

## PERDIDA DE NUTRIENTES POR EROSION HIDRICA EN DOS SUELOS DEL CALDENAL PAMPEANO

EO ADEMA<sup>1</sup>, FJ BABINEC<sup>1</sup>, N PEINEMANN<sup>2</sup>

<sup>1</sup>INTA EEA Anguil, CC 11, 6326 Anguil, E-mail: eadema@anguil.inta.gov.ar. <sup>2</sup>Departamento de Agro-  
nomía, UNS, 8000 Bahía Blanca.

Recibido 28 de junio de 2001, aceptado 8 de noviembre de 2001

### NUTRIEN LOSSES DUE TO WATER EROSION IN TWO SOILS OF THE PAMPA'S CALDENAL

In the Caldenal region, overgrazing causes important soil losses due to water erosion. The magnitude of this process is related to soil properties and vegetation cover. The objective of this study was to evaluate nutrient losses due to water erosion on an Entic Haplustoll and a Typic Ustipsamment. Treatments were: natural vegetation, clipped vegetation with residue reduction, and bare soil. Evaluations were carried out in March and September using a rainfall simulator (28 mm in 30 min) over 2 m<sup>2</sup> runoff plots. Organic carbon (OC), total nitrogen (N) and available phosphorus (P) were determined on sediments. Average sediment OC and N content was higher in the Haplustoll (59.5 g.kg<sup>-1</sup> and 4.3 g.kg<sup>-1</sup>) than in the Ustipsamment (37.6 g.kg<sup>-1</sup> and 2.2 g.kg<sup>-1</sup>). P was lower in the Haplustoll (29.8 mg.kg<sup>-1</sup>) than in the Ustipsamment (40.2 mg.kg<sup>-1</sup>). Losses of N and P were significantly higher in March than in September. In the bare soil, nutrient losses were higher in the Haplustoll than in the Ustipsamment, while with vegetation cover, erosion was of lesser importance, and similar for both soil types. Organic carbon was the soil constituent that suffered the highest losses due to water erosion.

**Key words:** Soil erosion, organic carbon, nitrogen, phosphorus, semiarid woodland.

### INTRODUCCION

La erosión hídrica es un proceso degradativo que disminuye la productividad de los suelos afectados y cuya intensificación, en regiones semiáridas, puede ser provocada por un manejo inadecuado de los pastizales. Cuando la cobertura vegetal es removida parcial o totalmente, la erosión hídrica aumenta en relación directa a la intensidad de la precipitación, y en general, al estado de degradación del ecosistema (Wilcox 1994).

Distintos estudios demuestran la importancia de la vegetación como agente biológico protector del suelo. Las tasas de escorrenría y erosión disminuyen en relación inversa a la cobertura, debido a que la vegetación y el mantillo disipan la energía cinética de las gotas de lluvia, retardan la velocidad del escurrimiento y aumentan la permeabilidad del suelo (Blackburn *et al.* 1986, Ruan *et al.* 2001). La cobertura de la vegetación varía de acuerdo a su hábito de crecimiento, estado fenológico y a la intensidad de pastoreo (Thurow *et al.* 1988), provocando cambios estacionales en las pérdidas de sedimentos

(Wood *et al.* 1986).

La erosión hídrica es un proceso selectivo de extracción que remueve una mayor proporción de fracciones finas y nutrientes del suelo. Los sedimentos erosionados usualmente contienen mayor proporción de nutrientes que la capa superficial del suelo original (Sharpley 1985). Esta diferencia se puede expresar como una tasa de enriquecimiento (TE), definida como la concentración de nutrientes en los sedimentos, referida a su concentración en el suelo original (Barrows, Kilmer 1963).

La pérdida de nutrientes está directamente relacionada con la concentración inicial en el suelo de origen, las lluvias, el escurrimiento y el contenido de materiales coloidales en el suelo (Mathan, Kannan 1993). Debido a que la mayoría de los nutrientes están adsorbidos sobre los coloides orgánicos e inorgánicos, la erosión de los sedimentos más finos provoca una movilización importante de nutrientes (Sharpley 1985). Sin embargo, la presencia de una densa vegetación nativa con buena cobertura de mantillo sobre el suelo, reduce la velocidad del escurrimiento y disminuye la pérdida de sedimentos (Meyer *et al.* 1995) y

nutrientes (Lee *et al.* 2001).

La pérdida de MO depende de la topografía, el manejo y el tipo de suelo. Free (1956) reportó que el porcentaje de MO en sedimentos erosionados de un suelo franco arenoso, fue 30 % mayor a la cantidad presente en el suelo remanente.

Si bien la pérdida de MO está en función de la pérdida de suelo, ésta no es una función lineal, ya que a medida que se incrementa el volumen de sedimentos movilizados, disminuye el contenido en la masa total. Al respecto, Massey *et al.* (1953) observaron que cuando las pérdidas de suelo fueron altas, el porcentaje de MO erosionada fue relativamente menor y viceversa. Barrows y Kilmer (1963) reportaron una pérdida total de MO de 622 kg.ha<sup>-1</sup>, con una proporción en los sedimentos igual al doble que la presente en el suelo inicial.

Las tasas de enriquecimiento de N en sedimentos son, en general, paralelas a las de MO (Massey *et al.* 1953), como consecuencia de su origen predominantemente orgánico. La pérdida de N no tiene una relación lineal con la pérdida de suelo. Soltenberg y White (1953) graficaron la pérdida de N como una función de la pérdida de suelo, encontrando que, cuando la concentración de sólidos en el escurrimiento estuvo debajo de 0,4 kg.m<sup>-3</sup>, la cantidad de N en los sedimentos fue cinco veces mayor a la del suelo. Con una concentración de 40 kg.m<sup>-3</sup> de sólidos, el contenido de N en los sedimentos fue solo 30 % superior al del suelo original. La vegetación cumple un rol importante en el control de la erosión hídrica, disminuyendo las pérdidas de N (Williams, Nicks 1993).

Debido a su baja solubilidad, la concentración de P disuelto en el agua de escurrimiento normalmente es muy pequeña (Mathan, Kannan 1993). Massey *et al.* (1953) reportaron tasas de enriquecimiento de P total que oscilaron de 1,3 a 3,5; mientras que Burwell *et al.* (1975), encontraron una pérdida anual promedio de P en los sedimentos y en el escurrimiento, desde 0,35 hasta 1,19 kg.ha<sup>-1</sup>, dependiendo de la cobertura del suelo.

El Caldenal cubre un amplio territorio de aproximadamente 5.000.000 ha dentro de la provincia de La Pampa, donde la ganadería de cría es la actividad productiva más relevante y está sustentada casi exclusivamente por

pastizales naturales. Es sabido que el sobrepastoreo de estos pastizales favorece grandes pérdidas de suelo por erosión (Covas, Glave 1988), las que se evidencian mediante la presencia de surcos, cárcavas y vegetación en pedestal, confirmando que la erosión hídrica es el proceso degradativo más importante de estos suelos (INTA *et al.* 1980). Sin embargo, son escasos los estudios acerca de este proceso de degradación, que puede afectar la productividad futura del ecosistema. El objetivo del presente trabajo fue evaluar las pérdidas de nutrientes en dos suelos representativos del Caldenal pampeano, bajo diferentes coberturas de vegetación y mantillo, en dos épocas del año en que las especies del pastizal presentan distintos estados de desarrollo vegetativo.

#### MATERIALES Y METODOS

Los ensayos se llevaron a cabo en dos sitios del Caldenal próximos a la localidad de Anguil, La Pampa (63° 59' W, 36° 30' S, 165 m snm), distantes 15 Km entre sí. La precipitación media anual de esta localidad para el período 1921-1990 fue de 608 mm con una distribución estacional del 36% en el primer trimestre, 17% en el segundo trimestre, 12% en el tercer trimestre y 35% en el cuarto trimestre (Roberto *et al.* 1994). El paisaje es suavemente ondulado. El suelo del sitio I fue clasificado como Haplustol Éntico y el del sitio II como Ustipsamente Típico. En ambos sitios se seleccionaron sectores del relieve cuya pendiente presentó un gradiente uniforme para la instalación de las parcelas de escurrimiento, a fin de evitar un efecto significativo de la inclinación del terreno, sobre las pérdidas de agua y de suelo. El gradiente medio de la pendiente del terreno en ambos sitios fue de 5,7%.

La vegetación del sitio I presenta la fisonomía de un bosque caducifolio denso (más de 50% de cobertura) de *Prosopis caldenia* con una altura media de 5 a 8 m. Las especies dominantes del estrato graminoso-herbáceo son: *Stipa brachychaeta*, *Stipa tenuissima*, *Piptochaetium napostaense*, *Stipa tenuis*, *Poa ligularis* y *Baccharis ulicina*. El tipo fisonómico del sitio II es el de un bosque caducifolio muy abierto (aproximadamente 10%) de *Prosopis caldenia* de 4 a 8 m de altura. En el estrato graminoso-herbáceo predominan las siguientes especies: *Digitaria californica*, *Panicum urvilleanum*, *Centaurea solstitialis*, *Poa lanuginosa*, *Stipa gynerioides* y *Baccharis ulicina*. El uso actual de la tierra en ambos sitios es la cría extensiva de ganado vacuno.

En Febrero de 1996 se prepararon las

parcelas de los dos sitios seleccionados para el estudio, fuera del área de cobertura de los árboles.

El experimento se realizó con 3 tratamientos y 4 repeticiones, dispuestos según un diseño en bloques aleatorizados completos. Cada lluvia simulada se realizó simultáneamente sobre los tres tratamientos. Los tratamientos comparados fueron: 1) vegetación natural (manteniendo la cobertura de la vegetación y el mantillo presente en el lugar), 2) vegetación cortada a 5 cm de altura con reducción parcial de mantillo, y 3) suelo desnudo.

En cada parcela se midió el porcentaje de cobertura vegetal y de mantillo por el método de Camfield en tres transectas de 2 m cada una por parcela, sobre las cuales se determinaron los porcentajes de vegetación, residuos y suelo desnudo, antes de cada lluvia simulada en ambas épocas. La fitomasa aérea de vegetación fue evaluada mediante corte a nivel del suelo, en dos áreas de 0,5 m<sup>2</sup> cada una, en la cabecera de cada parcela. Se recolectó el mantillo dentro de las mismas áreas de corte y el material fue secado en estufa a 50 °C y pesado. La materia seca se expresó en kg.ha<sup>-1</sup>.

En los meses de marzo y septiembre de 1996, sobre cada parcela se aplicó una lluvia en condiciones naturales de humedad del suelo. Luego

las parcelas fueron cubiertas con polietileno, para prevenir la evapotranspiración y lograr una condición de humedad uniforme. A las 24 horas, se aplicó una segunda lluvia de igual duración e intensidad, con la cual se evaluó el proceso de erosión en condiciones de humedad del suelo equivalentes a capacidad de campo. Se utilizó un simulador de lluvia con aspersor de cono lleno (ángulo de salida de 120°), modelo 460.968.30.CG, fabricado por Lechler GmbH de Fellbach, Alemania, evaluado por Rostagno y Garayzar (1995). El aspersor se ubicó a 3,4 m de altura en posición vertical hacia abajo. La duración de la lluvia en cada aplicación fue de 30 minutos, con una intensidad promedio de 56,6 mm.h<sup>-1</sup>. Se utilizaron parcelas de escurrimiento rectangulares de 2 m de largo por 1 m de ancho, cuya longitud mayor fue orientada en el sentido de la pendiente. Los sedimentos transportados por el agua fueron colectados, se secaron en estufa a 50 °C, se pesaron y se determinó su contenido de nutrientes.

La humedad del suelo fue determinada gravimétricamente en los primeros 5 cm de profundidad, en el área adyacente a cada parcela de escurrimiento. Los contenidos promedio de agua a capacidad de campo fueron 22,2 % en el Haplustol y 16,7 % en el Ustipsamente.

Tabla 1. Propiedades de los suelos estudiados.

Table 1. Soil properties of the research sites.

<b>Haplustol Éntico</b>				
Horizonte	A	AC	C <sub>k</sub>	
Profundidad (cm)	0-32	32-55	55-160 (tosca)	
Carbono orgánico (g kg <sup>-1</sup> )	13,8	8,4	4,8	
Nitrógeno total (g kg <sup>-1</sup> )	1,2	0,7	0,5	
Relación C/N	11,5	12,0	9,6	
Fósforo disp. (mg kg <sup>-1</sup> )	8,1	0,8	0,4	
pH en pasta	7,1	7,7	7,9	
Arcilla (%)	15,0	18,8	17,0	
Limo (%)	27,5	28,7	31,4	
Arena muy fina (%)	14,8	13,5	12,0	
Arena fina (%)	12,5	14,2	17,5	
Arena media (%)	28,1	21,9	18,2	
Arena gruesa (%)	2,1	2,9	3,9	
<b>Ustipsamente Típico</b>				
Profundidad (cm)	0-30	30-54	54-104	104>160
Carbono orgánico (g Kg <sup>-1</sup> )	8,8	4,9	3,2	3,2
Nitrógeno total (g Kg <sup>-1</sup> )	0,8	0,5	0,4	0,4
Relación C/N	11,0	9,8	8,0	8,0
Fósforo disp. (mg Kg <sup>-1</sup> )	33,6	5,9	4,1	6,9
pH en pasta	6,5	6,9	7,6	7,8
Arcilla (%)	8,1	7,8	6,5	6,3
Limo (%)	9,1	12,6	12,9	11,2
Arena muy fina (%)	12,6	12,9	14,3	15,5
Arena fina (%)	17,6	22,6	15,2	21,6
Arena media (%)	46,2	37,9	44,3	38,3
Arena gruesa (%)	6,4	6,2	6,8	7,1

Antes de comenzar los ensayos se determinó en los suelos de cada parcela a la profundidad de 0-4 cm, la distribución del tamaño de los agregados por tamizado en seco (<2, 2-3, 3-4, 4-8 y >8 mm) y el cambio de diámetro medio de los agregados (CDMA), por el método De Boodt y de Leehneer. Se determinaron además, los contenidos de carbono orgánico por el método de Walkley-Black, nitrógeno total (Kjeldahl) y fósforo disponible (Bray-Kurtz) a las profundidades de 0 a 2 cm y de 2 a 4 cm. Los sedimentos recogidos de cada parcela luego de cada lluvia aplicada fueron pesados y fueron determinados los contenidos de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo disponible.

Las diferencias entre tratamientos y suelos fueron evaluadas mediante análisis de la varianza y test de diferencia mínima significativa protegida (DMS) (SAS Institute 1998) usando un modelo con suelos y tratamientos como efectos fijos, y repeticiones (bloques) anidadas dentro de suelos como efectos aleatorios. Para el análisis combinado con las dos estaciones (marzo y septiembre) se usó un esquema de parcela dividida en el tiempo, por ser sólo dos las medidas (momentos) repetidas.

## RESULTADOS

Los perfiles presentaron un desarrollo de horizontes característico de los suelos de la región, sin limitaciones de profundidad, con textura franco arenosa en el Haplustol Éntico y arenosa franca en el Ustipsamente Típico (Tabla 1).

El Haplustol presentó un alto contenido de CO, especialmente en el horizonte superficial y una relación C/N de 10 a 12. Los valores de P disponible fueron excesivamente bajos, probablemente por estar el fosfato ligado en alta proporción, al calcio presente en el perfil. El Ustipsamente tuvo valores de CO y N menores que los del Haplustol y la relación C/

N varió entre 8 y 11, sin embargo el P disponible presentó valores ostensiblemente mayores.

En la Tabla 2 se presenta la distribución de tamaños de agregados en los suelos de las parcelas. En los primeros 4 cm del horizonte superficial, el Haplustol presentó aproximadamente el 72% de agregados con un diámetro mayor a 2 mm, mientras que el Ustipsamente tuvo el 54 % de agregados de más de 2 mm. La fracción de agregados de 2 a 8 mm fue mayor en el Haplustol (22%) que en el Ustipsamente (17%). El CDMA calculado fue de 0,94 en el Haplustol y 2,01 en el Ustipsamente, de manera que los agregados del Haplustol tuvieron aproximadamente el doble de estabilidad que los del Ustipsamente.

Bajo condiciones naturales, el porcentaje de cobertura y la cantidad de materia seca en el Haplustol Éntico fue mayor que en el Ustipsamente Típico, para ambas épocas de muestreo. Estas diferencias podrían atribuirse a las mejores propiedades fisicoquímicas que en general presentó el Haplustol, en lo que respecta a capacidad de retención de agua y disponibilidad de nutrientes para el pastizal.

En marzo, la cobertura total (sumatoria de vegetación y mantillo) en el Haplustol Éntico, fue de 135% para el tratamiento natural y 66% para el de corte, con un peso seco total de fitomasa aérea de 15120 kg.ha<sup>-1</sup> y 4860 kg.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. En el Ustipsamente Típico la cobertura total fue de 89 % en el tratamiento natural y 55% en el de corte, con un peso seco total de 5930 kg.ha<sup>-1</sup> y 3480 kg.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. El tratamiento desnudo fue mantenido sin ningún tipo de cobertura durante las dos épocas de muestreo, por lo tanto,

Tabla 2. Distribución de tamaño de los agregados y cambio de diámetro medio de los agregados (CDMA), de los suelos estudiados.

Table 2. Aggregate size distribution and mean aggregate diameter change (MADC) for the studied soils.

	Distribución de tamaño de agregados					CDMA
	<2mm	2-3mm	3-4mm (%)	4-8mm	>8mm	
Haplustol Éntico	28,1	4,3	4,6	12,9	50,2	0,94
Ustipsamente Típico	46,0	3,1	3,9	9,5	37,6	2,01

la cobertura y la materia seca fueron iguales a cero.

En septiembre, la cobertura total sobre el Haplustol Éntico fue de 126 % y 79 % para los tratamientos con vegetación natural y de corte, con contenidos de materia seca de 10860 kg ha<sup>-1</sup> y 4290 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. La cobertura total del Ustipsamente Típico fue de 95% en el tratamiento con vegetación natural y de 78 % en el tratamiento de corte, con 6760 kg ha<sup>-1</sup> y 3340 kg ha<sup>-1</sup> de materia seca, respectivamente.

La distinta composición de los suelos (Tabla 1) determina condiciones de vegetación diferentes en ambos sitios. Además de las diferencias fisionómicas descritas, el pastizal que se desarrolla sobre el Ustipsamente está compuesto de especies predominantemente estivales, mientras que sobre el Haplustol predominan especies invernales. Esta situación explica las diferencias estacionales en cantidad de fitomasa y tipo de cobertura presentes en cada sitio en las distintas épocas del año.

En el Ustipsamente existió mayor cobertura de vegetación en septiembre que en marzo como consecuencia del desarrollo de individuos de *Centaurea solstitialis*, cuya morfología arrosetada produce una importante cobertura de suelo. Sobre el Haplustol hubo una importante cantidad de mantillo en marzo, como consecuencia de la acumulación de material muerto de las especies invernales (*Stipa*, *Piptochaetium* y *Poa*). Durante el mes de septiembre la vegetación se encontraba en pleno desarrollo vegetativo, con un peso seco y cobertura mayores que el del mantillo.

La pérdida media de sedimentos para los distintos tratamientos sobre los dos suelos se presentan en la Tabla 3. Esta fue mayor en el Haplustol que en el Ustipsamente y en ambos sitios el promedio de sedimentos perdidos fue mayor en el tratamiento sin cobertura que en el tratamiento de corte, y este a su vez mayor que en el tratamiento con vegetación natural.

Cuando se analizó el efecto de las dos estaciones del año sobre la pérdida de sedimentos dentro de un mismo tratamiento, en el Haplustol no se observaron diferencias significativas ( $p = 0,15$ ). En cambio, el Ustipsamente mostró una interacción significativa ( $p = 0,01$ ) entre las estaciones del año y los tratamientos. Mientras que los tratamientos con vegetación natural y corte tuvieron una pérdida de sedimentos similar en ambas épocas, la pérdida de sedimentos en el tratamiento desnudo fue 3,3 veces mayor en septiembre que en marzo.

Si se considera la masa de sedimentos proveniente del suelo libre de cobertura como un índice de susceptibilidad a la erosión o máximo potencial de pérdida de suelo para las condiciones de ese sitio, se observa que la cobertura redujo la pérdida de sedimentos aproximadamente 9 veces en el tratamiento de corte y 22 veces bajo vegetación natural, en el Haplustol, mientras que para el Ustipsamente, la reducción de la pérdida de suelo fue aproximadamente 2,5 veces en el tratamiento de corte y 11 veces bajo vegetación natural.

En la Tabla 4 se observan los valores promedio de CO, N y P en los suelos de los distintos tratamientos. La mayor cantidad de

Tabla 3. Pérdida de sedimentos después de 30 minutos de precipitación en los dos sitios de estudio.  
Table 3. Sediment losses after 30 min of simulated rain at the studied sites.

Tratamiento	desnudo	corte	natural
		Kg ha <sup>-1</sup>	
<b>Haplustol Éntico</b>			
Marzo	1129b	209a	51a
Septiembre	1199b	72a	23a
<b>Ustipsamente Típico</b>			
Marzo	317b	168ab	70a
Septiembre	1203b	172a	48a

Las medias seguidas por la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0,05$ ). Las comparaciones se realizaron dentro de cada fila.

Tabla 4. Contenidos medios de nutrientes presentes en la capa superficial del suelo al inicio de los ensayos en los diferentes tratamientos.

Table 4. Topsoil mean nutrient contents of the different treatments at the study starting time.

	Profundidad cm	CO g kg <sup>-1</sup>	N g kg <sup>-1</sup>	P mg kg <sup>-1</sup>
<b>Haplustol Éntico</b>				
desnudo	0-2	31,2 ± 4,1	2,7 ± 0,2	34,1 ± 6,0
	2-4	25,5 ± 4,5	2,3 ± 0,3	27,6 ± 5,1
corte	0-2	25,8 ± 4,0	2,5 ± 0,3	33,1 ± 9,2
	2-4	17,4 ± 1,9	1,9 ± 0,1	13,7 ± 2,6
natural	0-2	23,1 ± 3,7	2,6 ± 0,2	30,4 ± 8,8
	2-4	19,4 ± 1,7	1,8 ± 0,2	15,6 ± 3,7
<b>Ustipsamente Típico</b>				
desnudo	0-2	17,3 ± 1,9	1,1 ± 0,1	49,7 ± 6,4
	2-4	15,5 ± 5,4	0,9 ± 0,2	45,2 ± 1,3
corte	0-2	12,2 ± 2,2	0,9 ± 0,1	40,8 ± 3,0
	2-4	12,8 ± 1,8	0,9 ± 0,1	38,3 ± 0,6
natural	0-2	11,3 ± 2,2	0,9 ± 0,2	38,8 ± 3,0
	2-4	10,5 ± 2,3	1,0 ± 0,3	38,5 ± 5,0

CO se encuentra en las capas superficiales del suelo por efecto de la acumulación y descomposición de residuos. Los contenidos de CO disminuyen en profundidad, en particular en el Haplustol, donde los valores promediaron 26,7 g kg<sup>-1</sup> entre 0 y 2 cm de profundidad y 20,8 g kg<sup>-1</sup> en la capa de 2 a 4 cm de profundidad, mientras que en el Ustipsamente las cantidades fueron menores sin observarse diferencias marcadas en ambas profundidades (13,6 y 12,9 g Kg<sup>-1</sup>), respectivamente.

Los diferentes contenidos de CO entre tratamientos fueron debidos a la variabilidad espacial en la distribución de los contenidos de materia orgánica en suelo y no a un efecto de los tratamientos.

Los contenidos de N están relacionados a los de CO. El Haplustol tuvo contenidos significativamente mayores (p<0,05) de CO y N que el Ustipsamente, en las dos capas analizadas. Comparando las dos profundidades dentro del mismo sitio, se observa mayor cantidad de N en la capa superficial del Haplustol que en la capa subyacente, no existiendo diferencias entre capas en el Ustipsamente.

Los contenidos de P disponible fueron significativamente mayores (p<0,05) en las capas del Ustipsamente respecto a las del

Haplustol. En la capa superficial los contenidos fueron: 43,1 mg kg<sup>-1</sup> en el Ustipsamente y 32,5 mg kg<sup>-1</sup> en el Haplustol y en la subsuperficial: 40,7 mg kg<sup>-1</sup> y 19,0 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

Como puede observarse en la Tabla 5, las pérdidas de nutrientes por kg de sedimento mostraron un patrón similar en ambos sitios, alcanzando los mayores valores en ausencia de cobertura y los menores bajo la condición natural. Las mayores pérdidas de CO y de N correspondieron al Haplustol, mientras que las mayores pérdidas de P se originaron en el Ustipsamente. Estos resultados son consistentes con los contenidos iniciales de los elementos en los respectivos sitios de estudio (Tabla 4).

En las dos estaciones del año, el contenido de CO en los sedimentos fue significativamente mayor (p<0,05) en el Haplustol que en el Ustipsamente, con valores promedio de 59,5 g kg<sup>-1</sup> y 37,6 g.kg<sup>-1</sup> respectivamente. Dentro del Haplustol, la concentración de CO fue mayor (p<0,05) en el tratamiento de suelo desnudo (82 g kg<sup>-1</sup>) que bajo pastizal natural (37,7 g kg<sup>-1</sup>), mientras el tratamiento de corte tuvo una concentración intermedia pero sin llegar a diferir, al mismo nivel de significación, con el tratamiento natural. En el Ustipsamente se determinó un contenido de CO diferente en las dos épocas del año. En

Tabla 5. Contenidos medios y error estándar de los principales nutrientes presentes en los sedimentos movilizados de las parcelas experimentales.

Table 5. Mean and standard errors of the main nutrient contents present in mobilized sediment fractions.

	CO g kg <sup>-1</sup>	N g kg <sup>-1</sup>	P mg kg <sup>-1</sup>
<b>Haplustol Éntico</b>			
<b>marzo</b>			
desnudo	88,5 ± 12,6	7,8 ± 1,0	48,7 ± 2,0
corte	64,5 ± 8,7	3,7 ± 0,4	32,5 ± 3,4
natural	47,0 ± 2,9	3,1 ± 0,3	21,3 ± 4,8
<b>septiembre</b>			
desnudo	75,4 ± 13,7	5,5 ± 0,7	39,7 ± 4,0
corte	53,1 ± 6,8	3,3 ± 0,4	17,9 ± 3,6
natural	28,4 ± 2,9	2,6 ± 0,3	19,1 ± 7,2
<b>Ustipsamente Típico</b>			
<b>marzo</b>			
desnudo	54,5 ± 5,3	3,0 ± 0,2	56,1 ± 2,4
corte	43,4 ± 7,8	2,4 ± 0,4	49,2 ± 3,9
natural	23,7 ± 2,4	1,7 ± 0,2	31,1 ± 5,8
<b>septiembre</b>			
desnudo	37,8 ± 8,4	1,7 ± 0,2	44,7 ± 4,4
corte	32,5 ± 4,8	2,4 ± 0,5	34,8 ± 6,3
natural	33,5 ± 5,7	2,0 ± 0,3	25,6 ± 6,6

marzo, el contenido de CO en los sedimentos fue significativamente mayor ( $p < 0,05$ ) en el tratamiento desnudo ( $54,5 \text{ g kg}^{-1}$ ) que en el tratamiento natural ( $23,7 \text{ g kg}^{-1}$ ), con contenidos intermedios en el tratamiento de corte. Sin embargo, en septiembre no hubo diferencias significativas entre los distintos tratamientos

La concentración de N en los sedimentos fue mayor ( $p < 0,05$ ) en el Haplustol que en el Ustipsamente, con valores de  $4,3 \text{ g kg}^{-1}$  y  $2,2 \text{ g kg}^{-1}$  respectivamente. La concentración de este elemento fue significativamente mayor en marzo que en septiembre, donde las pérdidas promediaron  $3,6 \text{ g kg}^{-1}$  y  $2,9 \text{ g kg}^{-1}$ . Por otra parte, la diferencia entre las dos estaciones del año fue más manifiesta en el tratamiento de suelo desnudo, probablemente por haber sufrido la mayor pérdida de N en verano, sin el aporte de residuos orgánicos al suelo que la compensaran.

Dentro del Haplustol, el tratamiento desnudo tuvo mayor concentración de N en los sedimentos ( $6,7 \text{ g kg}^{-1}$ ) respecto de los tratamientos de corte ( $3,5 \text{ g kg}^{-1}$ ) y natural ( $2,9 \text{ g kg}^{-1}$ ), los cuales no mostraron diferencias significativas entre sí.

La concentración de P disponible en los sedimentos promedió  $29,8 \text{ mg kg}^{-1}$  en el Haplustol y  $40,2 \text{ mg kg}^{-1}$  en el Ustipsamente.

La estación del año tuvo un efecto significativo ( $p < 0,05$ ), siendo mayor la presencia de este nutriente en los sedimentos de verano que en los de invierno. Dentro del Haplustol, esta concentración fue mayor ( $p < 0,05$ ) en el tratamiento de suelo desnudo, con un valor promedio de  $44,2 \text{ mg kg}^{-1}$ , que en los tratamientos de corte y natural, los que presentaron un comportamiento similar, con valores de  $25,4 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $19,8 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente. Con respecto al Ustipsamente se puede generalizar que la concentración de P disponible en los sedimentos, fue mayor en el tratamiento desnudo con  $50,4 \text{ mg kg}^{-1}$ , seguida por el tratamiento de corte con  $42 \text{ mg kg}^{-1}$  y el pastizal natural con  $28,3 \text{ mg kg}^{-1}$ .

El CO tuvo una tasa de enriquecimiento (TE) promedio de 2,2 en el Haplustol y 2,8 en el Ustipsamente, es decir que la concentración de este nutriente en los sedimentos fue mayor que en la capa de 0 a 2 cm de profundidad de los dos suelos de origen. En cuanto al N, los resultados mostraron la misma tendencia que el CO, con una TE de 1,7 en el Haplustol y 2,3 en el Ustipsamente (Tabla 6). Contrariamente, el P disponible no incrementó su contenido en sedimentos respecto al suelo de origen, con una TE promedio de 0,9 para el Haplustol y 0,95 para el

Tabla 6. Tasas de enriquecimiento de CO, N y P en los sedimentos.  
Table 6. Sedimental enrichment rates of OC, N and P.

	CO	N	P
<b>Haplustol Éntico</b>			
<u>marzo</u>			
desnudo	2,8	2,9	1,4
corte	2,5	1,5	1,0
natural	2,0	1,2	0,7
<u>septiembre</u>			
desnudo	2,4	2,0	1,2
corte	2,1	1,3	0,5
natural	1,2	1,0	0,6
<b>Ustipsamente Típico</b>			
<u>marzo</u>			
desnudo	3,2	2,7	1,1
corte	3,6	2,7	1,2
natural	2,1	1,9	0,8
<u>septiembre</u>			
desnudo	2,2	1,5	0,9
corte	2,7	2,7	0,9
natural	3,0	2,2	0,7

Ustipsamente.

Las TE fueron mayores en el Ustipsamente que en el Haplustol para CO y N, mientras que el P se comportó de manera similar en ambos suelos.

## DISCUSION

La erosión hídrica se produce como consecuencia de los procesos de impacto de las gotas de lluvia sobre las partículas del suelo y de la abrasión que ejerce el escurrimiento sobre la superficie (Nearing *et al.* 1991). La vegetación y el mantillo actúan como agentes protectores del suelo atenuando la movilización y el transporte de las partículas (Castillo 1997, Meyer *et al.* 1995), además de actuar como diques naturales de retención de elementos desprendidos que fueron redepositados en el lugar. Por las dimensiones de las parcelas es dable esperar un mayor volumen de sedimentos desprendidos por salpicadura, debido a que el escurrimiento no alcanza a cobrar suficiente velocidad y en consecuencia su capacidad erosiva es limitada.

Las diferencias en las pérdidas de sedimentos pueden ser grandes de una estación a otra como de un año a otro (Wood *et al.* 1986). El notable incremento de sedimentos perdidos desde el Ustipsamente sin cobertura, en septiembre, podría deberse a

la rápida degradación fisicoquímica sufrida en la estación cálida anterior. La pobre estabilidad estructural, probablemente relacionada con el escaso contenido de arcilla (Fox, Le Bissonais 1998) y la gran cantidad de carbono orgánico perdido (tres veces mayor que la cantidad presente en la capa superficial del suelo), podrían haber provocado una mayor desagregación (Buschiazzi *et al.* 1995) y en consecuencia una mayor pérdida de sedimentos.

Muchos de los nutrientes arrastrados por el agua como resultado de la erosión son aportados principalmente desde las tierras altas de las cuencas. A medida que las partículas desprendidas se mueven corriente abajo sufren una segregación selectiva y los nutrientes están sujetos a procesos de adsorción y desorción. Durante el transporte puede producirse un enriquecimiento de arcillas y nutrientes. Entre otros autores, Sharpley (1985), Sharpley, Moyer (2000), Stoltenberg, White (1953) y Watson *et al.* (2000), han reportado enriquecimiento de CO, N y P en sedimentos movilizados por erosión hídrica.

La rápida pérdida de materia orgánica que se produce en suelos sin vegetación y sus consecuencias sobre las propiedades físicas, fue considerada por Albaladejo *et al.* (1998) como el principal factor de degradación de suelo

en ambientes semiáridos, sin encontrar síntomas de recuperación natural, dos años después de haberse provocado el disturbio. Este hecho confirma que la actividad del hombre o los cambios climáticos que implican una reducción de la cobertura, pueden provocar un importante proceso de desertificación en estos ambientes.

La declinación de los contenidos de materia orgánica en un suelo sin cobertura puede atribuirse a varios factores, entre los que pueden citarse la falta de residuos que retornan al suelo debido a la ausencia de vegetación (Parton *et al.* 1987), el incremento de la temperatura del suelo que provoca una mayor mineralización (Scott *et al.* 1994), y la pérdida ocurrida por erosión (Wan, El-Swaify 1998). En nuestro estudio, la concentración promedio de CO presente en los sedimentos, se duplicó en el Haplustol (2,2) hasta casi triplicarse en el Ustipsamente (2,8), respecto de la cantidad presente en la capa superficial de los respectivos suelos a partir de los cuales fueron movilizados. En ambos sitios existió una relación inversa entre la pérdida de estos constituyentes y la cobertura del suelo, manifestándose una vez más, la importancia que tiene el manejo del pastizal para la sustentabilidad productiva de estos sistemas ganaderos. Albaladejo *et al.* (1998) concluyen que los procesos de degradación del suelo luego de eliminar la vegetación en zonas semiáridas, se manifiestan a través de la disminución del contenido de CO y de la estabilidad estructural. Los suelos del Caldenal presentan una alta susceptibilidad a erosionarse y en estos casos la pérdida de CO es muy importante. El enriquecimiento de CO en los sedimentos fue el triple para el Ustipsamente y el doble para el Haplustol, respecto del contenido inicial de ambos sitios, por lo tanto si persistiera la falta de cobertura, la erosión provocaría una degradación más rápida del Ustipsamente que en el Haplustol debido a esta mayor movilización de la materia orgánica.

La erosión hídrica provoca importantes pérdidas de MO acompañadas por N y P (Barrows, Kilmer 1963). Nuestro estudio mostró concentraciones importantes de CO y N en los sedimentos, mientras que los contenidos de P en sedimentos fueron similares

a los contenidos iniciales de los respectivos suelos. Esta situación podría ser explicada por distintas vías. Si bien los contenidos de MO en los 2 cm superficiales del suelo fueron menores en el Ustipsamente que en el Haplustol, la pobre estructura que naturalmente posee el primero podría ser la causa de la mayor movilización de la MO del suelo, por impacto de las gotas de lluvia, provocando de esta manera un mayor enriquecimiento de CO y N en estos sedimentos (Avnimelech, McHenry 1984). Por otra parte, la mayor cantidad de sedimentos provenientes del Haplustol puede explicar, parcialmente, la menor TE de CO y N debido a la relación inversa que existe entre el contenido de materia orgánica dentro de los sedimentos y el volumen de sedimentos perdidos (Massey *et al.* 1953). Al respecto, Avnimelech y McHenry (1984) reportaron TE de CO y N en sedimentos provenientes de 41 suelos de Estados Unidos, corroborando que estas siguieron una función inversa al contenido inicial en los suelos de origen, las cuales se ajustaron a un modelo exponencial negativo, lo cual significa que los suelos más pobres en CO y N tienen mayor enriquecimiento en sus sedimentos y viceversa. Este hallazgo puede explicar las mayores TE observadas en los tratamientos del Ustipsamente, inicialmente más pobre en estos elementos.

## CONCLUSIONES

Bajo las condiciones en que se realizó este estudio, puede concluirse que:

En ausencia de cobertura, las precipitaciones de alta intensidad provocan mayor erosión en los Haplustoles que en los Ustipsamentos. Sin embargo, este proceso disminuye considerablemente y llega a ser similar en ambos suelos, cuando se mantiene intacta la cobertura natural.

La eliminación total de vegetación y residuos posiblemente provocó, durante el tiempo que duró el estudio, una degradación más rápida del horizonte superficial en el Ustipsamente Típico que en el Haplustol Éntico, como consecuencia de su débil estructuración, su textura gruesa y el escaso contenido de coloides orgánicos. Esta situación incrementó notablemente la pérdida de sedimentos en el Ustipsamente, durante la

segunda época de evaluación.

La pérdida de nutrientes está inversamente relacionada al porcentaje de cobertura del suelo, en ambos sitios, con un fuerte incremento en el caso de suelos desnudos. El CO fue el principal constituyente afectado por erosión hídrica en ambos suelos, hecho de fundamental importancia por su difícil recuperación. La pérdida total fue mayor en el Haplustol, aunque con relación al contenido inicial de ambos suelos, la mayor pérdida relativa la sufrió el Ustipsamente.

#### AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Daniel E. Buschiazzo por las valiosas sugerencias aportadas para la redacción del trabajo y al Dr. Nestor Juan por la corrección del manuscrito. Este trabajo fue financiado por la Facultad de Cs. Exactas y Naturales de la UNLPam y la EEA Anguil del INTA.

#### BIBLIOGRAFIA

- Albaladejo J, Martínez Mena M, Roldan A, Castillo V. 1998. Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Use and Manage.* 14: 1-6.
- Avnimelech Y, McHenry JR. 1984. Enrichment of transported sediments with organic carbon, nutrients, and clay. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 359-266.
- Barrows HL, Kilmer VJ. 1963. Plant nutrient losses from soils by water erosion. *Adv. Agron.* 16: 303-316.
- Blackburn WH, Thurow TL, Taylor CA. 1986. Soil erosion on rangeland. *En: Proc. Use of Cover, Soil and Weather Data in Range. Monitor. Symp. Soc. for Range Manage., Denver, CO. USA.* p: 31-39.
- Buschiazzo DE, Aimar SB, Stahr K. 1995. Factores que afectan la estabilidad estructural de suelos en la Región Semiárida Pampeana Central (Argentina). *Ciencia del Suelo.* 13: 66-69.
- Burwell RE, Timmons DR, Holt RF. 1975. Nutrient transport in surface runoff as influenced by soil cover and seasonal periods. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39: 523-528.
- Castillo VM, Martínez-Mena M, Albaladejo J. 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1116-1121.
- Covas G, Glave AE. 1988. Erosión. Provincia de La Pampa. *En: El deterioro del ambiente en la Argentina. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura* pp.109-114.
- Fox DM, Le Bissonnais Y. 1998. Process-based analysis of aggregate stability effects on sealing, infiltration, and interrill erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 717-724.
- Free GR. 1956. Investigations of tillage for soil and water conservation. A comparison of crop yields for contour vs. up and downslope tillage. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 20: 427-429.
- INTA, Prov. de La Pampa, UNLPam. 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Prov. de La Pampa. 493 pp.
- Lee KH, Isenhardt TM, Schultz RC, Mickelson SK. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *J. Environ. Qual.* 29: 1200-1205.
- Massey HF, Jackson, Hays OE. 1953. Fertility erosion on two Wisconsin Soils. *Agron. J.* 45: 543-547.
- Mathan KK, Kannan N. 1993. Influence of rainfall on nutrient loss in sediment and runoff water in two watersheds under contrasting landscape systems. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 41: 606-608.
- Meyer LD, Dabney SM, Harmon WC. 1995. Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. *Trans. ASAE* 38:809-815.
- Nearing MA., Bradford JM, Parker SC. 1991. Soil detachment by shallow flow at low slopes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 339-344.
- Parton WJ, Schimel DS, Cole CV, Ojima DS. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.
- Roberto ZE, Casagrande G, Viglizzo EF. 1994. Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones. INTA Centro Regional La Pampa-San Luis. Public. N° 2. 25 pp.
- Rostagno CM, Garayzar D. 1995. Diseño de un simulador de lluvia para estudios de infiltración y erosión de suelos. *Ciencia del Suelo* 13: 41-43.
- Ruan H, Ahuja LR, Green TR, Benjamin JG. 2001. Residue cover and surface-sealing effects on infiltration: numerical simulations for field applications. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 853-861.
- SAS Institute, Inc. 1988. SAS/STAT User's Guide, Version 6, 2<sup>nd</sup> Edition. SAS Institute, Inc., Cary, NC. 1088 pp.
- Scott HD, Mauromoustakos A, Handayani LP, Miller DM. 1994. Temporal variability of selected properties of loessial soil as affected by cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1531-1538.
- Sharpley AN. 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1527-1534.
- Sharpley A, Moyer B. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.* 29:1462-1469.
- Stoltenberg NL, White JL. 1953. Selective loss of plant nutrients by erosion. *Soil Sci. Soc. Am.*

- Proc. 17: 406-410.
- Thurrow TL, Blackburn WH, Taylor CA. 1988. Infiltration and interrill erosion responses to selected livestock grazing strategies, Edwards Plateau, Texas. *J. Range Manage.* 41: 296-302.
- Wan Y, El-Swaify SA. 1998. Sediment enrichment mechanisms of organic carbon and phosphorus in a well-aggregated Oxisol. *J. Environ. Qual.* 27: 132-138.
- Watson CJ, Jordan C, Lennox SD, Smith RV, Steen RWJ. 2000. Organic nitrogen in drainage water from grassland in northern Ireland. *J. Environ. Qual.* 29: 1233-1238.
- Wilcox, BP. 1994. Runoff and erosion in intercanopy zones of pinyon-puniper woodlands. *J. Range Manage.* 47: 285-295.
- Williams RD, Nicks AD. 1993. Impact of vegetative filter strips on soil loss and water quality. *En: "Preserving our environment-the race is on"*. Publ. Internac. Erosion Control Association, Steamboat Springs. USA. pp. 277-288.
- Wood MK, Donart GB, Weltz M. 1986. Comparative infiltration rates and sediment production on fertilized and grazed blue grama rangeland. *J. Range Manage.* 39: 371-374.