000 y 53-106 μ , respectivamente.

Es importante observar en la Figura 3 que las relaciones son lineales en todos los casos, es decir que la cantidad de C aportado con los residuos no fue suficiente para tener una respuesta de saturación (i.e. que el C del suelo se deje de incrementar al aumentar el aporte de residuos). En consecuencia, es esperable que un mayor aporte de C al sistema a través de los residuos permita seguir incrementando el contenido de C en las diferentes fracciones.

CONCLUSIONES

La inclusión del trigo como CC dentro de un monocultivo de soja solo provocó cambios en el contenido de C en fracciones por encima de la 106 μ a una profundidad de 3,5 cm en un plazo de 3 años. En contraste, la inclusión del CC en una rotación que ya incluía gramíneas no afectó en el corto plazo esta variable, posiblemente debido a la cantidad de C aportado por el maíz y el trigo de la secuencia. Es probable que el efecto de la inclusión del CC en esta secuencia se vea en el más largo plazo, hipótesis que debería ser probada en el futuro. Los cambios en las distintas fracciones de la MO estuvieron ligados al aporte de C al sistema, por lo que el impacto de la inclusión de CC sobre diferentes compartimentos de la MO será mayor en la medida que este forme parte de una secuencia en la que también se incluyan gramíneas de verano. En este contexto, el impacto de la

inclusión del CC en un planteo de monocultivo de soja será proporcional a la producción de materia seca que realice, pero es probable que no sea suficiente para enriquecer pools más lábiles de MO a mayores profundidades, al menos en el corto plazo. El análisis de los compartimentos de la materia orgánica a 3,5 cm mostró ser una variable sensible para detectar cambios tempranos en el suelo en respuesta a la inclusión de CC.

BIBLIOGRAFÍA

- Arshad MA y S Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88, 153-160.
- Bodrero M, Andriani J, Capurro J y G Gerster. 1993. Comportamiento de cultivos de soja en dos sistemas de labranzas. Informe para extensión 70. EEA Oliveros INTA.
- Castellarín JM, Pedrol H M, Babijaczuck P, y O Rosso. 1994. Secuencias agrícolas con dos sistemas de labranza en el SO de la Pcia. de Santa Fe. INTA PAC. Actas del Encuentro de Profesionales hacia una Agricultura Sostenible.
- Christensen BT. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52[3], 345-353.
- Fabrizzi KP, Moron A, y F Garcia. 2003. Soil Carbon and Nitrogen Organic Fractions in Degraded vs. Non-Degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 67, 1831-1841.
- Gerster G, Bacigaluppo S, Bodrero M, y F Salvagiotti. 2010. Secuencia de cultivos, descompactación mecánica y rendimiento de soja en un suelo degradado de la región pampeana. Actas XXII Congreso Argentino Ciencia del Suelo. Rosario - Argentina
- MINAGRI. 2010. Estimaciones Agrícolas y Estadísticas. <http://www.sia.gov.ar/>
- Paul EA, Collins HP, Paustian K, Elliott ET, Frey S, Juma N, Janzen H, Campbell CA, Zentner RP, Lafond GP y AP Moulin. 2004. Management effects on the dynamics and storage rates of organic matter in long-term crop rotations. *Canadian Journal of Soil Science* 84, 49-61.
- Salvo L, Hernandez J, y O Ernst. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research* 109, 116-122.
- Walkley A, y IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29-37.