

C1P16. INCORPORACIÓN DEL NITRÓGENO DE RESIDUOS DE COSECHA DE DISTINTA CALIDAD A LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Di Gerónimo, Paula.F.; Videla, Cecilia y Studdert, Guillermo. A.

Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC). Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires Argentina. digeronimopaula@gmail.com

RESUMEN:

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados son fuente de nutrientes, principalmente nitrógeno (N). La descomposición y estabilización del N de los residuos en la materia orgánica (MO) varían con la calidad (relación C:N) y con la forma de incorporación (i.e siembra directa, SD o labranza convencional, LC). El objetivo de este trabajo fue cuantificar el aporte del N de residuos de cosecha de distinta calidad a dos fracciones de N en la MO ($> 53\mu\text{m}$, NOP y $< 53\mu\text{m}$ NOA) bajo SD y LC. Residuos de maíz (alta relación C:N) y soja (baja relación C:N) previamente enriquecidos con ^{15}N fueron incorporados al suelo o dejados en superficie, simulando LC y SD, respectivamente. Se determinó NOP, NOA y el %átomos de ^{15}N , con lo que se calculó el % de N derivado de residuos (Nddr) en cada fracción, cada dos meses, durante un año. En ambos sistemas de labranza, luego de incorporarse los residuos, el NOP comenzó a aumentar y el NOA a disminuir, describiendo funciones cuadráticas con signos contrarios. En SD el NOP y el Nddr de la fracción, aumentaron hasta el mes ocho y luego disminuyeron coincidiendo con el aumento de NOA y Nddr de esta fracción. Se halló enriquecimiento con ^{15}N en el NOA desde el primer muestreo, superior en LC que en SD y en soja con respecto a maíz. Así, una fracción del N de los residuos se estabilizó rápidamente en el NOA mientras que otra, de ciclado más lento, se transfirió al NOP y de allí al NOA. El rol de la calidad es marcado en SD mientras que en LC, el mezclado de los residuos con el suelo favorece su ciclado atenuando las diferencias.

Palabras clave: calidad de residuos, labranza, ^{15}N

INTRODUCCIÓN

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados al suelo son una fuente importante de nutrientes, siendo el nitrógeno (N) el más importante de ellos. Cuando un residuo toma contacto con el suelo, pasa por diversas etapas de transformación, y el C y el N de los mismos pasan a integrar diferentes fracciones dentro de la materia orgánica (MO) (Cyle *et al.*, 2016). Este proceso está fuertemente condicionado por la calidad de residuo vegetal incorporado y por el sistema de labranza utilizado. La calidad del residuo ha sido caracterizada a través de su relación C:N, considerándose de alta o baja calidad, a materiales de baja o alta relación C:N, respectivamente. Existe evidencia de que residuos de alta calidad se descomponen a mayor tasa (Mazzilli *et al.*, 2014) y con mayor eficiencia (i.e, menores pérdidas por respiración) que aquéllos de menor calidad (Cotrufo *et al.*, 2013). Por otro lado, bajo siembra directa (SD), la permanencia de residuos vegetales en la superficie del suelo da como resultado velocidades de descomposición más lentas y variables que cuando son incorporados mediante labor convencional (LC), que implica la mezcla de los residuos con el suelo (Van Den Bossche *et al.*, 2009).

La materia orgánica (MO) es el mayor reservorio de N edáfico por lo que, en general un mayor contenido de MO estará asociado a una mayor potencial entrega de N del suelo. Sin embargo, esta relación no siempre se presenta de manera lineal debido a la complejidad de las vías de transformación del N en el suelo y a la heterogeneidad de la MO (Robertson & Groffman, 2015). La separación física de la misma en MO particulada (MOP) y MO asociada a los minerales (MOA) ha resultado útil en explicar su dinámica (Six *et al.*, 2002). Cada fracción de la MO representa un reservorio de N de distinto comportamiento, quedando definidas dos fracciones de N, el N orgánico particulado (NOP) y el nitrógeno orgánico asociado a los minerales (NOA).

La comprensión del proceso de incorporación y estabilización del N de los residuos en estas fracciones resulta clave para el desarrollo de prácticas de manejo del N en sistemas de cultivo. En tal sentido, las técnicas de marcación isotópica, permiten estudiar el movimiento del N entre las distintas fracciones del suelo. Usando ^{15}N es posible marcar un pool o fracción y seguir cómo ese ^{15}N se va incorporando a otras (Monaghan & Barraclough, 1995).

El objetivo de este estudio fue cuantificar el aporte del N de residuos de cosecha de distinta calidad enriquecidos con ^{15}N a las fracciones NOP y NOA bajo SD y LC.



MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del ensayo de incorporación de residuos

Se realizaron dos ensayos en lotes previamente seleccionados para tal fin dentro de la Unidad Integrada Balcarce (Facultad de Ciencias Agrarias-Estación experimental Agropecuaria INTA Balcarce, UIB). Se seleccionaron dos lotes bajo producción agrícola, distanciados entre sí 50 metros y cuyo tipo de suelo es Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 2014). La rotación de cultivos en ambos sitios en los últimos 10 años fue maíz/soja/trigo o cebada-soja. El primer sitio es manejado con LC, y el restante con SD, siendo ésta la única diferencia entre ellos.

Previo al comienzo del ensayo se obtuvieron residuos enriquecidos con ^{15}N y de calidad contrastante. Para ello, se cultivaron plantas de maíz (alta relación C:N) y de soja (baja relación C:N) en invernáculo y se fertilizaron con ^{15}N -urea con una dosis equivalente a 100 kg N ha^{-1} . Alcanzada la madurez fisiológica, las plantas fueron cosechadas, incluidas las raíces, y se descartaron los granos formados. El material vegetal obtenido se secó en estufa a 60°C , y se picó hasta un tamaño final de $2 \times 2 \text{ cm}$.

En cada lote correspondiente a un sistema de labranza (SD y LC) se tomó una sección homogénea de $10 \times 10 \text{ m}$. En las que se dispusieron cilindros de PVC de 20 cm de diámetro y 25 cm de alto, enterrados a 20 cm de profundidad en el suelo en los cuales se colocaron los residuos de maíz o soja, según correspondiera. Las unidades experimentales se dispusieron siguiendo un diseño completamente al azar con cuatro réplicas por tratamiento y seis muestreos destructivos: 2, 4, 6, 8, 10 y 12 meses desde la incorporación de los residuos. Se trabajó con cantidades de residuos equivalentes a las aportadas con rendimientos en grano promedio de la zona: 8 Mg ha^{-1} de maíz y $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de soja.

Muestreo y análisis de suelo y material vegetal

Previo al comienzo del ensayo se tomaron muestras representativas del suelo a dos profundidades ($0\text{-}5$ y $5\text{-}20 \text{ cm}$) de cada sitio seleccionado. En cada muestra se fraccionó la MO en MOP y MOA (Cambardella & Elliot, 1992) y en cada fracción se determinó el contenido de C por combustión húmeda (Schlichting *et al.*, 1995) y N por combustión seca en un analizador elemental (Flash EA 112), pH 1 2,5 en agua (Dewis & Freitas, 1970), y densidad aparente. Además, se tomó una alícuota representativa de cada residuo obtenido, en la que se determinó el contenido de C, mediante combustión seca en un analizador TrusPec CN (LECO, 2008). También se determinó el porcentaje de N por combustión seca y la abundancia de ^{15}N en un analizador elemental (Flash EA 112) acoplado a un espectrómetro de masa de relaciones isotópicas (DeltaPLUS, Finnigan MAT, Bremen, Germany).

El ensayo fue instalado el 23 de mayo de 2016. Se realizaron seis muestreos de suelo a intervalos de 2 meses comenzando en julio de 2016, de manera de estudiar el proceso de incorporación del N de los residuos a la MO durante un año. Cada muestreo consistió en la extracción completa de los cilindros. El suelo de cada cilindro se separó en dos profundidades ($0\text{-}5$ y $5\text{-}20 \text{ cm}$) se homogeneizó y se tomó una muestra representativa de cada profundidad, que fue secada al aire, molida y tamizada por 2 mm . En cada una de las muestras se fraccionó la MO en MOP y MOA (Cambardella & Elliot, 1992). En cada fracción se determinó el porcentaje de N (NOP y NOA, respectivamente) por combustión seca y la abundancia de ^{15}N (%at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) en un analizador elemental (Flash EA 112) acoplado a un espectrómetro de masa de relaciones isotópicas (Delta PLUS, Finnigan MAT, Bremen, Germany). Obtenidos los datos se calculó el porcentaje de N derivado de los residuos en cada fracción (N_{ddr} %) según la siguiente ecuación:

$$\text{N}_{\text{ddr}} \% = \frac{\alpha' \text{ fracción}}{\alpha' \text{ residuo}} * 100,$$

donde α' = exceso isotópico $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$.

Se registró la temperatura del suelo durante todo el período experimental mediante registradores automáticos colocados en los ensayos para tal fin, y se tomaron mediciones del contenido de agua por gravimetría semanalmente.

Análisis estadístico

Los datos fueron procesados con el software estadístico R (R Development Core Team, 2010). Se realizaron análisis de la varianza para evaluar el efecto de la calidad de residuo y la fecha de muestreo separadamente para cada sistema de labranza y profundidad. Para la comparación de medias en los casos en los que correspondiera, se utilizó el test de diferencia mínima significativa (LSD) a un nivel de significancia de 5%. Se ajustaron modelos de regresión para todas las variables en estudio en función del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables edáficas y ambientales durante el ensayo

La Figura 1.a muestra las variaciones de la temperatura media del suelo y del aire, y la Figura 1.b, la contenido de agua del suelo y las precipitaciones durante todo el período analizado. Los valores de temperatura del suelo corresponden al promedio de temperatura media diaria a 2 cm de profundidad. Los datos de temperatura media del aire y precipitación mensual se obtuvieron de la estación meteorológica de la UIB, localizada a 300 m del sitio experimental.

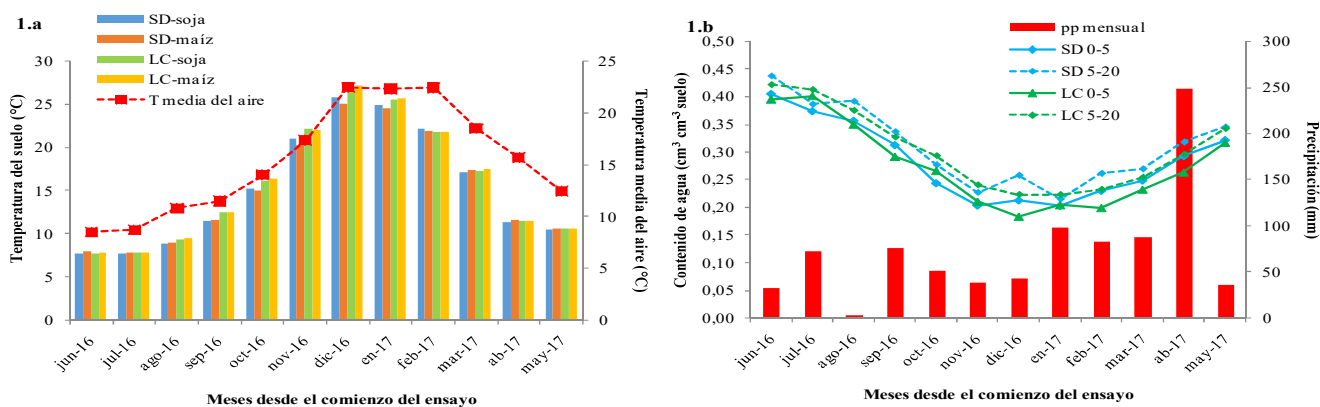


Figura 1: a) Temperatura media mensual del suelo y del aire y b. Humedad promedio mensual del suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) y precipitación mensual.

La Tabla 1 muestra las características del suelo previo al inicio del ensayo. La mayor parte de las variables presentan valores similares en los dos sistemas de manejo, aunque el carbono y nitrógeno orgánicos totales (COT y NOT, NOP y NOA) fueron levemente superiores en LC. El %at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ es similar en el suelo de los dos sistemas de manejo y cercano a la abundancia natural, por lo que se puede aseverar que ninguno de los dos sitios presentaba enriquecimiento isotópico previo a la incorporación de los residuos marcados. La diferencia más notoria entre SD y LC es el pH (0,31 puntos, en promedio, superior en LC), y la densidad aparente del suelo ($0,02 \text{ Mg m}^{-3}$, en promedio, superior en SD).

En la tabla 2 se observa la marcada diferencia en relación C:N de los residuos obtenidos y que el enriquecimiento isotópico alcanzado en los mismos es similar.

Tabla 1: Características de suelo bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) al comienzo del ensayo

Sitio	profundidad (cm)	pH	Dap (Mg m^{-3})	COT	NOT	NOP	NOA	%at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	
								NOP	NOA
LC	0-5	6,09	1,21	28,06	2,33	0,27	2,06	0,3685	0,3692
	5-20	6,11	1,26	26,76	2,29	0,23	2,05	0,3682	0,3693
SD	0-5	5,74	1,23	27,18	2,34	0,23	2,11	0,3674	0,3693
	5-20	5,8	1,28	25,55	2,19	0,19	2,00	0,3678	0,3690

LC: labranza convencional-SD: siembra directa- Dap: densidad aparente del suelo

Tabla 2: Características de los residuos aplicados

Residuo	%C	%N	C:N	%at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$
Maíz	41,95	0,33	127,12	3,213
Soja	35,65	1,34	26,70	3,513

Nitrógeno en fracciones granulométricas y nitrógeno derivado de los residuos bajo diferentes usos del suelo

Los valores de NOP y NOA y el N_{dr} en cada fracción presentaron diferencias en función a la fecha de muestreo, el tipo de residuo incorporado y la interacción entre dichas variables, tanto en SD como en LC ($p < 0,05$). En ambos sistemas de labranza y profundidades se observó que, luego de incorporarse los residuos, la cantidad de N en la fracción particulada (NOP) comenzó a aumentar mientras que, en la fracción asociada a los minerales (NOA) disminuía, describiendo ambas variables funciones cuadráticas con signos contrarios (Figuras 2 y 3).

En los primeros 5 cm del perfil bajo SD, el NOP aumentó a mayor tasa cuando el residuo incorporado fue soja con respecto a maíz. Sin embargo, a partir del mes ocho desde la incorporación de los residuos, la aplicación de soja resultó en disminución del NOP, mientras que en el suelo con maíz aún continuaba aumentando, probablemente por un

reciclo más lento a causa de su alta relación C:N (Mazzilli *et al.*, 2014). Al final del período analizado, el NOP en el tratamiento SD-soja fue estadísticamente igual al inicial, mientras que en SD-maíz fue superior (análisis no mostrado). El Nddr en esta fracción fue siempre superior cuando se incorporó soja, y presentó menor variación a través del tiempo. La diferencia en Nddr entre residuos fue significativa hasta los seis meses desde la incorporación, luego el Nddr de maíz aumentó hasta valores similares a los de soja (Figura 2.a).

Paralelamente, se halló una disminución del NOA con respecto al valor inicial, luego de la incorporación de ambos residuos. La disminución fue más marcada al incorporar maíz, encontrándose los valores mínimos de esta variable a los seis meses desde el aporte de residuos. Luego, el NOA aumentó y al final del experimento no se hallaron diferencias entre residuos ni con el valor inicial (Figura 2.c). Por otro lado, esta fracción presentó enriquecimiento en ¹⁵N desde el primer muestreo (dos meses luego de incorporar los residuos), permaneciendo estable hasta el octavo mes y siempre superior en el tratamiento SD- soja con respecto a SD-maíz. Esto indica que una proporción del N de mayor labilidad de los residuos se estabiliza rápidamente en la fracción mineral, con mayor aporte con residuos de alta calidad. A partir del octavo mes, el aumento en NOA coincide con el de Nddr en esta fracción, la disminución del NOP y el Nddr-NOP. Esto pone de manifiesto que parte del NOA se mineralizó en ese período, mientras que desde la MOP se incorporó N proveniente de los residuos, previa descomposición y síntesis microbiana. Otras investigaciones han reportado que este tipo de aportes aumentan el ciclado microbiano de los compuestos derivados de los residuos (Gillespie *et al.*, 2013) y mejoran la eficiencia de transformación y estabilización de los mismos (Cotrufo *et al.*, 2013).

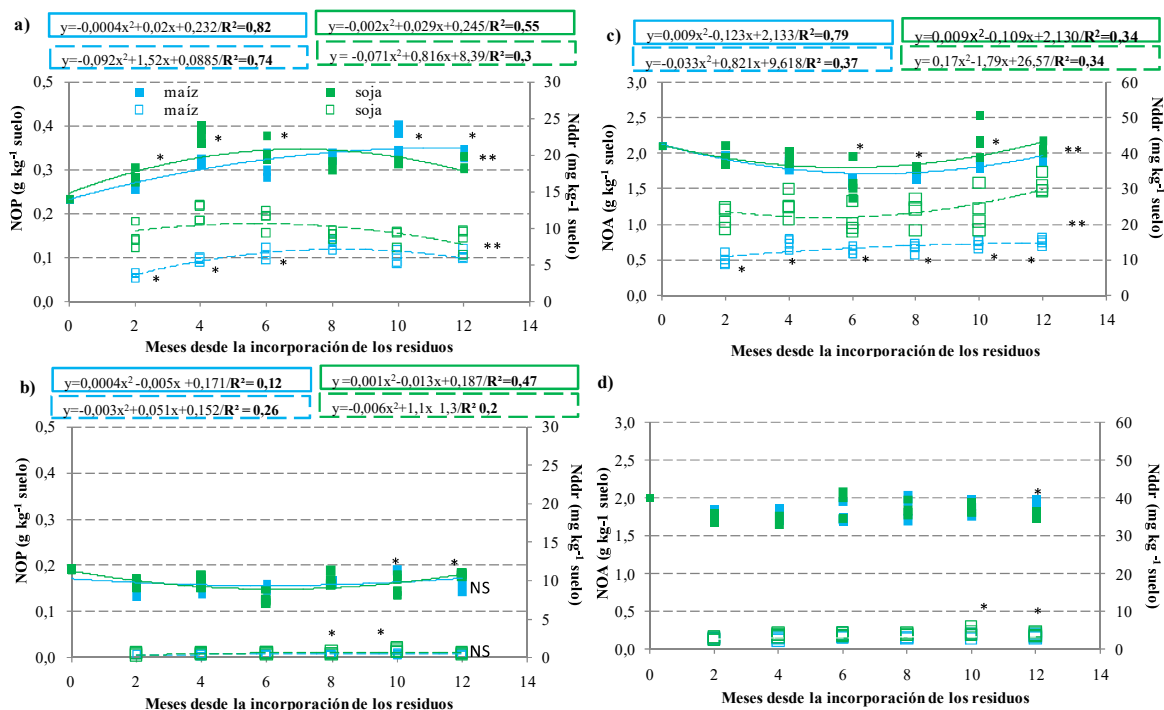


Figura 2: Nitrógeno orgánico particulado (NOP) (a y b) y asociado a la fracción mineral (NOA) (c y d) (líneas llenas) y nitrógeno derivado de los residuos (Nddr) en cada fracción (línea punteada), bajo siembra directa las profundidades de 0-5 cm (a y c) y 5-20 cm (b y d), en función del tiempo desde la incorporación de residuos de soja y maíz. *diferencias significativas entre maíz y soja dentro de una fecha de muestreo, **diferencias significativas entre modelos, NS modelos estadísticamente iguales. (LSD, $\alpha=0,05$)

La diferencia entre los modelos de cada residuo destaca el rol de la calidad de los residuos aportados al suelo sobre su tasa de descomposición y estabilización. Residuos de alta calidad (baja relación C/N), se descomponen inicialmente a alta velocidad, pasando a formar parte de la MO rápidamente, mientras que los residuos de mayor relación C/N se descomponen y estabilizan más lentamente como resultado de una menor eficiencia biológica de utilización de los residuos (Cotrufo *et al.*, 2013, Castellano *et al.*, 2015). En este sentido, Helfrich *et al.* (2008), utilizando residuos de maíz enriquecido con ¹⁵N, realizaron un seguimiento de la incorporación del N derivado de biomasa aérea (baja relación C:N=27,4) y radical (alta relación C:N=86,4) a distintas fracciones y tamaños de agregados y encontraron que la cantidad de N que se estabilizaba en las mismas no variaba entre las calidades de residuo aportado. Sin embargo, dicho estudio se realizó por un período de tiempo corto (84 d) y en condiciones de laboratorio (temperatura y humedad óptimas para la

actividad biológica). Estas diferencias fueron grandes al inicio del período de descomposición, pero luego fueron disminuyendo.

Los patrones hallados en el estrato 5-20 cm fueron similares a los de 0-5 cm, pero con menores diferencias entre residuos y fechas de muestreo. Los modelos hallados tanto para maíz como para soja fueron significativos, pero no fueron diferentes entre sí para la fracción NOP (Figura 2.b). En la fracción NOA en cambio, ningún modelo pudo ser ajustado (Figura 2.d).

En LC se observaron los mismos patrones en el NOP, el NOA y el Nddr en las fracciones en función del tiempo que los observados en SD, pero las tasas de cambio en función del tiempo fueron mayores, como consecuencia de la mayor accesibilidad por parte de la biomasa microbiana, al incorporar los residuos al suelo (Bronick & Lal, 2005), y una mayor temperatura del suelo (Fig.1.a). El análisis de la fracción NOP y el Nddr en la misma, arrojó modelos estadísticamente significativos para ambas calidades de residuos y profundidades. En el análisis de regresión del NOP en función del tiempo, no se observó diferencia entre los modelos ajustados para maíz y soja a ninguna de las profundidades analizadas (Figuras 3.a y 3.b). Asimismo, a diferencia del comportamiento bajo SD, el Nddr en esta fracción presentó una tendencia a ser mayor al incorporar maíz pero la diferencia fue significativa sólo al final del período estudiado.

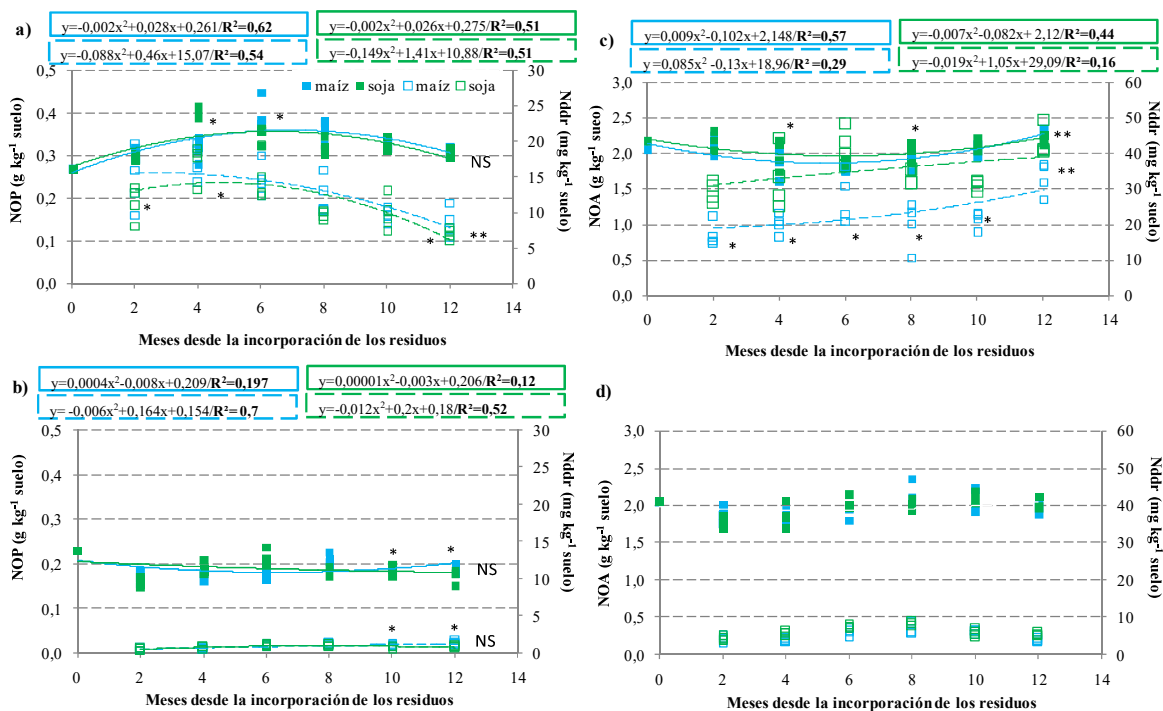


Figura 3:

Nitrógeno orgánico particulado (NOP) (a y b) y asociado a la fracción mineral (NOA) (c y d) (líneas llenas) y nitrógeno derivado de los residuos (Nddr) en cada fracción (línea punteada), bajo **labranza convencional** las profundidades de 0-5 cm (a y c) y 5-20 cm (b y d), en función del tiempo desde la incorporación de residuos de soja y maíz. *diferencias significativas entre maíz y soja dentro de una fecha de muestreo, **diferencias significativas entre modelos, NS modelos estadísticamente iguales. (LSD, $\alpha=0,05$)

El aumento en el NOP a través del tiempo fue mayor y a mayor tasa, y la disminución temporal en el NOA menos marcada que en SD (Figura 3). En los primeros cm del perfil, el NOP y el Nddr en la fracción, aumentaron hasta un máximo en el sexto mes cuando comenzaron a disminuir, coincidentes con el aumento del NOA. Al igual que en SD se puede inferir una transferencia de una a otra fracción, en este caso más rápida que en aquel sistema de labranza. Esto resulta lógico, dado que el laboreo favorece la actividad microbiana al incrementar la oxigenación del ambiente edáfico y mejorar el contacto de los restos con el suelo, lo que favorece su descomposición (Bronick & Lal, 2005) y su estabilización (Helfrich *et al.*, 2008).

El rol de la calidad de los residuos en el ciclado del C y N de los mismos y su estabilización en fracciones continúa siendo un tema de investigación. Los mayores valores de los términos de los modelos y la menor diferencia entre calidades hallados en LC, implican que la tasa de ciclado del N de los residuos se ve acelerada en este sistema con respecto a SD, atenuando el efecto de la calidad. En los primeros 5 cm, el Nddr de la fracción NOA aumentó de manera constante, desde el inicio del ensayo con ambas calidades de residuos, evidenciando un aporte continuo de N desde los residuos al NOA, pero siendo siempre mayor para los residuos de soja. Esta observación contrasta con la visión clásica de

estabilización progresiva de compuestos en la MO desde fracciones gruesas a finas (Guggenberger *et al.*, 1994), mientras que refuerza la hipótesis de estabilización de compuestos de forma directa desde sustratos lábiles (Cotrufo *et al.*, 2013). Además, marca una diferencia notoria con lo observado en SD donde el aporte desde los residuos al NOA fue menor y a menor tasa (Figura 2.c). En otras investigaciones a campo, las aplicaciones a largo plazo de estiércol generaron más C y N asociado a las fracciones limo y arcilla que las aplicaciones de una turba de menor calidad (mayor C:N), cuando se incorporaban al suelo de manera similar a este experimento (Gerzabek *et al.*, 2006).

CONCLUSIONES

Cuando los residuos de cosecha son dejados en superficie la calidad de los mismos cumple un rol fundamental en su incorporación al suelo y en la tasa a la cual su N pasa a formar parte de las fracciones de la MO. Cuando los residuos se incorporan al suelo con labranzas, el mezclado de los residuos con el suelo favorece su ciclado atenuando las diferencias. Una fracción del N se estabiliza rápidamente en el NOA mientras que, otra es transferida desde el NOP más lentamente tanto en SD como en LC y la misma es mayor cuando se incorpora un residuo de alta calidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Bronick, CJ & R Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*. 124(1-2):3-22.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(3):777-783.
- Castellano, MJ; KE Mueller; DC Oik; JE Sawyer & J Six. 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Glob. Change Biol.* 21(9): 3200-3209.
- Cotrufo, MF; MD Wallenstein; CM Boot; K Deneff & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Glob. Change Biol.* 19(4): 988-995.
- Cyle, KT; N Hill, K Young; T Jenkins; D Hancox; PA Schroeder & A Thompson, A. 2016. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction. *Soil Biol. Biochem.* 103:138-148
- Dewis, J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. pp. 36-57. Boletín sobre suelos N° 10. FAO. Roma.
- Gerzabek, MH; R S Antil; I. Kögel-Knabner; H Knicker; H Kirchmann & G Haberhauer. 2006. How are soil use and management reflected by soil organic matter characteristics: a spectroscopic approach. *Eur. J. soil Sci.* 57 (4):785-794
- Gillespie AW, A Diochon & B Ma. 2013. Nitrogen input quality changes the biochemical composition of soil organic matter stabilized in the fine fraction: a longterm study. *Biogeochemistry*. 117: 337–350.
- Guggenberger G; BT Christensen & W Zech. 1994. Land-use effects on the composition of organic-matter in particle-size separates of soil. 1. Lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science*, 45, 449–458.
- Helfrich, M; B Ludwig; M Potthoff & H Flessa. 2008. Effect of litter quality and soil fungi on macroaggregate dynamics and associated partitioning of litter carbon and nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 40(7): 1823-1835.
- LECO. 2008. Organic application notes. [en línea] <<http://www.leco.com/>> [consultado: 1 de noviembre 2017]
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; O Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biol. Biochem.* 75: 273-281.
- Monaghan, R & D Barraclough. 1995. Contributions to gross N mineralization from 15N-labelled macroorganic matter fractions during laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 27(12): 1623-1628.
- R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<http://www.Rproject.org>).
- Robertson, GP & PM Groffman. 2015. Nitrogen transformations. In: Paul. E.A (ed). *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Fourth edition. Academic Press, Burlington, Massachusetts, USA. pp 421-446.
- Schlichting, E; HP Blum, & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*; Berlin/Wien. Blockwell. Wissenschafts-Verlag. 295p.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*. 241(2): 155- 176.
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington DC.
- Van Den Bossche, A; S De Bolle; S De Neve & G Hofman. 2009. Effect of tillage intensity on N mineralization of different crop residues in a temperate climate. *Soil Till. Res.* 103(2):316-324.