

## 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<sup>-1</sup> 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  $30 \text{ kg ha}^{-1}$  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 ( $64 \text{ mm h}^{-1}$ ) 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<sup>-1</sup> para el caso del tratamiento agricultura, y de 23,4 g L<sup>-1</sup> 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 <sup>-1</sup> )	
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  $\text{mg L}^{-1}$ )

$x = \text{Ln}$  (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

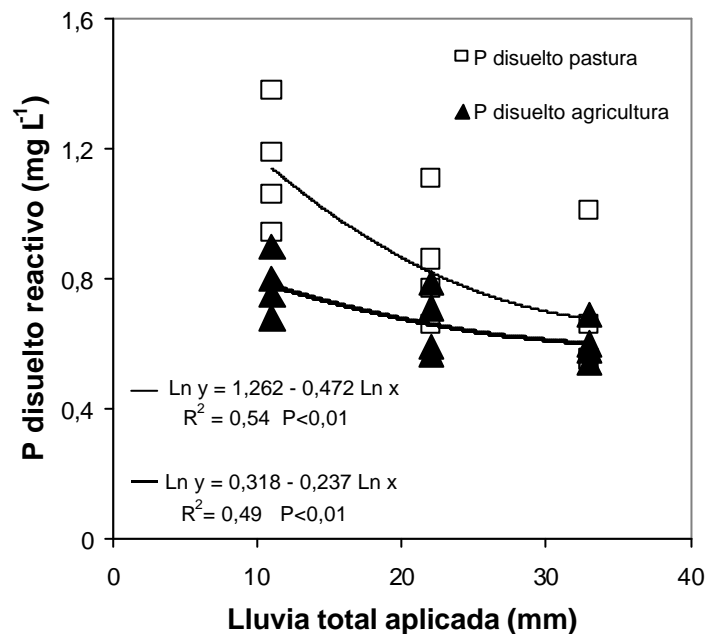


Figura 1. Evolución del P disuelto reactivo, durante las sucesivas lluvias. Concentración no acumulativa, medida luego de cada incremento de lluvia.

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

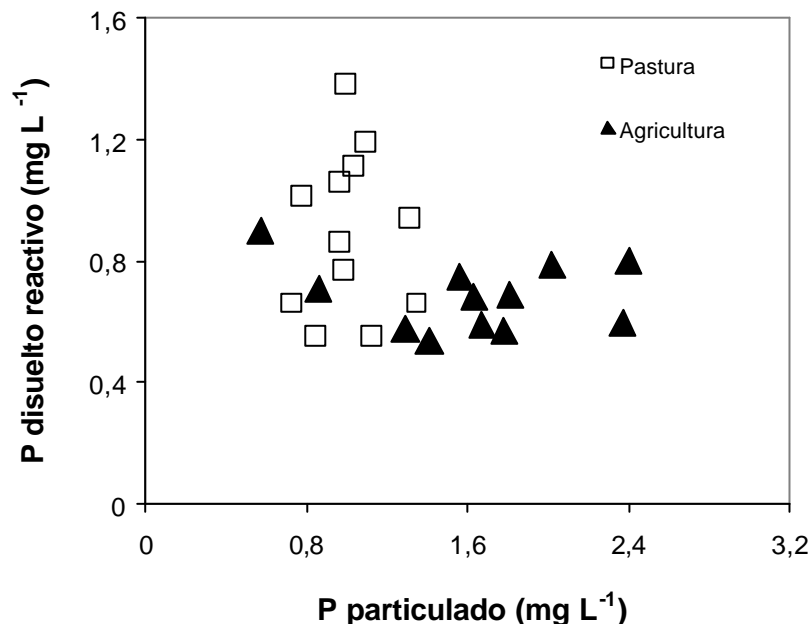


Figura 2. Relación entre las concentraciones de P disuelto y P particulado.

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.