

# Cultivos de cobertura disminuyen el impacto ambiental mejorando propiedades biológicas del suelo y el rendimiento de los cultivos

BOCCOLINI, M.F.<sup>1</sup>; CAZORLA, C.R.<sup>1</sup>; GALANTINI, J.A.<sup>2</sup>; BELLUCCINI, P.A.<sup>1</sup>; BAIGORRIA, T.<sup>1</sup>

## RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) representan una práctica potencial para reducir el uso de herbicidas y el impacto sobre el ambiente. Además de controlar malezas y aumentar el rendimiento de los cultivos, incrementan la biomasa microbiana mejorando la actividad del suelo a través del aporte adicional de residuos. El objetivo de este trabajo fue determinar los efectos de la inclusión de CC y aplicación de herbicida sobre la actividad microbiana, materia orgánica lábil del suelo y el rendimiento de los cultivos. El ensayo consistió de una rotación soja-maíz bajo siembra directa. El diseño fue en parcelas divididas con 3 repeticiones, donde el factor principal fue un antecesor al cultivo estival, un cultivo de cobertura y un testigo barbecho (B). El factor secundario fue el control químico en posemergencia del cultivo estival, con y sin aplicaciones de glifosato. Los muestreos de suelo fueron realizados en las campañas 2013/2014, 2015/2016; 2016/2017 y 2017/2018 hasta los 15 días de haber aplicado la última dosis de glifosato a los 10 cm de profundidad. Se determinaron variables biológicas: respiración (R), fluoresceína diacetato (FDA), fosfatasa ácida (FA); y químicas de suelo: contenidos de C y N particulados (COP y NOP), Nan (Nitrógeno anaeróbico) y los rendimientos de soja y maíz. Además, se calculó el índice de impacto ambiental para cada manejo. En general, la inclusión de CC aumentó la R un 51% la FDA y 21% la FA; mientras que las aplicaciones de herbicida disminuyeron los contenidos de COP un 36%, NOP 40% y Nan en un 25% durante la campaña 2015/2016; aparentemente influenciadas por las temperaturas y precipitaciones. Los rendimientos de soja y maíz fueron mayores con las aplicaciones, independientemente del cultivo antecesor. Sin embargo, las parcelas con CC sin aplicar superaron los rindes en un 30% a las de B sin aplicar. Los CC favorecieron las propiedades biológicas del suelo sin afectar el rendimiento de los cultivos, disminuyendo el riesgo ambiental un 64% aun realizando aplicaciones. Por su parte, las aplicaciones de herbicida afectaron las fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo aumentando el riesgo ambiental con respecto al manejo sin aplicaciones. A partir de las condiciones de suelo evaluadas, en sistemas agrícolas continuos se recomienda la utilización de CC para favorecer propiedades biológicas del suelo y el rendimiento de los cultivos disminuyendo el impacto ambiental aun en combinación con la aplicación de herbicida.

**Palabras clave:** triticale, centeno, vicia, glifosato.

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Marcos Juárez Ruta 12 km 3 Marcos Juárez (X2580) Marcos Juárez, Córdoba. Correo electrónico: boccolini.monica@inta.gov.ar

<sup>2</sup>Comisión de Investigaciones Científicas (CIC, BA), CERZOS (UNS-CONICET)-Depto. Agronomía (UNS). Bahía Blanca.

Recibido 16 octubre 2018 // Aceptado 18 febrero 2019 // Publicado online 01 de enero de 2020

## ABSTRACT

Cover crops (CC) represent a potential practice to reduce the use of herbicides and the impact on the environment. In addition to controlling weeds and increasing crop yields, they allow to increase microbial biomass and activity through the addition of crop residues. The objective of this work was to determine the effects of the inclusion of CC and herbicide application on microbial activity, labile organic matter and crop yield. The assay was done under a soybean - corn rotation system without tillage. It was made on a split plot design with three replicates, where the main factor was the previous crop of the summer crop, a cover crop, and bare fallow (B). The secondary factor was the post-emergence chemical control of weeds during the summer crop, with and without glyphosate applications. The soil sampling was carried out at 10 cm depth during four consecutive crop seasons (2013/2014, 2015/2016; 2016/2017 and 2017/2018), until 15 days after applying the last dose of glyphosate. The biological variables Respiration (R); Fluorescein diacetate (FDA), Acid Phosphatase (AF); and chemical soil variables, particulate organic carbon (POC), particulate organic nitrogen (PON), Anaerobic nitrogen (AnN), and soybean and corn yields were measured. In addition, the environmental impact index for each management was calculated. In general, the inclusion of CC increased R, 51% the FDA and 21% AF; and the applications of herbicide decreased contents of POC by 36%, PON 40% and AnN by 25% in one crop seasons apparently influenced by the temperatures and rainfall. Soybean and corn yields were higher with applications, regardless of the previous crop. However, the plots with CC without herbicide application exceeded the levels of B without application by 30%. The CC favored the biological properties of the soil without modify crops yields, reducing the environmental risk 64% even making applications. On the other hand, the applications of herbicide affected the labile soil organic matter fractions increasing the environmental risk respect to the management without applications. From the evaluated soil conditions, CC used in agricultural systems to promote soil biological properties and crop yields is recommended. This practice reduces environmental impact even in combination with herbicide application.

**Keywords:** *triticale, rye, vetch, glyphosate.*

## INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas constituyen un grupo de sustancias químicas sintetizadas por el hombre, utilizados en los sistemas agrícolas para el control de malezas y plagas con el fin de aumentar los rendimientos (Aparicio *et al.*, 2015). En Argentina el consumo de agroquímicos y fertilizantes en 2017 se incrementó un 5,6% por un total estimado de 3,8 millones de toneladas, frente a las 3,6 millones de toneladas del año anterior (Montesanto, 2018). El incremento en el uso de plaguicidas se debe a la expansión agrícola y a un aumento de la adopción de la siembra directa (Pacheco, 2017).

Después de la aplicación todos los plaguicidas llegan directa o indirectamente al suelo y su destino dependerá en gran medida de su dinámica, es decir, de su potencial adsorción (disponibilidad) y de su persistencia en el suelo (degradación, lixiviación, etc.). La persistencia es controlada por factores propios del compuesto químico, del suelo y de las condiciones ambientales (Kogan y Alister, 2013). En relación con el compuesto químico se puede definir el impacto ambiental (IA) de cada plaguicida como el riesgo potencial que puede representar para contaminar agua, suelo y organismos no blanco en función de la tasa de aplicación y del porcentaje de ingrediente activo formulado (Steward *et al.*, 2011). Por una parte, también el IA puede definirse para grupos de plaguicidas y sistemas de producción (Soltani *et al.*, 2013). Por otra parte, el coeficiente de impacto ambiental

o EIQ de cada plaguicida propuesto por Kovach *et al.* (1992) tiene en cuenta las propiedades toxicológicas y fisicoquímicas y además se utiliza para el cálculo del IA de cada herbicida o conjunto de herbicidas. El riesgo de IA de un herbicida puede reducirse, disminuyendo la tasa de aplicación y utilizando productos más seguros (Soltani *et al.*, 2013).

El catabolismo microbiano es la principal vía de disipación de los herbicidas en el ambiente (Huang *et al.*, 2017). Por una parte, si bien los herbicidas como el glifosato pueden representar una fuente de nutrientes para los microorganismos del suelo (Mijangos *et al.*, 2009; Panettieri *et al.*, 2013), el manejo intensivo para el control de malezas constituye uno de los principales factores antropogénicos con potencialidad para alterar la microbiota de los suelos agrícolas (Sannino y Gianfreda, 2001). Por otra parte, los cultivos de cobertura (CC) representan una práctica potencial para reducir el uso de herbicidas (Reddy, 2003) y, por lo tanto, el impacto sobre el ambiente. Entre las múltiples ventajas de su utilización, además de controlar malezas y aumentar el rendimiento de los cultivos (Cazorla *et al.*, 2013; Restovich *et al.*, 2012), desde el punto de vista microbiológico, los CC aumentan la biomasa microbiana mejorando la actividad y diversidad del suelo a través del aporte adicional de residuos (Frasier *et al.*, 2016). En sistemas agrícolas continuos con el aporte adicional de los CC es posible incrementar los niveles de materia orgánica del suelo (MOS) (Cazorla *et al.*, 2017). La MOS está compuesta por fracciones de diferente labilidad (Beltran *et al.*,

2016). La fracción lábil es el material orgánico más joven y activo, llamada materia orgánica particulada (MOP). Está compuesta por restos vegetales, animales y hongos en diferente grado de descomposición y constituye una importante fuente de nutrientes de rápido ciclado para las plantas y los microorganismos (Cambardella y Elliott, 1992; Galantini *et al.*, 2008). Los contenidos de C y N de la fracción lábil se denominan carbono orgánico particulado (COP) y nitrógeno orgánico particulado (NOP). Las fracciones más lábiles son más sensibles a los cambios producidos por las prácticas de manejo de suelo y cultivo (Beltran *et al.*, 2016).

Las bacterias del suelo son actores clave en el funcionamiento del ecosistema ya que conducen procesos cruciales, como la descomposición de los materiales orgánicos y el ciclo de los nutrientes (Figuerola *et al.*, 2012). La actividad, biomasa y estructura de las comunidades microbianas del suelo pueden ser afectadas por diversos factores, como el manejo agrícola (Joergensen y Emmerling, 2006); lo que, por lo tanto, afectará a la fertilidad del suelo y a la producción de los cultivos (Nguyen *et al.*, 2016). La actividad enzimática del suelo ha demostrado ser muy sensible al manejo de este (Bandick, 1999). La fosfatasa ácida (FA) proporciona un índice potencial del fósforo orgánico mineralizado en el suelo (Alef *et al.*, 1995). La fluoresceína diacetato (FDA) representa la actividad enzimática general del suelo debido a que es hidrolizada por diferentes enzimas como lipasas, estereras no específicas y proteasas producidas por los microorganismos heterótrofos que son predominantes en el suelo (Nannipieri *et al.*, 2003; Shaw y Burns, 2006). La respiración microbiana se ha utilizado ampliamente para evaluar la actividad general de la biomasa microbiana en los agroecosistemas (Anderson, 1982).

Se han reportado numerosos estudios en la región Pampeana Argentina de los efectos de los herbicidas principalmente del glifosato (Rörig, 2012; Zabaloy *et al.*, 2008 y 2015; Hernandez Guijarro *et al.*, 2018) y la inclusión de CC en rotaciones agrícolas (Figuerola *et al.*, 2012; Frasier *et al.*, 2016) sobre las comunidades microbianas del suelo. Además, existen múltiples estudios de los efectos de los CC sobre los rendimientos de soja y maíz (Restovich *et al.*, 2012; Ortíz y Pegoraro, 2012; Cazorla *et al.*, 2012; Rillo *et al.*, 2012; Baigorria *et al.*, 2018). Así mismo, se registra poca información que evalúe los efectos de la utilización de CC en combinación con el uso de herbicida sobre la microbiota edáfica. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue determinar los efectos de la inclusión de CC y aplicación de herbicida en una rotación soja-maíz sobre la actividad microbiana, materia orgánica lábil del suelo y el rendimiento de los cultivos estivales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitio de muestreo, diseño experimental y manejo de herbicida

El ensayo se inició en el año 2012 en la estación experimental agropecuaria INTA Marcos Juárez (32°42'44.65"S, 62°05'46.07"O) sobre un suelo Argiudol típico de textura

franco limosa y capacidad de uso I perteneciente a la serie Marcos Juárez. La serie presenta un horizonte A (0-19 cm de profundidad) con 25% arcilla, 69% limo y 6% arena. El contenido de materia orgánica (MO) es de 3,26%; N total 0,18% y 36 ppm de fósforo extractable (P Bray) (INTA, 1978). El pH puede variar entre 5-7; la CIC entre 18-19 cmol<sub>c</sub>·kg<sup>-1</sup> y la saturación de bases entre el 75-85% (Ratto, 2011). El clima es templado húmedo, con una temperatura media anual de 17,6 °C y precipitaciones que se han incrementado en los últimos años con un promedio anual de 900 a 1000 mm. (Andreucci *et al.*, 2016).

El ensayo a campo consistió de una rotación soja (*Glycine max* L.) - maíz (*Zea mays* L.), con o sin un CC bajo siembra directa (SD). El diseño experimental fue en parcelas divididas de 12 x10 m con 3 repeticiones, donde el factor principal es un antecesor al cultivo estival, un cultivo de cobertura (CC) versus un testigo denominado barbecho (B). Los CC utilizados fueron triticale: *x Triticosecale* W. (T) y centeno: *Secale cereale* L. (Ce) como antecesores de soja y vicia: *Vicia villosa* R. (V) antecesor de maíz. El factor secundario fue el control químico en posemergencia del cultivo estival, sin y con aplicaciones (SPOS y CPOS) del herbicida glifosato por ser el de mayor uso. Cabe aclarar que las situaciones SPOS tanto en CC como B no presentan ausencia absoluta de aplicaciones, pero sí menor IA debido a la reducción en el número de aplicaciones (tabla 1). Los tratamientos fueron: CC sin y con aplicación en posemergencia (CCsp y CCcp); y B sin y con aplicación en posemergencia (Bsp y Bcp). No se realizó fertilización química en ningún cultivo.

En la tabla 1 se detallan el cultivo estival y de cobertura de cada campaña y en función del manejo de herbicidas se presenta el valor de IA de cada tratamiento y el total (promedio entre campañas). El IA de cada tratamiento se calculó como la sumatoria del valor de EI<sub>Q</sub> de cada herbicida (Kovach *et al.*, 1992) multiplicado por la dosis, número de aplicaciones y cantidad de ingrediente activo en kg ha<sup>-1</sup>. De acuerdo a esto, los diferentes sistemas de producción pueden clasificarse en muy bajo (<5), bajo (<20), medio (<45) y alto riesgo ambiental (>45) según los valores de IA propuestos por Steward *et al.* (2011).

Los muestreos fueron realizados a comienzos de las campañas 2013/2014, 2015/2016; 2016/2017 y 2017/2018 hasta los 15 días de haber aplicado la última dosis de glifosato en los meses de diciembre o enero según campaña. Se tomaron muestras de suelo compuestas por seis submuestras, con barreno de 2,5 cm de diámetro a los 0-10 cm de profundidad. Las muestras fueron tamizadas por 2 mm y conservadas en heladera a 4 °C hasta las determinaciones químicas y microbiológicas.

En la tabla 2 se detallan las fechas y dosis de las aplicaciones, fechas de muestreos, precipitaciones totales y temperaturas medias a los 5 cm de suelo ocurridas entre las aplicaciones y muestreos en cada campaña.

### Determinaciones microbiológicas

La actividad enzimática global del suelo se determinó a través de la hidrólisis de la fluoresceína diacetato (FDA) se-

Campaña	Cultivo	Antecesor	Control de malezas	IA Tratamiento	IA Total Campañas
2013/2014	Soja	Barbecho	CPOS	94,33	
			SPOS	65,7	
		Triticale	CPOS	22,93	
			SPOS	2,31	
2015/2016	Soja	Barbecho	CPOS	78,06	Bsp: 67
			SPOS	57,76	Bcp: 91
		Triticale	CPOS	20,30	CCsp: 11
			SPOS	0	CCcp: 33
2016/2017	Maíz	Barbecho	CPOS	78,99	
			SPOS	58,69	
		Vicia villosa	CPOS	40,59	
			SPOS	29,29	
2017/2018	Soja	Barbecho	CPOS	112,60	
			SPOS	92,25	
		Centeno	CPOS	48,70	
			SPOS	14,17	

**Tabla 1.** Valores de Impacto Ambiental (IA) de los tratamientos en cada campaña y en total. B: Barbecho; CC: Cultivo de Cobertura. CPOS y SPOS: Con y sin aplicación en posemergencia del cultivo estival. Bsp y Bcp: Barbecho sin y con aplicación en post-emergencia; CCsp y CCcp: Cultivo de Cobertura sin y con aplicación en posemergencia.

Elaborada para la presente edición.

Campaña	Aplicaciones glifosato (fecha y dosis)	Muestreo	Período	Precipitaciones (mm) x fecha	Total Precip.	Temperaturas (°C) suelo 5 cm
2013/2014 <sup>1</sup>	Barbecho: 18/12 Dosis: 1,7 Kg ia/ha	Barbecho: 21/12	18 al 21 Dic. 2013	0	0 mm	28,3
	Cobertura: 3/12 Dosis: 1,2 Kg ia/ha	Cobertura: 6/12	3 al 6 de Dic. 2013	0		25,9
2015/2016 <sup>2</sup>	Barbecho: 22/11	Barbecho: 2/12	22 de Nov. al 2 de Dic. 2015	23/11: 20; 24/11: 1; 27/11: 24	45 mm	23,4
	Cobertura: 21/12 Dosis: 1,3 Kg ia/ha	Cobertura: 31/12	21 al 31 de Dic. 2015	23/12: 7; 24/12: 13; 30/12: 9,5	29,5 mm	27,8
2016/2017	30/12 Dosis: 1,3 Kg ia/ha	13/01	30 de Dic. 2016 al 13 de Ene. 2017	1/01: 56; 2/01: 2; 3/01: 3; 4/01: 31,5; 9/01: 5	97,5 mm	27,4
2017/2018	27/12 Dosis: 1,3 Kg ia/ha	08/01	27 de Dic. 2017 al 8 de Ene. 2018	27/12: 2; 30/12: 25; 1/01: 5	32 mm	26,5

**Tabla 2.** Precipitaciones y temperaturas de suelo durante el período estudiado según campaña.

<sup>1-2</sup>En las primeras campañas, las aplicaciones en barbecho y coberturas fueron realizadas en diferentes fechas en función de la densidad de malezas en las parcelas. Las dosis son las utilizadas por el productor en la zona.

Elaborada para la presente edición.

gún Schnurer y Rosswall (1982). A 1 g de suelo en 15 ml de buffer fosfato sodio (60 mM, pH 7,6) se le adicionó 10 ml de solución sustrato FDA (4,8 mM en acetona), se agitó durante 2 h a 20 °C. Posteriormente se filtró la suspensión y se midió el filtrado a 490 nm con espectrofotómetro. La actividad hidrolítica de la FDA fue expresada como µg fluo-

resceína h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> de suelo seco (ss). La respiración microbiana de suelo (R) fue determinada por la liberación de CO<sub>2</sub> a partir 30 g de suelo en frascos herméticamente cerrados a 25 °C durante 7 días en oscuridad (Jenkinson y Powlson, 1976). El CO<sub>2</sub> fue capturado con NaOH (0,2 N) y titulado con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,1N) en presencia de BaCl<sub>2</sub> al 20% y fenolftal-

deína. La concentración de C liberado fue expresada como  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ d}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ ss}$ . Finalmente, la mineralización del P orgánico fue estimada a partir de la actividad de la enzima fosfatasa ácida (FA) (Alef *et al.*, 1995). A 1 g de suelo se le adicionaron 4 ml de buffer MUB (pH 6,5) y 1 ml de solución de PNP (Para-nitrofenil fosfato) en un erlenmeyer de 50 ml. Se agitó unos segundos, se tapó e incubó a 37 °C por 1 h. Posteriormente se agregaron 1ml de  $\text{CaCl}_2$  (0,5 M) y 4 ml de NaOH (0,5 M) y se mezcló unos segundos. Luego se filtró la suspensión de suelo y se tomó una alícuota de 0,5 ml que fue diluida en un tubo aforado de 10 ml, se tapó y agitó. Finalmente se midió la intensidad de color con espectrofotómetro a 410 nm. Los resultados fueron expresados como  $\mu\text{g p-nitrofenil h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ ss}$ .

El N potencialmente mineralizable del suelo proviene principalmente de la MOP (Frabrizzi *et al.*, 2003) y su estimación se realizó a través del método de incubación anaeróbica de suelo (Echeverría *et al.*, 2000). Dicho método propuesto por Gianello y Bremner (1986), llamado N anaeróbico (Nan) consiste en la determinación de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) producido en una muestra de suelo luego de que esta ha sido incubada en condiciones de anaerobiosis. La cantidad de  $\text{NH}_4^+$  se cuantificó por microdestilación directa por arrastre de vapor (Keeney, 1982). Para la incubación de la muestra se colocaron 10 g de suelo más 10 ml de agua destilada en un tubo de ensayo. Luego se completó el volumen con agua y se tapó herméticamente generando un ambiente anaeróbico. Posteriormente se incubó durante 7 días a 40 °C. La destilación se realizó colocando en un balón el contenido del tubo de incubación (previamente lavado con KCl 4M) más 0,2 g de MgO. Luego se recolectaron 30 ml del destilado en un erlenmeyer con 5 ml de ácido bórico como indicador y se tituló con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,005 N hasta el cambio de color a verde. El Nan se expresó como  $\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$  de suelo.

### Determinaciones químicas

Las determinaciones químicas de suelo fueron realizadas a partir de la segunda campaña estudiada (2015/2016).

### Carbono y nitrógeno particulado

Mediante fraccionamiento por tamaño de partícula Cambardella y Elliott (1992) se determinó la fracción particulada de la materia orgánica del suelo con tamizador ultrasónico y utilizando un tamiz de a 53  $\mu\text{m}$  (Frasier *et al.*, 2016). Se colocaron 30 g de suelo en un recipiente plástico con tapa y se agregaron 100 ml de hexametáfosfato al 0,5%. Luego se llevó a agitación por 3 h. Posteriormente, la muestra se colocó sobre un tamiz de 53  $\mu\text{m}$  y se lavó hasta que el agua del tamiz salió completamente limpia. El material remanente sobre el tamiz se secó en estufa a 60 °C y se pesó. La fracción obtenida fue molida y tamizada por 500  $\mu\text{m}$  y se le determinó el contenido de C y N particulados por Combustión seca (Merry y Spouncer, 1998) con analizador Leco TrusPec y mediante el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) respectivamente, en el laboratorio de suelos

CERZOS-CONICET, UNS Bahía Blanca. Los contenidos de COP y NOP se expresaron en  $\text{g kg}^{-1}$ .

### Rendimiento

La producción de granos de soja se determinó cosechando una superficie de 15,6  $\text{m}^2$  (3 surcos de 10 m lineales) por parcela y en maíz se cosecharon 10,4  $\text{m}^2$  (2 surcos de 10 m lineales). Los resultados fueron expresados en  $\text{kg ha}^{-1}$ .

### Análisis estadístico

Los datos fueron analizados con el programa estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2017) aplicando modelo lineal mixto (MLM). Por una parte, para el análisis dentro de cada campaña, se tomaron como efectos fijos el cultivo antecesor al cultivo estival (CC y B) y las aplicaciones en posemergencia del cultivo estival (SPOS y CPOS); y como efectos aleatorios los bloques de campo. En cada caso se analizó la existencia de interacción entre los factores fijos a fin de realizar el análisis en forma conjunta o separada. Por otra parte, para un análisis en conjunto de las campañas, se definió campaña como factor aleatorio a fines de restar el error dado por los distintos años y cultivos, determinando así el efecto acumulado en las parcelas por el uso de los CC y aplicaciones. Para la diferencia entre medias se utilizó test de comparación LSD Fisher con un nivel de significancia menor o igual al 5% y 10%. Además se realizaron análisis de regresión lineal simple para determinar las relaciones entre las variables microbiológicas y rendimiento; presentándose solo aquella significativa.

Previo a cualquier análisis de datos se verificó que las variables tuviesen distribución normal, utilizando el test de Shapiro Wilks y la homogeneidad de varianzas fue chequeada mediante un diagrama de dispersión y prueba de Levene.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Efecto de los CC sobre las variables microbiológicas de suelo

La inclusión de CC provocó cambios importantes en la mayoría de las variables en todas las campañas (tabla 3). La R, FDA, y FA aumentaron significativamente ( $p \leq 0,05$ ) con las coberturas en todas las campañas, con excepción de la FA en 2016/2017 que en presencia de V no mostró cambios y la FDA en 2013/2014, donde se observó interacción cobertura x aplicación, mostrando un valor significativamente menor en el tratamiento Bcp comparado al resto (tabla 3). Este resultado puede deberse a la ausencia en B de la barrera física que representan los residuos a la entrada de herbicida al suelo, ya que según Tuesca y Puricelli (2001), la cubierta superficial formada por los residuos de cultivos interfiere con la aplicación de herbicidas y por lo tanto, en su acción sobre el suelo. Como resultado, la aplicación de glifosato provocaría un efecto negativo sobre las comunidades más sensibles (Zabaloy *et al.*, 2008). Un estudio de laboratorio realizado por Cassigneul *et al.* (2016) demostró un mayor efecto del glifosato sobre la ac-

tividad microbiana en un suelo desnudo que con residuos de diferentes coberturas, ya que los residuos absorben las moléculas de glifosato.

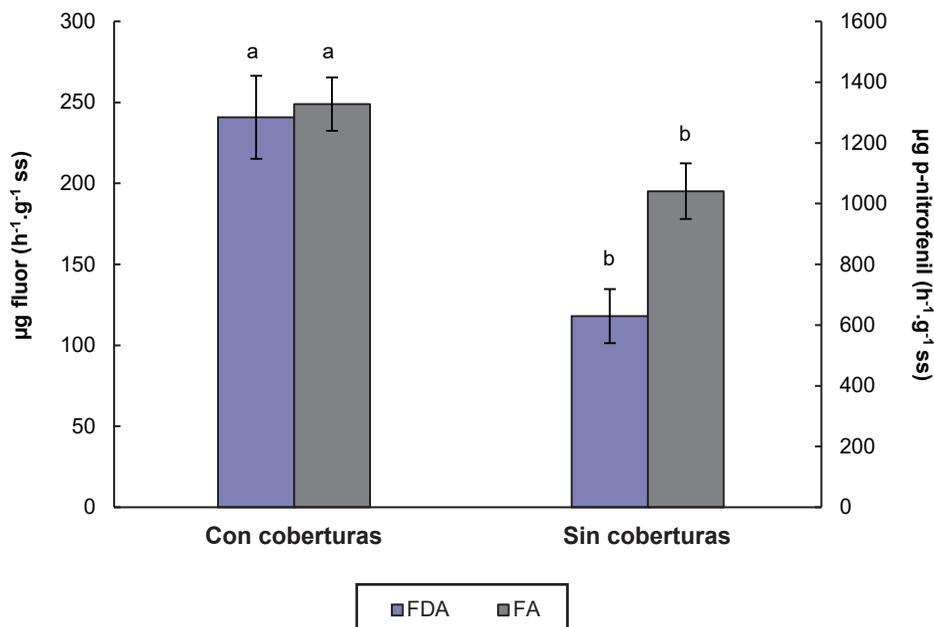
El análisis en conjunto de las campañas muestra resultados similares a los observados en cada campaña. Las parcelas con CC presentaron un valor significativamente superior en las enzimas del suelo con respecto a las de B, aumentando un 51% la FDA y un 21% la FA (fig. 1). Estos resultados indican una intensa actividad enzimática, mineralización y ciclado de nutrientes con la utilización de CC (Romianuck *et al.*, 2018). La R de suelo también fue mayor bajo CC con respecto a B aunque sin diferencia estadística (datos no mostrados). A la vez el manejo con coberturas en las cuatro campañas presentó valores de IA= 11 (CCsp) y 33 (CCcp) (bajo a medio riesgo ambiental) inferiores a los detectados en los B de IA= 67 (Bsp) y 91 (Bcp) (alto riesgo ambiental) (tabla 1).

Por una parte, la utilización de CC estimula la actividad microbiana del suelo (Grünwald *et al.*, 2000; Beltran *et al.*, 2016; Frasier *et al.*, 2016) debido a un incremento en los aportes de C, N y P desde los residuos (Hamido y Kpombrekou-A, 2009; Mbutia *et al.*, 2015; Chavarría *et al.*, 2018). Según Frasier *et al.* (2016) la inclusión de CC incrementó desde un 50 a un 70% la acumulación de residuos en la superficie luego de 3 años en comparación con un monocultivo. Por otra parte y coincidiendo con nuestros resultados microbiológicos, Mc Daniel *et al.* (2014) encontraron que rotaciones con CC aumentaron los niveles de CO<sub>2</sub> respirado en comparación con un monocultivo de maíz o secuencias sin CC y lo atribuyeron a las diferentes contri-

buciones de los residuos de cultivos en la rotación sobre el pool de C lábil del suelo. Chavarría *et al.* (2018) observaron un incremento en la FDA y FA con la utilización de CC en un manejo convencional versus sin CC. En un experimento de condiciones controladas con el mismo suelo en estudio, Serri *et al.* (2017) informaron que tanto la R como la FDA aumentaron con la aplicación de una mezcla de rastrojos de V con trigo, cuyo efecto fue superior al de cada residuo por separado y a un testigo sin cobertura; con excepción de la FA que fue superior en V con respecto a la mezcla y testigo. Este resultado es similar al observado en la campaña 2016/2017, donde la FA si bien no mostró un cambio significativo con V presentó un valor mayor que en B.

### Efecto de los CC sobre las variables químicas de suelo

Los contenidos de COP, NOP y Nan no cambiaron significativamente con la utilización de CC con respecto a B durante la primera campaña evaluada (2015/2016), es decir, a tres años de iniciado el ensayo (tabla 3) ni tampoco analizando las campañas en conjunto (datos no mostrados). Los aportes de materia seca y raíces de malezas en las parcelas de B podrían explicar esta ausencia de diferencias entre manejos. Otra posible causa podría ser el efecto dilución determinado por la mayor profundidad de muestreo utilizada (10 cm); ya que a pesar de que la MOP es considerada un indicador temprano de los cambios en el input de rastrojos (Galantini y Rosell, 2006), ha sido demostrado que su sensibilidad es mucho más notoria en los



**Figura 1.** Valores medios de la actividad enzimática de suelo (FDA: Fluoresceína diacetato (µg fluor h<sup>-1</sup>·g<sup>-1</sup> ss) y FA: Fosfatasa ácida (µg p-nitrofenil h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> ss)) en las parcelas con y sin coberturas analizando las campañas en conjunto. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,0001) según LSD de Fisher. Las barras verticales indican el error estándar de la media (n= 24).

Elaborada para la presente edición.

Letras diferentes indican diferencias significativas (p≤0,05) según LSD de Fisher.

Factor/ Tratamiento	2013/2014					2015/2016			
	FDA	FA	COP	NOP	C/N MOP	Nan	R	FDA	FA
	( $\mu\text{g fluor h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{ss}$ )	( $\mu\text{g p-nit.h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{ss}$ )	(grs.kg <sup>-1</sup> s)	(grs.kg <sup>-1</sup> s)		( $\text{NNH}_4^+\text{mg.kg}^{-1}\text{s}$ )	( $\mu\text{g CCO}_2 \text{d}^{-1}\text{g}^{-1}\text{ss}$ )	( $\mu\text{g fluor h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{ss}$ )	( $\mu\text{g p-nit.h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{ss}$ )
CC	91,8	1200,45a	5,3	0,4	13,5	89,3	106,8a	202,2a	1234,0a
B	68,1	850,4b	5,5	0,4	14,4	95,5	59,9b	120,4b	819,4b
SPOS	89,4	1038,6	6,7a	0,5a	14,6a	105,5a	84,8	177a	1079
CPOS	70,5	1012,4	4,3b	0,3b	13,5b	79,3b	81,8	145,6b	974,5
CCsp	92,7a	1217,8	6,8	0,5	13,6	102,3	65,8	216	1276,7
CCcp	91a	1183,1	4,3	0,3	13,5	76,3	53,9	188,3	1191,4
Bsp	86,2a	859,3	6,6	0,4	15,2	108,7	103,8	137,9	881,3
Bcp	50b	841,7	4,4	0,3	13,5	82,3	109,7	103	757,6
<b>p-valor</b>									
Cobertura	0,02	<b>0,007</b>	ns	ns	ns	ns	<b>&lt;0,0001</b>	<b>0,0002</b>	<b>0,0013</b>
Aplicación	0,04	ns	<b>0,05</b>	<b>0,04</b>	<b>0,04</b>	<b>&lt;0,0001</b>	ns	<b>0,02</b>	ns
CC x aplic.	<b>0,05</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

**Tabla 3.** Valores medios de las variables microbiológicas y químicas a los 10 cm de suelo según factor y tratamiento en cada campaña. R: Respiración; FDA: Fluoresceína diacetato; FA: Fosfatasa ácida; COP: Carbono orgánico particulado; NOP: Nitrógeno orgánico particulado; C/N MOP: Relación C y N de la Materia orgánica particulada; Nan: Nitrógeno anaeróbico.

CC: Cultivos de cobertura por campaña: Triticale (T) 2013/2014 y 2015/2016; Vicia (V) 2016/2017; Centeno (Ce) 2017/2018; B: Barbecho (sin coberturas). SPOS y CPOS: Sin y con aplicación de herbicida en posemergencia del cultivo estival. CCsp y CCcp: Cultivo de cobertura sin y con aplicación de herbicida. Bsp y Bcp: Barbecho sin y con aplicación de herbicida.

Factor/ Tratamiento	2015/2016			2016/2017		
	COP	NOP	C/N MOP	Nan	R	FDA
	(grs.kg <sup>-1</sup> s)	(grs.kg <sup>-1</sup> s)		( $\text{NNH}_4^+\text{mg.kg}^{-1}\text{s}$ )	( $\mu\text{g CCO}_2 \text{d}^{-1}\text{g}^{-1}\text{ss}$ )	( $\mu\text{g fluor h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{ss}$ )
CC	6,2	0,5	13,7b	93,3a	94,0a	250,9a
B	6,8	0,4	14,8a	85,6b	49,7b	43,5b
SPOS	6,7	0,5	14,1	94	74,7	150,5
CPOS	6,3	0,4	14,4	84,9	69	144
CCsp	6	0,5	12,6	94,3	97,3	260,4
CCcp	6,4	0,4	14,9	92,4	90,7	241,4
Bsp	7,5	0,5	15,7	93,8	52	40,5
Bcp	6,1	0,4	13,9	77,5	47,4	46,5
<b>p-valor</b>						
Cobertura	ns	ns	<b>&lt;0,0001</b>	<b>0,05</b>	<b>0,005</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Aplicación	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CC x aplic.	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Continuación **Tabla 3.** Valores medios de las variables microbiológicas y químicas a los 10 cm de suelo según factor y tratamiento en cada campaña. R: Respiración; FDA: Fluoresceína diacetato; FA: Fosfatasa ácida; COP: Carbono orgánico particulado; NOP: Nitrógeno orgánico particulado; C/NMOP: Relación C y N de la Materia orgánica particulada; Nan: Nitrógeno anaeróbico. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ) según LSD de Fisher.

CC: Cultivos de cobertura por campaña: Triticale (T) 2013/2014 y 2015/2016; Vicia (V) 2016/2017; Centeno (Ce) 2017/2018; B: Barbecho (sin coberturas). SPOS y CPOS: Sin y con aplicación de herbicida en post-emergencia del cultivo estival. CCsp y CCcp: Cultivo de cobertura sin y con aplicación de herbicida. Bsp y Bcp: Barbecho sin y con aplicación de herbicida.

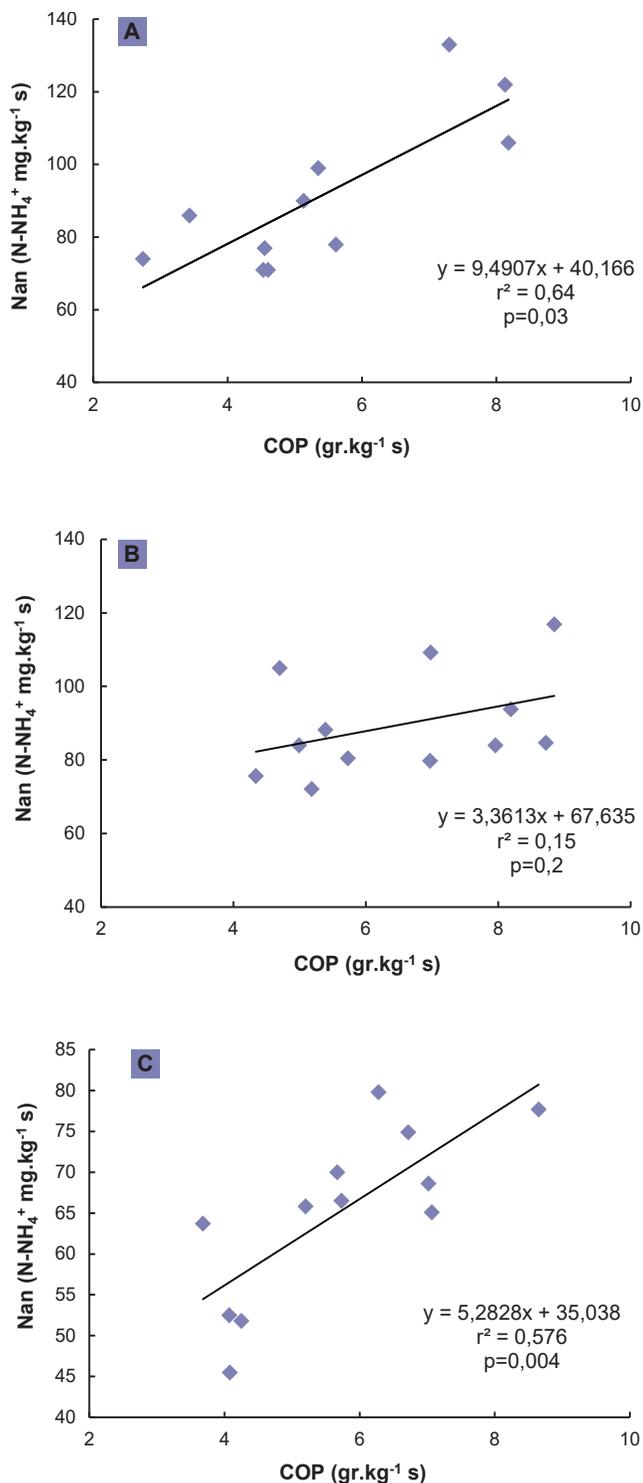
Elaborada para la presente edición.

primeros 5 cm del suelo (Studdert *et al.*, 2008; Duval *et al.*, 2017). En coincidencia, Frasier *et al.* (2016) no detectaron cambios en las fracciones COP y NOP en los primeros 12 cm de profundidad con la utilización de Ce y V como CC en sorgo a los tres años de iniciado el ensayo. Tampoco lo hicieron Beltran *et al.* (2016) a profundidades mayores a 5 cm entre rotaciones de diferentes secuencias incluido el trigo como CC.

Es conocido que la inclusión de CC en rotaciones agrícolas bajo SD puede incrementar la concentración de COP y NOP en los primeros 5 a 10 centímetros del suelo debido al mayor aporte de residuos orgánicos (Beltran *et al.*, 2016; Cazorla *et al.*, 2017; Duval *et al.*, 2017; García-González *et al.*, 2018). En este estudio en las últimas 2 campañas se evidenció un efecto diferencial del cultivo antecesor (Studdert *et al.*, 2017) sobre las fracciones orgánicas del suelo (tabla 3). En la campaña 2016/2017 con V, si bien no existieron diferencias significativas, el COP presentó un valor menor con respecto al de B, no así el NOP que fue mayor. Mientras que, en la última campaña 2017/2018 cuando se utilizó Ce, las fracciones de COP y NOP incrementaron significativamente un 29 y 20% respectivamente en comparación a B. Este resultado es debido al aporte del Ce de alta relación C/N y tasa de descomposición menor a la V (baja C/N), lo que determina una mayor permanencia de los residuos en superficie. Numerosos estudios Kuo *et al.* (2000); García *et al.* (2016); Schmidt y Amiotti, (2017)

y Studdert *et al.* (2017) destacan que las rotaciones con cultivos que dejan grandes cantidades de residuos de alta relación C/N y menor tasa de descomposición, tardan más en degradarse y como resultado hay una menor disminución de la MO del suelo o mayores contenidos de COT, COP y mejoras en el N orgánico. Beltran *et al.* (2016) detectaron un incremento significativo en el COP a los 5 cm de suelo cuando utilizó trigo como CC en un monocultivo de soja, sin embargo, no observaron lo mismo al utilizarlo en una rotación que incluía gramíneas. Duval *et al.* (2016) encontraron que el aporte de C al suelo en un monocultivo de soja fue un 86% mayor con trigo y avena como CC que con V. Pereira *et al.* (2017) en un suelo Argiudol típico a los 15 cm de profundidad observaron que la concentración de COP fue menor en presencia de residuos de vicia (1,83 g kg<sup>-1</sup>) y trébol (1,96 g kg<sup>-1</sup>) que con avena (2,21 g kg<sup>-1</sup>) y en un barbecho (3.00 g kg<sup>-1</sup>), lo que significó una pérdida del 45-64% de los valores iniciales. Contrariamente a este trabajo, en el mismo suelo estudiado C. Cazorla, 2018, (com. pers.) encontró un incremento en el COP a los 5 cm de profundidad tanto con Ce como V en soja pero el NOP no cambió. Romianuk *et al.* (2018) en un Argiudol típico a los 5 cm también detectó incrementos en el COP con V como antecesor de maíz y soja seguido por trigo como antecesor y los menores valores en B; a su vez el NOP fue superior con V tanto para maíz como soja. Galantini *et al.* (2002) en una rotación de trébol forrajero-trigo observaron un aumento

Campaña							
2016/2017				2017/2018			
FA	COP	NOP	C/N MOP	Nan	R	FDA	FA
(µg p-nit.h <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> ss)	(grs.kg <sup>-1</sup> s)	(grs.kg <sup>-1</sup> s)		(NNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg. kg <sup>-1</sup> s)	(µg CCO <sub>2</sub> d <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> ss)	(µg fluor h <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> ss)	(µg p-nit.h <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> ss)
1975,2	6,7a	0,4a	16,5	72,9a	70,8a	418,4a	902,0a
1766	4,7b	0,3b	14,9	57,4b	36,4b	240,2b	728,4b
1927,1	5,6	0,4	15,4	63,5	47,7	327,8	798,3
1814,1	5,8	0,4	16	66,9	59,5	330,8	832,2
2024,8	7,1	0,4	16,2	70,9	64,8	403,4	909,2
1925,6	6,2	0,4	16,9	75	76,9	433,4	894,8
1829,4	4	0,3	14,7	56	30,7	252,3	769,5
1702,6	5,4	0,4	15,1	58,8	42,1	228,2	687,3
ns	<b>0,021</b>	<b>0,004</b>	ns	<b>&lt;0,0001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>	<b>0,002</b>
ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns



**Figura 2.** Regresión lineal simple entre Nan (Nitrógeno anaeróbico) y COP (Carbono orgánico particulado). a) Campaña 2015/2016; b) 2016/2017 y c) 2017/2018.

Elaborada para la presente edición.

neto del COP durante el período de la rotación con trébol y una disminución en el período con trigo. Cabe destacar el aporte extra de C derivado de las excretas animales en manejo integrado con la leguminosa (Pound, 1999).

Con respecto a Nan, los valores detectados bajo CC superaron significativamente a los del B en las dos últimas campañas (tabla 3). El mismo resultado fue encontrado por Cazorla (2018), (com. pers.) en el mismo suelo, tanto con V como con Ce y lo atribuye al aumento de COP por los CC y a la estrecha relación que existe entre el Nan y las fracciones orgánicas del suelo (Fabrizzi *et al.*, 2003; Domínguez *et al.*, 2004; Boccolini *et al.*, 2012). En este estudio dicha relación fue evidente en las campañas con gramíneas como CC. En la figura 2 a) y c) se presentan las relaciones positivas y significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre Nan y COP para las campañas 2015/2016 (triticale) y 2017/2018 (centeno). Mientras que, por un lado, en la campaña 2016/2017 con V no se observó relación (fig.2 b); debido a que el mayor contenido de Nan detectado por el aporte de residuos no fue reflejado por el COP. Estos resultados podrían tener relación con la calidad y la alta tasa de mineralización del residuo de V, que afecta los contenidos de las fracciones lábiles de MO provocando disminuciones en el corto plazo (Wander y Nissen, 2004; Studdert *et al.* (2017). Por otro lado, y contrario al C, el N aportado por la V podría estar asociado con el incremento en los contenidos de Nan, ya que según Leung *et al.* (2015) la rápida contribución de los CC a la MOP proviene no solo de los residuos de los cultivos, sino que, además de las entradas subterráneas de la descomposición de la raíz. Hallazgos similares con bajas relaciones ( $r^2 \leq 0,50$ ) entre Nan y COP fueron observados por Studdert *et al.* (2015; 2017) trabajando con distintos sistemas de cultivos, labranza y fertilización.

### Efecto de las aplicaciones sobre las variables microbiológicas y químicas de suelo

Por un lado, no se detectaron cambios en las variables microbiológicas por las aplicaciones de glifosato en general (promedio de campañas, datos no mostrados) ni en ninguna campaña en particular, con excepción de la 2015/2016, donde solo la FDA disminuyó significativamente ( $p \leq 0,05$ ) un 18% con respecto a la situación SPOS (tabla 3), debido a que como se mencionó anteriormente, el glifosato puede interferir en los procesos de síntesis microbianos y afectar a los microorganismos activos más sensibles de la comunidad (Nguyen *et al.*, 2016; Bórtoli *et al.*, 2012).

Por otro lado, el uso de herbicida afectó significativamente ( $p \leq 0,05$ ) a las variables químicas del suelo solo en la campaña 2015/2016 donde se detectaron disminuciones del 36, 40 y 25% en los contenidos de COP, NOP y Nan respectivamente, además en la C/N de la MOP (tabla 3). También se observó el mismo efecto solo sobre las fracciones de NOP y Nan analizando las campañas en conjunto (CPOS: 0,37 vs. SPOS: 0,47 grs.kg<sup>-1</sup>s de NOP y CPOS: 77 vs. SPOS: 87,7 mg. N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> kg<sup>-1</sup> s de Nan). Según numerosas investigaciones (Van Eerd *et al.*, 2003; Gomez *et al.*, 2009; Mijangos *et al.*, 2009; Panettieri *et al.*, 2013) el glifosato también puede actuar como fuente de C, N y P induciendo un efecto priming (Nguyen *et al.*, 2016) estimulando la mineralización (Haney *et al.*, 2000). Por lo tanto, las aplicaciones de glifosato en este trabajo podrían haber actuado como aporte de nutrientes para la flora microbiana

acelerando la mineralización de las plantas aplicadas y afectando las fracciones orgánicas del suelo. Este efecto pudo haber sido potenciado por la combinación de las temperaturas cálidas y precipitaciones ocurridas entre las aplicaciones y muestreos en 2015/2016 (tabla 2). Un trabajo realizado por Sanpp y Borden (2005) determinó que la aplicación de glifosato sobre residuos de CC como V y Ce redujo la cantidad de estos y aumentó de un 10 a un 100% la mineralización de N en comparación con residuos no aplicados. Además los autores notaron que la reducción de la biomasa o muerte radicular por las aplicaciones del herbicida provocaron un menor aporte al suelo afectando a la MO, hecho que también podría haber ocurrido en nuestro estudio.

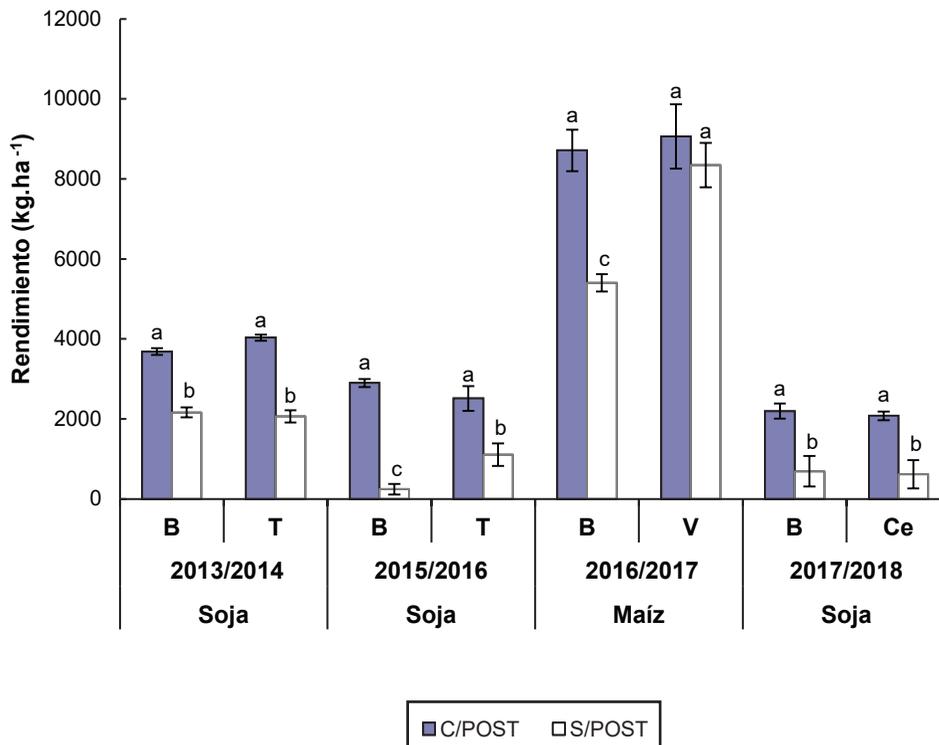
Con respecto al uso de herbicida, el riesgo ambiental de las situaciones CPOS de las tres campañas, es decir, tanto CCcp como Bcp es de IA= 36 y 90 respectivamente, superior al manejo SPOS con IA= 14 y 69 para CCsp y Bsp respectivamente (datos no mostrados).

**Efecto de los CC y aplicaciones sobre el rendimiento de los cultivos de soja y maíz**

De acuerdo a los datos obtenidos por Baigorria *et al.* (2018), los rendimientos de soja variaron entre 6234 y 3248 kg ha<sup>-1</sup> (promedio de tres campañas) y los de maíz fueron de 5181 a 10424 kg ha<sup>-1</sup> correspondientes a una campaña (fig. 3).

La inclusión de CC no produjo cambios en el rendimiento de los cultivos estivales. Similares resultados fueron reportados para el mismo suelo por Ortíz y Pegoraro (2012) quienes no encontraron diferencias en el rendimiento de soja con los antecesores V y Ce respecto a B; sin embargo y contrario a este estudio, si detectaron un incremento significativo en el rendimiento de maíz con V. Duval *et al.*, 2016 tampoco observaron diferencias en el rendimiento de soja con CC como trigo, avena y V en un Argiudol típico.

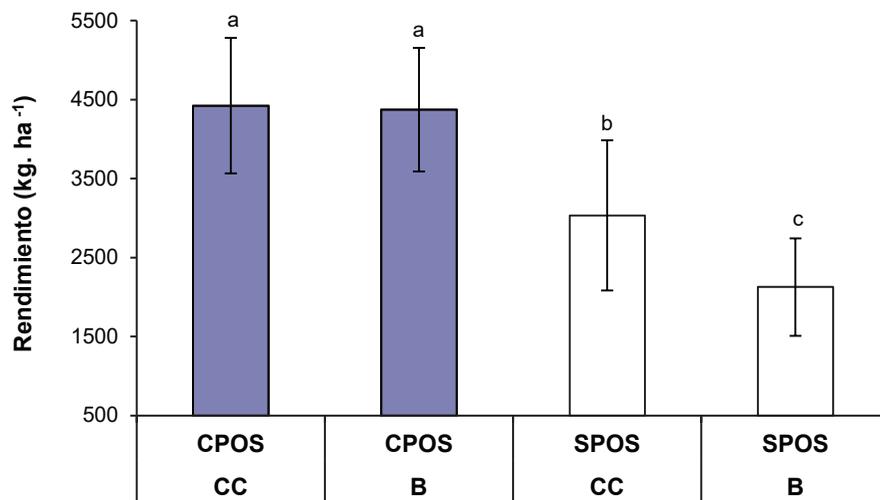
En las campañas 2013/2014 y 2017/2018 (ambas de soja) hubo efecto de aplicación de herbicida. Las parcelas aplicadas, CPOS, presentaron rendimientos significativamente mayores (p<0,05) respecto a las SPOS, independientemente del antecesor T, Ce o B como resultado del control químico de malezas. Mientras que, en las campañas 2015/2016 (soja) y 2016/2017 (maíz) hubo efecto interacción de cobertura x aplic. significativo (p<0,05 y p<0,1). Es decir, las situaciones CPOS independientemente al antecesor también fueron superiores en rendimiento, luego los tratamientos con CC y SPOS presentaron rindes que le siguieron en importancia, mientras que los Bsp presentaron los menores valores (fig. 3). Por ejemplo, en la campaña 2015/2016 de soja, los antecesores aplicados T y B presentaron mayores rendimientos a T sin aplicar de un valor medio en rendimiento, el que a su vez fue un 78% superior al Bsp como consecuencia del aporte adicional de residuos



**Figura 3.** Valores medios de rendimiento de soja y maíz (kg ha<sup>-1</sup>) según campaña con los diferentes antecesores (B: Barbecho; T: Triticale; V: Vicia y Ce: Centeno) y manejo de herbicida (SPOS y CPOS: sin y con aplicaciones). Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05; excepto 2016-2017 p<0,1) según LSD de Fisher. Las barras verticales indican el error estándar de la media (n= 3). Tomada de Baigorria *et al.* (2018).

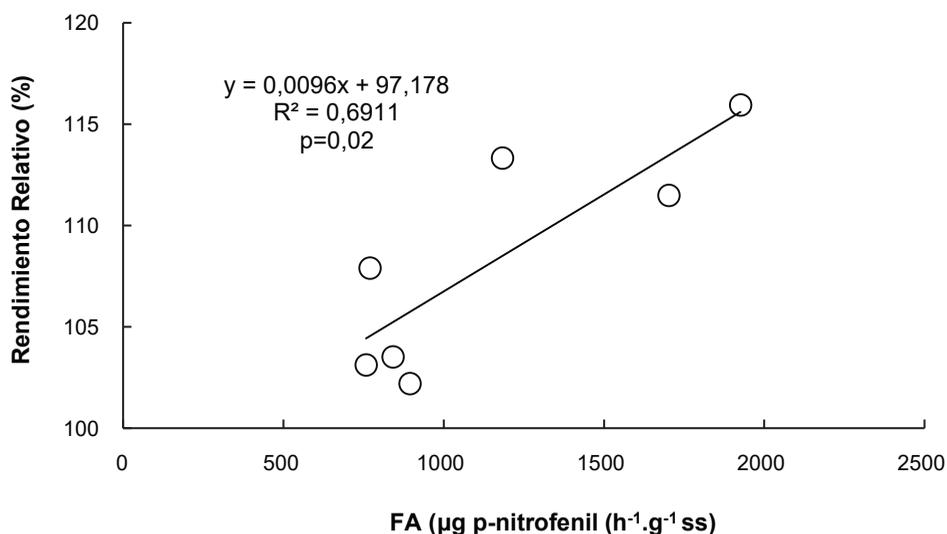
de la cobertura. También ocurrió algo similar en 2016/2017, donde el rendimiento de maíz fue el mismo con antecesor V sin y con aplicación además de superar en un 35% al Bsp. Una posible causa de este resultado es el abundante aporte de residuos de V ( $7590 \text{ kg ha}^{-1}$ ) producto de las lluvias ocurridas en ambas situaciones CPOS y SPOS, lo que pudo haber igualado la supresión de malezas resultan-

do en similares rendimientos. Según Cazorla *et al.* (2012), los residuos de V podrían provocar una disminución en la población de malezas de alrededor del 80%, además los autores luego de 6 años y sin fertilización han detectado un incremento significativo del 24% en el rendimiento de maíz al utilizar V con respecto a un B (Cazorla, 2018, com. pers.). Al analizar las campañas en conjunto se observan



**Figura 4.** Valores medios de rendimiento ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) en parcelas con CC (Cultivo de cobertura) y B (Barbecho) bajo manejo de herbicida (SPOS y CPOS: sin y con aplicaciones) analizando las campañas en conjunto. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) según LSD de Fisher. Las barras verticales indican el error estándar de la media ( $n = 12$ ).

Elaborada para la presente edición.



**Figura 5.** Relación lineal simple entre rendimiento relativo (%) y FA (Fosfatasa ácida, ( $\mu\text{g p-nitrofenil h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{ss}$ )) teniendo en cuenta las parcelas aplicadas de CC y B correspondientes a las cuatro campañas. La elipse encierra los valores de Vicia (V) y Barbecho (B) de 2016/2017.

Elaborada para la presente edición.

los mismos resultados que en 2015/2016 y 2016/2017, con efecto significativo ( $p \leq 0,05$ ) de interacción cobertura x aplicación (fig. 4). Es decir, a lo largo de las 4 campañas, las parcelas aplicadas fueron las de mayor rinde, independientemente del antecesor; luego siguen las parcelas con CC sin aplicar con valores medios de rendimiento y por último las parcelas B sin aplicar de menores rindes. Reddy (2003) en soja y Mischler *et al.* (2010) en maíz observaron que los rendimientos de dichos cultivos bajo SPOS eran significativamente superiores con Ce (antecesor a soja) y con V (antecesor maíz) en comparación con los rendimientos de las parcelas testigo.

Desde el punto de vista ambiental, a lo largo de las cuatro campañas, la utilización de CC aplicados presentó un IA = 33 (riesgo medio) en comparación a los B aplicados de IA = 91 (alto riesgo) (tabla 1), lo cual significó una disminución del riesgo ambiental en un 64% a iguales rendimientos.

La mejora en actividad microbiana y ciclado de nutrientes del suelo debido a la inclusión CC podría impactar positivamente en el rendimiento de los cultivos (Cazorla *et al.*, 2012). Al respecto, en este estudio se encontró una relación positiva y significativa ( $P \leq 0,05$ ) entre el rendimiento relativo y la actividad FA (fig. 5). Los mayores rendimientos asociados a altos valores en la actividad fosfatasa se detectaron en la campaña 2016/2017, en las parcelas aplicadas de V y B. Este resultado refleja condiciones favorables para la mineralización del P en el suelo, que podrían estar determinadas principalmente por las abundantes precipitaciones ocurridas en dicha campaña en combinación con un residuo de rápida mineralización como el de V y la aplicación de herbicida (efecto *priming*). Vanzolini *et al.* (2017) en un experimento de incubación de suelo encontraron que los residuos de V incrementaban la disponibilidad de P edáfico, ya sea a través del aporte por descomposición o por mineralización de la MO nativa a partir del N aportado.

## CONCLUSIONES

Los CC favorecieron las propiedades biológicas del suelo aumentando la actividad microbiana produciendo menor impacto ambiental que los B.

Si bien las aplicaciones de herbicida afectaron las fracciones orgánicas lábiles del suelo en solo un año de estudio, esto indica una potencial disminución en la fertilidad del suelo bajo determinadas condiciones climáticas, a un mayor riesgo ambiental con respecto al manejo sin aplicaciones.

Por un lado, los CC con aplicaciones no afectaron los rendimientos de los cultivos de soja y maíz igualando a los B aplicados a la vez que significó una disminución del riesgo ambiental en un 64%. Por otro lado, sin aplicación de herbicida, los rindes con CC superaron a los B en las campañas con condiciones favorables de precipitación.

## AGRADECIMIENTOS

Los fondos para la realización de este trabajo fueron aportados por los proyectos específicos de del Programa

Nacional de Suelos de Inta (PNS: 1134043 y 1134044). Un especial agradecimiento a la Dra. María Landriscini de la UNS por su atención a las consultas técnicas.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P.; TRAZAR-CEPEDA, C. 1995. Phosphatase activity. En: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. London Academic press. 335-344 pp.
- ANDERSON, J.P.E. 1982. La respiración del suelo. En: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Eds.) *Métodos de análisis de suelos*, Parte 2. Am. Soc. Agron. Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin. 831-87 pp.
- ANDREUCCI, A.; CONDE, M.B.; BOLLATTI, P.; DÍAZ, R.; MASIERO, B.; ARCE, E. 2016. Análisis del régimen de precipitaciones y nivel freático en la EEA INTA Marcos Juárez. Período 1948-2015. Actualización publicación técnica N.º 1 1980. Las lluvias en Marcos Juárez (Prov. de Córdoba) Régimen pluviométrico-Período 1948-1977. Ediciones INTA. Marcos Juárez, Córdoba, Argentina. (Disponible: <https://inta.gov.ar/documentos/analisis-del-regimen-de-precipitaciones-y-nivel-freatico-en-la-eea-inta-marcos-juarez-periodo-1948-2015> verificado: julio de 2018).
- ANDRIULO, A.; SASAL, M.C.; IRIZAR, A.B.; RESTOVICH, S.B.; RIMATORI, F. 2008. Efecto de diferentes sistemas de labranza, secuencias de cultivo y de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de C y N edáficos. En: GALANTINI, J.A. (Ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Bahía Blanca, Argentina. 117-129 pp.
- APARICIO, V.; DE GERÓNIMO, E.; HERNÁNDEZ GUIJARRO, K.; PÉREZ, D.; PORTOCARRERO, R.; VIDAL, C. 2015. Los Plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. Ediciones INTA. Balcarce, Buenos Aires, Famallá, Tucumán, Reconquista, Santa Fe, Argentina. 73 p.
- BAIGORRIA, T.; BELLUCCINI, P.; CAZORLA, C.; AIMETA, B.; ORTIZ J.; PEGORARO, V.; BOCCOLINI, M.; FAGGIOLI V. 2018. Informe Jornadas de Maíz, INTA Marcos Juárez. (Disponible: [https://inta.gov.ar/sites/default/files/inta\\_cc\\_impactambientalherbicidas\\_18.pdf](https://inta.gov.ar/sites/default/files/inta_cc_impactambientalherbicidas_18.pdf) verificado: 29 de julio de 2018).
- BANDICK, A.K.; DICK, R.P. 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1471-1479.
- BELTRAN, M.J.; BRUTTI, L.; ROMIANUK, R.; BACIGALUPPO, S.; SALVAGIOTTI, F.; SAINZ-ROSAS, H.; GALANTINI, J.A. 2016. Calidad de la materia orgánica y disponibilidad de macro y micronutrientes por la inclusión de trigo como cultivo de cobertura. *Ciencia del suelo* 34 (1), 67-79.
- BOCCOLINI, M.F.; CAZORLA, C.R.; GALARZA, C.M. 2012. Efecto de la fertilización nitrogenada y residuos sobre indicadores de fertilidad edáficos. *Actas del xxiii Congreso Argentino de Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina. (En CD).
- BÓRTOLI, PV.; VERDENELLI, RA; CONFORTO, C.; VARGAS-GIL, S.; MERILES, J.M. 2012. Efectos del herbicida glifosato sobre la estructura y el funcionamiento de comunidades microbianas de dos suelos de plantaciones de olivo. *Ecol. Austral* 22, 33-42.
- BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S. 1982. Nitrogen Total. En: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Eds.). *Methods of Soil Analysis. Part. 2. Chemical and Microbiological Properties*. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, EUA. 595-624 pp.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56, 777-783.

- CASSIGNEUL, A.; BENOIT, P.; BERGHEAUD, V.; DUMENY, V.; ETIÉVANT, V.; GOUBARD, Y.; MAYLIN, A.; JUSTES, E.; ALLETO, L. 2016. Fate of glyphosate and degradates in cover crop residues and underlying soil: A laboratory study. *Science of the Total Environment* 545-546, 582-590.
- CAZORLA, C.; LARDONE, A.; BOJANICH, M.; AIMETTA, B.; VILCHES, D.; BAIGORRIA, T. 2012. Antecesoros de maíz: ¿Barbecho o cultivos de cobertura? En: ÁLVAREZ, C.; QUIROGA, A.; SANTOS, D.; BODRERO, M. (Eds.) *Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción*. 1.ª ed. Ediciones INTA. La Pampa, Argentina. 181-185 pp.
- CAZORLA, C.R.; CISNEROS, J.M.; MORENO, I.S.; GALARZA, C.M. 2017. Mejora en el carbono del suelo y estabilidad de agregados por fertilización y cultivos de cobertura. *Ciencia del suelo* 35 (2), 301-313.
- CHAVARRIA, D.N.; PÉREZ-BRANDAN, C.; SERRI, D.L.; MÉRILES, J.M.; RESTOVICH, S.B.; ANDRIULO, A.E.; JACQUELIN, L.D.; VARGAS-GIL, S. 2018. Response of soil microbial communities to agroecological versus conventional systems of extensive agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 264, 1-8.
- DI RIENZO, J.A.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.; GONZALEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDO, C.W. 2017. *Software InfoStat. Versión 2017*. Grupo InfoStat. FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. (Disponible: <http://www.infostat.com.ar> verificado: marzo de 2017).
- DOMÍNGUEZ, G.F.; STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E.; LORENZ, G. 2004. Efecto de dos sistemas de labranza sobre materia orgánica total y particulada en un Molisol de Balcarce. *Actas del XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos, Argentina*. (En CD).
- DUVAL, M.E.; GALANTINI, J.A.; CAPURRO, J.E.; MARTINEZ, J.M. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil & Tillage Research* 161, 95-105.
- ECHEVERRÍA, H.; SAN MARTÍN, N.F.; BERGONZI, R. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo* 18, 9-16.
- FABRIZZI, K.P.; MORÓN, A.; GARCÍA, F.O. 2003. Soil C and N organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1831-1841.
- FIGUEROLA, E.L.M.; GUERRERO, L.D.; ROSA S.M.; SIMONETTI, L.; DUVAL, M.E.; GALANTINI, J.A.; BEDANO, J.C. WALL, L.G.; ERIJMAN, L. 2012. Bacterial Indicator of Agricultural Management for Soil under No-Till Crop Production. *PLoS ONE* 7(11), e51075. doi:10.1371/journal.pone.0051075
- FRASIER, I.; NOELLEMEYER, E.; FIGUEROLA, E.; ERIJMAN, L.; PERMINGEAT, H.; QUIROGA, A. 2016. High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. *Global Ecology and Conservation* 6, 242-256.
- GALANTINI, J.A.; ROSELL, R.A.; BRUNETTI, G.; SENESI, N. 2000. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del suelo* 20 (1), 17-26.
- GALANTINI, J.; ROSELL, R. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Tillage Research* 87, 72-79.
- GALANTINI, J.A.; IGLESIAS, J.; LANDRISCINI, M.; SUÑER, L.; MINOLDO, G. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: GALANTINI, J.A. (Ed.) *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. 1ra. Ed. Editorial UNS. Bahía Blanca, Bs. As., Argentina. 71-95 pp.
- GARCÍA, G.V.; STUDDERT, G.A.; DOMINGO, M.N.; DOMÍNGUEZ, G.F. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: Relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. *Ciencia del suelo* 34 (1), 127-138.
- GARCÍA-GONZALEZ, I.; CHIQUINQUIRÁ, H.; GABRIEL, J.L.; ALONSO-AYUSO, M.; QUEMADA, M. 2018. Cover crops to mitigate soil degradation and enhance soil functionality in irrigated land. *Geoderma* 322, 81-88.
- GIANELLO, C.; BREMNER, J.M. 1986. A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analyses* 17, 195-214.
- GOMEZ, E.; FERRERAS, L.; LOVOTTI, L.; FERNANDEZ, E. 2009. Impact of glyphosate application on microbial biomass and metabolic activity in a Vertic Argiudoll from Argentina. *Eur. J. Soil Biol.* 45, 163-167.
- GRÜNWALD, N.J.; HU, S.; VAN BRUGGEN, A.H.C. 2000. Short-term cover crop decomposition in organic and conventional soils: Characterization of soil C, N, microbial and plant pathogen dynamics. *European Journal of Plant Pathology* 106, 37-50.
- HAMIDO, S.A.; KPOMBLEKOU-A, K. 2009. Cover crop and tillage effects on soil enzyme activities following tomato. *Soil & Tillage Research* 105, 269-274.
- HANEY, R.L.; SENSEMAN, S.A.; HONS, F.M.; ZUBERER, D.A. 2000. Effect of glyphosate on soil microbial activity and biomass. *Weed Sci. Soc. Am.* 48, 89-93.
- HERNÁNDEZ GUIJARRO, K.; APARICIO, V.; DE GERÓNIMO, E.; CASTELLOTE, M.; FIGUEROLA, E.L.; COSTA, J.L.; ERIJMAN, L. 2018. Soil microbial communities and glyphosate decay in soils with different herbicide application history. *Sci. Total Environ.* 634, 974-982.
- HUANG, X.; HE, J.; YAN, X.; HONG, Q.; CHEN, K.; HE, Q.; ZHANG, L.; LIU, X.; CHUANG, S.; LI, S.; JIANG, J. 2017. Microbial catabolism of chemical herbicides: Microbial resources, metabolic pathways and catabolic genes. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 143, 272-297.
- INTA. 1978. *Carta de Suelos de la República Argentina*. Hoja 3363-17 Marcos Juárez. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Buenos Aires, Argentina. 86 p.
- JENKINSON, D.; POWLSON, D. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-IV. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8, 209-213.
- JOERGENSEN, R.G.; EMMERLING, C. 2016. Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 295-309.
- KEENEY, D.R. 1982. Nitrogen Availability Indices. En: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Eds.) *Methods of Soil Analysis. Part. 2. Chemical and Microbiological Properties*. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, EUA. 711-733 pp.
- KOGAN, M.; ALISTER, C. 2013. Dinámica del glifosato en el suelo y su potencial actividad vía absorción radicular. En: RÍOS, A. (Ed.) *Variabilidad del glifosato en sistemas productivos sustentables*. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA). La Estanzuela, Uruguay. 41-50 pp.
- KOVACH, J.; PETZOLDT, C.; DEGNI, J.; TETTE, J. 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *N.Y. Food Life Sci. Bull.* 139, 139-146.
- KUO, S.; JELLUM, E.J. 2000. Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. *Biol Fertil Soils* 31, 470-477.
- LEUNG, A.K.; GARG, A.; COO, J.L.; NG, C.W.W.; HAU, B.C.H. 2015. Effects of the roots of *Cynodon dactylon* and *Schefflera heptaphylla* on water infiltration rate and soil hydraulic conductivity. *Hydrol. Process* 29, 3342-3354.
- MC DANIEL, M.D.; GRANDY, A.S.; TIEMANN, L.K.; WEINTRAUB, M.N. 2014. Crop rotation complexity regulates the decomposition of high and low quality residues. *Soil Biology & Biochemistry* 78, 243-254.

- MERRY, R.H.; SPOUNCER, L.R. 1998. The measurement of carbon in soils using a microprocessor controlled resistance furnace. *Communications in Soil Science and Plant Analyses* 19, 707-720.
- MIJANGOS, I.; BECERRIL, J.M.; ALBIZU, I.; EPELDE, L.; GARBISU, C. 2009. Effects of glyphosate on rhizosphere soil microbial communities under two different plant compositions by cultivation-dependent and -independent methodologies. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 505-513.
- MISCHLER, R.A.; DUIKER, S.W.; CURRAN, W.S.; WILSON, D. 2010. Hairy vetch management for no-till organic corn production. *Agron. J.* 102, 355-362.
- MONTESANTO, A. 2018. Aumentó 5,6% el consumo de agroquímicos y fertilizantes en 2017. (Disponible: <http://www.infocampo.com.ar/aumento-56-el-consumo-de-agroquimicos-y-fertilizantes-en-2017> verificado: 28 de mayo de 2018).
- NANNIPIERI, P.; ASCHER, J.; CECCHERINI, M.T.; LANDI, L.; PIETRAMELLARA, G.; RENELLA, G. 2003. Microbial diversity and soil functions. *European journal of soil Science* 54, 655-670.
- NGUYEN, D.B.; ROSE, M.T.; ROSE, T.J.; MORRIS, S.G.; VAN ZWIETEN, L. 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biol. Biochem.* 92, 50-57.
- ORTÍZ, J.; PEGORARO, V. 2012. Efecto de los cultivos de cobertura sobre los contenidos de agua, carbono, nitrógeno y fósforo en suelos de texturas contrastantes. Tesis de grado. UNVM, Córdoba, Argentina. 90 p.
- PACHECO, R.M. 2017. Manual de uso seguro y responsable de agroquímicos en cultivos frutihortícolas. 1.a ed. Ediciones INTA. Corrientes, Argentina. 50 p. (Disponible: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-manual-uso-agroquimicos-frutihorticola.pdf> verificado: 25 de abril de 2018).
- PANETTIERI, M.; LAZARO, L.; LÓPEZ-GARRIDO, R.; MURILLO, J.M.; MADEJÓN, E. 2013. Glyphosate effect on soil biochemical properties under conservation tillage. *Soil Tillage Res.* 133, 16-24.
- POUND, B. 1999. Cultivos de Cobertura para la Agricultura Sostenible en América Latina. Conferencia electrónica de la FAO sobre Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica. (Disponible: <http://www.fao.org/livestock/agap/frg/agrofor1/Agrofor1.htm> verificado: 20 de junio de 2018).
- RATTO, S.E. 2011. Coloides e intercambio de iones. En: CONTI, M.E.; GIUFFRÉ, L. (Eds.). *Edaforología, bases y aplicaciones ambientales argentinas*. 1.ª Ed. Editorial Facultad de Agronomía, UBA, Buenos Aires, Argentina. 255-294 pp.
- REDDY, K.N. 2003. Impact of rye cover crop and herbicides on weeds, yield, and net return in narrow-row transgenic and conventional soybean (*Glycine max.* L). *Weed Technol.* 17, 28-35.
- RESTOVICH, S.B.; ANDRIULO, A.E.; PORTELA, S.I. 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research* 128, 62-70.
- RILLO, S.; ÁLVAREZ, C.; BAGNATO, R.; NOELLEMEYER, E. 2012. Cultivos de cobertura: gramíneas y leguminosas en el centro oeste de la provincia de Buenos Aires. En: ÁLVAREZ, C.; QUIROGA, A.; SANTOS, D.; BODRERO, M. (Eds.). *Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción*. 1ª ed. Ediciones INTA. La Pampa, Argentina. 58-68 pp.
- ROMANIUK, R.; NAVARRO, R.; BELTRÁN, M.; EIZA, M.; CASTIGLIONI, M.; MOUSEGNE, F. 2018. Efecto a corto plazo de la inclusión de vicia y trigo como cultivos de cobertura sobre el C, N y P en distintas fracciones de la materia orgánica, y la disponibilidad de macro y micronutrientes. *RIA* 44 (2), 48-60.
- RÖRIG, M.L. 2012. Estudio de los cambios poblacionales de microorganismos del suelo producidos por el herbicida glifosato. Tesis Magister en Cs. Ambientales. Universidad Nacional de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. 81 p.
- SANNINO, F.; GIANFREDA, L. 2001. Pesticide influence on soil enzymatic activities. *Chemosphere* 45, 417-425.
- SCHMIDT, E.S.; AMIOTTI, N.M. 2017. Efecto de la secuencia de cultivos sobre las fracciones de la materia orgánica y nitrógeno bajo siembra directa en la región pampeana semiárida sur. *Ciencia del suelo* 31 (1), 95-103.
- SCHNURER, J.; ROSSWALL, T. 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and environmental microbiology* 43 (6), 1256-1261.
- SERRI, D.L.; FAGGIOLI, V.S.; LORENZON, C.A. 2017. Fósforo del suelo: Calidad del rastrojo y descomposición microbiana bajo diferentes contenidos hídricos. *Ciencia del suelo* 35 (2), 239-248.
- SHAW, L.J.; BURNS, R.G. 2006. Enzyme activity profiles and soil quality. En: BLOEM, J.; HOPKINS, D.W.; BENEDETTI, A. (Eds.). *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*. CABI Publishing, Wallingford, Reino Unido. 158-171 pp.
- SNAPP, S.S.; BORDEN, H. 2005. Enhanced nitrogen mineralization in mowed or glyphosate treated cover crops compared to direct incorporation. *Plant and Soil* 270, 101-112.
- SOLTANI, N.; NURSE, R.E.; GILLARD, C. L.; SIKKEMA, P.H. 2013. Weed control, environmental impact and profitability of two-pass weed management strategies in glyphosate-resistant corn. *The Open Plant Science Journal* 7, 31-38.
- STEWART, C.L.; NURSE, R.E.; VAN EERD, L.L.; VYN, R.J.; SIKKEMA, P.H. 2011. Weed control, environmental impact and economics of weed management strategies in glyphosate-resistant soybean. *Weed Technology* 25, 535-541.
- STUDDERT, G.A.; DOMÍNGUEZ, G.F.; EIZA, M.J.; VIDELA, C.; ECHEVERRÍA, H. 2008. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. En: GALANTINI, J.A. (Ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Bahía Blanca, Argentina. 53-69 pp.
- STUDDERT, G.A.; DOMÍNGUEZ, G.F.; ZAGAME, M.C.; CARABACA, J.C. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. *Ciencia del suelo* 33 (1), 65-77.
- STUDDERT, G.A.; DOMINGO, M.N.; GARCÍA, G.V.; MONTERUBIANESI, M.G.; DOMÍNGUEZ, G.F. 2017. Carbono orgánico del suelo bajo sistemas de cultivos contrastantes y su relación con la capacidad del proveer nitrógeno. *Ciencia del suelo* 35 (2), 285-299.
- TUESCA, D.; PURICELLI, E. 2001. Análisis de los cambios en las comunidades de malezas asociados al sistema de labranza y al uso continuo de glifosato. *Siembra directa en el Cono Sur*. PROCISUR. 450 p.
- VAN EERD, LL; HOAGLAND, R.E.; ZABLOTOWICZ, R.M.; HALL, J.C. 2003. Pesticide metabolism in plants and microorganisms: An Overview. *Pestic. Biotransformation Plants Microorg.* 777, 2-27.
- VANZOLINI, J.L.; GALANTINI, J.A.; MARTÍNEZ, J.M.; SUÑER, L. 2017. Changes in soil pH and phosphorus availability during decomposition of cover crop residues. *Archives of Agronomy and Soil Science*. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2017.1308493>
- WANDER, M.; NISSEN, T. 2004. Value of soil organic carbon in agricultural lands. *Mitig. Adapt. Strateg. Global Ch.* 9, 417-431.
- ZABALOY, M.C.; GARLAND, J.L.; GÓMEZ, M.A. 2008. An integrated approach to evaluate the impacts of the herbicides glyphosate, 2,4-D and metsulfuron-methyl on soil microbial communities in the Pampas region, Argentina. *Appl. Soil Ecol.* 40, 1-12.
- ZABALOY, M.C.; CARNÉ, I.; VIASSOLO, R.; GÓMEZ, M.A.; GOMEZ, E. 2015. Soil ecotoxicity assessment of glyphosate use under field conditions: Microbial activity and community structure of Eubacteria and ammonia-oxidising bacteria. *Pest Manag. Sci.* 72, 684-691.