

CIENCIA DEL SUELO

Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

Volumen 17 Número 2

Diciembre de 1999

Uso de distintas plantas de referencia en la estimación de la fijación de nitrógeno en alfalfa por el método de dilución isotópica (Use of different reference plants on the estimation of nitrogen fixation in alfalfa by the isotopic dilution technique)

G Sierra, A Lazzari, M Gomez.....1

Nutrición nitrogenada del trigo bajo siembra directa y labranza convencional (Spring wheat nitrogen nutrition under conventional and no tillage)

J L Falotico, G A Studdert, H E Echeverría.....9

Aplicación de distintas dosis de yeso a un Natraquoll de la Pampa Deprimida (Gypsum application to a Natraquoll of the Argentine flooding Pampas)

J L Costa, P Godz.....21

Influencia de la adición de diversas especies de algas sobre algunas propiedades químicas de un suelo ácido y el crecimiento de *Hordeum vulgare* L. (Effect of various algal species on some chemical properties of an acid soil and *Hordeum vulgare* L. production).

M J Montero Vilariño, P Marcet Miramontes, M L Andrade Couce, J Estevez Sio.....28

Temperatura y contenido hídrico del suelo en superficie durante el cultivo de trigo bajo dos sistemas de labranza (Surface soil temperature and water content during wheat crop under two tillage systems)

L A Ferreras, J L Costa, F O Garcia.....39

Movimiento superficial de fósforo en suelos de Pampa Ondulada (Superficial movement of phosphorus in soils from the Rolling Pampas)

C I Chagas, R S Lavado, C A Revilla, G J Macias.....46

NOTAS

Fósforo retenido por suelos y por sus fracciones granulométricas en relación con la materia orgánica (Phosphorus retention by soils and by their granulometric fractions in relation with the organic matter)

S G de Bussetti, E A Ferreiro, I M Natale, M E Mandolesi.....54

Erosividad de las precipitaciones en Tandil, Provincia de Buenos Aires (Erosivity of precipitations in Tandil, Province of Buenos Aires)

C M Di Leo, A Aragón, R Marlats, J E Bruno.....58

Efectos de la ubicación de un fertilizante nitrógeno-fosfatado sobre la nodulación y la producción de soja en siembra directa en la región de la pampa arenosa, Argentina (Effect of the placement of N-P fertilizer for soybean nodulation and grain production in no-tillage systems in the sandy pampas region, Argentina)

M Díaz-Zorita, G Grosso, M V Fernández-Canigia, G Duarte.....62

USO DE DISTINTAS PLANTAS DE REFERENCIA EN LA ESTIMACION DE LA FIJACION DE NITROGENO EN ALFALFA POR EL METODO DE DILUCION ISOTOPICA

G SIERRA, A LAZZARI, M GOMEZ

LAHBIS - Dto. de Agronomía - Universidad Nacional del Sur - 8000 Bahía Blanca - Argentina.
E-mail: alazzari@criba.edu.ar

USE OF DIFFERENT REFERENCE PLANTS ON THE ESTIMATION OF NITROGEN FIXATION IN ALFALFA BY THE ISOTOPIC DILUTION TECHNIQUE

We investigated the effect of using different reference plants (*Dactylis glomerata* L., *Lolium perenne* L. and *Eragrostis curvula* L.) to quantify the proportion of nitrogen in alfalfa derived from biological N₂ fixation (%NDDA) by the isotope dilution technique, using soil with ammonium sulfate at 9,811 atom % ¹⁵N excess provided in split applications. The soil used was a Typic Haplustoll, pH 6.5. Plants were grown in a pot experiment and five harvests were achieved. We have compared the partitioning of fixed N₂ among herbage and roots of alfalfa at the last harvest. The %NDDA assessed by the different reference plants averaged 70 % at the first harvest. During the second and third harvest intervals, alfalfa derived 80 % of its N from fixation, and then declined in the fourth and fifth harvests, with *Dactylis glomerata* and *Lolium perenne* as reference plant. *Eragrostis curvula* presented lower estimates of %NDDA in the second, third and fourth harvests. During the study period, the total amount of N₂ fixed averaged 114 mg N plant⁻¹. In the last harvest the herbage of alfalfa contained the same proportion of fixed N₂ compared with the whole plant.

Key words: Alfalfa - nitrogen fixation - reference plant - isotopic dilution

INTRODUCCION

Una importante característica de las leguminosas es su habilidad para fijar el nitrógeno atmosférico en simbiosis con la bacteria *Rhizobium*. De esta forma, pueden crecer en suelos poco fértiles sin la adición de fertilizantes nitrogenados. Esto es de relevancia en nuestro país, donde el costo de la tecnología de fertilización es elevado. La alfalfa (*Medicago sativa* L.) es una de las leguminosas forrajeras de mayor importancia en Argentina, teniendo una alta incidencia económica en las explotaciones primarias. Datos recientes muestran una superficie cultivada de 4,9 millones de hectáreas en la Región Pampeana (Hijano, Navarro 1995).

De las técnicas disponibles para cuantificar la FBN, la de dilución isotópica de ¹⁵N es considerada la más confiable pudiendo, si es utilizada cuidadosamente, estimar la proporción de nitrógeno derivado de la FBN en sucesivas cosechas de leguminosas perennes (Heichel *et al.* 1981). Para aplicar esta técnica es necesario adicionar un compuesto marcado con ¹⁵N al suelo, y luego asumir que, tanto la planta fijadora como

otra no fijadora (control o de referencia) obtendrán nitrógeno de ese suelo con el mismo enriquecimiento isotópico de ¹⁵N (Chalk 1985). Si la composición isotópica del nitrógeno mineral del suelo es uniforme en el espacio y constante en el tiempo, todos los cultivos acumularán nitrógeno con el mismo enriquecimiento de ¹⁵N. Consecuentemente, podría usarse cualquier planta no fijadora, como control, para cualquier cultivo fijador de nitrógeno (Witty 1983).

La dificultad de mantener constante la concentración de ¹⁵N en el espacio no es de relevancia en estudios que se realizan en macetas, debido a su pequeño volumen. La mayor dificultad, especialmente en pasturas perennes, es lograr esa concentración uniforme en el tiempo, del nitrógeno mineral durante todo el período del ensayo. Puede aplicarse una sola dosis de fertilizante enriquecido en ¹⁵N, a la siembra de los cultivos (Danso 1988). Sin embargo, como existe una continua mineralización del nitrógeno no marcado del suelo, que surte de nuevo al reservorio de nitrógeno mineral marcado, es inevitable que el enriquecimiento de ¹⁵N de

este reservorio decaiga con el tiempo (Hamilton *et al.* 1992). Labandera *et al.* (1988) mostraron que las aplicaciones repetidas de ^{15}N a la misma parcela, proporcionaron buenas estimaciones de la FBN en pasturas de trébol blanco (*Trifolium repens* L.). Por otro lado, para que el cultivo de referencia acumule nitrógeno del suelo con el mismo enriquecimiento de ^{15}N que el fijador, ambos deben tener el mismo modelo de absorción de nitrógeno del suelo (Witty 1983).

Debido a la dificultad de seleccionar el cultivo de referencia apropiado, Boddy *et al.* (1990) sugirieron usar varias plantas control para conocer la precisión de la estimación. Además, como las condiciones climáticas y edáficas son distintas entre los diferentes estudios, se alterarían diferencialmente los modelos de absorción de nitrógeno del suelo (+ fertilizante) de los distintos cultivos. No contándose con una aislina no nodulante como planta de referencia, una buena alternativa sería usar la misma leguminosa no inoculada (Rennie 1982). Pero su uso dependerá de la ausencia absoluta de especies nativas de *Rhizobium* en el suelo (Chalk 1985).

En base a lo expuesto, se propuso cuantificar la proporción de nitrógeno derivado del aire (%NDDA) en alfalfa, mediante el empleo de la técnica isotópica, usando tres cultivos de referencia: raigrás (*Lolium perenne* L.), ampliamente usado para la cuantificación de la FBN en alfalfa (Hardarson *et al.* 1988) y en otras leguminosas (Ledgard *et al.* 1985), pasto ovillo (*Dactylis glomerata* L.) (West, Wedin 1985) y pasto llorón (*Eragrostis curvula* L.). Esta última gramínea fue utilizada por primera vez por Lazzari *et al.* (1996), en la estimación de la FBN en alfalfa asociada con pasto llorón. Estos autores propusieron realizar estudios adicionales para determinar la conveniencia del uso de esta gramínea como planta de referencia, siendo esto uno de los objetivos del presente trabajo.

La mayoría de las estimaciones de la FBN se basan en el análisis de la biomasa aérea solamente. Sin embargo, debido a probables diferencias en los enriquecimientos de ^{15}N entre los órganos aéreos y los terrestres, excluir las raíces en la cuantificación podría conducir a errores de diferente magnitud en los valores

de fijación. Consecuentemente, en esta experiencia se incluyó el objetivo adicional de detectar el error que podría surgir de no incluir las raíces en la estimación de la FBN en alfalfa.

MATERIALES Y METODOS

Las macetas se llenaron con 6 kg de suelo Haplustol Típico, de textura franco arenoso-arcilloso liviano, con las siguientes características: 6,5 de pH, 0,086% de N, 1,5% de materia orgánica y 7 mg kg⁻¹ de P extractable. La siembra de la leguminosa y las tres plantas de referencia, previa fertilización con KH_2PO_4 (1g P maceta⁻¹) se realizó el 12/08/97, a razón de cuatro por maceta. La adición de fertilizante marcado consistió de una dosis inicial de solución de $(^{15}\text{NH}_4)\text{SO}_4$ conteniendo 9,811 % a e ^{15}N , en el estadio de emergencia de la alfalfa, a razón de 10 kg N ha⁻¹. A partir de la primera cosecha se hicieron seis aplicaciones más (cada 15 días), a razón de 2,5 kg N ha⁻¹, totalizando 25 kg N ha⁻¹. Todas las adiciones se realizaron por intermedio de un tubo relleno con algodón, de 15 mm de diámetro, colocado en el centro de cada maceta, hundido hasta la mitad de la altura del suelo y que contuvo agujeros de 7 mm en sus paredes para permitir una lenta difusión de la solución con fertilizante marcado. Las macetas se regaron con agua destilada cada dos días, hasta el segundo corte de las plantas; luego, diariamente, hasta el final del experimento. Todas las macetas se rotaron periódicamente en forma aleatoria.

La inoculación del suelo se realizó con la cepa B323 de *Rhizobium meliloti*. Se hicieron dos inoculaciones previas a la siembra, separadas quince días, y reinoculaciones después de cada cosecha. Se empleó una suspensión bacteriana de $1 \cdot 10^8$ UFC mL⁻¹, con una tasa de 50 mL por maceta.

En cada cosecha se cortó la biomasa aérea de las plantas, a tres cm sobre la superficie del suelo, cuando la alfalfa estuvo entre 1 y 3% de floración. Debido a la dificultad de la recuperación de las raíces, se analizaron sólo las raíces después de la quinta y última cosecha. Para ello, las macetas se invirtieron y todas las raíces (con nódulos) se recuperaron manualmente y lavaron suavemente con agua destilada. Las muestras de material vegetal se secaron (65°C, 48hs), pesaron, molieron (0,85mm) y analizaron para nitrógeno total por digestión Kjeldhal (destilación por arrastre de vapor en 0,1 N HCl, titulación con 0,1 N NaOH y concentración del destilado, previa adición de gotas de HCl). Todos los cortes y las moliendas se hicieron en orden creciente de enriquecimiento de ^{15}N . La concentración de ^{15}N fue determinada con espectrómetro de emisión Jasco, modelo N150 (Japón), utilizando previamente el método Dumas

para la transformación del NH_4^+ a gas N_2 en el tubo de descarga (Fiedler, Proksch 1975)

El porcentaje de nitrógeno derivado de la fijación en alfalfa, durante un intervalo de tiempo entre cosechas, se calculó según Mc Auliffe *et al.* (1958):

$$\% \text{NDDA} = (1 - \% \text{ a e } ^{15}\text{N en planta fijadora} / \% \text{ a e } ^{15}\text{N en planta no fijadora}) \cdot 100,$$

donde a e se refiere a los átomos en exceso de ^{15}N en órganos idénticos (biomasa aérea o raíces) de la planta fijadora y de la no fijadora.

El % a e ^{15}N de la planta entera, necesario para estimar la cantidad de nitrógeno fijado (NDDA) en la planta entera de alfalfa, surgió del siguiente promedio ponderado (Danso, Kumarasinghe 1990), donde NT indica gramos de nitrógeno total, y ba y r indican biomasa aérea y raíces, respectivamente:

$$\% \text{ a e } ^{15}\text{N planta entera} = \% \text{ a e } ^{15}\text{N ba} \cdot \text{NT ba} + \% \text{ a e } ^{15}\text{N r} \cdot \text{NT r} / \text{NT ba} + \text{NT r}$$

El diseño experimental fue completamente aleatorizado y constó de dos factores, planta y tiempo de cosecha, con cuatro y cinco niveles, respectivamente. En cada corte se analizó la totalidad de la biomasa aérea de las macetas (cinco réplicas), correspondientes a cada tratamiento. En la última cosecha se incluyó la extracción de raíces. Los datos se analizaron estadísticamente por análisis de la varianza. Se utilizaron los tests de rango estudentizado Tukey y SNK para la comparación a posteriori de las medias.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Figura 1A se presentan los valores de acumulación de materia seca de la biomasa aérea de los cuatro cultivos, observándose que el raigrás y el pasto ovillo, y el pasto llorón y la alfalfa hasta la cuarta cosecha, acumularon igual cantidad de materia seca, respectivamente ($P > 0,10$). En comparación con las otras gramíneas, el pasto llorón tuvo inicialmente un crecimiento lento y rebrotos vigorosos después de las cosechas. La mayor acumulación de nitrógeno en alfalfa ($P < 0,01$), desde la segunda cosecha, es consistente con una importante contribución de la FBN al nitrógeno total de la leguminosa, y con una baja disponibilidad de nitrógeno mineral del suelo (Figura 1B).

Como se observa en la Figura 1C, los % a e ^{15}N de las cinco cosechas de la biomasa aérea de alfalfa fueron inferiores a los

respectivos porcentajes de las plantas de referencia ($P < 0,01$), indicando que la leguminosa fijó nitrógeno del aire. Al mismo tiempo, las concentraciones de ^{15}N estarían señalando que la alfalfa absorbió una proporción constante de nitrógeno del aire, en casi todo el período bajo estudio ($P > 0,10$), a excepción de la cuarta cosecha. A su vez, para cada una de las plantas de referencia, existieron diferencias significativas de la composición isotópica entre cosechas ($P < 0,01$), excepto para el llorón (Figura 1C). Es decir que la concentración de ^{15}N del nitrógeno mineral del suelo no fue constante en el tiempo. La caída abrupta final (entre las dos últimas cosechas) coincidió con la no adición de nitrógeno marcado. La mineralización del nitrógeno nativo del suelo pudo causar un reemplazo del nitrógeno mineral marcado, provocando una disminución pronunciada del enriquecimiento de ^{15}N del suelo, en ese último período del ensayo. Por último, para un mismo momento de cosecha se observaron diferencias significativas entre los enriquecimientos de ^{15}N de las distintas plantas de referencia, particularmente en el tercer y cuarto cortes ($P < 0,01$). Esto indicaría diferencias en las relaciones de absorción de nitrógeno del suelo y del fertilizante entre las mismas.

Usando diferentes plantas de referencia, fue posible calcular tres estimaciones de las proporciones de nitrógeno en alfalfa derivado de la FBN. En la Tabla 1 puede observarse que el %NDDA en alfalfa, utilizando pasto ovillo y raigrás como control, presentó una tendencia de aumento desde la primera a la segunda cosecha, manteniéndose en este valor hasta la tercera cosecha (ca. 80%), para luego declinar hasta el final. Esto coincide con lo experimentado por Henson, Heichel (1984), quienes obtuvieron el mayor %NDDA en un cultivo de alfalfa, durante la mitad de su estación de crecimiento. El uso del pasto llorón como control proporcionó, salvo en el primer y quinto cortes, valores más bajos de %NDDA. Sin embargo, esto no invalida el uso de esta planta como referencia para estimar la FBN en alfalfa, dado que mostró uniformidad en el enriquecimiento de ^{15}N a lo largo de todo el ensayo ($P < 0,05$) (Figura 1C). Descartando la última cosecha,

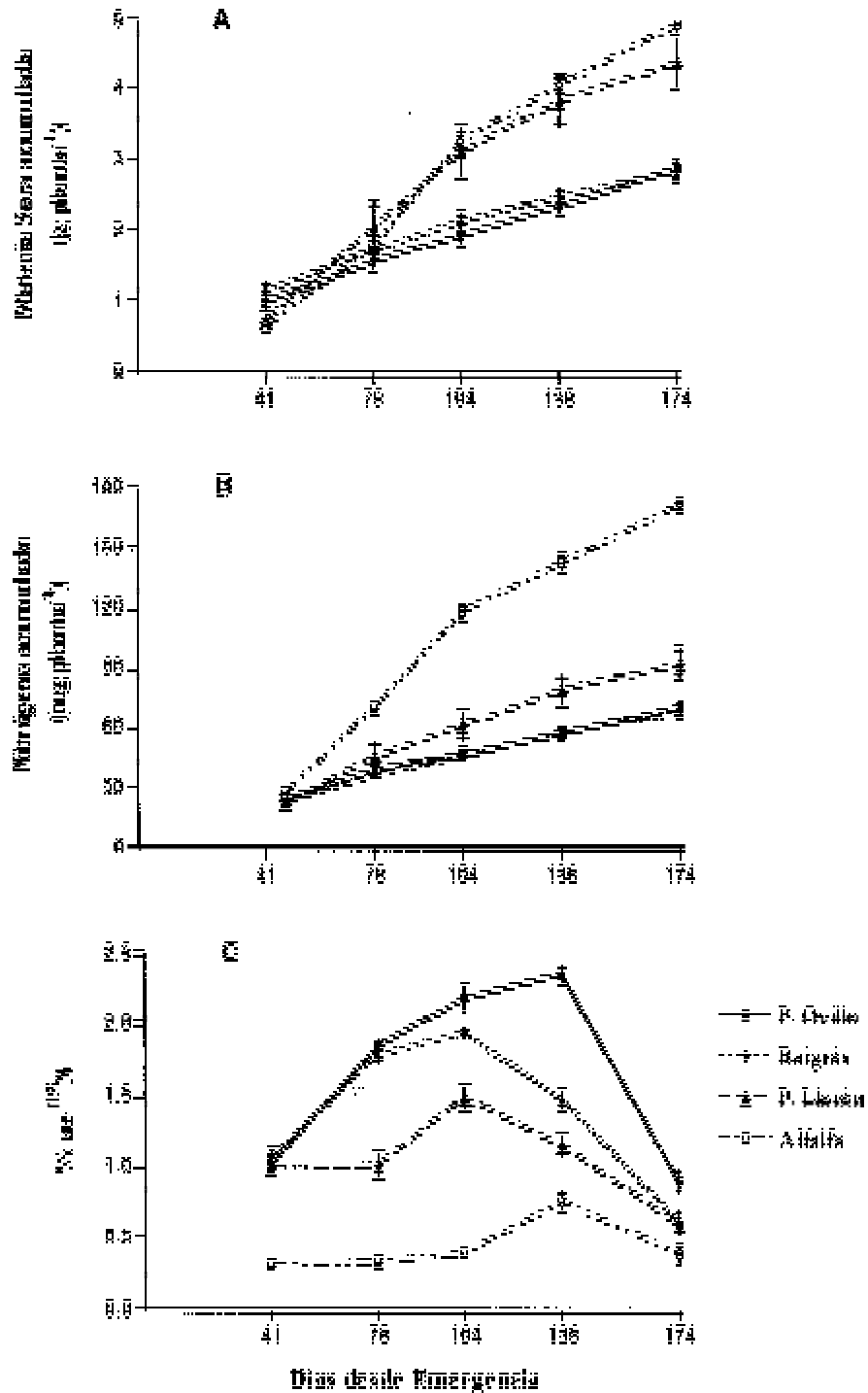


Figura 1. Acumulación de materia seca (A) y nitrógeno (B), y concentración de ^{15}N (C) de alfalfa y de tres plantas de referencia, crecidas en macetas y fertilizadas con aplicaciones parciales de urea marcada con ^{15}N . Medias de cinco réplicas. Las barras indican errores estándares de las medias.

Figure 1. Dry matter (A) and nitrogen (B) accumulation, and ^{15}N enrichment (C) of alfalfa and reference plants grown in pots with split applications of labelled urea. Values are means of five replicates. Bars designate mean standard error.

debido a la ya señalada caída abrupta final en el enriquecimiento de ^{15}N (Figura 1C), con el pasto llorón se obtuvo un promedio de %NDDA de 60,3, valor que resultó inferior a los promedios obtenidos con el raigrás (69,9%) y el pasto ovillo (74,7%), respectivamente ($P < 0,05$).

En el primer corte, las tres estimaciones brindaron valores de %NDDA sin diferencias significativas ($P > 0,10$), lo que se relaciona con los enriquecimientos de ^{15}N similares de las tres referencias ($P > 0,10$) (Figura 1C). Las diferencias entre las composiciones isotópicas de las plantas control, no siempre se tradujeron en diferencias entre los valores calculados de %NDDA de la leguminosa (Tabla 1). Por ejemplo, en la tercera cosecha, la concentración de ^{15}N de la biomasa aérea de pasto ovillo y raigrás fueron diferentes ($P < 0,01$), mientras que los %NDDA de alfalfa, calculados con esas dos referencias, fueron similares ($P > 0,10$). O sea que, para

valores altos de %NDDA, las estimaciones con varias referencias fueron relativamente insensibles a las pequeñas diferencias en los enriquecimientos de ^{15}N entre ellas, coincidiendo con lo observado por Boddy, Urquiaga (1992).

La inclusión del rendimiento en las estimaciones de NDDA no afectó las diferencias halladas entre las proporciones de nitrógeno fijado (Tabla 1). Para el período del ensayo, la cantidad total promedio de NDDA en alfalfa, calculado con las tres referencias, ascendió a 114 mg N por planta de alfalfa, igual al promedio obtenido con el raigrás.

La Tabla 2 muestra que la composición isotópica de la biomasa aérea de alfalfa fue estadísticamente similar a aquella de sus raíces y, consecuentemente, a aquella de la planta entera ($P > 0,10$). O sea que no existió, al menos en el último período entre cosechas, una partición preferencial de N_2 simbiótico hacia las raíces. Si esto fuera una

Tabla 1. Proporción y rendimiento de nitrógeno del aire (NDDA) en la biomasa aérea de alfalfa. Valores obtenidos utilizando tres plantas de referencia.

Table 1. Proportion and amount of fixed nitrogen (NDDA) in the alfalfa aerial biomass. Values obtained with three reference plants.

DDE	NDDA (%)			NDDA (mg pl^{-1})		
	Pasto ovillo	Raigrás	Pasto llorón	Pasto ovillo	Raigrás	Pasto llorón
41	68,6 ± 2,9 a*	71,2 ± 2,7 a	68,6 ± 2,9 a	18,9 ± 0,8 a	19,6 ± 0,9 a	18,9 ± 0,8 a
76	81,3 ± 1,7 a	80,8 ± 1,7 a	66,2 ± 3,0 b	34,7 ± 1,5 a	34,5 ± 1,5 a	28,3 ± 1,1 b
104	81,4 ± 0,4 a	79,5 ± 0,4 a	72,7 ± 0,8 b	39,1 ± 2,9 a	38,1 ± 2,9 a	34,7 ± 2,4 b
136	67,4 ± 2,6 a	48,0 ± 4,1 b	33,6 ± 3,3 c	16,5 ± 1,8 a	11,8 ± 1,8 b	8,3 ± 1,8 c
174	56,5 ± 6,5 a	37,0 ± 9,4 b	35,1 ± 9,7 b	16,3 ± 3,6 a	10,8 ± 3,8 b	10,3 ± 3,8 b
Total				125,2 ± 3,6 a	114,8 ± 3,8 b	100,5 ± 3,8 c
Media	71,0 ± 6,5 a	63,0 ± 9,4 b	55,24 ± 9,7 c			

Los valores son medias de cinco réplicas ± su desvío estándar. DDE: Días desde la emergencia de la alfalfa. Los valores medios de la fila acompañados de letras diferentes difieren significativamente entre si (Tukey, SNK, $P < 0,05$).

Values are means of five replicates ± standard deviation. DDE: days after emergence of the alfalfa. Values in the same file followed by different letters differ significantly at $P < 0,05$ (Tukey, SNK).

Tabla 2. Enriquecimiento de ^{15}N de la biomasa aérea, raíces y planta entera de alfalfa y de tres plantas de referencia. Datos correspondientes a la quinta cosecha.

Table 2. ^{15}N enrichment of the aerial biomass, roots and the whole-plant of alfalfa and three reference plants. Data from the fifth harvest.

Cultivo	Biomasa aérea	Raíces	Planta entera
Alfalfa	$0,390 \pm 0,059$ a	$0,332 \pm 0,082$ a	$0,353 \pm 0,062$ a
Pasto ovilla	$0,898 \pm 0,084$ a	$0,811 \pm 0,054$ a	$0,858 \pm 0,047$ a
Raigrás	$0,619 \pm 0,085$ a	$0,828 \pm 0,079$ b	$0,684 \pm 0,075$ a
Pasto llorón	$0,601 \pm 0,038$ a	$0,727 \pm 0,029$ b	$0,654 \pm 0,037$ ab

Los valores son media de cinco réplicas \pm su desvío estandard. Los valores medios de la fila acompañados de letras diferentes difieren significativamente entre si (Tukey, SNK, $P < 0,05$)

Values are means of five replicates \pm standard deviation. Values in the same file followed by different letters differ significantly at $P < 0.05$ (Tukey, SNK).

Tabla 3. Proporción y rendimiento de nitrógeno fijado del aire (NDDA) en la biomasa aérea, raíces y planta entera de alfalfa, utilizando tres gramíneas como planta de referencia. Datos correspondientes a la quinta cosecha.

Table 3. Proportion and amount of fixed nitrogen (NDDA) in the aerial biomass, roots and the whole-plant of alfalfa. Values obtained with three reference plants. Data from the fifth harvest.

Parte de la planta de alfalfa	NDDA (%)			NDDA (mg pl^{-1})		
	Pasto ovilla	Raigrás	Pasto llorón	Pasto ovilla	Raigrás	Pasto llorón
Biomasa aérea	$56,5 \pm 6,5$ b	$37,0 \pm 9,4$ a	$35,1 \pm 9,7$ a	$16,4 \pm 3,6$ bc	$10,8 \pm 3,8$ c	$10,3 \pm 3,8$ c
Raíces	$59,0 \pm 10,1$ b	$59,9 \pm 9,8$ b	$54,3 \pm 10,2$ b	$14,4 \pm 4,3$ bc	$14,6 \pm 4,3$ c	$13,3 \pm 4,3$ c
Planta entera	$58,8 \pm 7,1$ b	$48,4 \pm 8,9$ ab	$46,0 \pm 9,4$ ab	$31,2 \pm 5,9$ a	$25,7 \pm 6,4$ a	$24,5 \pm 26,5$ a

Los valores son media de cinco réplicas \pm su desvío estandard. Los valores medios de la fila o columna acompañados de letras diferentes difieren significativamente entre si (Tukey, SNK, $P < 0,05$).

Values are means of five replicates \pm standard deviation. Values in the same file or column followed by different letters differ significantly at $P < 0.05$ (Tukey, SNK).

constante en el tiempo, la estimación del %NDDA podría obtenerse desde el herbaje y no desde la planta entera. El pasto ovillo también presentó un marcado isotópico uniforme, lo que explica los estadísticamente similares %NDDA en las partes de la planta de alfalfa, utilizando esta referencia ($P>0,10$) (Tabla 3). Contrariamente, tanto el raigrás como el pasto llorón, presentaron significativamente mayor enriquecimiento de ^{15}N en las raíces respecto a la parte aérea ($P<0,01$). Esto podría deberse a la formación secuencial de las partes de estas plantas no fijadoras, así como también a un cambio de enriquecimiento del nitrógeno disponible del suelo. Esto determinó que se observaran diferencias significativas entre el %NDDA de la biomasa aérea y el de las raíces de alfalfa, cuando se usaron dichas gramíneas (raigrás y llorón) como control (Tabla 3). Sin embargo, no se hallaron diferencias significativas en los %NDDA en la leguminosa, con o sin las raíces (biomasa aérea vs. planta entera), con ninguna de las referencias empleadas ($P>0,10$).

Aún cuando los %NDDA de la biomasa y de la planta entera de alfalfa no difirieran a lo largo de todo su período de crecimiento, usar sólo el herbaje para los cálculos de NDDA podría brindar estimaciones considerablemente diferentes a los valores calculados del análisis de las plantas enteras (Tabla 3). La magnitud del error dependerá de las diferencias en el rendimiento de materia seca y nitrógeno entre el herbaje y las raíces (más nódulos).

Sobre la base examinada, ningún cultivo de referencia en particular fue más apropiado que otro para la estimación del %NDDA en alfalfa, por el método de dilución isotópica. Descartando la última cosecha, la única diferencia cuantitativa fue que el pasto llorón brindó estimaciones, generalmente, más bajas que los otros controles. Para estimar el %NDDA en alfalfa no sería necesario analizar las raíces. Sin embargo, si se requiriera estimar la cantidad total de N_2 fijado por la leguminosa, debería incluirse el análisis de las mismas.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue subsidiado por la Universidad Nacional del Sur (PGI 24/063F).

Agradecemos al Ing. Agr. A. Gargano por el asesoramiento en el manejo de las plantas.

REFERENCIAS

- Boddy RM, Urquiaga S, Neves MCP, Suhet AR, Peres JR. 1990. Quantification of contribution of N_2 fixation to field-grown grain legumes. A strategy for the practical application of the ^{15}N isotope dilution technique. *Soil Biol. Biochem.* 22:649-655.
- Boddy RM, Urquiaga S. 1992. Calculations and assumptions involved in the use of the "A value" and ^{15}N isotope dilution techniques for the estimation of the contribution of plant-associated biological N_2 fixation. *Plant and Soil* 145:151-155.
- Chalk PM. 1985. Estimation of the N_2 -fixation by isotope dilution: An appraisal of techniques involving ^{15}N enrichment and their application. *Soil Biol. Biochem.* 17:389-410.
- Danso SKA. 1988. The use of ^{15}N -enriched fertilizer for estimating nitrogen fixation in grain and pasture legumes. En: Beek DP, Materon LA Editores. *Nitrogen fixation by legumes in Mediterranean Agriculture*. Nijhoff, Dordrecht. 345-358.
- Danso SKA, Kumarasinghe KS. 1990. Assessment of potential sources of error in nitrogen fixation measurements by the nitrogen-15 isotope dilution technique. *Plant and Soil* 125: 87-93.
- Fiedler R, Proksch G. 1985. The determination of ^{15}N by emission and mass spectrometry in biological analysis: A review. *Anal. Chim. Acta* 78:1-62.
- Hamilton SD, Smith CJ, Chalk PM, Hopmans P. 1992. A model based on measurement of soil and plant ^{15}N enrichment to estimate N_2 fixation by soybean (*Glycine max* L. Merrill) grown in pots. *Soil Biol. Biochem.* 24:71-78.
- Hardarson G, Danso SKA, Zapata F. 1988. Dinitrogen fixation measurements in alfalfa-ryegrass swards using nitrogen-15 and influence of the reference crop. *Crop Sci.* 28:101-105.
- Heichel GH, Barnes DK, Vance CP. 1981. Nitrogen fixation of alfalfa in the seeding year. *Crop Sci.* 21:330-335.
- Henson RA, Heichel GH. 1984. Partitioning of symbiotically fixed nitrogen in soybeans and alfalfa. *Crop Science* 24:986-990.
- Hijano EH, Navarro A Editores. 1995. La alfalfa en la Argentina. *Enciclopedia Agro de Cuyo*. Manual 11. INTA CR. Cuyo. Editorial San Juan. 281 pp.
- Labandera C, Danso SKA, Pastorini D, Curbelo S, Martín V. 1988. Nitrogen fixation in a white clover-fescue pasture using three methods of nitrogen-15 application and residual nitrogen-

- 15 uptake. *Agron. J.* 80:265-268.
- Lázzari MA, Gargano AO, Aduriz MA. 1996. ^{15}N estimates of dinitrogen fixation in alfalfa-weeping lovegrass swards under field conditions. *Rev. Arg. Microbiol.* 28:175-181.
- Ledgard SF, Simpson JR, Freney JR, Bergensen FJ. 1985. Effect of reference plant on estimation of nitrogen fixation by subterranean clover using ^{15}N methods. *Aust. J. Agric. Res.* 36:663-676.
- McAuliffe C, Chamblee DS, Uribe-Arago H, Woodhouse Jr. WW. 1958. Influence of inorganic nitrogen on nitrogen fixation by legumes as revealed by ^{15}N . *Agron. J.* 55:334-337.
- Rennie RJ. 1982. Quantification dinitrogen fixation by ^{15}N isotope dilution: The question of the nonfixing control plant. *Can. J. Bot.* 60:856-861.
- West CP, Wedin W F. 1985. Dinitrogen fixation in alfalfa-orchardgrass pastures. *Agron. J.* 77:89-94.
- Witty JF. 1983. Estimating N_2 -fixation in the field using ^{15}N -labelled fertilizer: Some problems and solutions. *Soil Biol. Biochem.* 15:631-639.

NUTRICION NITROGENADA DEL TRIGO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL

J L FALOTICO, G A STUDDERT, H E ECHEVERRÍA.

Unidad Integrada FCA-INTA Balcarce, CC 276 (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina

SPRING WHEAT NITROGEN NUTRITION UNDER CONVENTIONAL AND NO TILLAGE

No-till (SD) spring wheat (*Triticum aestivum* L) in the southeastern Buenos Aires Province has become very important in the last years. This tillage system cause different soil-plant-environment relationships than those associated to conventional tillage (LC). Our objective was to evaluate the behavior of spring wheat under SD and LC at Balcarce, Argentina (37° 45' S; 58° 18' W) on a soil that had been under continuous cropping for 20 yr and under SD for only 3 yr. The experiment was carried out during the 1996/97 growing season with a randomized complete block experimental design and a split-plot treatment arrangement. Tillage system (SD and LC) was assigned to the main plots and nitrogen rate (0, 60, 120, and 180 kg N ha⁻¹) was assigned to the sub-plots. There were no statistical differences in NO₃-N and soil water contents between tillage systems, although NO₃-N was higher under LC and water content, was higher under SD. Mechanical impedance was also higher under SD and could have affected initial crop growth. Light interception, aboveground biomass and total nitrogen accumulated were higher under LC, but differences were reduced when nitrogen fertilizer was applied. Stem NO₃-N and leaf chlorophyll contents indicated greater nitrogen deficiency under SD. Grain yield was relatively low for both tillage systems and the yield obtained under SD was 92% of that under LC. Besides, grain protein content was also higher under LC. These results were attributed to the lower soil nitrogen supply ability under SD confirmed by a lower estimated mineralized nitrogen along the crop growing season. Nitrogen fertilization diminished differences in crop growing and yield between tillage systems.

Key words: wheat, nitrogen nutrition, conventional tillage, no tillage, continuous cropping.

INTRODUCCION

En los últimos años, los suelos dedicados a la agricultura del sudeste de la provincia de Buenos Aires han sufrido el incremento de los procesos de erosión y de degradación de sus propiedades físicas y químicas. Las razones causantes de este fenómeno pueden haber sido, entre otras, la intensificación de su uso agrícola, la realización de labranzas más agresivas, las pendientes que caracterizan al relieve de la región y la escasa reposición de nutrientes (Elverdín *et al.* 1993). Una de las alternativas disponibles para reducir o evitar los efectos negativos sobre las propiedades del suelo es la adopción de sistemas de labranza conservacionista como la siembra directa (SD) o la labranza mínima. Estos sistemas de labranza tienden a restituir las buenas condiciones estructurales del suelo (Larney, Kladvik 1989).

La falta de laboreo y la cobertura con rastrojos del cultivo antecesor bajo SD provoca

relaciones suelo-planta-ambiente distintas a las que se generan bajo labranza convencional (LC), lo que trae aparejada la necesidad de un ajuste del manejo de los cultivos (Allmaras *et al.* 1985). Bajo SD se pueden observar incrementos en el contenido de agua (Dao 1993) y disminuciones de la temperatura (Johnson, Lowery 1985) del suelo, como así también incrementos en la resistencia mecánica a la penetración (RM) que ofrece el suelo en la zona de las raíces (Chagas *et al.* 1994). En el Sudeste Bonaerense se han encontrado diferencias en la RM de suelos sometidos a agricultura continua con LC y SD, siendo más elevados bajo este último sistema de labranza (Ferrerías 1996). Sin embargo, la principal característica que se observa en los primeros años de implementada la SD, es la reducción de la disponibilidad de nitrógeno inorgánico (Lamb *et al.* 1985) provocada por la menor temperatura y por la presencia de una mayor fuente de carbono en la superficie del mismo, que causarían menores tasas de

mineralización y una intensa inmovilización, respectivamente (Fox, Bandel 1986). Asimismo, la SD se asocia con mayores potenciales de desnitrificación (Rice *et al.* 1986) y de lavado (Fox, Bandel 1986) de nitrógeno.

Los cultivos bajo SD requieren frecuentemente mayores dosis de nitrógeno para alcanzar los máximos rendimientos (Knowles *et al.* 1993). Por otro lado, en la localidad de Balcarce, Argentina, y sobre suelos con una prolongada historia de agricultura muy intensiva, Bergh (1997) observó menor acumulación de materia seca y absorción de nitrógeno en trigo bajo SD, lo que se asoció con una menor intercepción de la radiación incidente. Este comportamiento fue atribuido principalmente a una menor disponibilidad de nitrógeno mineral bajo SD y también una mayor RM (Ferrerías 1996). Sin embargo, Bergh (1997) destacó que las diferencias observadas entre sistemas de labranza disminuyeron durante el ciclo del cultivo. Por otra parte, la fertilización nitrogenada permitió reducir las diferencias en crecimiento y rendimiento entre sistemas de labranza, poniendo en evidencia que la disponibilidad de nitrógeno es el factor limitante más importante en cultivos de trigo bajo SD, a pesar de la aparente degradación física del suelo (Bergh 1997).

La importancia del cultivo de trigo, el deterioro de las propiedades bioquímicas de los suelos asociado a la intensificación de la agricultura y la creciente adopción de la SD en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires, hacen necesario ahondar en el estudio del comportamiento de aquel cultivo, bajo distintos sistemas de labranza, luego de un uso agrícola prolongado del suelo. Para suelos de Balcarce bajo tales condiciones de manejo, se plantean como hipótesis que el crecimiento y desarrollo del cultivo de trigo bajo SD está condicionado principalmente por la limitación en el suministro de nitrógeno por el suelo. Los objetivos fueron caracterizar la nutrición nitrogenada y la disponibilidad de nitrógeno del suelo, la disponibilidad hídrica y parámetros físicos de suelo para un cultivo de trigo bajo SD y LC, con diferentes dosis de fertilización nitrogenada.

MATERIALES Y METODOS

La experiencia se desarrolló durante la campaña agrícola 1996/1997 en la EEA INTA Balcarce (37° 45' S; 58° 18' W) en un ensayo iniciado en 1976. El suelo es un complejo de Argiudol Típico fino, mixto, térmico y Paleudol Petrocálcico, fino, ilítico, térmico con 2% de pendiente, textura superficial franca y contenido de materia orgánica al inicio del ensayo de aproximadamente 7%.

Se utilizó un diseño experimental en bloques completos aleatorizados con arreglo de tratamientos en parcelas divididas con tres repeticiones. Los factores de tratamiento evaluados fueron sistema de labranza (SD y LC) (asignado a las parcelas principales, 700 m²) y dosis de N: 0, 60, 120 y 180 kg N ha⁻¹ (0N, 60N, 120N y 180N, respectivamente) (asignado a las subparcelas, 175 m²). Las parcelas principales habían estado bajo agricultura continuada con LC desde 1976 y hasta la campaña 1993/1994. A partir de la campaña 1994/1995 se pasó a la SD una de las dos parcelas principales, mientras que la otra siguió bajo LC. Los cultivos realizados en 1994/1995 y 1995/1996 fueron maíz y soja, respectivamente.

La cosecha del cultivo antecesor (soja) se efectuó el 14/5/96. El barbecho de las parcelas bajo LC se inició el 27/5/96 mediante la utilización de arado de rejas, rastra de discos y vibrocultivador. En las parcelas bajo SD se inició el barbecho químico el 24/5/96 mediante la aplicación de glifosato más metsulfurón metil y dicamba. Antes de la siembra, en las parcelas de SD se realizó otra aplicación de glifosato más 2,4-D y dicamba. Para la siembra (18/7/96) se utilizó una sembradora Semeato (15,6 cm entre surcos). La variedad utilizada fue PROINTA Oasis, a una densidad de 360 semillas m⁻². Se aplicaron 20 kg P ha⁻¹ como superfosfato triple de calcio. Al momento de la siembra también se aplicó urea al voleo, a razón de 60 kg N ha⁻¹ en las subparcelas 120N y 180N. El resto del nitrógeno en las subparcelas 120N y 180N, y la totalidad del nitrógeno en la subparcela 60N, se aplicaron al voleo al estadio de espiguilla terminal (ET) (estadio 30, según Zadoks *et al.* 1974).

En ET se determinó la concentración de nitratos en seudotallos por colorimetría (Keeney, Nelson 1982). Cada muestra estuvo compuesta por no menos de 40 seudotallos tomados al azar. Los muestreos se efectuaron antes de las 10 de la mañana, eliminando en el campo las láminas y raíces. Las muestras se secaron en estufa a 60 °C y se molieron hasta pasar por malla de 0,84 mm.

En el estadio pre-antesis (PRA) (estadio 49, Zadoks *et al.* 1974) se midió el porcentaje de la radiación interceptada por el cultivo con un sensor de radiación en línea Li-Cor 191 SB (LICOR,

EEUU) conectado a un radiómetro Li-Cor 188 B. Se midió la radiación incidente por encima del cultivo (I_0) (una por subparcela) e inmediatamente la radiación al nivel del suelo (I) (cinco por subparcela). Cuando se observó senescencia foliar, el sensor se ubicó por encima de las hojas muertas. El porcentaje de la radiación interceptada se calculó en forma relativa a la I_0 .

Se efectuaron mediciones del índice de verdor en hojas con un medidor MINOLTA® SPAD 502 (Minolta, Japón). Los momentos de lectura fueron: PRA, anthesis (A) y pos-anthesis (POA) (estadio 73, Zadoks *et al.* 1974). El índice resultó del promedio de 30 lecturas por subparcela. Se calculó el índice de suficiencia de nitrógeno (ISN, relación porcentual entre el índice de verdor del cultivo problema y el correspondiente a un cultivo sin deficiencia de N) (Varvel *et al.* 1997), considerando como no deficiente en nitrógeno al tratamiento de 180N bajo LC.

Durante el ciclo del cultivo se llevaron a cabo muestreos de plantas en los momentos ET, PRA, A, POA y madurez fisiológica (MF) (estadio 90, Zadoks *et al.* 1974). Se cortó la biomasa aérea a nivel del suelo de tres surcos al azar, de 1 m de longitud (0,468 m²), se secó en estufa y una fracción se molió hasta pasar por malla de 0,84 mm. Se determinó el nitrógeno total en planta y en granos a cosecha por el método Micro Kjeldahl (Bremner, Mulvaney 1982).

En el estadio de MF se efectuaron cinco recuentos al azar de 1 m lineal por subparcela, para determinar el número de espigas por m². Las espigas de las muestras de plantas colectadas en ese estadio se trillaron y ventearon cuidadosamente para calcular el número de granos por espiga y el peso de los 1000 granos. El rendimiento fue determinado mediante cosecha mecánica (30 de diciembre) de dos franjas de entre 27,4 y 32,7 m² por subparcela. Se determinó el contenido de humedad en cada muestra de grano cosechado y se ajustó el rendimiento a 14% de humedad.

Se determinó el contenido de N-NO₃ del suelo al momento de la siembra y de la cosecha, por colorimetría (Keeney, Nelson 1982). Los muestreos se realizaron recolectando al azar 15 submuestras para las profundidades 0-5, 5-20 y 20-40 cm y 3 submuestras para las profundidades 40-70 y 70-100 cm por subparcela. La densidad aparente se midió hasta los 20 cm de profundidad (método del anillo modificado) y se estimó para el resto de las profundidades (E. Suero, comunicación personal).

Se determinó el contenido de agua del suelo a intervalos de 10 días sólo en las subparcelas 0N y 180N, en las capas de 0-5 y 5-20 cm, por el método gravimétrico, y en las capas 20-40, 40-60, 60-80 y 80-100 cm por el método de atenuación de

neutrones, utilizando una sonda Troxler 4302 (Troxler Electronics Laboratories, Inc, EEUU). Se realizaron también mediciones de RM luego de la siembra y de la cosecha, cada 20 cm horizontales a 0, 5, 10, 15, 20, 30 y 40 cm de profundidad, a lo largo de dos transversales a las líneas de siembra de 2 m de largo por parcela (total, 22 determinaciones por parcela para cada profundidad). Se utilizó un penetrómetro de cono (cono de 30°, A.S.A.E. Standard S313) con elemento sensible de anillo (Soiltest, EEUU).

Con los datos de nitrógeno disponible a la siembra hasta 100 cm de profundidad (NI), el nitrógeno total absorbido por el cultivo en la parte aérea en MF (NPL), el nitrógeno aplicado (NFER) y el nitrógeno disponible hasta 100 cm de profundidad a la cosecha del cultivo (NF), se estimó un balance con el objetivo de interpretar la dinámica de este nutriente durante el ciclo del cultivo. El balance de nitrógeno se calculó a partir de la siguiente fórmula (Meisinger 1984)

$$NF + NPL - NI - NFER = NMIN - NPE \quad (1)$$

donde NMIN es el nitrógeno mineralizado y NPE es el nitrógeno perdido, durante el ciclo del cultivo. Todas las fracciones se expresaron como kg N ha⁻¹. Se asumió que las pérdidas de nitrógeno en los tratamientos 0N fueron pequeñas (Videla 1994, Picone, Videla, 1998) y, por lo tanto, la diferencia en el balance es debida al NMIN (Rice, Havlin 1994). El valor fue asumido como el NMIN para los otros tratamientos de fertilización y, por despeje, se estimó el NPE para cada uno de ellos.

Se realizaron análisis de varianza y de correlación. Para comparar la media de los tratamientos se utilizó el método de la diferencia mínima significativa sólo cuando el análisis de varianza indicó diferencias significativas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las precipitaciones registradas durante el período considerado superaron al promedio histórico en 19%. Las mayores diferencias se produjeron en los meses de agosto, octubre y noviembre. La campaña bajo estudio se caracterizó también por una baja radiación incidente durante el período entre encañazón y A (octubre) y durante la etapa de llenado de granos (diciembre), respecto a los valores históricos (1,7 MJ m² d⁻¹ y 1,9 MJ m² d⁻¹ menos, respectivamente). La temperatura media observada entre julio y diciembre fue 0,95 °C superior al promedio histórico. Las mayores diferencias se observaron en los meses de agosto, octubre y noviembre.

No se registraron diferencias (P>0,05) entre tratamientos en el contenido de agua del

suelo en las capas 0-5, 5-20 y 20-40 cm, durante todo el ciclo del cultivo, posiblemente debido a que las precipitaciones registradas antes y durante el mismo fueron abundantes. A pesar de esto, el contenido de agua hasta 100 cm de profundidad bajo SD fue aproximadamente 10% mayor que bajo LC durante todo el ciclo. Según Dao (1993), la SD incrementa la disponibilidad de agua para los cultivos, aunque la diferencia no siempre sea significativa.

No se detectaron diferencias ($P > 0,05$) entre tratamientos, antes de la siembra, en el contenido de $N-NO_3^-$ del suelo hasta 100 cm de profundidad. No obstante, las parcelas bajo LC presentaron un mayor contenido ($66,1 \text{ kg ha}^{-1}$ y $53,8 \text{ kg ha}^{-1}$ para LC y SD, respectivamente), siendo la diferencia más pronunciada en los primeros 40 cm. El menor contenido bajo SD puede ser atribuido a una menor mineralización neta durante el barbecho (Rice *et al.* 1987).

En la Figura 1 se presentan los perfiles de RM luego de la siembra y de la cosecha del cultivo de trigo. La RM fue más alta ($P < 0,05$) en las capas de 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm a la siembra, y de 0-5, 5-10 y 10-15 cm a la

cosecha. En ambos momentos evaluados, y para ambos sistemas de labranza, el contenido de agua del suelo fue cercano a capacidad de campo (datos no mostrados). Esto permite suponer que las diferencias de RM observadas entre los dos sistemas de labranza y entre los momentos analizados fueron causadas por aquéllos. Resultados similares fueron reportados por Ferreras (1996).

En la Figura 2 se presenta la acumulación de materia seca en la biomasa aérea a lo largo del ciclo del cultivo. El crecimiento bajo LC superó al registrado bajo SD durante todo el período, pero las diferencias sólo fueron significativas ($P < 0,05$) en los muestreos de ET, PRA, MF (Figura 2a), y en A a las dosis 0N, 60N y 180N (resultados no mostrados). Las mayores diferencias se observaron en el muestreo de ET donde el crecimiento bajo SD representó el 59% del registrado bajo LC. El menor crecimiento inicial podría estar asociado a la mayor RM bajo SD a la siembra (Figura 1a) tal y como reportaron Cornish y Limbery (1987). Se han informado valores medios de entre 0,9 y 1,3 MPa de máxima presión que pueden ejercer las raíces de plántulas de un amplio rango de

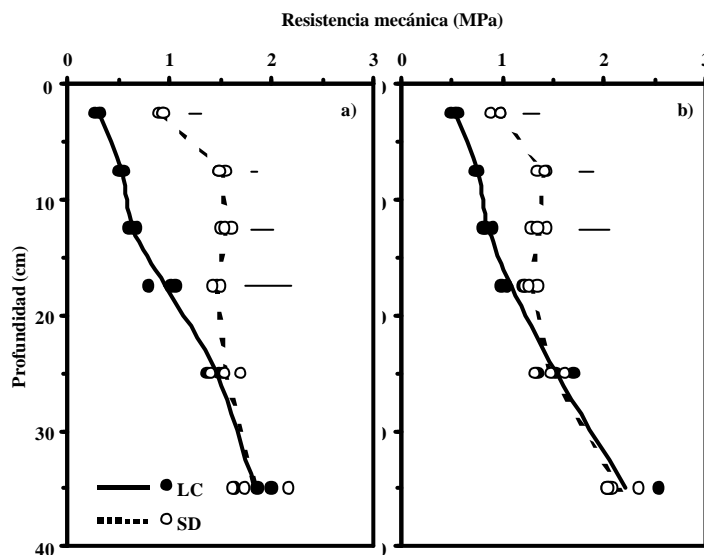


Figura 1. Resistencia mecánica a la penetración medida hasta los 40 cm de profundidad a la siembra (a) y a la cosecha (b) del cultivo de trigo bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Las barras horizontales representan la diferencia mínima significativa ($P < 0,05$).

Figure 1. Soil mechanical impedance up to 40 cm depth at drilling (a) and at harvest (b) under no-tillage (SD) and conventional tillage (LC). Horizontal bars represent the least significance difference ($P < 0.05$).

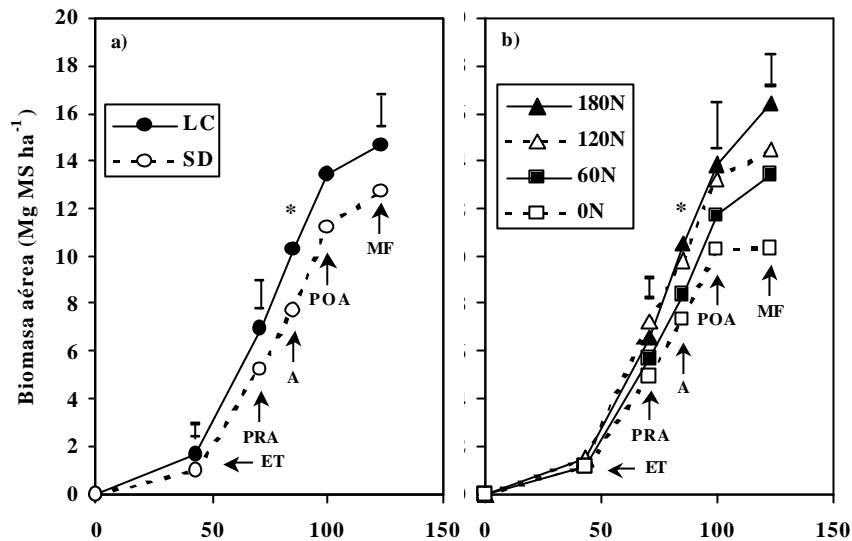


Figura 2. Acumulación de materia seca en la biomasa aérea del cultivo de trigo para dos sistemas de labranza (a) (LC: labranza convencional; SD: siembra directa) y cuatro dosis de N (b) (0N: 0 kg N ha⁻¹; 60N: 60 kg N ha⁻¹; 120N: 120 kg N ha⁻¹; 180N: 180 kg N ha⁻¹). ET: espiguilla terminal; PRA: pre-antesis; A: antesis; POA: post-antesis; MF: madurez fisiológica. Las barras representan la diferencia mínima significativa ($P < 0,05$) y el asterisco indica la existencia de interacción significativa ($P < 0,05$) entre dosis de N y sistema de labranza.

Figure 2. Aboveground wheat dry matter accumulation under two tillage systems (a) (LC: conventional tillage, SD: no-tillage) and four N rates (b) (0N: 0 kg N ha⁻¹, 60N: 60 kg N ha⁻¹, 120N: 120 kg N ha⁻¹, 180N: 180 kg N ha⁻¹). ET: terminal spikelet, PRA: pre-anthesis, A: anthesis, POA: post-anthesis, MF: physiological maturity. The bars represent the least significant difference ($P < 0,05$) and the asterisk indicates significant interaction ($P < 0,05$) between tillage system and N rate.

especies vegetales en crecimiento (Eavis *et al.* citados por Whiteley *et al.* 1981). Valores cercanos y también superiores a este umbral se observaron a la siembra en el tratamiento SD, para los primeros 20 cm de profundidad. En el tratamiento de LC la RM sólo fue superior a aquellos umbrales, a partir de los 20 cm de profundidad, aproximadamente.

No hubo diferencias ($P > 0,05$) entre sistemas de labranza en la tasa de crecimiento del cultivo entre ET y POA, aunque aquella fue menor bajo SD (205 y 179 kg MS ha⁻¹ d⁻¹), y las diferencias en acumulación de materia seca en la biomasa aérea en estadios más avanzados fueron menores, alcanzando la SD el 87% del crecimiento observado bajo LC en MF (Figura 2a). El crecimiento en longitud de las raíces de un cultivo ya desarrollado puede verse seriamente afectado cuando la presión que deben ejercer las raíces para vencer la dureza del suelo es superior a 2,0-2,5 MPa (Grant, Lafond 1993). En la Figura 1 se puede observar que la RM alcanzó un

valor cercano a 2,0 MPa a aproximadamente 35 cm de profundidad, y estuvo por debajo de aquellos valores hasta aproximadamente los 30 cm de profundidad, en ambos sistemas de labranza. Esto indicaría que la RM no habría provocado diferencias entre sistemas de labranza en el crecimiento en longitud de las raíces, por encima de los 30 cm de suelo. Sin embargo, por debajo de la profundidad de laboreo en LC y en todo el perfil bajo SD, la estructura de biocanales se mantiene sin modificaciones, lo que permitiría el crecimiento de las raíces sin limitaciones, independientemente de los valores de RM (Martino, Shaykewich 1994).

Las tasas de crecimiento del cultivo variaron ($P < 0,05$) en función del agregado de nitrógeno (160; 185; 206 y 217 kg MS ha⁻¹ d⁻¹ para 0N, 60N, 120N y 180N, respectivamente), lo que se reflejó en diferencias ($P < 0,05$) en la acumulación de materia seca en estadios avanzados del ciclo del cultivo (Figura 2b). No obstante, a pesar

de que no hubo interacción ($P > 0,05$) entre sistema de labranza y dosis de N, las diferencias entre LC y SD en tasa de crecimiento y en materia seca acumulada a favor de LC fueron inversamente proporcionales a las dosis de nitrógeno (58,3; 25,9; 10,7 y 9,6 kg MS ha⁻¹ d⁻¹ y 4,2; 2,3; 1,1 y 1,1 Mg MS ha⁻¹ en POA para 0N, 60N, 120N y 180N, respectivamente). Estas tendencias se manifestaron en una interacción ($P < 0,05$) entre los dos factores de tratamiento en el porcentaje de intercepción de la I_0 al comienzo (PRA) del período crítico del cultivo. Si el cultivo no logra interceptar el 95% de la I_0 durante esa etapa, se deben esperar rendimientos menores que el potencial (Abbate *et al.* 1994). En PRA el porcentaje de intercepción de la radiación fue menor bajo

SD para todos los niveles de fertilización, excepto con 180N, aunque la diferencia fue significativa ($P < 0,05$) sólo en los testigos (63,1 y 80,5% de intercepción para SD y LC, respectivamente). Solamente los tratamientos con 120N bajo LC, y 180N bajo LC y SD lograron interceptar un porcentaje cercano al 95% de la I_0 en el estadio de PRA (92,2-92,9%). En el resto de los tratamientos la intercepción de I_0 en PRA fue menor que el 90%.

Echeverría y Studdert (1996) definieron una concentración de $N-NO_3^-$ en los seudotallos en ET de 1,41 g kg⁻¹ como umbral de suficiencia de nitrógeno. Para las dos situaciones de fertilización nitrogenada a la siembra, la concentración de $N-NO_3^-$ en los seudotallos de trigo en ET fue mayor ($P < 0,05$)

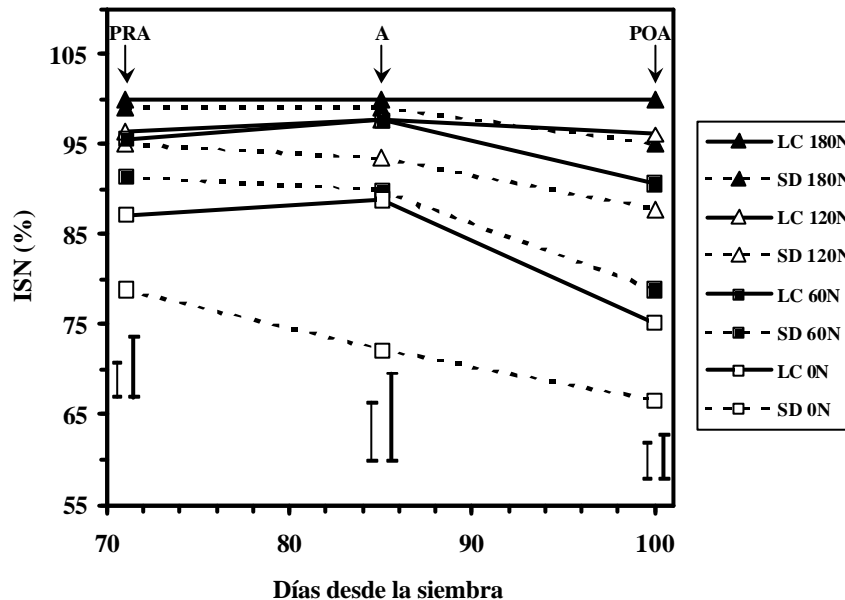


Figura 3. Variación del índice de suficiencia de N (ISN) del cultivo de trigo durante el período crítico (PRA: pre-anthesis; A: anthesis; POA: post-anthesis) para dos sistemas de labranza y cuatro dosis de N (LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 0N: 0 kg N ha⁻¹; 60N: 60 kg N ha⁻¹; 120N: 120 kg N ha⁻¹; 180N: 180 kg N ha⁻¹). La barra fina es la diferencia mínima significativa ($P < 0,05$ para PRA y A y $P < 0,10$ para POA) para las comparaciones entre dosis de N para cada sistema de labranza y la barra gruesa es la diferencia mínima significativa ($P < 0,05$ para PRA y A y $P < 0,10$ para POA) para las comparaciones entre sistemas de labranza para cada dosis de N y para las comparaciones cruzadas.

Figure 3. Nitrogen sufficiency index (ISN) changes along the critical period (PRA: pre-anthesis; A: anthesis; POA: post-anthesis) of a wheat crop under two tillage systems (LC: conventional tillage, SD: no-tillage) and four N rates (0N: 0 kg N ha⁻¹, 60N: 60 kg N ha⁻¹, 120N: 120 kg N ha⁻¹, 180N: 180 kg N ha⁻¹). The thin bar is the least significant difference ($P < 0,05$ for PRA and A, and $P < 0,10$ for POA) for the comparisons among N rates within each tillage system. The gross bar is the least significant difference ($P < 0,05$ for PRA and A, and $P < 0,10$ for POA) for the comparisons between tillage systems within each N rate and for the crossed comparisons.

bajo LC (4,10 y 1,73 g kg⁻¹ para 60N y 0N, respectivamente) que bajo SD (1,45 y 0,73 g kg⁻¹ para 60N y 0N, respectivamente). Este último valor se ubica por debajo de aquél definido por Echeverría y Studdert (1996) para lograr el 75% del rendimiento máximo (0,84 g kg⁻¹). La menor concentración de N-NO₃ en seudotallos bajo SD sugiere una probable mayor respuesta en rendimiento al agregado de nitrógeno.

Varvel *et al.* (1997), trabajando con maíz, determinaron que valores de ISN menores que 95%, indicarían una deficiencia de N en el cultivo. Así, las deficiencias más severas se observaron en las subparcelas sin agregado de nitrógeno bajo LC y SD, siendo los ISN menores ($P < 0,05$ para PRA y A, y $P < 0,10$ para POA) bajo SD en los tres momentos de medición (Figura 3). Bajo LC, el agregado de 60 kg N ha⁻¹ permitió corregir las deficiencias de nitrógeno. Esto no fue así bajo SD, en que se necesitó del agregado de 120 kg N ha⁻¹ para que el ISN no indicara deficiencias de este nutriente, aunque las diferencias en PRA y A entre sistemas de labranza para 60N y entre 60N y 120N para SD no fueron significativas ($P < 0,05$) (Figura 3).

La curva de dilución de nitrógeno representa la concentración crítica de nitrógeno para permitir la máxima tasa de crecimiento (Justes *et al.* 1994) y los puntos que se encuentren por debajo de la misma representan situaciones de deficiencia de N. Bajo LC, sólo los puntos correspondientes al testigo se presentan levemente por debajo de la curva de dilución (Figura 4a), mientras que bajo SD, los puntos correspondientes a 0N se encuentran muy por debajo de aquélla (Figura 4b). Cabe destacar que los tratamientos que recibieron 60 kg N ha⁻¹ a la siembra (120N y 180N) bajo LC presentaron valores de concentración coincidentes con la crítica en los primeros estadios de crecimiento (Figura 4a). La fertilización nitrogenada con 60N a la siembra bajo SD, no fue suficiente para lograr la concentración crítica de nitrógeno (puntos correspondientes a ET en Figura 4b), lo que concuerda con que la concentración de N-NO₃ en seudotallos no llegó a igualar a la del tratamiento LC sin fertilización. Esto sugiere que la mayor RM a la siembra (Figura 1a),

habría afectado también la capacidad de cultivo para absorber nitrógeno bajo SD. Por otro lado, el agregado de 60 kg N ha⁻¹ en ET mejoró la nutrición nitrogenada del cultivo bajo SD, pero no alcanzó la concentración crítica de nitrógeno en los tejidos del trigo (puntos correspondientes a PRA y A en Figura 4b). Esto coincide con los resultados de ISN obtenidos a través de la medición del índice de verdor (Figura 3).

Las diferencias en acumulación de materia seca (Figura 2) y en concentración de nitrógeno total (Figura 4), se tradujeron en acumulaciones totales de nitrógeno diferenciales entre sistemas de labranza y fertilización nitrogenada (Figura 5). No se detectó interacción ($P > 0,05$) entre factores de tratamiento, en ninguno de los momentos de muestreo. Sí se observaron diferencias ($P < 0,10$ en PRA y $P < 0,05$ para el resto de los momentos) debidas al sistema de labranza, ya que la LC presentó mayores niveles de nitrógeno acumulado (Figura 5a). Las mayores diferencias se produjeron en ET, momento en que el cultivo bajo SD había acumulado el 55% del nitrógeno total acumulado bajo LC. Esta diferencia se redujo a medida que avanzó el ciclo del cultivo, habiendo alcanzado el cultivo bajo SD un 75% del nitrógeno acumulado bajo LC en MF. El nitrógeno total acumulado se incrementó ($P < 0,05$) en todos los momentos de muestreo, en función del aumento de las dosis de nitrógeno (Figura 5b).

En general, los rendimientos fueron bajos a pesar de que la disponibilidad hídrica no haya sido un factor limitante (Tabla 1). Este comportamiento se debería, a la baja radiación fotosintéticamente activa incidente durante los períodos de encañazón y de llenado de granos y a la mayor temperatura media durante este último período. Una menor radiación incidente durante el crecimiento de las espigas se puede asociar con menores tasas de crecimiento de las mismas y las altas temperaturas reducen, en mayor medida, la duración del período de llenado de granos y, por lo tanto, el peso final de los mismos (Abbate *et al.* 1994).

Los sistemas de labranza no generaron diferencias ($P > 0,05$) en rendimiento, independientemente de la dosis de nitrógeno (Tabla 1), aunque los mayores rendimientos

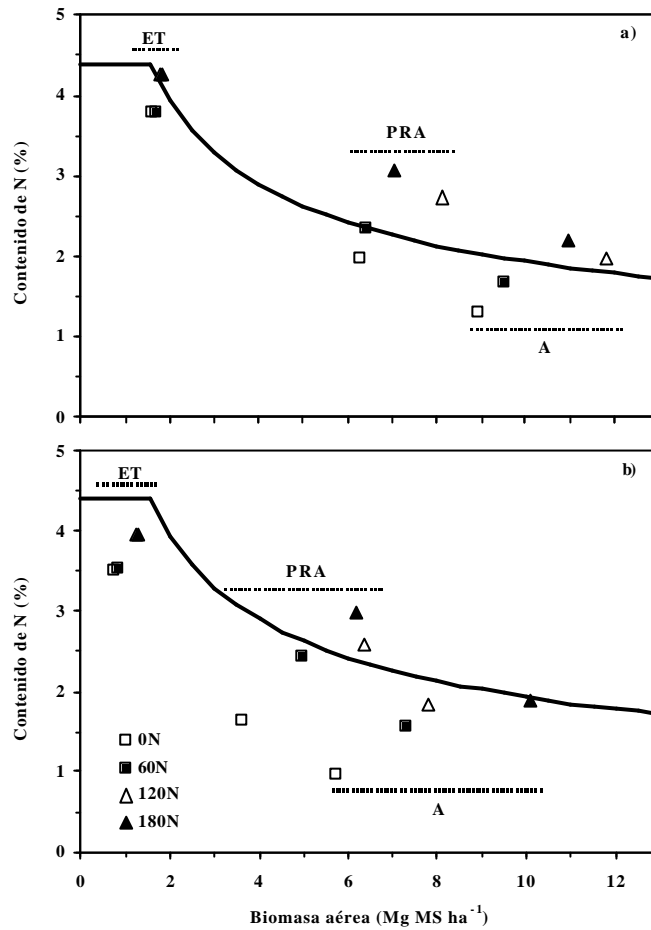


Figura 4. Concentración de N en la biomasa aérea del cultivo de trigo en función de la materia seca acumulada entre los estadios de espiguilla terminal y antesis bajo labranza convencional (a) y siembra directa (b) para cuatro dosis de N (0N: 0 kg N ha⁻¹; 60N: 60 kg N ha⁻¹; 120N: 120 kg N ha⁻¹; 180N: 180 kg N ha⁻¹). La curva de dilución de N es la propuesta por Justes *et al.* (1994) para trigos de invierno (%N = 5,35 * (kg MS ha⁻¹)^{-0,445}). ET: espiguilla terminal; PRA: pre-antesis; A: antesis.

Figure 4. Nitrogen concentration in the wheat aboveground biomass as a function of the accumulated dry matter (DM) at terminal spikelet (ET), pre-anthesis (PRA), and anthesis (A) stages under conventional tillage (a) and no-tillage (b) for four N rates (0N: 0 kg N ha⁻¹, 60N: 60 kg N ha⁻¹, 120N: 120 kg N ha⁻¹, 180N: 180 kg N ha⁻¹). The dilution curve had been proposed by Justes *et al.* (1994) for winter wheat (%N = 5,35 * (kg DM ha⁻¹)^{-0,455}).

se determinaron bajo LC. El rendimiento se asoció más con el número de granos por unidad de superficie ($r=0,55$; $P<0,01$) que con el peso de los mismos ($r=-0,11$; $P>0,05$). Por otra parte, el rendimiento se incrementó significativamente con el agregado de nitrógeno, ya que los tratamientos testigo difirieron de todos los tratamientos fertilizados, independientemente de la cantidad de nitrógeno agregado (Tabla 1).

Similar comportamiento se observó en el número de granos por unidad de superficie, que presentó diferencias ($P<0,05$) entre todas las dosis de nitrógeno (Tabla 1). El peso de mil granos fue afectado negativamente ($P<0,05$) por el agregado de N. El menor peso se detectó en los tratamientos con 180 kg N ha⁻¹, los cuales difirieron de los pesos registrados en los tratamientos testigo y con 120 kg N ha⁻¹ (Tabla 1). Por otra parte, el

número de espigas logradas por unidad de superficie fue afectada ($P < 0,05$) por la interacción entre sistema de labranza y dosis de nitrógeno (Tabla 1). En general, no se observaron diferencias entre sistemas de labranza para cada dosis, excepto con el agregado de 120 kg N ha^{-1} .

Los mayores rendimientos se registraron en las subparcelas con 120 kg N ha^{-1} , independientemente del sistema de labranza. A pesar de que la interacción sistema de labranza por dosis de nitrógeno no fue significativa, las subparcelas fertilizadas bajo SD presentaron una mayor respuesta a la fertilización nitrogenada, aunque esto no permitió alcanzar los rendimientos obtenidos bajo LC. El agregado de 60 kg N ha^{-1} para SD produjo un incremento del rendimiento de 1180 kg ha^{-1} , mientras que para LC el incremento del rendimiento con respecto al testigo, fue de sólo 822 kg ha^{-1} . La aplicación de 120 kg N ha^{-1} incrementó el rendimiento en 1420 y 942 kg ha^{-1} bajo SD y LC, respectivamente. Estos resultados coinciden con lo reportado

por Bergh (1997).

El menor rendimiento registrado en el tratamiento testigo de SD y la disminución de las diferencias en el rendimiento entre SD y LC provocada por la mayor respuesta a la fertilización nitrogenada bajo el primero, sugieren que el principal efecto de los sistemas de labranza sobre el rendimiento operó a través de la disponibilidad de N. Las diferencias en el contenido de N-NO_3^- a la siembra y las evidencias aportadas por el resto de los indicadores de cultivo analizados (concentración de N-NO_3^- en seudotallos, ISN, concentración de nitrógeno total), contribuyen a apoyar esta idea poniendo en evidencia una menor capacidad de suministro de nitrógeno bajo SD, coincidiendo con lo reportado por Power *et al.* (1986).

A diferencia de lo que ocurrió con el rendimiento, el número de granos y el peso de 1000 granos, el contenido de proteína en los granos presentó diferencias significativas ($P < 0,05$) debidas al sistema de labranza, ya que fue, en promedio, $1,2$ puntos porcentuales

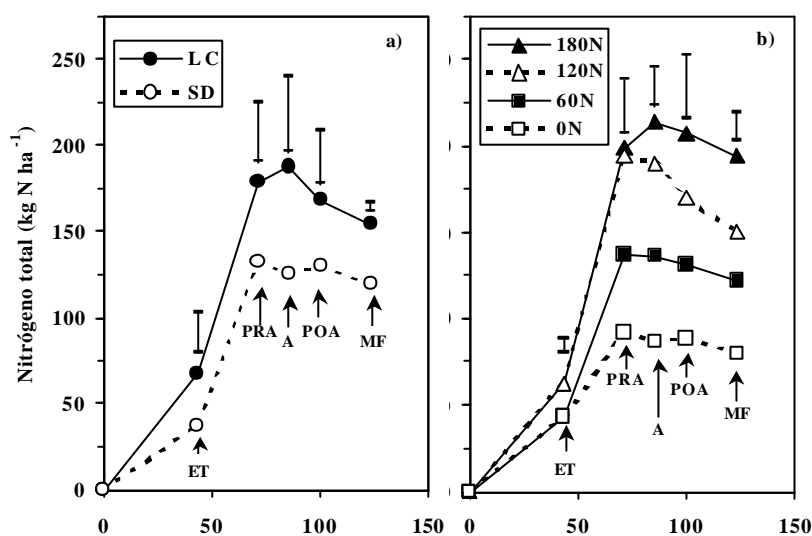


Figura 5. Acumulación de N total en la biomasa aérea del cultivo de trigo para dos sistemas de labranza (a) (LC: labranza convencional; SD: siembra directa) y cuatro dosis de N (b) (0N: 0 kg N ha^{-1} ; 60N: 60 kg N ha^{-1} ; 120N: 120 kg N ha^{-1} ; 180N: 180 kg N ha^{-1}). ET: espiguilla terminal; PRA: pre-antesis; A: antesis; POA: post-antesis; MF: madurez fisiológica. Las barras representan la diferencia mínima significativa ($P < 0,10$ para PRA en a) y $P < 0,05$ para el resto de las situaciones).

Figure 5. Total aboveground N accumulation of wheat under two tillage systems (a) (LC: conventional tillage, SD: no-tillage) and four N rates (b) (0N: 0 kg N ha^{-1} , 60N: 60 kg N ha^{-1} , 120N: 120 kg N ha^{-1} , 180N: 180 kg N ha^{-1}). ET: terminal spikelet, PRA: pre-anthesis, A: anthesis, POA: post-anthesis, MF: physiological maturity. The bars represent the least significant difference ($P < 0,10$ for PRA in (a) and $P < 0,05$ for the rest of the situations).

Tabla 1. Número de espigas, número de granos, peso de 1000 granos, rendimiento y contenido de proteína en grano de trigo en función del sistema de labranza (L) y dosis de N (F). SD= siembra directa; LC= labranza convencional.

Table 1. Head number, seed number, weight of 1000 seeds, yield and protein content in wheat grain as a function of tillage system (L) and N fertilizer rate (F). SD: No tillage, LC: conventional tillage.

Tratamiento		Rendimiento y sus componentes*				
L	F	Número espigas	Número granos	Peso de 1000 granos	Rendimiento	Proteína en grano
	(kg ha ⁻¹)	(espigas m ⁻²)	(granos m ⁻²)	(g)	(kg ha ⁻¹)	(%)
SD	0	381	14100	32,2	3330	8,8
	60	472	18000	29,9	4510	9,8
	120	485	18900	31,7	4750	10,3
	180	581	20700	28,4	4160	12,6
LC	0	402	14600	31,6	3940	9,7
	60	468	17800	31,4	4770	11,2
	120	535	19300	30,8	4880	12,3
	180	550	21600	28,6	4650	13,1
Promedio L	SD	-	17900 a	30,6 a	4190 a	10,4 b
	LC	-	18300 a	30,6 a	4560 a	11,6 a
Promedio F	0	-	14400 d	31,9 a	3640 b	9,2 d
	60	-	17900 c	30,7 ba	4640 a	10,5 c
	120	-	19100 b	31,2 a	4810 a	11,3 b
	180	-	21200 a	28,5 b	4410 a	12,8 a
DMS _{0,05} (L)**		-	NS	NS	NS	1,0
DMS _{0,05} (F)**		-	1030	2,3	487	0,6
DMS _{0,05} (L*F)**		32/45***	NS	NS	NS	NS

* Los valores seguidos por la misma letra no difieren significativamente (P<0,05).

** DMS = diferencia mínima significativa

*** El primer valor se aplica a las comparaciones entre dosis para cada sistema de labranza; el segundo valor se aplica a las comparaciones entre sistemas de labranza para cada dosis y para las comparaciones entre combinaciones de sistema de labranza y dosis.

más elevados bajo LC que bajo SD (Tabla 1). El contenido de proteína en grano también se incrementó (P<0,05) por el agregado de nitrógeno (Tabla 1). Resultados similares (Power *et al.* 1986) fueron atribuidos a una menor disponibilidad y suministro de nitrógeno para el cultivo de trigo de los sistemas de labranza con residuos en superficie, como la SD. Esta menor capacidad de suministro de nitrógeno a lo largo del ciclo del cultivo, puesta de manifiesto a través del índice de verdor en hojas, afectó el contenido de proteínas de los granos y hubo una buena relación (P<0,01) entre ambas variables en todos los momentos de medición: PRA (r=0,82), A (r=0,81) y POA (r=0,87). Por otra parte, el índice de verdor se asoció al rendimiento con una relación algo menor (P<0,01) en los estadíos de PRA (r=0,69), A (r=0,65) y POA (r=0,69).

A la cosecha del cultivo, no hubo diferencias (P>0,05) ni entre sistemas de labranza, ni entre 0N y 60N (40,2 y 40,9 kg N ha⁻¹, respectivamente), ni entre 120N y 180N (53,5 y 58,3 kg N ha⁻¹, respectivamente), en

el contenido de N-NO₃⁻ del suelo hasta 100 cm de profundidad. Sí las hubo (P<0,05) entre las dos dosis más bajas y las dos más altas. No obstante, hubo interacción (P<0,05) entre sistema de labranza y fertilización nitrogenada en el contenido de N-NO₃ hasta los 40 cm de profundidad, siendo las diferencias a favor de LC en las dosis de 120N y 180N (Figura 6).

Los resultados del balance de nitrógeno (Ecuación 1) indican que la mineralización fue de 73,1 y 56,3 kg N ha⁻¹ para LC y SD, respectivamente. Estos resultados no concuerdan con los obtenidos por García y Fabrizzi (1998), quienes no encontraron diferencias en las cantidades de nitrógeno mineralizado bajo SD y bajo LC. Por otro lado, las pérdidas de nitrógeno aplicado estimadas fueron 14,0; 51,8 y 64,8 kg N ha⁻¹ bajo SD (23, 43 y 36 % del nitrógeno aplicado, respectivamente) y 19,5; 36,9 y 47,9 kg N ha⁻¹ bajo LC (33, 31 y 27% del nitrógeno aplicado, respectivamente) para 60N, 120N y 180N, respectivamente. Las mayores pérdidas de nitrógeno bajo SD se pueden atribuir a los mayores potenciales de lavado (Fox, Bandel

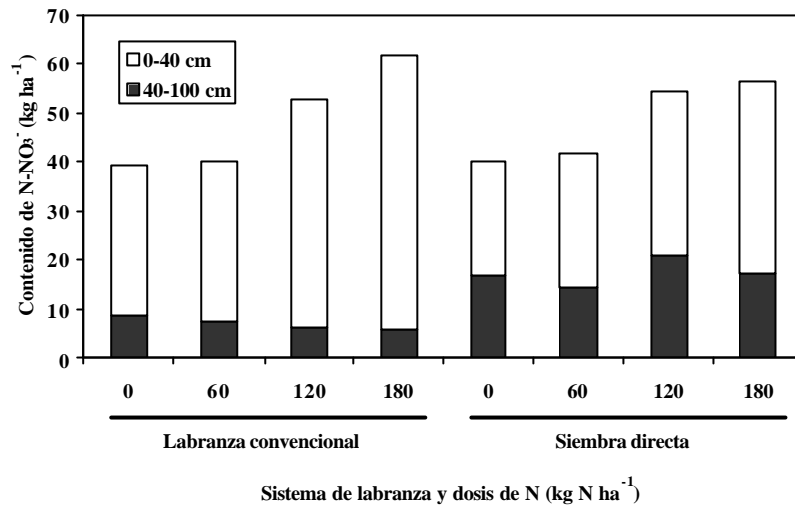


Figura 6. Contenido de N-NO_3^- del suelo luego de la cosecha del cultivo de trigo en las capas de 0-40 y 40-100 cm.

Figure 6. Soil NO_3^- -N content after wheat harvest in the 0-40 and 40-100 cm layers.

1986), de desnitrificación (Rice *et al.* 1986), y de volatilización de NH_3 . Los menores contenidos de N-NO_3^- en la capa de 0-40 cm y los mayores en la de 40-100 cm bajo SD (Figura 6), sugieren que el proceso que habría originado las mayores pérdidas de N bajo ese sistema de labranza, fue el lavado. Habría que descartar pérdidas por desnitrificación o volatilización ya que, determinaciones realizadas en Balcarce indican que, bajo condiciones ambientales similares a las presentes en este estudio, tales procesos no son de importancia (Videla, 1994; Picone, Videla 1998).

CONCLUSIONES

En un suelo con una prolongada historia de agricultura continuada, el cultivo de trigo bajo SD presentó menor acumulación de MS y de N, y rendimiento y contenido de proteína más bajos que aquél realizado bajo LC. El factor determinante de este comportamiento fue el menor suministro de nitrógeno por el suelo puesto de manifiesto por menor contenido de N-NO_3^- en seudotallos, de clorofila en hojas y por la mayor respuesta al agregado de N. La RM en la zona de crecimiento de las raíces pudo haber afectado el crecimiento inicial del cultivo bajo SD, aunque no perjudicó el crecimiento posterior del cultivo.

REFERENCIAS

- Abbate P E, Andrade F, Culot J P. 1994. Determinación del rendimiento en trigo. Boletín Técnico N° 133. EEA INTA Balcarce. Balcarce, Buenos Aires. 17 p.
- Allmaras R R, Unger P W, Wilkins D W. 1985. Conservation tillage and soil productivity. En Follet R F, Stewart B A (Eds.) Soil Erosion and Crop Productivity, Am. Soc. Agron. Inc., Madison, Wisconsin, EEUU. p. 357-412.
- Bergh, R G. 1997. Dinámica del nitrógeno, crecimiento y rendimiento de trigo bajo siembra directa y labranza convencional. Tesis MSc. Facultad de Ciencia Agrarias, Un. Nac. Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires. 75 p.
- Bremner J M, Mulvaney C. 1982. Nitrogen total. En Page A L *et al.* (Eds.) Methods of soil analysis. Part 2 Agron. Monog 9 Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU. p. 595-624.
- Chagas C Y, Marelli H J, Santanatoglia O J. 1994. Propiedades físicas y contenido hídrico de un Argiudol Típico bajo tres sistemas de labranza. Ciencia del Suelo 12:11-16.
- Cornish P S, Limbery J R. 1987. Reduced early growth of direct drilled wheat in southern New South Wales: causes and consequences. Austr. J. Exp. Agric. 27:869-880.
- Dao H. 1993. Tillage and winter wheat residue management effects on water infiltration and storage. Soil Sci. Soc. Am. J. 57:1586-1595.
- Echeverría H E, Studdert, G A. 1996. Determinación de requerimientos de nitrógeno en trigo al macollaje en función del contenido

- de nitratos en los seudotallos. *Visión Rural* 20: 60-61.
- Elverdín J, Sarlangue H, Vicente G. 1993. Bases para el éxito de la siembra directa. *Visión Rural* 7:6-9.
- Ferreras L. 1996. Efecto de los sistemas de labranza sobre las propiedades físicas de un suelo del Sudeste Bonaerense. Tesis MSc. Facultad de Agronomía, Un. Buenos Aires, Buenos Aires. 62 p.
- Fox R H, Bandel V A. 1986. Nitrogen utilization with no-tillage. En Sprage M A, Triplett G B (Eds.) *No-tillage and surface-tillage agriculture. The tillage revolution*. John Wiley and Sons, New York, New York, EEUU. p. 117-148.
- García F O, Fabrizzi K. 1998. La fertilización en siembra directa: sudeste de Buenos Aires. En Panigatti J L *et al.* (Eds.). *Siembra Directa*. INTA, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires. p. 205-213.
- Grant C A, Lafond G P. 1993. The effects of tillage systems and crop sequences on soil bulk density and penetration resistance on a clay soil in southern Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 73:223-232.
- Johnson M D, Lowery B. 1985. Effect of three conservation tillage practices on soil temperature and thermal properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1547-1552.
- Justes E, Mary B, Meynard J M, Machet J M, Thelier-Huche L. 1994. Determination of a critical nitrogen dilution curve for winter wheat crops. *Ann. Bot.* 74:397-407.
- Keeney D R, Nelson D W. 1982. Nitrogen inorganic forms. En Page A L *et al.* (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2 Agron. Monog 9* Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, EEUU. p. 643-698.
- Knowles T C, Hipp B W, Graff P S, Marshall D S. 1993. Nitrogen nutrition of rainfed winter wheat in tilled and no-till sorghum and wheat residues. *Agron. J.* 85:886-893.
- Lamb J A, Peterson G A, Fenster C R. 1985. Fallow nitrate accumulation in a wheat-fallow rotation as affected by tillage system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1441-1446.
- Larney F J, Kladviko E J. 1989. Soil strength properties under four tillage systems at three long-term study sites in Indiana. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1539-1545.
- Martino D L, Shaykewich C F. 1994. Root penetration profiles of wheat and barley as affected by soil penetration resistance in field conditions. *Can. J. Soil Sci.* 74:193-200.
- Meisinger, J J. 1984 Evaluating plant-available nitrogen in soil-crop systems. En Hauck R D (Ed.) *Nitrogen in crop production*. Am. Soc. Agron., Crop Sci. Soc. Am., Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU. p.391-416.
- Picone L, Videla C. 1998. Relaciones entre la tasa de desnitrificación y el contenido de nitratos, humedad y carbono orgánico soluble del suelo en un cultivo de trigo. *Ciencia del Suelo* 16:77-82.
- Power J F, Wilhelm W W, Doran J W. 1986. Recovery fertilizer nitrogen by wheat as affected by fallow method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1499-1503.
- Rice C W, Grove J, Smith M. 1987. Estimating soil net mineralization as affected by tillage and soil drainage due to topographic position. *Can. J. Soil Sci.* 67:513-520.
- Rice, C W, Havlin J L. 1994. Integrating mineralizable nitrogen indices into fertilized nitrogen recommendations. En Havlin J L *et al.* (Eds.) *Soil testing: prospects for improving nutrient recommendations* Soil Sci. Soc. Am. Special publication N° 40. Am. Soc. Agron., Inc., Soils Sci. Soc. Agron., Inc., Madison, Wisconsin, EEUU. p.1-13.
- Rice C W, Smith M S, Blevins R L. 1986. Soil nitrogen availability after long term continuous no-tillage and conventional tillage corn production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1206-1210.
- Varvel G E, Schepers J S, Francis D D. 1997. Ability for in-season correction of nitrogen deficiency in corn using chlorophyll meters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1233-1239.
- Videla, C. 1994. La volatilización de amonio: una vía de pérdida de nitrógeno en sistemas agropecuarios. *Boletín Técnico* N° 131. EEA INTA Balcarce. Balcarce, Buenos Aires. 16 p.
- Whiteley G M, Utomo W H, Dexter A R. 1981. A comparison of penetrometer pressures and the pressures exerted by roots. *Plant and Soil.* 61:351-364.
- Zadoks J C, Chang T T, Zonzak C F. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Res.* 14:415-421.

APLICACION DE YESO A UN NATRACUOL DEL SUDESTE DE LA PAMPA DEPRIMIDA

J L COSTA, P GODZ

INTA-Balcarce C.C. 276 (7620) Balcarce, Bs. As. Argentina. E-mail jcosta@inta.gov.ar

GYPSUM APPLICATION TO A NATRAQUOLL OF THE ARGENTINE FLOODING PAMPAS

Sodic soils produce a poor soil-water-air relationship, which affects plant growth and makes tillage difficult in both humid and dry environments. Gypsum is the calcium source most widely used in sodic soils reclamation. The application of gypsum to a Natraquoll (Guido series, fine, illitic thermic) under pasture was evaluated in the humid Flooding Pampas of Argentina in a field experiment carried out with a complete randomized block design. Treatments included gypsum application of 0, 15, 35, and 60 Mg ha⁻¹. Gypsum applications of 35 and 60 Tn ha⁻¹ reduced significantly the sodium content in the underlying horizons, where the gypsum was not mixed with the soil. Depth of soil reclamation was higher with higher gypsum applications. Dry matter yields were higher in all gypsum treatments than in the control. This results, associated with a better pasture implantation, makes of gypsum application a possible practice for sodic soil in the flooding Pampas. The use of this technology by farmers will mainly depend on gypsum costs, which are directly linked to the existence of natural sources of gypsum near the application place.

Key words: Sodic soil. Reclamation. Gypsum. Ammendment. Salinity.

INTRODUCCION

Los suelos sódicos generalmente mantienen una pobre relación suelo-agua-aire la cual afecta el crecimiento de las plantas y hace dificultoso el laboreo del suelo tanto en condiciones de alta humedad como de sequía.

Bajo condiciones de alto pH, exceso de sodio intercambiable y baja concentración de electrolitos, las arcillas tienden a dispersarse produciendo costras superficiales que reducen la infiltración del agua y restringen el establecimiento y crecimiento de las plantas. El nivel crítico de sodio intercambiable que separa suelos con tendencia a la dispersión no está aún bien precisado y depende del tipo de suelo (Shainberg, Letely 1984; Shainberg *et al.* 1989).

El yeso aumenta la concentración de electrolitos a un nivel que permite el floculado del suelo manteniendo una adecuada infiltración del agua. Cuando se aplica yeso a un suelo la reacción de dilución-intercambio toma calcio de la solución del suelo lo que produce una disolución adicional de yeso, esta disolución está en función lineal con el contenido de sodio del suelo (Oster 1982; Costa, Godz 1998).

Si la concentración del suelo es baja en electrolitos el yeso previene el

encostramiento superficial. Frenkel *et al.* (1989) encontraron que la mayor disolución efectiva de yeso, la menor cantidad de agua para el lavado y la mayor conductividad hidráulica se obtuvieron cuando el yeso fue mezclado con todo el espesor del suelo que se deseaba recuperar. El yeso también aumenta la macroporosidad, estabiliza la microestructura de las arcillas (Gardner *et al.* 1992) y al reducir la formación de costras superficiales previene la erosión en surcos (Zhang 1996). Toogood, Cairns (1978) señalaron que aplicando yeso y mezclándolo con el horizonte A mejoraban las propiedades químicas de los horizontes A y Btn de suelos solonetz de Alberta, Canadá.

Mendoza, Barberis (1980) señalaron que al agregar yeso a un Natracualf de la serie Poblet Partido de Magdalena (Pcia. de Bs. As.), disminuyó el pH, la relación de absorción de sodio (RAS) y el PSI y aumentó la CE, y que la producción de materia seca a igual dosis de yeso estuvo en función de la intensidad de lavado. Lazovich *et al.* (1985) hallaron que el yeso fue la enmienda más eficiente para desplazar el sodio en un Natracuol de la serie Guido de Balcarce.

Los objetivos de este ensayo fueron: 1) evaluar el efecto de la aplicación de yeso al

suelo en la producción primaria de forraje y las propiedades químicas del suelo, y 2) verificar si el yeso aplicado en superficie y mezclado con el suelo puede mejorar las condiciones del horizonte nátrico.

MATERIALES Y METODOS

En un ensayo en bloques al azar completamente aleatorizado con cuatro repeticiones en un Natracuol Típico de la serie Guido se aplicaron los siguientes tratamientos: 0, 15, 35, 60 Mg ha⁻¹ de yeso todos con una base de fósforo equivalente a 50 kg ha⁻¹ de pentóxido de fósforo, los que llamaremos de aquí en adelante testigo, Y15, Y35, y Y60. Se utilizó yeso de cantera proveniente de la localidad de Juan N. Fernández Pcia. de Bs. As., con 80% de pureza. En marzo de 1982, las parcelas fueron aradas y disqueadas y en octubre del mismo año se aplicó el yeso, esparciéndolo a mano sobre las parcelas, e incorporándolo con rotobacter a 10 cm de profundidad. El contenido inicial de fósforo de este suelo fue de 5.2 mg kg⁻¹. Antes de iniciar el ensayo, en marzo de 1982, se tomaron muestras de suelo de 20 parcelas (50 m²) a cuatro profundidades, 0-10; 10-20; 20-30 y 30-45 cm de profundidad. Cada muestra fue compuesta por la mezcla de tres submuestras. En las muestras de suelo se determinaron conductividad eléctrica (CE), pH y cationes solubles en el extracto de saturación (Rhoades 1982), capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la solución saturante de acetato de amonio (pH=7) y el amonio desplazado con acetato de sodio (Chapman 1965). Los cationes intercambiables fueron desplazados con acetato de amonio (pH=7) (Thomas 1982). Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺ de la solución fueron determinados con espectrofotómetro de adsorción atómica y Na⁺ y K⁺ con fotómetro de llama.

Los datos de RAS fueron ordenados de mayor a menor. De acuerdo a este orden se asignaron los bloques. Una vez asignadas las parcelas a los bloques, se calculó la necesidad de yeso para desplazar estequiométricamente todo el sodio de los 15 cm, 30 cm y 45 cm de suelo.

Durante el transcurso del experimento se realizaron muestreos del suelo hasta los 45 cm de profundidad en los años 1983, 1985, 1988, 1990 y 1993. En estas muestras se repitieron los análisis químicos mencionados anteriormente.

Se instaló un freatómetro a cuatro metros de profundidad y a 10 m del ensayo, con el cual se realizaron lecturas semanales de la profundidad del acuífero freático desde 1982 hasta 1993.

Después de aplicar la enmienda se mantuvo el ensayo en barbecho durante 10 meses, del 15/10/82 al 9/8/83, fecha en la cual se sembró una

pastura de raygrass perenne y trébol rojo. En el año 1991 se volvió a arar el ensayo y se sembró una pastura de agropiro y alfalfa. La producción de materia seca, tanto de la pastura de raygrass y trébol rojo como la de agropiro y alfalfa, se obtuvo cosechando 7 m² tomados del centro de cada parcela con segadora mecánica, a una altura mínima de 0,07m.

Los datos fueron analizados utilizando Statistical Analysis Systems (SAS. Institute, Inc. 1985). El análisis de varianza se determinó utilizando el procedimiento General Linear Model (GLM). La separación de medias entre tratamientos fue obtenida por el test de Least Significant Difference (LSD).

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Figura 1 se detalla la CE del perfil en cuatro fechas de muestreo. La CE se incrementó a la profundidad en la que el yeso fue mezclado con el suelo (Costa, Godz 1998). En el año 1983 con 1100 mm de lluvia acumulada desde el momento de aplicación de la enmienda, el pico salino, producto del mezclado de yeso con el suelo, se desplazó de la superficie hasta los 15 cm de profundidad, detectándose a esta profundidad diferencias significativas entre los tratamientos Y35 e Y60 y el testigo. Estas diferencias se mantuvieron para las otras profundidades lo que demuestra que hubo lavado de sales que continuó en el muestreo del año 1985, con 2800 mm de lluvia acumulada. En el año 1988, después de haberse acumulado 6500 mm de agua de lluvia, el testigo alcanzó valores de CE superiores a los tratamientos con yeso hasta los 20 cm de profundidad. El mejoramiento de la infiltración producido por el yeso pudo ser la causa que permitió el lavado de sales generadas por la aplicación de yeso. Mantener una concentración de electrolitos suficientemente alta es de crucial importancia, dado que favorece la circulación de agua de la que depende el proceso de recuperación (Oster 1993). En el año 1993, con 10700 mm de lluvia acumulada, la totalidad de las sales (generadas por la aplicación de yeso) fueron lavadas de los primeros 45 cm del suelo.

Durante los 11 años de ensayo la CE del testigo fluctuó entre 1,48 y 3,19 dS m⁻¹ el valor máximo se registró en el año 1988 y el mínimo en 1993. Estas variaciones se debieron al balance entre precipitación y evapotranspiración lo cual a su vez condicionó la altura

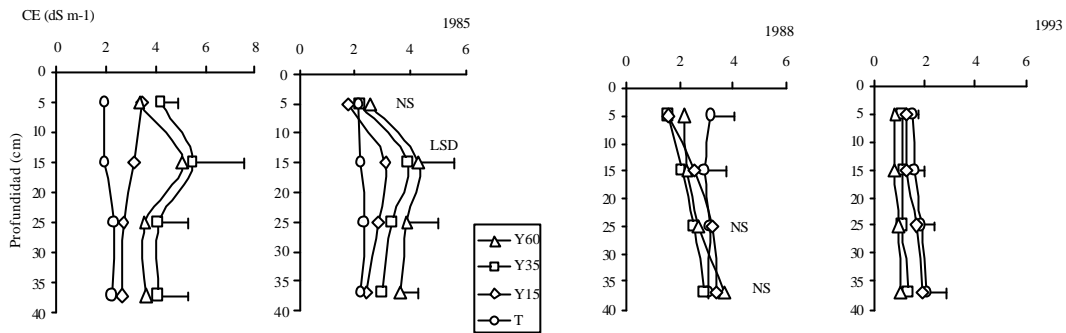


Figura 1. Conductividad eléctrica (CE) del suelo con el agregado de 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) y 60 (Y60) Mg ha⁻¹ de yeso. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0.05).

Figure 1. Soil electrical conductivity (EC) with 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) y 60 (Y60) Mg ha⁻¹ of applied gypsum. Different letters indicate significantly differences (p<0.05).

del acuífero freático. Desde diciembre de 1987 a junio de 1988 el acuífero freático disminuyó de 30 a 100 cm de profundidad (Figura 2).

Este período de descarga evaporativa generó una concentración de sales en

superficie (CE=3,19 dS m⁻¹). Similares resultados se observaron en marzo de 1989, época en que el acuífero presentó los registros más bajos y la CE del testigo fue de 2,54 dS m⁻¹, coincidiendo también con un período de

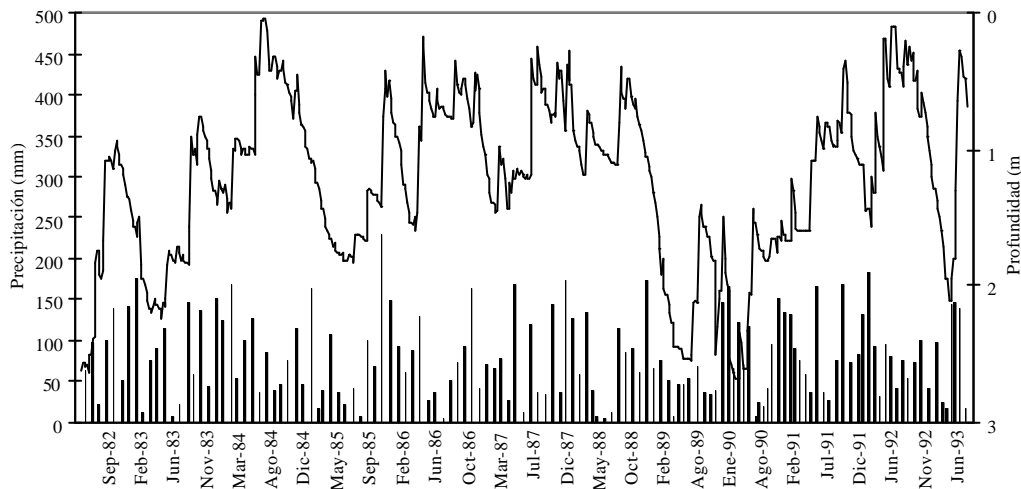


Figura 2. Profundidad del acuífero freático en el sitio del ensayo durante el período 1982-93.

Figure 2. Water table depth for the 1982-83 period measured in the place of the trial.

descarga. El muestreo del año 1993 coincidió con un período de recarga y se obtuvo el menor valor de CE (1,48 dS m⁻¹). Lavado, Taboada (1987), mencionan también disminuciones del contenido salino del horizonte A causadas por lluvias e incrementos de salinidad causados

por sequía en lotes bajo pastoreo en la localidad de Pila Pcia. de Bs. As.

En el año 1983 el pH de los tratamientos con yeso fue significativamente menor al del tratamiento testigo sólo a la profundidad de 10-20 cm, coincidiendo con

el pico de CE. En el año 1988 hubo diferencias significativas en los primeros 20 cm de todos los tratamientos con respecto al testigo y con valores por debajo de pH=8. En el año 1993 todos los tratamientos aumentaron sus valores de pH por encima de 8 (Figura 3).

De acuerdo a la ecuación: $pH = 5.983 - \log P_{CO_2} + \log \gamma_{HCO_3^-} - \log \gamma_{Ca^{2+}}$

(Ponnamperuma 1972) donde γ es coeficiente de actividad, al disminuir la concentración de calcio disminuye el pH y al aumentar los bicarbonatos aumenta el pH para un valor constante de presión parcial de CO_2 . Gupta, Abrol (1990) también sugieren que el pH de la solución de un suelo sódico puede cambiar en una unidad cuando la fracción molar de

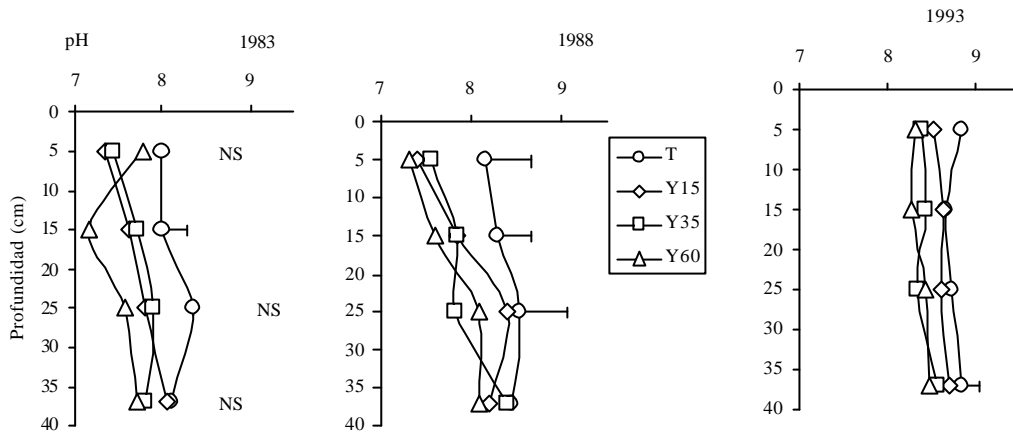


Figura 3. Valores de pH del suelo con el agregado de 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) y 60 (Y60) Mg ha⁻¹ de yeso. Barras horizontales indican desvío estándar.

Figure 3. Soil pH values with 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) and 60 (Y60) Mg ha⁻¹ of applied gypsum. Horizontal bars indicate standard deviation.

calcio intercambiable varía de 0,4 a 0,1. En nuestro caso, por ejemplo para el año 1988, el calcio en el extracto de saturación fue de 6,4 mmol_c l⁻¹ para el tratamiento Y60 y 0,4 mmol_c l⁻¹ para el testigo. En los tratamientos con yeso los sulfatos predominan entre los aniones debido al yeso aún presente, en cambio sabemos que el anión dominante en el testigo es el bicarbonato (INTA 1991), esto también explicaría las diferencias de pH entre tratamientos. Los valores altos medidos en el año 1993 pueden atribuirse a la completa disolución de yeso y lavado de sulfatos, la cual, una vez ocurrida hizo que sea el bicarbonato nuevamente el anión predominante.

Los valores de PSI del testigo sufrieron variaciones en los distintos muestreos, especialmente en los primeros 20 cm del suelo (Figura 4). En el año 1983 los tratamientos Y35 e Y60 tuvieron una reducción significativa del PSI hasta los 30 cm de profundidad y el tratamiento Y15 se diferenció

del testigo hasta los primeros 20 cm de profundidad. En general podemos concluir que el tratamiento Y60 siempre se diferenció del testigo sin enmienda hasta los 45 cm de profundidad, Y35 hasta los 30 cm e Y15, en 1988 y 1990, hasta los 20 cm de profundidad. Estos resultados indican que, para desplazar parte del sodio del horizonte nátrico, hay que agregar más de 30 Tn ha⁻¹ de yeso en superficie y mezclarlo con los primeros centímetros de suelo. Similares resultados se obtuvieron cuando se analizó el RAS en profundidad (Costa, Godz 1998). En el año 1993, si bien los valores de PSI del testigo aun eran significativamente diferentes de los tratamientos con agregado de yeso en los primeros 20 cm de profundidad, el PSI de las parcelas con yeso aumentó con respecto al año 1993, indicando, posiblemente, el agotamiento del yeso y el comienzo de la reversión del proceso de recuperación. Esto puede explicar también al aumento del pH registrado ese

mismo año.

Al implantar la pastura de raygrass perenne y trébol rojo, una rápida recuperación de la superficie del suelo permitió que la emergencia de plántulas fuese normal para los tratamientos con yeso. En cambio la

emergencia de plántulas en el testigo fue nula. Una lluvia intensa después de la asociada al alto contenido de sodio superficial en el testigo (PSI=40), produjo el encostramiento de la superficie del suelo. También se pudo observar que el suelo del tratamiento testigo se secaba

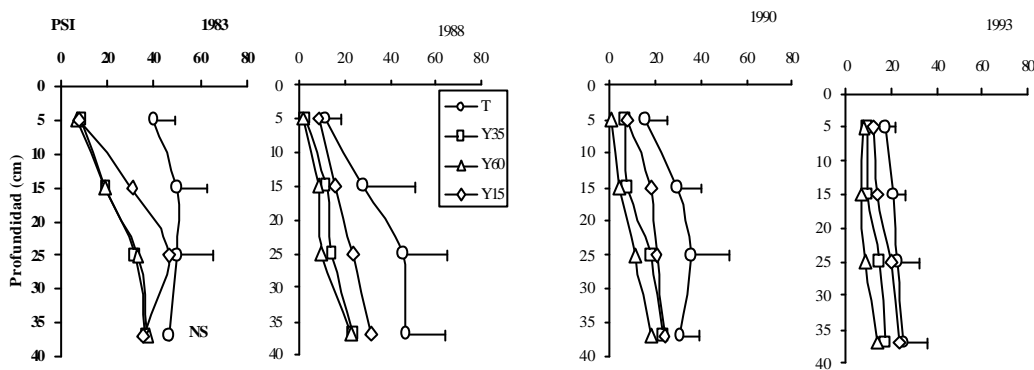


Figura 4. Porcentaje de sodio de intercambio (PSI) del suelo con el agregado de 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) y 60 (Y60) Mg ha⁻¹ de yeso. Barras horizontales indican desvío estándar.

Figure 4. Soil exchangeable sodium percentage (ESP) with 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) and 60 (Y60) Mg ha⁻¹ of applied gypsum. Horizontal bars indicate standard deviation.

en superficie (1 cm), lo cual fue un impedimento para la emergencia de las plántulas. En los tratamientos con yeso (PSI=9) las condiciones de la cama de siembra fueron óptimas y la emergencia fue normal. Similares resultados han sido mencionados en la literatura, por ejemplo en Australia, para mejorar la emergencia de trigo en suelos sódicos con tendencia a dispersarse (Howell 1987).

En la Figura 5 se muestran los rendimientos promedios de cada una de las seis campañas de las cuales cinco corresponden a la pastura de ray grass y trébol rojo y la campaña de 1992 a 93 a la de agropiro y alfalfa. Con excepción de la campaña 1992-93 en las restantes se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos con yeso y el testigo. Esto pudo deberse a dos razones: por un lado esa fecha coincide con el comienzo de la reversión del proceso de recuperación y por otro a que la nueva pastura implantada tuvo en su composición al agropiro, especie adaptada a condiciones de sodicidad. En dos campañas consecutivas, 1985-86 y 1986-87, hubo,

además, diferencias entre las dosis de 15 y 60 Mg ha⁻¹ de yeso.

CONCLUSIONES

El agregado e incorporación de yeso en los primeros 10 cm del suelo, bajo condiciones de secano, redujo los valores de sodio superficiales. Con 15 Mg ha⁻¹ se mejoraron los primeros 20 cm de suelo. Con dosis más elevadas (35 y 60 Mg ha⁻¹) fue posible reducir significativamente los contenidos de sodio en los horizontes subyacentes, donde el yeso no fue mezclado con el suelo. Para alcanzar a reducir el sodio hasta los 45 cm de profundidad fue necesario aplicar 60 toneladas de yeso por hectárea. Después de 10 años se comenzó a revertir el efecto del enyesado. La mejora del suelo inducida por el agregado de yeso favoreció la implantación de pasturas y duplicó la producción primaria de forraje. La incorporación de esta tecnología dependerá, fundamentalmente, del costo de aplicación del yeso, que está estrechamente ligado con la disponibilidad yacimientos de este compuesto en las cercanías del lugar de aplicación.

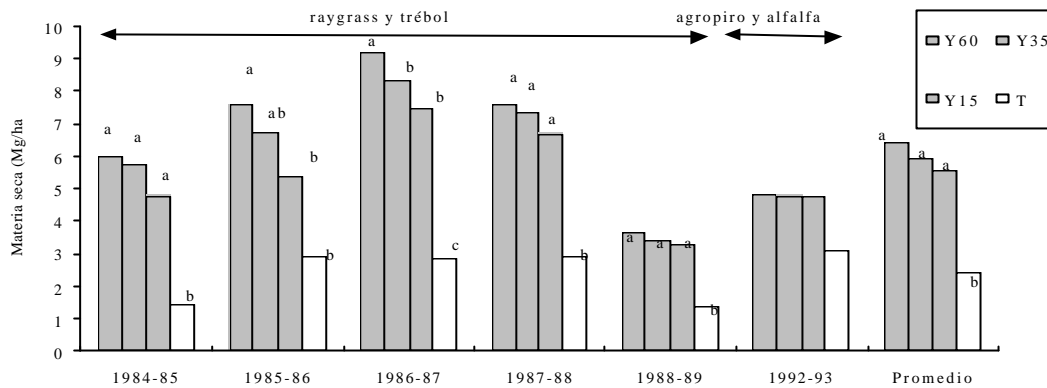


Figura 5. Rendimiento promedio anual de materia seca (MS) y promedio total de seis campañas de dos pasturas que recibieron los siguientes tratamientos: 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) y 60 (Y60) Mg ha⁻¹ de yeso. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Figure 5. Annual average yield of dry matter (MS) and overall average of the six pasture cutting seasons which received the following treatments: 0 (T), 15 (Y15), 35 (Y35) and 60 (Y60) Mg ha⁻¹ of applied gypsum. Different letters stand for significant difference ($\alpha = 0.05$).

AGRADECIMIENTOS

Nuestro especial agradecimiento a M. Latorraca por su colaboración en el análisis de las muestras de suelo y a L. Alonso por su colaboración en la toma de muestras y el seguimiento del ensayo a campo.

REFERENCIAS

- Chapman H D. 1965. Cation exchange capacity. En: C. A. Black *et al.* (ed.). Methods of soil analysis. Agronomy 9:891-901. Am. Soc. of Agron., Inc., Madison, Wis.
- Costa J L., Godz P. 1998. The effects of gypsum applied to a natraquoll of the Flooding Pampas of Argentina. Soil Use and Management 14:246-247.
- Frenkel H, Gerstl Z, Alperovitch N. 1989. Exchange-induced dissolution of gypsum and the reclamation of sodic soils. Soil Sci. 40:599-611.
- Gardner W K, Fulton M C., Flood R G. 1992. Reclamation of failed subsurface drainage system on unstable clay soil. Austr. J. Exp. Agric. 31:93-97.
- Gupta R K, Abrol I O. 1990. Salt-affected soil: their reclamation and management for crop production. Advances in Soil Sci. 11:224-288.
- Howell M. 1987. Gypsum use in the wheat belt. J. Agric. W. Aus. 28:40-43.
- INTA. 1991. Cartas de suelo de la República Argentina. Hoja 3757-31-2, Balcarce.
- Lavado R S, Taboada M A. 1987. Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil in the Flooding Pampa of Argentina. Soil Use and Management 3:143:148.
- Lazovich M R, Costa J L, Godz P. 1985. Efecto de enmiendas y lavado sobre el desplazamiento cationico y sobre la producción de materia seca de un Natracuol, en invernáculo. Ciencia del Suelo 3:95-101.
- Mendoza R E, Barberis L A. 1980. Efecto del agregado de yeso y el lavado a un suelo sódico de la depresión del Río Salado y su repercusión sobre la producción de "Lolium perenne" L. RIA 2:397:304.
- Oster, J D. 1982. Gypsum use in irrigated agriculture: a review. Fertilizer Research 3:73-79.
- Oster J D. 1993. Sodic soil reclamation. En: Towards the rational use of high salinity tolerant plants (Ed. H. Leith, A. Al Marsoom). Kluwer Academic Publisher. The Netherland 1:485-490.
- Ponnamperuma F N. 1972. The chemistry of submerged soils. Adv. Agron 24:29-96.
- Rhoades J D. 1982. Soluble Salts. En: Page, A. L., R.H. Miller, D. R. Keeney (ed.) Methods of soil analysis, Agronomy 9 Part 2, pag.167-178.
- SAS Institute, Inc. 1985. SAS user's guide. Statistics. Version. 5th ed. SAS Institute, Inc., Cary, NC.
- Shainberg I, Letey J. 1984. Response of soil to sodic and saline conditions. Hilgardia 52.
- Shainberg I, Summer M E, Miller W P, Farina M P, Pavan M A., Fey M V. 1989. Use of gypsum on soil: a review. En Stewart B. A.(Ed.) Adv. Soil Sci. 9:1-101.

- Thomas G W. 1982. Exchangeable cations. p.159-165. En: A. L. Page et al. (Eds.) *Methods of soil analysis, Part 2*. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Toogood J A, Cairns R R (Eds.). 1978. *Solonetzic soils technology and management*. Bull. B-78-1, Univ. Alberta, Edmonton Canadá, pag 82-84.
- Zhang X C, Miller W P. 1996. Physical and chemical processes affecting runoff and erosion in furrows. *Soil Sci. Am. J.* 60:860-865.

INFLUENCIA DE LA ADICION DE DIVERSAS ESPECIES DE ALGAS SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO ÁCIDO Y EL CRECIMIENTO DE *HORDEUM VULGARE* L.

M J MONTERO VILARIÑO, P MARCET MIRAMONTES, M L ANDRADE COUCE, J ESTEVEZ SIO

Departamento Biología Vegetal y Ciencia del Suelo. Facultad de Ciencias. Universidad de Vigo. Apartado 874. Vigo. España.

EFFECT OF VARIOUS ALGAL SPECIES ON SOME CHEMICAL PROPERTIES OF AN ACID SOIL AND *Hordeum vulgare* L. PRODUCTION

The effect of twelve algal species on some soil properties and *Hordeum vulgare* L. production was studied. Results showed that almost all species had nitrogen contents higher than 1%, and high P, Ca, Mg, K, and Na concentrations. *Ulva rígida* Agardh was the specie with the highest Mn and Zn concentration and *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour of Fe. Acidity and exchangeable Al decreased after seaweed addition. Most of the studied species, and specially *Gymnogongrus norvegicus* (Gunner) Agardh, increased the contents of exchangeable cations and the effective cationic exchange capacity, as well as the contents of available Fe, Mn, and Zn. Barley dry weight production after soil treatment with all algal species was higher than in the control.

Key words: Manure, seaweed, Fertility, Soil, Heavy metals.

INTRODUCCION

La adición de algas a un suelo agrícola aporta diferentes beneficios a los cultivos abonados con ellas, tales como aumento de la producción, mejor germinación de las semillas y la calidad de almacenamiento del fruto (Aitken *et al.* 1965; Button, Noyes 1964), la resistencia de la planta a las heladas (Senn *et al.* 1961) al ataque de hongos e insectos (Stephenson 1966), así como la absorción de nutrientes.

Las algas aportan al suelo iguales cantidades de N, mas K y menos P que el estiércol de granja. Son pues adecuadas para los suelos pobres en K, o para cultivos exigentes en este nutriente, tales como las *Solanum tuberosum* L. o *Tripholium pratense* L. y los resultados mejoran si se suplementa con fertilización fosforada (Arévalo 1965, Jensen *et al.* 1968, González *et al.* 1982, Francki 1960 y 1964, Myklestad 1963, Zunino *et al.* 1971). Este tipo de abonado es utilizado tradicionalmente por agricultores de diversas zonas costeras. A su vez es un procedimiento adecuado para la eliminación de las enormes cantidades de algas arrojadas por las mareas.

En diversos lugares del noroeste de España las algas marinas son utilizadas como fertilizante para las papas (López, Pazos

1997). En el Norte de Alaska, el alga *Alaria fistulosa* se emplea regularmente como abono para patatas sin secado alguno, obteniéndose resultados muy satisfactorios.

No son muchos los trabajos realizados acerca del poder fertilizante de especies aisladas de algas y la mayoría de ellos analizan un aspecto muy concreto de sus efectos, como su acción inhibidora o potenciadora del crecimiento de las plantas (Francki 1960, Myklestad 1963, Hammel *et al.* 1998) la asimilación de determinado nutriente por el cultivo (Zunino *et al.* 1971), el análisis de ciertas especies para evaluar su contenido en algunos elementos y proponer su posible utilización como abono (Gero, Varlet 1959, Arévalo 1965, Real Hardisson 1987) o utilizar como enmienda fertilizante, compost o diversos subproductos de determinadas especies (Hansen *et al.* 1987, Goatley, Schmidt 1990, Morand *et al.* 1990, Warman, Munro-Warman 1993, Yvin 1994). Por todo ello se considera de interés contribuir a completar la escasa información existente en este campo de la investigación sobre el aprovechamiento de las algas.

El objetivo fundamental de este trabajo fue valorar el poder fertilizante de cada una de las especies aisladas de algas que son

componentes de las mezclas habitualmente utilizadas por los agricultores.

MATERIALES Y METODOS

Como único material fertilizante, se utilizaron doce especies de algas marinas, recogidas en la zona suroccidental de la provincia de Pontevedra (España), tal y como son arrojadas a la costa por las mareas. Son las especies que aparecen más frecuentemente, y con mayor abundancia, en todas las estaciones del año y se ha procurado que coincidan con las utilizadas por los agricultores. Estas especies son: *Halidrys siliquosa* (L.) Lyngb., *Sacchorriza polyschides* (Lightfoot) Batters, *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour; *Chondrus crispus* (L.) Lyngb., *Gymnogongrus norvegicus* (Gunner) Agardh, *Gelidium sesquipedale* (Turner) Thur., *Enteromorpha ramulosa* (Smith) Hook, *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link., *Himantalia elongata* (L.) S. F. Gray, *Ulva rígida* Agardh, *Ulva lactuca* L., *Codium* sp., que se representarán como H.S., S.P., D.A., C.G., G.N., G.S., E.R., E.I., H.E., U.R., U.L., y C respectivamente.

Para la experiencia se utilizó el horizonte A de un Cambisol Húmico de textura francoarenosa desarrollado sobre granito de dos micas (moscovita y biotita) y que no sufrió ningún tipo de abonado en los últimos diez años, en los que se dedicó a barbecho. (pH = 5,20; M O = 5,65 %; N = 0,37 %; C/N = 8,86; P = 9mg kg⁻¹; CEC = 8,97cmol c kg⁻¹).

El ensayo se realizó en macetas de 18,5 cm de diámetro y 17 cm de altura, en las que se introdujeron 2 kg de suelo, tamizado por 2 mm. Cada maceta fue abonada con una especie de alga, la cual se añadió al suelo en fresco y triturada, en una cantidad calculada teniendo en cuenta el contenido de humedad de cada especie (dosis equivalente a 15t.ha⁻¹).

Después de la adición, se dejó incorporar al suelo durante treinta días realizando entonces el primer muestreo (Efecto Directo). Al cabo de ese tiempo se cubrió la maceta con 200 g de arena de cuarzo lavada con ácido y, sobre esta capa, se sembró cebada (*Hordeum vulgare* L.), variedad Atlas a razón de 100 semillas por maceta; dejando desarrollar el cultivo durante noventa días, después de los cuales se recogió y se tomó otra muestra de suelo (Efecto Residual). Todas las experiencias se realizaron por triplicado y se utilizó como referencia un suelo que no recibió fertilización alguna (Control).

En suelo se utilizaron los métodos de Guitián Ojea y Carballas (1976) para la determinación de pH en H₂O y en ClK, nitrógeno y materia orgánica (M O). El fósforo asimilable se extra-

jo por el procedimiento de Olsen *et al.* (1954), y se determinó según el método de Murphy y Riley (1962), modificado por Alexander y Robertson (1968).

Ca, Mg, K, Na, S y Al intercambiables se extrajeron por el método descrito por Mehlich (1978) y los elementos metálicos asimilables Co, Cu, Fe, Mn y Zn por el procedimiento de Lakanen y Ervio (1971). La determinación de todos ellos se llevó a cabo por espectrofotometría de absorción atómica.

Las determinaciones efectuadas a cada una de las especies de algas y al cultivo se realizaron sobre muestra seca y pulverizada. Se determinaron M O y N utilizando la misma metodología que para los suelos, y la salinidad según Cobertera (1993). La extracción de los elementos metálicos se realizó por calcinación a 400°C, disolución con ClH y su determinación por espectrofotometría de absorción atómica.

Para evaluar la existencia o no de diferencias significativas, todos los datos se sometieron a un análisis estadístico mediante el programa informático SPSS, realizándose análisis de varianza y el test de comparaciones múltiples de medias en aquellos casos donde aparecieron diferencias significativas (al nivel del 5%) entre los valores hallados para cada variable.

RESULTADOS Y DISCUSION

Análisis de las especies de algas.

La Tabla 1 muestra los resultados de los análisis efectuados a las diferentes especies de algas utilizadas. La mayoría de ellas superó el 50% en peso seco de materia orgánica, sin embargo *Ulva lactuca* (L.) y *Sacchorriza polyschides* (Lightfoot) Batters, poseen una cantidad relativamente baja que no alcanza el 30%. Estos resultados son muy similares a los encontrados por investigadores como Chapman y Chapman (1980) para diferentes especies de distintos países.

Los niveles de nitrógeno no fueron muy altos, aunque superaron el 1% en peso seco con excepción de *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour. Algas, como *Ulva rígida*, Agardh, *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link y *Chondrus crispus* (L.) Lyngb sobrepasaron el 2%. Los resultados coinciden con los aportados por diversos autores para distintas especies (Arévalo, 1965; Chapman y Chapman 1980; Real Hardisson 1987).

Los contenidos de P, Ca, Mg, K, Na y Al de todas las especies estudiadas fueron

Tabla 1. Composición química de las diferentes especies de algas.
 Table 1. Chemical composition of different seaweed species.

Especie	Carbohidratos		Lípidos		Proteínas		Cenizas		Humedad		pH	pE
	g/kg	%	g/kg	%	g/kg	%	g/kg	%	g/kg	%		
Agar	373.3	8.9	52.7	1.3	34.9	0.9	4.1	0.1	4.3	1.1	7.4	2.2
Gracilaria	1100.6	27.5	113.0	2.9	163.3	4.2	23.1	0.6	20.0	5.2	7.1	2.1
Enteromorpha	280.0	7.0	115.2	2.9	73.7	1.9	26.0	0.7	11.0	2.8	7.3	2.2
Ulva	350.0	8.6	118.0	3.0	110.0	2.8	50.0	1.3	5.0	0.1	7.3	2.2
Porphyra	350.0	8.6	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Gelidium	280.0	7.0	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Enteromorpha	280.0	7.0	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Gracilaria	1100.6	27.5	113.0	2.9	163.3	4.2	23.1	0.6	20.0	5.2	7.1	2.1
Enteromorpha	280.0	7.0	115.2	2.9	73.7	1.9	26.0	0.7	11.0	2.8	7.3	2.2
Ulva	350.0	8.6	118.0	3.0	110.0	2.8	50.0	1.3	5.0	0.1	7.3	2.2
Porphyra	350.0	8.6	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Gelidium	280.0	7.0	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Enteromorpha	280.0	7.0	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Gracilaria	1100.6	27.5	113.0	2.9	163.3	4.2	23.1	0.6	20.0	5.2	7.1	2.1
Enteromorpha	280.0	7.0	115.2	2.9	73.7	1.9	26.0	0.7	11.0	2.8	7.3	2.2
Ulva	350.0	8.6	118.0	3.0	110.0	2.8	50.0	1.3	5.0	0.1	7.3	2.2
Porphyra	350.0	8.6	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Gelidium	280.0	7.0	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2
Enteromorpha	280.0	7.0	105.0	2.7	100.0	2.6	25.0	0.6	20.0	5.2	7.3	2.2

En cada columna los valores medios seguidos por la misma letra o letras no son significativos al nivel 0,05 de probabilidad.

relativamente altos y coincidentes con los presentados por la bibliografía (Jensen *et al.* 1968, Chapman y Chapman 1980, Real Hardisson 1987), lo que resulta importante, particularmente desde la perspectiva del poder fertilizante de K y P.

Los contenidos relativamente elevados de Ca están dentro del intervalo mencionado por Gayral (1966) para diversas especies; siendo éste uno de los factores que han llevado a este autor a recomendar el uso de algas como acondicionador de suelos ácidos.

Se realizó un análisis completo del contenido de metales pesados y solamente se detectó la presencia de Co, Cu, Mn, Fe y Zn. El contenido de los tres primeros fue bajo en todas las especies y ligeramente superior el de Fe y Zn. Cabe señalar que *Ulva rígida*

Agardh fue la especie que presentó la mayor concentración de Mn y Zn, con diferencias muy significativas respecto a la mayoría de las restantes. Sin embargo las cantidades que se aportarán al suelo con ésta y las restantes especies son bajas y no generan problemas por posible contaminación.

El Zn fue el elemento metálico más concentrado en el tejido de las algas. *Ulva rígida* Agardh, *Ulva lactuca* L. y *Gymnogongrus norvegicus* (Gunner) Agardh, presentaron las mayores concentraciones, mientras que *Enteromorpha ramulosa* (Smith) Hook., *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour., *Himanthalia elongata* (L.) S.F. Gray, y *Enteromorpha intestinales* (L.) Link., con valores en torno a 200 mg/kg., presentaron las menores.

Tabla 2. Contenido de sales del suelo tratado con distintas especies de algas.

Table 2. Salt content of a soil treated with different seaweed species.

Especie	Contenido de sales	
	Efecto Directo	Efecto Residual
	‰	
H.S.	0,08ab	0,06ab
S.P.	0,08ab	0,06ab
D.A.	0,07ab	0,05ab
C.C.	0,07ab	0,05ab
G.N.	0,08ab	0,05ab
G.S.	0,06a	0,03a
E.R.	0,08ab	0,05ab
E.I.	0,06a	0,04a
H.E.	0,05a	0,03a
C.	0,12b	0,09b
U.R.	0,08ab	0,06ab
U.L.	0,08ab	0,06ab
Control	0,05a	0,04a

En cada columna, los valores medios seguidos por la misma letra o letras no son significativamente diferentes al nivel 0,05 de probabilidad.

Tabla 3. Valores de pH del suelo tratado con distintas especies de algas.

Table 3. pH of the soil treated with different seaweed species.

Especie	pH _{H2O}		pH _{CaCl2}	
	Efecto Directo	Efecto Residual	Efecto Directo	Efecto Residual
H.S.	5,68b	4,80ab	5,31b	4,34ab
S.P.	5,70b	4,86ab	5,30b	4,38ab
D.A.	5,90c	4,95b	5,52c	4,26a
C.C.	5,90c	5,22bc	5,50c	4,35ab
G.N.	5,76bc	4,84ab	5,34bc	4,30ab
G.S.	5,80bc	4,86ab	5,41bc	4,43b
E.R.	5,68b	4,70ab	5,24b	4,33ab
E.I.	5,50ab	4,70ab	5,20ab	4,38ab
H.E.	5,56ab	4,74ab	5,18ab	4,34ab
C.	5,68b	4,78ab	5,26b	4,25a
U.R.	5,70b	5,00b	5,30b	4,38ab
U.L.	5,40ab	4,94b	5,00ab	4,39ab
Control	5,20a	4,40a	4,80a	4,17a

En cada columna los valores medios seguidos por la misma letra o letras no son significativos al nivel 0,05 de probabilidad

Efectos del agregado de las algas al suelo.

En la Tabla 2 se reflejan los Efectos Directo y Efecto Residual que el aporte de cada una de las especies de algas causan en la salinidad del suelo.

Se aprecia un Efecto Residual prácticamente nulo y muy escaso Efecto Directo sobre el contenido de sales en la disolución del suelo. Solamente *Codium* sp. lo aumenta, inmediatamente después de su incorporación, efecto que se mantiene aún después de recogido el cultivo. De todos modos, debe señalarse que la cantidad de sales, con cualquiera de los tratamientos, fue inferior a valores que pudieran considerarse indicativos de suelos salinos, ya que no se alcanza siquiera el nivel de 1 por mil, límite hasta el cual los suelos se clasifican como normales (Porta Casanellas et al. 1994).

El Efecto Directo del aporte de las diferentes especies sobre el pH del suelo (Tabla 3) muestra que todas ellas causan una ligera disminución de la acidez, destacando *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour. y *Chondrus crispus* (L.) Lingb. Además, el suelo con los diferentes tratamientos tiene un me-

nor contenido de Al intercambiable (Tabla 5), lo cual es una confirmación de la reducción de la acidez potencial debida a las formas activas de Al. El pH residual fue mayor en el suelo tratado con todas las especies que en el control. Esto fue acompañado, en general, por la disminución del Al de cambio (Tabla 5), lo cual contribuyó a mejorar las condiciones para el desarrollo de un nuevo cultivo. Aún después de recogida la cosecha y, teniendo en cuenta que los procesos que tienen lugar durante la germinación y crecimiento de la cebada son acidificantes, el suelo tratado con cada una de las especies tuvo un nivel de pH similar o superior al del control.

También la adición de estas especies se tradujo en un incremento en los contenidos de M O, N y P asimilable del suelo, inmediatamente después de la incorporación de las mismas (Tabla 4). Las diferencias fueron, en general, muy significativas entre el control y el suelo tratado y también entre los tratamientos diferentes.

El agregado de *Enteromorpha ramulosa* (Smith) Hook. *Halidrys siliquosa* (L.) Lyngb., y *Gymnogongrus norvegicus*

Tabla 4. Características químicas de un suelo tratado con distintas especies de algas.
Table 4.- Chemical characteristics of the soil treated with different seaweed species.

Especie	C		M O		N		P		b	
	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²	EU DM ²
Control	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
H 2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
3 3'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
4 4'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
5 5'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
6 6'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
7 7'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
8 8'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
9 9'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
10 10'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
11 11'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
12 12'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
13 13'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
14 14'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
15 15'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
16 16'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
17 17'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
18 18'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
19 19'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
20 20'	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

En cada columna los valores medios seguidos por la misma letra o letras no son significativos al nivel 0,05 de probabilidad

(Gunner) Agardh. produjo el mayor incremento de materia orgánica en el primer muestreo, mientras que el agregado de *Ulva lactuca* L. y *Sacchorrizapolyschides* (Lightfoot) Batters, produjo los menores incrementos.

La incorporación de las algas causó un ligero Efecto Directo sobre el N del suelo. *Ulva rígida* Agardh., *Chondrus crispus* (L.) Lingb. y *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link., fueron las especies que dieron lugar a una mayor cantidad de N en el mismo como consecuencia de la mayor cantidad de este elemento en su composición.

El Efecto Directo y el Efecto Residual de la adición de las diferentes especies sobre el contenido de P asimilable del suelo fue muy marcado, duplicándose en el caso de las especies que aportan menores cantidades. Mientras que el suelo tratado con *Sacchorriza polyschides* (Lightfoot) Batters, el contenido de P fue casi veinte veces respecto al control en efecto directo.

El Efecto Directo sobre el complejo de cambio se observa en la Tabla 5. En general, se apreció un incremento de las bases de cambio y de la capacidad de intercambio catiónico efectiva con relación al control. Lo más destacable fue la disminución del porcentaje de saturación de Al en el complejo de cambio, que modificó el carácter álico del suelo que poseía una saturación de Al del 69,56%, llegando en el caso del tratamiento con *Halidrys siliquosa* (L.) Lyngb. a reducirse prácticamente a la mitad. Posiblemente esto se debió a que esta especie fue la que presentó las concentraciones más elevadas de Ca y Mg. Este efecto fue menos marcado en el suelo tratado con *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour. donde el contenido de Al bajó solamente un 10%, siendo esta especie la que presentó contenidos mas bajos de Ca y Mg.

Inmediatamente después de la incorporación de las diferentes especies de algas, aumentó la relación K/Bases de cambio con

Tabla 5. Cationes de cambio y capacidad de intercambio catiónico de un suelo luego de 30 días del agregado de distintas especies de Algas (Efecto Directo).

Table 5.- Exchangeable cations and cation exchange capacity of a soil after 30 days of seaweed species application. (Direct Effect).

Especie	CATIONES DE CAMBIO									
	Ca	Mg	K	Na	S	Al	Al	CICE	K/S	Ca/Mg
	cmol. kg ⁻¹						%	cmol. kg ⁻¹		
H.S.	2,10b	2,90cd	1,10ab	1,92b	8,32c	4,23a	33,80a	12,57b	0,17ab	0,72a
S.P.	1,90ab	1,35b	1,95b	1,90b	7,10b	3,49ab	43,07b	12,59b	0,27b	1,41a
D.A.	0,80a	0,95ab	1,37ab	1,82b	5,21a	6,70b	56,25bc	11,91ab	0,26b	0,84a
C.C.	0,80a	1,39b	2,01b	1,30ab	3,44a	4,90ab	47,33b	19,37ab	0,38ba	0,62a
C.N.	2,10b	0,80ab	2,36ba	1,91	7,20b	4,91ab	40,89ab	12,14b	0,33ba	2,63b
C.S.	1,90ab	0,93ab	1,97b	1,92b	6,72b	1,32a	39,15ab	11,01ab	0,29b	2,01b
T.R.	1,80ab	1,45b	2,00b	1,88b	6,93b	4,50a	39,37ab	11,43ab	0,29b	1,10a
T.I.	2,00b	0,96ab	2,50ba	1,99b	7,65b	5,48a	41,74ab	11,33a	0,33ba	2,20b
H.F.	2,45bc	1,70c	1,44ab	1,90b	7,45b	4,80a	38,87ab	12,35b	0,19ab	1,44a
C.	1,70ab	0,54a	2,18b	1,84b	6,09b	6,46b	31,60ba	12,52b	0,26ba	3ba
C.B.	2,40bc	1,15bc	1,30ab	1,36ab	6,31b	4,90ab	43,94ab	11,41ab	0,50ab	1,66ab
U.L.	2,10b	1,10ab	1,22ab	1,95b	6,46b	4,0ca	38,48ab	10,50ab	0,30ab	1,90ab
Control.	1,80a	0,5a	0,10a	1,13a	2,73a	6,24b	69,56c	8,97a	0,04a	3,0b

En cada columna los valores medios seguidos por la misma letra o letras no son valores significativos al nivel 0,05 de probabilidad

lo cual se atenuó el desequilibrio nutricional potásico para las plantas y se redujo, en general, la proporción Ca/Mg, evitando también desequilibrios entre estos cationes. Sin embargo, debe señalarse que en el suelo tratado con *Gymnogongrus norvegicus* (Gunner) Agardh. y *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. esta relación aumentó.

El Efecto Residual sobre el complejo de cambio (Tabla 6) se apreció fundamentalmente en un aumento significativo de la capacidad de intercambio catiónico efectiva, salvo disminución en el suelo tratado con *Ulva lactuca* L., este resultado está influenciado por el bajo contenido de materia orgánica de este suelo. El Al de cambio sufrió una disminución, excepto en el suelo tratado con *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour. en el que aumentó ligeramente.

En la Tabla 7 se puede observar que el contenido de todos los elementos metálicos estudiados aumentaron significativamente con

relación al control luego de la incorporación de todas las algas, aunque las mayores variaciones las presentaron Zn y Fe, que se encontraban en mayor proporción en todas las especies. Los contenidos de Co, Cu y Mn aumentaron en general muy poco. Fueron *Ulva rigida* Agardh. para Co, *Enteromorpha ramulosa* (Smith) Hook. para Cu y *Sacchoriza polyschides* (Lightfoot) Batters para Mn, las especies que produjeron los mayores incrementos en el suelo. En el caso del Fe y Zn, fueron *Himantahalia elongata* (L.) S.F. Gray y *Enteromorpha ramulosa* (Smith) Hook. las que aportaron respectivamente, mayores cantidades iniciales de estos elementos.

El Efecto Residual que el agregado de cada especie produjo sobre los contenidos de metales pesados, se muestra en la Tabla 8. En ella se aprecia que los mayores incrementos de Co los produjo la adición de *Desmarestia aculeata* (Lightfoot) Lamour. y

Tabla 6. Cationes de cambio y capacidad de intercambio catiónico de un suelo, luego de 90 días del agregado de distintas especies de algas y el crecimiento de cebada (Efecto Residual).

Table 6.- Exchangeable cations and cation exchange capacity of a soil after 90 days of the application of different seaweed species and barley growth (Residual Effect).

Especie	CATIONES DE CAMBIO							CECe umol. kg ⁻¹	K ⁺ umol. kg ⁻¹	Ca/Mg
	Ca	Mg	K	Na	N	Al	Al			
	cmol. kg ⁻¹									
H.A.	1.76b	2.60d	1.15ab	0.80a	6.03e	3.91a	39.70g	10.00e	0.19a	0.66a
S.F.	1.30ab	1.00cd	1.64b	0.61a	4.74b	5.26b	52.60c	10.00c	0.33a	1.30ab
B.A.	0.40a	0.60d	0.97ab	0.52a	3.49a	6.41bc	72.12de	8.93b	0.30ab	0.67a
C.C.	1.30ab	0.90c	1.74b	0.86ab	4.80b	4.51ab	48.44bc	9.31b	0.31ab	1.36ab
Ci.N.	1.80b	0.44ab	2.00bc	0.60a	4.84b	1.59ab	48.07bc	9.43bc	0.41b	1.09cd
Ci.S.	1.60ab	0.68b	1.64b	0.60a	4.52b	4.00a	46.95b	8.52ab	0.36ab	2.35bc
F.R.	1.50ab	0.82bc	1.69b	0.52a	4.53b	4.20ab	48.46bc	8.79ab	0.37ab	1.83b
F.I.	1.90b	0.66b	2.20bc	0.69a	5.45bc	5.00b	48.15bc	10.51cd	0.40b	2.88c
H.F.	2.20bc	1.30cd	1.18ab	0.60a	5.28bc	4.30ab	41.89ab	9.58bc	0.27a	1.60ab
L.	1.40ab	0.18a	1.00bc	0.52a	4.00ab	0.19bc	60.75cd	10.19c	0.43b	7.78cd
U.R.	2.20bc	1.10cd	1.08ab	0.99ab	5.37bc	4.40ab	45.04ab	9.77bc	0.20a	2.00b
U.L.	1.90b	0.82bc	0.82a	0.60a	3.82ab	3.75a	32.04a	7.07a	0.25a	2.32bc
Control	1.10ab	0.18a	1.13ab	0.60a	4.51ab	6.01bc	64.48d	9.33b	0.34ab	7.78cd

En cada columna los valores medios seguidos por la misma letra o letras no son valores significativos al nivel 0,05 de probabilidad.

Tabla 7. Contenidos de Co, Cu, Fe, Mn y Zn asimilable en un suelo, luego de 30 días del agregado de distintas especies de algas (Efecto Directo).

Table 7.- Contents of available Co, Cu, Fe, Mg and Zn of a soil after 30 days of different seaweed species application. (Direct Effect).

Especie	Co	Cu	Fe	Mn	Zn
			mg.kg ⁻¹		
H.S.	2,5b	15,5b	404ab	94ab	106a
S.P.	2,0ab	14,0ab	420b	120bc	118ab
D.A.	2,9b	14,2ab	360ab	112b	116ab
C.C.	1,4a	14,4ab	320ab	104b	112ab
G.N.	1,4a	14,2ab	445b	118bc	124b
G.S.	1,9ab	16,0bc	520bc	108b	118ab
E.R.	1,4a	16,8bc	430b	102b	154c
E.I.	1,5a	14,4ab	400b	104b	152c
H.E.	1,5a	16,2bc	525bc	98ab	130bc
C.	1,4a	15,4b	485bc	115bc	90a
U.R.	3,0b	15,4b	425b	80a	125b
U.L.	2,4b	15,0b	520bc	80a	121b
Control.	0,9a	10,0a	198a	80a	90a

En cada columna letras diferentes indican diferencias significativas al nivel 0,05 de probabilidad

Ulva rígida Agardh., mientras que las restantes especies dieron lugar a un muy escaso, o nulo, Efecto Residual. Fue también *Ulva rígida* Agardh. la especie que dio lugar al mayor Efecto Residual de Cu en el suelo y *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. de Zn, mientras que las restantes produjeron efectos menores, e incluso nulos. Todas las especies, salvo *Chondrus crispus* (L.), dieron lugar a un ligero Efecto Residual de Fe, siendo *Gymnogongrus norvegicus* (Gunner) Agardh., la que presentó el mayor contenido.

Todas las especies analizadas provocaron un ligero Efecto Residual de Mn en el suelo. El mayor fue el producido por *Sacchoriza polyschides* (Lightfoot) Batters., *Gymnogongrus norvegicus* (Gunner) Agardh. y *Codium* sp, aunque los contenidos no llega-

Tabla 8. Contenidos de Co, Cu, Fe, Mn y Zn asimilable de un suelo, luego de 90 días del agregado de distintas especies de algas y el crecimiento de cebada (Efecto Residual).

Table 8.- Contents of available Co, Cu, Fe, Mg and Zn of a soil after 90 days of different seaweed species application and barley growth (Residual Effect).

Especie	Co	Cu	Fe	Mn	Zn
			mg.kg ⁻¹		
H.S.	2,0b	13,5b	322ab	62ab	76ab
S.P.	1,5ab	12,5ab	336b	92c	88b
D.A.	2,5bc	12,5ab	336b	80bc	88b
C.C.	1,0a	12,5ab	308a	76b	74ab
G.N.	1,0a	12,0a	370bc	92c	91bc
G.S.	1,5ab	13,0b	308a	80bc	88b
E.R.	1,0a	13,5b	322ab	78b	113cd
E.I.	1,0a	12,5ab	322ab	80,bc	134d
H.E.	1,0a	12,5ab	322ab	76,b	106c
C.	1,0a	13,5b	336b	92,c	64a
U.R.	2,5bc	14,0bc	322ab	62,ab	92bc
U.L.	2,0b	13,5b	322ab	76b	111cd
Control.	1,0a	12,0a	308a	58a	63a

En cada columna letras diferentes indican diferencias significativas al nivel 0,05 de probabilidad

ron a niveles nocivos para los cultivos.

En ningún caso el suelo tratado presentó contenidos de Co y Cu que pudieran provocar efectos tóxicos sobre los cultivos, o que pudieran impedir la aplicación de otra dosis de cada especie antes de efectuar una nueva siembra.

Rendimientos y contenido de elementos de cebada

La Tabla 9 muestra la producción de materia seca de cebada en el suelo tratado con diferentes especies. En el suelo abonado con *Gelidium sesquipedale* (Turner) Thur. se obtuvo la mayor producción, casi cuatro veces superior a la del control, seguido por el tratado con *Sacchoriza polyschides* (Lightfoot) Batters. Solamente en los que recibieron

Halidrys siliquosa (L.) Lyngb., *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link., *Ulva rígida* Agardh. y *Codium* sp. la producción fue ligeramente inferior o igual a la del control.

La absorción de los elementos traza por el cultivo fue variable (Tabla 10), destacándose el del tratamiento con *Halidrys siliquosa* (L.) Lyngb. por la cantidad de Zn absorbido y con *Codium* sp. y *Chondrus crispus* (L.) Lingb. por la absorción de Fe; siendo también esta última la que produjo mayor absorción de Cu por el vegetal.

En general, las plantas desarrolladas en el suelo abonado con cualquiera de las especies presentaron contenidos mayores de Fe, Mn y Zn que las crecidas en el control, destacando asimismo la menor absorción de Cu y Co.

Tabla 9. Producción de materia seca de cebada luego del agregado de diferentes especies de algas.

Table 9.- Barley dry matter production after the application of different seaweed species.

Especie	Producción
	kg.ha ⁻¹
H.S.	530a
S.P.	2120d
D.A.	1130bc
C.C.	1115bc
G.N.	2060d
G.S.	2760de
E.R.	1830cd
E.I.	600a
H.E.	820b
C.	770ab
U.R.	710ab
U.L.	1650c
Control.	770ab

En cada fila letras diferentes indican diferencias significativas ($p > 0,05$).

El tratamiento con *Halidrys siliquosa* (L.) Lyngb. produjo la mayor absorción de Cu y Zn, y la menor producción del cultivo. Por esta razón debe evitarse que las mezclas de algas que se vayan a utilizar como abono contengan una gran proporción de esta especie, ya que su aplicación continua podría, a largo plazo, ocasionar fenómenos de toxicidad por estos elementos.

CONCLUSIONES

El contenido de materia orgánica de la mayoría de las especies de algas utilizadas superó el 50%, salvo *Ulva lactuca*, L. y *Sacchorriza polyschides* (Ligghtfoot) Batters, que no alcanzaron el 30%.

Halydris siliquosa (L.) Lyngb., *Sacchorriza polyschides* (Ligghtfoot) Batters y *Ulva rígida* Agardh, contenían cinco veces más K que las restantes y las dos primeras más concentración de P. Los niveles de N no fueron muy altos, aunque algunas especies como *Ulva rígida* Agardh, *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. y *Chondrus crispus* (L.) Lingb. superaron el 2%. En todas las especies fueron relativamente altos los contenidos de Ca, Mg y Al, Fe y Zn, y bajos los de Co, Cu y Mn.

Todas las especies aumentaron el pH del suelo y disminuyeron el Al de cambio. El contenido de P del suelo aumentó con todas las especies, sobre todo con *Halydris siliquosa* (L.) Lyngb., y *Sacchorriza polyschides* (Ligghtfoot) Batters.

En la mayoría de los suelos tratados aumentó el contenido de bases de cambio y la capacidad de intercambio catiónico efectiva. Todas las especies produjeron un incremento significativo en las cantidades disponibles de Fe, Mn y Zn en el suelo.

La producción de materia seca en el suelo abonado con todas las especies fue superior a la del control, salvo cuando se aplicó *Halydris siliquosa* (L.) Lyngb., *Ulva rígida* Agardh y *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. El cultivo desarrollado en el suelo abonado con *Halydris siliquosa* (L.) Lyngb. fue el que absorbió mayor cantidad de Cu y Zn, por lo que las mezclas a utilizar no deberían contener una proporción muy elevada de esta especie, para evitar problemas de toxicidad.

La adición de las algas marinas al

Tabla 10. Contenidos de elementos en el cultivo de cebada luego del agregado al suelo de diferentes especies de algas.

Table 10.- Element contents in barley after the application of different seaweed species.

specie	N	P	K	Na	Mg	Ca	Cu	Co	Fe	Mn	Zn
	%	mg.kg ⁻¹									
H.S.	1,30ab	34b	80b	42ab	66bc	140b	4b	1,5a	346b	90ab	326cd
S.P.	1,26ab	46bc	96b	56b	38a	58a	2ab	5b	346b	146bc	223c
D.A.	0,98a	27ab	50a	61bc	42ab	66a	2ab	5b	347b	61ab	115bc
C.C.	2,30b	25ab	63ab	64bc	50b	154bc	6bc	2ab	399c	58a	116bc
G.N.	1,30ab	34b	60ab	50b	50b	86ab	2ab	4b	347b	91ab	98b
G.S.	1,30ab	34b	60ab	38ab	36a	140b	2ab	1a	377bc	91ab	88ab
E.R.	1,50ab	29ab	59ab	48b	30a	140b	3ab	2ab	318a	124b	87ab
E.I.	2,30b	32b	50a	40ab	55b	140b	3ab	2ab	333ab	60a	99b
H.E.	1,20ab	16a	52a	36a	50b	90ab	3ab	4b	348bc	60a	98b
C.	1,00ab	14a	64ab	73c	48ab	110ab	4b	1a	399c	110ab	88ab
U.R.	2,40b	14a	108bc	66bc	44ab	141b	2ab	1a	330ab	111ab	88ab
U.L.	1,20ab	39bc	50a	61bc	36a	140b	3ab	2ab	319a	111ab	75a
ontrol.	1,36ab	11a	57a	32a	32a	58a	1a	1a	317a	58a	75a

En cada columna los valores medios seguidos por la misma letra o letras no son significativamente diferentes al nivel 0,05 de probabilidad

suelo es un método adecuado para proceder a su eliminación, ya que aumentan el contenido de nutrientes y la producción de materia seca de cebada, sin provocar efectos nocivos ni a los suelos ni a los cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a la colaboración técnica de D^a Rocío Iglesias Alonso.

REFERENCIAS

- Aitken J B, Senn T L. 1965. Seaweed products for horticultural crops. Bot. Mar. 8: 144-48.
- Alexander T G, Robertson J A. 1968. Ascorbic acid as a reductant for total phosphorus determination of plant available micronutrients in soils. Can. J. Soil Sci. 48: 217-218.
- Arevalo A. 1965. Contenido y variaciones del potasio y del nitrógeno en la *Sacchariza bulbosa* (Huds.) dela Pyl. Empleo de dicha especie como abono potásico. Bol. Inst. Esp. Ocean. 22:12-19.
- Button E F, Noyes C.F. 1964. Effect of a seaweed extract upon emergence and survival of creeping red fescue. Agron. J, 56:444-445.
- Chapman V J, Chapman D J. 1980. Seaweed and their uses. Chapman and Hall. New York. 334 pp.
- Cobertera E. 1993. Edafología aplicada. Catedra. Madrid. 326 pp.
- Francki R I B. 1960. Studies in manurial values of seaweeds. I. Effects of *Pachymenia himantophora* and *Durvillea antarctica* meals on plant growth. Plant Soil 12:297-304.
- Francki R I B. 1964. Studies in manurial values of seaweeds. III Effect of *Pachymenia himantophora* on manganese release and physical properties of soils. Plant Soil 20:65-73.
- Gayral P. 1966. Les algues des côtes françaises (Manche et Atlantique). Editions Doin. Paris. 632 pp.
- Gero J B, Varlet F. 1959. La composition minerale des algues *Rhodophycees gelidium sesquipedale* des côtes du maroc. Bull IPMM., 3:67-80.
- Goatley J M, Schmidt R E. 1990. Seedling Ken-

- tucky Bluegrass Grwth responses to Chelated Iron and Biostimulator Materials. Agron J, 82:901-905.
- González C, Arines J, Fábregas R. 1982. Efecto de una mezcla de algas marinas sobre la producción de materia seca y nutrición de plantas de tomate. Agrochimica, XXVI: 509-518.
- Guitián Ojea F, Carballas T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro. Santiago de Compostela. España. 68 pp.
- Hammel W, Steubing L, Debus R. 1998. Assessment of the ecotoxic potential of soil contaminants by using a soil-algae test. Ecotoxicology and Environmental Safety. 40:173-176.
- Hansen J F, Indergaard M, Østgaard K, Bævre O A, Pedersen T A, Jensen A. 1987. Anaerobic digestion of *Laminaria spp.* and *Ascophillum nodosum* and application of end products. Biomass 14:1-13.
- Jensen A, Nebb H, Saeter F. 1968. The value of Norwegian seaweed meal as a mineral supplement for dairy cows. Rep. Norw. Inst. Seaweed. R.:32- 35.
- Lakanen E, Ervio R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. Acta Agric. Fenn. 123:223-232.
- López M E, Pazos P. 1997. Effects of seaweed on potato yields and soil chemistry. Biological Agriculture and Horticulture. 14:199-205.
- Mehlich A. 1978. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. Comm. Soil Sci. Plant. Anal. 9:477-492.
- Morand P, Charlier Rh, Mazé J. 1990. European bioconversion projects and realizations for macroalgal biomass: Saint-Cast-Le-Guildo (France) experiment. In Lindstrom SC & Gabrielson PW (eds), Thirteenth International Seaweed Symposium. Developments in Hydrobiology 58. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 301-308. Reprints from Hydrobiologia 204/205.
- Murphy J L, Riley J P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. Anal. Chim. Acta 27:31-36.
- Myklestad S. 1963. Experiments with seaweed as supplemental fertilizer. In: Proceedings of the 4th International Seaweeds Symposium. Pergamon Press, Oxford. 432 pp.
- Olsen S R, Cole L V, Watanabe F S. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ. 939.
- Porta Casanellas J, Lopez-Acevedo Reguerín M, Roquero De Laburu C. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid. 807 pp.
- Real Hardisson F. 1987. Contenido de nitrógeno, fósforo y potasio en el alga *Cystoseira abies* marina. Alimentaria 9:93-95.
- Senn T L, Martin J A, Crawford J H, Derting C W. 1961. S. Carolina Agr. Exp. Sta. Res. Ser., No. 23.
- Stephenson W M. 1966. The effect of hydrolysed seaweed on certain plant pests and diseases. Proc. Fifth Int. Seaweed. Symp. London. Pergamon Press, 405-415.
- Warman P R, Munro-Warman T R. 1993. Do seaweed extracts improve vegetable production?. In: Optimization of Plant Nutrition. Fragoso M. A. C., van Beusichen M. L. (eds). Kluwer Academic Publ. Netherlands, 317 pp.
- Yvin J C. 1994. New approach to the mode of action of seaweed extracts in agriculture. Comptes Rendus de l'Academie d'Agriculture de France. 80:103-112.
- Zunino H, Peirano P, Aguilera M. 1971. Effect of seaweed on phosphorus availability of a soil derived from volcanic ash. Agron. J. 63:116-120.

TEMPERATURA Y CONTENIDO HIDRICO DEL SUELO EN SUPERFICIE DURANTE EL CULTIVO DE TRIGO BAJO DOS SISTEMAS DE LABRANZA

L A FERRERAS¹, J L COSTA², F O GARCIA²

¹ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Campo Experimental J.F. Villarino, C.C. N° 14. (2123) Zavalla, Santa Fe, Argentina.

² Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias - INTA Balcarce. C.C. N° 276. (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

SURFACE SOIL TEMPERATURE AND WATER CONTENT DURING WHEAT CROP UNDER TWO TILLAGE SYSTEMS

Soils under different tillage systems have a distinctive behavior as referred to water retention and thermal regimen and these factors may have influence on crop development. This experiment was carried out on two Petrocalcic Paleudolls in southern Buenos Aires province. Two tillage systems, direct drilling (SD) and conventional tillage (LC) were studied in a wheat crop (*Triticum aestivum*, L.). Soil temperature at a depth of 3-8 cm occurred at 9 am and the daily maximum, were measured at different crop growth stages. Simultaneously to temperature records, soil water content was gravimetrically determined. Conventional tillage showed lower records of temperature measured at 9 am with respect to SD for the first stages of wheat crop, while SD had the lower records for maximum temperatures. There was a direct relationship between global radiation and soil maximum temperature ($R^2 = 0.61$) being LC which presented the higher values ($P \leq 0.05$). For the 9 am records it was determined that at a lower temperature, differences between treatments were higher having LC the lowest values ($R^2 = 0.62$, $P \leq 0.05$). There was a higher water content in the topsoil in SD during the first stage of the crop. The smallest daily thermal amplitude in SD may be due to higher soil water content and to the presence of surface stubble.

Key words: tillage, soil temperature, soil water content, *Triticum aestivum* L., direct drilling, conventional tillage

INTRODUCCION

Las labranzas conservacionistas han surgido como alternativa para disminuir el número de labores utilizadas y proteger al suelo de los riesgos de degradación ante una permanente agriculturización. En la Región Pampeana Norte hay antecedentes del uso de la siembra directa que cuentan con 15 o más años de antigüedad (Chagas *et al.* 1994; Marelli 1994), mientras que en el SE de la provincia de Buenos Aires las experiencias son mucho más recientes (Echeverría *et al.* 1994). En todo sistema suelo-planta hay una serie de factores físicos (contenido de agua, proporción de oxígeno, temperatura del suelo y resistencia mecánica) que tienen una incidencia directa sobre el comportamiento del cultivo. Las propiedades físicas como la densidad aparente, el grado de desarrollo y estabilidad de los agregados, la porosidad total, el porcentaje de macroporos y la distribución de los poros y partículas según el tamaño, son las que van a

determinar o modificar a los parámetros mencionados anteriormente, por lo cual su incidencia es indirecta (Letey 1985).

Los diferentes sistemas de labranza pueden modificar algunas propiedades del suelo y el resultado final del empleo de estas prácticas está condicionado por factores climáticos y edáficos (Mahboubi *et al.* 1993).

El cultivo de trigo, al igual que otras especies anuales, presenta importantes fluctuaciones de los rendimientos entre años y sitios, dependiendo principalmente de la disponibilidad de agua y nutrientes. La cantidad de agua disponible para la planta es una de las variables fundamentales para la producción de materia seca o el rendimiento de los cultivos, en consecuencia su conservación es un factor importante (Unger 1990). La mayor acumulación de agua en el perfil de suelos bajo labranzas conservacionistas está estrechamente relacionada con la menor remoción y con la disminución de la

evaporación del agua almacenada desde la superficie por la presencia de material vegetal (Zhai *et al.* 1990) y a cambios en la distribución del tamaño de los poros con un incremento en el porcentaje de los de menor tamaño que contribuyen a retener más humedad (Hill *et al.* 1985; Dao 1993).

En experiencias realizadas sobre suelos con distintos sistemas de labranza, numerosos autores hallaron mayor retención de agua para la capa superficial en los sistemas conservacionistas (Hill *et al.* 1985; Dao 1993). Otros autores, si bien no encontraron significancia estadística, observaron una tendencia a acumular más agua en suelos con siembra directa o mínima labranza cuando se compararon con suelos laboreados convencionalmente (Chang, Lindwall 1989). La temperatura del suelo es otro factor importante dentro del ciclo de los cultivos, principalmente para la germinación ya que condiciona la duración del período siembra - emergencia y también para el período de postemergencia. Las labranzas alteran el régimen térmico del suelo en dos sentidos. Por un lado, porque se modifica la cobertura vegetal, con lo cual varía el coeficiente de reflexión que influye en la entrada y salida de energía calórica de la superficie del suelo. Por otro lado, porque las labranzas modifican entre otras propiedades físicas del suelo, la densidad aparente, la porosidad y en contenido de agua del mismo (Marelli, Arce 1996).

Como consecuencia del incremento en la humedad del suelo y de la presencia de residuos vegetales en superficie, se ha determinado en suelos sin laboreo menores fluctuaciones de temperatura en la capa superficial del suelo (Unger 1978, Cox *et al.* 1990).

El objetivo del trabajo fue evaluar durante el tercer año de iniciado el ensayo la incidencia de la siembra directa y labranza convencional sobre el contenido de agua y la temperatura del suelo en superficie, bajo el cultivo de trigo.

MATERIALES Y METODOS

La experiencia se llevó a cabo en un ensayo de sistemas de labranzas realizado en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce, localizada en el Partido de Balcarce, provincia de Buenos Aires (37° 45' S; 58° 18' W),

durante el ciclo agrícola 1994/95.

Se trabajó sobre dos Argiudoles Petrocálculos de la serie Azul, familia fina illítica térmica; y de la serie Balcarce, familia fina mixta térmica con presencia de un horizonte petrocálico cuya profundidad varía entre los 80-120 cm, respectivamente (Cabria, Culot 1994). Ambas series de suelo presentan textura franca en superficie (% Arcilla: 24,9 – 25,8; % Limo: 36,6 – 41,0; % Arena: 34,1 – 37,6).

El clima se define como mesotermal-húmedo-subhúmedo (Burgos, Vidal 1951). Si bien no hay estación seca, el 80% de las precipitaciones corresponden al período primavera-estival.

El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). El sitio experimental tenía una historia agrícola muy prolongada con problemas de degradación estructural. En 1992 se inició el ensayo de labranzas con el cultivo de trigo; en 1993 se cultivó soja y en 1994 nuevamente trigo.

El control químico de malezas se realizó en el tratamiento SD en presembrado y en postemergencia se realizó en los dos tratamientos analizados. Las labores realizadas en LC fueron las siguientes: 02/06 Rastra de Discos; 09/06 Arado de Rejas; 13/07 Rastra de Discos y Rastra de Dientes; 15/07 Rastra de Dientes. Se sembró el 19/07 la variedad de trigo PROINTA Oasis a una densidad de 410 semillas m², empleando una sembradora Semeato, y simultáneamente se fertilizó con 150 kg ha⁻¹ de superfosfato triple de calcio.

El 16/08 se midió la cobertura de residuos por el método de intercepción de la vegetación de Canfield (1941), y los datos obtenidos corresponden al 0% para LC y 73% para SD. La densidad de plantas que se obtuvo en las parcelas bajo LC fue 347 pl m⁻² y 353 pl m⁻² en el tratamiento con SD. A partir de la fecha de siembra se instaló un geotermómetro por cada parcela a los 3-8 cm de profundidad. Se registraron las temperaturas diarias a las 9 hs y el valor máximo para cada día durante 3 semanas. A partir del 12/08/94 las lecturas se tomaron en forma semanal hasta la finalización del ciclo del cultivo (15/12/94). Las mediciones de humedad edáfica se realizaron en forma conjunta con las de temperatura del suelo. A los 3-8 cm de profundidad se midió el contenido de humedad por el método gravimétrico (Gardner 1986).

Los datos fueron analizados utilizando el Statistical Analysis Systems (SAS. Institute, Inc., 1985). El análisis de variancia se determinó utilizando el procedimiento General Linear Model (GLM). La separación de medias entre tratamientos

fue obtenida por el test de Least Significant Difference (LSD) (Steel, Torrie 1980).

RESULTADOS Y DISCUSION

El cultivo de trigo tiene una temperatura mínima de germinación que fluctúa entre 3,5 y 5,5 °C, con variaciones que dependen de la variedad y de las condiciones ambientales y edáficas (Peterson 1965). Desde la instalación de los geotermómetros realizada a partir de la siembra LC tendió a presentar valores inferiores a SD para las mediciones de temperatura de suelo realizadas a las 9 hs. Se registraron para ambos tratamientos de labranza temperaturas inferiores al valor mínimo durante los primeros 9 días y entre los 14 - 16 días después de la siembra. A partir de la emergencia del cultivo (días 17 y 18 después de la siembra) las temperaturas en SD y LC fueron mayores al umbral de crecimiento, aumentando paulatinamente hasta el final del ciclo del cultivo, a excepción de los días 21 - 22, 30 - 37 situación en la cual la temperatura del suelo descendió a valores inferiores al umbral (Figura 1).

Para las mediciones de temperaturas máximas correspondientes al mismo período, la relación se invirtió, dando valores inferiores para el tratamiento SD. Esta tendencia se invirtió a partir de los 103 días después de la siembra, ya que los valores inferiores

correspondieron a LC. Esto coincide con lo informado por Radke *et al.* (1985) quienes encontraron que al final del ciclo del cultivo de trigo la temperatura máxima del suelo bajo SD fue más elevada (Figura 2). En el caso de este ensayo, el cultivo bajo SD tuvo menor desarrollo (Bergh *et al.* 1995), esta condición tuvo incidencia sobre la temperatura máxima del suelo al final del ciclo del cultivo, ya que la superficie bajo SD recibió mayor radiación. El límite máximo a partir del cual el crecimiento del cultivo de trigo se ve afectado oscila entre 32 y 35 °C (Peterson 1965). Desde la siembra a la cosecha, las temperaturas medidas en el ensayo no superaron dicho valor. Estudios realizados por Unger (1978) y Cox *et al.* (1990) también relacionan la temperatura de la superficie del suelo con la cobertura vegetal, resultando que cuando la cobertura es menor, la temperatura del suelo tiende a ser mayor, puesto que recibe en forma directa la radiación solar. Esta relación se observa en las determinaciones aquí discutidas para las temperaturas máximas.

En la Figura 3, se muestra la relación que existe entre la radiación global y la diferencia de temperaturas máximas entre los tratamientos SD y LC. De acuerdo con el análisis de regresión ($R^2 = 0,61$), a mayor radiación recibida corresponde mayor

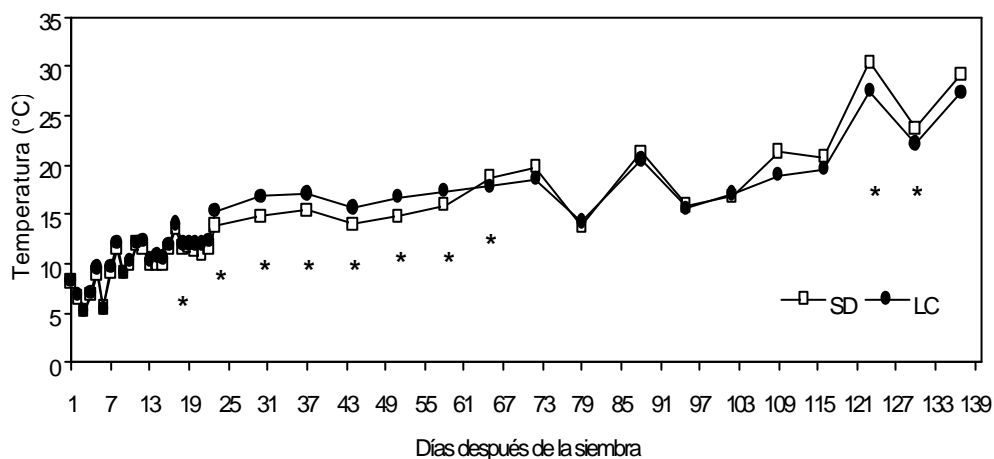


Figura 1. Temperatura del suelo a los 3-8 cm de profundidad medida a las 9 hs, para los tratamientos siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P \leq 0,05$).

Figure 1. Soil temperature in the depth of 3-8 cm measured at 9.00 am. SD = no tillage, LC = conventional tillage. (*) significant differences between treatments ($P \leq 0.05$).

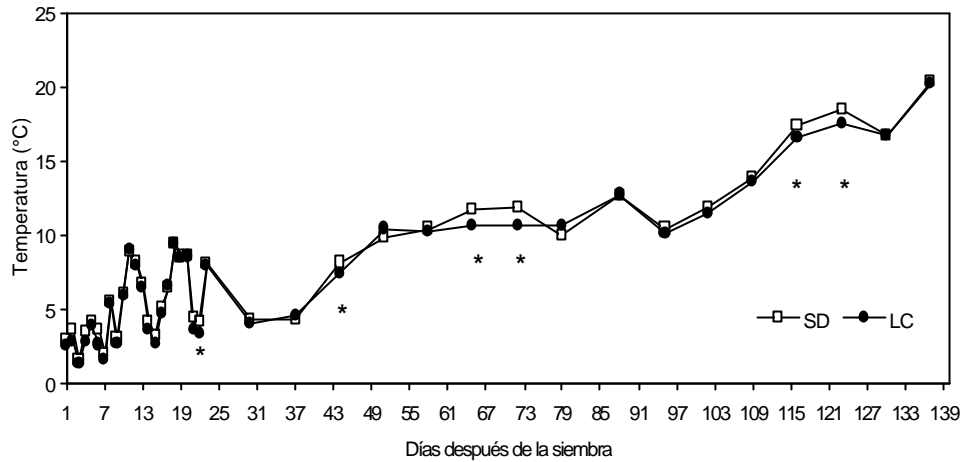


Figura 2. Temperatura máxima del suelo a los 3-8 cm de profundidad, para los tratamientos siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P \leq 0,05$).

Figure 2. Soil maximum temperature in the depth of 3-8 cm. SD = no tillage, LC = conventional tillage. (*) significant differences between treatments ($P \leq 0,05$).

diferencia de temperatura entre los tratamientos, siendo LC el tratamiento que presentó los valores superiores. La radiación recibida por el suelo bajo SD en las primeras etapas del cultivo fue menor que la recibida en LC. Esto puede atribuirse al efecto que produce la cobertura de residuos, fundamentalmente al principio del ciclo del cultivo. Las mediciones de cobertura de residuos se realizaron el 16/08, resultando 0% para LC y

73% en SD. Cuando el cultivo incrementó suficientemente su área foliar, ya no tuvo tanto efecto el rastrojo en superficie.

Las máximas diferencias entre sistemas de labranza, con respecto a la temperatura medida a las 9 hs, se dieron cuando las temperaturas fueron más bajas. En la Figura 4, se muestra la relación entre el promedio de temperatura a las 9 hs de los dos tratamientos y la diferencia que hubo entre

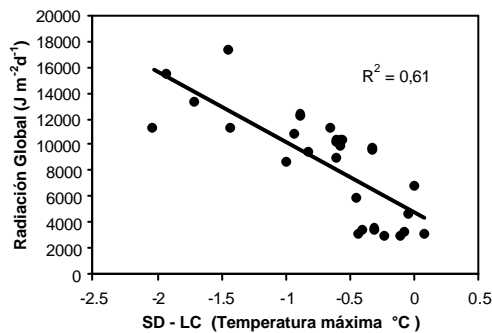


Figura 3. Relación entre la radiación global y la diferencia entre las temperaturas máximas de suelo a los 3-8 cm de profundidad, para los tratamientos siembra directa (SD) y labranza convencional (LC).

Figure 3. Relationship between global radiation and SD - LC maximum soil temperature differences in the depth of 3-8 cm. SD = no tillage, LC = conventional tillage.

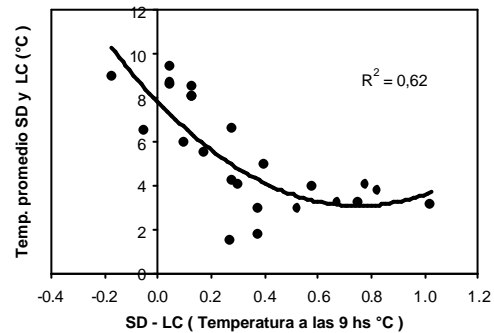


Figura 4. Relación entre la temperatura media y las diferencias de temperatura a los 3-8 cm de profundidad medida a las 9 hs, para los tratamientos siembra directa (SD) y labranza convencional (LC).

Figure 4. Relationship between average temperature and SD - LC maximum soil temperature differences in the depth of 3-8 cm, measured at 9.00 am. SD = no tillage, LC = conventional tillage

ambos tratamientos. El coeficiente de regresión $R^2 = 0,62$ muestra la relación entre ambas variables, en este caso las temperaturas más bajas correspondieron a LC. Los datos coinciden con los obtenidos por Panigatti *et al.* (1983). Cuando la temperatura del aire descendió, el suelo sin cobertura vegetal experimentó los valores más bajos, debido a la ausencia de restos vegetales que amortiguaban los cambios de temperatura. A medida que se avanzó en la estación de crecimiento, cuando las temperaturas fueron mayores, las diferencias entre tratamientos decrecieron ya que las condiciones de temperatura no fueron tan extremas.

En general, se puede decir que hasta que el cultivo no cubrió completamente la superficie sembrada, las temperaturas máximas del suelo fueron mayores en LC y ésta diferencia se incrementó cuando la radiación global fue mayor. En cambio, las temperaturas del suelo correspondientes a las 9 hs fueron menores para LC y ésta diferencia se acentuó cuando la temperatura del aire fue menor.

Menor amplitud térmica de los suelos bajo SD fue documentada por Unger (1978) y Kirkegaard *et al.* (1994), quienes atribuyen la regulación de la temperatura del suelo al mayor contenido de humedad y a la presencia

de residuos vegetales.

El crecimiento de las plantas y por lo tanto el rendimiento de los cultivos depende, entre otros factores, de los aspectos relacionados con la conservación del agua. Las pérdidas de agua del suelo pueden ocurrir por evaporación desde la superficie, escurrimiento superficial, transpiración por el crecimiento de las plantas, o percolación a zonas más profundas. En las primeras etapas del cultivo la principal pérdida de agua se produce por evaporación, puesto que el mismo aún no cubre el suelo (Blevins *et al.* 1971). Un mayor contenido de agua en superficie puede estar relacionado a la presencia de residuos vegetales y a la menor remoción del suelo que ocurre en SD, disminuyendo las pérdidas de agua por evaporación en esta etapa del cultivo (Zhai *et al.* 1990; Chagas *et al.* 1994).

En la Figura 5 se muestran los datos correspondientes al contenido de humedad del suelo al momento de realizar las mediciones de temperatura. El tratamiento SD presentó a los 3-8 cm de profundidad mayor contenido de agua que LC en los primeros estadios del cultivo. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Dao (1993) y Chagas *et al.* (1994).

En la misma experiencia se realizaron, a partir de los 15 cm de

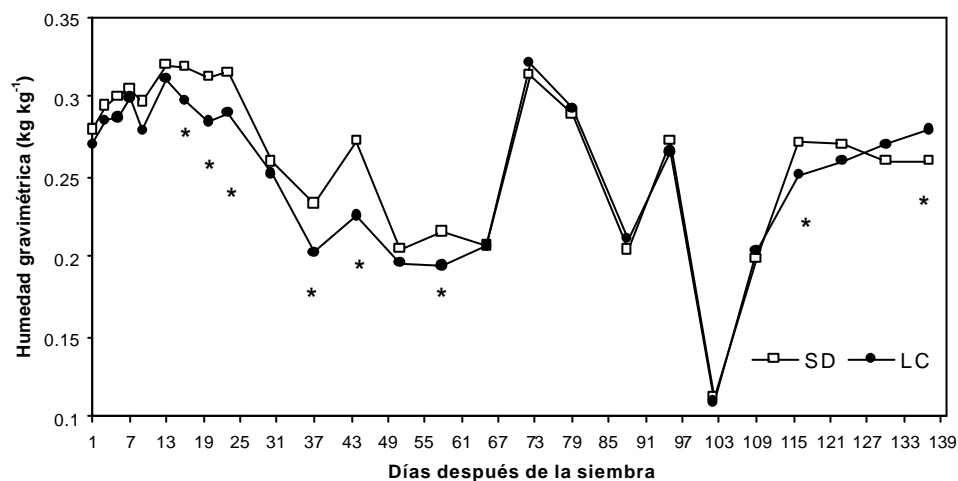


Figura 5. Contenido de humedad gravimétrica a los 3-8 cm de profundidad correspondiente al momento de realizar la medición de temperatura del suelo, para los tratamientos siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P \leq 0,05$).

Figure 5. Soil water content in the depth of 3-8 cm recorded simultaneously with soil temperature measurements. SD = no tillage, LC = conventional tillage. (*) significant differences between treatments ($P < 0.05$).

profundidad, mediciones de humedad con sonda de neutrones desde la emergencia a la cosecha del cultivo. El tratamiento SD presentó un mayor contenido de agua en los primeros 40 cm de profundidad desde la emergencia a encañazón. (Ferreras 1996). Los mayores contenidos hídricos del suelo bajo SD pueden atribuirse a un menor consumo de agua por parte del cultivo, o a una retención de agua superior por parte del suelo debido al tipo y tamaño de poros (Blevins *et al.* 1971; Hill *et al.* 1985; Dao 1993).

En la etapa de emergencia a macollaje, SD presentó un menor consumo de agua en comparación con LC. Esto pudo deberse a una reducción en la evaporación del agua dada por la cobertura vegetal y a una menor transpiración del cultivo como consecuencia de la diferencia en el crecimiento vegetativo del mismo (Bergh *et al.* 1995). Además, SD presentó menor porcentaje de poros con diámetro superior a 20 μm ($P \leq 0,05$), propiedad que pudo contribuir a una mayor retención de agua para este tratamiento (Ferreras 1996). Estos dos aspectos, consumo de agua y distribución del tamaño de poros, deberían tenerse en cuenta al analizar el contenido de agua del suelo.

Estos resultados coinciden con información donde se indica que hay un mayor contenido de agua en la capa arable en sistemas como la SD o labranza reducida, en comparación con suelos labreados en forma convencional; en algunos casos muestran diferencias significativas y en otros solo tendencias (Hill *et al.* 1985; Chang, Lindwall 1989; Dao 1993; Chagas *et al.* 1994).

Bergh *et al.* (1995) realizaron mediciones del crecimiento vegetativo del cultivo sobre este mismo ensayo, estos autores hallaron un menor crecimiento y rendimiento bajo SD en comparación con LC.

CONCLUSIONES

SD presentó mayor contenido de agua en superficie, sobre lo cual parecen haber incidido distintos factores. Por un lado, la cobertura vegetal y la no realización de labranzas pueden haber disminuido las pérdidas por evaporación. También parece haber influido el menor consumo por parte de las plantas, probablemente como consecuencia

del menor desarrollo y por último, el predominio de poros de menor tamaño.

Las fluctuaciones de temperatura del suelo fueron menores en SD. La presencia de residuos en superficie y la mayor proporción de agua contribuyeron a la regulación de la temperatura edáfica.

REFERENCIAS

- Bergh RG, FO García, JL Ferrari, RH Rizzalli. 1995. Fate of nitrogen under no-tillage and conventional tillage systems in the Southern "Pampas" of Argentina. *Agronomy Abstracts. ASA-CSSA-SSSA. Annual Meeting. Madison, USA.*
- Blevins RL, Doyle Cook, SH Phillips, RE Phillips. 1971. Influence of no-tillage on soil moisture. *Agron. J.* 63:593-596.
- Burgos JJ, A Vidal. 1951. Los climas de la República Argentina según la nueva Clasificación de Thornthwaite. *Meteoros I* (1): 3-32.
- Cabria FN., JPH. Culot. 1994. Selección y utilización de características edáficas para discriminar series de Argiudoles en el Sudeste Bonaerense. *Ciencia del Suelo.* 12:41-55.
- Canfield R. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. of Forestry.* 39:388-394.
- Chagas CI, HJ Marelli, OJ Santanatoglia. 1994. Propiedades físicas y contenido hídrico de un Argiudol típico bajo tres sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo.* 12:11-16.
- Chang C, CW Lindwall. 1989. Effect of long-term minimum tillage practices on some physical properties of a Chernozemic clay loam. *Can. J. Soil Sci.* 69:443-449.
- Cox WJ, RW Zobel, HM van Es, DJ Otis. 1990. Tillage effects on some soil physical and corn physiological characteristics. *Agron. J.* 82:806-812.
- Dao H. 1993. Tillage and winter wheat residue management effects on water infiltration and storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1586-1595.
- Echeverría H, G Studdert, J Elverdin, H Sarlangue. 1994. Siembra directa de trigo en el Sudeste Bonaerense. *ProAs. Visión Rural.* 11:33-38.
- Ferreras LA. 1996. Efecto de los sistemas de labranza sobre las propiedades físicas del suelo. Tesis M. Sc. Area Suelos. Escuela para Graduados Facultad de Agronomía (UBA). 64 pp.
- Gardner WH. 1986. Water content. En A. Klute (ed.) *Methods of soil analysis, Part 1.* 2nd ed. *Agronomy.* 9:493-544.
- Hill RL, R Horton, RM Cruse. 1985. Tillage effects on soil water retention and pore size distribution of two Mollisols. *Soil Sci. Soc. Am.*

- J. 49:1264-1270.
- Kirkegaard JA, JF Angus, PA Gardner, W Müller. 1994. Reduced growth and yield of wheat with conservation cropping. I Field studies in the first year of the cropping phase. *Austr. J. Agric. Res.* 45:511-528.
- Letey J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Adv. Soil Sci.* 1:277-294..
- Mahboubi AA, R Lal, NR Faussey. 1993. Twenty-Eight years of tillage effects on two soils in Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:506-512.
- Marelli H. 1994. La Siembra Directa en la Argentina. Proyecto de Investigación Estratégica Cultivos sin Labranza. Hoja Informativa N° 273. INTA EEA Marcos Juárez. 11p.
- Marelli H, J Arce. 1996. La Labranza Conservacionista. Informe N° 32. INTA EEA Marcos Juárez. 8p.
- Panigatti JL, MC Perez, M Mussetti. 1983. Evolución de la temperatura del suelo. Influencia de la cobertura. *Public. Misc. N°15.* INTA EEA, Rafaela. 35p.
- Peterson RF. 1965. Wheat. Botany, Cultivation and Utilization. *World Crops Books.* N. Polunin (ed.) 422p.
- Radke JK, AR Dexter, OJ Devine. 1985. Tillage effects on soil temperature, soil water, and wheat growth in South Australia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1542-1547.
- SAS Institute, Inc. 1985. SAS User's guide. Statistics Version. 5th ed. SAS Institute, Inc., Cary, NC.
- Steel RGD, JH Torrie. 1980. Principles and Procedures of Statistics. Multiple comparisons. Second Edition. 172-191.
- Unger PW. 1978. Straw mulch effects on soil temperatures and sorghum germination and growth. *Agron. J.* 70:858-864.
- Unger PW. 1990. Conservation tillage systems. *Adv. Soil Sci.* 13:27-68.
- Zhai R, RG Kachanoski, RP Voroney. 1990. Tillage effects on the spatial and temporal variation of soil water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:186-192.

MOVIMIENTO SUPERFICIAL DE FOSFORO EN SUELOS DE LA PAMPA ONDULADA

C I CHAGAS, R S LAVADO, C A REVILLA, G J MACIAS.

Departamento de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Av. San Martín 4453 (1417) Capital Federal, República Argentina. E-mail: chagas@mail.agro.uba.ar

SUPERFICIAL MOVEMENT OF PHOSPHORUS IN SOILS FROM THE ROLLING PAMPAS

There is a lack of local information on overland movement of phosphorus fractions associated with the effects of rainfall and/or irrigation. The aim of the present investigation was to quantify the particulated and dissolved fractions generated and transported by drop impacts and runoff. Simulated high energy rainfall was applied to microplots containing disturbed and fertilized bare topsoils from a Arroyo Dulce Series silty loam Typic Argiudoll. Treatments were a soil under continuous agriculture (plowed) and a soil devoted to pasture (unplowed). The organic carbon content was significantly lower in the plowed soil whereas the extractable phosphorus content and the soil texture were similar in both treatments. Soil organic carbon content influenced the dynamics of the dissolved and particulated fractions of phosphorus in the runoff. The unplowed soil showed a high initial concentration of reactive dissolved phosphorus followed by a considerable declination of this concentration during rainfall application. This behaviour differed from the plowed treatment and consequently it led to differences in the fit of linear regression models between treatments. The plowed soil delivered more extractable particulated phosphorus to runoff than the unplowed soil. This was related to differences in sediment quantity rather than quality. Organic carbon and clay but not extractable particulated phosphorus, were enriched in runoff sediments compared to source soil. Some of these results differed from those that were obtained abroad employing low energy simulated rainfall.

Key words: Dissolved phosphorus, Particulated phosphorus, Organic carbon, Argiudoll.

INTRODUCCION

El manejo de la fertilización en un sistema productivo debe propender a maximizar el aprovechamiento de los nutrimentos aplicados, por parte de los cultivos, minimizando a su vez los factores que reducen su eficiencia. Un aspecto que atenta contra la eficiencia de la fertilización fosfatada es el posible desplazamiento superficial de fosfatos y su eventual salida del sistema (pérdida) bajo formas disueltas y/o particuladas, provocadas en ciertas circunstancias por el agua de lluvia y/o el riego (Austin *et al.* 1996, Gaynor, Findlay 1995).

Las pérdidas de fósforo aplicado al suelo a través de fertilizantes inorgánicos y orgánicos y su posterior salida del sistema a través de aguas superficiales, subsuperficiales y profundas fue muy estudiada en el exterior (Moore, Miller 1994, Edwards, Daniel 1994; Coale *et al.* 1994, Gale *et al.* 1994, Shreve *et al.* 1995, Sharpley *et al.* 1994b, Sharpley 1995b, Robinson, Sharpley 1995, Scholefield, Stone 1995, Abrams, Jarrel 1995). En nuestro país, en cambio, la investigación sobre este

tema es casi inexistentes. Chagas (1991, 1995) y Chagas *et al.* (1997), trabajando sobre dos suelos de Pampa Ondulada, encontraron que los sedimentos generados a campo en pequeñas parcelas, bajo lluvia simulada, estaban enriquecidos significativamente en arcilla y carbono orgánico. Dichos sedimentos presentaban, a su vez, menor contenido de arena que el suelo original, mientras que su contenido de limo y fósforo extractable no variaba significativamente (Chagas 1991). Santanatoglia *et al.* (1997) midieron elevadas concentraciones relativas de nitratos y fosfatos totales en las aguas de escurrimiento y en sedimentos provenientes de una cuenca de Pampa Ondulada.

En Argiudoles, Argiustoles y Pelustertes del centro sur de EEUU que fueron fertilizados con fósforo, Sharpley (1985) realizó ensayos aplicando lluvia simulada sobre microparcels y encontró que los sólidos suspendidos (fracción particulada) presentaban contenidos de arcilla, carbono orgánico y fracciones de fósforo que superaban ampliamente a las que habían sido medidas

en el suelo original. Estos valores se redujeron con las sucesivas lluvias aplicadas. Igual tendencia encontró dicho autor (Sharpley 1995 a), al analizar tanto el fósforo disuelto como el particulado que se recogían luego de enmendar suelos empleando cama de pollo, dependiendo del contenido de fósforo disponible del suelo original. Por su parte, Stanley *et al.* (1995) han encontrado que el fósforo presente en aguas superficiales, puede provenir de sistemas agropecuarios con suelos ricos en fósforo, independientemente del empleo de fertilizantes. Uno de los aspectos que no ha sido suficientemente desarrollado, es la influencia de la materia orgánica sobre la mencionada dinámica del movimiento superficial del fósforo.

Las pérdidas de fósforo que se producen en sistemas agrícolas, ganaderos y/o forestales, son evaluadas en la actualidad, tanto desde el punto de vista del manejo de dichos sistemas (Saá *et al.* 1994, Mc Isaac *et al.* 1995), como así también por su impacto sobre el medio ambiente (Sharpley *et al.* 1994 a b, Sharpley, Withers 1994). Por este motivo, a los métodos generales empleados para analizar los contenidos de fósforo en suelos y aguas (Ron Vaz *et al.* 1993, Mayer, Jarrell 1995), se agregaron técnicas que determinan formas de fósforo biodisponibles. Estos últimos se utilizan para estudiar principalmente efectos de contaminación (Ron Vaz *et al.* 1992, Thien, Myers 1992; Sharpley *et al.* 1994 a b; Soileau *et al.* 1994).

En Argentina, el eventual movimiento lateral de fósforo asociado a la acción de las lluvias y/o al riego sobre los suelos y el riesgo de eutroficación de aguas superficiales asume importancia, en la medida que la fertilización fosfatada se acrecienta con el tiempo (Bertolasi 1996).

El objetivo del presente trabajo consistió en cuantificar formas de fósforo particulado y disuelto, que se generan y movilizan lateralmente al aplicar lluvia simulada de alta energía sobre un suelo de Pampa Ondulada sometido a diferentes manejos. Se intenta validar la propuesta de que el nivel de P extractable del suelo sirve como predictor del P acarreado por el flujo superficial aún cuando, debido al manejo, existan diferencias en el contenido de carbono

orgánico.

MATERIALES Y METODOS

Características del suelo y formas del muestreo

Se trabajó con un Argiudol Típico franco limoso de la Serie Arroyo Dulce, de Pergamino, Provincia de Buenos Aires. Se seleccionaron dos lotes ubicados en áreas altas, planas y homogéneas que presentaban a su vez manejos contrastantes: a) agricultura continua por más de diez años y b) pastura (campo natural) de 30 años. Se delimitó en cada uno de ellos una superficie homogénea de una hectárea. La misma se dividió en cuatro subparcelas que fueron muestreadas al azar en forma independiente. Se comprobó previamente la existencia de grados contrastantes de carbono orgánico ($P < 0,05$) por el método de Walkley y Black (Nelson, Sommers 1982), en el horizonte superficial de los respectivos tratamientos. La pastura poseía 3,7 % de carbono orgánico en los 10 cm superiores del horizonte superficial, mientras que el tratamiento agricultura poseía 2,1 %. La distribución del tamaño de partículas elementales (Day 1965) no varió significativamente entre tratamientos, siendo en promedio de 26 % de arcilla, 60 % de limo y 14 % de arena. Las posibles diferencias estructurales que presentaban dichos tratamientos en el horizonte superficial, asociadas al diferente contenido de carbono orgánico, fueron parcialmente eliminadas a través del molido y tamizado de las muestras y el posterior empaquetamiento del suelo en las cajas metálicas.

El nivel de P extractable del suelo se midió a través de los métodos de Bray y Kurtz (1945) y Murphy, Riley (1962). Los resultados no mostraron diferencias entre tratamientos oscilando entre 45 y 48 mg kg⁻¹ de P extractable. El elevado e indistinto contenido de P extractable de ambos tratamientos podría deberse a distintas causas. En el tratamiento agrícola este resultado se debería a la implementación de siembra directa en los últimos tres años, con la consiguiente acumulación de fósforo en superficie por fertilización, sumado a que el muestreo se realizó en un cultivo de trigo recientemente emergido y fertilizado. En el caso de la pastura, el nivel de P encontrado se debería a un menor agotamiento del nutriente, por no estar dicho suelo dedicado a agricultura sin fertilizar.

El muestreo definitivo se realizó al igual que el preliminar, al azar, extrayéndose 4 muestras compuestas por más de 10 submuestras de los 10 cm superiores del suelo por cada cuarto de hectárea previamente elegido. Cada muestra definitiva contenía un total de 20 kg de suelo.

Preparación de las cajas metálicas de escurrimiento

El suelo se secó al aire, se eliminaron a mano los restos vegetales, se molió y se tamizó a

través de una malla de 2 mm de diámetro. El suelo disturbado fue, posteriormente, colocado en cajas metálicas construidas con chapa de 1m de largo, 15 cm de ancho y 10 cm de altura, con fondo entero, pintadas con convertidor de óxido y esmalte sintético, siguiendo el diseño empleado por Sharpley (1995 a y 1998, comunicación personal). Las cajas poseían un borde superior adicional de 5 cm de altura a lo largo de tres de sus cuatro lados, con el objeto de evitar la salida de material por salpicadura y contaban con un embudo metálico soldado en un extremo, para recoger y conducir el flujo de agua superficial en exceso, hacia un recipiente recolector.

En el interior de las cajas respectivas, se dispuso el suelo con una densidad aparente de aproximadamente $1,3 \text{ Mg m}^{-3}$ mediante la acción de una maza de madera (Sharpley 1985). Se prepararon unidades experimentales fertilizadas y testigos. Las unidades fertilizadas se prepararon aplicando una dosis equivalente a 30 kg ha^{-1} de P en forma de superfosfato triple finamente molido que representaban $0,45 \text{ g P}$ por parcela. Esta cantidad se mezcló con los 5 cm superiores de las cajas respectivas, en incrementos de 3 kg de suelo (Sharpley 1985). Los tratamientos testigos se prepararon igual que en el caso anterior, pero sin adicionar fertilizante.

Una vez preparadas, todas las unidades experimentales fueron saturadas lentamente con agua corriente, dejándose luego en reposo durante una semana, para permitir que el suelo reaccione con el fertilizante aplicado.

Aplicación de lluvia simulada

Finalizado el período de reacción, se tomaron muestras del suelo al azar, de un centímetro de profundidad de cada caja, con el objeto de determinar el estado previo a la aplicación de las lluvias. A continuación, las cajas fueron colocadas con un declive de 3 %, en la dirección de su embudo y se cubrieron con una malla plástica de 3 mm de abertura, colocada a 5 cm de altura por sobre la superficie edáfica, con el objeto de proteger al suelo del impacto directo de las gotas de agua.

Las cajas fueron sometidas a 30 minutos de lluvia intensa (64 mm h^{-1}) con agua corriente con un simulador de lluvias de 3 m de altura, desarrollado por Meyer, Harmon (1979) y construido en el INTA Marcos Juárez. Se recolectó cada 10 minutos el flujo de agua y suelo excedente, en bidones especialmente colocados a la salida de los embudos correspondientes.

Análisis de las muestras

Al suelo de la superficie de las cajas (0-1 cm), muestreado minutos antes de la aplicación de la lluvia simulada, le fue determinado el contenido de carbono orgánico (Nelson, Sommers 1982), la distribución de tamaño de partículas

elementales (Day 1965) y el P extractable (Bray, Kurtz 1945). Los valores obtenidos coincidieron con los que se determinaron durante la etapa inicial de selección de los respectivos tratamientos. En el caso del P, estos niveles indicaron una elevada disponibilidad, independientemente del tratamiento considerado y del aporte o no del fertilizante fosfatado. Por ese motivo, el análisis de los resultados de cada tratamiento se realizó agrupando entre sí tanto a suelos que recibieron fertilizante como a los testigos sin fertilizar.

De cada uno de los bidones que recogieron por separado el flujo correspondiente a 0-10 minutos, 10-20 minutos y 20-30 minutos de iniciada la lluvia, se tomó una alícuota que fue inmediatamente destinada al análisis del contenido del fósforo disuelto reactivo (Ron Vaz *et al.* 1993), previo microfiltrado por una malla de $0,45 \text{ }\mu\text{m}$. A su vez, el resto se dejó reposar en heladera a $4 \text{ }^\circ\text{C}$ y le fue separada por decantación, la fracción mas pesada correspondiente al material particulado. A esta última fracción le fueron determinados: el contenido de carbono orgánico (Nelson, Sommers 1982), la distribución de tamaño de partículas elementales (Day 1965) y el contenido de fósforo extractable (Bray, Kurtz 1945). La concentración total de sólidos particulados que poseían las muestras de agua, fue determinada por sedimentación y decantación, y por medio de alícuotas filtradas a través de una malla de $0,45 \text{ }\mu\text{m}$, secando y luego pesando el suelo así obtenido. Se empleó la definición de Sharpley (1985) sobre enriquecimiento (enrichment ratio) de los sedimentos (fracción particulada), consistiendo éste en la relación entre el contenido de una determinada sustancia presente en el sedimento, respecto de su contenido en el suelo que le dio origen. Para obtener dicha relación se compararon los contenidos de fósforo extractable, carbono orgánico, arcilla y limo del sedimento respecto de los del suelo original de cada una de las parcelas o cajas de escurrimiento, obteniéndose luego valores de media y desvío estandar de enriquecimiento para cada una de las propiedades y de los tratamientos considerados.

Análisis estadístico

Se empleó un diseño experimental completamente aleatorizado con dos tratamientos y cuatro repeticiones. Se realizaron análisis de variancia y regresión (Snedecor, Cochran 1980)

RESULTADOS

Fracción particulada del flujo superficial provocado por la lluvia simulada

El líquido que se recogió como resultado de aplicar un total de 33 mm de lluvia de alta intensidad, contenía un promedio

de sólidos suspendidos de 36,3 g L⁻¹ para el caso del tratamiento agricultura, y de 23,4 g L⁻¹ para el caso de la pastura. Las diferencias entre tratamientos presentaron una probabilidad P<0,09. El volumen de líquido recogido en ambos casos fue idéntico ya que las parcelas se hallaban saturadas previo a la aplicación de las lluvias.

El material sólido recogido contenía en promedio 25 % más carbono orgánico y 16 % más arcilla que el suelo original, independientemente del tratamiento considerado, siendo significativo (P<0,05) el enriquecimiento medido en ambos casos. Por el contrario, el contenido de limo y la cantidad de fósforo extractable particulado de dicho material, no varió significativamente respecto del suelo original, indicando que el enriquecimiento en estas fracciones resultó nulo para ambos tratamientos. La única diferencia significativa entre tratamientos en la calidad del material sólido recogido, se registró en el contenido de arena, que resultó menor para el caso de la agricultura comparado con la pastura.

Dinámica del fósforo extractable particulado

El análisis de la concentración de P extractable particulado en el líquido (Tabla 1) mostró que el suelo bajo agricultura perdió mas cantidad total de dicho nutriente que la pastura

durante el intervalo final de lluvia aplicada (22-33 mm). Este hecho se debió principalmente a la elevada pérdida de suelo que sufrió el tratamiento agricultura durante dicho lapso, ya que la calidad del material transportado (entendiéndose como tal al contenido y grado de enriquecimiento en P extractable) no varió entre tratamientos, como ya fuera mencionado. El ajuste de modelos de regresión lineal con y sin transformación de variables, con los datos de la Tabla 1, no resultó significativo para ninguno de los dos tratamientos, mostrando que no existirían cambios en la concentración de P extractable particulado en el líquido recogido, durante las sucesivas lluvias.

Dinámica del fósforo disuelto en el flujo superficial

La dinámica de la concentración de fósforo disuelto reactivo, se muestra en la Figura 1. El análisis estadístico de esta variable mostró diferencias significativas (P<0,05) a favor del tratamiento pastura frente a la agricultura, aunque solamente para los primeros 11 mm de lluvia aplicada.

Se comprobó una tendencia declinante en la concentración del fósforo disuelto reactivo con las sucesivas lluvias para ambos tratamientos, aunque con características diferentes en cada uno de ellos: el ajuste de modelos de regresión lineal, con y

Tabla 1. Evolución de la concentración de P extractable particulado, durante las sucesivas lluvias.

Table 1. Evolution of the particulated extractable P concentration during rainfall application events.

Lluvia total aplicada (mm)	Tratamientos	
	Agricultura	Pastura
	P particulado (mg L ⁻¹)	
11	1.54 (0.75) a	1.09 (0.15) a
22	1.58 (0.50) a	1.09 (0.18) a
33	1.72 (0.49) a	0.87 (0.17) b

Concentración no acumulativa, medida luego de cada incremento de lluvia.

Entre paréntesis se indican desvíos estándar.

Medias en la misma fila seguidas de igual letra no difieren significativamente (P<0,05).

Non cumulative concentration, measured after each rainfall increment.

Standard deviation between brackets.

Means followed by the same letter are not significantly different (P>0,05).

sin transformación logarítmica de las variables intervinientes, resultó para ambos tratamientos, altamente significativo ($P < 0,01$). Los modelos ajustados con las variables transformadas, con que se logró el máximo valor de R^2 fueron:

Tratamiento pastura:

$$y = 1,262 - 0,472 x \quad (R^2 = 0,54)$$

Tratamiento agricultura:

$$y = 0,318 - 0,237 x \quad (R^2 = 0,49)$$

siendo:

$y = \text{Ln}$ (concentración de P disuelto reactivo, en mg L^{-1})

$x = \text{Ln}$ (lluvia aplicada, en mm)

Estos resultados muestran que el suelo de la pastura aportó un elevado contenido inicial de P disuelto reactivo al flujo superficial, declinando a lo largo de las sucesivas lluvias. Algo similar, pero de menor intensidad, ocurrió en el caso del suelo agrícola.

Concentraciones de P disuelto y particulado

El tratamiento bajo agricultura se caracterizó por presentar mayor variabilidad relativa en la fracción particulada, mientras que el tratamiento bajo pastura mostró mayor variabilidad relativa en la fracción disuelta

(Figura 2).

DISCUSION

La dinámica diferencial de las fracciones de P disuelto reactivo y P extractable particulado, puso en evidencia la importancia del contenido de carbono orgánico, habida cuenta que ésta fue la única propiedad del suelo original que diferenció entre sí a los tratamientos estudiados.

Con respecto a la fracción particulada, resulta destacable el hecho de no haberse registrado un enriquecimiento en el contenido de P extractable en ninguno de los dos tratamientos analizados, a diferencia de lo ocurrido con el carbono orgánico y la arcilla. Sharpley (1985) estudió seis suelos de EEUU (cuatro molisoles, uno de ellos Argiudol Típico franco arcilloso) mediante el empleo de un simulador de lluvias de baja energía. A pesar de esto último, los resultados de este ensayo y el nuestro son comparables entre sí, en términos relativos. Prueba de ello es que, en la totalidad de los seis suelos estudiados por Sharpley (1985), el enriquecimiento en carbono orgánico particulado fue superior al

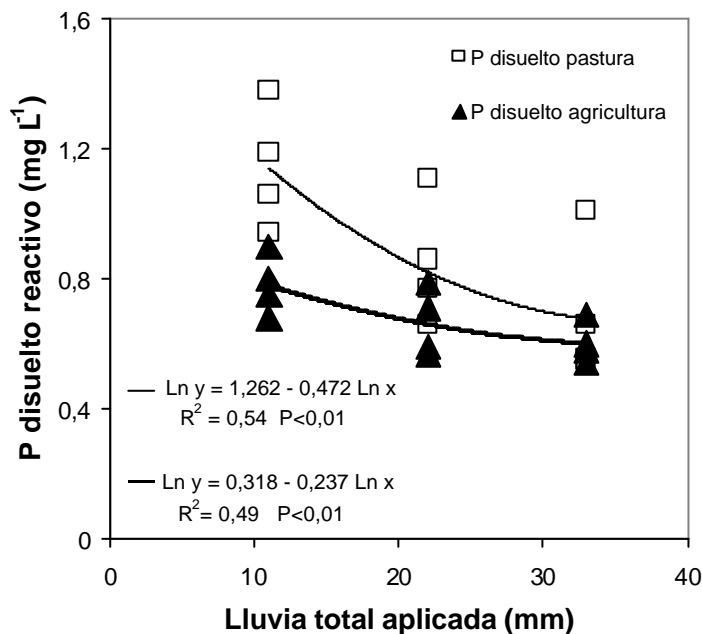


Figura 1. Evolución del P disuelto reactivo, durante las sucesivas lluvias. Concentración no acumulativa, medida luego de cada incremento de lluvia.

Figure 1. Evolution of dissolved reactive P, during rainfall application events. Non cumulative concentration, measured after each rainfall increment.

de la arcilla tal como sucedió en la presente experiencia. Las mayores divergencias entre los resultados de Sharpley (op. cit.) y los nuestros, se relacionan con el enriquecimiento en P extractable particulado. En cuatro de los suelos de EEUU éste fue superior al del carbono orgánico y la arcilla, en uno de los suelos resultó intermedio y en otro fue menor aún que el enriquecimiento en arcilla, tal como sucedió aquí. El Argiudol de EEUU se comportó en forma opuesta al de Argentina. Estos resultados indicarían que el contenido de P extractable de las partículas movilizadas lateralmente, no está relacionado en forma directa con el contenido de carbono orgánico y de arcilla de las mismas, existiendo otros factores que lo condicionan. Resultados concordantes con los del presente experimento local, fueron observados anteriormente por Chagas (1991), en un Argiudol Típico del suroeste de la Provincia de Córdoba, empleando el mismo simulador de lluvias. Según Sharpley (1985) a mayor cantidad de material edáfico movilizado, menor resulta el enriquecimiento del mismo en elementos tales como carbono orgánico, arcilla, P. Este hecho podría explicar la falta de enriquecimiento en

P particulado que se midió en la presente experiencia y en una anterior (Chagas 1991), ya que en ambas se verificó una gran salida de material debido al empleo del simulador de lluvias de alta energía. Sin embargo, ello no permitiría explicar la respuesta diferencial obtenida entre el P y los restantes elementos estudiados, CO y arcilla, que fuera verificada en ambos ensayos.

Respecto del P disuelto reactivo, resulta destacable su mayor concentración en el flujo hídrico de la pastura comparado con la agricultura, a pesar de que ambos tratamientos no se diferenciaban respecto del contenido inicial de fósforo extractable. Ello indica que el contenido de fósforo extractable del suelo original, no constituye un adecuado predictor del comportamiento de los suelos estudiados, respecto de la generación de contaminantes fosfatados disueltos, a diferencia de lo que hubiese sido esperable (Sharpley 1995 a).

Por otra parte, Sharpley *et al.* (1996) señalaron que, a igual contenido de P extractable superficial, un suelo bajo pastura podría generar menores concentraciones de P disuelto que el mismo suelo bajo agricultura, debido a

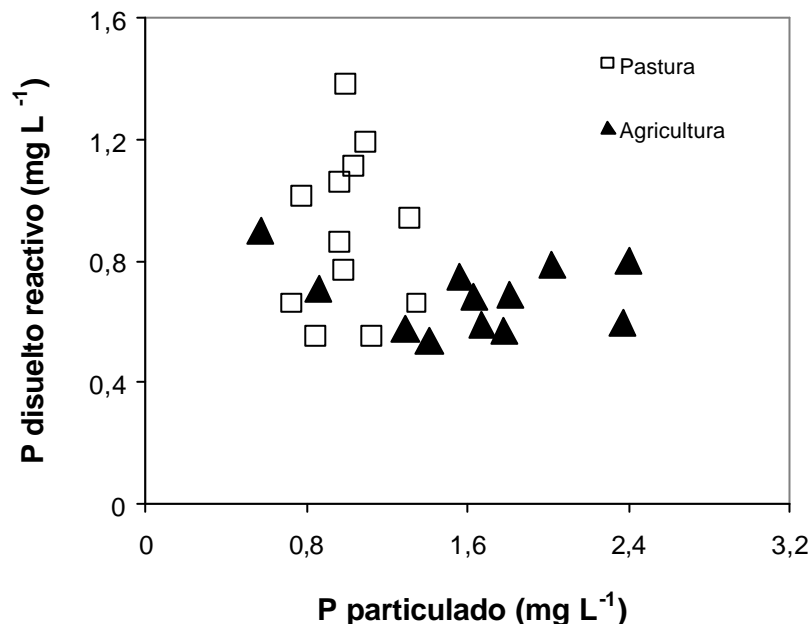


Figura 2. Relación entre las concentraciones de P disuelto y P particulado.

Figure 2. Relation between the dissolved and particulated P concentrations.

la protección que ejerce la cubierta vegetal de la pastura sobre dicha superficie. El presente ensayo mostró que es posible hallar lo contrario cuando se elimina la cubierta vegetal, se disturba la estructura del suelo y además, son aplicadas lluvias de elevada energía cinética.

Según Sharpley (1995 a), es esperable encontrar un decrecimiento en la concentración durante las sucesivas lluvias, tanto del fósforo disuelto como del particulado. En el presente trabajo, se verificó el mencionado decaimiento tan solo en la fracción disuelta.

Además, cabe resaltar que la concentración de P disuelto en el presente ensayo fue varias veces superior a la que se hubiese esperado, ya que el contenido inicial de P extractable que presentaban nuestros suelos está muy por debajo de los niveles considerados como problemáticos por Sharpley (1995 a) y Sharpley *et al.* (1996) para una amplia gama de suelos y manejos de EEUU.

Por último debe tenerse en cuenta que la acción del simulador de lluvias de elevada energía, puede provocar un mayor acarreo de materiales finos de baja densidad presentes en la superficie del suelo en comparación con un simulador de baja energía. La abundante cantidad de P soluble que se midió en el tratamiento pastura, podría estar asociada con la presencia de formas orgánicas de P y/o microagregados de baja densidad en el suelo original y, por ende, mas fácilmente acarreados que los macroagregados de dicho tratamiento.

No sería probable que el P disuelto estuviera relacionado con arcillas liberadas por la rotura de agregados de ese tratamiento, ya que la pastura presentaba una elevada estabilidad estructural asociada a su historia de uso. Además, este tratamiento movilizó relativamente menos suelo en comparación el tratamiento agricultura, destacando aún más su alta estabilidad de la estructura. Tampoco sería esperable que dicho P disuelto estuviera asociado a la presencia de arcillas dispersables en el tratamiento pastura, ya que en un trabajo anterior (Chagas *et al.* 1997), se comprobó que un Argiudol Típico similar al aquí empleado bajo pastura, presentaba igual ó

menor contenido de arcilla dispersable que su par sometido a agricultura continua.

CONCLUSION

Los suelos estudiados poseen un comportamiento diferencial en relación al P extractable particulado y al P disuelto reactivo, respecto de otros suelos con características texturales y taxonómicas similares. No obstante, debe tenerse en cuenta que fue empleado un simulador de lluvias de alta energía que podría también ser, en parte, responsable de las diferencias halladas.

Los resultados obtenidos, indican que el contenido del P extractable no debería emplearse como único predictor de la dinámica de P disuelto reactivo y P extractable particulado que se movilizan por acción de dichas lluvias.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la UBA y el CONICET.

REFERENCIAS

- Abrams M M , Jarrel W M. 1995. Soil phosphorus as a potential nonpoint source for elevated stream phosphorus levels. *J. Environ. Qual.* 24:132-138.
- Austin N R, Prendergast J B, Collins M D. 1996. Phosphorus losses in irrigation runoff from fertilized pasture. *J. Environ. Qual.* 25:63-68.
- Bertolasi R C. 1996. Aumento en el consumo de fertilizantes. *Fertilizar* 2:14-15.
- Bray R H, Kurtz L T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Coale F J, Izuno F T, Bottcher A B. 1994. Phosphorus in drainage water from sugarcane in the everglades agricultural area as affected by drainage rate. *J. Environ. Qual.* 23:121-126.
- Chagas C I. 1991. Efectos de la rugosidad superficial y el nivel de degradación física, sobre la dinámica hídrica y la erosión entre surcos en un Argiudol. Tesis de M. Sc. Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Chagas C I. 1995. Efectos de la rugosidad superficial, el tamaño de agregados y la estabilidad estructural sobre la erosión entre surcos en un Argiudol. *Ciencia del Suelo* 13:85-90.
- Chagas C I, Marelli H J, Gróttola M C, Rienzi E A. 1997. Influencia del uso de la tierra sobre la erosión entre surcos en un Argiudol típico de Argentina. *Rev. Facultad de Agronomía* 17:333-

- 340.
- Day P R. 1965. Particle fractionation and particle size analysis. En: C A Black (Ed.) *Methods of soil analysis*. Part I. Agronomy 9. Am. Soc. of Agronomy, Madison, Wi. Pag 563-567.
- Edwards D R, Daniel T C. 1994. Quality of runoff from fescuegrass plots treated with poultry litter and inorganic fertilizer. *J. Environ. Qual.* 23:579-584.
- Gale P M, Reddy K R, Graetz D A. 1994. Phosphorus retention by wetland soils used for treated wastewater disposal. *J. Environ. Qual.* 23:370-377.
- Gaynor J D, Findlay W I. 1995. Soil and phosphorus loss from conservation and conventional tillage in corn production. *J. Environ. Qual.* 24:734-741.
- Mayer T D, Jarrell W M. 1995. Assessing colloidal forms of phosphorus and iron in the Tualatin river basin. *J. Environ. Qual.* 24:1117-1124.
- McIsaac G F, Mitchell J K, Hirschi M C. 1995. Dissolved phosphorus concentrations in runoff from simulated rainfall on corn and soybean tillage systems. *J. Soil Water Cons.* 50:383-387.
- Meyer L D y Harmon W C. 1979. Multiple intensity rainfall simulator for erosion research on row sideslopes. *Trans. ASAE* 22:100-103.
- Moore P A, Miller D M. 1994. Decreasing phosphorus solubility in poultry litter with aluminum, calcium, and iron amendments. *J. Environ. Qual.* 23:325-330.
- Murphy J, Riley J P. 1962. A Modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt. Chim. Acta* 27: 31-36.
- Nelson D W, Sommers L E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page A L et al. (Eds.) *Methods of soil analysis*. Part 2. Agronomy 9, 2nd edition, Am. Soc. of Agronomy Madison, Wi. Pp. 539-579.
- Robinson J S, Sharpley A N. 1995. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter. *J. Environ. Qual* 24: 62-67.
- Ron Vaz M D, Edwards A C, Shand C A. 1992. Determination of dissolved organic phosphorus in soil solutions by an improved automated photo-oxidation procedure. *Talanta* 39:1479-1487.
- Ron Vaz M D, Edwards A C, Shand C A, Cresser M S. 1993. Phosphorus fractions in soil solution: influence of soil acidity and fertiliser additions. *Plant and Soil* 148:175-183.
- Saá A, Trasar-cepeda C, Soto B, Gil-Sotres F, Díaz-Fierros F. 1994. Forms of phosphorus in sediments eroded from burnt soils. *J. Environ. Qual.* 23:739-746.
- Santanatoglia O J, Chagas C I, Iorio A de, Daniel P, Rendina A, Massobrio M, Castiglioni M, Bargiella M, Buján A. 1997. Uso antrópico de la cuenca del arroyo del Tala, Pcia. de Buenos Aires: incidencia en las propiedades del agua. Congreso Internacional sobre Aguas y Workshop sobre Química Ambiental y Salud. Buenos Aires, Argentina, 4 al 8 de agosto de 1997. Pag 20.
- Scholefield D, Stone A C. 1995. Nutrient losses in runoff water following application of different fertilizers to grassland cut for silage. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55: 181-191.
- Sharpley A N. 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1527-1534.
- Sharpley A N. 1995 a. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24:920-926.
- Sharpley A N. 1995 b. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agriculture runoff. *J. Environ. Qual.* 24:947-951.
- Sharpley A N, Withers P J A. 1994. The environmentally sound management of agricultural phosphorus. *Fertilizer Research* 39: 133-146.
- Sharpley A N, Indiati R, Ciavatta C, Rossi N, Sequi P. 1994 a. Interlaboratory comparison of oxide-impregnated paper to estimate bioavailable phosphorus. *J. Environ. Qual.* 23:14-18.
- Sharpley A N, Chapra S, Wedepohl R, Sims J T, Daniel T C, Reddy K R. 1994 b. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *J. Environ. Qual.* 23: 437-451.
- Sharpley A, Daniel T C, Sims J T, Pote D H. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus level. *J. Soil and Water Cons.* 51:160-166.
- Shreve B R, Moore P A, Daniel T C, Edwards D R, Miller D M. 1995. Reduction of phosphorus in runoff from field applied poultry litter using chemical amendments. *J. Environ. Qual.* 24:106-111.
- Snedecor G W, Cochran W G. 1980. *Statistical Methods*, 7th Edn. Iowa University Press.
- Soileau J M, Touchton J T, Hajek B F, Yoo K H. 1994. Sediment, nitrogen and phosphorus runoff with conventional and conservation tillage cotton in a small watershed. *J. Soil and Water Cons.* 49: 82-89.
- Stanley C D, Mc Neal B L, Gilreath P R, Creighton J F, Graham W D, Alverio G. 1995. Nutrient loss trends for vegetable and citrus fields in west-central Florida: II. Phosphate. *J. Environ. Qual* 24:101-106.
- Thien S J, Myrs R. 1992. Determination of bioavailable phosphorus in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:814-818.

FOSFORO RETENIDO POR SUELOS Y POR SUS FRACCIONES GRANULOMETRICAS EN RELACION CON LA MATERIA ORGANICA

S G DE BUSSETTI¹, E A FERREIRO^{1,2}, I M NATALE^{1,3}, M E MANDOLESI¹

¹ Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

³ Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires.

PHOSPHORUS RETENTION BY SOILS AND BY THEIR GRANULOMETRIC FRACTIONS IN RELATION WITH THE ORGANIC MATTER.

The effect of organic matter (OM) on release of surface OH⁻ (OH_{sup}) and P retention on samples from surface and subsurface horizons of seven soils and their granulometric fractions were studied. The soils were located in the southwest of Buenos Aires province (Argentina). The study also included samples with organic matter elimination by ignition. The amount of OH_{sup} and the P retention was inversely dependent on particle size. Ignition produced an increase in OH_{sup} and P retention for soil samples and for their granulometric fractions. No significant differences were found between horizons in OH_{sup} and P retention. The increase in OH_{sup} was significantly correlated ($P < 0,01$) to increase in P retention after ignition. It is concluded that OM blocks the active retention sites of P.

Key words: Phosphorus retention, Organic matter, Soils, Particle-size fractions, Surface OH.

INTRODUCCION

La materia orgánica del suelo disminuye tanto la capacidad como la velocidad de retención de fosfato permitiendo una mayor disponibilidad para los cultivos. No se han encontrado en la literatura datos de mecanismos que avalen esta hipótesis, aunque Holford y Mattingly (1975) sugieren una competencia por los sitios de adsorción.

Uno de los mecanismos de retención del P en los suelos indica que los iones fosfato se adsorben sobre la superficie de los óxidos e hidróxidos de Al y/o Fe por intercambio con grupos OH y/o OH₂⁺ sobre la superficie del mineral (Tisdale *et al.* 1993).

Fieldes y Perrott (1966) mostraron que la acción del fluoruro sobre materiales poco ordenados (amorfos) produce cantidades considerables de OH⁻ en solución. El F⁻ reacciona más lentamente pero en forma similar con los minerales cristalinos de arcilla (Huang, Jackson 1966). La reacción del F⁻ se usa como un ejemplo de reacciones superficiales específicas (Bracewell *et al.* 1970) para la determinación cuantitativa de los OH considerados superficiales.

El objetivo de este trabajo es analizar en la superficie mineral el comportamiento de los OH superficiales cuando la MO se elimina con el fin de aclarar el mecanismo por el cual

aumenta la retención de fósforo.

MATERIALES Y METODOS

Se tomaron muestras puntuales del horizonte superficial de siete suelos situados al sudoeste de la provincia de Buenos Aires, del horizonte subsuperficial en seis de ellos y en dos profundidades en el restante. Se secaron al aire, se molieron y se pasaron por tamiz de 2 mm. La textura se determinó por el método del hidrómetro (Sheldrick, Wang 1993) luego de la dispersión de las muestras en agua, sin agregado de agentes dispersantes, mediante agitación rotativa durante 16 h. Estas condiciones son óptimas para lograr una buena dispersión (Regasamy *et al.* 1974).

Para la obtención de las fracciones granulométricas se dispersaron las muestras en una relación suelo:agua de 1:5, en idénticas condiciones a las que se utilizaron para la determinación de la textura. Los límites del tamaño de las partículas, según la clasificación de U.S.D.A. (Gee, Bauder 1986), fueron diámetro < 2 μm para la fracción arcilla, entre 2 y 50 μm para la fracción limo y entre 50 y 2000 μm para la fracción arena. Las fracciones se separaron mediante sucesivos ciclos de agitado-sedimentación-extracción de la suspensión sobrenadante, teniendo en cuenta la ley de Stokes. No se tomaron precauciones para inhibir la actividad microbiana. Las fracciones así obtenidas, se secaron a 60°C, se molieron y se pasaron por tamiz de 200 μm para homogeneizar las muestras.

Las muestras de suelo fueron sometidas a

igual procedimiento de dispersión, secado, molido y tamizado.

Se consideró que la pérdida de peso por ignición (PPI) representaba la MO del suelo y que en estas condiciones de temperatura el material mineral no sufría serias transformaciones (Mitchell 1932). Las muestras se mantuvieron en mufla a 350°C durante 7 h (Davies 1974).

El material que se obtuvo de la estimación de la MO (PPI) del suelo y de sus fracciones granulométricas se utilizó como muestras sin MO.

Para medir la liberación de los OH⁻ superficiales (OH_{sup}) se agitó vigorosamente una suspensión de 1 g de suelo o de arena, 0,5 g de limo ó 0,20 g de arcilla, en 20 mL de una solución de NaF 0,85 M. Los OH_{sup} liberados se determinaron por titulación continua con HCl 0,1 N manteniendo el pH (medido potenciométricamente) en un valor constante de 6,80 (Bracewell *et al.* 1970). La lectura final se realizó a los 30 min y los valores de los meq de ácido consumidos, que se representan con *a*, para mantener el pH constante se registraron cada 5 min. También se calculó la velocidad de liberación de los OH⁻ en función del tiempo como el cociente entre los OH⁻ liberados entre los 20 y 30 minutos dividido por los 10 minutos transcurridos y refiriéndolos como el valor obtenido a los 25 minutos.

El pH se determinó potenciométricamente con la relación sólido:solución de 1:5 en CaCl₂ 10⁻² M.

La retención de fósforo por el suelo (*Pr*) y en sus fracciones granulométricas, con y sin MO, se calculó a partir de una solución inicial que contenía 60 mg de P L⁻¹ en CaCl₂ 10⁻² M. Las relaciones sólido/solución utilizadas fueron para suelo y fracción arena de 0,5 g/10 mL (0,050 kg L⁻¹), y en las fracciones limo y arcilla de 0,25 g/10 mL (0,025 kg L⁻¹). Se agitó durante 1 h, se filtró con papel banda azul y se determinó P en el sobrenadante mediante el método colorimétrico de Murphy y

Riley (1962). Se calculó el P retenido como diferencia entre las concentraciones inicial y final de P en solución, teniendo en cuenta la relación sólido-solución.

En las muestras de suelo y en las fracciones granulométricas se determinó la humedad para poder expresar los resultados en relación al peso seco. Además se tuvo en cuenta la pérdida de peso por ignición para relacionar las muestras con y sin MO a 1 g de muestra inicial seca.

RESULTADOS Y DISCUSION

I - Oxhidrilos superficiales del suelo y de sus fracciones granulométricas

El análisis de comparación de medias (Test de Tukey) no muestra diferencias significativas entre horizontes. Para analizar el efecto del tamaño de las partículas, constituyentes del suelo en la liberación de OH se compararon las medias de ambos horizontes. Los resultados se muestran en la Tabla 1 donde se observan diferencias significativas entre fracciones, indicando que el valor *a* está relacionado inversamente con el tamaño de las partículas y directamente con el área superficial de las fracciones texturales (Natale *et al.* 1996).

La liberación de los OH_{sup} en las muestras depende del pH de los materiales analizados.

Después de la eliminación de la MO del suelo y de sus fracciones, los OH_{sup} aumentaron significativamente en todos los casos. En parte debido a que los elementos constituyentes de la MO forman óxidos básicos por efecto de la ignición que se ponen en evidencia por el aumento del pH. Esto produce un gasto adicional de H⁺ en la titulación para mantener la suspensión en pH 6,8. Pero además, y en mayor proporción se debe a los OH_{sup} que

Tabla 1. Valores medios de *a* (meq g⁻¹), *b* (µeq min⁻¹ g⁻¹), *Pr* (mg kg⁻¹) y pH de ambos horizontes, en función del tamaño granulométrico.

Tabla 1. Mean values of *a* (meq g⁻¹), *b* (meq min⁻¹ g⁻¹), *Pr* (mg kg⁻¹) and pH of both horizons, as a function of the size of particles.

Material	<i>a</i>		<i>b</i>		<i>Pr</i>		pH	
	Con MO	Sin MO	Con MO	Sin MO	Con MO	Sin MO	Con MO	Sin MO
Arena	0,111a	0,235a	2,4a	5,1a	67,5a	113,6a	6,15a	7,09a
Limo	0,618b	1,681b	9,6b	27,0b	404,3b	1091b	5,91a	7,52b
Arcilla	2,029c	4,210c	27,6c	65,7c	1298c	1989c	7,83b	8,39c

Número de muestras (*n*) = 14 para ambos horizontes. Valores con letras diferentes dentro de la misma columna, difieren significativamente (P < 0,05).

quedan liberados después de destruir la MO, ya que se alcanza a triplicar los valores *a* de las muestras que no fueron incineradas. La comparación de medias indica que no hay diferencias significativas de los OH_{sup} entre horizontes para los suelos y sus fracciones granulométricas luego que se elimina la MO, aunque sí las hay entre fracciones.

El aumento de los OH después de la ignición confirmaría que la superficie mineral no se vería afectada por la ignición en estas condiciones de tiempo y temperatura de trabajo (Mitchell 1932).

Los valores de *a*, que representan la cantidad total de OH^- en un tiempo prefijado, no informan acerca de la cinética de su liberación. Para este fin se ha tomado la pendiente (*b*) de la curva de titulación en función del tiempo (*a* vs *t*) para *t* = 25 min. Luego de la destrucción de la MO se observó un aumento de los valores *b*. La ausencia de la MO provoca una liberación de OH_{sup} que llega a duplicar los valores de $\text{OH}_{\text{sup}} / \text{min}$. Este valor *b* es independiente del aumento del pH de la suspensión por efecto de la calcinación de los materiales, ya que se produce un consumo inicial de H^+ para la neutralización de los óxidos y no afecta la velocidad de liberación a los 25 min. La comparación de medias de los valores *b* mostraron la misma relación entre horizontes y con los tamaños granulométricos que *a*.

II - Retención de fósforo por los suelos y sus fracciones

En promedio, hubo mayor retención de P en el horizonte inferior en concordancia con menores contenidos de MO. La fracción arcilla mostró valores de *Pr* similares al suelo, con

mayor retención, en promedio, en el horizonte inferior. En cambio las fracciones limo y arena presentaron valores de *Pr* del mismo orden en ambos horizontes estudiados. La comparación de medias entre horizontes indica que las diferencias en suelos y arcillas no son significativas.

Como se observa en la Tabla 1, el *Pr* en las muestras con MO estuvo relacionada significativamente con el tamaño de las partículas y la mayor retención se encontró en las fracciones más finas, mostrando un comportamiento similar a los OH_{sup} .

Después de la destrucción de la MO la retención del P aumentó significativamente en los suelos, en ambos horizontes. También se observa que la cantidad de fósforo retenido después de la destrucción de la MO aumentó significativamente tanto en la arcilla como en el limo de ambos horizontes, mientras que en la arena no se observó este efecto con la presencia o no de MO, debido probablemente a errores experimentales a tan baja retención de P.

El P retenido después de la ignición se relacionó con el pH. La función es curvilínea y presenta un mínimo cerca de pH 6,5.

En la Tabla 2 se puede observar que existe correlación altamente significativa entre el aumento de la retención de P y la pérdida de MO tanto en el suelo como en sus fracciones granulométricas.

El incremento de los OH_{sup} que se produce por eliminación de la MO presenta una correlación altamente significativa con la cantidad de la materia orgánica eliminada en todos los materiales con excepción de la arena. Una asociación similar se observa entre el

Tabla 2. Correlaciones entre las variaciones producidas por la eliminación de la MO en las propiedades estudiadas.

Table 2. Correlations among the differences produced by the elimination of the OM in the studied properties.

Variables	Suelos	Arenas	Limos	Arcillas
DPr - Da	0,874*	0,290 ns	*0,853*	0,755*
DPr - DpH	0,735*	0,553**	0,766*	0,950*
DPr - MO (%)	0,834*	0,880*	0,786* ¹	0,830*
Da - MO (%)	0,962*	0,324 ns	0,851*	0,940*

Número de muestras: *n* = 14 para cada material; ¹) *n* = 13.

*) Significativo al 1%; **) Significativo al 5%; ns: no significativo.

aumento de los OH_{sup} con el incremento del P retenido.

A partir de la cinética de liberación de los OH_{sup} se observa que la eliminación de la MO produce un aumento de los $\text{OH}_{\text{sup}} \text{ g}^{-1} \text{ min}^{-1}$ lo que indica que han quedado expuestos sitios o mecanismos responsables de la concentración, adsorción o retención de P en la interfase sólido / solución. Los suelos presentan diferencias en la densidad de los OH superficiales debido no solo a la cantidad sino también a la calidad de los materiales minerales que los componen (Bracewell *et al.* 1970) y que luego quedan expuestos al eliminar la MO.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con un subsidio de la Secretaría General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur.

REFERENCIAS

- Bracewell J M, Campbell A S, Mitchell B D. 1970. An assessment of some thermal and chemical techniques used in the study of the poorly-ordered aluminosilicates in soil clays. *Clay Minerals* 8: 325-335.
- Davies B E. 1974. Loss on ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Sci. Amer. Proc.* 38: 150-151.
- Fieldes F J, Perrot K W. 1966. The nature of allophane in soil. Part 3. Rapid field and laboratory test for allophanes. *N. Z. J. Sci.* 9: 623-629.
- Gee, G. W. and Bauder, J. W. (1986). Particle size analysis. pp 383-441. En: A. Klute (Ed.) *Methods of Soils Analysis. Part 1, 2nd Edition*, ASA and SSSA. Publ., Madison, WI, USA.
- Holford I C R, Mattingly G E G. 1975. The high and low energy phosphate adsorption surfaces in calcareous soils. *J. Soil Sci.* 26: 407-417.
- Huang P M, Jackson M L. 1966. Fluoride interaction with clays in relation to third buffer range. *Nature, London* 211: 779- 780.
- Mitchell, J. (1932): The origin, nature and importance of soil organic constituents having base exchange properties. *J. Am. Soc. Agr.* 24, 256-275.
- Murphy J., Riley J P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36.
- Natale I M, Bussetti S G de, Mandolesi M E, Ferreiro E A. 1996. Relación de la capacidad de intercambio catiónico y superficie específica con la materia orgánica de fracciones granulométricas del suelo. Congreso Argentino de Química, A.Q.A., Departamento de Química, UNS, septiembre 18-20, Bahía Blanca.
- Regasamy P, Gurcharan Singh, Krishna Murti, G S G. 1974. Iron transformation and micro-aggregates in submerged soils. *ILRISO* 23: 151-157.
- Sheldrick B H, Wang C. 1993. Particle size determinations. En *Soil sampling and methods of analysis* Carter, M R (Ed), Canadian Soc. Soil Sci., p. 507.
- Tisdale S L, Nelson W L, Beaton J D, Havlin J L. 1993. *Soil fertility and fertilizers*, MacMillan Publ. Co., 634 págs.

EROSIVIDAD DE LAS PRECIPITACIONES EN TANDIL, PROVINCIA DE BUENOS AIRES.

C M DI LEO, A ARAGÓN, R MARLATS, J E BRUNO

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. UNLP. 60 y 119 La Plata

EROSIVITY OF PRECIPITATIONS IN TANDIL, PROVINCE OF BUENOS AIRES

The objective of this paper was to evaluate the utility of a short period pluviographic data for the estimation of the monthly and annual erosivity in Dique Seco, Tandil, Buenos Aires, Argentina. The methodology used by the Universal Soil Loss Equation (USLE) for calculation of the R factor was applied to a 1972-1977 serie, and the results compared with other published data. A close relationship between the product of the total volume of a storm by the maximum intensity in 30 minutes and the R factor was confirmed. The coefficients of adjustment Bi was applied. A higher rain erosivity was confirmed for the spring and summer months.

Keywords: erosion, erodability, universal soil loss equation

INTRODUCCION

El estudio de la potencialidad erosiva adquiere especial importancia en la zona serrana de la provincia de Buenos Aires.

Las técnicas de predicción de pérdidas de suelos se han desarrollado a lo largo de muchos años como resultado de la creciente comprensión del proceso de erosión. Entre ellas, la más difundida es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (EUPS), de Wischmeier, Smith (1958), que cuantifica la pérdida de suelo por hectárea y por año.

Wischmeier, Smith (1958) estudiaron por regresión múltiple la relación entre la erosión medida experimentalmente y varias de las características de las lluvias que la generaron. Los mismos autores (Wischmeier, Smith 1978) publicaron valores de "R" para EEUU y definieron el uso del parámetro en unidades métricas.

Rojas, Conde (1980) determinaron el índice de erosividad de las lluvias para diversas localidades de la provincia de Entre Ríos, Santa Fe, Corrientes, Córdoba y Buenos Aires.

Rovira *et al.* (1982) y Pannone *et al.* (1983) analizaron la información pluviográfica disponible en varias localidades de Uruguay, obteniendo valores del EI30 promedio anual y su distribución mensual para un período de más de 20 años.

En un trabajo posterior Rojas y Conde (1985) presentaron estimaciones de "R" para el centro-este de la República Argentina.

El objetivo de este trabajo fue analizar si con 93 fajas pluviográficas se pueden obtener coeficientes de ajuste (Bi) para cumplir con el objetivo de estimar los valores de "r" y "R" de la USLE.

MATERIALES Y METODOS

Se trabajó con fajas pluviográficas diarias registradas en pluviógrafos instalados por el Departamento de Hidrología de la Dirección Provincial de Hidráulica en la localidad de Dique Seco, partido de Tandil, para el período 1972 a 1977. De las mismas se extractó la información de volúmenes de lluvia caída en intervalos variables y fijos de 15 minutos para todas las tormentas de significancia ocurridas. Tormentas de menos de 13 mm, separadas de otras por seis horas o más, fueron omitidas por insignificantes, salvo que la intensidad máxima en 15 minutos excediera los 23 mm/h⁻¹.

La energía cinética de las lluvias (E) se calculó según lo determinaran experimentalmente Wischmeier, Smith (1978).

Para verificar la representatividad del período y para calcular los valores de "R", se contó con información pluviométrica para el mismo período de la localidad en estudio, Dique Seco, y para el período 1911 - 1987 de la localidad de Tandil, muy cercana a la misma.

Se estimaron rectas de regresión que relacionan el factor EI30 con la precipitación total por la intensidad máxima en 30 minutos para cada tormenta según lo expresaran Rojas, Conde (1985). En el mismo trabajo utilizaron un estimador que relaciona el factor EI30 obtenido de datos pluviográficos con volúmenes totales ocurridos en un período mayor que llaman Bi. Este estimador fue aplicado para las 93 tormentas analizadas y con él se calculó el factor "r" mensual y anual.

RESULTADOS Y DISCUSION

Con el objeto de caracterizar temporalmente el período analizado respecto de una serie más larga, se compararon las medias mensuales y anuales con las correspondientes al período 1911-1987, verificándose la inexistencia de diferencias significativas entre las mismas. En la Tabla 1 se pueden observar los promedios de ambos períodos.

En el cálculo de las erosividades mensuales por el método de Wischmeier y Smith (1978) se utilizaron intervalos fijos de 15 minutos y variables, no encontrándose diferencias significativas entre ambas opciones de análisis.

Relacionando los volúmenes de las tormentas analizadas y sus erosividades se observa una clara dispersión de los valores, confirmando que no existe una relación entre los mismos y que este parámetro en sí mismo no puede ser usado con fines predictivos.

En la Figura 1 puede observarse que la relación entre el factor "r" y el factor Volumen por Intensidad máxima en 30 minutos se ajusta a una recta con un coeficiente de determinación de 0,9. Estos resultados coinciden con lo comunicado por Rojas, Conde (1985), por lo que en este aspecto la serie analizada puede considerarse válida.

En la Tabla 1 se puede ver el cálculo de los factores Bi mensuales y los cálculos de las erosividades mensuales y anuales mediante

la aplicación de los factores Bi y los obtenidos mediante la aplicación del método de Wischmeier, Smith (1978). No se encontró una tendencia de distribución anual definida del coeficiente Bi, quizás debido a la baja cantidad de fajas pluviográficas analizadas. La aplicación de este factor Bi mensual genera una gran fluctuación en las erosividades mensuales, sin embargo, se mantiene la tendencia a una menor erosividad en los meses invernales, según lo indicado por Rojas y Conde (1985) en toda la provincia de Buenos Aires.

El valor de R anual obtenido por la aplicación del coeficiente Bi en este trabajo es levemente inferior al calculado por Rojas y Conde (1985) para Tandil, 441, y altamente superior al obtenido mediante la aplicación del método de Wischmeier, Smith (1978). Esta diferencia podría explicarse al analizar el hecho de que en el cálculo del factor "R" mediante la aplicación de este método se eliminan por insignificantes tormentas menores a 13 mm, mientras que al aplicar el coeficiente Bi se toman volúmenes mensuales totales.

La distribución anual de las erosividades (Figura 2) indica que existen valores más elevados en los meses primavera - estivales, y más bajos en los meses de junio, julio y agosto. A pesar de que los cálculos de R mensuales obtenidos por el método de Wischmeier, Smith (1978) presentan alta

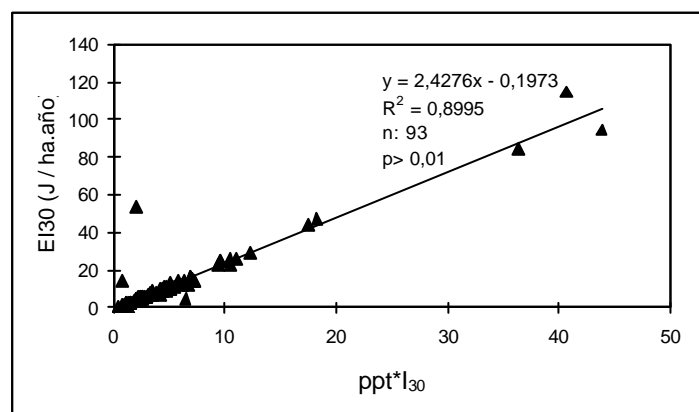


Figura 1. Relación entre el factor EI30 obtenido para cada tormenta, y el factor Volumen por Intensidad máxima.

Figure 1. Relationship between EI30 factor ($J ha^{-1} year^{-1}$) for individual storms and the rainfall volume and intensity factor ($ppt \times I_{30}$)

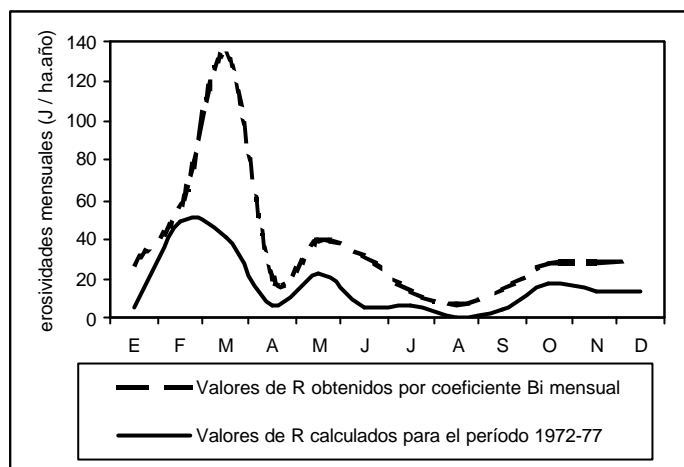


Figura 2. Distribución de las erosividades mensuales.
 Figure 2. Monthly distribution of rainfall erosion index (R; J ha⁻¹ year⁻¹)

Tabla 1. Erosividad (R) de las precipitaciones de Tandil calculadas para el período 1972–1977 y mediante el uso del estimador Bi.

Table 1. Rainfall erosion index (R) at Tandil (Bs. As. province), estimated using coefficient Bi (a) or calculated for the 1972-1977 period (b).

	Coef. Bi	Ptaciones Promedio 1911-87	Ptaciones Promedio 1972-77	a)	b)
E	0,31	86,9	79,5	27	6
F	0,74	77,9	95,7	58	49
M	1,42	93,0	96,5	132	41
A	0,29	67,6	76,5	20	7
M	0,59	68,4	61,5	40	23
J	0,70	46,9	41,7	33	6
J	0,33	43,7	38,5	14	6
A	0,17	43,5	25,2	7	1
S	0,25	60,8	43,5	15	4
O	0,35	79,4	105,8	28	18
N	0,37	77,2	72,3	28	14
D	0,38	80,4	101,2	30	13
Anual	0,49	827,43	837,8	406	187

a) Valores de R obtenidos por coeficiente Bi

b) Valores de R calculados para el período 1972-1977

variabilidad, la tendencia a una mayor pluviosidad en los meses primaverales se conserva

Por todo lo expresado en este trabajo podemos concluir que es posible obtener coeficientes de ajuste Bi para estimar los

valores de “r” y “R” de la USLE mediante la utilización de series cortas.

REFERENCIAS

Pannone JC, García F, Rovira LA. 1983. Índice de erosividad de lluvias en Uruguay. Plan

- preliminar de colaboración recíproca en relación al tema de conservación y manejo de tierras en Uruguay. Ministerio de Agricultura y Pesca. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Instituto Nacional de Colonización.
- Rojas AE, Conde AA. 1980. Determinación del Índice de Erosividad de las lluvias (segunda aproximación). Actas IX Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo. Tomo II. Paraná (Entre Ríos); 873-880.
- Rojas AE, Conde AA. 1985. Estimación del factor "R" de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos para el centro-este de la República Argentina. *Ciencia del Suelo* 3: 85-94.
- Rovira LA, Corsi W, García F, Hofstadter R. 1982. Erosividad de lluvias en las Zonas de Influencia de las Estaciones Agroclimáticas La Estanzuela, Paysandú, Bella Unión y Treinta y Tres. MAP- IICA, 15 p.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Trans. Amer. Geophys Union* 39: 285- 291.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1959. Rainfall Erosion Index for a Universal Soil Loss Equation, *Proceedings of the Soil Science of America* 23: 246-249.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. U.S.D.A. Handbook N° 537.

EFECTOS DE LA UBICACION DE UN FERTILIZANTE NITRÓGENO-FOSFATADO SOBRE LA NODULACION Y LA PRODUCCION DE SOJA EN SIEMBRA DIRECTA EN LA REGION DE LA PAMPA ARENOSA, ARGENTINA

M DÍAZ-ZORITA¹, G GROSSO², M V FERNÁNDEZ-CANIGIA³, G DUARTE⁴

¹ EEA INTA Gral.Villegas – CC 153 (6230) Gral.Villegas (Bs.As.), Argentina y Agronomy Dept., University of Kentucky, N-122 Agric Sci Ctr-N, Lexington, KY 40546-0091, USA E-mail: zorita@inta.gov.ar

² EEA INTA Gral.Villegas, ³Fac.Agronomía (UNLPam) y ⁴AACREA

EFFECT OF THE PLACEMENT OF N-P FERTILIZER FOR SOYBEAN NODULATION AND GRAIN PRODUCTION IN NO-TILLAGE SYSTEMS IN THE SANDY PAMPAS REGION, ARGENTINA

No-till (NT) soybean production is an important practice in the sandy Pampas region (Argentina). Soybean crops have high nutritional requirements but few research has been conducted on soybean N-P fertilization for NT systems. Our objective was to evaluate the effects on soybean nodulation and yields, of N-P fertilizer pre-plant placements in a non-P deficient sandy Typic Haplustoll. The soybean crop followed corn in a continuous NT system since 1993. Five fertilization treatments with diammonic phosphate (FDA) were applied before seeding: 0, 50 and 100 kg ha⁻¹ of FDA broadcasted and banded (0.05 m below the seeding line). The aerial dry matter, total P and N in top trifoliolate leaves and nodulation were evaluated in the full-bloom stage. Grain yields were determined at physiological maturity. Fertilizer placement x FDA rate interaction was not significant for any measured parameter. The nodules' number and weight increased when the FDA rate increased. No differences in nodulation were observed between the fertilizers placement treatments. In this conditions there are not differences in soybean production between banded or broadcast fertilizer placement.

Key words: banded and broadcasted fertilization - nitrogen - phosphorus - nodulation - yield

INTRODUCCION

La soja (*Glycine max* (L) Merrill) es un cultivo con grandes requerimientos nutricionales. No obstante, los estudios de fertilización en la región pampeana no son abundantes y con resultados inconsistentes. La obtención del N ocurre por dos sistemas secuenciales, inicialmente a partir del N mineral del suelo y luego, con un máximo en el estadio de R5, a partir de la fijación biológica (Zapata *et al.* 1987). Excesos de N en la siembra disminuyen o retardan la nodulación, sin afectar los rendimientos en grano (Bobrero *et al.* 1984). La adecuada provisión de P permite una satisfactoria nodulación y fijación biológica (Olufajo 1990) con variados efectos sobre la producción de grano explicados por diferencias en los niveles nativos de P en interacción con los modos de aplicación de fertilizantes con P (Scheiner *et al.* 1996). En sistemas de siembra directa, la estratificación

de nutrientes y una mayor conservación de humedad facilitarían el desarrollo de raíces cercano a la superficie del suelo, sin esperarse diferencias entre modos de aplicación de N y P (Thomas *et al.* 1980). Además, dada la escasa oferta inicial de N en estos suelos, la fertilización con dosis moderadas de N favorecería el desarrollo inicial del cultivo sin efectos negativos sobre la nodulación. El propósito de este estudio fue evaluar el efecto de la ubicación de un fertilizante con N y P sobre la nodulación y producción de un cultivo de soja en siembra directa.

MATERIALES Y METODOS

El estudio fue desarrollado en Roosevelt (Bs. As., Argentina) en un Haplustol Típico de textura arenosa bajo siembra directa desde 1993. La capa de 0 a 20 cm del suelo presentó 11,0 g kg⁻¹ de carbono orgánico total, 6,1 de pH (1:2,5 en agua), 9,6 cmol kg⁻¹ de capacidad de intercambio catiónico y 32,4 mg kg⁻¹ de P disponible. En la siembra se

evaluó el contenido de N-NO_3^- en 0 a 20 y en 20 a 40 cm (método del ácido fenoldisulfónico).

El cultivo de soja (cv. DK 458) se sembró, bajo cero labranza, el 10.11.97 en un lote sin historia previa de soja, con maíz (*Zea mays* L.) como antecesor y en barbecho químico desde el 12.8.97. El cultivo fue sembrado a razón de 55.000 semillas viables ha^{-1} inoculadas con un inoculante comercial en base turba estéril y 0,35 m de distancia entre surcos. Cinco tratamientos de fertilización con fosfato diamónico (FDA, 180 g kg^{-1} de N, 460 g kg^{-1} de P_2O_5) se aplicaron en el momento de la siembra de los cultivos: Control (sin FDA); 50 kg ha^{-1} de FDA esparcido en superficie; 50 kg ha^{-1} de FDA en bandas a 0,05 m debajo de la línea de siembra; 100 kg ha^{-1} de FDA esparcido en superficie y 100 kg ha^{-1} de FDA en bandas a 0,05 m debajo de la línea de siembra. En el estadio de floración completa en los 2 nudos superiores del tallo principal (R2) de los cultivos (Fehr *et al.* 1971) se cosecharon plantas enteras en 3 áreas de 1 m^2 parcela⁻¹ y se determinó su materia seca aérea (secado a 105°C, 24 hs), se tomaron aproximadamente 50 hojas superiores (sin pecíolo), se secaron a 45°C durante 48 hs) y se determinaron los contenidos totales de P y de N. La nodulación se evaluó en el estadio R2 determinándose el número total de nódulos por planta y la biomasa seca individual de los nódulos [(biomasa seca total) (número)⁻¹]. Para estas determinaciones se extrajeron las raíces, hasta los 30 cm de profundidad, en 1,05 m^2 (3 surcos consecutivos de 1 m de longitud) y en 3 subréplicas por parcela. Luego de eliminar el suelo, lavando con agua corriente, se sacaron los nódulos adheridos a las raíces. También se consideraron los nódulos desprendidos al eliminar el suelo. La actividad de los nódulos se estimó visualmente por la coloración interna de 10 nódulos frescos tomados al azar en cada una de las muestras. La producción de grano se determinó por cosecha y trilla manual de 3 subréplicas de 3 m^2 por parcela en madurez fisiológica (21.4.98). Los rendimientos y el peso individual de los granos se expresaron sobre la base de 14 % de humedad.

El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con 2 repeticiones por tratamiento y parcelas de 10 m de ancho y 50 m de longitud. Se utilizó ANOVA de 2 factores (sistema de aplicación y dosis de fertilizante) y su interacción. No se detectaron interacciones significativas entre los factores de variación en ninguna de las propiedades estudiadas por lo que las diferencias entre tratamientos se evaluaron considerando los promedios por dosis de fertilizante o por sistema de aplicación empleando la prueba de diferencias de medias de Tukey con 0,05 como nivel de significancia (Analytical Software 1998).

RESULTADOS Y DISCUSION

La fertilización con FDA aumentó la biomasa seca aérea en estadios de R2 (Tabla 1) y el rendimiento de grano (Figura 1). Los tratamientos fertilizados fueron un 7 % mayores que el control, coincidiendo con los niveles de P del suelo (Peaslee 1978). No hubo diferencias significativas en la producción de materia seca en el estadio R2 ni de grano debidas a los sistemas de aplicación del fertilizante ni entre las dosis de FDA. Touchton (1984) detectó similares producciones de grano de soja al comparar aplicaciones de un fertilizante con N y P en bandas o en superficie en cultivos desarrollados en un suelo franco-arenoso. Si bien los niveles de P (0,13 % \pm 0,05) y de N (3,60 % \pm 0,08) en las hojas trifoliadas superiores en el estadio de desarrollo R2 corresponderían a cultivos con baja provisión en P o en N (Melgar 1997), no se observaron diferencias significativas en esta variable debidas a la localización del fertilizante o entre las dosis de FDA.

La nodulación en estadios de R2 de los cultivos, mostró diferencias entre las dosis aplicadas de FDA, pero no entre los tratamientos de localización del fertilizante. Tanto el número por planta como la biomasa individual de los nódulos se incrementaron al aumentar la dosis de FDA (Tabla 1). Resultados similares fueron observados en el norte de Santa Fe (Argentina) en estudios de fertilización de soja con superfosfato triple (Melgar 1997) y en otros ambientes (Jones *et al.* 1982). Este comportamiento es atribuido a un mejor ambiente nutricional, estimulante de la infección y desarrollo inicial de *Bradyrhizobium japonicum*. La fijación biológica de N atmosférico es el paso en el proceso de asimilación de N de las plantas fijadoras que es más sensible a la deficiencia de P (Sa, Israel 1995). Los nódulos observados estaban activos en el momento de la evaluación, según se pudo inferir por su color rojizo en el interior. Las aplicaciones de N afectan negativamente la nodulación y fijación biológica. Según Ralston e Imsande (1983) habría casi total inhibición con contenidos mayores a 70 mg kg^{-1} de N-NO_3^- nivel muy superior al presente en nuestro estudio (máximo N provisto por el fertilizante = 18 kg ha^{-1} ; nivel inicial de N-NO_3^- del suelo = 7,4 mg kg^{-1} en 0-20 cm y 4,1 mg kg^{-1} en 20-

Tabla 1. Nodulación y producción de biomasa seca aérea (MS) en estadios de R2 y peso individual de granos en madurez fisiológica de cultivos de soja fertilizados en pre-siembra con fosfato diamónico (FDA). Promedios de 2 sistemas de aplicación del fertilizante.

Table 1. Nodulation and aerial dry matter (MS) at R2 growth stage and individual grain weight at physiological maturity of soybean crops fertilized with diammonic phosphate (FDA). Average of 2 fertilization systems.

Dosis de FDA (kg ha ⁻¹)	Nodulación (Nº planta ⁻¹)	MS (mg nod ⁻¹)	MS (kg ha ⁻¹)	Granos (mg grano ⁻¹)
0	120 a ⁺	2,37 a	5.511 a	203 a
50	175 b	2,97 b	8.203 b	212 a
100	234 c	3,27 c	7.235 b	208 a

⁺Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

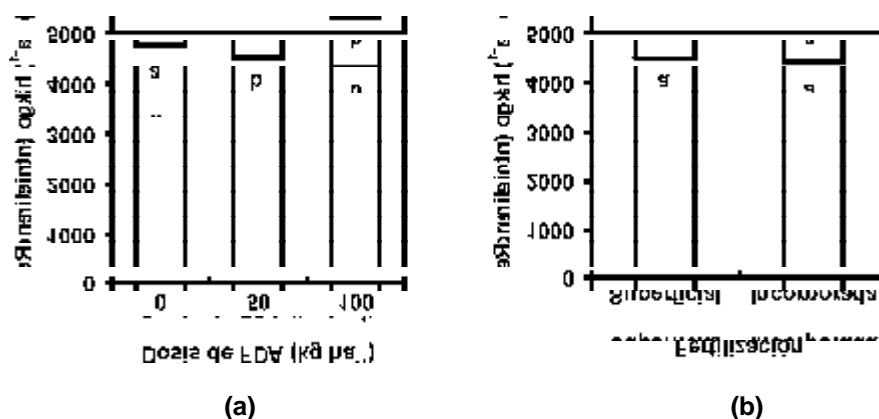


Figura 1. Producción de grano de cultivos de soja fertilizados en pre-siembra con fosfato diamónico (FDA) en un Haplustol típico en siembra directa. (a) = promedios por sistemas de aplicación; (b) = promedios por dosis aplicada de fertilizante. Letras distintas en cada figura, indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Figure 1. Soybean grain production in a Typical Haplustoll under no tillage fertilized with diamonic phosphate (FDA). (a) = Average according to fertilizer application method. (b) = Average according to fertilization rate. Different letters in each figure shows significant differences between treatments ($p < 0,05$).

40 cm), sin considerar su potencial lavado por las precipitaciones en estadios de desarrollo temprano de los cultivos (359 mm entre noviembre y diciembre).

Los mayores rendimientos en biomasa y en grano en los cultivos fertilizados son, en parte, atribuidos al efecto del fertilizante sobre la infección y posterior actividad simbiótica. La ausencia de diferencias entre localizaciones del

fertilizante podrían explicarse por un posible mayor desarrollo superficial de las raíces dado por el mantenimiento del suelo en capacidad de campo durante el periodo estudiado (datos no presentados) y la estratificación de nutrientes del suelo bajo siembra directa. Según estos resultados se observa que la aplicación de FDA en presiembra de soja en siembra directa, en un suelo arenoso no deficiente en P, estimuló la

nodulación y aumentó el rendimiento en grano. La aplicación subsuperficial no se tradujo en aumentos en la producción del cultivo. Estudios futuros son requeridos para identificar los efectos independientes del N y del P en siembra directa, en diversos ambientes y condiciones de manejo (distancia entre hileras, fecha de siembra, etc.).

REFERENCIAS

- Analytical Software. 1998. Statistix for Windows. Ver. 2.0.
- Brodero ML, Martignone RA, Macor L. 1984. Efecto de la fertilización nitrogenada en soja. *Ciencia del Suelo* 2: 212-214.
- Fehr WR, Caviness CE, Burnood DT, Pennington JS. 1971. Stage of development descriptions for soybeans, *Glycine max* L. Merrill. *Crop Sci.* 11: 929-931.
- Jones US, Samonte HP, Jariel DM. 1982. Response of corn and inoculated legumes to urea, lime, phosphorus and sulphur on Guadalupe clay. *Soil Sci Soc. Am. J.* 46: 328-331.
- Melgar R. 1997. Soja. En Melgar R, Díaz-Zorita M (Ed) Fertilización de cultivos y pasturas. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires (Argentina). pp. 139-146.
- Olufajo OO. 1990. Response of promiscuously nodulating soybean to N and P fertilization and Bradyrhizobium inoculation in a ferruginous tropical soil (Haplustalf). *Fertil. Res.* 25: 93-100.
- Peaslee DE. 1978. Relationships between relative crop yields, soil test phosphorus level and fertilizer requirements for phosphorus. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 9: 429-442.
- Ralston EJ, Imsande J. 1983. Nodulation of hydroponically grown soybean plants and inhibition of nodule development by nitrate. *J. Exp. Bot.* 34: 1371-1378.
- Sa TM, Israel DW. 1995. Nitrogen assimilation in nitrogen-fixing soybean plants during phosphorus deficiency. *Crop Sci.* 35: 814-820.
- Scheiner JD, Lavado RS, Alvarez R. 1996. Difficulties in recommending phosphorus fertilizers for soybeans in Argentina. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27: 521-530.
- Thomas GW, Wells KL, Murdock L. 1980. Fertilization and liming. En: Phillips RE, Thomas GW, Blevins RL (Ed) No-tillage research: Research reports and reviews. University of Kentucky College of Agriculture and Agricultural Experimental Station, Lexington, KY, USA. pp 43-54.
- Touchton JT. 1984. Response of soybean to N-P starter fertilizer. *Fert. Issues.* 1: 28-33.
- Zapata F, Danso SKA, Hardarson G, Fried M. 1987. Time course of nitrogen fixation in field-grown soybean using nitrogen-15 methodology. *Agron. J.* 79: 172-176.

NORMAS DE PUBLICACION

Los artículos a publicar deberán ser investigaciones o experiencias originales en todos los campos de la ciencia y la tecnología del suelo y eventualmente se aceptarán revisiones. La remisión de un artículo implica que el mismo es inédito y que no será publicado en otra revista. La información y las opiniones vertidas por los autores será exclusiva responsabilidad de los mismos. Un artículo será considerado trabajo cuando represente una investigación completa y tendrá la categoría de nota cuando incluya el resultado de experiencias cortas y caracterizadas por una limitada representatividad, descripción de equipos, métodos, etc. Las notas poseerán una extensión máxima de 3 páginas impresas y preferentemente no tendrán divisiones en el texto.

Manuscritos: los artículos deberán estar escritos a máquina, en castellano o inglés, a doble espacio, en papel blanco de buena calidad, tamaño carta. Deberán dejarse márgenes de 2 cm en todos los lados de la página y sangría en la primera línea de cada párrafo. Se enviarán original y tres copias del artículo completo, las que serán remitidas a tres consultores para su evaluación. El título y los encabezamientos principales deberán estar en mayúscula y centrados en la página. Los encabezamientos de segundo orden deberán estar a la izquierda, en líneas separadas del texto, comenzando con la primera letra en mayúscula y presentados en negrita. Los trabajos se organizarán siguiendo el siguiente esquema general en orden sucesivo: título, nombre de los autores, dirección de la institución a la que pertenecen, título en inglés, abstract, key words, introducción, materiales y métodos, resultados y discusión, agradecimientos, referencias, tablas y figuras.

Título: deberá ser breve, conciso y reflejar aspectos específicos del trabajo. Se recomienda no usar abreviaturas ni fórmulas químicas.

Título corto: deberá contener no más de 30 caracteres y representará el título completo.

Autores: se incluirán iniciales de los nombres y apellido. Se sugiere utilizar iniciales

en el caso de apellidos múltiples.

Dirección: debajo de los autores se indicará la institución a la que pertenecen o donde fue llevado a cabo el trabajo. Se evitarán nóminas excesivamente largas de dependencias de las instituciones y direcciones muy complejas.

Título en inglés: consistirá en una traducción representativa del título en castellano.

Abstract: todos los artículos deberán poseer un abstract en inglés que sea una condensación de las ideas esenciales y los resultados del trabajo. El abstract deberá relacionar claramente el problema, los métodos, los resultados y las conclusiones. No se repetirá información dada en el título ni se hará referencia a la bibliografía. Su extensión no excederá las 300 palabras y en lo posible estará constituido por un sólo párrafo. Para las notas el abstract no deberá exceder las 100 palabras.

Key words: se incluirá un máximo de 6.

Introducción: se presentará claramente el tema a tratar haciendo referencia sólo a los antecedentes locales e internacionales de interés. Los objetivos y las hipótesis deberán estar adecuadamente explicados.

Materiales y Métodos: Se incluirán suficientes detalles para permitir a otro investigador repetir el trabajo; sin embargo, las descripciones técnicas de los métodos sólo se detallarán cuando éstos representen una modificación o novedad. De lo contrario sólo se citarán las referencias de la metodología.

Resultados y Discusión: se expondrán con estilo conciso y fácilmente entendible los resultados hallados. Preferentemente en la discusión de los mismos se presentarán las conclusiones a que llegan los autores, en lugar de indicarlas en un apartado adicional. Las notas no deberán incluir un apartado de conclusiones.

Referencias: para citar trabajos en el texto,

se indicará el nombre del autor y año de publicación, ej. (Bremner 1965). Al citar el apellido del autor en el texto, sólo el año irá entre paréntesis. Cuando corresponda a una cita de dos autores se indicará el nombre de ambos, ej. (Bray, Kurtz 1945). Si se refiere a trabajos realizados por más de dos autores, debe colocarse el nombre del primero seguido por la abreviatura et al., ej. (Sanchez et al. 1980). Esta indicación sin embargo, nunca debe utilizarse en la lista de referencias, donde se indicará el nombre del autor y de los coautores. Todas las referencias bibliográficas deberán presentarse en una lista de obras consultadas al final del artículo, citando sólo la literatura estrictamente necesaria y evitando citas múltiples. Figurarán trabajos publicados o en prensa, mencionando la revista en que se publicarán éstos últimos. En cambio se incorporarán en el texto (manuscrito en preparación), (datos no publicados) o (comunicación personal). La lista bibliográfica deberá ordenarse siguiendo el orden alfabético de los apellidos de los autores y cronológicamente por autor, diferenciando con letras minúsculas, después del año, aquellos que correspondan a un mismo año. Si el nombre de un autor es mencionado junto al de otros coautores, se seguirá el siguiente ordenamiento: publicaciones del autor sólo, publicaciones del mismo autor con un coautor y publicaciones del autor con más de un coautor. Utilizar el esquema descrito abajo para ordenar las citas.

Publicaciones periódicas: apellido e iniciales de los autores, separados por coma. Año. Título del trabajo. Revista. Volumen y páginas. Libros: apellido e iniciales de los autores, separados por coma. Año. Título del libro. Volumen (si corresponde). Editorial. Lugar. Nº de páginas.

Capítulos de un libro escritos por varios autores y actas de congresos: apellido e iniciales de los autores, separados por coma. Año. Título del capítulo o trabajo. Apellido e iniciales del editor, indicando su condición de tal. Título del libro o congreso. Editorial. Lugar. Páginas del capítulo o trabajo.

Tablas: se hará referencia a ellas en mayúscula y entre paréntesis en el texto, ej. (Tabla 1). Cuando se las cite en forma directa se es-

cribirán sin peréntesis. Los autores tendrán en cuenta las limitaciones de la revista en cuanto a tamaño y forma. El tamaño de caja será de 22,0 x 15,5 cm y cada columna poseerá 7,5 cm de ancho. Las tablas no deberán exceder el área impresa de cada página. Si los datos son numerosos es conveniente distribuirlos en dos o más tablas. No hacer uso excesivo de tablas cuando la información puede darse en pocas líneas en el texto. No repetir en el mismo el contenido de ellas. Siempre que sea posible se preferirá presentar los datos en figuras en lugar de tablas. Se las numerará de acuerdo a su posición en el texto, el que deberá incluir referencias de las mismas. Se adjuntarán en hojas separadas del texto. El título de cada tabla será corto y suficientemente explicativo. El encabezamiento de las columnas será conciso y claro. Las unidades de medida se colocarán entre paréntesis. Las tablas no deberán incluir líneas divisorias verticales, solo horizontales.

Figuras: (gráficos, esquemas, mapas, fotos) se presentarán separadas del texto, acompañadas de un título y explicación breve, escritos a máquina en hoja aparte. Deberán numerarse de acuerdo a su ubicación en el texto. Cada una deberá poseer una referencia que figure en el mismo. Se las citará con mayúscula y entre paréntesis, ej. (Figura 1). Cuando se haga referencia a ellas en forma explícita se las pondrá sin paréntesis. No se doblarán ni adherirán de manera tal que se afecte su calidad. Si se envían las figuras sueltas, se identificarán en lápiz, con número y el nombre del autor. Las ilustraciones se diseñarán teniendo en cuenta el formato de la revista y permitirán realizar reducciones, que serán generalmente del ancho de una columna o de media página. Sólo excepcionalmente se publicarán figuras de mayor tamaño. Los dibujos poseerán calidad profesional. Las letras deberán ser hechas en tinta china o con letras adhesivas sobre papel vegetal. Las mismas serán de tamaño apropiado, para que luego de reducidas tengan 2 mm de alto. No se aceptarán gráficos de computadora, salvo que posean excelente calidad y definición (impresión laser).

Las fotografías en blanco y negro o color sólo se aceptarán si poseen buen contraste e inten-

sidad. Serán rechazadas reproducciones de fotografías. La publicación de figuras a color deberá acordarse previamente con el Comité Editor.

Leyendas de Tablas y Figuras en inglés: deberán adjuntarse, además de las correspondientes en castellano.

Símbolos y unidades: se adoptará el Sistema Internacional de Unidades. Los denominadores de las unidades se presentarán afectados por potencias negativas, ej. materia orgánica: g kg^{-1} suelo. Se adoptará para clasificar suelos Soil Taxonomy (USDA). Los nombres científicos deberán indicarse en cursiva o subrayados. Dar el significado de todos los símbolos inmediatamente debajo de la ecuación en la cual se utilizaron por primera vez. Sólo aquellas ecuaciones que están explícitamente indicadas en el texto deben numerarse en serie, colocándose un número entre paréntesis en el lado derecho. Para una fracción simple

usar una barra, ej. x/y . Se recomienda el uso de potencias fraccionarias en lugar de raíces cuadradas. En las fórmulas químicas la valencia de los iones debe indicarse así: Ca^{2+} . El número isotópico debe preceder al símbolo químico, ej. ^{15}N . Las siglas y abreviaturas técnicas se indicarán con letras mayúsculas sin puntos entre las mismas. Los nombres de las técnicas analíticas y de los elementos se presentarán en minúscula.

Aceptación de artículos: una vez que un manuscrito sea considerado aceptable los autores deberán presentar la versión final corregida en un diskette de alta densidad en Word para Windows, o en su formato RTF. Cuando la calidad de las figuras remitidas a la revista no sea adecuada para su reproducción se deberá afrontar el costo de rehacerlas en la imprenta. La versión electrónica del trabajo deberá incluir las tablas y figuras cuando estas hallan sido confeccionadas de esa manera.