Intensificación agrícola sustentable: efecto sobre el recurso suelo de distintas secuencias de cultivos en comparación con el monocultivo de soja

Magra, G.; Saperdi, A.; Ferreras, L.

Cátedra Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias – Universidad Nacional de Rosario. [gmagra@hotmail.com](mailto:gmagra@hotmail.com); [andressaperdi@hotmail.com](mailto:andressaperdi@hotmail.com); ferrerasla@gmail.com

Eje temático 2. Bienes naturales, problemas ambientales y sostenibilidad del desarrollo agrario. Agroquímicos y salud. Extractivismo, “sojización” y otros debates. Agroecología

*Introducción*

Los recursos de tierras son limitados, frágiles y no renovables, representan aproximadamente una tercera parte de la superficie total de nuestro planeta. Entre ellos se incluye el suelo, que es la base para los sistemas de sustentación de la vida animal y vegetal, siendo primordial para las actividades agropecuarias, como así también un componente destacado del hábitat y el bienestar humano. Funciones tan importantes como la preservación de la biodiversidad, la regulación del ciclo del agua, el almacenamiento y reciclaje de carbono y nutrientes, transcurren en el sistema suelo (Azqueta Oyarzun, 2007; FAO y GTIS, 2015).

Uno de los grandes desafíos del siglo XXI consiste en optimizar el uso de estos recursos a los fines de responder a la demanda de granos, forrajes y fibras; por ello es fundamental generar conocimientos para el desarrollo de tecnologías que mantengan la productividad de las tierras con el menor impacto negativo sobre el ambiente. La meta a alcanzar en los próximos años es lograr una producción agrícola sustentable, produciendo la cantidad de alimentos necesarios mediante el uso eficiente y seguro de los recursos naturales y de los insumos externos, asegurando servicios ecosistémicos para la sociedad (Alexandratos y Bruinsma, 2012; Andrade, 2017). Si bien una opción es incorporar nuevas tierras al proceso productivo, es fundamental evaluar cuanto puede ampliarse la frontera agrícola antes de que los riesgos de degradación o la pérdida de biodiversidad alcancen niveles inaceptables. Se estima que alrededor de una cuarta parte de las tierras cultivables del planeta presentan algún signo de erosión y/o degradación, identificando como causas principales al empleo de prácticas de manejo inadecuadas, la deforestación y el sobrepastoreo (Azqueta Oyarzun, 2007; FAO y GTIS, 2015). Estos procesos también se han observado en la Región Pampeana Argentina, una de las áreas de producción agrícola más importantes del mundo, con suelos clasificados como Molisoles que deberían ofrecer una excelente capacidad productiva. Sin embargo, diversos relevamientos muestran que existen zonas con disminución de la calidad del suelo, manifestada entre otros factores, a través de descensos de la materia orgánica (MO) que alcanzan hasta el 60% del nivel original (Ferreras et al., 2007; Sainz Rosas et al., 2011; Wingeyer et al., 2015).

La expansión masiva del cultivo de soja en nuestro país respondió, más allá de su simplicidad productiva, a su elevada rentabilidad (costos de producción y precio del grano), además de su gran capacidad de adaptación frente a cambios en el ambiente. Sin embargo, la práctica del monocultivo ha profundizado los procesos de degradación/erosión, puesto que se produce elevada extracción de nutrientes con escasa o nula reposición, y además realiza un menor aporte de residuos que impacta negativamente en el balance de carbono (C) y la biodiversidad del suelo (Novelli et al., 2010; Cazorla et al., 2017). Este cambio en el modelo productivo produjo transformaciones en los agroecosistemas de la Región Pampeana, cuyas consecuencias fundamentales han tenido relación con la pérdida de fertilidad en las principales cuencas productivas de la región. Por otro lado, tal cual se menciona en párrafos anteriores, el cultivo de soja tiene gran versatilidad y puede desarrollarse en suelos de baja capacidad productiva, lo que podría enmascar por varios años un proceso de degradación o posible déficit de nutrientes.

Un sistema de producción sustentable debe contemplar la reposición de nutrientes al suelo en la medida que son exportados a través de los productos de cosecha. Si esto no ocurre, los suelos se empobrecen con los sucesivos ciclos agrícolas impactando negativamente sobre los rendimientos de los cultivos. El logro de máximos rendimientos económicos de los cultivos agrícolas depende de las condiciones climáticas, edáficas y de manejo del cultivo y del suelo. Numerosos trabajos han demostrado que la nutrición de los cultivos es normalmente limitante para la obtención de estos máximos rendimientos económicos (García y Salvagiotti, 2009; García y González Sanjuan, 2010, Cabrini et al., 2013). El uso de fertilizantes en la Argentina se encuentra en desarrollo, en comparación con países como Brasil y Estados Unidos quienes aplican fertilizantes regularmente para reemplazar los nutrientes removidos por los cultivos. Si bien, en los últimos años, se observa una leve tendencia a reponer parte de los nutrientes extraídos a través de las cosechas, los valores promedio nacionales presentan un gran desajuste en la relación aplicación de nutrientes/extracción en grano. En términos generales, en nuestro país se aplica entre el 40-60% del nitrógeno y fósforo consumidos por los cultivos, datos que indican que la reposición es insuficiente (Melgar, 2011; 2015).

Más allá de incrementar los rendimientos a través de programas de fertilización, resulta esencial diseñar estrategias adaptadas a cada ambiente para maximizar la captura de los recursos (radiación, agua y nutrientes), para lo cual es necesario conocer su disponibilidad y distribución temporal. Uno de los criterios que define la sustentabilidad de los agroecosistemas es el mantenimiento de las propiedades físicas, biológicas y el nivel de nutrientes del suelo. La incorporación de fertilizantes ha estado asociada más a la posibilidad de aumentar los rendimientos de los cultivos que a una conciencia sobre la necesidad de reposición de nutrientes del sistema para conservar el capital natural. La mayoría de los productores no consideran los costos ambientales en sus análisis económicos, es decir, las pérdidas de nutrientes y de materia orgánica que ocurre en los suelos como consecuencia del uso agrícola, generando externalidades y/o deterioro de los propios recursos productivos (Flores y Sarandón, 2002; Cabrini et al., 2013).

Como contrapartida al deterioro y agotamiento de nutrientes de los suelos, la intensificación agrícola sustentable es una alternativa viable ya que permite incrementar la producción sin perjuicios para la sociedad, puesto que se basa en obtener la máxima eficiencia en producción por unidad de recurso (Harvey y Pilgrim, 2011; Tilman et al., 2011). En consecuencia, si se pretende llevar a cabo sistemas de producción sustentables optimizando el empleo de recursos/insumos involucrados, es fundamental realizar una valoración del consumo de nutrientes del suelo. De esta manera, a partir de la internalización de los costos ambientales se podría mitigar el deterioro del suelo, debido a que no se subestiman los egresos de cada actividad. Incluir en los análisis económicos los costos de consumo de nutrientes, puede contribuir a la toma de decisiones que promuevan actividades con respaldo y conceptos acordes al desarrollo sustentable.

Una opción al monocultivo de soja, es realizar más de un cultivo al año con rotaciones y manejos apropiados para cada zona a través de una intensificación sostenible de los sistemas (Andrade y Satorre, 2015; Monzon et al., 2014). Aumentar la eficiencia haciendo más cultivos por unidad de tiempo y superficie, implica una reducción del período de barbecho que podría mitigar los efectos negativos causados por el monocultivo de soja. Las secuencias que eliminan los períodos de barbecho mejoran el balance de C en el suelo puesto que se incrementan los aportes de residuos vegetales con un uso más eficiente del agua y de la radiación solar (Caviglia y Andrade, 2010; Novelli et al., 2010). A mayor cantidad de días por año con cobertura viva sobre el suelo, mayor es la cantidad de biomasa producida y mayor es el aporte de materia orgánica al sistema y nutrientes potencialmente disponibles. El doble cultivo Trigo/Soja se ha extendido en los últimos 25 años, siendo ampliamente adoptado por los productores agrícolas debido a que mejora el uso de los recursos y además los resultados globales pueden ser más estables en comparación con la siembra individual de cada uno de los cultivos. La incorporación del trigo en los esquemas de doble cultivo resulta fundamental debido a que absorbe entre 500 - 600 milímetros de agua haciendo un uso más eficiente de este recurso, con lo cual se observa un gradual descenso de las napas. El hecho de incorporar esta gramínea de invierno permitirá, además de incorporar carbono al suelo, consumir los excesos de agua, competir con malezas de difícil control y mejorar las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo (Caviglia et al., 2004; Cabrini et al., 2013; Monzon et al., 2014). Aunque en un grado mucho menor que la soja, el maíz también está siendo considerado como una segunda cosecha para componer secuencias con dos cultivos al año: Trigo/Maíz (Andrade et al., 2015).

Afortunadamente el modelo productivo ha ido cambiando a lo largo del tiempo, durante el quinquenio 2010-2015 en la zona núcleo se sembraban cuatro hectáreas de soja por cada una de gramíneas (trigo o maíz); mientras que en la campaña 2018/19 esta relación disminuyó a la mitad con un cambio drástico en la fisonomía de la zona (BCR, 2019). Como aspecto altamente positivo, la incorporación de gramíneas podría convertirse en una alternativa importante en la recuperación de los suelos debido a que se incrementa el contenido de MO ya que aporta al sistema alto volumen de rastrojos (tanto por la cantidad como por la calidad de los residuos); y por permitir una mayor cobertura, lo que contribuye a mejorar el funcionamiento y a mantener la calidad de los suelos (Oelbermann y Echarte, 2011; Monzon et al., 2014; Andrade et al., 2015).

Para evaluar el impacto de estas prácticas, es necesario la identificación de indicadores sensibles asociados a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo que permitan monitorear de manera eficaz los cambios que se puedan producir. Numerosos autores han estudiado los parámetros físicos, químicos y biológicos como sensores de calidad edáfica debido a que son propiedades vinculadas a las funciones de retención y provisión de agua y nutrientes (Trasar Cepeda et al., 2008; Costa et al., 2014; Ferreras et al., 2015). Sin dudas la MO es uno de los indicadores de calidad de suelo por excelencia, debido a que impacta sobre el comportamiento integral del suelo. Por tal motivo, se siguen destinando esfuerzos para identificar entre los componentes de la MO, cual se comporta como un indicador sensible para detectar diferencias ambientales o de manejo (Manlay et al., 2007; Lal, 2008; Vezzani y Mielniczuk, 2009). Un mayor aporte de carbono orgánico lábil; y la presencia de raíces vivas durante un período de tiempo más prolongado en comparación con el suelo bajo barbecho sin cultivo, provocaría un estímulo en la actividad microbiana. Los microrganismos son los encargados de liberar enzimas y diferentes sustancias que favorecen el funcionamiento y las interacciones entre los componentes del suelo. Además, una mayor cobertura en superficie protege al suelo, con lo cual previene procesos de erosión y se incrementa la infiltración. Por otro lado, se producen cambios en la estructura, mejorando el movimiento de fluidos y el aprovechamiento del agua. Asimismo, por mineralización de la MO acumulada, se aumenta la provisión de nutrientes para la planta con una mayor eficiencia en el uso de fertilizantes. Estos cambios debidos a una intensificación agrícola sustentable, impactan positivamente no solo sobre la calidad física, química y biológica del suelo, sino también en la dimensión económica, con un aporte significativo a la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Lehmann et al., 2017; Batista et al., 2018).

En función de los antecedentes expuestos, se plantearon los siguientes objetivos: i) evaluar el efecto de la intensificación agrícola (diferente proporción de gramíneas y años de implementación) sobre indicadores de calidad del suelo, ii) realizar una valoración del cambio en la dotación de Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Azufre (S) del suelo en función de las alternativas de intensificación agrícola, de manera tal que se puedan internalizar para los tres nutrientes los costos ambientales.

*Metodología*

Las mediciones se llevaron a cabo en establecimientos agrícolas pertenecientes a las localidades de Pujato, Coronel Arnold, Fuentes, Villa Mugueta, Sanford y Zavalla ubicados en el sur de la Provincia de Santa Fe (Departamentos San Lorenzo, Caseros y Rosario). Se seleccionaron sitios que están implementando secuencias de cultivos con distinto índice de intensificación (II), que es el número de cosechas por año en una determinada secuencia de cultivos, como así también diferente antigüedad desde que comenzó a implementarse la intensificación. Los tratamientos evaluados fueron: Trigo/Maíz-Maíz (II=1,50); Trigo/Soja-Maíz-Soja (II=1,33), y monocultivo de soja (II=1,0). El suelo se clasifica como Argiudol vértico, series Roldán y Peyrano, con clases I y II de capacidad de uso (Mapa Suelos – GEOINTA). Se extrajeron para cada tratamiento tres muestras de suelo compuestas de 15 sub-muestras a los 0-10 cm de profundidad en el mes de septiembre de 2018. Se evaluaron las siguientes variables de suelo:

- Carbono orgánico total (COT): Se determinó el COT por el método de Walkley-Black que consiste en la oxidación del carbono orgánico con dicromato de potasio en ácido sulfúrico concentrado durante 30 minutos, titulando luego el exceso del agente oxidante con sulfato amónico ferroso (Nelson y Sommers, 1996).

- Carbono orgánico particulado (COP): se utilizó la metodología de fraccionamiento físico propuesta por Cambardella y Elliott (1992), modificada por Galantini (2005). Las muestras dispersadas de suelo se pasan por un juego de tamices de 105 m y 53 m, con lo cual se obtienen tres fracciones: la fracción gruesa (105-2000 m) que contiene partículas gruesas de carbono orgánico y arenas finas a gruesas; fracción media (53 a 105 m) que incluye las partículas finas carbono orgánico y la arena muy fina; y la fracción fina (<53 m) que contiene mineral asociado al carbono orgánico, así como limo y arcilla minerales. El carbono presente en cada fracción se determina por el método de oxidación húmeda Nelson y Sommers, 1996).

- Densidad aparente (DA) por el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986). Se extrajeron muestras sin disturbar utilizando un cilindro de 47,5 mm de altura y 60 mm de diámetro.

Con los datos obtenidos DA, los resultados de COT fueron expresados como masa de C (Mg C ha-1) para la profundidad muestreada.

Los resultados obtenidos se analizaron empleando el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2015). Se realizó un análisis de varianza, previas pruebas de homogeneidad de varianzas y normalidad. Se utilizó el test de Tukey (p<0,05) para la separación de medias.

Para realizar la valoración de N, P y S se seleccionó el método basado en los Costos de Reposición. A través de este método se trata de cuantificar la cantidad de los nutrientes extraídos por la actividad agrícola, con la finalidad de estimar el valor del daño ambiental para retornar a un nivel de calidad anterior. El método estaría indicando el esfuerzo necesario para recuperar el valor integral de un bien que se había perdido, analizando el costo de las inversiones necesarias para neutralizar la pérdida del valor económico generado (Azqueta Oyarzun, 2007). Se calculó el equivalente de nutrientes en fertilizantes necesarios para realizar la restitución en cada secuencia. Los fertilizantes seleccionados fueron Urea para reponer el N perdido y Superfosfato Simple (SPS) para reponer el fósforo y azufre, teniendo en cuenta la amplia difusión y frecuencia de uso de ambos. El Superfosfato Simple es un fertilizante fosfatado en cuya composición química posee un 20% de P2O5. La molécula de P2O5 (PM = 142) posee dos átomos de fósforo (PA = 31), por lo tanto, el 43,7% del P2O5 es fósforo. Teniendo en cuenta el grado del SPS (20% P2O5) se calculó que 100 kg de fertilizante presentan 8,74 kg de P. Asimismo, el SPS aporta azufre (12% de S), por lo tanto, también se empleó a este producto como fuente de S. Por último, la Urea es un fertilizante nitrogenado que en su composición química presenta 46% de Nitrógeno. Debido a la complejidad de factores que influyen en la recuperación en la planta de los nutrientes agregados al suelo, se consideró un rango entre el 70 y 50% de eficiencia de aplicación para ambos fertilizantes (Stewart, 2007).

*Resultados y discusión*

El contenido de COT del suelo presentó diferencias estadísticamente significativas con valores más elevados para la secuencia Trigo/Maíz-Maíz, con respecto a Trigo/Soja-Maíz-Soja y monocultivo de soja. Únicamente el sitio Pujato, con tres años de antigüedad desde que comenzó la intensificación (Trigo/Maíz-Maíz), presentó valores que no mostraron diferencias estadísticamente significativas respecto a los obtenidos en la situación menos intensificada: Trigo/Soja-Maíz-Soja (Tabla 1). El contenido de COT de los sitios con monocultivo de soja fue en promedio un 22% menor con respecto a Trigo/Maíz-Maíz, mientras que la reducción para Trigo/Soja-Maíz-Soja fue del 16%.

Tabla 1: Carbono orgánico total (COT), masa de carbono y carbono orgánico particulado (COP) en cada uno de los sitios evaluados según secuencia de cultivos y antigüedad.

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Sitios /Tratamientos | Años de implementación | COT  (%) | Masa de C  (Tn/ha) | COP  (%) |
| ***Trigo/Maíz-Maíz*** |  |  |  |  |
| Fuentes con Terrazas | 26 | 2,06 ab | 28,63 a | 0,345 b |
| Sur Fuentes | 22 | 2,06 ab | 28,02 a | 0,326 b |
| Villa Mugueta | 22 | 2,26 a | 28,25 a | 0,429 a |
| Sanford | 15 | 2,06 ab | 27,40 a | 0,347 b |
| Coronel Arnold | 12 | 2,22 a | 27,97 a | 0,433 a |
| Este Fuentes | 12 | 1,99 b | 25,67 b | 0,268 c |
| Pujato | 3 | 1,87 bc | 24,12 b | 0,259 c |
|  |  |  |  |  |
| ***Trigo/Soja-Maíz-Soja*** |  |  |  |  |
| Fuentes | >10 | 1,83 c | 24,89 b | 0,176 d |
| Sanford | >10 | 1,83 c | 24,89 b | 0,154 d |
| Zavalla | >10 | 1,59 d | 21,94 c | 0,114 e |
|  |  |  |  |  |
| ***Monocultivo soja*** |  |  |  |  |
| Fuentes | >15 | 1,68 d | 22,01 c | 0,181 d |
| Coronel Arnold | >15 | 1,56 d | 21,06 c | 0,127 e |

Letras distintas para cada variable indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (p<0,05).

El cálculo de masa de carbono/hectárea muestra un comportamiento diferente respecto al COT. Representa la acumulación de carbono en el suelo en función del volumen real, teniendo en cuenta el espacio poroso. Cuando las diferencias superan las dos toneladas de carbono/hectárea se considera que son diferencias estadísticamente significativas. La secuencia de cultivos implementada y la antigüedad desde que comenzó la implementación, son determinantes en los valores obtenidos para esta variable, arrojando una diferencia próxima a las siete toneladas por hectárea entre el sistema de rotaciones intensificadas de mayor antigüedad (Fuentes con Terrazas, Sur Fuentes y Villa Mugueta) con respecto los lotes destinados a monocultivo durante un período de tiempo similar (Tabla 1).

Cabrini et al. (2013) evaluaron diferentes actividades agrícolas (Maíz, Trigo/Soja y Soja) a los fines de cuantificar el impacto de la actividad productiva sobre los recursos naturales. Estos autores hallaron un balance anual de carbono negativo para todas las actividades estudiadas, siendo la merma más importante para el cultivo de soja. Las pérdidas anuales de carbono para Maíz y Trigo /Soja promediaron 0,2 toneladas/ha; mientras que para el cultivo de soja la pérdida promedio de carbono fue de una tonelada/hectárea.

La MO es reserva de numerosos nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, contiene aproximadamente un 58% de carbono (C) y presenta una relación C/N/P/S estimada en 120:10:1,3:1,3 (Manlay et al., 2007). A partir de esta información, como consecuencia de cambios en el contenido de carbono del suelo, es factible estimar la cantidad de nutrientes que pueden modificarse en los primeros 10 cm de profundidad correspondiente al espesor de suelo evaluado. Teniendo en cuenta la secuencia más intensificada (% gramíneas) con mayor antigüedad en su implementación (> 12 años), se calculó un incremento en la masa de carbono orgánico en el suelo que osciló entre 4100 y 6580 kg/ha, 342 a 548 kg de nitrógeno, 44 a 71 kg de fósforo y 44 a 71 kg de azufre en Trigo/Maíz-Maíz con respecto a Trigo/Soja-Maíz-Soja y monocultivo de soja, respectivamente. La MO actúa como fuente y destino de los nutrientes en el sistema, con lo cual, esta diferencia en el aporte de residuos orgánicos que se generó con la implementación de la secuencia más intensificada implica un mayor aporte de nutrientes potencialmente disponibles para las plantas.

Tal cual se mencionó anteriormente, en los sistemas productivos de nuestro país no se llega a valores donde se logre reponer la totalidad de lo extraído por los cultivos, aunque se observa una tendencia al aumento de la reposición de N, P y S removidos. Debido al incremento de la MO se observa que con la secuencia Trigo/Maíz-Maíz se produce un aporte de nutrientes superior en relación a Trigo/Soja-Maíz-Soja y monocultivo de soja. A los fines de cuantificar y poner en valor el costo de reposición, se realizó la conversión del cambio de nutrientes a kilogramos de fertilizantes en la capa de 10cm superficiales (Tabla 2). En base al grado de los fertilizantes seleccionados (concentración de nutriente) y a la eficiencia considerada se estimó el aporte equivalente que generó la secuencia más intensificada (Trigo/Maíz-Maíz).

Tabla 2: Aporte de nutrientes (calculado en equivalente fertilizante) para la secuencia Trigo/Maíz-Maíz con respecto a Trigo/Soja-Maíz-Soja y monocultivo de soja

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | Equivalente en kg de fertilizante por hectárea | | |
| Secuencia | Urea (N) | Superfosfato Simple (P) | Superfosfato Simple (S) |
| Trigo/Soja-Maíz-Soja | 967\* -1115\*\* | 661 – 762 | 481 - 555 |
| Monocultivo de soja | 1549 – 1787 | 1. - 1223 | 772 - 891 |

Cálculo de fertilizante considerando 70% (\*) y 50% (\*\*) de eficiencia de recuperación

En situaciones de balance de nutrientes negativos, cuando la exportación en productos de cosecha (granos y forrajes) es superior al aporte a través de producción de biomasa, abonos orgánicos y/o fertilizantes, los niveles de MO disminuyen aportando a través de su mineralización los nutrientes necesarios para los cultivos (Lehmann et al., 2017; Batista et al., 2018). El análisis de la información provista por la Tabla 2, pone de manifiesto el efecto de recuperación del suelo mediante la intensificación (secuencia Trigo/Maíz-Maíz). Se observa que el incremento en la MO en la capa superficial de 0-10 cm, a través del incremento de carbono en el suelo (Tabla 1), generó un aporte de nutrientes de considerable magnitud. En el caso de pretender igualar esa dotación deberían agregarse vía fertilizante importantes cantidades de producto, siendo los valores superiores para el monocultivo de soja (Tabla 2).

La extracción continua de nutrientes con baja o nula reposición requiere de una revisión en el manejo de los sistemas productivos. Es necesario una mejora en el uso de los recursos e insumos, en la cual los nutrientes desempeñan un papel esencial. El balance de los nutrientes debe compatibilizarse con los objetivos del productor que se definen como: productividad, rentabilidad, durabilidad del sistema de producción y ambiente saludable. A partir del cálculo en la disminución de nutrientes por las diferentes actividades se modifica en parte la visión de la empresa agropecuaria, puesto que ya no se prioriza la rentabilidad económica a expensas de la durabilidad del sistema de producción y el ambiente saludable. El hecho de no reponer la cantidad de nutrientes extraídos por la actividad agrícola sobreestima los beneficios, debido a que en el análisis económico no se incluye el costo de degradación del capital natural del suelo (Azqueta Oyarzun, 2007). Numerosos autores han señalado la necesidad de reponer la dotación de nutrientes para no comprometer la potencialidad productiva del recurso suelo debido a la disminución del nivel de fertilidad, que en algún momento se refleja o se reflejará en una disminución de los rendimientos de los cultivos (Flores y Sarandón, 2002; Veneciano y Frigerio, 2003; Cruzate y Casas, 2009; Melgar, 2011 y 2015).

En general, la inclusión de gramíneas en la rotación mejora el balance de C del suelo, principalmente por la calidad y cantidad de rastrojos que se producen y se devuelven al suelo, como así también por el aporte de las raíces, mientras que suele ser negativo para las rotaciones con mayor frecuencia de soja. Los impactos negativos en el contenido de MO cuando existe una mayor frecuencia de soja en las rotaciones respecto a la inclusión de gramíneas ya han sido destacados por varios autores en diversas regiones del mundo. La mayor velocidad de descomposición de los residuos de soja en comparación a los rastrojos de maíz y trigo, podría estimular también la mineralización del resto de la MO del suelo. Es así que la reducción o deterioro de la MO implica la posible degradación del suelo y la pérdida de su calidad, constituyendo una amenaza a la conservación de la biodiversidad y sostenibilidad de los agroecosistemas (Novelli et al., 2010; Houx et al., 2011; Cabrini et al., 2013; Pérez Brandan et al., 2014).

La fracción que compone el COP comprende materiales fácilmente degradables y residuos parcialmente descompuestos, con lo cual es la fracción que disminuye más rápidamente debido a que está expuesta a la mineralización puesto que constituye el sustrato inicial para la descomposición microbiana. El COT es el atributo del suelo que se utiliza con mayor frecuencia como indicador de su calidad y sustentabilidad agronómica. Sin embargo, la fracción lábil, el carbono orgánico más joven y activo, resulta de mayor sensibilidad a los efectos del uso de la tierra en el corto plazo, siendo el COP el compartimiento más dinámico de la materia orgánica. Por otra parte, es la fracción que se correlaciona con el ciclado y la disponibilidad de los nutrientes (Galantini y Suñer, 2008; Manlay et al., 2007). Esta variable es la que presenta mayores diferencias comparando el tipo de secuencia implementada, los sitios destinados a la rotación intensificada por un prolongado período de tiempo superan con el doble o triple el contenido de COP respecto a Trigo/Soja-Maíz-Soja y monocultivo de soja, respectivamente (Tabla 1). Por lo tanto, a partir de la información provista en las determinaciones de carbono orgánico (COT y COP), podemos inferir que la fracción más lábil (COP) se mostró como un indicador más sensible que el COT.

Un importante indicador de la salud física de los suelos es la compactación que puede ser evaluada a través de la densidad aparente. En nuestro estudio, los valores de DA en el estrato superficial no manifestaron diferencias estadísticamente significativas entre sitios, alcanzando en algunas situaciones valores > 1,3 Mg m-3 considerado como límite superior para el óptimo crecimiento radicular (Wilson et al., 2013; Duval et al., 2015). La compactación depende de agentes externos (manejo, clima), como así también depende de los componentes sólidos del suelo (Reynolds et al., 2009). La composición mineralógica de los suelos donde se llevaron a cabo las mediciones consiste en arcillas del tipo illítico y principalmente limo que puede contener hasta un 42% de fitolitos, componente que le confiere mayor susceptibilidad a la compactación (Cosentino y Pecorari, 2002). Factores como la pérdida de MO, la falta de cobertura superficial y el sistema radicular de los cultivos pueden agravar los problemas de compactación (Ferreras el al., 2007). En suelos desnudos es factible que disminuya la cantidad de agua ingresada al suelo, generando una reducción en la capacidad de almacenaje. Además, se potencia el escurrimiento superficial con las consiguientes pérdidas y arrastre de partículas. En los sitios en los cuales se incluye el cultivo de soja, ya sea en secuencias combinadas o como monocultivo con barbechos prolongados, el suelo permanece con menor cobertura y expuesto a los procesos erosivos. Estas características reducen la infiltración de gran parte del agua de lluvia que no puede ser consumida por parte de ese cultivo de soja. El desplazamiento en superficie del agua cobra mayores dimensiones en las áreas onduladas. Como consecuencia del escurrimiento superficial, se produce el arrastre de sedimentos ricos en materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros nutrientes esenciales para la producción agrícola, pérdidas que podrían ser fácilmente evitadas con un manejo diferente (Duval et al., 2015). La disminución del ingreso del agua al suelo y su posterior almacenamiento genera una mayor dependencia ambiental de los cultivos y una mayor variabilidad en los rendimientos. Caso contrario, un suelo con elevada capacidad de almacenamiento/abastecimiento de agua determina cierta independencia climática por parte del cultivo. En el análisis de los datos obtenidos, se observa que dentro de los establecimientos con la secuencia más intensificada (Trigo/Maíz-Maíz) hay dos sitios con valores inferiores de COT, COP: Este de Fuente y Pujato (Tabla 1). En párrafos anteriores se hace mención al sitio Pujato, cuya antigüedad en la secuencia intensificada es solo de tres años, lo que podría explicar en parte los resultados obtenidos en relación a una menor acumulación de carbono orgánico. Para el caso de Este Fuentes, se trata de un lote con pendiente, con riesgos de erosión que podría acrecentar limitantes desde el punto de vista de la infiltración del agua, actividad biológica y consecuente acumulación de residuos.

La degradación física es la manifestación más claramente asociada a las características del manejo del suelo y su rotación, particularmente en lo que hace a la estructura y a la densificación de la capa arable. Esta densificación puede tener dos orígenes bien diferenciados; uno correspondiente al efecto de compactación de las herramientas y rodados sobre el suelo, y otro al fenómeno de inestabilidad de los elementos estructurales por pérdida de cohesión que conducen a la formación de una capa masiva, fundamentalmente en lotes de agricultura continuada sin rotación y con un balance de carbono negativo. Las propiedades físicas del suelo como agregación y porosidad, influyen sobre el crecimiento de las plantas a través de su efecto sobre la humedad, temperatura y aireación del suelo y sobre la impedancia mecánica al desarrollo radicular, incidiendo finalmente sobre el rendimiento del cultivo. (Carrizo, 2015; Rabot et al., 2018).

*Consideraciones finales*

Los sistemas productivos de la región necesitan ser manejados con mayor diversidad de especies, para lograr un mejor aprovechamiento de los recursos disponibles (agua, luz y nutrientes). Las rotaciones de cultivos y la incorporación de gramíneas presentan numerosas ventajas comparadas con los sistemas de monocultivo de soja, sin excluir a este cultivo del modelo productivo. Algunas de estas ventajas se relacionan con i) la posibilidad de acumular mayores cantidades de residuos de distinta calidad que representan significativos aportes de C para el suelo, como así también aporte de nutrientes, ii) la mayor intensidad de uso del suelo; y iii) la mayor eficiencia de uso del agua. Contrariamente, la soja provee un rastrojo que se descompone rápidamente, dejando al suelo con muy poca cobertura y expuesto a la acción erosiva.

Las gramíneas tienen la capacidad de explorar el suelo con su profuso sistema radicular, produciendo la ruptura de capas compactadas y mejorando su condición. Además, dejan un volumen de rastrojo aéreo y raíces abundante que es de lenta descomposición, por lo que el suelo permanece cubierto durante más tiempo y genera mejores condiciones en la dinámica de agua del suelo.

Un modelo productivo de estas características, que contribuya a aumentar el contenido de materia orgánica del suelo, además del impacto positivo en su condición física, química y biológica, también contribuye a la sustentabilidad ambiental ya que se reduce la emisión de CO2 a la atmósfera través del secuestro de carbono en el suelo. Por último, al haber un mayor aporte de nutrientes como consecuencia del incremento en la materia orgánica, se produce una optimización en el uso de recursos e insumos.

*Agradecimientos*

El presente trabajo de investigación fue realizado en el marco de Convenios de Servicios No Estandarizados establecidos entre la Cátedra de Edafología – Facultad de Ciencias Agrarias (Universidad Nacional de Rosario) y la empresa Alfagro S.A., iniciado en el año 2011. Los autores agradecen a la empresa tanto el apoyo financiero, como el suministro de los sitios de muestreo.

*Bibliografía*

Alexandratos N. y J. Bruinsma. 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03. Rome, FAO.

Andrade, F.H. 2017. Los desafíos de la agricultura argentina. CABA. Ediciones INTA. 120 pp.

Andrade J.F., S.L. Poggio, M. Ermácora y E.H. Satorre, E.H. 2015. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pampa, Argentina. European Journal of Agronomy 67: 37-51.

Andrade J.F. y E.H. Satorre. 2015. Single and double crop systems in the Argentine Pampas: Environmental determinants of annual grain yield. [Field Crops Research](https://www.researchgate.net/journal/0378-4290_Field_Crops_Research) 177: 137-147.

Azqueta Oyarzun D. 2007. Introducción a la Economía Ambiental. 2da Edición. Mc Graw Hill – Interamericana de España S.A.U.

Batista E.R., C.S. Zanchi, D. Ferreira, F. Aguiar Santiago, F. Araújo Pinto, J.V. Dos Santos, E. Barbosa Paulino y M.A. Carbone Carneiro. 2018. Atributos biológicos do solo em sistema integrado de produção agropecuária. In: Souza E.D. et al. ed. Sistemas Integrados de produção agropecuária no Brasil. Tubarão: Copiart v. 1, p. 71-90.

BCR. 2019. Cada vez más lejos de la soja, el nuevo ciclo marcará un nuevo récord de rotaciones. Guía Estratégica para el Agro. Bolsa de Comercio de Rosario. http://www.bcr.com.ar/Pages/GEA/ (01/08/2019).

Blake G.R. y K.H. Hartge. 1986. Bulk Density: In: Klute, A. (ed). Methods of Soil Analysis. Part 1 (2nd ed.). Pp. 363-375. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Cabrini S.M., C.P. Calcaterra, D. Lema. 2013. Costos Ambientales y Eficiencia Productiva en la Producción Agraria del Partido de Pergamino. Revista Iberoamericana de Economía Ecológica. Vol. 20: 27-43.

Cambardella C.A. y E.T. Elliott. 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. [Soil Science Society of America Journal](https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj) 56: 777-783.

Carrizo, M.E. 2015. Regeneración de la estructura en Argiudoles de la provincia de Santa Fe (Argentina). Tesis Doctor en Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Escuela para Graduados.

Caviglia O.P., V.O. Sadras y F.H. Andrade. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas: I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat – soybean. [Field Crops Research](https://www.researchgate.net/journal/0378-4290_Field_Crops_Research) 87: 117–129.

Caviglia O. y F.H. Andrade. 2010. Sustainable Intensification of Agriculture in the Argentinean Pampas: Capture and Use Efficiency of Environmental Resources. Americas Journal of Plant Science and Biotechnology 3: 1-8.

Cazorla C.R., J.M. Cisneros, I.S. Moreno y C.M. Galarza. 2017. Mejora en el carbono del suelo y estabilidad de agregados por fertilización y cultivos de cobertura. Ciencia del Suelo 35: 301-313.

Cosentino D., C. Pecorari. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la región pampeana. Ciencia del Suelo; 20: 9-16.

Costa J.L., V.C. Aparicio y A. Cerda. 2014. Soil physical quality changes under different management systems after 10 years in Argentinian Humid Pampa. Solid Earth Discuss; 6: 2615–2644.

Cruzate, G.A. y R. Casas. 2009. Extracción de Nutrientes en la Agricultura Argentina. Informaciones Agronómicas 44: 21-26.

Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. InfoStat versión 2015. Grupo Infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.

Duval M.E., J.A. Galantini, J.M. Martínez, F.M. López, L.G. Wall. 2015. Evaluación de la calidad física de los suelos de la región pampeana: efecto de las prácticas de manejo. Ciencias Agronómicas - Revista XXV: 033 – 043.

FAO y GTIS. 2015. Estado Mundial del Recurso Suelo (EMRS) – Resumen Técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo,

[www.fao.org/3/a-i5126s.pdf.](http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf.)

Ferreras L.A., G.C. Magra, P. Besson, E. Kovalevski y F.O. García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la Región Pampeana Norte de Argentina bajo siembra directa. Ciencia del Suelo 25: 159-172.

Ferreras L., S. Toresani, C. Galarza y V. Faggioli. 2015. Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina. Spanish Journal of Soil Science, 5:227-242.

Flores, C.C. y S.J. Sarandón. 2002. ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agriculturización en la Región Pampeana Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata 105: 52 – 67.

Galantini J. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. In: Marban, L, Ratto, S (eds), Manual ‘‘Información y Tecnología en los Laboratorios de Suelos para el Desarrollo Agropecuario Sostenible’’. AACS. Capítulo IV parte 2, pp. 95-106.

Galantini, J.A. y L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de Argentina. Agriscientia 1: 41-55.

García, F.O y M.F. González Sanjuan. 2010. Balance de nutrientes en Argentina. ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos?. Informaciones Agronómicas N° 48: 1-5.

García, F.O y F. Salvagiotti. 2009. Eficiencia de uso de nutrientes en sistemas agrícolas del Cono Sur de Latinoamérica. Simposio de Eficiencia de Uso de Nutrientes IPNI. Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo - San José, Costa Rica.

GEOINTA: <http://www.geointa.inta.gob.ar/2014/05/22/mapa-de-suelos-de-la-provincia-de-santa-fe>. Última visita: 11/05/19

Harvey M. y S. Pilgrim. 2011. The new competition for land: food, energy, and climate change. Food Policy 36: S40–S51.

Houx J.H., W.J. Wiebold y F.B Fritschi. 2011. Long-term tillage and crop rotation determines the mineral nutrient distributions of some elements in a Vertic Epiaqualf. Soil Tillage. Res.112: 27-35.

Lal R. 2008. Soils and sustainable agriculture. A review. Agron Sustain Dev; 28: 57-64.

Lehmann A., W. Zheng y M.C. Rillig. 2017. Soil biota contributions to soil aggregation. Nature Ecology & Evolution v1: 1828–1835.

Manlay, R; C. Feller, M.J. Swift. 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 119: 217–233.

Melgar, R. 2011. La reposición de nutrientes en EEUU, Brasil y Argentina: tres escenarios contrastantes. Fertilizar, 19: 5 -11.

Melgar, R. 2015. ¿Por qué en la Argentina no se reponen los nutrientes extraídos con las cosechas?. Fertilizar, 32: 24 -29.

Monzon J., J. Mercau, J. Andrade, O. Caviglia, A. Cerrudo, A. Cirilo, C. Vega, F.H. Andrade y P. Calviño. 2014. Maize – soybean intensification alternatives for the Pampas. [Field Crops Research](https://www.researchgate.net/journal/0378-4290_Field_Crops_Research) 162: 48–59.

Nelson, D., Sommers, L. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Pp. 961-1010. In: Sparks, D et al. (ed). Methods of soil analysis. Part 3. SSSA. Book Series 5. SSSA & ASA, Madison, WI.

Novelli L., O. Caviglia, M. Wilson, C. Sasal y E. Gabbioud. 2010. Efecto de la inclusión frecuente de soja sobre el almacenaje de carbono y la estabilidad estructural en un Molisol y un Vertisol de Entre Ríos. Agric. Sust. pp 7-12.

Oelbermann M. y L. Echarte. 2011. Evaluating soil carbon and nitrogen dynamics inrecently established maize-soyabean inter-cropping systems. [European Journal of Soil Science](https://onlinelibrary.wiley.com/toc/13652389/62/1) 62:35–41.

Pérez-Brandan C., J.L. Arzeno, J. Huidobro, C. Conforto, B. Grumberg, S. Hilton, G.D. Bending, J. Meriles y S. Vargas- Gil. 2014. The effect of crop sequences on soil microbial, chemical and physical indicators and its relationship with soybean sudden death syndrome (complex of Fusarium species). Span. J. Agric. Res. 12: 252-264.

[Rabot E., M.](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706117310273" \l "!) [Wiesmeier, S.](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706117310273" \l "!) [Schlüter y H.J.](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706117310273" \l "!) [Vogel](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706117310273" \l "!). 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. [Geoderma](https://www.sciencedirect.com/science/journal/00167061" \o "Go to Geoderma on ScienceDirect), [314:](https://www.sciencedirect.com/science/journal/00167061/314/supp/C) 122-137.

[Reynolds](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706109001967#!) W.C; C.F. [Drury](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706109001967#!), C.S. [Tan](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706109001967#!), C.S. [Fox](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706109001967#!) y X.M. [Yang](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706109001967" \l "!). 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. [Geoderma](https://www.sciencedirect.com/science/journal/00167061" \o "Go to Geoderma on ScienceDirect), 152: 252-263

Sainz Rozas H.R, H.E. Echeverria y H.P. Angelini. 2011. Niveles de Materia Orgánica y pH en suelos agrícolas de la Región Pampeana y Extrapampeana. Ciencia del Suelo 29: 29-37.

Stewart, W. M. 2007. Consideraciones en el uso eficiente de nutrientes. Informaciones Agronómicas 67: 1-7.

Tilman D., C. Balzer, J. Hill, B.L. Befort. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. Proceedings of the National Academy of Sciences PNAS: 50; 20261-20264. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1116437108

Trasar-Cepeda C., M.C. Leiros, S. Seoane, F. Gil-Sotres. 2008. Biochemical properties of soils under crop rotation. Appl Soil Ecol; 39: 133-143.

Veneciano, J.H y K.C. Frigerio. 2003. Exportación de macronutrientes en sistemas extensivos de San Luis. Informaciones Agronómicas 17: 17-22.

Vezzani F.M. y J. Mielniczuk. 2009. Uma visão sobre qualidade do solo. Rev Bras Cien Solo; 33:743-755.

Wilson M.G., M.C. Sasal y O.P. Caviglia. 2013. Critical bulk density for a Mollisol and a Vertisol using least limiting water range: Effect on early wheat growth. Geoderma 192: 354–361.

Wingeyer A.B., T.J.C. Amado, M. Pérez-Bidegain, G.A. Studdert, C.H. Perdomo Varela, F.O. García y D.L. Karlen. 2015. Soil Quality Impacts of Current South American Agricultural Practices. Sustainability, 7:2213-2242.