



ESTIMACIÓN DE LA EXTRACCIÓN POTENCIAL PARA EL USO SOSTENIBLE DEL RASTROJO DE LA CAÑA DE AZÚCAR

Chalco Vera, Jorge E.^{1,2}; Portocarrero, Rocío¹; Fernandez de Ullivarri, Enrique¹; Acreche, Martín M.^{2,3}

1 Estación Experimental INTA Famaillá, Ruta Provincial 301, km 32, 4132 Famaillá, Tucumán, Argentina

2 CONICET, Buenos Aires, Argentina

3 Estación Experimental INTA Salta, Ruta Nacional 68, km 172, 4400 Salta, Argentina

chalcovera.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN

Los sistemas de cultivo basados en alta incorporación de residuos al suelo pueden acumular más carbono (C) del que se pierde a la atmósfera. El objetivo fue determinar el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, y estimar la cantidad de rastrojo necesario para realizar una explotación sostenible del sistema. Se estableció un experimento en la EEA-Famaillá-INTA, donde se realizaron muestreos de la cantidad de rastrojo al inicio del primer ciclo agrícola y del dióxido de carbono (CO₂) emitido mensualmente durante tres ciclos agrícolas consecutivos. Los tratamientos combinaron la aplicación de quema y no quema del rastrojo, y aplicación o no de fertilización nitrogenada. Se determinó el balance de C del suelo cañero para cada tratamiento y ciclo agrícola, donde las entradas de C fueron las del rastrojo de cosecha y del sistema radical; y las salidas de C fueron las emisiones acumuladas de C en forma de CO₂. El balance promedio de C mostro para los tratamientos sin quema valores de 2,03 y 0,66 t C ha⁻¹ año⁻¹ cuando se fertilizó y no fertilizó, respectivamente. Cuando el rastrojo fue quemado, el balance de C fue -1,35 y -2,11 t C ha⁻¹ año⁻¹ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente. La relación balance de C vs. cantidad de rastrojo indica que el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en el campo para conservar el carbono orgánico del suelo (COS) (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha⁻¹ año⁻¹. Los resultados de este trabajo son los primeros reportados en el sistema cañero de Argentina asociados a las emisiones CO₂. Los mismos demuestran que existen alternativas viables para determinar en el corto plazo el balance de C en agro-ecosistemas. Sin embargo, esta metodología no reemplaza en ninguna medida los ensayos que evalúan a largo plazo el COS.

Palabras clave: cambio climático, gases efecto invernadero, secuestro de carbono

INTRODUCCIÓN

La pérdida de carbono (C) orgánico de los suelos agrícolas en forma de dióxido de carbono CO₂, metano (CH₄) o monóxido de carbono (CO) ha contribuido al calentamiento global, siendo la agricultura directamente responsable del 14% de las emisiones anuales de gases efecto invernadero (GEI) (Vermeulen *et al.*, 2012). Sin embargo, los sistemas de cultivo basados en una alta incorporación de residuos al suelo, y en una labranza reducida, suelen acumular más C en el suelo de lo que se pierde a la atmósfera (Batjes, 1998). Estos sistemas tienen potencial para aumentar el secuestro de C, proporcionando una forma prospectiva de mitigar la creciente concentración atmosférica de CO₂ (Lal, 2004).

En este sentido, un atributo químico como el carbono orgánico del suelo (COS) puede utilizarse como indicador potencial para evaluar los efectos del uso de la tierra y la gestión del suelo sobre la calidad del mismo (Cardoso *et al.*, 2013; Vezzani y Mielniczuk, 2009). Sin embargo, el tiempo de renovación del COS aumenta con la profundidad en el suelo desde varios años para la hojarasca, pasando por 15-40 años en los 10 cm superiores, y más de 100 años por debajo de una profundidad de 25 cm (Harrison *et al.*, 1990). Esto demuestra la necesidad de estudios que evalúen a largo plazo la dinámica del COS bajo diferentes agro-ecosistemas, o nuevos enfoques para determinar el efecto en los agro-sistemas en el corto plazo.

Utilizando una mirada simplista del contenido de COS, se podría decir que el COS representa tasas diferenciales de entradas y salidas de materia orgánica (MO) (Johnston *et al.*, 2009). En este sentido, las entradas provienen de la fotosíntesis, y en la mayoría de los ecosistemas se originan de los brotes y raíces de las plantas que crecen y senescen en el sitio; mientras que las salidas se originan de la mineralización de los compuestos a base de C que se liberan principalmente en forma de CO₂ a la atmósfera. Por este motivo, sabiendo las principales entradas y salidas de C es posible evaluar el secuestro/pérdida potencial de C de los suelos en el corto plazo. Por esta razón, la determinación del intercambio suelo-atmósfera de C, asociado con las prácticas agrícolas actuales, principalmente referidas al manejo de los residuos agrícolas de cosecha (RAC), es importante para proporcionar soluciones sostenibles al mitigar las pérdidas de C, como parte de la "mejor práctica" de manejo de tierras.



En la caña de azúcar (*Saccharum spp.*) el quemado del residuo de cosecha (rastrajo) puede contribuir a la disminución de la MO. Una de las prácticas agrícolas en este cultivo que promueve el secuestro del C en el suelo es la conservación del rastrojo de cosecha (evitando el quemado del mismo). De hecho, en la parte centro-sur de Brasil se encontraron aumentos en las existencias de C cuando las tierras con cultivos anuales se convirtieron en caña de azúcar (Mello *et al.*, 2014). Por otro lado, Carvalho *et al.* (2009) mostraron en el Cerrado de Brasil que la conversión de las tierras de cultivo con manejo tradicional a cultivos bajo manejo conservador aumentó el COS y los nutrientes (P, K, Ca, Mg), reduciendo la acidez del suelo.

En Argentina, la existencia de la práctica del quemado de rastrojo de caña de azúcar, y la incierta incorporación de áreas adicionales para satisfacer la demanda interna proyectada de bioetanol, requerirá de nuevos estudios que investiguen los efectos de las prácticas de manejo del cultivo para evaluar la sostenibilidad de la expansión de la producción de esta agro-industria, principalmente de cara a la producción de bioetanol. El objetivo de este trabajo fue determinar el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, comparando sistemas con y sin quema del rastrojo, y con y sin fertilización nitrogenada, y estimar la cantidad de rastrojo necesario para realizar una explotación sostenible del sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Disposición experimental

Se estableció un ensayo experimental en INTA Famaillá, Tucumán-Argentina, con un diseño experimental en franjas con tres pseudo-repeticiones. Se realizaron muestreos de CO₂ mensualmente mediante la utilización de cámaras estáticas (Hutchinson y Livingston, 2001; Parkin y Venterea, 2010) durante tres ciclos agrícolas consecutivos (2012/2013; 2013/2014 y 2014/2015). El procedimiento de muestreo en el campo fue descrito por Chalco Vera *et al.* (2017); la determinación de los flujos de gases fue detallada por Acreche *et al.* (2014); y las emisiones acumuladas, expresadas como t de C-CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, se calcularon integrando los flujos mensuales medios a lo largo del tiempo. Para este propósito, el flujo promedio de dos muestreos consecutivos se multiplicó por el tiempo transcurrido entre estos muestreos. Los tratamientos evaluados fueron cuatro sistemas de caña de azúcar (variedad LCP 85-384): i) con quema del rastrojo y fertilización nitrogenada (QF); ii) con quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (QNF); iii) sin quema del rastrojo y con fertilización nitrogenada (NQF); iv) sin quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (NQNF). Para representar las prácticas actuales de los agricultores en Tucumán, la fertilización nitrogenada se realizó con urea incorporada a 5-10 cm de profundidad usando la dosis comercial (240 kg ha⁻¹).

Balance potencial de carbono del suelo

Se estimó el balance de C del suelo cañero para cada tratamiento y ciclo agrícola, considerando entre las entradas de C las provenientes del rastrojo de cosecha y del sistema radical de la caña de azúcar (expresadas en t ha⁻¹ año⁻¹); y las salidas de C derivadas de las emisiones acumuladas de C en forma de CO₂. Las emisiones acumuladas de CO₂ en cada ciclo agrícola se calcularon a partir de los flujos mensuales obtenidos en campo y fueron expresadas en términos de C del CO₂ en t ha⁻¹ año⁻¹.

Este balance no tiene en cuenta las emisiones de CH₄ durante el ciclo del cultivo por ser insignificantes para la caña de azúcar (Acreche *et al.*, 2014), ni las emisiones de CO₂, CH₄ y CO por el quemado de rastrojo ya que no son pérdidas directas del suelo, y están consideradas directamente en la menor cantidad de rastrojo que ingresa al suelo. De hecho, se consideró una eficiencia de combustión para la caña de azúcar del 80% (IPCC, 2006), por lo que el aporte de C al suelo en los tratamientos de rastrojo quemado se reduce pero no es cero o nulo. El contenido de C del RAC utilizado fue del 45%, valor reportado en Tucumán para la variedad de caña de azúcar LCP 85-384 utilizada en este ensayo (Digonzelli *et al.*, 2011).

La tasa anual de C orgánico que ingresa al suelo proveniente del sistema radical de la caña de azúcar se estimó de acuerdo a los valores reportados para la caña de azúcar cultivada en Piracicaba, Brasil, con similar rendimiento que el promedio de Tucumán, y bajo similar cantidad de precipitación (Carvalho *et al.*, 2013). Se estimó un valor de 0,23 t de C ha⁻¹ año⁻¹ y que el aporte de C desde este sistema es constante en cada ciclo agrícola.

La cantidad de rastrojo generado por la caña de azúcar se determinó únicamente al inicio del experimento (antes de efectuar el quemado de rastrojo) a través de la recolección de seis muestras aleatorias en toda el área del experimento. Cada una de las muestras se recolectó de un área de 1m². Las muestras se secaron en estufa hasta peso constante y se

pesaron en balanza analítica. La cantidad de rastrojo (peso seco) por m² se promedió entre las seis muestras, y luego se extrapoló a una hectárea. Debido a la deficiencia de nitrógeno (N) en los tratamientos sin fertilizar, se estimó que anualmente se generó un 20% menos de rastrojo que la cantidad de rastrojo generada en el ciclo anterior (Fogliata, 1995); manteniéndose la cantidad de rastrojo en los tratamientos fertilizados con N en todos los ciclos agrícolas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que los ingresos de C al sistema suelo-caña de azúcar fueron en promedio para los tres ciclos agrícolas 5,73, 4,70, 1,33, y 1,12 t de C ha⁻¹ año⁻¹ para los tratamientos NQF, NQNF, QF y QNF, respectivamente (Figura 1). Este ingreso de C proviene casi exclusivamente del rastrojo de cosecha, representando entre 75,4 y 96% del total ingresado. Las salidas de C del sistema suelo-caña de azúcar fueron en promedio 3,70, 4,05, 2,68 y 3,23 t de C ha⁻¹ año⁻¹ para los tratamientos NQF, NQNF, QF y QNF, respectivamente (Figura 1). Cuando no se quemó el rastrojo de cosecha las salidas de C durante el ciclo del cultivo fueron en promedio 38 y 25% mayor que los tratamientos quemados fertilizado y no fertilizado, respectivamente (sin considerar las emisiones generadas al momento de la quema de rastrojo). Las mayores salidas pueden estar asociadas a una mayor actividad microbiana cuando aumenta los insumos orgánicos en el suelo (Dick, 1992). De hecho, para la caña de azúcar en Brasil se ha reportado un efecto acumulativo de los tratamientos (tres años consecutivos quemado vs. no quemado) sobre la diversidad de la comunidad microbiana presente en el suelo (Rachid *et al.*, 2016).

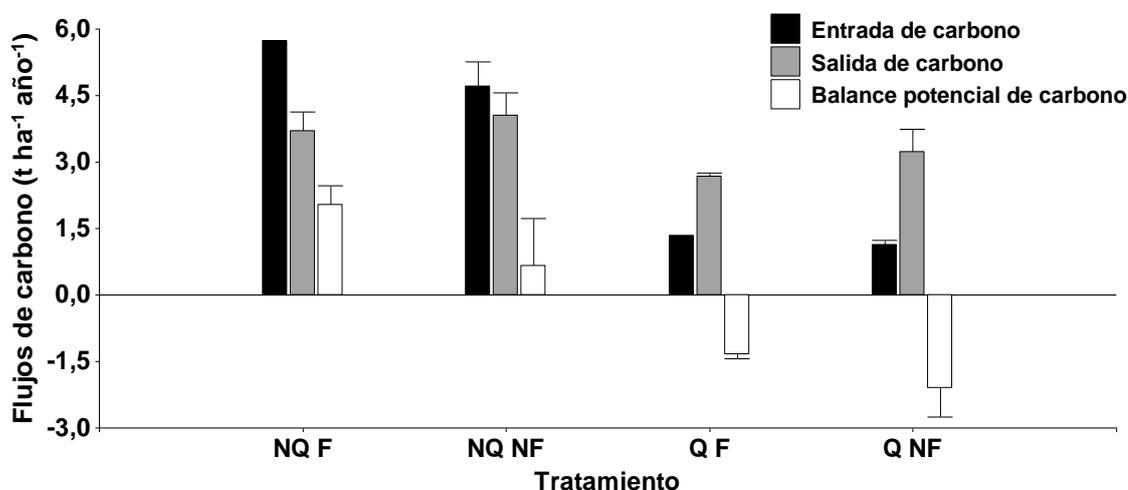


Figura 1: Entradas, salidas y balances promedios del carbono en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán. Tratamientos: NQF= sin quema de rastrojo con fertilización nitrogenada; NQNF= sin quema de rastrojo sin fertilización nitrogenada; QF= con quema de rastrojo con fertilización nitrogenada y QNF= con quema de rastrojo sin fertilización nitrogenada.

La fertilización con N, respecto a la no fertilización, disminuyó en promedio 8,5 y 17% las salidas de C en los tratamientos no quemado y quemado respectivamente. La reducción de las salidas de C cuando se fertiliza con N sugiere que aumentos en la disponibilidad de este nutriente probablemente conduzcan a una disminución neta en las tasas de descomposición del rastrojo (Moorhead y Sinsabaugh, 2006). Algunos microbios utilizan C lábil para descomponer la materia orgánica recalcitrante con el fin de adquirir N (Berg y McLaugherty, 2013); es decir, la baja disponibilidad de N puede aumentar la descomposición de la hojarasca ya que los microbios usan sustratos lábiles para adquirir N de la materia orgánica recalcitrante (Craine *et al.*, 2007), lo que podría aumentar las emisiones de CO₂.

El balance de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán muestra que la cosecha verde de la caña de azúcar (sin quema de rastrojo) promovió definitivamente una ganancia neta de C en el suelo, alcanzando valores de 2,03 y 0,66 t C ha⁻¹ año⁻¹ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente. La ganancia de C del tratamiento NQF representa aproximadamente el 37% de la entrada inicial del C del rastrojo (Figura 1). Este tratamiento presentó un balance similar a los reportados por Galdos *et al.* (2010) y Cerri *et al.* (2011) en Brasil, quienes en una revisión de trabajos de la literatura, reportaron una ganancia neta de 2,04 t de C ha⁻¹ año⁻¹ para una profundidad de 30 cm de suelo arcilloso, bajo el sistema de cosecha verde (sin quema) y fertilizado con N. En Australia, Wood (1991) en experimentos de manejo de rastrojo, informó que la concentración de COS en los primeros 10 cm del suelo luego de cinco años de

tratamientos fue 16,6% más baja en parcelas con caña de azúcar quemada que en parcelas con cosecha en verde sin quema. Igualmente, Oliveira *et al.* (2016) reportaron un aumento de las reservas de C en el suelo ($1,97 \text{ t de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en áreas convertidas de pastizal a cultivo de caña de azúcar.

Cuando el rastrojo fue quemado, el balance de C del sistema suelo-caña de azúcar fue $-1,35$ y $-2,11 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente (Figura 1). La quema de rastrojo junto a la no adición del fertilizante nitrogenado genera la peor combinación posible de pérdida de C del sistema suelo-caña de azúcar. Aparentemente, la fertilización con N actúa como buffer disminuyendo las pérdidas de C del suelo tanto al quemar como al no quemar el rastrojo. Esto podría estar asociado (i) a la mayor generación de biomasa -y por ende el aporte C extra- al fertilizar con N, y (ii) a la modificación de la relación C/N del suelo al fertilizar con N, lo que podría modificar la actividad de los microorganismos del suelo al descomponer un rastrojo de menor relación C/N. Sin embargo, la fertilización nitrogenada aumenta considerablemente las emisiones de N_2O (Chalco Vera *et al.*, 2017).

Estos resultados establecen que la presencia de rastrojo es clave para la conservación del COS y demuestran la importancia de las mediciones de CO_2 durante el ciclo de cultivo. De hecho, en Brasil, se ha demostrado que el porcentaje de descomposición del rastrojo de caña de azúcar depende logarítmicamente de la cantidad inicial del mismo (Sousa *et al.*, 2017). Lógicamente, de acuerdo a las condiciones ambientales y factores de manejo, la máxima extracción y uso sostenible de rastrojo de caña de azúcar debe estar asociada a un balance de base cercano a cero. En este sentido, a partir de los datos de rastrojo y su correspondiente balance fue posible establecer una relación lineal que indica la cantidad teórica de rastrojo que permitiría la conservación del COS en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán (Figura 2).

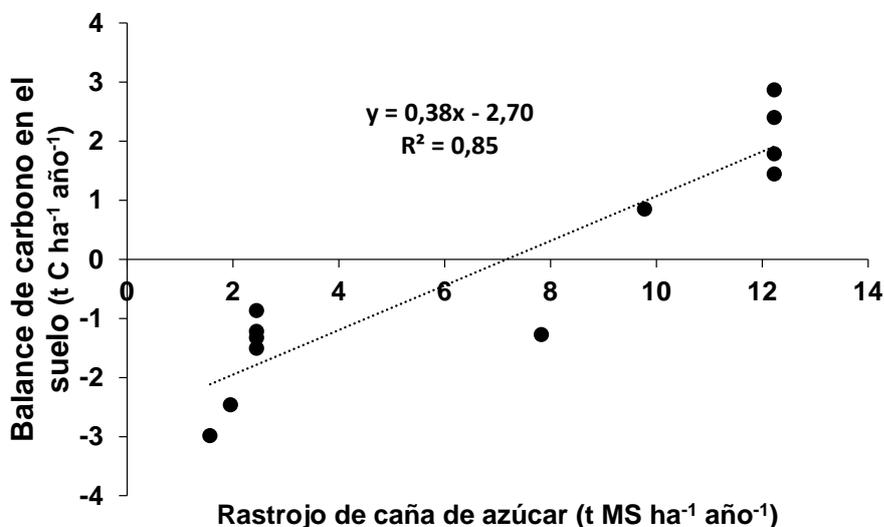


Figura 2: Balance de carbono del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán en función de la cantidad de rastrojo inicial.

La relación obtenida en la Figura 2 indica a priori que para el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en campo para conservar el COS (balance= cero) es de 6 a 8 $\text{t MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo son los primeros reportados en el sistema cañero de Argentina asociados a las emisiones CO_2 . Los mismos demuestran que existen alternativas viables para determinar en el corto plazo el balance de C en agro-ecosistemas a partir del C que ingresa por rastrojo y raíces y el emitido por el sistema suelo-planta. Sin embargo, esta metodología no reemplaza en ninguna medida los ensayos que evalúan a largo plazo la dinámica del COS, más bien la complementan.

A partir de estas estimaciones se ha podido establecer que el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán tiene un secuestro potencial de C estimado de $2,03 \text{ t de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ cuando no se quema el rastrojo y se fertiliza con $110 \text{ kg de N ha}^{-1}$. La quema de rastrojo (práctica habitual en esta área cañera) transforma la capacidad secuestradora de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, en un sistema emisor de C como CO_2 a la atmósfera, agotando gradualmente el C del suelo. Sin embargo, la fertilización nitrogenada disminuye parcialmente el efecto adverso de la quema de rastrojo.



Un balance de C de suelo positivo y/o cercano a cero (sin quema de rastrojo) permite establecer la mínima cantidad de rastrojo que debe mantenerse en el campo para conservar el COS, y a su vez la máxima cantidad permitida de extracción y uso sostenible del rastrojo de caña de azúcar. Los resultados de este experimento establecieron que para el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en campo para conservar el COS (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha⁻¹ año⁻¹.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al equipo de campo del programa de caña de azúcar de INTA por su asistencia técnica en la realización del experimento. El estudio y difusión de este trabajo fue parcialmente financiado por presupuesto del INTA (PNIND 2013-2019 N° 1108064; PRET TUSGO N° 1231101) y el Ministerio de Ciencia y Tecnología de Argentina (PICT 2008, N° 307). JChV tiene una beca de CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Acreche, M.M., Portocarrero, R., Chalco Vera, J., Danert, C., Valeiro, A.H., 2014. Greenhouse Gas Emissions from Green-Harvested Sugarcane With and Without Post-harvest Burning in Tucumán, Argentina. *Sugar Tech* 16, 195–199. doi:10.1007/s12355-013-0270-5
- Batjes, N.H., 1998. Mitigation of atmospheric CO₂ concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biol. Fertil. Soils* 27, 230–235. doi:10.1007/s003740050425
- Berg, B., McClaugherty, C., 2013. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*, SpringerLink : Bücher. Springer Berlin Heidelberg.
- Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A. dos, Alves, P.R.L., Paula, A.M. De, Nakatani, A.S., Pereira, J. de M., Nogueira, M.A., 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Sci. Agric.* 70, 274–289. doi:10.1590/S0103-90162013000400009
- Carvalho, J.L.N., Carlos Eduardo Pelegrino, C., Feigl, B.J., Píccolo, M.D.C., Godinho, V.D.P., Herpin, U., Cerri, C.C., 2009. Conversion of cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. *Sci. Agric.* 66, 233–241. doi:10.1590/S0103-90162009000200013
- Carvalho, J.L.N., Otto, R., Junqueira Franco, H.C., Ocheuze Trivelin, P.C., 2013. Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. *Sci. Agric.* 70, 336–344. doi:10.1590/S0103-90162013000500008
- Cerri, C.C., Galdos, M. V., Maia, S.M.F., Bernoux, M., Feigl, B.J., Powlson, D., Cerri, C.E.P., 2011. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: An examination of existing data. *Eur. J. Soil Sci.* 62, 23–28. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01315.x
- Chalco Vera, J., Valeiro, A., Posse, G., Acreche, M.M., 2017. To burn or not to burn: The question of straw burning and nitrogen fertilization effect on nitrous oxide emissions in sugarcane. *Sci. Total Environ.* 587–588, 399–406. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.172
- Craine, J.M., Morrow, C., Fierer, N., 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology* 88, 2105–2113. doi:10.1890/06-1847.1
- Dick, R.P., 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40, 25–36. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(92)90081-L
- Digonzelli, P., Romero, E.R., Tonatto, J., Ullivarri, J.F. De, Giardina, J., Alonso, L., Quinteros, R., 2011. Dinámica de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC). *EAAOC - Av. Agroindustrial* 32, 20–24.
- Fogliata, F.A., 1995. La caña de azúcar - La fertilización, in: *Agronomía de La Caña de Azúcar: Tecnología, Costos, Producción*. Tomo 3. El Graduado, Tucumán, Argentina, pp. 1081–1451.
- Galdos, M.V., Cerri, C.C., Lal, R., Bernoux, M., Feigl, B., Cerri, C.E.P., 2010. Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. *GCB Bioenergy* 2, 37–44. doi:10.1111/j.1757-1707.2010.01037.x
- Harrison, A.F., Harkness, D.D., Bacon, P.J., 1990. The use of bomb-14C for studying organic matter and N and P dynamics in a woodland soil, in: *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems: Field Methods, Application and Interpretation*. Elsevier Applied Science Publishers Ltd., Barking, pp. 246–258.
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 2001. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 675–682. doi:10.1046/j.1365-2389.2001.00415.x
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories., in: *Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Chapter 2: Generic Methodologies Applicable to Multiple Land-Use Categories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), IGES, Japan., pp. 1–59.
- Johnston, A.E., Poulton, P.R., Coleman, K., 2009. Chapter 1 Soil Organic Matter. Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes, 1st ed, *Advances in Agronomy*. Elsevier Inc. doi:10.1016/S0065-2113(08)00801-8
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration in India. *Clim. Change* 65, 277–296. doi:10.1023/B:JOMG.0000017431.45314.07
- Mello, F.F.C., Cerri, C.E.P., Davies, C.A., Holbrook, N.M., Paustian, K., Maia, S.M.F., Galdos, M. V., Bernoux, M., Cerri, C.C., 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nat. Clim. Chang.* 4, 605–609. doi:10.1038/nclimate2239
- Moorhead, D.L., Sinsabaugh, R.L., 2006. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecol. Monogr.* 76, 151–174.



doi:10.1890/0012-9615(2006)076[0151:ATMOLD]2.0.CO;2

- Oliveira, D.M. da S., Paustian, K., Davies, C.A., Cherubin, M.R., Franco, A.L.C., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., 2016. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 228, 38–48. doi:10.1016/j.agee.2016.05.005
- Parkin, T.B., Venterea, R.T., 2010. Chamber-based trace gas flux measurements. *Sampl. Protoc.* 2010, 3.1-3.29.
- Rachid, C.T.C.C., Pires, C.A., Leite, D.C.A., Coutinho, H.L.C., Peixoto, R.S., Rosado, A.S., Salton, J., Zanatta, J.A., Mercante, F.M., Angelini, G.A.R., Balieiro, F. de C., 2016. Sugarcane trash levels in soil affects the fungi but not bacteria in a short-term field experiment. *Brazilian J. Microbiol.* 47, 322–326. doi:10.1016/j.bjm.2016.01.010
- Sousa, J.G.D.A., Cherubin, M.R., Cerri, C.E.P., Cerri, C.C., Feigl, B.J., 2017. Sugar cane straw left in the field during harvest: Decomposition dynamics and composition changes. *Soil Res.* 55, 758–768. doi:10.1071/SR16310
- Vermeulen, S.J., Campbell, B.M., Ingram, J.S.I., 2012. Climate Change and Food Systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37, 195–222. doi:10.1146/annurev-environ-020411-130608
- Vezzani, F.M., Mielniczuk, J., 2009. Uma visão sobre qualidade do solo. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 33, 743–755. doi:10.1590/S0100-06832009000400001
- Wood, A.W., 1991. Management of crop residues following green harvesting of sugarcane in north Queensland. *Soil Tillage Res.* 20, 69–85. doi:10.1016/0167-1987(91)90126-I