

SORCIÓN Y DESORCIÓN DE FÓSFORO EN UN ANDISOL DE COSTA RICA DEDICADO AL CULTIVO DEL CAFÉ, CAÑA DE AZÚCAR Y BOSQUE

Carlos Henríquez*

Palabras clave: Sorción, desorción, modelo de Langmuir, isoterma, Andisol, fijación de P.

Keywords: Sorption, desorption, Langmuir model, isotherms, Andisol, P fixation.

Recibido:30/09/05

Aceptado: 07/03/06

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar posibles cambios en la capacidad de sorción y desorción de P en un Andisol debidos al efecto de diferentes usos del suelo. Se tomó muestras de 3 lotes adyacentes de un Typic Hapludands ubicado en Juan Viñas, Costa Rica, dedicados al cultivo de café (*Coffea arabica* var Catuai), caña de azúcar (*Saccharum spp.* var H61) y bosque por más de 25 años. Se determinaron las isotermas de sorción de P para cada uno de ellos y se aplicó la ecuación de Langmuir para su representación. También se determinó la desorción de P a través de extracciones sucesivas con membranas aniónicas de intercambio (MIA) durante un período de 192 horas. Debido a su origen volcánico y su mineralogía predominantemente alofánica, se encontró que la capacidad de sorción de P fue muy alta en los 3 suelos (97%). Con relación a las constantes de la ecuación de Langmuir, se encontró que los valores máximos de sorción de P (K1) fueron de 284, 208 y 200 mg P kg⁻¹ y las constantes de enlace (K2) fueron de 3,18, 2,00 y 1,85 para los suelos dedicados a caña de azúcar, café y bosque, respectivamente. En ese mismo orden de tratamientos, el estimado de las cantidades totales desorbidas de P fue 20, 32 y 40 mg kg⁻¹. De esta forma se encontró una relación

ABSTRACT

Sorption and desorption of P in an Andisol of Costa Rica dedicated to coffee, sugarcane and forest crops. The objective of this study was to determine the possible changes in sorption and desorption of P in an Andisol as an effect of different land uses on it. Soil samples were taken in a Typic Hapludands located in Juan Viñas, Costa Rica, in 3 adjacent plots planted with coffee (*Coffea arabica* var Catuai), sugar cane (*Saccharum spp.* var H61), and forest for more than 25 years. Isotherms of P sorption were determined for each plot and the Langmuir model was used. P desorption was determined through successive extractions with an anionic exchange membrane (AEM) during 192 hours. Because of its volcanic origin and predominant allophanic type of clay, we found a high sorption capacity in the 3 soils (97%). Values for P maximum sorption (K1) were 284, 208, and 200 mg P kg⁻¹, and the bonding energy constants (K2) were 3.18, 2.00 and 1.85 for the sugar cane, coffee, and forest soil, respectively. In the same order of treatments, the estimated total amounts of P desorbed were 20, 32 and 40 mg P kg⁻¹. It was thus found that an inverse relationship occurred between P maximum sorption, as well as P-bonding energy, with desorbed P. The data

* Sede de Atlantico, Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.

Correo electrónico: carlosh@cariari.ucr.ac.cr

inversa entre la cantidad máxima sorbida y la fuerza de sorción con la cantidad de P desorbido. Las cantidades desorbidas fueron superiores al P disponible determinado en el análisis de rutina, mostrando así una liberación significativa del elemento en los 3 suelos. Lo anterior sugiere que aunque los niveles de P en el suelo fueron bajos, sumado a una adsorción alta, el proceso de desorción puede mantener un suplemento significativo de P. Los resultados también sugieren que la dinámica de cambios que ocurre entre las formas disponibles y no disponibles de P es muy rápida. Se concluye que existe un importante efecto debido a las prácticas de manejo agronómico del suelo con respecto a la sorción y desorción de P en el suelo.

INTRODUCCIÓN

La fracción de P, constituida por diversas iones ortofosfatos cuya abundancia y tipo dependen en gran medida del pH del suelo, es aquella que puede ser utilizada por las plantas y los microorganismos en forma inmediata (Mattingly 1974, Morel *et al.* 2000). Esta fracción también es afectada por diversas reacciones tales como quimiosorción, intercambio de ligando, adsorción física y la precipitación en la superficie de los sistemas arcillosos y sobre otros compuestos en la fase sólida (Sample *et al.* 1980, Sánchez y Uehara 1980). Olsen y Khasawneh (1980), señalan que la cantidad del P disponible depende del factor capacidad, el cual es resultado de la interacción simultánea de los factores de intensidad y cantidad, gobernando de esta forma el proceso sorción-desorción del elemento a partir de la fase sólida. Frossard *et al.* (2000), añaden que además de los procesos de sorción-desorción, el factor capacidad es también afectado por precipitación-disolución e inmovilización-mineralización.

En particular, los procesos de sorción y precipitación han sido denominados en muchos casos y en forma genérica como “fijación o retención de P” (Sánchez y Uehara 1980, Canessa *et al.* 1986). Con relación a ello, la denominada

show that the amounts of P desorbed were higher than P available as determined by routine analysis, which means an important release in the 3 soils. In spite of the low levels of P in the soil, added to high sorption, desorption processes seem to maintain a significant supply of P for crops. The results also suggest that the dynamics of changes that occur between available and non available forms of P are very rapid. It was concluded that an important effect exists, due to the agronomic use of the soil, on the sorption and desorption of P.

“fijación” de P por los minerales y compuestos del suelo, es inicialmente una reacción de intercambio de ligando del fosfato con grupos funcionales en las superficies de estos materiales (Sui y Thompson 2000, Frossard *et al.* 2000). El intercambio de ligando del elemento puede ocurrir sobre las superficies hidroxiladas de los óxidos de Fe y Al y de silicatos poco cristalinos, así como en los bordes de las superficies de los octaedros de aluminio (Parfitt 1989, Soto 1998). De esta forma, el fosfato penetra la capa de coordinación del Al o Fe y se une en forma covalente con el catión vía grupos oxígeno e hidroxilos. Este fenómeno también ocurre con Al y Fe asociados a los complejos orgánicos (Parfitt 1989). Luego de este proceso de intercambio de ligando, la sorción prosigue con reacciones más lentas, como de difusión al estado líquido en los microporos, difusión al estado sólido o bien precipitación. La precipitación ocurre bajo ciertas condiciones de abundancia de compuestos libres en la solución como Al o Ca por ejemplo (Olsen y Khasawneh 1980).

Varios modelos matemáticos han sido utilizados para explicar y representar el proceso de sorción del P, entre los cuales las isotermas han sido las de más amplia aplicación (Fox y Kamprath 1970, Olsen y Khasawneh 1980, Dodor

y Oya 2000). La isoterma de Langmuir ha sido el modelo más ampliamente utilizado debido a que incluye información como la sorción máxima y la energía de enlace (Fox y Kamprath 1970). Este modelo ha sido criticado al no describir, adecuadamente, la sorción real que ocurre en el suelo; debido a que en la mayoría de los casos, las superficies de la fracción sólida del suelo tienen más de un tipo de sitio elemental, con diferente energía de sorción, al mismo tiempo que, y como se explicó anteriormente, ocurren procesos de diferente naturaleza (Sui y Thompson 2000).

La desorción de P por otro lado, ha sido un proceso menos estudiado y por lo tanto poco conocido en condiciones tropicales, por lo que la información disponible al respecto es limitada (Delgado y Torrent 2000, Soto 1998, Sui y Thompson 2000). No hay duda que este proceso podría explicar la falta de respuesta en algunos suelos a la aplicación de fertilizantes fosforados, en aquellas condiciones donde la cantidad de P disponible es baja de acuerdo al análisis de rutina (Sánchez y Uehara 1980).

Con base en todo lo anterior, un aspecto de mucha importancia con relación al manejo de P en los sistemas agrícolas productivos, es conocer el grado de disponibilidad real del elemento en el suelo a través del tiempo. De esta manera el objetivo de este trabajo fue determinar la sorción y desorción de P en un Andisol de Costa Rica proveniente de áreas con diferente manejo agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio y muestreo de suelos

El estudio se realizó en la Hacienda Juan Viñas, Costa Rica (9°55'N y 83°44'O) en un Typic Hapludands, de textura franco arenosa, bien drenado y derivado de cenizas volcánicas andesíticas (USDA 1994, Bertsch *et al.* 2002). Se seleccionó 3 lotes adyacentes de un tamaño aproximado de 3 ha cada uno y dedicados a la producción de café (*Coffea arabica* var Catuai), caña de azúcar (*Saccharum spp.* var 611721)

y bosque secundario por más de 25 años. Se muestreó a 20 cm de profundidad y se tomó 15 submuestras de cada una de las áreas. Los suelos fueron secados a 60°C y tamizados en una malla de 2 mm para su análisis posterior.

Análisis de suelos

Se determinó la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) a través de la sumatoria de las bases extraíbles y la acidez titulable, de acuerdo a la metodología de Díaz-Romeu y Hunter (1978). El Ca y el Mg intercambiables fueron extraídos con la solución KCl 1M y el K con la solución Olsen Modificado (NaHCO₃ 0,5M, EDTA y floculante), ambas en una relación 1:10 suelo-solución. Las bases del suelo se determinaron por espectrometría de absorción atómica. La acidez intercambiable fue extraída con KCl 1M y determinada por titrimetría. El pH fue determinado en agua en una relación 1:2,5 suelo:solución. El P disponible fue extraído con Olsen Modificado en una relación 1:10 suelo-solución y determinado por espectrometría de absorción de luz (Henríquez y Cabalceta 1999). La fijación de P fue determinada según lo propuesto por USDA (1994).

Isotermas de sorción de P

Se pesaron por triplicado 3 g de muestra de suelo seco y se tamizaron en una malla de 2 mm para cada uno de los 3 lotes muestreados. Estas fueron colocadas en 7 tubos de centrífuga de 50 ml. En cada uno de ellos se adicionó, según correspondió, cantidades crecientes de P disueltas en 30 ml de una solución de CaCl₂ 0,01M y 3 gotas de cloroformo, este último con el fin de disminuir la actividad microbiana durante la agitación (Fox y Kamprath 1970). Se adicionó concentraciones de 24, 41, 86, 186, 274 y 373 mg P kg⁻¹. Las muestras fueron mantenidas en agitación a temperatura controlada de 25°C por 48 h. Luego de la agitación, se determinó el P en la solución de acuerdo a lo propuesto por Fixen y Grove (1990), y se procedió a aplicar los cálculos de acuerdo al planteamiento de la ecuación de Langmuir

(Fox y Kamprath 1970, Syers *et al.* 1973). El P sorbido fue determinado por la diferencia entre el P adicionado inicialmente y el P remanente en la solución al final del período de equilibrio. La fórmula utilizada es la siguiente:

$$\frac{x}{m} = \frac{K1K2C}{1 + K1C} \quad (1)$$

Donde:

x/m es la cantidad de P sorbida por unidad de peso de suelo (mg kg^{-1})

K1 es la constante relacionada a la energía de enlace

K2 es la adsorción máxima (mg kg^{-1})

C es la concentración en solución de P que está en equilibrio (mg l^{-1})

A partir de la fórmula original (1) se obtiene la variante:

$$\frac{C}{\left(\frac{x}{m}\right)} = \frac{C}{K2} + \frac{1}{K1K2} \quad (2)$$

Con la fórmula (2) es posible obtener una línea recta y se logra calcular de una forma más sencilla, los valores de las constantes K1 y K2.

Curvas de desorción de P

Para determinar las curvas de desorción de P para cada suelo, se utilizó la modificación propuesta por Soto (1998). Se pesaron por triplicado, muestras de 3 g de suelo seco y tamizado (< 2 mm), correspondientes a cada uno de los tipos de suelo (café, caña de azúcar y bosque). Las muestras se colocaron en tubos de centrifuga de 50 ml y se adicionaron 30 ml de agua desionizada y 3 gotas de cloroformo; en cada tubo se colocó 2 láminas de 1,5x1,5 cm de Membrana de Intercambio Aniónica (MIA), la cual fue utilizada para extraer el P en la solución sobrenatante. Las MIA utilizadas presentaron, según pruebas preliminares, el equivalente a más de 100 mg l^{-1} de capacidad de sorción aniónica por pulgada cuadrada. Los tubos fueron colocados en

agitación por 0,5, 1,5, 3,5, 7,5, 12,5, 24,5, 48, 96, 144, y 192 h. En cada uno de los tiempos establecidos, se procedió a extraer las láminas de MIA y colocar otras nuevas en forma inmediata para continuar con los períodos de agitación. Cada una de las MIA utilizadas fueron previamente regeneradas en una solución de NaHCO_3 1M por 24 h. El P adsorbido en la MIA fue recuperado con una solución de 20 ml de HCL 0,5M y determinado por colorimetría por el procedimiento de ácido ascórbico y molibdato de amonio propuesto por Murphy y Riley (1962) y citado por Fixen y Grove (2002). Con los valores obtenidos se graficó la cantidad acumulada de P desorbido y la tasa de desorción. También se aplicó el modelo lineal ($y = bx + a$) para relacionar el logaritmo del tiempo con el logaritmo del acumulado del P desorbido (mg kg^{-1}). La pendiente b representó la tasa de desorción en el tiempo en tanto que el intercepto a correspondió al valor inicial de P que fue desorbido por el suelo, valor que fue relacionado al valor inicial de P disponible en el suelo. Ambas constantes fueron sustituidas luego en la ecuación $q = at^b$ que representa el comportamiento real del proceso de desorción de P. En esta ecuación q es la cantidad de P desorbido en el tiempo t . Las curvas de desorción fueron calculadas para cada suelo.

Análisis de los datos

Para la determinación de las isothermas de sorción de P, se utilizó la fórmula propuesta por el modelo de Langmuir. En el caso de las curvas de desorción de P se llevó a cabo regresiones para los diversos grupos de datos (SAS Ins 1996).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el cuadro 1 se presenta el P disponible y el porcentaje de fijación de P, así como el pH y la Capacidad de Intercambio Catiónica Efectiva (CICE), estas 2 últimas propiedades, utilizadas para estimar el estado de fertilidad potencial de los suelos utilizados. Como es característico en los Andisoles, los valores altos de fijación de P obtenidos, según la metodología de clasificación

Cuadro 1. Algunas características químicas de un suelo Typic Hapludands bajo 3 usos diferentes.

Lote	P disponible mg kg ⁻¹	% fijación P	pH	CICE cmol(+) l ⁻¹
Caña azúcar	7,0	97,6	5,2	2,24
Café	7,6	97,7	5,4	8,41
Bosque	5,9	97,5	5,3	8,81

de suelos (USDA 1994), concuerdan con la naturaleza volcánica y la presencia de Alofana como mineral secundario dominante para estos suelos (Bertsch *et al.* 2000).

Por otro lado y como se puede observar también en el cuadro 1, el suelo dedicado al cultivo de caña de azúcar presentó el valor CICE más bajo de los 3 e inferior a 5 cmol(+) l⁻¹, el cual es considerado como un nivel crítico. También se encontró el nivel de pH más bajo. Lo anterior se relacionó directamente con la alta remoción de biomasa de los campos durante la cosecha de la caña de azúcar y la poca restitución a partir de la fertilización y enclado, con la consecuente disminución progresiva de bases del suelo.

Lo anterior sugiere un importante efecto en las propiedades del suelo, producto del manejo agronómico. Estos datos concuerdan con lo encontrado por Bertsch *et al.* (2002) para suelos de

la región. El suelo en el lote de café mostró valores similares al suelo del bosque excepto con el P disponible, el cual fue más bajo en este último. Como se verá más adelante, a pesar que el suelo del bosque mostró el valor menor de P disponible, su restitución fue la mayor de los 3 suelos utilizados, sugiriendo la posible participación de otras fracciones de P en la restitución o desorción de P.

Curvas de sorción: Isotermas de Langmuir

La representación gráfica de las isotermas de Langmuir obtenidas para los 3 suelos se presenta en la figura 1. En ella se destaca en forma especial el suelo dedicado a la caña de azúcar, el cual mostró un comportamiento de sorción diferente a los otros 2 suelos utilizados. En este suelo la sorción fue mayor, ya que para una misma concentración de P en solución, las cantidades sorbidas de P fueron hasta 1,5 veces más que para los suelos del café o el bosque.

Lo anterior se ve reflejado en las constantes K1 y K2 del modelo de Langmuir (ecuación 1). Para el caso de la constante de enlace (K1), los valores fueron de 3,18, 2,00 y 1,85 para los suelos dedicados a caña de azúcar, café y bosque, respectivamente. Por otro lado, y en ese mismo orden de tratamientos, los valores máximos de sorción (K2) fueron de 284, 208 y 200 mg kg⁻¹ de P, lo que pone de manifiesto las altas cantidades que requiere el suelo cañero para llegar a su máxima sorción.

El mayor valor de energía de enlace (K1) para este suelo, también se correlacionó positivamente con el comportamiento observado en la figura 1. Los suelos dedicados al cultivo del café

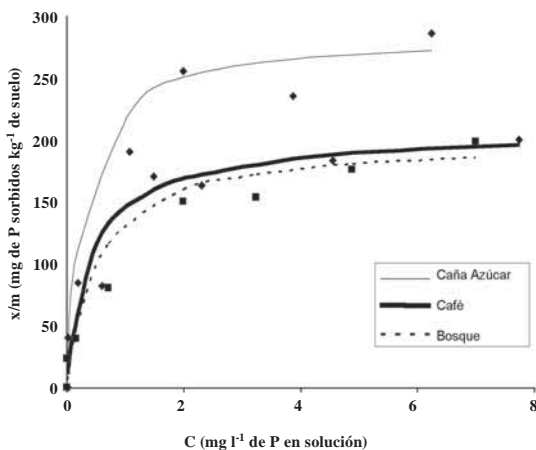


Fig. 1. Isotermas de sorción de P en un suelo Typic Hapludands con 3 usos diferentes.

y al bosque mostraron por otro lado un comportamiento similar. Es importante mencionar que la constante K1 es un valor general, dado que la sorción de P es un proceso complejo donde participan varios lugares de sorción así como diversas reacciones, todas ellas con diferentes energías de enlace (Olsen y Khasawneh 1980, Iyamuremye *et al.* 1996). Pese a lo anterior, este valor ayuda a tener un estimado de la fuerza de sorción de un suelo en comparación con otro, especialmente del mismo tipo mineralógico.

La otra constante de la ecuación de Langmuir, que corresponde a la sorción máxima de P (K2), confirma que el suelo dedicado a caña de azúcar, posee una mayor capacidad de sorción. Este comportamiento puede también ser observado en la figura 2, donde se presenta la relación entre la cantidad requerida de P aplicado para obtener los correspondientes valores de P en la solución del suelo.

Vale la pena mencionar que estas diferencias en el comportamiento de la sorción de P entre los suelos utilizados, no pudieron ser detectadas por la metodología aplicada para determinar la fijación de P (Cuadro 1).

De acuerdo con lo propuesto por Sui y Thompson (2000), se procedió a sustituir el valor de 0,2 mg l⁻¹ de P en las ecuaciones presentadas

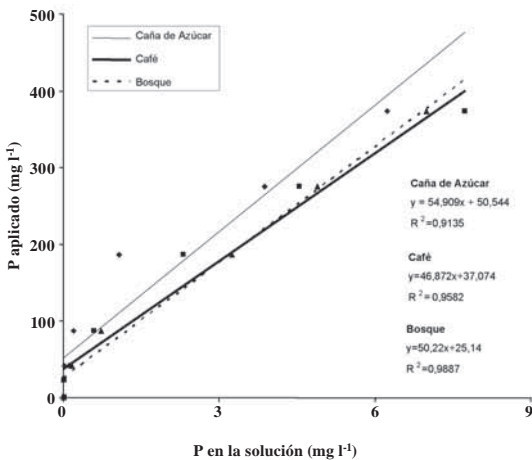


Fig. 2. Relación entre el P en solución y el aplicado en un suelo Typic Hapludands con 3 usos diferentes.

en la figura 2. Se encontró que se requiere 62, 46 y 35 mg P kg⁻¹ para mantener esa cantidad de P en la solución del suelo en los suelos de caña, café y bosque, respectivamente. Esto se asocia con los valores correspondientes de energía de enlace y P máximo sorbido, los cuales fueron discutidos con anterioridad.

Curvas de desorción de P

Las membranas de intercambio aniónico (MIA), usadas para determinar las curvas de desorción de P, representan un sumidero del P inorgánico en solución; de esta forma las MIA, extraen el P soluble en forma de ortofosfatos “de intercambio libre”. Este análisis ha sido correlacionado con el rendimiento de algunos cultivos y también ha sido usado para categorizar el suplemento de P en el tiempo (Olsen and Khasawneh 1980, Soto 1998, Delgado y Torrent 2000).

La figura 3 presenta las curvas de desorción obtenidas durante la determinación para los 3 suelos. De acuerdo a las ecuaciones presentadas en dicha figura, la cantidad de P inicial desorbido (constante a o intercepto en Y) fue de 1,24, 2,15 y 1,28 mg P kg⁻¹ en caña de azúcar, café y bosque, respectivamente. En ese mismo orden de

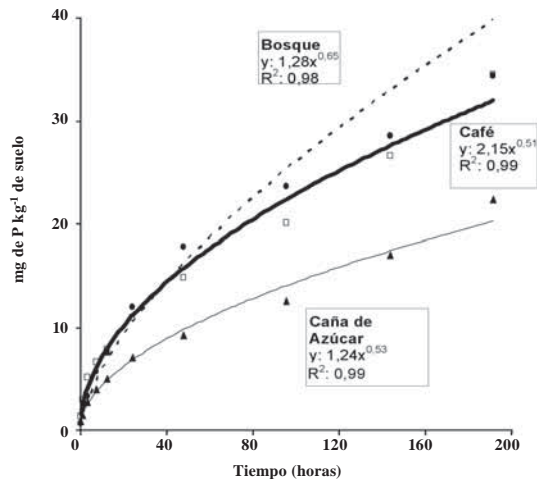


Fig. 3. Valores acumulados de P desorbido en un suelo Typic Hapludands con 3 usos diferentes.

tratamientos, se encontró que los estimados de P desorbidos después de 200 horas de estudio fueron 20, 32 y 40 mg P kg⁻¹, mostrando que el suelo dedicado a la caña de azúcar tuvo los valores más bajos de P desorbido. Por otro lado, aún cuando el suelo del bosque, tuvo un nivel de desorción inicial comparativamente más bajo que el del café, este desorbió en la parte intermedia del ensayo una mayor desorción lo cual provocó que el estimado final para este suelo fuera mayor. En esta etapa intermedia, mencionada anteriormente, pudo haber participación de otras formas de P que no estaban disponibles inicialmente (Figura 3).

Lo anterior es apoyado también por el comportamiento de las regresiones mostradas en la figura 4, ya que la tasa de liberación de P, la cual es representada por la pendiente de la línea recta en el suelo del bosque, mostró ser mayor que la de los otros 2 suelos. La pendiente en el suelo de la caña de azúcar y el café fue de 0,53 y 0,51, respectivamente, en tanto que el del

bosque, tuvo una pendiente mayor de 0,65; lo cual fue correlacionado con una mayor capacidad de desorción de P, comparado con las áreas cultivadas. Como se nota, las áreas cultivadas (caña de azúcar y café) mostraron pendientes de liberación y por lo tanto tasas de desorción similares aunque sus valores absolutos iniciales y finales fueron totalmente diferentes. Esto sugiere en el caso del suelo del bosque, la participación de formas de P que inicialmente no eran disponibles y las cuales luego de algunos mecanismos en el suelo, fueron liberadas durante la determinación de desorción del elemento (Sui y Thompson 2000).

Un hecho importante de recalcar es que las cantidades absolutas de P desorbidas luego de 192 horas, excedieron la cantidad de P disponible determinado por el método de rutina en los 3 suelos utilizados. Aunque estos 2 métodos no pueden ser comparados en forma directa, si establecen un parámetro de referencia entre lo que es un método de determinación puntual

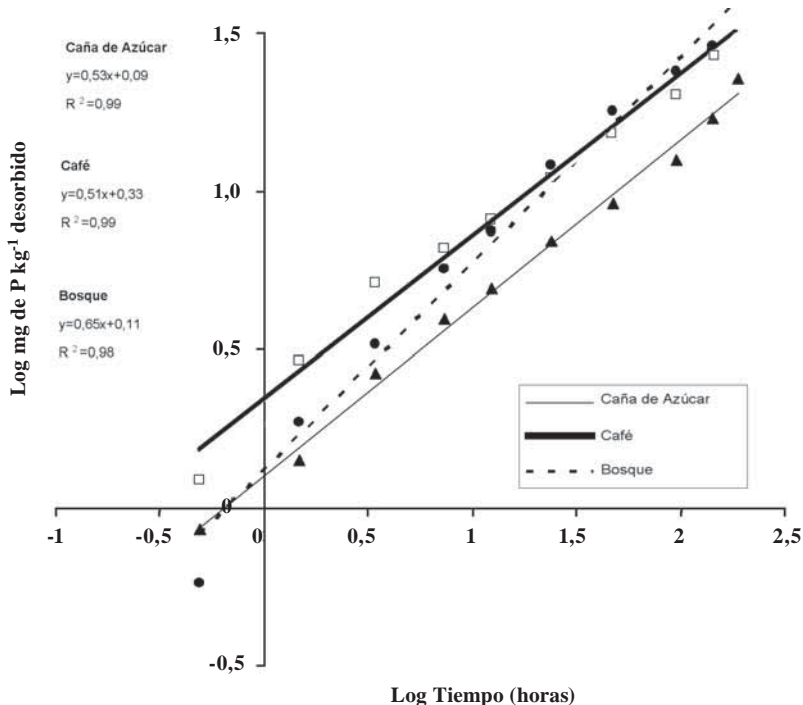


Fig. 4. Relación entre el log del P desorbido acumulado y el log del tiempo en un suelo Typic Hapludands con 3 usos diferentes.

(Henríquez y Cabalceta 1999) y otro que incorpora la variable temporal en su determinación, como lo es el de desorción. Por otro lado, y pese a que las cantidades de P desorbidas provienen de un modelo mecanístico, este método parece ser una herramienta útil para estimar el suplemento de P en el suelo, y explicar la posible falta de respuesta a la aplicación de P que ocurre en algunos casos a nivel de finca (Soto 1998). De esta manera, estos resultados confirman la existencia de un continuo en la movilidad entre las formas de P disponibles y las sorbidas o no disponibles en la fase sólida del suelo (Frossard *et al.* 2000). Los mismos autores puntualizan que es arbitrario distinguir fracciones de P disponibles y no disponibles en forma permanente, debido a la naturaleza dinámica tan intensa que existe.

La tasa de desorción de P es presentada en la figura 5. Se puede observar que para los 3 suelos utilizados, la tasa de desorción de P fue muy alta hasta aproximadamente las 25 h, luego de las cuales esta tasa disminuye drásticamente hasta llegar a un valor constante luego de las 125 horas. Nuevamente, el suelo con caña de azúcar mostró las tasas de desorción

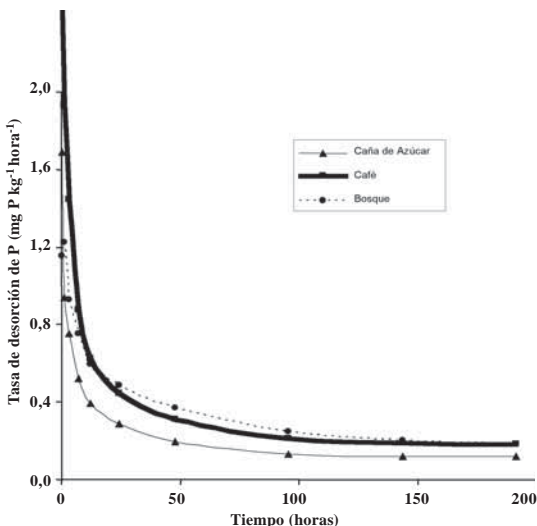


Fig. 5. Tasa de desorción de P en un suelo Typic Hapludands con 3 usos.

más bajas comparativamente con los suelos con café y bosque.

En resumen, se encontró para los suelos estudiados una relación inversa entre la sorción y la desorción de P en el suelo. Las cantidades absolutas de P que fueron desorbidas del suelo, sugieren que existe una capacidad de restitución del elemento, la cual supera en mucho al valor de P disponible, que es cuantificado en el análisis de rutina. Ello implica que aunque los niveles de P en el suelo fueron bajos, lo cual estuvo relacionado con una alta sorción del elemento, el proceso de desorción podría mantener un suplemento significativo de P. Los resultados también sugieren que la dinámica de cambios que ocurren entre las formas disponibles y no disponibles de P es muy rápida. La isoterma de sorción, utilizando el modelo de Langmuir, ayudó a detectar diferencias por efecto en el manejo del suelo. Se concluye que existe un efecto importante debido a las prácticas de manejo agronómico del suelo con respecto la sorción y desorción de P en el suelo.

AGRADECIMIENTO

A la empresa Hacienda Juan Viñas por su visión abierta a la investigación. Asimismo, a INPOFOS sin cuyo apoyo económico no hubiese sido posible la realización de este trabajo.

LITERATURA CITADA

- BERTSCH F., ALVARADO A., HENRÍQUEZ C., MATA R. 2000. Properties, geographic distribution and management of major soil orders of Costa Rica. *In*: Quantifying sustainable development: The future of tropical economies. C.A.S. Hall, C. Leon, and G. Leclerc (eds). Academic, San Diego CA. p. 265-294.
- BERTSCH F., HENRÍQUEZ C., RAMIREZ, F., SANCHO F. 2002. Site-specific nutrient management in the highlands of Cartago province. *Better Crops International* 16(1):16-19.
- CANESSA J., SANCHO F., ALVARADO A. 1986. Retención de fosfatos en Andepts de Costa Rica. I. Relaciones

- entre la retención de fosfatos, el pH en NaF y el aluminio activo. *Turrialba* 36:431-438.
- DELGADO A., TORRENT J. 2000. Phosphorus forms and desorption patterns in heavily fertilized calcareous. *Soil Sci. Am. J.* 64:2031-2037.
- DÍAZ-ROMEU R., HUNTER A. 1978. Metodología de muestreo de suelos. Análisis químico de suelos y tejido vegetal e investigaciones en invernadero. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- DODOR D., OYA K. 2000. Phosphate sorption characteristics of major soils in Okinawa, Japan. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31(3&4):277-288.
- FIXEN P., GROBE J. 1990. Testing soils for phosphorus. *In: Soil testing and plant analysis.* R.L. Westerman (ed). Soil science society of America. Madison, WI. p. 141-180.
- FROSSARD E., CONDRON L.M., OBERSON A., SINAJ S., FARDEAU J.C. 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 29:15-23.
- FOX R.L., KAMPRATH E.J. 1970. Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34:902-907.
- HENRÍQUEZ C., CABALCETA G. 1999. Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo, San José, Costa Rica. 111 p.
- MATTINGLY G.E.G. 1974. Labile phosphate in soils. *Soils Sci.* 119:369-375.
- MOLINA E., BORNEMISZA E., SANCHO F., KASS D.L. 1991. Soil aluminum and iron fractions and their relationships with P immobilization and other soil properties in andisols of Costa Rica and Panama. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22(13-14):1459-1476.
- MOREL C., TUNNEY H., PLENET D., PELLERIN S. 2000. Transfer of phosphate ions between soil and solution. *Perspectives in soil testing.* *J. Environ. Qual.* 29:50-59.
- OLSEN S.R., KHASAWNEH F.E. 1980. Use and limitations of physical-chemical criteria for assessing the status of phosphorus in soils. *In: The role of phosphorus in agriculture.* F.E. Khasawneh, E.C. Sample and E.J. Kamprath. ASA, CSSA and SSSA (eds). Madison, WI. p. 361-410.
- PARFITT R.L. 1989. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. *J. Soil Sci.* 40:359-369.
- SAMPLE E.C., SOPER R.J., RACZ G.J. 1980. Reactions of phosphate fertilizers in soils. *In: The role of phosphorus in agriculture.* F.E. Khasawneh, E.C. Sample and E.J. Kamprath. ASA, CSSA and SSSA (eds). Madison, WI. p. 263-312.
- SANCHEZ P., UEHARA G. 1980. Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. *In: The role of phosphorus in agriculture.* F.E. Khasawneh, E.C. Sample and E.J. Kamprath. ASA, CSSA and SSSA (eds). Madison, WI. p. 471-514.
- SAS INSTITUTE. 1996. SAS/STAT user's guide. Release 6.11. SAS Inst., Cary, NC.
- SOTO J.A. 1998. Formas de fósforo y su liberación en andisoles de la región Central Oriental de Costa Rica. Tesis Doctoral. Universidad Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. España. 155 p.
- SYERS J.K., BROWMAN M.G., SMILLIE G.W., COREY B. 1973. Phosphate sorption by soils evaluated by langmuir adsorption equation. *Soil Sci. Amer. Proce.* 37:358-363.
- SUI Y., THOMPSON M.L. 2000. Phosphorus sorption, desorption and buffering capacity in a biosolids-amended mollisol. *Soil Sci. Am. J.* 64:164-169.
- USDA. 1994. Keys of soil taxonomy. 6th edition. USA, Soil Conservation Service.

