

El rol de los rastrojos en la fertilidad del suelo

por Alejandro Morón*

Introducción

En reciente y muy bien documentada revisión sobre el manejo de los rastrojos, Kumar & Goh (2000), concluyen que no existe un único manejo de los mismos que sea superior en todas las situaciones. Un fuerte problema de transmisión de enfermedades, vía rastrojos, puede significar que una alternativa de manejo válida sea la quema o la incorporación de los mismos al suelo. Por otra parte, en regiones donde existen procesos erosivos significativos, déficit de agua en el ciclo de los cultivos o problemas de degradación de los suelos, la siembra directa con acumulación de rastrojos en superficie se constituirá en un manejo adecuado.

Un manejo adecuado de los rastrojos implica conocer los distintos efectos que estos producen en el suelo así como la o las principales limitantes del sistema agrícola en consideración. Así, mientras en los sistemas agrícolas en siembra directa de Paraguay y Mato Grosso do Sul (Brasil) procuran manejos que acumulen rastrojos en superficie, en el sur de la provincia de Buenos Aires o en el sur de Chile tratan de evitar la acumulación de rastrojos en superficie. Los rastrojos afectan propiedades y procesos físicos (contenido de agua del suelo, temperatura del suelo, erosión, etc.), biológicos (cantidad y composición de la biomasa microbiana, mineralización e inmovilización de nutrientes, etc.), y químicos (carbono y nitrógeno en la materia orgánica, pH, fósforo, etc.).

El objetivo del presente trabajo es presentar los principales efectos de los rastrojos en la fertilidad del suelo en el corto y largo plazo lo cual comprende aspectos químicos y biológicos.

Composición química de los rastrojos

La constitución de los diversos materiales vegetales que entran al suelo es heterogénea. Alexander (1977) establece que los constituyentes orgánicos de los vegetales pueden ser divididos en seis grandes categorías:

- 1) Celulosa. Es el constituyente vegetal más importante, pudiendo variar de un 15 a un 60 % del peso seco. Está formado por carbono (C), hidrógeno (H) y oxígeno (O). La celulosa es un compuesto orgánico, polisacárido, formado por unidades de glucosa unidas por enlaces β 1-4 en cadenas no ramificadas, encontrada en la pared celular de la célula vegetal

* Ing. Agr., Dr. , Sección Suelos INIA La Estanzuela, Colonia, Uruguay. E-mail: moron@inia.org.uy

- 2) Hemicelulosa. Generalmente el segundo compuesto orgánico en importancia después de la celulosa. Es un polisacárido, usualmente ramificado, formado por pentosas, hexosas y ácidos urónicos. Se encuentra en la pared celular asociado a la celulosa.
- 3) Lignina puede variar de un 5 a un 30 % del peso seco. Es un polímero de C, H y O de unidades fenil-propano, con estructura no uniforme y muy ramificada. Se encuentra asociado a la celulosa en la pared celular.
- 4) Fracción soluble al agua. Formada por azúcares simples, aminoácidos y ácidos alifáticos.
- 5) Fracción soluble en éter y alcohol. Formada por grasa, aceites, resinas y pigmentos.
- 6) Proteínas portadoras de la mayor parte del nitrógeno (N) y azufre (S) de los vegetales.

Por otra parte, la fibra detergente neutra (FDN) y la fibra detergente ácida (FDA) son análisis provenientes del área de nutrición animal que procuran caracterizar la calidad de las plantas. La FDN está compuesta esencialmente por celulosa, hemicelulosa, lignina y sílice (Acosta, 1994). Es posible asimilar FDN a pared celular. La FDA es formada básicamente por los mismos constituyentes que la FDN excepto que excluye a la hemicelulosa (Acosta, 1994)

El porcentaje que ocupa cada gran categoría depende de la especie vegetal considerada y del estado de desarrollo. En general, a medida que la planta avanza en su desarrollo aumenta el contenido de celulosa y lignina y disminuyen las fracciones solubles al agua y las proteínas (Blaser et al, 1986). En la Figura 1 se observan los cambios mencionados anteriormente.

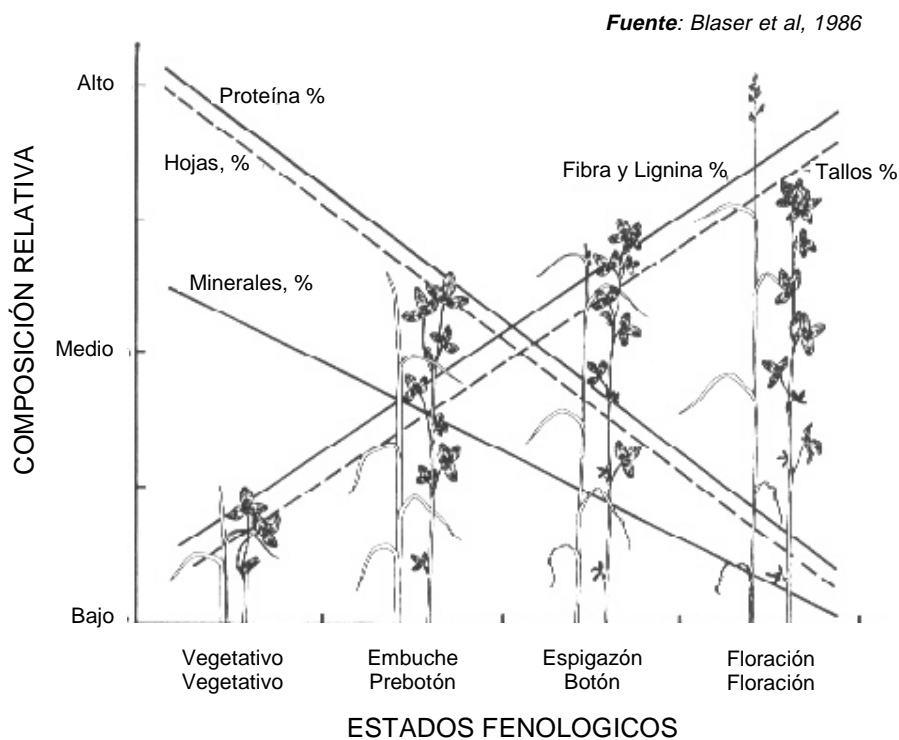


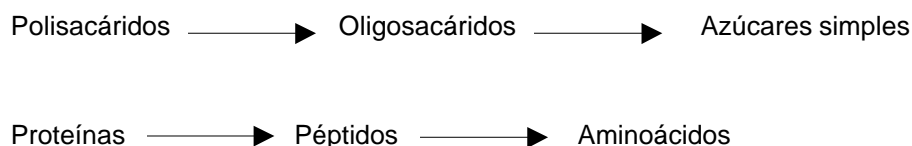
Figura 1. Evolución de los principales componentes de gramíneas y leguminosas de acuerdo con su estado fenológico.

Para ejemplificar, en la Cuadro 1 se observa la composición química de diferentes rastrojos usuales en el Uruguay. El contenido de C es bastante similar en los diferentes rastrojos y siempre cercano al 40 por ciento. El contenido de N es altamente variable, pudiendo existir más de 10 veces de diferencia en el contenido de N entre diferentes rastrojos. Esto se visualiza en el caso de Sorgo caña y T. blanco. Esto origina amplias variaciones en la relación C/N. También se observan variaciones importantes en el contenido de fósforo (P) y FDN entre los distintos rastrojos.

Descomposición y cambios en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo

La descomposición de los rastrojos es un proceso de importancia similar a la fotosíntesis pero de signo contrario. La fotosíntesis captura C como CO₂ de la atmósfera y la descomposición restituye el C también como CO₂.

En general se acepta que la velocidad de descomposición disminuye según el siguiente orden: azúcares y aminoácidos>proteínas>celulosa>lignina (Siqueira & Franco, 1988). Los microorganismos heterotróficos del suelo están especializados en distintas partes del proceso de descomposición. Comienzan con la producción de enzimas extracelulares (ejemplo celulasa) que producen la división de las grandes moléculas en sus constituyentes básicos o monómeros. En el proceso de la descomposición aeróbica de la celulosa se genera la glucosa, y de las proteínas los distintos aminoácidos. Sintéticamente:



Así, estos constituyentes básicos pueden ser absorbidos por los microorganismos para las distintas funciones metabólicas.

Cuadro 1. Composición química de la parte aérea de diferentes rastrojos

| | %C | %N | C/N | %P | %FDN | %FDA |
|--------------------|------|------|-------|------|------|------|
| Gramilla (Cynodon) | 42,7 | 1,16 | 36,8 | 0,31 | 75,6 | 39,1 |
| Lotus corniculatus | 42,7 | 2,44 | 17,5 | 0,25 | 43,2 | 28,4 |
| Maíz-caña | 40,5 | 0,68 | 59,6 | 0,25 | 60,4 | 30,4 |
| Maíz-hoja | 41,6 | 1,85 | 22,5 | 0,30 | 67,2 | 31,7 |
| Sorgo-caña | 39,7 | 0,29 | 137,0 | 0,15 | 69,9 | 40,5 |
| Sorgo-hoja | 40,3 | 0,93 | 43,3 | 0,23 | 69,6 | 35,9 |
| T.blanco | 41,3 | 3,04 | 13,6 | 0,33 | 31,5 | 23,0 |

En la Figura 2 se presenta un esquema de la descomposición de un sustrato simple. En términos de C, la descomposición puede ser vista como una redistribución del C del sustrato donde éste se divide en tres partes:

- a) C-CO₂ producto del proceso de la obtención de energía vía respiración.
- b) C incorporado en las células microbianas.
- c) C en compuestos orgánicos de origen microbiano de los cuales parte es convertido en C humificado.

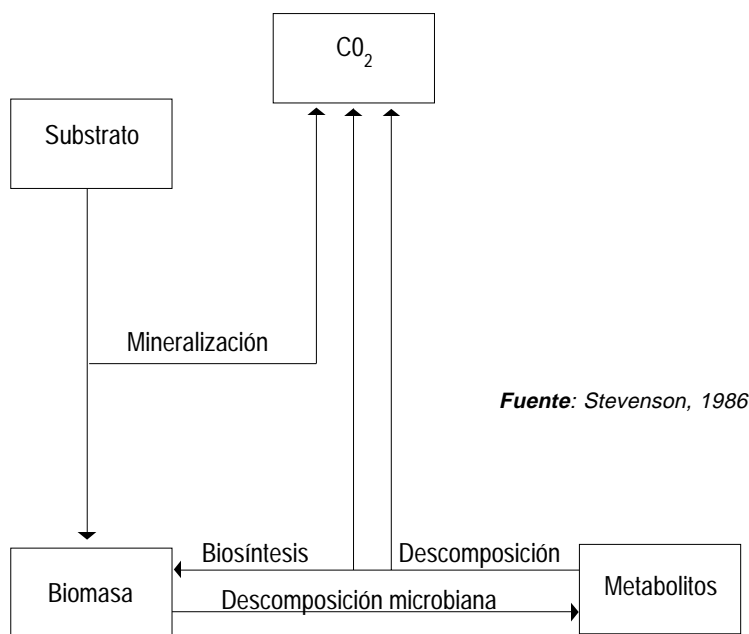
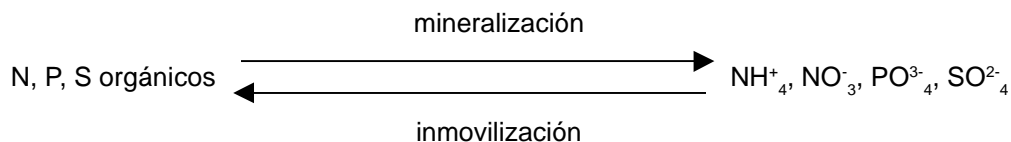


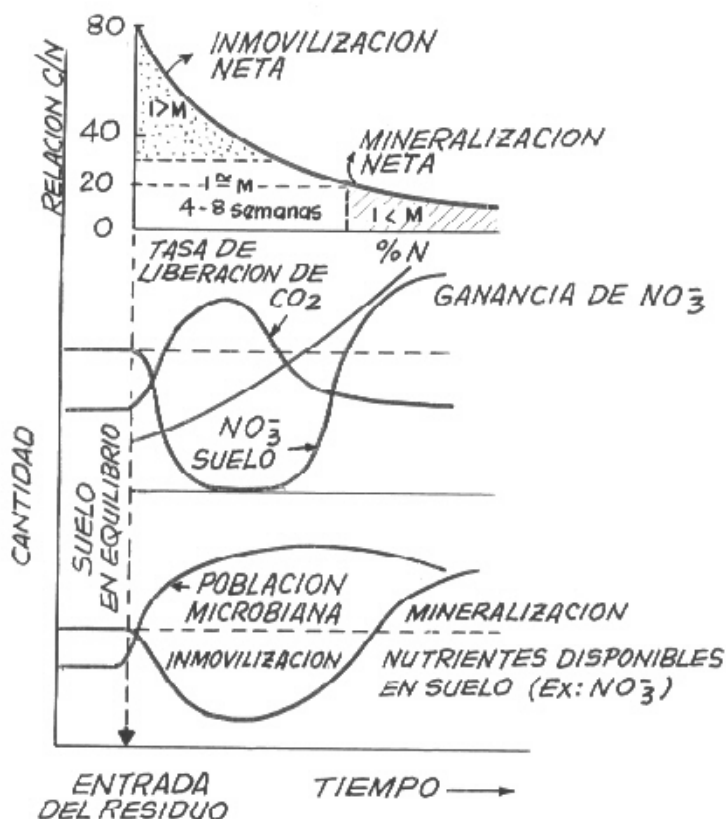
Figura 2. Modelo de descomposición de un sustrato simple en el suelo

En términos generales se considera que 20 a 40 % del C del sustrato es transformado en C microbiano en condiciones aeróbicas. En este aspecto existen diferencias importantes entre los microorganismos. Según Alexander (1977) las menores eficiencias se encuentran en las bacterias anaerobias (2-5%), valores intermedios en las bacterias aeróbicas (5-10 %), y las mayores eficiencias se registran en los hongos(30-40%). Holland & Coleman (1987) reportan otros valores de eficiencias pero con idénticas tendencias ubicando a los hongos con los más altos índices de utilización del C.

El crecimiento y desarrollo de los microorganismos inducido por la presencia de un rastrojo o material vegetal implica una retención temporaria de C y otros elementos como nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio, etc. La magnitud de las necesidades de N de los microorganismos dependerá de la cantidad de C ofrecido vía rastrojo, de la eficiencia de conversión del C rastrojo en C microbiano y de la relación C/N de los microorganismos. El N necesario para el crecimiento, desarrollo y reproducción de la mayoría de los microorganismos puede tener dos orígenes: N constituyente del mismo rastrojo o N mineral (amonio, nitrato) presente en la solución del suelo. Cuando los microorganismos toman N mineral del suelo para convertirlo en proteína microbiana el proceso se denomina inmovilización. Esquemáticamente:



La inmovilización y mineralización de N son procesos microbiológicos de importancia agronómica práctica. En el Cuadro 2 se presenta un ejemplo teórico de inmovilización de N para dos grupos distintos de microorganismos. Los hongos, a pesar de tener una concentración de N inferior que las bacterias en sus células, inmovilizan más N debido a la alta eficiencia de conversión del C del sustrato en C microbiano. La liberación ocurrirá cuando se produzca la muerte y descomposición de esas células microbianas. Esos nutrientes, ejemplo N, podrán tener diversos destinos dentro de los cuales pueden mencionarse ser absorbido por las plantas o nuevamente por otros microorganismos. Cuando los microorganismos degradan rastrojos con concentraciones de nitrógeno superiores a sus necesidades, el exceso de N es excretado como N- NH_4^+ , proceso anteriormente definido genéricamente como mineralización y específicamente conocido como amonificación. Los valores de relación C/N debajo de los cuales se produce la amonificación son del orden 20 a 30. Rastrojos con valores superiores inducirán a inmovilización de N mineral en el tejido microbiano. En la Figura 3 se presentan las tendencias generales de la transformación que sufre un rastrojo de alta relación C/N y sus relaciones con el medio a medida que avanza el proceso de degradación.



Fuente: Stevenson, 1986; Siquiera & Franco, 1988

Figura 3. Tendencias generales en la descomposición de un rastrojo de alto cociente C/N y su relación con el medio.

Cuadro 2. Ejemplo teórico de las necesidades de nitrógeno en bacterias y hongos ante un sustrato compuesto de C, H y O.

| | Bacterias | Hongos |
|--|------------------|---------------|
| Substrato, kg C | 100 | 100 |
| kg C en células microbianas formadas del sustrato | 5-10 | 30-40 |
| Relación C/N de células microbianas | 5:1 | 10:1 |
| kg N necesario a ser inmovilizado en las células microbianas | 1-2 | 3-4 |

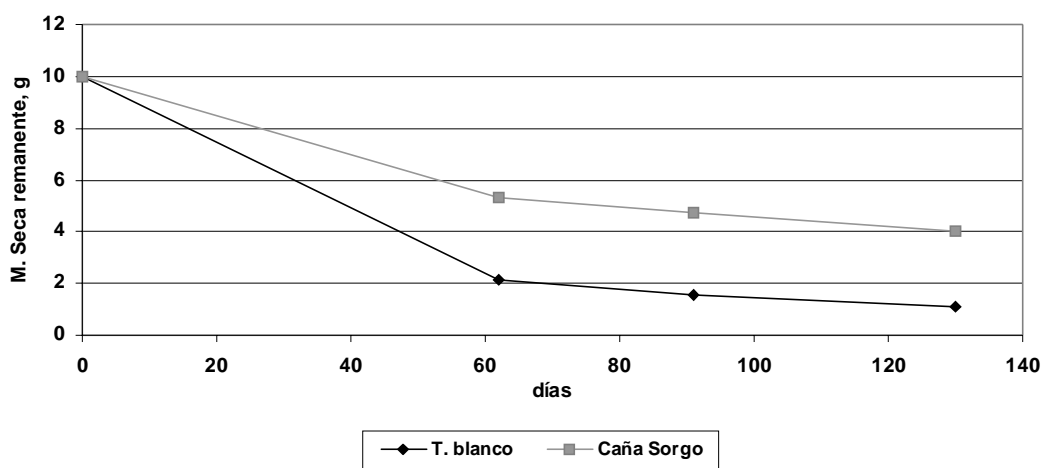


Figura 4. Descomposición de parte aérea de trébol blanco (%FDN = 31,5) y caña de sorgo (% FDN = 69,6), ambos enterrados, comenzando su descomposición en el invierno de 1993 en INIA La Estanzuela.

En la Figura 4 se observa la diferencia en la velocidad de degradación de dos rastrojos de diferente calidad cuando se encuentran enterrados. Morón & Baethgen (1995) y Morón (1999) informan sobre la asociación entre la velocidad de descomposición de diferentes rastrojos y la FDN.

La siembra directa con la colocación de los rastrojos en superficie introduce importantes cambios en el microambiente del rastrojo. En el Cuadro 3 se presentan una comparación relativa entre los ambientes en el cual se descompone el rastrojo en sistemas agrícolas con laboreo convencional (rastrojo enterrado) y cuando se encuentra en sistemas agrícolas de siembra directa (rastrojo en superficie).

Cuadro 3. Microambiente para la actividad de los microorganismos en la descomposición de los rastrojos en laboreo convencional (rastrajo enterrado) y siembra directa (rastrajo en superficie).

| | Laboreo convencional | Siembra directa |
|-------------------------------|----------------------|-----------------|
| Contacto suelo-rastrajo | + | - |
| Humedad del suelo en contacto | + | - |
| Humedad del rastrojo | + | - |
| Fluctuación de temperatura | - | + |
| Disponibilidad de nitrógeno | + | - |

Fuente: adaptado de Schomberg et al (1994a)

En síntesis, las condiciones de descomposición en superficie son más adversas para los microorganismos que cuando el rastrojo está enterrado. En las Figuras 5a y 5b se constata experimentalmente la condición más adversa a la que están sometidos dos rastrojos de diferente calidad cuando se encuentran en superficie.

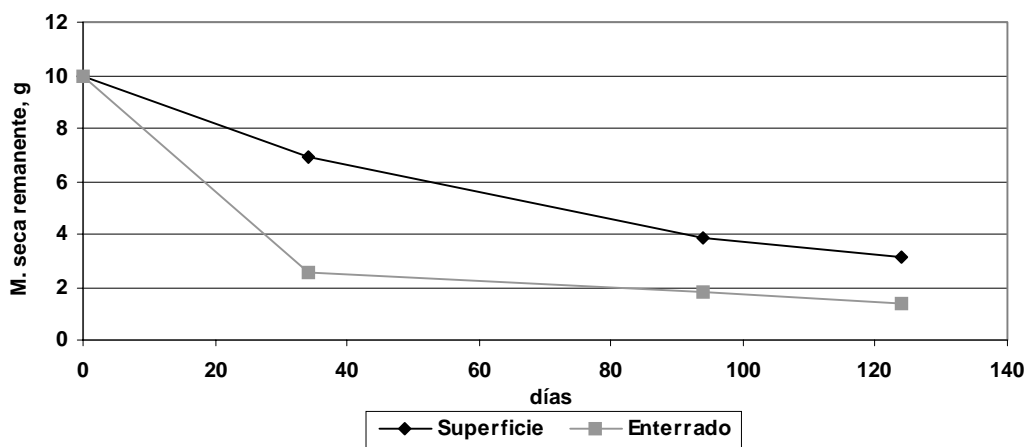


Figura 5a. Descomposición de parte aérea de trébol blanco (%FDN = 40), enterrado y en superficie, comenzando su descomposición en el invierno de 1995 en INIA La Estanzuela

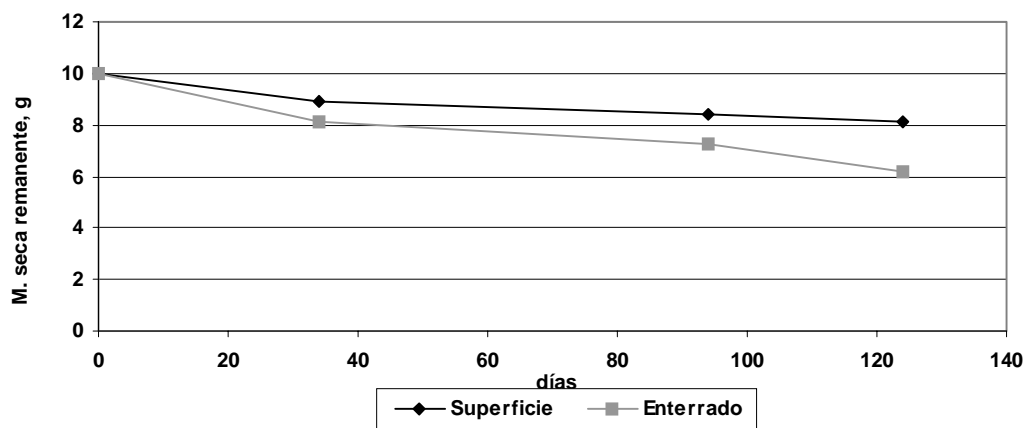


Figura 5b. Descomposición de raíces de maíz (%FDN = 87,7), enterrado y en superficie, comenzando su descomposición en el invierno de 1995 en INIA La Estanzuela

En la Figura 6 se presenta la evolución de la cantidad de nitrógeno en rastrojos de diferente calidad, enterrados, en condiciones de laboreo convencional y comenzando el proceso de descomposición en invierno en la Estación Experimental INIA La Estanzuela. Es muy rápida la liberación de N de rastrojos de alta calidad, como T. blanco. Cerca del 80 por ciento del N del T. blanco fue liberado del rastrojo en un período de dos meses. El N que es liberado del T. blanco podría encontrarse en diversas formas como: N inorgánico (amonio, nitrato), N en compuestos orgánicos, N en la biomasa microbiana, o perderse por distintas vías (lixiviación volatilización, etc.). Por otra parte, la caña de sorgo presenta una evolución del N totalmente opuesta. Es claro y persistente el fenómeno de inmovilización de N en el rastrojo de la caña de sorgo por los microorganismos (hongos). Por otra parte, Morón (1999) informa que la relación C/N inicial o el contenido de N inicial pueden ser buenos predictores de las velocidades de liberación de N de diferentes rastrojos. Debe tenerse presente que de acuerdo con la metodología utilizada (*litter bag*) no se determinó los cambios del N en el suelo que rodea al rastrojo.

Quemada & Cabrera (1995) realizando un trabajo detallado sobre la dinámica del N en el proceso de descomposición de diferentes rastrojos demostraron que también existe una inducción a la inmovilización microbiológica del N en el suelo que rodea el rastrojo de baja calidad. Por tanto, el seguimiento de la evolución del N en los rastrojos constituye una parte de los cambios. Es probable que en la evolución del N en el rastrojo caña de sorgo comentado anteriormente, a la inmovilización de N en el rastrojo también se le sumara la inmovilización de N en el suelo circundante, inducido por compuestos orgánicos liberados durante el proceso de descomposición. De esta información se deduce la necesidad de sincronizar en el tiempo la oferta de N desde el suelo y la demanda de N por parte del cultivo. La presencia de altas cantidades de rastrojos de baja calidad en momentos de alta demanda de N por el cultivo, puede provocar mermas de rendimiento debido a déficits de N. Aspectos relacionados con el concepto de sincronía fueron discutidos por Myers et al (1997).

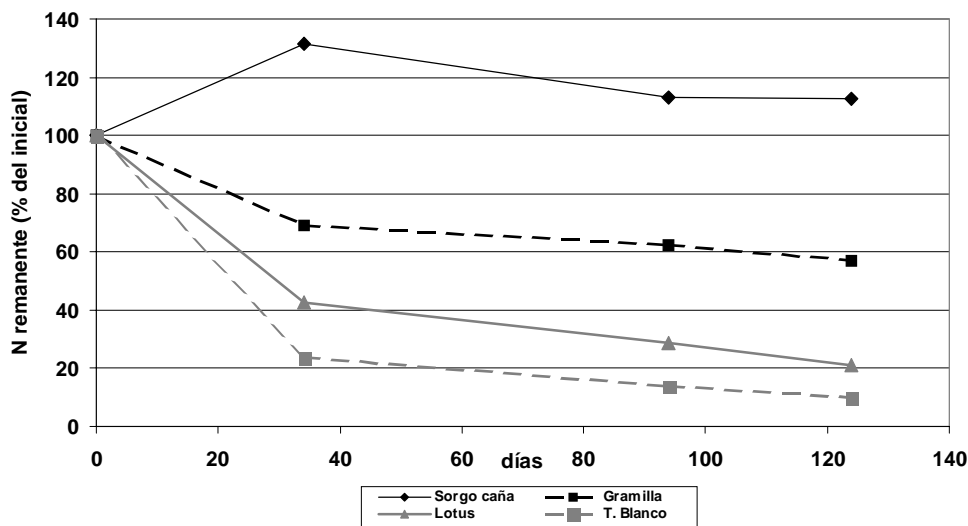


Figura 6. Evolución de la cantidad de N presente en diferentes rastrojos enterrados, comenzando su descomposición en el invierno de 1993 en INIA La Estanzuela. El N se expresa en términos relativos a la cantidad de N presente en cada rastrojo al comienzo del proceso de descomposición.

Schomberg et al (1994b) compararon la descomposición y la dinámica del N en diferentes rastrojos en Texas (USA). En la Figura 7 se presenta la evolución del N en el rastrojo de trigo cuando éste se encuentra enterrado y en superficie. Parece claro que la lenta descomposición de los rastrojos en superficie resulta en un gran potencial para inmovilizar N por largos períodos. La principal explicación para esta tendencia está dada por el hecho de que los rastrojos en superficie se encuentran en microambientes de descomposición más desfavorables que cuando son enterrados. Los rastrojos en superficie tienden a favorecer relativamente el desarrollo de los hongos frente a las bacterias (Schomberg et al 1994a; Cochran et al 1994, Guggenberger et al, 1999). Por tanto, los rastrojos en superficie como ocurre en los sistemas de siembra directa además de producir ritmos de descomposición más lentos, también promoverían altos niveles de inmovilización de N.

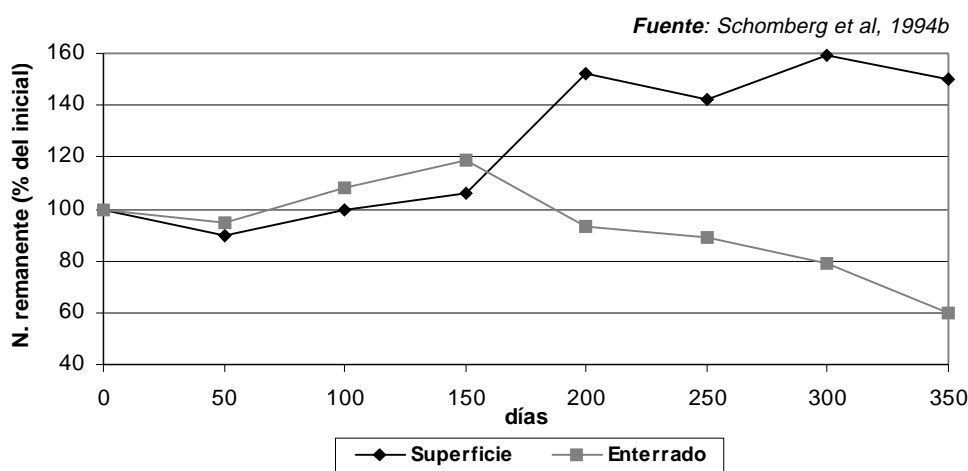


Figura 7. Evolución del contenido de N en rastrojo de trigo enterrado y en superficie .

La utilización del N presente en los rastrojos por los sucesivos cultivos ha sido motivo de numerosos estudios. Según Kumar & Goh (2000) la recuperación de N reportada en diversos trabajos, con metodología de N^{15} , osciló entre 50% (leguminosas) y 12% (no leguminosas) de la recuperación lograda por varias fuentes de fertilizantes nitrogenados. La inmovilización de N en formas orgánicas en el suelo fue más importante cuando el N provenía de las leguminosas que de los fertilizantes.

Otro elemento de orden práctico que debe considerarse es que la distribución de los rastrojos de la cosecha de los cultivos puede ser desuniforme en cantidad y calidad. Esto originaría heterogeneidad en el proceso de descomposición y liberación de N. Andriulo y Cordone (1998) informan de la importancia de esto en la agricultura de la pampa húmeda Argentina. Augsburg (1998) discute la mejor forma de utilización de cosechadoras y accesorios (picador / desparramador de paja, desparramador de casullos) para lograr uniformidad en la distribución de los diferentes rastrojos.

En reciente revisión, Martens (2000), informa que en USA existe una tendencia de revertir suelos destinados a la producción de maíz en siembra directa hacia diferentes métodos que incluyen laboreo. Manifiesta que esto es una tendencia general en USA y particularmente en la zona de Iowa en los últimos años de la década del 90'. La principal razón sería una disminución del rendimiento de maíz en los sistemas de siembra directa frente a sistemas de laboreo convencional. Esta disminución de rendimientos estaría

fuertemente asociada a déficits de N en etapas tempranas del cultivo producto de un fuerte proceso de inmovilización de N.

Acidez

La acidez del suelo, medida en términos de pH, es un importante parámetro que está relacionado con diversos aspectos químicos y biológicos de la fertilidad del suelo. Valores de pH ácidos o muy ácidos pueden determinar la presencia de elevadas concentraciones de aluminio y/o manganeso en la solución del suelo con efectos tóxicos sobre cultivos y pasturas. También puede afectar negativamente el proceso de la fijación biológica de nitrógeno en las leguminosas o determinar el déficit de un micronutriente como el molibdeno. Por otra parte, valores elevados de pH pueden estar asociados con presencia de CaCO_3 (carbonato de calcio) y/o elevadas concentraciones de Na (sodio). El Na puede provocar importante deterioro en las propiedades físicas del suelo. También valores elevados de pH pueden afectar negativamente la disponibilidad de micronutrientes como el Fe (hierro) y el Zn (zinc).

El efecto del agregado de materia orgánica fresca al suelo, llámese rastrojos de cultivos o pasturas, en el pH del suelo es un proceso complejo y a veces no muy claramente entendido. Es conocido el efecto de acidificación del suelo provocado por el crecimiento de las leguminosas (Williams, 1980; Haynes, 1983; Bolan, 1989). Este efecto es atribuido a la fijación biológica de N que provoca la liberación de H^+ y dependiendo de la especie de leguminosa considerada, entre 37 y 49 mg de H^+ son producidos por cada gramo de N fijado (Marschner, 1995).

Debe distinguirse el efecto del crecimiento de las leguminosas antes mencionado con el efecto del agregado de rastrojos en el pH del suelo. El efecto del agregado de diversos materiales orgánicos en condiciones controladas muestra que el pH del suelo puede incrementar, disminuir o no ser afectado (Pocknee & Sumner, 1997). El balance cationes-aniones del material vegetal es señalado como un factor importante que puede afectar el pH del suelo y que presenta importantes diferencias entre especies y partes de las plantas (Pierre & Banwart, 1973). El balance entre cationes y aniones definido como excesos de bases ($\text{EB} = [\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Na}] - [\text{Cl} + \text{S} + \text{P} + \text{N} - \text{NO}_3]$) y expresado en milliequivalentes/100 g de material vegetal puede variar hasta siete veces entre distintos materiales vegetales. En términos generales las monocotiledóneas tienen menor EB que las dicotiledóneas (Pierre & Banwart, 1973).

En las plantas el exceso de cationes respecto de los aniones inorgánicos es balanceado por la síntesis de aniones orgánicos. Estos tienen la capacidad de neutralizar la acidez de los suelos y la toxicidad del aluminio (Miyazawa et al, 2000). En reciente trabajo, Tang & Yu (1999) demostraron que el efecto de alcalinización de los rastrojos de leguminosas está relacionado positivamente con el exceso de cationes y la concentración de N, y negativamente con el valor de pH inicial del suelo. Estos autores concluyen que para minimizar los efectos acidificantes a nivel de producción, deben agregarse rastrojos y especialmente aquellos que posean altas concentraciones de excesos de cationes

Balance de carbono en el suelo

Existen diferentes definiciones de la materia orgánica del suelo. En forma pragmática, Anderson & Ingram (1993), definieron a la materia orgánica del suelo como todo material orgánico que pasa por un tamiz de 2 mm. La importancia de la materia orgánica como constituyente del suelo está dada por su asociación con propiedades físicas (densidad aparente, estructura, aireación y drenaje, consistencia), químicas y biológicas (actividad biológica, fuente de nutrientes, capacidad de intercambio catiónico, poder *buffer*, combinación con moléculas orgánicas) lo cual le confiere al mismo mayores potenciales de producción. Debe mencionarse que la importancia de la materia orgánica del suelo

trasciende el interés agronómico. Esta constituye un *pool* dinámico que integra el ciclo general del carbono y que se relaciona con el CO_2 atmosférico el cual se relaciona con el denominado efecto invernadero. La materia orgánica del suelo es considerada el indicador simple más importante para definir la calidad del suelo (Larson & Pierce, 1991).

En condiciones naturales el nivel de materia orgánica de un suelo es función del clima, vegetación, topografía, material madre y tiempo. En la Figura 8 Ladd & Martin (1984) esquematizaron los diferentes flujos de carbono en un ecosistema de pasturas. El balance de C del suelo, principal constituyente de la materia orgánica, es la diferencia entre las entradas y las salidas de C del *pool* denominado materia orgánica del suelo. Debe considerarse que los balances del C orgánico tienen una fuerte relación con el tipo de suelo y especialmente con la textura del mismo. Generalmente los suelos de textura más fina tienen altos contenidos de C orgánico (Burke et al, 1989). La principal explicación estaría dada por la mayor capacidad de protección que obtienen los compuestos orgánicos frente al ataque microbiano en suelos de textura pesada. Hassink et al (1993) discuten los mecanismos de protección de la textura en la materia orgánica para suelos de diferente composición granulométrica.

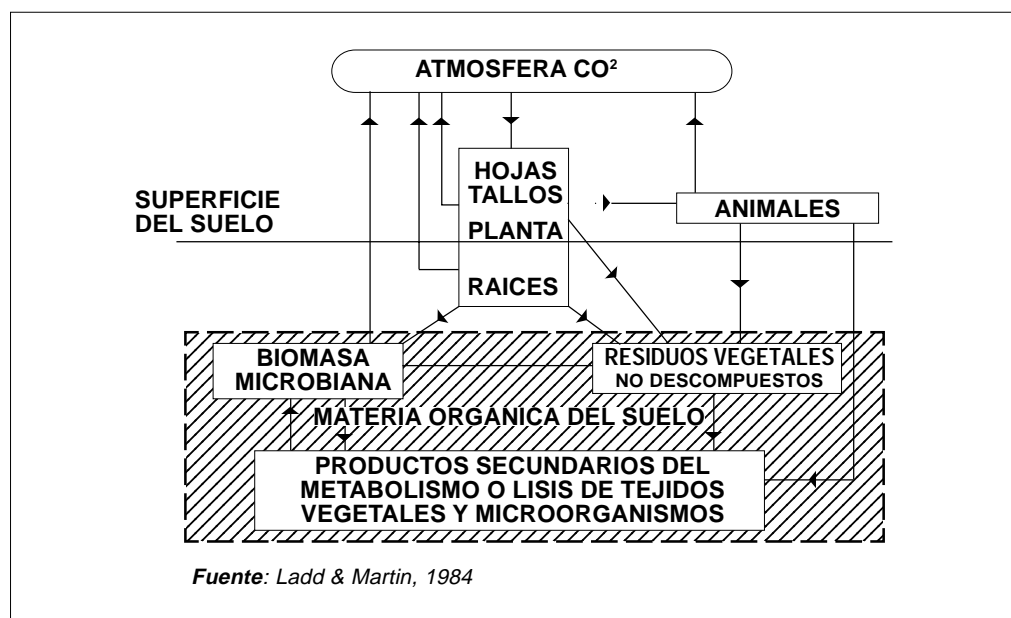


Figura 8. Dinámica del carbono en un ecosistema de pasturas utilizadas por animales

En un sistema agrícola las entradas de C están dadas por los rastrojos, raíces y exudados radiculares mientras que las salidas son las pérdidas por erosión y mineralización (C-CO_2). En la Figura 9 se observa un modelo simple (Jenkinson, 1988), de dos compartimentos, de la dinámica del carbono en el suelo. Es claro que los rastrojos cumplen una función clave en el balance de la materia orgánica del suelo en la medida que constituyen un componente central en las entradas de carbono. Rasmussen & Collins (1991) y Paustian et al (1995) reportaron relaciones lineales positivas entre la cantidad de residuos entrados al suelo y el nivel de materia orgánica del mismo (Figura 10). Una forma de evaluación del pasaje del compartimento «H» al «C», denominado «fA» en la Figura 9, es el coeficiente de humificación. Este cuantifica la fracción del carbono («f» en el modelo) que en el período de un año pasa a formas

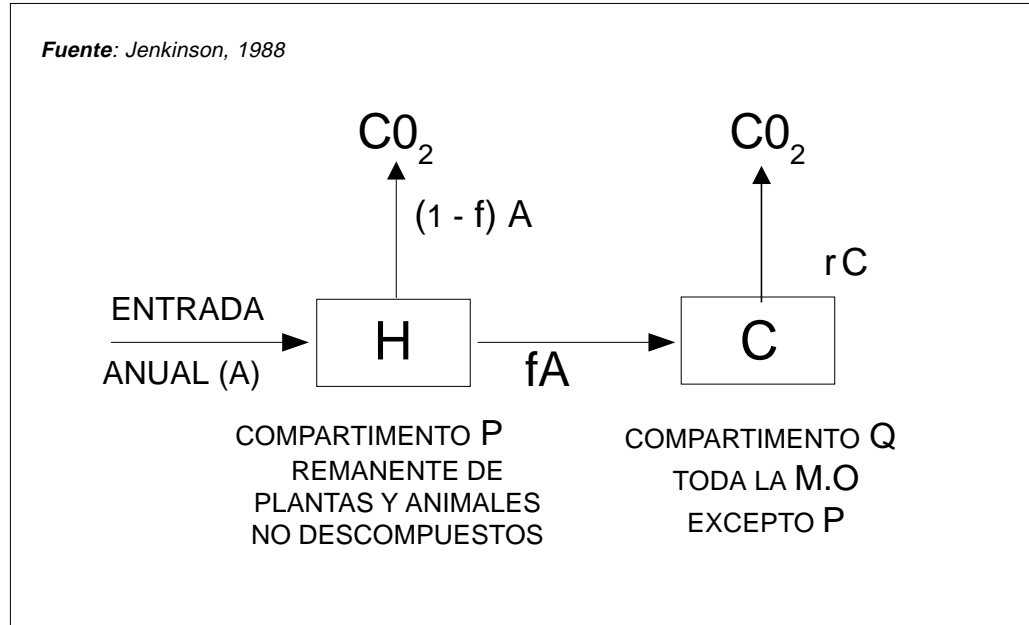


Figura 9. Modelo del ciclo del carbono en el suelo. La fracción de A que entra al compartimento Q cada año es f. H y C son las cantidades de carbono orgánico en los compartimentos P y Q respectivamente, r es la fracción del C orgánico más humificado que se descompone cada año.

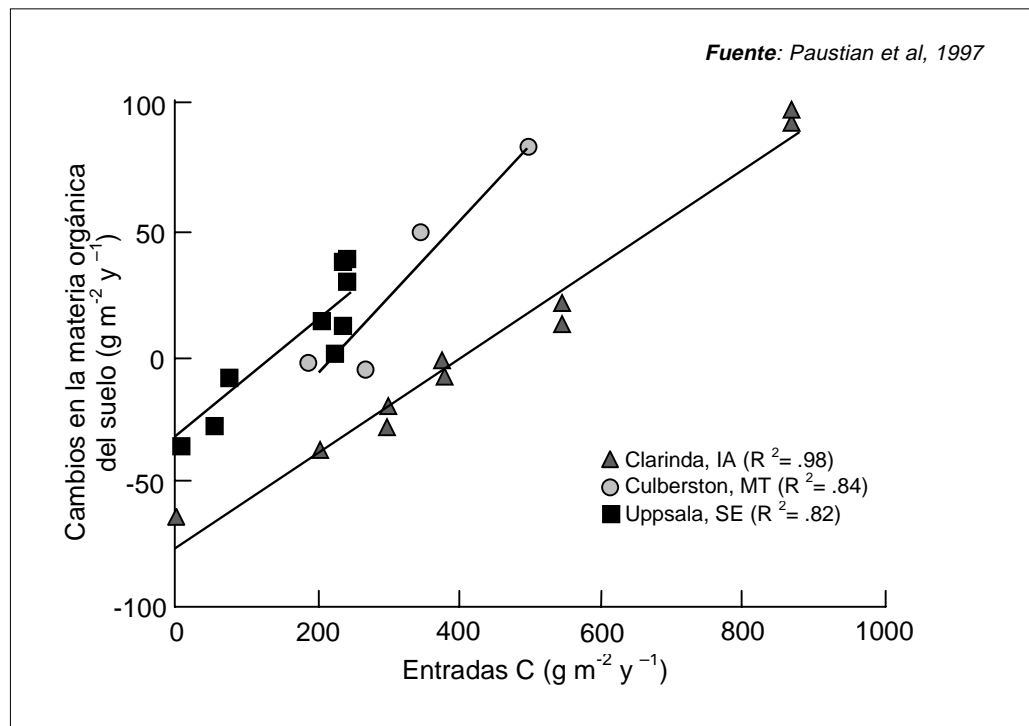


Figura 10. Relación entre la cantidad de rastrojos agregados y el cambio en el C orgánico del suelo de distintos experimentos.

orgánicas más estables y que permanecen como tales por varios años. Buyanovsky & Wagner (1997) reportan para Missouri (USA) valores de 0,20 para la parte aérea de trigo y 0,24 para el sistema radicular del mismo. Las definiciones del coeficiente de humificación no son homogéneas. Así, Wolf & Janssen (1991) utilizan como definición del coeficiente de humificación la fracción de los rastrojos que permanece en el suelo después de un año. Estos autores sobre la base de la definición anterior y a información de Kolenbrander (1974) presentan un rango de coeficientes de humificación para carbono desde un mínimo de 0,26 para material verde hasta máximos de 0,87 para residuos de coníferas.

En condiciones de mínima o nula erosión el equilibrio de la materia orgánica del suelo se alcanza cuando $fA = rC$, siendo «r» la fracción del carbono de la materia orgánica del compartimiento «C» que se mineraliza anualmente. En promedio, para suelos utilizados con laboreo convencional de zona templada, el carbono de la materia orgánica del suelo se descompone a una tasa anual de 2 a 5 % (Rasmussen & Collins, 1991; Wolf & Janssen, 1991; Buyanovsky & Wagner, 1997)

El uso y manejo del suelo tiene importantes efectos, negativos o positivos, en el contenido de materia orgánica del suelo (Jackman, 1964; Jenkinson, 1988; Dalal & Mayer, 1986; Johnston, 1991; Cambardella & Elliott, 1992; Díaz Rosello, 1992; Studdert et al, 1997; Lal, 2000). Generalmente, cuando un suelo es cultivado con laboreo convencional el nivel de materia orgánica del suelo disminuye debido a que una parte de la producción es removida, la erosión se incrementa y se aceleran los procesos microbiológicos de mineralización de la materia orgánica. El efecto de la rotación de cultivos anuales en la materia orgánica del suelo está dado principalmente por la cantidad de rastrojos que se producen y se devuelven al suelo. Paustian et al (1997) resumen información de la cantidad promedio de rastrojos que devuelven al suelo distintos cultivos en los Estados Unidos. Se destacan claramente el maíz y el sorgo por su alta producción de rastrojos, siendo esto mínimo en el cultivo de la soja. Para la agricultura de la pampa húmeda Argentina, Andriulo y Cordone (1998), destacan el aporte cuantitativo de los rastrojos de los cultivos de maíz y girasol frente a los de trigo, soja de primera y soja de segunda. El efecto positivo de la inclusión de pasturas de gramíneas y leguminosas en rotación con cultivos sobre la materia orgánica del suelo ha sido reportado en información nacional (Díaz-Roselló, 1992; Baethgen et al, 1994; Morón, 1996). Podrían señalarse varias razones para el efecto positivo de las pasturas convencionales: a) menor erosión, b) menor mineralización de la materia orgánica del suelo, c) mayor aporte de rastrojos, especialmente de los sistemas radiculares de las gramíneas, y d) un *input* importante de N originado en la fijación biológica de las leguminosas.

Es ampliamente aceptado que los productos de la degradación de la lignina y compuestos nitrogenados son los mayores constituyentes de la materia orgánica humificada y estable del suelo (Paustian et al, 1995). La entrada de rastrojos con alta concentración de lignina y la adición de nitrógeno puede ser una opción de manejo que conduzca al incremento del carbono del suelo (Sowden & Atkinson, 1968; Paustian et al, 1992).

La siembra directa o siembra sin laboreo introduce cambios importantes en la dinámica y balance de C en el suelo. Los cambios significativos son producidos por: a) rastrojos en superficie, y b) no movimiento o no laboreo del suelo. Esto tiene varias consecuencias: 1) reducción de la erosión debido fundamentalmente a los rastrojos en superficie que protegen al suelo de la acción de la lluvia; 2) reducción de la tasa de descomposición de los rastrojos, que corresponde al CO_2 que sale del compartimiento «P» del modelo de la Figura 8. Este tema ya fue abordado en el punto "Descomposición y cambios en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo" ; 3) disminución de la mineralización de la materia orgánica del suelo debido a una menor aireación y menor accesibilidad de los microorganismos a la misma. Corresponde al CO_2 que sale del compartimiento «Q» del modelo de la Figura 9; 4) incremento relativo de los hongos en los sistemas de siembra directa (Schomberg et al 1994a; Cochran et al 1994, Guggenberger et al, 1999); y 5)

incremento de la estratificación de la materia orgánica en su distribución vertical a favor de los primeros centímetros del suelo. En síntesis, puede sostenerse que el efecto de la siembra directa en el balance del C orgánico es la tendencia a disminuir las pérdidas.

En la Figura 10 se ejemplifican parte de los conceptos manejados anteriormente. Se observa la mineralización del C orgánico de los rastrojos y de la materia orgánica del suelo según laboreo y temperatura en un trabajo realizado en INIA La Estanzuela. En 1997 en un suelo caracterizado como Brunosol Eutrico con un manejo anterior de rotación cultivo-pastura, que en 1996 comenzó a ser sembrado sin laboreo, se tomaron 12 muestras de suelo a una profundidad de aproximadamente 6 cm con cilindros metálicos de 6 cm de diámetro por 10 cm de altura. La humedad del suelo se encontraba próxima a la capacidad de campo. La mitad de las muestras fue mantenida en los cilindros simulando la situación indisturbada (no laboreo) y la otra mitad fue sacada del cilindro para realizar un desmenuzamiento manual (rotura por agregados naturales) para luego retornar el suelo al cilindro. La desagregación manual fue semejante a una buena preparación mediante laboreo convencional de suelo para siembra de semilla fina. Los cilindros con suelo indisturbado y con suelo "laboreado" fueron introducidos en frascos de vidrio herméticos con una solución de NaOH para captar el CO₂. Esto fue evaluado a dos temperaturas: 15 °C y 30 °C. Como se constata en la Figura 11 los tratamientos con «laboreo» sistemáticamente producen más CO₂ que los tratamientos indisturbados.

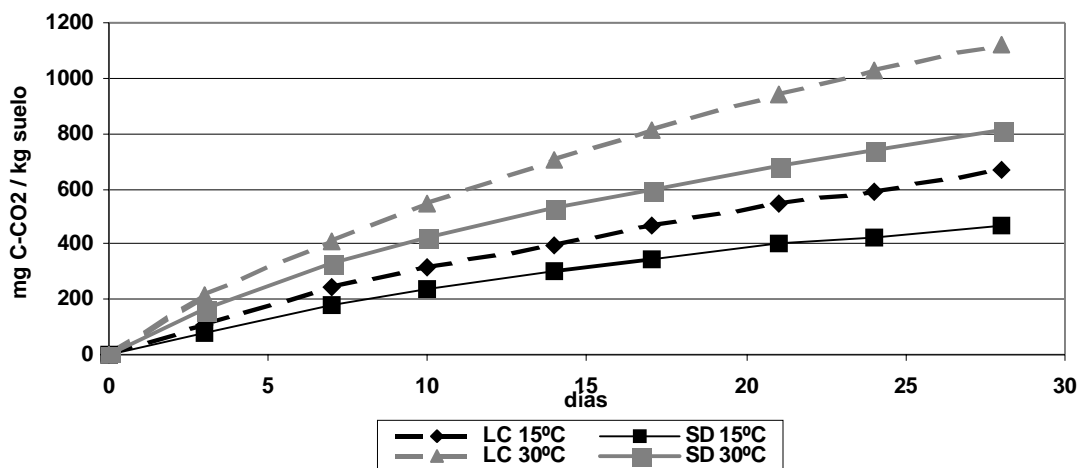


Figura 11. Evolución del C-CO₂ en condiciones indisturbadas (SD) y con desagregación manual (LC) en un Brunosol Eutrico de INIA La Estanzuela a 15 y 30 °C.

Paustian et al (1997a) resumieron la información del efecto de la siembra directa frente al laboreo convencional en el balance del C orgánico, de un conjunto de diferentes experimentos de largo plazo de diferentes autorías, dentro de la agricultura de zona templada. La información del contenido de C orgánico fue expresada por unidad de superficie. Se consideró la concentración de C orgánico en el suelo y la densidad aparente del mismo, ambos hasta una profundidad de 30 cm. En la Figura 12 se presenta la comparación en diferencias porcentuales. Parece claro que para la amplia mayoría de las situaciones la siembra directa logró un balance más positivo que el laboreo convencional.

Debido a los conceptos involucrados, cabe mencionar los resultados de un modelo de evolución del C orgánico del suelo desarrollado por Lucas et al (1977) citado por Cole et al (1987). Este fue desarrollado para la producción de maíz, con pérdidas de suelo por erosión (8000 kg/ha) en las condiciones de Michigan (USA). En la Figura 13 se aprecian

los cambios en el C orgánico en un suelo franco para tres niveles de producción de maíz. Surgen dos conceptos importantes: 1) a iguales pérdidas por erosión para las tres situaciones, el nivel productivo y concomitantemente los niveles de rastrojo generados en cada situación, determinan diferentes niveles de equilibrio ($y = 0$) del C orgánico en el suelo; 2) dado un nivel productivo y por ende un valor de C orgánico de equilibrio para el sistema productivo considerado, se podrá ganar o perder C orgánico dependiendo de cual es el valor del cual se parte. Según la Figura 13 si se estableciera un sistema de producción de maíz con 5.000 kg de rendimiento de maíz, el suelo tendría un valor de equilibrio de C orgánico próximo de 1.5 %. Si se partiera de valores de 1% de C orgánico se tendrían ganancias de C decrecientes hasta alcanzar el valor de equilibrio de 1,5%. Por otra parte, si se partiera de valores de 2% de C orgánico se tendrían pérdidas decrecientes hasta alcanzar el valor de equilibrio de 1,5%.

Figura 12.
Comparación
relativa del nivel de
C orgánico en el
suelo en diversos
experimentos de
largo plazo en los
cuales se evaluaron
laboreo
convencional y
siembra directa.

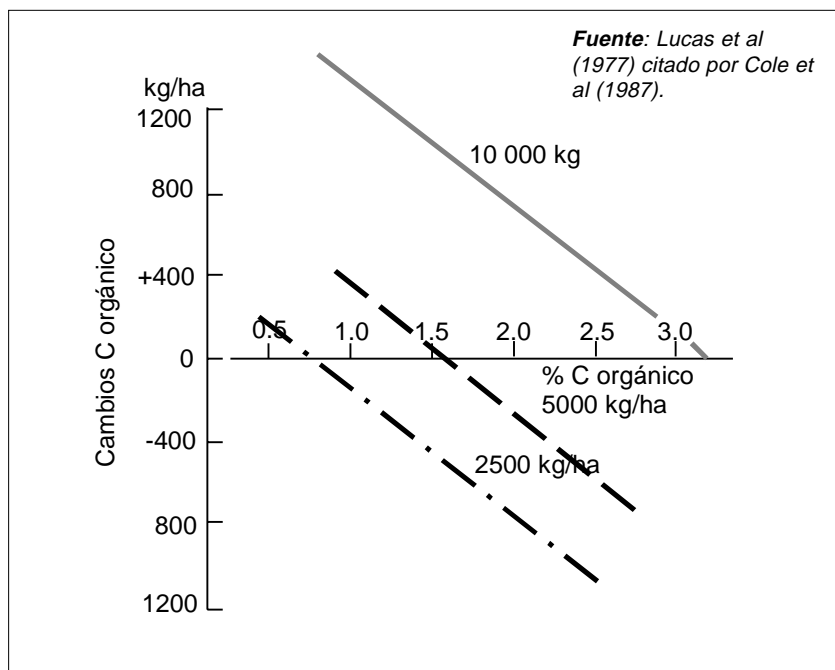
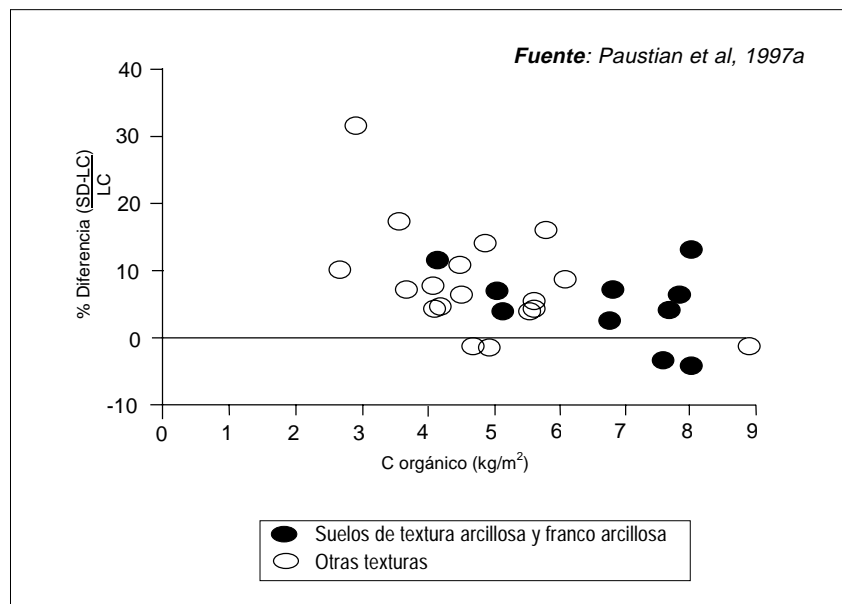


Figura 13. Modelo
de simulación de
los cambios
anuales del C
orgánico del suelo
en función de los
rendimientos de
los sistemas
agrícolas de
producción de
maíz en Michigan
(USA).

A partir de extensas y documentadas revisiones de resultados experimentales de largo plazo, así como de los resultados de modelos de simulación, Paustian et al (1997a, 1997b) sintetizan las medidas prácticas en el manejo de los rastrojos que tienen influencia positiva en el balance de C en el suelo. Estas son: 1) incrementar el tiempo del suelo con vegetación, 2) reducir o eliminar el laboreo, 3) aumentar la producción y retornar los rastrojos al suelo, 4) incluir gramíneas perennes y leguminosas, y 5) en la selección de los cultivos incluir maíz y sorgo.

Literatura citada

- ACOSTA, Y. 1994. Estimadores del valor nutritivo para producción de leche. **In:** Guía para la Alimentación de Rumiantes. Capítulo II. Serie Técnica 55 INIA La Estanzuela. p. 41-50.
- ALEXANDER, M. 1977. Introduction to Soil Microbiology. Second Edition. John Wiley & Sons. 467 p.
- ANDERSON, J.M. & INGRAM, J.S.I. ed. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods. Wallingford, Oxon, CAB International.
- ANDRIULO, A. y CORDONE, G. 1998. Impacto de Labranzas y Rotaciones Sobre la Materia Orgánica de Suelos de la Región Pampeana Húmeda. **In:** Panigatti, J.L.; Marelli, H.; Buschiazzi, D.; Gil, R. ed. Siembra Directa. Cap 5 p 65-96
- AUGSBURGER, H.K.M. 1998. Maquinaria para Siembra Directa en Sistemas Agrícola-Ganaderos. Serie Técnica INIA La Estanzuela 99. 87p.
- BAETHGEN, W. E.; MORÓN, A. and DÍAZ-ROSELLO, R.M. 1994. Modeling long-term soil organic carbon changes in six cropping systems of SW Uruguay. Transaction 15th World Congress of Soil Science (Acapulco, México). Volume 9: supplement p.300-301.
- BLASER, R.E; HAMMES, R.C.; FONTENOT, J.P.; BRYANT, H.T.; POLAN, C.E.; WOLF, D.D.; MCCLAUGHERTY, F.S.; KLINE, R.G. and MOORE, J.S. 1986. Forage-Animal Management Systems. Virginia Polytechnic Institute and State University. Bulletin 86-7. 90p.
- BOLAN, N.S.; HEADLY, M.J. and WHITE, R.E. 1989. Nitrogen fertilizer use, fixation and soil acidification. **In:** White, R.E.; Currie, L.D. ed. Nitrogen in New Zealand Agriculture and Horticulture. Proceedings, Palmerston North, Massey University, p. 88-103.
- BURKE, I.C.; YONKER, C.M.; PARTON, W.J.; COLE, C.V.; FLACH, K. and SCHIMEL. 1989. Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils. Soil Science Society of America Journal 53: 800-805.
- BUYANOVSKY, G.A. and WAGNER, G.H. 1997. Crop Residue Input to Soil Organic Matter on Sanborn Field. **In:** Paul, E.A., Elliott, E.T.; Paustian, K.; Cole, C.V. ed. Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. Cap 4 p.73-102.
- CAMBARDELLA, C.A. and ELLIOTT, E.T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal 56:777-783.
- COCHRAN, V.L.; SPARROW, S.D. and SPARROW, E.B. 1994. Residue Effects on Soil Micro- and Macroorganisms. **In:** Unger, P.W. ,ed. Managing Agricultural Residues. Cap 9 p.163-184.

- COLE, C.V.; WILLIAMS, J., SHAFER, M. and HANSON, J. 1987. Nutrient and organic matter as components of agricultural production systems models. **In:** Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production Systems. Proceedings. Madison. SSSA. Special Publication N° 19. p. 147-166.
- DALAL, R.C. and MAYER, R.J. 1986. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. I. Overall changes in soil properties and trends in winter cereals yields. *Australian Journal of Soil Research*, 24: 265-279.
- DÍAZ ROSELLO, R. 1992. Evolución de la materia orgánica en rotaciones de cultivos con pasturas. **In:** Morón, A.; Baethgen, W. ed. *Revista INIA Investigaciones Agronómicas* 1(1):103-110.
- GUGGENBERGER, G.; FREY, S.D.; SIX, J.; PAUSTIAN, K. and ELLITT, E. 1999. Bacterial and Fungal Cell-Wall Residues in Conventional and No-Tillage Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 63:1188-1198.
- HASSINK, J.; BOUWMAN, L.A.; ZWART, K.B.; BLOEM, J. and BRUSAARD, L. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57:105-128.
- HAYNES, R.J. 1983. Soil acidification induced by leguminous crops. *Grass and Forage Science* 38:1-11.
- HOLLAND, E.A. and COLEMAN, D.C. 1987. Litter placement on microbial and organic matter dynamics and agroecosystems. *Ecology* 68: 425-433.
- JACKMAN, R.H. 1964. Accumulation of organic matter in some New Zealand soils under permanent pasture. I Patterns of organic carbon, nitrogen, sulphur, and phosphorus. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 7: 445-471.
- JENKINSON, D.S. 1988. Soil organic matter and its dynamics. **In:** Alan Wild, ed. *Russell's Soil Conditions and Plant Growth*. 11th Harlow, Essex, UK. p.564-607
- JOHNSTON, A.E. 1986. Soil organic matter, effects on soil and crop. *Soil Use and Management*. V2(3):97-105.
- KUMAR, K. and GOH, K.M. 2000. Crop residues and Management Practices: Effects on Soil Quality, Soil Nitrogen Dynamics, Crop Yield, and Nitrogen Recovery. *Advances in Agronomy* 68:197-319.
- LADD, J.N. and MARTIN, J.K. 1984. Soil organic matter studies. **In:** L'Annunziata, M.F.; Legg, J.O. ed. *Isotopes and radiation in agricultural sciences*. Academic Press, V1 Cap3 p.67-98.
- LAL, R. 2000. World Cropland Soils as a Source or Sink for Atmospheric Carbon. *Advances in Agronomy* 71: 145-191.
- LARSON, W.E. and PIERCE, F.J. 1991 Conservation and enhancement of soil quality. **In:** Evaluation for sustainable land management in the developing world. V 2 IBSRAM Proc. 12(2) International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand.
- MARTENS, D.E. 2000. Nitrogen Cycling Under Different Soil Management Systems. *Advances in Agronomy* 70 : 143-192.
- MARSCHNER, H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. Second Edition. London, Academic Press, 889 p.

- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. e FRANCHINI, J.C. 2000. Moléculas orgánicas relacionadas a química e a fertilidade do solo. **In:** Biodinâmica do Solo. FERTBIO 2000. 22-26 Octubre 2000, Santa María-RS, Brasil. CD ROOM.
- MORÓN, A. 1996. Dinámica de la Materia orgánica en los Sistemas Productivos Agropecuarios. **In:** Curso de Actualización en Fertilidad de Suelos. Facultad de Agronomía - Universidad de la República. Tomo 1:29-39.
- _____ ; 1999. Descomposición de Rastrojos de Cultivos y Pasturas. **In:** Curso de Actualización Técnica Siembra Sin Laboreo de Cultivos y Pasturas. Facultad de Agronomía (EEMAC), INIA, PROCISUR. CD ROOM.
- _____ y BAETHGEN, W. 1995. Decomposition and nutrient release from crop and pasture residues in contrasting agricultural production systems. Proceedings Driven by Nature. Plant Litter Quality and Decomposition. Wye College, University of London. p.82.
- MYERS, R.J.K.; NOORDWIJK, M. VAN and VITYAKON, P. 1997. Synchrony of Nutrient Release and Plant Demand: Plant Litter Quality, Soil Environment and Farmer Management Options. **In:** Cadisch, G.; Giller, K.E. Driven by Nature p.215-229. CAB international, Wallingford, U.K.
- PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H.H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; VAN NOORDWIJK, M. and WOOMER, P.L. 1997b. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* 13: 230-244
- _____ ; COLLINS, H.P. and PAUL, E.A. 1997a. Management Controls on Soil Carbon. **In:** Paul, E.A., Elliott, E.T.; Paustian, K.; Cole, C.V. ed. *Soil Organic matter in Temperate Agroecosystems*. Cap 2 p.15-49.
- _____ ; PARTON, W.J. and PERSSON, J. 1992. Modeling soil organic matter in organic-amended and N-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of America Journal* 56:476-488.
- _____ ; ROBERTSON, G.P. and ELLIOTT, E. 1995. Management impacts on carbon storage and gas fluxes (CO₂, CH₄) in mid-latitude cropland ecosystems. **In:** Lal, R., Kimble, J., Levine, E.; Stewart, B.A. ed. *Soil Management and Greenhouse Effect*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. p.69-83
- PIERRE, W.H. and BANWART, W.L. 1973. Excess-Base and Excess-Base/Nitrogen Ratio of Various Crop Species and Parts- *Agronomy Journal* 65: 91-96
- POCKNEE, S.; SUMNER, M.E. 1997. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Science Society of America Journal* 61: 86-92.
- QUEMADA, M. and CABRERA, M.L. 1995. Carbon and Nitrogen Mineralized from Leaves and Stems of Four Cover Crops. *Soil Science Society of America Journal* 59: 471-477.
- RASMUSSEN, P.E. and COLLINS, H.P. 1991. Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions. *Advances in Agronomy* 45: 93-134.
- SCHOMBERG, H.H., FOERD, P.B. and HARGROVE, W.L. 1994a. Influence of Crop Residues on Nutrient Cycling and Soil Chemical Properties. **In:** Unger, P.W., ed. *Managing Agricultural Residues*. Cap 6 p 99-121.

- SCHOMBERG, H.H.; STEINER, J.L. and UNGER, P.W. 1994b. Decomposition and Nitrogen Dynamics of Crop Residues: Residues Quality and Water Effects. *Soil Science Society of America Journal* 58: 372-381
- SIQUEIRA, J.O. and FRANCO, A. A. 1988. *Biotechnologia do Solo. Fundamento e Perspectivas*. Ministerio de Educação. Brasil. 235 p.
- SOWDEN, F.J. and ATKINSON, H.J. 1968. Effect of long-term annual additions of various organic amendments on organic matter of a clay and sand. *Canadian Journal of Soil Science* 48: 323-330.
- STEVENSON, F.J. 1986. *Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulphur, Micronutrients*. New York, Wiley. 380 p.
- STUDERT, G.; ECHEVERRÍA, H. and CASANOVAS, E.M. 1997. Crop-pasture Rotation for Sustaining Quality and Productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1466-1472
- TANG, C.; YU, Q. 1999. Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation. *Plant and Soil* 215: 29-38.
- WOLF, J. and JANSSEN, H.J.M. 1991. Effects of changing land use in the Netherlands on net carbon fixation. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 39: 237-246
- WILLIAMS, C.H. 1980. Soil acidification under clover pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 20: 561-567.

