

DESCOMPOSICION DE LA COBERTURA DE RASTROJO Y EVOLUCION DE SU CONTENIDO DE NITROGENO EN EL DOBLE CULTIVO TRIGO-SOJA BAJO SIEMBRA DIRECTA

O J SANTANATOGLIA¹, R ALVAREZ², N BARBERO², M RUSSO¹

⁽¹⁾Laboratorio de Radioisótopos. ⁽²⁾Cátedra de Producción Vegetal. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 (1417). Buenos Aires, Argentina.

DECOMPOSITION OF STRAW COVER AND EVOLUTION OF ITS NITROGEN CONTENT IN THE DOUBLED CROP WHEAT-SOYBEAN UNDER DIRECT DRILLING

In the Argentine Pampa, soils have been double cropped to the wheat-soybean sequence under direct drilling extensively during the last decade. Nitrogen fertilizers requirements are usually higher in these tillage systems than for conventional management. Immobilization of the nutrient in straw mulch has been considered as one of the reasons for the deficiencies. We tested this hypothesis on an Aquic Argiudoll. Plots have been under grassland 9-10 y and cropped to no-till systems for the last 1-3 y. Organic matter and microbial biomass content of the soil were high and very intense the microbiological activity. Straw from soil surface was raked and hand classified into wheat, soybean and indeterminate residues. The last component included wheat chaff which was extremely difficult to separate from unidentifiable material and weed residues which were scarce. After wheat harvest straw mulch was ca. 11.0 t ha⁻¹ and thereof it diminished to ca. 3.5 t ha⁻¹ a year later, in spite of soybean residues incorporation. Wheat and soybean decomposition could be closely predicted by the negative exponential model ($r^2 > 0.97$, $P = 0.01$), being the decaying rates of both residues similar ($P > 0.05$). Seasonal influences of incorporation time could mask differences in straw quality. The degradation of the indeterminate component did not fit so well to the model because this pool received contributions from the others. It was estimated, on a year basis, that the mulch cover lost ca. 10.3 t ha⁻¹ of dry matter and that straw inputs were ca. 10.1 t ha⁻¹. Consequently, residue cover inputs and decomposition appeared balanced for the studied period. Immobilization of nitrogen was not detected. Total nitrogen content of residue cover decreased during the whole experimental period and soil available nitrogen raised, ranging from 80 to 160 kg N ha⁻¹ in the upper 40 cm of the profile. In these nitrogen rich soil deficiencies of the nutrient as a result of microbial immobilization on crop straw were not detected under direct drilling.

Keywords: Direct drilling-Straw mulch-Decomposition-Nitrogen immobilization

INTRODUCCION

Durante los últimos años se ha producido un importante avance de la siembra directa en Argentina (Fogante 1993), especialmente en el doble cultivo trigo-soja (Hall *et al.* 1992). Bajo dicho método de labranza el suelo queda cubierto por los residuos de los cultivos, disminuyendo así las pérdidas por erosión, lo que constituye la principal ventaja del sistema. Del grado de cobertura logrado depende la magnitud de la reducción del proceso erosivo (Unger, McCalla 1980). Como contrapartida son generalmente mayores los requerimientos de fertilizantes nitrogenados para los cultivos (Doran, Smith 1987, Tisdale *et al.* 1993). Esto se debe a la ausencia de un período de barbecho descubierto previo a la siembra. Entre las causas responsables de las deficiencias de nitrógeno bajo labranza cero puede considerarse en primer lugar la absorción por malezas. Se ha observado que la vegetación que se desarrolla antes de la siembra

de los cultivos puede absorber cantidades importantes de nitrógeno, las que se mineralizan parcialmente durante el ciclo agrícola (Parmelee *et al.* 1989). En la secuencia trigo-soja en la Región Pampeana, esta razón no parecería importante *a priori* ya que el único período sin cultivo se produce en invierno (mayo a julio) cuando el crecimiento de la vegetación silvestre es escaso. En segundo término, se ha observado que en los sistemas bajo siembra directa se registran normalmente menores temperaturas del suelo que bajo labranza convencional (Unger, McCalla 1980) y la temperatura es uno de los principales factores que regulan la mineralización de nitrógeno orgánico (Ando *et al.* 1992), por lo que se ha atribuido a los suelos cultivados sin labranza una menor capacidad de suministrar nitrógeno a los cultivos (Agenbag, Maree 1989). Finalmente los rastrojos agrícolas dejados sobre la superficie del suelo se descomponen más lentamente que cuando son incorporados (Alvarez *et al.* 1991, Christensen 1986, Santanatoglia *et*

al. 1989) y éstos no sólo son una fuente de nutrientes para las plantas sino que pueden actuar como destino del nitrógeno edáfico disponible cuando se produce inmovilización del nutriente (Andrén *et al.* 1993, Christensen 1986, Douglas *et al.* 1980). Esto determina que se haya detectado mayor inmovilización de nitrógeno bajo siembra directa que en situaciones con labranza convencional (Holland, Coleman 1987, Rice, Smith 1984). Por todas estas razones resulta de interés analizar si los factores descritos actúan sobre la disponibilidad de nitrógeno en sistemas de labranza cero con vistas a diseñar estrategias de manejo y fertilización adecuadas a cada caso. Nuestro objetivo fue evaluar la evolución de la cobertura vegetal en suelos sometidos a siembra directa en la Pampa Ondulada Entrerriana bajo el doble cultivo trigo-soja y hacer un seguimiento del contenido de nitrógeno en distintos componentes del agrosistema, a fin de establecer si se produce inmovilización del nutriente en los residuos dejados sobre la superficie del suelo.

MATERIALES Y METODOS

Se trabajó en un suelo Argiudol ácuico de textura franco-limosa del establecimiento Caraguatá, ubicado a 20 km de la ciudad de Victoria, sur de la Provincia de Entre Ríos (Argentina). El clima de la región es templado húmedo con una temperatura media anual de ca. 17,5 °C y precipitaciones de 1.100 mm para 1993. En tres lotes aldeaños que tenían una historia previa de 9-10 años de campo natural y 1-3 años de agricultura extensiva bajo siembra directa, siendo el último cultivo trigo (*Triticum aestivum*) se delimitaron áreas de muestreo de 1 ha en diciembre de 1992. Cada una de estas áreas se subdividió en tres subparcelas las que se muestrearon en forma independiente. Se implementó la secuencia cultural soja-trigo (*Glycine max-Triticum aestivum*) bajo siembra directa. Se fertilizaron los cultivos de trigo a la siembra con 15-20 kg N ha⁻¹ como urea o nitrato amónico de Ca-Mg como es habitual en el lugar. De cada subparcela se tomaron 5 muestras, subdividiéndose por estratos, para caracterizar los suelos, con las que se elaboró una compuesta. El pH se determinó en agua (1: 2,5) y el carbono orgánico por Walkley-Black. Para estimar la biomasa microbiana se usó la técnica de la fumigación-incubación sin tratamiento control (Alvarez, Santanatoglia 1987) y la actividad biológica por incubación de suelo fresco en condiciones controladas durante 40 días (Alvarez, Santanatoglia 1986).

Para evaluar la cantidad de cobertura vegetal muerta en cada subparcela se cosecharon 2 microparcels de 1 m² cada una, recolectando con rastrillo todo el rastrojo y material seco presente. De ésta forma fueron cosechados 6 m² por cada lote. La cobertura fue separada en laboratorio en sus componentes principales: trigo, fundamentalmente hojas y tallos; soja, compuesto por hojas, tallos y vainas; y material indeterminado. Este último estaba integrado por residuos de trigo difícilmente separables como glumas y glumelas, raquis y aristas, malezas y restos pequeños no identificables de material vegetal. Las muestras una vez separadas fueron lavadas, secadas a estufa a 70 °C y pesadas. El nitrógeno en el material vegetal se cuantificó por digestión (Jackson 1960). El contenido de nitrógeno disponible en el suelo de 0-40 cm de profundidad se obtuvo tomando 3 muestras por subparcela y determinando N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻ por destilación (Keeney, Nelson 1982). El análisis de los datos se realizó por

ANVA y test de Duncan. Se aplicó un diseño factorial, tomándose como factores sitio y fecha de muestreo y las subparcelas como pseudoreplicaciones. A los datos se aplicó la transformación angular para comparar sitios con distinta cantidad inicial de cobertura. La comparación de las medias por profundidades se realizó aplicando un ANVA donde profundidad se tomó como tratamiento y sitio como replicación. La cantidad de material vegetal remanente se ajustó al modelo exponencial negativo (Olson 1963):

$$C = C_0 e^{-kt}$$

donde

C = cobertura remanente (t ha⁻¹)

C₀ = cobertura inicial (t ha⁻¹)

k = constante de descomposición (d⁻¹)

t = tiempo (d)

El ajuste se realizó por mínimos cuadrados y se testó la significancia por la F, al igual que la comparación de pendientes luego de la linearización logarítmica. Se aplicó regresión lineal determinándose la significancia por la t para relacionar materia seca remanente de la cobertura con contenido de nitrógeno.

RESULTADOS Y DISCUSION

Características del sitio experimental

El suelo de los tres lotes estudiados presentaba características semejantes, existiendo en general escasa variación entre los mismos, sin diferencias significativas en los primeros 40 cm del perfil entre sitios (Tabla 1). Se observó una marcada estratificación de la materia orgánica, de la biomasa microbiana y de la actividad biológica, lo que es común en sistemas sin remoción mecánica del perfil (Angers *et al.* 1993, Patra *et al.* 1990). El suelo estaba bien provisto de carbono orgánico y presentaba altos contenidos de carbono en la biomasa microbiana (Smith, Paul 1990) y una muy alta actividad biológica en comparación a otros Molisoles (Alvarez *et al.* 1993, Patra *et al.* 1990).

Descomposición de la cobertura de residuos

La cobertura en diciembre de 1992 varió entre 8,5 y 14,8 t ha⁻¹ según el lote, estando compuesta casi totalmente (ca. 85 %) por rastrojo de trigo. Como los restos pequeños de la planta, derivados de los órganos reproductivos, eran muy difícilmente separables de los residuos remanentes de cultivos anteriores se los incluyó en el componente material indefinido. Los residuos de malezas representaron, según la fecha de muestreo, entre 0 y 5 % (x̄: 1,8 %) de la cobertura total, por lo que se incluyó también en el material indefinido ya que carecía de relevancia en forma aislada.

La cobertura de residuos decreció significativamente (P < 0,05) entre los muestreos de diciembre y mayo, a pesar de la incorporación del rastrojo de soja en abril (Figura 1). La disminución entre mayo y diciembre también fue significativa (P < 0,05). Las cantidades remanentes de los distintos componentes de la cobertura se ajustaron al modelo exponencial negativo lo que es habitual para residuos herbáceos (Andrén *et al.* 1992, Singh, Shekhard 1989) (Tabla 2), no siendo significativo el efecto sitio. Se observó que la descomposición del

Tabla 1: Principales propiedades del suelo y variabilidad entre lotes.

Profundidad (cm)	pH		C orgánico (%)		C biomasa ($\mu\text{g g}^{-1}$ suelo)		C-CO ₂ ($\mu\text{g g}^{-1}$ suelo)	
	$\bar{x}$	cv	$\bar{x}$	cv	$\bar{x}$	cv	$\bar{x}$	cv
0-5	6,4a	1,6	2,73a	10,7	866a	7,4	1.737a	20,1
5-20	6,3a	5,1	1,77b	6,8	541b	1,5	491b	11,9
20-40	6,5a	8,0	1,30c	6,1	454b	11,7	426b	11,8
0-40	6,4	6,3	1,66	6,5	537	3,0	614	14,6

Números seguidos por la misma letra dentro de cada columna no difieren significativamente a $P > 0,05$.

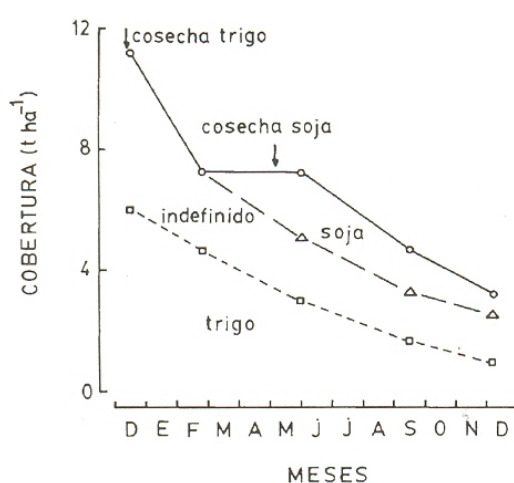


Figura 1: Evolución de la cobertura de residuos y descomposición de los rastrojos.

trigo y de la soja siguieron muy estrechamente la dinámica de primer orden, mientras que para el material indefinido el coeficiente de determinación fue menor. Por otro lado, las constantes de descomposición de los rastrojos de trigo y soja no difirieron entre sí, siendo mayores al del resto de la cobertura. Generalmente los residuos de las leguminosas se descomponen más rápido que los de las gramíneas (Amato *et al.* 1987, Broder, Wagner 1988) lo que se debe a su mayor concentración de nitrógeno, nutriente que actúa como regulador del proceso de degradación (Douglas, Rickman 1992). Sin embargo, en éste caso ambos materiales se descomposieron a la misma velocidad, lo que puede atribuirse a la época de incorporación de cada uno a la cobertura. La temperatura es un factor fundamental en la regulación del proceso de descomposición (Douglas, Rickman 1992) y mientras el rastrojo de trigo se incorpora en verano, los residuos de soja lo hacen a fines de otoño. De esto resulta que las constantes de descomposición estén influenciadas no sólo por la naturaleza del material sino también por un factor estacional. A juzgar por la constante de descomposición el material indefinido sería más resistente

Tabla 2: Ajuste de las cantidades remanentes de rastrojo al modelo exponencial negativo.

Material	k (d ⁻¹)	r ²	P
Trigo	0,00530 a	0,990	0,01
Soja	0,00603 a	0,977	0,01
Indeterminado	0,00302 b	0,771	0,05

Pendientes seguidas de la misma letra no difieren a $P > 0,05$.

al ataque microbiano que los demás componentes de la cobertura. Debe considerarse, empero, que a medida que progresa la degradación de los residuos de trigo y soja va disminuyendo el tamaño de los mismos y parte del material identificable deja de serlo, pasando a integrar el compartimiento indeterminado. Por lo tanto, éste componente no solo se descompuso sino que a la vez recibió aportes, debido a esto su velocidad real de degradación no puede establecerse en base a estos datos. Para trigo y soja el tiempo estimado necesario para que desapareciera el 95 % de los residuos identificables, en base al modelo, era ca. 1,5 años.

Se estimó la magnitud de las salidas y entradas de materia seca a la capa de cobertura (Tabla 3). Este cálculo indicó que de repetirse la secuencia cultural trigo-soja bajo las mismas condiciones ambientales sería esperable mantener el nivel de cobertura, con un mínimo de ca. 3,5 t ha⁻¹ antes de la cosecha del trigo y un máximo de 11,0 t ha⁻¹ luego de la misma.

Contenido de nitrógeno de la cobertura

La concentración de nitrógeno en la cobertura aumentó a lo largo del año (Figura 2) significativamente ($P < 0,05$). La incorporación de restos de soja pudo ser responsable en parte de esto y por otro lado durante la descomposición de residuos se produce normalmente el incremento del porcentaje de nitrógeno debido a que es el carbono el elemento que se libera preferencialmente (Seastedt *et al.* 1992, Wilson, Raymer 1992). La canti-

dad de nitrógeno retenida en la cobertura disminuyó al transcurrir el ciclo ($P < 0,05$) liberando unos 44 kg N ha⁻¹ para los cultivos (Figura 2). Por otro lado, se observó una relación lineal ($r^2 < 0,935$, $P > 0,01$) entre materia seca remanente y nitrógeno residual en la cobertura.

El nitrógeno asimilable en el suelo tendió a incrementarse a lo largo del año, siendo siempre alta la cantidad disponible (Figura 2). Las dosis de fertilización empleadas fueron bajas, representando un 10-20 % del nitrógeno asimilable de 0-40 cm, por lo que no parece que dicha práctica haya modificado de manera importante la dinámica del mismo. No se detectó una caída importante de la disponibilidad del nutriente en ningún

Tabla 3: Estimación de los aportes y de las pérdidas de materia seca de la cobertura.

Material	Materia seca (t ha ⁻¹)	
	Aportes	Pérdidas
Trigo	6,02	5,05
Soja	2,42	1,64
Indefinido	1,63 *	3,63
Total	10,1	10,3

* Estimado considerando una relación órganos reproductivos/hojas+tallo para trigo de 0,27 (R Benecch Arnold, Cátedra de Cereales-FAUBA, comun. pers.).

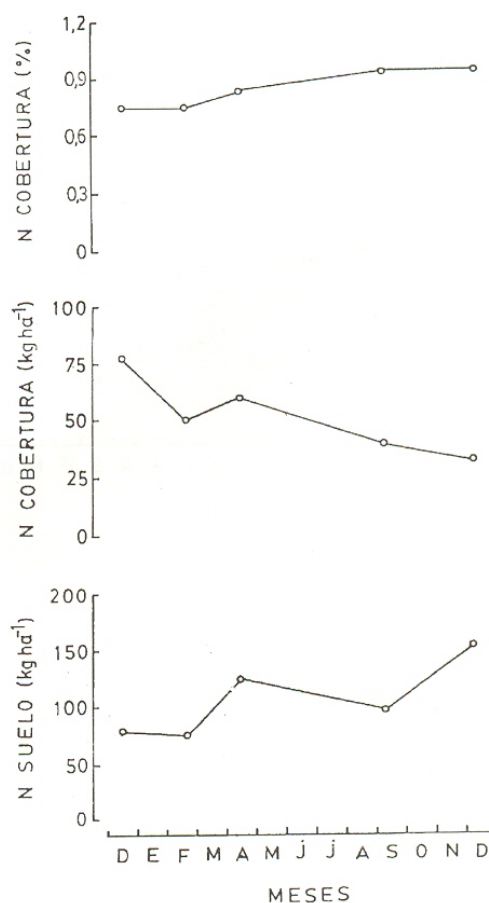


Figura 2: Contenido de nitrógeno de la cobertura y variación del nivel de nitrógeno disponible en el suelo.

muestreo. Estos resultados indican que no se produjo inmovilización del nitrógeno en la cobertura. Cuando ésta ocurre se observa el aumento del contenido de nitrógeno en los residuos vegetales por formación de biomasa microbiana sobre y dentro de los mismos que emplea nitrógeno del suelo para crecer (Andrén *et al.* 1993, Blair 1988, Christensen 1986). Consecuentemente, en el sistema descrito, donde había una alta disponibilidad de nitrógeno asimilable en el suelo y donde los residuos vegetales eran ricos en el elemento, no se produjo inmovilización de nitrógeno en la cobertura de rastrojo bajo siembra directa.

AGRADECIMIENTO

Este trabajo fue subsidiado por el Convenio de Innovación Tecnológica INTA-Cargill SA-Caraguatá. Agradecemos a C Cardini por la colaboración prestada.

REFERENCIAS

- Agrenbag GA, Maree PCJ. 1989. The effect of tillage on soil carbon, nitrogen and soil strength of simulated surface crust in two cropping systems for wheat (*Triticum aestivum*). Soil Till. Res. 14: 53-65
- Alvarez R, Daniel P, Santanatoglia OJ, Brazzola G, García R. 1991. Descomposición de rastrojo de soja en bolsas de residuos de distinto tamaño de poro. Turrialba 42: 279-284
- Alvarez R, Daniel P, Santanatoglia OJ, García R. 1993. Mineralización de carbono en un suelo agrícola: relación entre la disponibilidad de sustrato y la biomasa microbiana. Agrochimica 37: 55-62
- Alvarez R, Santanatoglia OJ. 1986. La actividad biológica del suelo, medida a través de la producción de CO₂, y su relación con algunas propiedades del mismo. Rev. Inv. Agrop. 21: 17-29
- Alvarez R, Santanatoglia OJ. 1987. Determinación de la biomasa microbiana del suelo por el método de la fumigación con cloroformo utilizando tres procedimientos diferentes. Rev. Fac. Agron. 8: 175-180
- Amato M, Ladd JN, Ellington A, Ford G, Mahoney JE, Taylor AC, Walscott D. 1987. Decomposition of plant material in Australian soils. IV Decomposition in situ of ¹⁴C- and ¹⁵N labelled legume and wheat materials in a range of southern Australian soils. Austr. J. Soil Res. 25: 95-105
- Ando H, Aragones RC, Wada G. 1992. Mineralization pattern of soil organic N of several soils in the tropics. Soil Sci. Pl. Nutr. 38: 227-234
- Andrén O, Rajkai K, Kätterer T. 1993. Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat: influence on straw decomposition and N immobilization. Biol. Fert. Soils 15: 1-8
- Andrén O, Steen E, Rajkai K. 1992. Modelling the effects of moisture on barley straw and root decomposition in the field. Soil Biol. Biochem. 24: 727-736
- Angers DA, Bissonnette N, Légère A, Samson N. 1993. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. Can. J. Soil Sci. 73: 39-50
- Broder MW, Wagner GH. 1988. Microbial colonization and decomposition of corn, wheat, and soybean residue. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 112-117
- Blair JM. 1988. Nitrogen, sulfur and phosphorus dynamics in decomposing deciduous leaf litter in the southern Appalachians. Soil Biol. Biochem. 20: 693-701
- Christensen BT. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. Soil Biol. Biochem. 18: 523-530
- Doran JW, Smith MS. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. Ed. J.J. Morvedt Soil Sci. Soc. Am., Inc.; Am. Soc. Agron., Inc., Madison-W.J. USA pp. 53-72
- Douglas CL, Allmaras RR, Rasmussen PE, Ramig RE, Roager NC. 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific North West. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 833-837
- Douglas CL, Rickman RW. 1992. Estimating crop residue decomposition from air temperature initial nitrogen content, and residue placement. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 272-278
- Fogante R. 1993. La siembra directa en Argentina. Boletín I CAAPAS pag. 1-3
- Hall AJ, Rebella CM, Ghersa CM, Culot JP. 1992. Field-crop systems of the Pampas. Field crop ecosystems. C. J. Pearson Ed. Elsevier, pp. 413-450
- Holland EA, Coleman DC. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. Ecology 68: 425-433
- Jackson ML. 1960. Soil chemical analysis. Prentice-Hall, Inc. New York, USA, pag. 183-204
- Kenney DR, Nelson DW. 1982. Nitrogen-Inorganic forms. Methods of soil analysis. Part. 2. Chemical and microbiological properties A. L. Page Ed. Am. Soc. Agron., Inc. Madison, Wisconsin, USA, pp. 643-698
- Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44: 322-351
- Parmelee RW, Beare MH, Blair JM. 1989. Decomposition and nitrogen dynamics of surface weed residues in no-tillage agroecosystems under drought conditions: influence of resource quality on the decomposer community. Soil Biol. Biochem. 21: 97-103
- Patra DD, Brookes PC, Coleman K, Jenkinson DS. 1990. Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many years. Soil Biol. Biochem. 22: 739-742
- Rice CW, Smith MS. 1984. Short-term immobilization of fertilizer nitrogen at the surface of no-till and plowed soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 295-297
- Santanatoglia OJ, Alvarez R, Daniel PE, Brazzola GM, García R. 1989. Descomposición de rastrojo de trigo, respiración y biomasa microbiana bajo labranza convencional y siembra directa. Ann. Edafol. Agrobiol. 45: 787-798
- Seasted TR, Parton WJ, Ojima DS. 1992. Mass loss and nitrogen dynamics of decaying litter of grasslands: the apparent low nitrogen immobilization potential of root detritus. Can. J. Bot. 70: 384-391
- Singh KP, Shekhar C. 1989. Weight loss in relation to environmental factors during the decomposition of maize and wheat roots in a seasonally-dry tropical region. Soil Biol. Biochem. 21: 73-80
- Smith JL, Paul EA. 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. Soil biochemistry Vol. 6. J.M. Bollag, G. Stotzky Ed. Marcel Dekker, Inc. New York, pp. 357-393
- Tisdale SL, Nelson WL, Beaton JD, Haulin JL. 1993. Soil fertility and fertilizers. Mc. Millan Publishing Co. New York 5^o edition pp. 561-612
- Unger PW, McCalla TM. 1980. Conservation tillage systems. Advan. Agron. 33: 1-58
- Wilson DO, Raymer PL. 1992. Decomposition of sorghum residue in a doubled-crop sorghum and wheat system. Soil Biol. Biochem. 24: 789-793