

DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE CULTIVOS PUENTE VERDE: DINÁMICA Y EFECTO SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES DEL SUELO

GASTÓN CENTURIÓN¹, GUILLERMO JOSÉ BROWN¹, GERMÁN FRANCO DOMÍNGUEZ², SANTIAGO NÉSTOR TOURN², SANTIAGO NICOLÁS DIEZ², GUILLERMO ALBERTO STUDDERT^{2*}

Recibido: 28/03/2018

Recibido con revisiones: 23/07/2018

Aceptado: 03/08/2018

RESUMEN

Los cultivos puente verde (CPV) inciden sobre el suelo y el cultivo posterior según su tipo y cómo se descomponen sus residuos. Se hipotetizó que 1) los residuos de CPV gramíneas se descomponen a menor tasa que los de leguminosas; 2) la descomposición de CPV leguminosas genera mayor y más rápida disponibilidad de nitrógeno (N); y 3) las fracciones orgánicas lábiles del suelo aumentan más y más tarde con CPV gramíneas y con los residuos en superficie. Se realizó un experimento sobre un Argiudol típico con CPV avena (*Avena sativa* L.), vicia (*Vicia villosa* Roth.) y un testigo sin CPV (TE). Se colocaron iguales cantidades de residuos picados de ambos CPV en superficie y enterrados. Se tomaron muestras de 0-20 cm en 7 momentos en 133 d para determinar: carbono (C) remanente de residuos (CR), C orgánico total (COT) y particulado (COP), N de amonio liberado en anaerobiosis (NAN) y N de nitrato (N-NO₃⁻). El CR de los residuos enterrados disminuyó a mayor tasa y sin diferencia entre avena y vicia. En superficie, la vicia se descompuso más rápido que la avena y a los 133 d se había descompuesto 60 y 79% de sus residuos, respectivamente. COT y COP fueron mayores luego de avena (75,1 y 18,6 Mg ha⁻¹, respectivamente) que luego de vicia y TE (70,4 y 16,8 Mg ha⁻¹, respectivamente). También fueron menores con los residuos enterrados (69,7 y 15,9 Mg ha⁻¹, respectivamente) que cuando quedaron en superficie (73,3 y 18,9 Mg ha⁻¹, respectivamente). La posición de los residuos no afectó el NAN, pero fue mayor luego de avena y vicia (63,1 mg kg⁻¹) que del TE (50,2 mg kg⁻¹). COT, COP y NAN mostraron escasa variación durante el ensayo. Hasta los 49 d, el N-NO₃⁻ aumentó (45 a 108 kg ha⁻¹) y fue mayor cuando el CPV fue vicia. No se reunieron evidencias suficientes para rechazar la primera y segunda hipótesis, pero sí para rechazar la tercera.

Palabras clave: cultivos de cobertura, abonos verdes, materia orgánica particulada, nitrógeno anaeróbico.

GREEN-BRIDGE-CROPS RESIDUE DECOMPOSITION: DYNAMICS AND EFFECT ON SOME SOIL PROPERTIES

ABSTRACT

Green bridge crops (CPV) effect on soil and succeeding cash crops depends on the type of CPV and on how their residues decompose. We hypothesized that 1) decomposition rate of grass CPV is lower than that of legume CPV; 2) decomposition dynamics of CPV legume will lead to a higher and faster availability of nitrogen (N); and 3) residue decomposition will lead to a higher but delayed increase of labile soil organic matter fractions with grass CPV and when located on soil surface. We carried out an experiment on a Typic Argiudoll with CPV with oats (*Avena sativa* L.), vetch (*Vicia villosa* Roth.) and a control without CPV (TE). Equal amounts of chopped residues of both CPV were placed on surface and mixed with soil (buried). We took soil samples at 0-20 cm in 7 moments along 133 days to determine remnant residue (CR), carbon (C), total (COT), and particulate organic C (COP), ammonium N freed in anaerobiosis (NAN), and nitrate N (N-NO₃⁻). Remnant C of both CPV decreased over time, but at a higher rate when buried with differences between vetch and oats. On surface, vetch residues decomposed faster than oats residues, at the end of the experiment, 60 and 79% of the residues, respectively, had decomposed. Neither COT, COP, nor NAN changed along the experiment. After oats, COT and COP (75.1 y 18.6 Mg ha⁻¹, respectively) were higher than after vetch and TE (70.4 y 16.8 Mg ha⁻¹, respectively). Besides, these were lower when residues were buried (69.7 y 15.9 Mg ha⁻¹, respectively) than when residues were left on surface (73.3 y 18.9 Mg ha⁻¹, respectively). The position of residues did not affect NAN, but it was higher after oats and vetch (63.1 mg kg⁻¹) than after TE (50.2 mg kg⁻¹). Up to 49 days from the start of the experiment there was an increase of N-NO₃⁻ (45 up to 108 kg ha⁻¹). N-NO₃⁻ was higher when CPV was vetch and there was no difference between oats and TE. We did not collect enough evidence to reject the first and the second hypothesis, but evidences were enough to reject the third one.

Key words: cover crops, green manure, particulate organic matter, anaerobic nitrogen.

¹ Profesional autónomo

² Fac. Cs. Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce

* Autor de contacto: studdert.guillermo@inta.gob.ar

INTRODUCCIÓN

La intensificación agrícola sustentable significa utilizar los recursos naturales de forma más intensiva, completa y eficiente, mejorando el funcionamiento del sistema de producción, racionalizando el uso de agroquímicos e incrementando rendimientos (Caviglia & Andrade, 2010; Novelli *et al.*, 2017). Los cultivos puente verde (CPV) son una alternativa para lograrlo (Novelli *et al.*, 2017). Los CPV se desarrollan durante el tiempo de barbecho entre dos cultivos de cosecha prolongando el tiempo con vegetación viva proveyendo mayor tiempo de cobertura y de colonización del suelo por raíces activas. Esto redundará en secuestro de carbono (C) y aumento del nitrógeno (N) en el suelo y de la actividad biológica. Asimismo, contribuye a mejorar propiedades físicas, reducir la erosión, minimizar la lixiviación de nutrientes, controlar malezas, mejorar la dinámica del agua y aportar N mineral al suelo (Ruffo & Parsons, 2004; Novelli *et al.*, 2017; Sá Pereira *et al.*, 2017).

La tasa de descomposición de residuos vegetales es controlada por la temperatura, la humedad y el contacto con el suelo y por su composición bioquímica. Los residuos con mayor proporción de C estructural, presentan una relación C:N más elevada (Ruffo & Bollero, 2003) y su tasa de descomposición es inversamente proporcional a aquella (Sánchez *et al.*, 1996; Mulvaney *et al.*, 2010; Sá Pereira *et al.*, 2017). Esto incide sobre la duración del proceso y la persistencia de los residuos (Mulvaney *et al.*, 2010), la dinámica de la MO y del N mineralizable (Veenstra *et al.*, 2007; Restovich *et al.*, 2011) y la disponibilidad de N para el cultivo siguiente (Mulvaney *et al.*, 2010). Por otro lado, los residuos enterrados se descomponen más rápidamente debido a un contacto más íntimo con el suelo, lo que estimula la actividad microbiana sobre ellos (Sánchez *et al.*, 1996; Mulvaney *et al.*, 2010). El manejo de la posición de los residuos a través de la labranza también afecta la dinámica de la materia orgánica (MO) y sus fracciones, y el N mineralizable y el disponible (Veenstra *et al.*, 2007; Domínguez *et al.*, 2009; Mulvaney *et al.*, 2010; Studdert *et al.*, 2017).

En el Sudeste Bonaerense (SEB), las especies más utilizadas como CPV son fundamentalmente gramíneas y leguminosas. Las gramíneas producen abundante biomasa, aportan grandes cantidades de C y brindan rápida cobertura. Su sistema radical profundo y denso, permite recuperar $N-NO_3^-$ en exceso (Salmerón *et al.*, 2010), favorece la formación y estabilización de los agregados del suelo, y aumenta la aireación y la permeabilidad (Restovich *et al.*, 2011). Por otro lado, el uso de leguminosas aporta, además N por fijación biológica desde la atmósfera que luego es aportado al suelo, pudiendo reducir el requerimiento de fertilizante nitrogenado (Ruffo & Parsons, 2004; Oderiz *et al.*, 2017). Los tejidos de las leguminosas tienen baja relación C:N y la mantienen baja a lo largo de su ciclo. Contrariamente, los de las gramíneas tienen relación C:N más elevada, que, además, se incrementa durante el ciclo (Corral *et al.*, 2016; Díez, 2017).

Para las condiciones edafo-climáticas del SEB se hipotetiza que: 1) la tasa de descomposición de residuos de avena (*Avena sativa* L., AV) es menor que la de los vicia (*Vicia villosa* Roth., VI), independientemente de su posición en el suelo; 2) la descomposición de residuos de CPV provocará un aumento de fracciones lábiles de la MO que será mayor y más tardío con residuos de gramínea y más desfasado en el tiempo cuando los residuos se ubican en superficie; 3) la dinámica de descomposición de residuos de CPV de baja C:N (leguminosas) generará una mayor y más rápida disponibilidad de N, independientemente de su posición en el suelo. Los objetivos fueron evaluar: 1) la descomposición de residuos de avena y vicia ubicados en superficie y enterrados, 2) el efecto del manejo de los residuos de los CPV sobre la dinámica de corto plazo de fracciones lábiles de la MO tales como la MO particulada (MOP) y el N de amonio liberado en incubaciones anaeróbicas cortas (NAN), y 3) el efecto del manejo de los residuos de los CPV sobre la disponibilidad de N para un eventual cultivo posterior.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

La experiencia se llevó a cabo en la Unidad Integrada Balcarce (UIB, 37° 45' S; 58° 18' W;

130 msnm). El suelo es un Argiudol Típico fino, mixto, muy profundo, térmico (Soil Survey Staff, 2014) (serie Mar del Plata, INTA, 1979) de textura superficial franca (224, 336, y 440 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente) y 44,7 g kg⁻¹ de MO. El clima es mesotermal subhúmedo húmedo (según Thornthwaite) con una temperatura media anual de 14° C y una precipitación anual de 930 mm (período 1971-2015).

En abril de 2014 se definieron tres franjas para representar cada tipo de CPV (TIPO). En una de ellas se sembró AV (90 kg de semilla ha⁻¹), en otra, VI (35 kg de semilla ha⁻¹ inoculada con *Rhizobium leguminosarum* bv. *viceae*), y la tercera fue mantenida como testigo sin CPV (TE) y libre de vegetación. A fines de octubre se recolectó material de la biomasa aérea de cada uno de los CPV y se lo secó en cámara con circulación forzada de aire a 60°C hasta peso constante. Luego se aplicaron 2,5 L ha⁻¹ de glifosato (líquido emulsionable, 480 g i.a. kg⁻¹, Round-up) y 150 mL ha⁻¹ de dicamba (concentrado soluble, 58 g i.a. kg⁻¹, Agm) a todo el sitio experimental. El material recolectado fue picado hasta un tamaño de partícula de entre 1 y 2 cm. A los residuos de los CPV se les determinó el contenido de C y de N (método Dumas de combustión seca y detección por termo-conductividad, analizador TruSpec CN, LECO, 2008) y el contenido de fibra detergente neutro (FDN) (Goering y van Soest, 1970).

Diseño experimental y establecimiento del ensayo

En cada franja de CPV se estableció un ensayo con diseño experimental completamente aleatorizado con tres repeticiones cada uno y arreglo factorial de los factores de tratamiento. Los factores de tratamiento fueron: a) "posición en el terreno" (POS) del material de los CPV, con dos niveles: posición superficial y enterrado; y b) "momento de muestreo" (MOM) con 6 niveles: 7, 14, 28, 49, 77 y 133 d desde el inicio (ddi) del ensayo. En cada franja se constituyeron 36 unidades experimentales (UE) (2 POS x 6 MOM x 3 repeticiones) lo que hizo un total 108 UE. Al inicio del experimento (0 ddi) se obtuvieron tres muestras generales de cada una de las franjas sin diferen-

ciar los niveles de POS, ya que se pretendió tener información de la situación previa al agregado de los residuos. Para la constitución de las UE, se retiró todo el material vegetal presente en la superficie en que iba a ser ubicada cada una de ellas. A las UE correspondientes a la posición superficial se les distribuyeron 42,4 g de MS de residuos de AV o VI (equivalente a 6000 kg MS ha⁻¹ de biomasa aérea), según correspondiera, en forma homogénea dentro de círculos de 30 cm de diámetro y se las cubrió con una malla plástica para evitar la remoción de los residuos por el viento. Para establecer las UE con residuos enterrados, se extrajo un cilindro de suelo de 30 cm de diámetro por 20 cm de profundidad, se lo disgregó manualmente y se lo mezcló con 42,4 g de MS de residuo de AV o VI, según correspondiera. Luego, el suelo con los residuos fue colocado en el mismo lugar y se lo compactó para llevar la superficie del suelo a su nivel original. Las 36 UE de la franja correspondiente a TE, se constituyeron de la misma manera descrita para las POS superficial y enterrado, según correspondiera, pero sin el agregado de residuos. Se registró la temperatura del suelo a 5 cm de profundidad con termocuplas conectadas a *data loggers* (Cava Devices, Buenos Aires, Argentina) con una frecuencia de registro de 30 min. Los valores de temperatura media diaria (promedio de los 24 registros por día) del suelo fueron utilizados para el cálculo de la acumulación térmica (AT) (suma de las temperaturas medias diarias del suelo con base 0°C) (Sánchez *et al.*, 1996).

Muestreos de suelo y material vegetal en superficie y determinaciones

En cada MOM, se tomaron dos tipos de muestras de suelo a 0-20 cm ("muestras A" y "muestras B") de tres UE al azar correspondientes a cada combinación de los factores de tratamiento. Las muestras A se compusieron de cuatro "piques" realizados con un muestreador tubular de 4,5 cm de diámetro, mientras que las muestras B fueron compuestas por ocho "piques" con un muestreador tubular de 2,0 cm de diámetro. Las muestras fueron almacenadas en heladera a 4 °C hasta su procesamiento. Las muestras A fueron pesadas con su contenido de agua original

y luego se calculó el peso de suelo seco con el contenido de agua determinado según se describe más abajo. Con este dato y el volumen de la muestra (calculado con el diámetro de boca del muestreador, la profundidad de muestreo y el número de piques), se calculó la densidad aparente (Agostini *et al.*, 2014). La densidad aparente se utilizó para el cálculo de la lámina de agua y los stocks de C orgánico (CO) y de N-NO_3^- en el suelo. Además, en cada MOM se recolectó el residuo remanente en superficie en las UE correspondientes a posición superficial y se lo secó en estufa con circulación forzada de aire a 60°C hasta peso constante y se lo pesó.

Las muestras A de las UE con AV y con VI fueron lavadas con agua a fin recuperar el material vegetal presente en su masa. En las muestras de las UE con residuos enterrados de ambos CPV se recuperó el material remanente de lo incorporado al inicio del ensayo más el de las raíces presentes. En las UE con residuos en superficie, sólo se recuperó el material remanente de las raíces presentes al inicio del ensayo. El material vegetal recuperado fue secado según descripto más arriba y luego pesado. Dado que todo el material vegetal recuperado (incluyendo el superficial en las UE correspondientes) presentaba partículas minerales adheridas, se tomaron alícuotas del material recuperado, se las pesó y luego se las incineró en mufla a 600 °C durante 150 min para determinar el material mineral adherido y corregir el peso de los residuos.

A una alícuota de las muestras B se le determinó el contenido de agua por gravimetría (secado en estufa a 105 °C). El resto del suelo fue secado en estufa con circulación forzada de aire a 30°C hasta peso constante y luego molido hasta pasar por tamiz de 2 mm. A una alícuota de suelo seco y molido (20 g) se le determinó el contenido de N-NO_3^- por el método colorimétrico (ácido fenildisulfónico, Keeney & Nelson, 1982). A otra alícuota (5 g) se le determinó el NAN a través de una incubación de 7 d en anaerobiosis a 40 °C (Keeney, 1982) y posterior determinación de la concentración de N de amonio (N-NH_4^+) por destilación por arrastre con vapor y titulación con solución de ácido sulfúrico 0,005 N (Keeney & Nelson, 1982). Otra alícuota (0,25 g) de suelo

seco y molido fue vuelto a moler con mortero y se utilizó para determinar el contenido de CO total (COT) por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (120°C) durante 90 min (Schlichting *et al.*, 1995). A 10 g de suelo seco y molido se lo sometió a un fraccionamiento granulométrico (Cambardella & Elliott, 1992). La fracción menor que 53 μm (fracción asociada a los minerales del suelo) fue recuperada, secada en estufa con circulación forzada de aire a 50 °C y molida con mortero. A una alícuota de 0,25 g de esta fracción se le determinó el contenido de CO (asociado a la fracción mineral, COA) según descripto anteriormente. El contenido de MOP se determinó a través del C orgánico particulado (COP) como diferencia entre el COT y el COA (Cambardella & Elliott, 1992).

Con el material vegetal recuperado en cada MOM se calculó el C remanente de los residuos (CR). Se asumió que el porcentaje de C en el material recuperado se mantuvo constante (Beare *et al.*, 1992). Las tasas de descomposición fueron estimadas utilizando un modelo bi-exponencial de cinética de primer orden con dos compartimentos teniendo en cuenta la diferente labilidad de las fracciones del C de los residuos (Andrén & Paustian, 1987) y utilizando AT como variable independiente (Douglas & Rickman, 1992; Sánchez *et al.*, 1996). El modelo empleado fue:

$$\text{CR} = C_R \times e^{(-K_R \times \text{AT})} + C_L \times e^{(-K_L \times \text{AT})} \quad (1)$$

donde CR es el C remanente estimado a diferentes unidades térmicas (Mg ha^{-1}), AT es la suma térmica con base 0°C (miles de °C), C_R es el C en la fracción recalcitrante de los residuos (FDN (celulosa + hemicelulosa + lignina), Mg C ha^{-1}), K_R es la tasa exponencial de descomposición del C_R en $(\text{miles de } ^\circ\text{C})^{-1}$, C_L es el C en la fracción lábil de los residuos (la fracción lábil se obtuvo por diferencia entre la fracción FDN y el residuo total, Mg C ha^{-1}), y K_L es la tasa exponencial de descomposición del C_L en $(\text{miles de } ^\circ\text{C})^{-1}$. Para el cálculo de C_L , la concentración de C en la fracción lábil fue asumida igual a 380 g C kg^{-1} tal como lo reportara Vanlauwe *et al.* (1994) para carbohidratos solubles en hojas de maíz (*Zea mays* L.). El C_R fue obtenido por diferencia entre C_L y el C total inicial.

Análisis estadístico

Se realizaron pruebas de homocedasticidad mediante la prueba de Levene, y la prueba de normalidad mediante el test de Shapiro-Wilks. Posteriormente se hicieron análisis de varianza combinado de los tres ensayos con el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2016). Cuando se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos, se utilizó el test de medias *least significant difference* (LSD) con un nivel de significancia del 5%. El ajuste de la ecuación 1 se realizó mediante regresión no lineal (método Marquart de iteración), utilizando el procedimiento NLIN del programa Statistical Analysis System (SAS Institute, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El promedio de temperatura diaria media 1,79 °C superior que el histórico (1971-2015, 15,8 °C). Por otro lado, la precipitación acumulada durante el período fue de 446,9 mm en total, 28,9 mm menor que la mediana histórica. Los déficits se concentraron mayormente en enero y marzo de 2015 y durante febrero y abril de ese año hubo déficits temporarios importantes. Por lo tanto, se aplicaron riegos por inundación de las UE que aún no habían sido muestreadas: 21 de enero (48 ddi), 18 de febrero (76 ddi) y 13 de abril de 2015 (130 ddi).

Contenido de agua y temperatura del suelo

En todos los momentos de muestreo el contenido de agua del suelo a 0-20 cm estuvo cercano a capacidad de campo (66,2 mm). Las UE TE presentaron menos agua (en promedio $61,6 \pm 1,0$ mm) ($p < 0,05$) que las UE con AV y con VI (en promedio $68,5 \pm 1,4$ mm y $66,4 \pm 1,1$ mm, respectivamente). Hubo efecto significativo ($p < 0,05$) de MOM sobre el contenido de agua del suelo. En los primeros cinco momentos de muestreo (0 a 49 ddi) el contenido de agua fue entre 8,2% mayor (71,9 mm) y 3,0% menor (64,2 mm) que el contenido a capacidad de campo. En los dos últimos momentos de muestreo (77 y 133 ddi), el contenido de agua en el suelo fue menor ($p < 0,05$), llegando a aproximadamente 66% del agua útil en el último muestreo. Si bien la des-

composición de residuos está influenciada por el contenido de agua del suelo, el proceso continúa a tasas relativamente constantes aún a bajos contenidos de agua (Cabrera, 2007). Sin embargo, la dinámica de la fracción orgánica del suelo (e.g. la mineralización) sí podría haber sido afectada (Cabrera, 2007).

Contrariamente a lo esperado, las UE con residuos en superficie mostraron una mayor AT que aquéllas con el suelo descubierto (con residuos enterrados o TE) durante todo el experimento (datos no mostrados). Al final del experimento las UE con residuos en superficie alcanzaron una AT de $3,06 \text{ } ^\circ\text{C} \times 10^3$ y aquéllas con el suelo desnudo, $2,90 \text{ } ^\circ\text{C} \times 10^3$. Las diferencias en la dinámica de los ciclos de pérdida de agua y re-humedecimiento de ambas situaciones de cobertura pueden haber provocado diferencias térmicas en sentido inverso a lo esperado.

Carbono remanente de residuos

El contenido de C de los residuos de AV y VI utilizados, fue de 424 y 441 g C kg⁻¹, respectivamente. Asimismo, el contenido de N total en los residuos de ambos CPV fue de 9,9 y 35,1 g N kg⁻¹ para AV y VI, respectivamente. Así, la C:N de los residuos de los CPV fue 42,7:1 y 12,5:1, respectivamente. Por otro lado, la fracción FDN representó 690 y 520 g kg⁻¹, respectivamente, por lo cual las fracciones lábiles (i.e. carbohidratos solubles) fueron 310 y 480 g kg⁻¹, respectivamente.

Hubo efecto significativo ($p < 0,05$) de la interacción triple entre los factores de tratamiento TIPO, POS y MOM sobre el CR. A pesar de que la cantidad de residuos aéreos agregados fue la misma para ambos CPV, el CR (raíces recuperadas + material agregado) en el muestreo inicial (0 ddi) en la franja con VI ($4,34 \pm 0,48 \text{ Mg C ha}^{-1}$) fue mayor que en aquélla con AV ($3,60 \pm 0,08 \text{ Mg C ha}^{-1}$). No obstante, el CR inicial no fue estadísticamente diferente ($p > 0,05$) entre AV y VI, pero sí lo fue el de éstos con el de TE (sólo raíces, $1,08 \pm 0,10 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Con el progreso del ensayo, el CR disminuyó rápidamente, pero, en el caso de AV y VI enterrados, lo hizo a mayor tasa. El CR en los tratamientos con residuos en superficie fue

mayor ($p < 0,05$) que en los tratamientos con el residuo enterrado a lo largo de todo el experimento. A partir de 28 ddi, el CR de los residuos de AV y de VI enterrados, no se diferenció del CR de TE.

A los 133 ddi (aproximadamente 3000 °C de AT), en las UE con residuos enterrados, se había descompuesto 94 y 92% del material de AV y VI, respectivamente. A partir del muestreo de los 14 ddi, no hubo diferencia ($p > 0,05$) en el CR de ambos residuos enterrados. No obstante, al fin del experimento se había descompuesto sólo el 60 y el 79% del material de AV y VI en superficie, respectivamente. Cuando los residuos se encuentran en posición superficial, la descomposición es más lenta debido al menor contacto suelo-residuo y al mayor desecamiento de material y menor actividad microbiana (Mulvaney *et al.*, 2010). Por otro lado, los materiales con mayor relación C:N (Mulvaney *et al.*, 2010; Restovich *et al.*, 2012; Sá Pereira *et al.*, 2017) y/o con contenidos de FDN más elevados (Ruffo & Bollero, 2003), se descomponen más lentamente, especialmente estando en superficie. En casi todos los muestreos, el CR de los residuos de AV en posición superficial fue significativamente mayor que el de los de VI. Sin embargo, en los enterrados, dicha diferencia sólo se observó a los 7 ddi.

En la **Figura 1** se muestran las curvas que representan los ajustes de la ecuación 1 para cada combinación POSxTIPO (excluyendo TE). Los valores de K_L fueron siempre superiores a los de K_R , confirmando la mayor tasa de descomposición de la fracción más lábil del material vegetal, y la menor de los carbohidratos estructurales (FDN) (Ruffo & Bollero, 2003). Los valores de K_R y K_L de los residuos de VI fueron, en promedio, 40% superiores a los de AV (**Figura 1**). Si bien el C_R presentó valores superiores al C_L en ambos residuos, aquél representó el 58 y el 73% del C total en los residuos de VI y AV, respectivamente. La cantidad de C que se mineraliza desde un residuo está directamente relacionada con la proporción de C_L y, por lo tanto, es esperable que residuos con mayor proporción C_L del total, muestren mayores tasas de descomposición (Heal *et al.*, 1997). Por otro lado, la POS también afectó la tasa de descomposición y los K_R y K_L fueron mayores para los residuos enterrados. Asimismo, las K_R de éstos fueron hasta 9 veces superiores que en superficie (2,1 vs. 0,23 (miles de °C)⁻¹ para AV enterrada y en superficie, respectivamente, y 3,1 vs. 0,34 (miles de °C)⁻¹ para VI enterrada y en superficie, respectivamente, **Figura 1**). Por otra parte, las K_L , mostraron un incremento de entre el 28 y el 58%

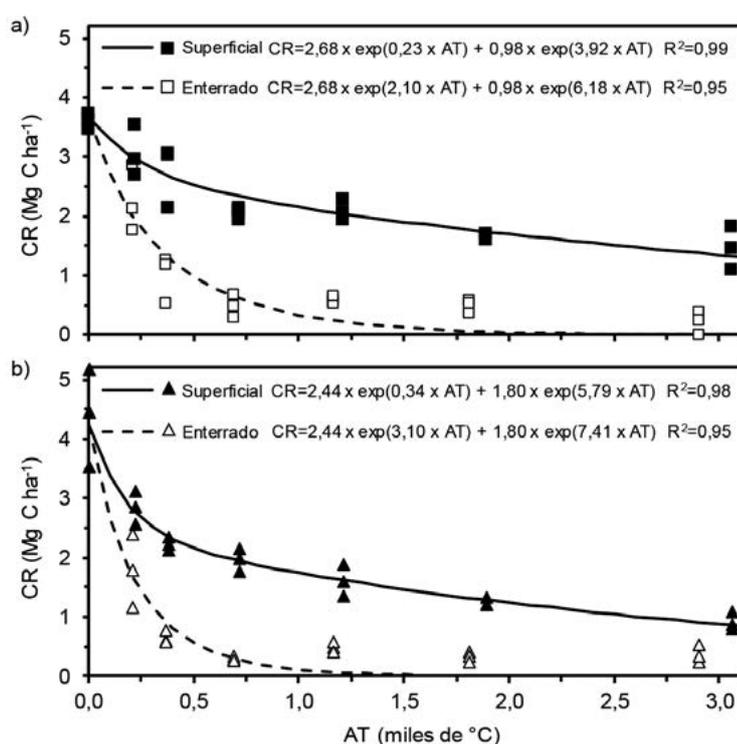


Figura 1. Evolución del carbono remanente (CR) de residuos de a) avena y b) vicia, ubicados en posición superficial y enterrada, en función de la acumulación térmica (AT).

Figure 1. Evolution of residue remnant carbon (CR) of a) oats and b) vetch on surface (*superficial*) and buried (*enterrado*), as a function of thermal accumulation (AT).

al enterrar los residuos (**Figura 1**). Así, la POS tuvo mayor influencia sobre la tasa de descomposición que la calidad de los residuos, aunque la incidencia del TIPO fue más notoria con los residuos en superficie.

Carbono orgánico del suelo y NAN

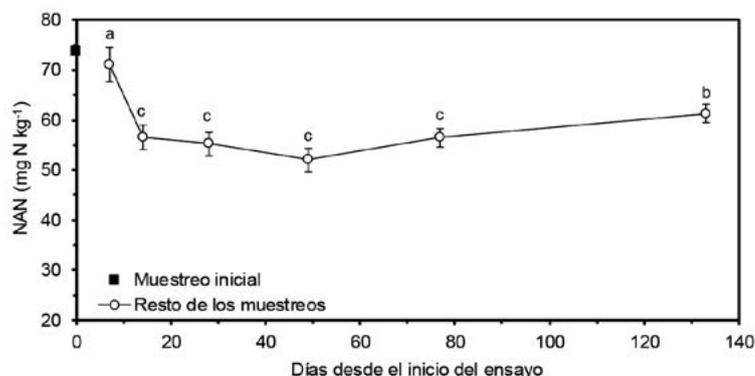
Al inicio del experimento (0 ddi), no hubo diferencia significativa ($p > 0,05$) entre los distintos CPV (TIPO) en contenidos de COP, COA, COT (en promedio general $14,6 \pm 0,93$, $54,5 \pm 0,91$, $69,1 \pm 0,85$ Mg C ha⁻¹, respectivamente) ni en NAN ($73,8 \pm 3,35$ mg kg⁻¹). Sólo se observó una tendencia a un mayor contenido de COP ($17,4 \pm 0,97$ vs $13,2 \pm 0,83$ Mg C ha⁻¹ para VI y los otros dos CPV, respectivamente, $p = 0,07$) en la franja que había tenido VI. Restovich *et al.* (2011) encontraron diferencias significativas en el COT con el uso de CPV al momento de su terminación, atribuyendo dichas diferencias al aporte del sistema radical (Sainju *et al.*, 2005). En este experimento no hubo diferencia en COT ni en COP entre las franjas TE y AV. Ambas tuvieron un aporte similar de C por raíces remanentes al inicio del ensayo ($1,08$ Mg C ha⁻¹ y $1,06$ Mg C ha⁻¹, respectivamente) pero aquella tendencia a mayor COP y COT luego de VI pudo haber estado relacionada con su mayor aporte de C de las raíces de VI ($1,75$ Mg C ha⁻¹). Debido a condiciones meteorológicas, entre la finalización de los CPV y el inicio del ensayo, transcurrieron 35 d. La temperatura y la humedad durante ese período habrían llevado a una rápida descomposición de los residuos de VI con baja C:N (12,5:1) y menor proporción de FDN (520 g kg⁻¹) (Mulvaney *et al.*, 2010; Resto-

vich *et al.*, 2012; Sá Pereira *et al.*, 2017) antes de iniciar el experimento. Este aporte temprano de CO se habría reflejado en un mayor contenido de COP. Por otro lado, los residuos de AV estuvieron en igual condición que los de VI, pero su calidad (elevada C:N y mayor contenido de FDN) podría haber limitado la descomposición (Ruffo & Bollero, 2003; Mulvaney *et al.*, 2010; Restovich *et al.*, 2012; Sá Pereira *et al.*, 2017) y, con ello, el aporte temprano de CO a las fracciones lábiles de la MO. Por otro lado, se observó una tendencia a un mayor NAN en las franjas que habían tenido CPV ($79,0 \pm 3,15$, $p = 0,06$) que en la correspondiente a TE ($63,4 \pm 3,06$). El mayor tiempo de colonización con raíces vivas de los CPV respecto a los barbechos tradicionales, puede asociarse a un mayor crecimiento y actividad de la biomasa microbiana en el suelo y a incrementos en compuestos nitrogenados fácilmente mineralizables (Sainju *et al.*, 2005). Díez (2017) informó mayor NAN cuando los CPV (VI, AV y AV+VI) fueron terminados tardíamente (mayor tiempo de crecimiento y exploración de raíces) que cuando se los terminó varios días antes de la toma de las muestras de suelo (menor acumulación de biomasa y exploración radical).

No obstante, independientemente del TIPO precedente, el NAN promedio entre los distintos niveles del factor TIPO al inicio del experimento fue elevado y a los 7 ddi había disminuido levemente (3 mg N kg⁻¹, **Figura 2**). No hubo efecto significativo ($p > 0,05$) de ninguna de las interacciones entre factores de tratamiento ni efecto principal de la POS sobre el NAN a lo largo del experimento. Sí hubo efecto significativo ($p < 0,05$)

Figura 2. Cambios en nitrógeno de amonio liberado en incubaciones anaeróbicas cortas (NAN) a lo largo del experimento (promedio de distintos tratamientos de cultivos puente verde y dos posiciones en el terreno). Las barras verticales en cada punto indican error estándar de la media. Letras distintas entre puntos indican que las diferencias son significativas ($p < 0,05$).

Figure 2. Changes in ammonium nitrogen freed in short anaerobic incubations (NAN) along the experiment (averaged through different treatments of green bridge crops and positions in the soil). Vertical bars in each symbol indicate standard error of the mean. Different letters next to the symbols indicate significant differences ($p < 0,05$).



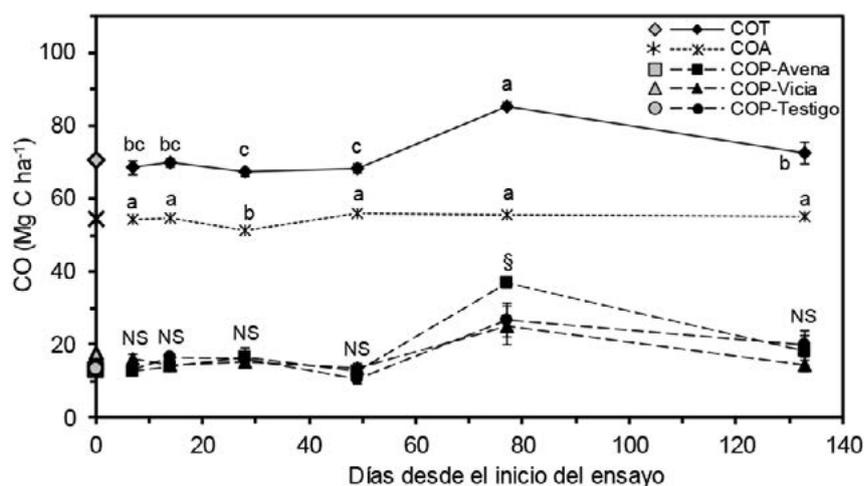
de TIPO y de MOM (**Figura 2**). Esto indica que, independientemente de la POS, las variaciones de NAN en el tiempo presentaron la misma tendencia de variación para cada TIPO. Luego del cambio entre el inicio (0 ddi) y el primer muestreo (7 ddi), el NAN mostró una brusca disminución (15 mg N kg^{-1}) entre éste y el segundo (14 ddi), posiblemente debido a la desaparición de los compuestos nitrogenados fácilmente mineralizables relacionados con la biomasa microbiana descomponedora. Esto es coincidente con la pronunciada disminución en el CR (**Figura 1**) que es atribuida mayormente a la utilización de las fracciones más lábiles de los residuos por parte de los microorganismos (Heal *et al.*, 1997). A partir de los 14 ddi el NAN se mantuvo relativamente constante (rango de variación de $\pm 5 \text{ mg N kg}^{-1}$ entre 14 y 133 ddi, **Figura 2**). Esto coincidió con lo informado por Studdert *et al.* (2015) quienes en condiciones ambientales similares no observaron cambios estacionales del NAN en los 20 cm superficiales del suelo con barbechos bajo LC y SD y sin CPV. Es de destacar que luego del mínimo observado a los 49 ddi, el NAN comenzó a incrementar hacia el final del experimento lo que podría relacionarse con la conversión de los residuos en descomposición (**Figura 1**) en frac-

ción orgánica edáfica. El promedio de NAN a través de MOM (excluyendo el inicial, 0 ddi) y de POS indicó que las UE TE tuvieron menor NAN ($50,2 \pm 1,46 \text{ mg N kg}^{-1}$, $p < 0,05$) que aquellas con AV ($66,0 \pm 2,06 \text{ mg N kg}^{-1}$) o con VI ($60,2 \pm 2,58 \text{ mg N kg}^{-1}$) que, además, se diferenciaron entre sí ($p < 0,05$). Estos valores promedio de NAN indican que luego de los CPV el suelo estaría en condiciones de entregar más N mineral a un cultivo posterior. Según Sainz Rozas *et al.* (2008) con valores de NAN mayores que 48 mg N kg^{-1} la probabilidad de respuesta al agregado de N al cultivo de maíz es menor.

No hubo efecto significativo ($p > 0,05$) de ninguna de las interacciones entre factores de tratamiento sobre COT y COA, pero sí lo hubo ($p < 0,05$) de cada uno de aquéllos (MOM, TIPO, POS) independientemente uno de otro. Por otro lado, hubo efecto significativo ($p < 0,05$) de la interacción MOMxTIPO y de POS sobre el COP. En términos generales, las tres variables se comportaron de acuerdo con lo previsto a lo largo del ensayo (**Figura 3**). Ninguna de las tres variables (COT, COA y COP) mostraron variaciones de importancia a partir de los 7ddi y las diferencias entre los muestreos fueron mayormente no significativas ($p > 0,05$) (**Figura 3**). Esto es coincidente

Figura 3. Cambios en el carbono orgánico (CO) total (COT), asociado a la fracción mineral (COA) y particulado (COP) del suelo a 0-20 cm de profundidad a lo largo del experimento. Los símbolos sobre el eje de las ordenadas indican los contenidos iniciales de cada fracción de CO. Para COT y COA, letras distintas junto a los símbolos indican que las diferencias dentro de cada variable dependiente fueron significativas ($p < 0,05$). Para COP, NS indica que las diferencias entre avena, vicia y testigo y entre momentos de muestreo fueron no significativas ($p > 0,05$) y § indica que el COP luego de avena > testigo = vicia y que el COP en ese muestreo fue mayor ($p < 0,05$) que el del resto. Las barras verticales en cada punto indican error estándar de la media.

Figure 3. Changes in total organic carbon (COT), associated to mineral fraction (COA) and particulate (COP) soil organic carbon (OC) at 0-20 cm depth along the experiment. Symbols on Y axis indicate initial OC contents. For COT and COA, different letters next to the symbols indicate significant differences ($p < 0.05$). For COP, NS indicates that differences among green bridge crops (*avena*, *via*, and *testigo*) and among sampling moments were not significant ($p > 0.05$), and § indicates that COP after *avena* > *testigo* = *via* and that COP in that sampling moment was significantly higher ($p < 0.05$) than in the others. Vertical bars in each symbol indicates standard error of the mean.



con lo informado por Studdert *et al.* (2015) para barbechos sin CPV bajo LC y SD e indica que los cambios en el mediano plazo del CO en la capa arable de estos molisoles, fue poco afectada por el aporte reciente de residuos y la forma de disponerlos. Cabe aclarar que sólo el muestreo de los 77 ddi mostró valores de COT y de COP significativamente mayores ($p < 0,05$) que los del resto (**Figura 4**). Este incremento no se reflejó en NAN (**Figura 4**) lo cual no se condice con lo frecuentemente reportado respecto a la estrecha relación entre NAN y COT y COP (Studdert *et al.*, 2015, 2017; Domínguez *et al.*, 2016). Si bien las áreas inmediatamente alrededor de las UE fueron mantenidas libres de malezas, es posible que, estimuladas por los riegos aplicados, raíces de malezas de zonas más alejadas hubieran colonizado el suelo de las UE.

Los promedios del experimento excluyendo el muestreo inicial (0 ddi) (a través de MOM y de POS) para cada TIPO (**Tabla 1**) mostraron que AV se asoció a mayores contenidos de COP, COA y COT que VI y TE, que no se diferenciaron entre

sí ($p > 0,05$). Asimismo, los contenidos promedio del experimento a través de MOM y de TIPO (**Tabla 1**), mostraron que cuando se simuló LC (residuos enterrados) los contenidos de COP, COA y COT fueron menores ($p < 0,05$) que cuando se simuló SD (residuos dejados en superficie). La violenta remoción del suelo realizada para mezclar los residuos al simular la LC, los puso en condición adecuada para su rápida descomposición (**Figura 1**), favorecida, además, por el tamaño de partícula logrado con el picado. El íntimo contacto de suelo y residuo, y otras condiciones asociadas a la incorporación (oxigenación, exposición de fracciones lábiles, temperatura) (Douglas & Rickman, 1992; Six *et al.*, 2004; Mulvaney *et al.*, 2010), favorecen la colonización y actividad microbiana. Esto estimula la descomposición del material incorporado y la extra-mineralización del CO del suelo (efecto *priming*, Kuzyakov *et al.*, 2000). Por lo tanto, bajo sistemas de labranza conservacionista (i.e. residuos no o poco incorporados) se tendería a preservar la protección del CO dentro de los agregados, reduciendo su pérdida, especialmente la de la fracción lábil (Six

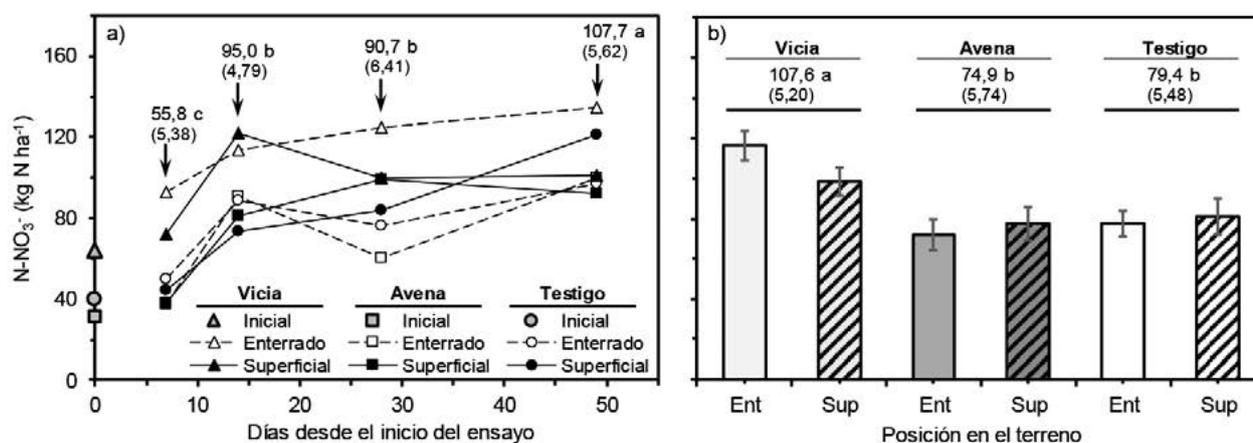


Figura 4. Contenido de nitrógeno de nitrato ($N-NO_3^-$) del suelo a 0-20 cm de profundidad con residuos de tres cultivos puente verde en dos posiciones en el terreno (enterrado (Ent) y superficial (Sup)), a) en diferentes momentos de muestreo y b) en promedio por tipo de cultivo puente verde y posición en el terreno. En a) los valores en el cuerpo del gráfico indican el promedio general por momento de muestreo (con su correspondiente error estándar de la media entre paréntesis). En b) los valores en el cuerpo del gráfico son los promedios generales por cultivo puente verde (con su correspondiente error estándar de la media entre paréntesis). Letras distintas entre valores en a) y en b) indican que las diferencias son significativas ($p < 0,05$). Las barras verticales en cada columna de b) indican error estándar de la media.

Figure 4. Soil nitrate nitrogen ($N-NO_3^-$) content at 0-20 cm depth with three green bridge crop residues (vetch (*vicia*), avena (*oats*), control (*testigo*)) in two positions (buried (*enterrado*, Ent) and on surface (*superficial*, Sup)), a) at different sampling moments and b) on average through green bridge crops and positions. In a), values in plot body indicate general average for each sampling moment and standard errors of the mean (between brackets). In b), values in plot body indicates the general average of each green bridge crop and standard errors of the mean (between brackets). Different letters in a) and b) indicate that differences among values are significant ($p < 0.05$). Vertical bars in each column of b) indicate standard errors of the mean.

Tabla 1. Contenidos promedio de carbono orgánico particulado (COP), asociado a la fracción mineral (COA) y total (COT) del suelo a 0-20 cm de profundidad para tres tipos de cultivo puente verde previo y dos posiciones de sus residuos. Los valores a la derecha de los promedios son errores estándar de la media. Letras distintas entre valores dentro de cada variable de clasificación indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Table 1. Mean contents of particulate (COP), associated to mineral fraction (COA) and total (COT) soil organic carbon at 0-20 cm depth for three green bridge crops and two positions in the field of their residues. Values at the right side of the mean values indicate standard errors of the mean. Different letters next to the values within each classification variable indicate significant differences ($p < 0,05$).

Variable de clasificación	Nivel	COP		COA		COT	
				Mg C ha ⁻¹			
Tipo	Avena	18,6 ± 1,63	a	56,5 ± 0,68	a	75,1 ± 1,74	a
	Vicia	16,5 ± 1,14	a	54,3 ± 0,60	b	70,8 ± 1,35	b
	Testigo	17,2 ± 1,32	a	52,8 ± 0,62	b	70,0 ± 1,46	b
Posición	Enterrado	15,9 ± 1,02	a	53,8 ± 0,54	a	69,7 ± 1,19	a
	Superficial	18,9 ± 1,19	b	55,3 ± 0,54	b	74,3 ± 1,28	b

et al., 2004). Así, los beneficios de la inclusión de CPV en los sistemas de cultivo sobre la MO edáfica se manifestarían más rápidamente bajo labranza conservacionista, debido a que tienden a reducir la tasa de descomposición de residuos (Veenstra *et al.*, 2007; Blanco Canqui *et al.*, 2015) (tratamientos con residuos en superficie, **Figura 1**). En este estudio, los tratamientos con residuos enterrados presentaron un 6% menos de COT, pero un 16% menos de COP que aquéllos con los residuos en superficie (**Tabla 1**). Esto confirma la mayor sensibilidad de una fracción lábil de la MO como el COP ante diferentes prácticas de manejo (Domínguez *et al.*, 2009; Studdert *et al.*, 2017). Por otro lado, la dinámica del CO edáfico responde a la del balance entre entradas y salidas de C al suelo (Domínguez *et al.*, 2009). Es por ello que podría haberse esperado que la presencia de CPV se asociara con mayor contenido de MO (Restovich *et al.*, 2011; Blanco Canqui *et al.*, 2015) y sus fracciones. Esto fue así cuando el CPV fue AV, pero no cuando fue VI (**Tabla 1**). Los aportes totales de C (raíces + residuo aplicado) de VI fueron superiores a los de AV ($4,38 \pm 0,34$ y $3,60 \pm 0,08$ Mg C ha⁻¹, respectivamente). Sin embargo, la pérdida de CO edáfico es afectada por la extra-mineralización por la acción de los microorganismos encargados de la descomposición de los residuos (efecto *priming*, Kuzyakov *et al.*, 2000). Este efecto es más marcado cuanto más alta sea la calidad del material incorporado al suelo (baja C:N, elevado contenido de carbohi-

dratos solubles) (Kuzyakov *et al.*, 2000) y podría, inclusive, superar la cantidad de C aportado.

La capacidad del suelo para mineralizar N está ligada estrechamente a las fracciones lábiles del CO del suelo (Studdert *et al.*, 2015, 2017; Domínguez *et al.*, 2016). No obstante, a diferencia de lo informado en la bibliografía, en este trabajo los valores de NAN no se relacionaron ($p > 0,05$) con los de COT y COP. La escasa variación de estas dos últimas a partir de los 7 ddi (con excepción de los valores del muestreo de los 77 ddi), los cambios poco importantes de NAN a partir de los 14 ddi y el elevado NAN a los 7 ddi no reflejado en los valores de COP y COT, hicieron que la relación entre las fracciones de CO y el indicador de la capacidad de mineralización de N del suelo fuera baja. Esto es coincidente con lo informado por Studdert *et al.* (2015).

Nitrógeno como nitrato

Hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre niveles de TIPO en el contenido de N-NO₃⁻ a 0-20 cm al inicio del experimento (0 ddi). La franja que había tenido VI presentó aproximadamente el doble ($p < 0,05$) de N-NO₃⁻ que la que había tenido AV ($64,4 \pm 4,31$ y $31,3 \pm 3,82$ kg N ha⁻¹, respectivamente). Asimismo, la franja TE tuvo un contenido similar ($p > 0,05$, $40,2 \pm 3,07$ kg N ha⁻¹) al de la de AV. En las franjas con CPV el NAN a los 0 ddi fue más elevado, pero, sin embargo, la diferencia en calidad de los residuos de

VI y AV puede haber provocado que en un caso hubiera habido rápida mineralización neta (VI, algo menor NAN inicial) y en el otro, inmovilización (AV, NAN inicial algo mayor), llevando a la diferencia de contenido de N-NO_3^- .

Desde 0 ddi a 7 ddi hubo un aumento de los contenidos de N-NO_3^- (a los 7 ddi, $82,5 \pm 6,62$, $37,8 \pm 4,98$ y $47,0 \pm 2,12$ en promedio para residuos enterrados y en superficie de VI, AV y TE, respectivamente) (**Figura 4a**) que también guarda relación con la caída de NAN en esos siete días por mineralización de fracciones fácilmente mineralizables (**Figura 2**). Entre 7 ddi y 49 ddi se produjo un aumento general de los contenidos de N-NO_3^- , para luego descender de una manera que no se relacionó con los tratamientos aplicados (datos no mostrados), que pudo haber sido provocado por las precipitaciones y los riegos aplicados. La AT a los 49 ddi (alrededor de 1200°C para ambas POS) coincide en una buena parte con la AT que representaría el período fenológico en que un hipotético cultivo de maíz posterior a los CPV acumularía la mayor parte de su requerimiento de N (Cárcova *et al.*, 2010). Por ello, se analizará la dinámica del N-NO_3^- sólo entre los 7 ddi y los 49 ddi dado que reflejaría el período de sincronización entre el aporte de N por parte de los CPV y un eventual maíz siguiente.

En aquel período hubo efecto significativo ($p < 0,05$) de la interacción TIPOxPOSxMOM. No se observaron tendencias diferenciales que pudieran asociarse claramente a los efectos de los factores de tratamiento (**Figura 4a**) y, por lo tanto, se realizó el análisis desestimando dicha interacción. No hubo efecto significativo ($p > 0,05$) de las interacciones TIPOxMOM y POSxMOM. Por otro lado, el efecto de la interacción TIPOxPOS tendió a ser significativo ($p = 0,06$) y los de MOM (**Figura 4a**) y de TIPO (**Figura 4b**) fueron significativos ($p < 0,05$). Entre los 7 y los 49 ddi el contenido de N-NO_3^- se incrementó significativamente ($p < 0,05$) pasando de 45 kg N ha^{-1} iniciales (0 ddi) (en promedio de TIPO) a un promedio de todos los tratamientos de 108 kg N ha^{-1} a los 49 ddi (**Figura 4a**). El patrón de incremento promedio de N-NO_3^- no fue diferencial entre niveles de TIPO o de POS dado que las interacciones MOMxTIPO y MOMxPOS no fueron significativas ($p > 0,05$).

No obstante, las características propias de cada residuo aportado al suelo provocaron, en promedio, diferencias en la cantidad de N-NO_3^- en la solución del suelo. El contenido de N mineral en la capa arable fue más alto ($p < 0,05$) cuando el CPV fue VI y no hubo diferencias entre AV y TE (**Figura 4b**). La rápida descomposición de los residuos de VI habrían favorecido una mayor mineralización del N contenido en sus tejidos, junto con mayor mineralización del N orgánico lábil. En contraposición, las características del residuo de AV pueden haber conducido a una mayor inmovilización del N mineral en solución por la biomasa microbiana a los fines de descomponer el material agregado al suelo (Restovich *et al.*, 2012; Blanco Canqui *et al.*, 2015; Diez, 2017). Esto habría sido lo suficientemente intenso como para igualar ($p > 0,05$) el N-NO_3^- en los TE que sólo tuvieron raíces remanentes. Sin embargo, estos fenómenos asociados con la dinámica microbiana en relación con la descomposición de los residuos en el suelo no se reflejaron en cambios en la fracción orgánica del suelo (sin variación significativa en COP, COA, COT (**Figura 3**) ni en NAN (**Figura 2**) en los primeros cuatro muestreos). No hubo diferencia significativa ($p > 0,05$) en el contenido promedio general de N-NO_3^- entre POS. No obstante, hubo una tendencia a mayor contenido de N-NO_3^- con VI enterrada que con VI en posición superficial. Con la remoción del suelo simulando LC se produce la ruptura de agregados, exponiendo la MO protegida físicamente (Six *et al.*, 2004). Además, un mayor flujo de oxígeno favorece la actividad microbiana descomponedora respecto a suelos con residuos en superficie (i.e. suelo no removido) (Mulvaney *et al.*, 2010). A pesar de que el residuo de AV enterrado se descompuso mucho más rápidamente que el ubicado en superficie y de que a los 49 ddi se había descompuesto en una gran proporción (**Figura 1**), no hubo diferencias en el promedio general de contenido de N-NO_3^- entre ambas posiciones de ese residuo (**Figura 4b**). Esto indica que la calidad del residuo de AV utilizado podría provocar una restricción en el aporte de N mineral a un cultivo siguiente independientemente de su disposición en el terreno, al menos durante el período en que se evaluó el contenido de N-NO_3^- (49 ddi).

CONCLUSIONES

Se ha confirmado que los residuos de AV se descompusieron más lentamente que los de VI tanto en superficie como cuando fueron mezclados con el suelo. Por lo tanto, no se reunieron evidencias para rechazar la primera hipótesis.

No obstante, estas diferencias en dinámica de descomposición entre niveles de TIPO y de POS, no se tradujeron en diferencias de importancia en las fracciones de la MO durante el período de estudio. Es decir, se recolectaron evidencias suficientes para rechazar la segunda hipótesis.

Por último, independientemente de su posición en el terreno, los residuos de VI se asociaron a mayor disponibilidad de N mineral para un cultivo posterior. Con ello, las evidencias recolectadas no conducen al rechazo de la tercera hipótesis.

El uso de CPV es una práctica recomendable y útil para los sistemas de producción. En el plazo estudiado (alrededor de cinco meses) sólo se vieron algunas diferencias de importancia en la disponibilidad de N mineral. No obstante, los resultados obtenidos muestran que las dinámicas de descomposición inciden sobre el grado y la duración de la cobertura que pueden ofrecer. Asimismo, aunque no fue detectado en el plazo en que se desarrolló este estudio, los aportes de C por el material vegetal de los CPV puede traducirse en ganancias de MO, principalmente, de sus fracciones lábiles.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada forma parte de las Tesis de Graduación como Ingenieros Agrónomos en la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP) y de los proyectos de beca de investigación de G. Centurión (CIC, Provincia de Buenos Aires) y G. Brown (UNMdP). Este trabajo fue financiado por el FON-CyT (PICT 2012-1092), la UNMdP (proyectos AGR518/16 y AGR536/17) y el INTA (proyecto específico PNCYO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

Agostini, MA; MG Monterubbiansi; GA Studdert & SJ Maurette. 2014. Un método simple y práctico para la de-

terminación de densidad aparente. *Ciencia del Suelo* 32:171-176.

Andrén, O & DK Paustian. 1987. Barley straw decomposition in the field: a comparison of models. *Ecology* 68:1190-1200.

Beare, MH; RW Parmelee; PF Hendrix; W Cheng; DC Coleman & DA Crossly. 1992. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agrosystems. *Ecol. Monog.* 62:569-591.

Blanco Canqui, H; TM Shaver; JL Lindquist; CA Shapiro; RW Elmore; CA Francis & GW Hergert. 2015. Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. *Agron. J.* 107:2449-2474.

Cabrera, ML. 2007. Mineralización y nitrificación: procesos claves en el ciclo del nitrógeno. IPNI. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur.* 34:1-9.

Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.

Cárcova, J; L Borrás & ME Otegui. 2010. Ciclo ontogénico, dinámica del desarrollo y generación del rendimiento y la calidad en maíz. En: Satorre, EH; RL Benech Arnold; GA Slafer; EB de la Fuente; DJ Miralles ME Otegui & R Savin (eds.). *Producción de granos: bases funcionales para su manejo.* Pp 135-166. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.

Caviglia, OP & FH Andrade. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *Am. J. Plant Sci. Biotech.* 3(Special Issue 1):1-8.

Corral, RA; GA Studdert; GF Domínguez & MA Agostini. 2016. Uso de cultivos de cobertura/abonos verdes para la producción sustentable de maíz. *Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.* Río Cuarto, Córdoba, Argentina, junio 2016. E-book.

Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. 2016. *InfoStat versión 2016.* Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.

Diez, SN. 2017. Cultivos puente: efecto sobre la disponibilidad de agua y de nitrógeno para un cultivo de maíz. Tesis Magister, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. 67 p.

Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbiansi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. *Soil Tillage Res.* 102:93-100.

Domínguez, GF; GV Garcia; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as a soil quality/health indicator? *Spanish J. Soil Sci.* 6:82-97.

- Douglas, CL & RW Rickman. 1992. Estimating crop residue decomposition from air temperature, initial nitrogen content, and residue placement. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 272-278.
- Goering MK & PJ Van Soest. 1970. Forage Fiber Analysis (Apparatus, Reagents, Procedures and some Applications). *Agricultural Handbook N° 379*. Agricultural Research Services, USDA. Washington, D.C., EEUU.
- Heal, OW; JM Anderson & MJ Swift. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Cadisch, G & KE Giller (ed.) *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Pp. 3–30. CAB Int., Cambridge, Reino Unido.
- INTA. 1979. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3757-31: Balcarce. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. 76 p.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indexes. In: Page, AL (ed.) *Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties*. Pp. 711-733. *Agron. Monog 9 ASA and SSSA*, Madison, Wisconsin, EEUU.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, AL (ed.) *Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties*. Pp. 643-698. *Agron. Monog 9 ASA and SSSA*, Madison, Wisconsin, EEUU.
- Kuzyakov, Y; JK Friedel & K Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32:1485-1498.
- LECO. 2008. Organic application notes. <http://www.leco.com>. Último acceso 18 febrero 2008.
- Mulvaney, MJ; CW Wood; KS Balkcom; DA Shannon & JM Kemple. 2010. Carbon and nitrogen mineralization and persistence of organic residues under conservation and conventional tillage. *Agron. J.* 102:1425-1433.
- Novelli, LE, PO Caviglia & G Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated organic carbon stocks. *Soil Tillage Res.* 165:128-136.
- Oderiz, JA; MG Uhaldegaray; I Frasier; AR Quiroga; N Amioti & P Zalba. 2017. Raíces de cultivos de cobertura: cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. *Ciencia del Suelo* 35:249-258.
- Restovich, SB; AE Andriulo & C Amendola. 2011. Introducción de los cultivos cobertura en la rotación soja – maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ciencia del Suelo.* 29:61-73.
- Restovich, SB; AE Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize -soybean rotation of the humid pampas: effects in nitrogen and water dynamics. *Field Crops Res.* 128:62-70.
- Ruffo, M & G Bollero. 2003. Residue decomposition and prediction of carbon and nitrogen release rates based on biochemical fractions using principal component regression. *Agron. J.* 95:1034-1040.
- Ruffo, ML & AT Parsons. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur.* 21:13-15.
- Sá Pereira, E de; ME Duval & JA Galantini. 2017. Decomposition from legume and non-legume crop residues: Effects on soil organic carbon fractions under controlled conditions. *Spanish J. Soil Sci.* 7:86-96.
- Sainju, UM; WF Whitehead & BP Singh. 2005. Biculture legume-cereal cover crops for enhanced biomass yield and carbon and nitrogen. *Agron. J.* 97:1403–1412.
- Sainz Rozas, H; PA Calviño; HE Echeverría; PA Barbieri & M Redolatti. 2008. Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to the reliability of planting or presidedress soil nitrogen test in maize. *Agron J.* 100:1020-1025.
- Salmerón, M; J Caveró; D Quílez & R Isla. 2010. Winter cover crops affect monoculture maize yield and nitrogen leaching under irrigated Mediterranean conditions. *Agron. J.* 102:1700-1709.
- Sánchez, SR; GA Studdert & HE Echeverría. 1996. Descomposición de residuos en un argiudol típico. *Ciencia del Suelo* 14:63-68.
- SAS Institute. 2009. SAS onlinedoc® 9.2. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, EEUU. <http://www.sas.com> [Último acceso: mayo de 2010].
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.* 79:7-31.
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to soil taxonomy*. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, GA; GF Dominguez; MC Zagame & JC Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. *Ciencia del Suelo.* 33:67-77.
- Studdert, GA; MN Domingo; GV García; MG Monterubbiansi & GF Domínguez. 2017. Carbono orgánico del suelo bajo sistemas de cultivo contrastantes y su relación con la capacidad de proveer nitrógeno. *Ciencia del Suelo.* 35:285-300.
- Vanlauwe, B; L Dendooven & R Merckx. 1994. Residue fractionation and decomposition: the significance of the active fraction. *Plant Soil* 158:263-274.
- Veenstra, JJ; WR Horwath & JP Mitchell. 2007. Tillage and cover cropping effects on aggregate-protected carbon in cotton and tomato. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:362-371.