

Potencial riesgo de polución biológica asociado a la introducción de *Pinus radiata* en tierras de pastizales

Potential risk of biologic pollution associated to the introduction of *Pinus radiata* in grassland areas

Garay MM¹, NM Amiotti², P Zalba¹

Resumen. La forestación es una práctica recomendada para mitigar el cambio climático global. Sin embargo, su implementación puede generar impactos no deseados, especialmente si se realiza con especies exóticas. Plantaciones de *Pinus radiata* D Don en suelos del área de Ventania (Bs. As., Argentina) exhibieron aumentos notorios del fósforo extractable (Pe), lo que podría afectar la dinámica de este elemento, así como el grado de saturación con fósforo (GSP_{Bray}). Los objetivos del presente trabajo fueron: i) Cuantificar el GSP_{Bray} en Molisoles implantados con *P. radiata* contrastando los resultados con los provenientes de áreas adyacentes con pastizales naturales (línea de base); ii) Evaluar el potencial riesgo ambiental inducido por la forestación a partir de la identificación de un punto de cambio (PC) en el GSP_{Bray}, indicativo de un incremento de la lixiviación de fosfatos. Los tratamientos incluyeron rodales maduros de *P. radiata* (TB) y áreas adyacentes con vegetación de pastizal natural (TP). Se tomaron muestras a 0-15; 15-30 y 30-45 cm en las que se determinó textura, pH, carbono orgánico total (COT), Pe, fósforo soluble reactivo (PSR), índice de adsorción de fósforo (ISP) y GSP_{Bray}. Los resultados señalaron para TB una acidificación significativa y un incremento de la cantidad de COT, indicando un secuestro adicional de CO₂ atmosférico por parte de los árboles. Los valores de Pe y PSR fueron notoriamente elevados en TB y se reflejaron en un GSP_{Bray} significativamente mayor respecto de TP. La detección de un PC significativo en la relación GSP_{Bray}-PSR indica una mayor posibilidad de lixiviación de fosfatos en los rodales forestales, los que podrían alcanzar cursos de agua, lagos y reservorios artificiales contribuyendo a su eutrofización. Por el potencial riesgo de polución ambiental de origen biológico derivado de la forestación con *P. radiata* en áreas de Molisoles, su inclusión en prácticas de desarrollo limpio debería ser reconsiderada.

Palabras clave: Cambio de uso de la tierra; Áreas de pastizales; *P. radiata*; Fósforo soluble; Polución biológica.

Abstract. Afforestation is a recommended practice to mitigate global warming. However, their implementation may generate undesirable impacts, mostly if exotic species are used. Plantations of *Pinus radiata* D Don in Ventania (Bs. As., Argentina) soils showed notorious increments of extractable P (Pe), which could affect the dynamic of this element as well as the degree of phosphorus saturation (GSP_{Bray}). The objectives of this study were: i) to quantify the GSP_{Bray} in Mollisols afforested with *P. radiata* comparing the results with those coming from adjacent, natural grassland areas (base line); ii) to evaluate the potential environmental risk induced by afforestation through the identification of a change point (PC) in the GSP_{Bray} indicative of a phosphate leaching increment. Treatments included mature stands of *P. radiata* (TB) and adjacent areas with natural grassland vegetation (TP). Samples were taken at 0-15; 15-30 and 30-45 cm soil depth, and texture, pH, total organic carbon (COT), Pe, soluble reactive phosphorus (PSR), phosphorus sorption index (ISP) and GSP_{Bray} were determined. The results showed a significant acidification in TB and an increase in the COT stock, indicating an additional atmospheric CO₂ sequestration by the trees. The Pe and PSR values were notoriously higher in TB, and they were reflected in a significant increment in the GSP_{Bray} with respect to TP. The detection of a significant PC in the GSP_{Bray}-PSR regression indicates higher chances of phosphate leaching in the forest stands, which could reach water courses, lakes and artificial reservoirs promoting their eutrophication. Because of the potential environmental pollution risk of biologic origin derived from the afforestation with *P. radiata* in Mollisols areas, their inclusion in clean development practices must be reconsidered.

Keywords: Land use change; Grassland soils; *P. radiata*; Soluble phosphorous; Biological pollution.

¹Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, 8000, Argentina.

²Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. CERZOS. Bahía Blanca, 8000, Argentina,

Address Correspondence to: Maximiliano M. Garay, Fax: +54 - 0291 - 4595127, e-mail: maximiliano.garay@uns.edu.ar

Recibido / Received 17.XII.2014. Aceptado / Accepted 15.II.2015.

INTRODUCCIÓN

La forestación es una de las estrategias de secuestro de carbono más promovidas a nivel mundial (IPCC, 2000). La vigencia de los beneficios de esta práctica, incluida dentro de los llamados “cambios en el uso de la tierra” en el protocolo de Kioto, fue recientemente extendida hasta 2020 en la Conferencia de Partes 18 (UNFCCC, 2014). Debido a la eficiencia de los árboles para secuestrar CO₂ atmosférico, los planes de forestación son impulsados como estrategias para atenuar el cambio climático global mitigando los efectos adversos de las emisiones antropogénicas. Sin embargo, como cualquier cambio en el uso de la tierra, la forestación puede generar impactos ambientales y socioeconómicos no deseados que podrían comprometer la idea misma de los proyectos de mitigación. La implementación de este tipo de proyectos debe contemplar el estrés generado por la introducción de especies exóticas con diferente naturaleza, composición, arquitectura y comportamiento respecto de la vegetación existente. El impacto ambiental de la actividad puede ser negativo si conduce a la pérdida de calidad de los recursos de base. Al respecto, numerosas investigaciones señalan la existencia de profundas alteraciones en los ecosistemas asociadas a la introducción de especies forestales, particularmente de coníferas, en tierras de pastizales. La posibilidad de deterioro de la calidad de los suelos e incluso del agua como consecuencias del cambio en el tipo de vegetación debe ser evaluada si se contempla el desarrollo forestal como una opción de producción justificada, al menos en parte, en la pretensión de contribuir a mitigar el cambio climático global.

La implantación de especies de rápido crecimiento como las del género *Pinus* y *Eucalyptus* es una práctica ampliamente difundida en todo el mundo por su potencial para producir madera y derivados, contribuyendo al mismo tiempo a secuestrar CO₂ atmosférico. En la gran mayoría de los casos estas especies son exóticas y su implantación modifica drásticamente la estructura y funcionamiento de los ecosistemas en los cuales son introducidas (Zalba y Villamil, 2002). Forestaciones con especies exóticas han sido reportadas como causantes de la acidificación de los suelos, así como de la redistribución de nutrientes (Hornung, 1985; Amiotti et al., 2000 y 2007, Jobbágy y Jackson, 2003, Garay et al., 2012).

Pinus radiata D Don es actualmente muy utilizada en forestaciones, especialmente en países del hemisferio sur como Australia, Nueva Zelanda y Chile, cubriendo una superficie de más 4.000.000 de hectáreas (Farley y Kelly, 2004; Simberloff et al., 2010). En ambientes donde se la ha introducido como especie exótica, la información referida a las alteraciones de las fracciones del fósforo (P) del suelo indican, en general, una disminución del P orgánico y del P total y aumentos de las fracciones fosfóricas inorgánicas, particularmente las disponibles (Mc Dowell y Stewart, 2006; Chen et al., 2008). Incrementos importantes de las fracciones disponibles, pueden

convertirse en fuentes de contaminación “difusa” comparables a aquellas derivadas de la fertilización excesiva.

En situaciones con bajo o nulo escurrimiento, el exceso de nutrientes que no puede ser retenido por el suelo, es lixiviado a través del perfil del suelo y eventualmente pueden llegar a las napas y corrientes de agua cercanas (ríos, arroyos, drenajes), alcanzando cuerpos de agua mayores como lagos, lagunas, diques o zonas costeras. Este aporte de nutrientes (especialmente P) en los cuerpos de agua incrementa la producción primaria al acelerar la reproducción de algas y/o cianobacterias, induciendo al ecosistema a pasar de un estado oligotrófico al mesotrófico y finalmente eutrófico, proceso conocido como “eutrofización” (Correll, 1998).

Autores como Hooda et al. (2000), Nair et al. (2004) y Pose et al. (2012) investigaron como altas tasas de fertilización fosforada en lotes agrícolas alteraron el equilibrio natural del suelo impactando sobre el grado de saturación de P (GSP). Este último concepto ha sido introducido en los Países Bajos, siendo actualmente utilizado en diferentes partes del mundo como un indicador de la capacidad del suelo de comportarse como sumidero o fuente de P al ambiente en distintas situaciones productivas (Nair et al., 2004; Mejias et al., 2013; Zang et al., 2013). El concepto de “punto de cambio” (PC) enunciado por Heckrath et al. (1995), es el umbral a partir del cual los fosfatos alteran su dinámica de interacción con las superficies minerales del suelo. Suelos saturados con valores por encima del PC, liberan P desde la fase sólida a la solución en mayor proporción que aquellos con valores por debajo del mismo. En aquellos suelos que tienen un GSP mayor al PC, el P puede ser fácilmente desorbido y movilizado en solución para luego perderse por escorrentía superficial o infiltración profunda (lixiviación), traspasando los límites del ecosistema, pudiendo alcanzar cuerpos de agua con inevitables consecuencias ambientales negativas.

En Argentina son muy escasas las investigaciones referidas al grado de saturación de P en los suelos. Pose et al. (2012) utilizaron un método basado en el contenido de P extractable (Pe por Bray-Kurtz) y el índice de sorción de P para evaluar el GSP en suelos agrícolas con altos aportes de fertilizantes fosforados en la Provincia de Buenos Aires. Si bien los autores no reportan valores para PC, indican que la práctica incrementó significativamente el GSP y el contenido de P en la solución del suelo, aumentando el riesgo de pérdidas de este elemento por escurrimiento superficial. También ratifican la validez del método de cálculo de GSP utilizado. No se han reportado en nuestro país resultados de investigaciones referidas a modificaciones en el GSP producidas por el cambio de uso de la tierra.

Estudios previos desarrollados por Ares, (1991) en el área de Ventania (Provincia de Buenos Aires, Argentina) indican que la zona presenta buen índice de sitio para *P. radiata*, especie que ha sido incluida como “invasiva” y con riesgo de propagación no controlada, avanzando sobre agrosistemas y áreas

naturales protegidas (Zalba y Villamil, 2002; Simberloff et al., 2010). Análisis preliminares llevados a cabo por nuestro grupo de investigación, señalan que la introducción de esta especie en Molisoles evolucionados bajo vegetación de pastizal generan un incremento muy significativo del contenido de Pe y P soluble entre otras alteraciones edáficas (Garay et al., 2012). Nuestro propósito fue profundizar la investigación centrando el estudio en la evaluación de los potenciales riesgos de contaminación ambiental inducida por el cambio de uso de la tierra. Éste podría ser el resultado de adoptar una práctica promovida como mecanismo de desarrollo limpio por incrementar el secuestro de carbono incorporándolo como materia orgánica a los suelos. Los objetivos específicos del presente trabajo fueron: i) Cuantificar el GSP en Molisoles implantados con *P. radiata* D Don y contrastar los resultados con aquellos provenientes de áreas adyacentes en las que existe vegetación de pastizal natural (línea de base); ii) Evaluar el potencial riesgo ambiental inducido por la forestación a partir de la identificación de un punto de cambio en el GSP, indicativo de un incremento de la lixiviación de fosfatos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El área de estudio se sitúa en el sistema de Ventania localizado en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina), entre las latitudes 37° 56' 11" S y 37° 58' 54" S, y las longitudes 61° 50' 30" O; 61° 54' 47" O. La topografía es ondulada con fuertes pendientes asociadas a las altas elevaciones del sistema serrano hasta relieves más suaves en la zona de piedemonte y en los planos de los valles intraserranos. El núcleo del sistema está formado por rocas cuarcíticas fuertemente plegadas que descansan sobre un basamento cristalino manifestado en reducidos afloramientos. El resto del área está cubierta por depósitos de loess del Pleistoceno tardío - Holoceno (Blanco et al., 2007; Rubio et al., 2008). Estos depósitos, de espesor variable (<20cm a >200cm), constituyen los materiales originales de los suelos del área. El clima es templado húmedo, con una temperatura media anual de 14,5 °C y precipitaciones medias de 830 mm/año. El edafoclima es údico-mésico.

En los ambientes planos, los suelos dominantes son Hapludoles típicos (USDA, 2010) profundos y con elevada fertilidad natural, resultado de una combinación de factores favorables que incluyen materiales parentales de reacción básica y con alta reserva de minerales meteorizables, importante actividad microbiológica y abundante producción de biomasa (Amiotti et al., 2000). El uso de la tierra corresponde a sistemas productivos ganaderos en cerros y serranías y agrícola-ganadero en sectores de menor pendiente y mayor profundidad de los suelos.

Gran cantidad de plantas, en su mayoría gramíneas y compuestas conforman la enorme diversidad de la flora autóctona y foránea del área serrana, distribuidas a lo largo de la base

de los cerros, en las laderas de valles y costa de arroyos. La estepa gramínea de *Amelichloa ambigua*, *A. caudata* y *Nassella neesiana* constituye la formación vegetal dominante. Como comunidades serales se indican pajonales de *Eryngium eburneum* y *Paspalum quadrifarium* y la estepa oreófila por encima de los 500 m de altura, donde se identifican *Festuca pampeana*, *Nassella pampeana* y *Jarava juncooides*, además de una decena de especies vegetales endémicas, entre ellas *Festuca ventanicola*, *Plantago bismarckii* y *Senecio ventanensis*. La vegetación arbórea autóctona está escasamente representada por ejemplares muy aislados de *Prunus mahaleb* y *Salix Humboldtiana* en áreas riverenías (Cabrera, 1968; Ares, 1991; Zalba & Villamil, 2002). A mediados del siglo XX se introdujeron varios montes de especies forestales, principalmente con fines paisajísticos. Entre las de mayor distribución se citan *Pinus radiata*, *P. halepensis*, *Cupressus sempervirens*, *Eucalyptus viminalis*, *Robinia pseudo-acacia*, *Populus alba* y *Gleditsia triacanthos* (Zalba y Villamil, 2002).

Diseño experimental y muestreo. Se seleccionaron cinco rodales forestales de *P. radiata* D. Don establecidos a fines de 1940, implantados en posición de relieve plano y con similares condiciones de clima y suelo (Tratamiento Bosque: TB). La situación de referencia en cada caso estuvo constituida por otras cinco áreas adyacentes a cada rodal (muestras apareadas) sin utilización agronómica en al menos los últimos 60 años (Tratamiento Pastizal: TP). Estas áreas representan la línea de base (situación *cuasi prístina*), con vegetación predominantemente de Poáceas nativas y escasas exóticas (*Dactylis glomerata* y *Festuca arundinacea*), las cuales probablemente se han difundido desde lotes en producción. En TB se tomaron muestras del suelo mineral a tres profundidades (0-15, 15-30 y 30-45 cm) a 1 m del tronco de dos árboles elegidos al azar en cada uno de los cinco rodales seleccionados. Muestras a las mismas profundidades fueron colectadas desde dos puntos al azar en suelos adyacentes (TP), en cada una de las situaciones de referencia seleccionadas (N=60).

Análisis de laboratorio. Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por una malla de 2 mm. En ellas se determinó textura por el método de la pipeta de Robinson, pH en suspensión suelo:agua (1:2,5), carbono orgánico total (COT) por Walkey y Black, fósforo extraíble (Pe) por Bray y Kurtz, y fósforo soluble reactivo (PSR) extraído con CaCl₂ 0,01M. Se determinó la isoterma de punto único para calcular el Índice de adsorción de fósforo (ISP) según la técnica descrita en Pose et al. (2012). Para tal fin se pesaron 0,50 g de suelo y se agregaron 30 mL de solución fosforada equivalente a 1500 mg P/kg suelo (0,3295 g KH₂PO₄ + 1,47 g CaCl₂ en un litro de agua destilada) y se agitaron durante 24 hs a 20 °C (±2 °C). Posteriormente se centrifugaron y se filtraron los sobrenadantes, para luego tomar alícuotas y realizar la reacción

de colorimétrica azul de molibdeno. La absorbancia fue leída en un espectrofotómetro y los resultados comparados con una curva patrón. El cálculo del ISP se realizó siguiendo la siguiente ecuación:

$$ISP(mg\ kg^{-1}) = \frac{x}{\log Pf} \quad (1)$$

Donde: X= cantidad de P adsorbido en la fase sólida (mg P/kg suelo),

Pf= concentración de P en la solución del suelo (mg P/L) luego de 24 hs.

A partir del ISP se realizó el cálculo del grado de saturación de P (GSP_{Bray}) utilizando la ecuación propuesta por Pose et al. (2012):

$$GSP_{Bray}(\%) = \frac{Pe}{Pe + ISP} * 100 \quad (2)$$

Donde: Pe= P extractable por el método de Bray y Kurtz.

Análisis estadístico. Los resultados obtenidos se analizaron mediante modelos mixtos por tratarse de variables no independientes entre sí (propiedades dependientes de la profundidad). Los factores *tratamiento* y *profundidad* se tomaron como fijos, mientras que *repetición* (árboles en TB o puntos en TP dentro de cada sitio) se anidó en *sitio*, y se tomaron ambos como aleatorios. Se utilizó la función de correlación de los errores "autoregresivo de orden 1" para describir la relación del COT, Pe, PSR con la profundidad y se introdujo un término de heterocedasticidad a las variables que poseían medias no homocedásticas (Pe, PSR y GSP). Se realizó la comparación de medias por LSD al 5 y 1%. Se realizaron correlaciones y regresiones lineales entre las variables originales. Para la determinación del punto de cambio del GSP se utilizaron regresiones no lineales, de dos tramos. Se seleccionó el modelo con menor cuadrado medio de error (CM_{Error}) y menores índices de Akaike y Schwartz (AIC y BIC). Para todas las pruebas estadísticas se utilizó el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2013) en combinación con el programa estadístico "R".

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características generales de los suelos estudiados. En la Tabla 1 se presentan los contenidos medios de arcilla y arena para las tres profundidades analizadas. La ausencia de diferencias estadísticas significativas entre tratamientos ($p > 0,05$), confirma la similitud de los materiales originales de los suelos comparados, asumida *a priori* por la escasa distancia entre los sitios de muestreo. Para ambos tratamientos y en las tres capas la clase textural fue franca. La homogeneidad granulométrica convalida la comparación y evita interferencias en los resultados debido a cambios en la textura del suelo (Riestra et al., 2012).

La reacción del suelo en TP fue ligeramente ácida a neutra, incrementándose sólo 0,3 unidades desde la capa superficial hasta los 30-45 cm. Para TB la reacción fue fuerte hasta moderadamente ácida en superficie y subsuperficie, aumentando 1,3 unidades de pH con la profundidad. Se observaron diferencias significativas entre tratamientos hasta los 45 cm, siendo más importantes en el espesor 0-15 cm en donde se registró una disminución promedio de 1,6 unidades de pH bajo los pinos.

El descenso de pH en suelos implantados con coníferas ha sido reportado por numerosos autores, habiéndose atribuido al efecto del factor "bio-hidrológico", resultante de la interacción entre la precipitación y las características particulares de la vegetación (*Gersper y Holowaychuk, 1971*). La acidificación es adjudicada, entre otros, a un mayor secuestro y/o redistribución de cationes básicos y a aportes de ácidos orgánicos por parte de la vegetación y los microorganismos, procesos de alto impacto que se suman a otros de menor importancia en la liberación de H^+ como la respiración (Hornung, 1985; Amiotti et al., 2000; Jobbágy y Jackson, 2003). Estudios previos realizados en la zona, indican una disminución significativa de Ca, Mg y K asociada a un descenso del pH en Molisoles implantados con *P. radiata* respecto a aquellos que sostienen la vegetación autóctona de pastizal (Amiotti et al., 2000; 2007). En adición, las especies forestales particularmente las coníferas, excretan gran cantidad de ácidos alifáticos livianos como

Tabla 1. Propiedades físico-químicas del suelo para cada profundidad (Prof.) en los tratamientos pastizal (TP, n = 30) y bosque (TB, n = 30).
Table 1. Physicochemical soil properties for each depth (Prof.) for the grassland (TP) and forest (TB) treatments.

Prof. (cm)	TP	TB	TP	TB	TP	TB	TP	TB
	Arcilla (g/kg)		Arena (g/kg)		pH		COT (g/kg)	
0-15	257 (36)	235 (36)	321 (45)	300 (45)	6,4 (0,1)	4,8 (0,1)**	34,2 (3,7)	50,0 (5,8)**
15-30	269 (36)	265 (36)	316 (45)	285 (45)	6,5 (0,1)	5,6 (0,1)**	22,2 (3,5)	32,4 (3,7)**
30-45	262 (36)	267 (36)	326 (45)	261 (45)	6,7 (0,1)	6,1 (0,1)**	16,1 (3,5)	23,4 (3,6)**

TP: tratamiento pastizal; TB: tratamiento bosque; COT: carbono orgánico total. Errores estándar entre paréntesis; ** indica diferencias significativas entre tratamientos (columnas) para la misma profundidad (fila) con $p < 0,01$.

TP: grassland treatment; TB: forest treatment; COT: total organic carbon. Standard errors are in parenthesis; ** indicates significant differences between treatments (columns) for the same depth (row) at $p < 0.01$.

ácido fórmico y especialmente ácido oxálico (Fox y Comerford, 1990; Chen et al., 2008) que acentúan también el proceso de acidificación. Estos, son mencionados inclusive como parte importante del proceso de podsolización, acomplejando y trasladando al Fe y Al, lo cual está típicamente asociado a coberturas forestales de coníferas (Fox y Comerford, 1990; van Hees et al., 2003). La producción de ácido carbónico derivada de la respiración de los microorganismos, sería similar en ambos ecosistemas, dado que las plantaciones de *P. radiata* suelen poseer igual o menor actividad microbiana respecto de las praderas por lo que su efecto sobre la acidificación bajo bosque tendría menor importancia (Chen et al., 2008). La nitrificación también es considerada como causa de descenso del pH, siendo mencionada incluso como mecanismo de relevancia en plantaciones de esta especie (Farley y Kelly, 2004). Sin embargo, Binkley y Richter (1987) señalan que a nivel de ecosistema el balance neto de esta reacción indica lo contrario, dado que los protones generados durante la nitrificación son consumidos posteriormente en otras reacciones asociadas al ciclo del N, originando una acidez de muy corto alcance temporal.

Para COT se hallaron diferencias significativas entre tratamientos en las tres capas evaluadas ($p < 0,01$). En TB los suelos tuvieron un 45% más de COT que aquellos que sostienen la vegetación natural. Este incremento se mantuvo constante en las tres profundidades. Considerando los stocks de COT, se hallaron diferencias significativas entre ambos tratamientos ($p < 0,01$). En el pastizal el COT almacenado en 0-45 cm ascendió a 125 Mg/ha, mientras que bajo bosque el mismo se incrementó un 40% alcanzando los 176 Mg COT/ha. Aumentos similares han sido informados previamente para Molisoles de la zona de estudio, así como en Entisoles costeros forestados con la misma especie (Amiotti et al., 2000; 2007 y 2013). Esto indica que la implantación de *P. radiata* contribuye a secuestrar CO_2 adicional respecto de la línea base. Sin embargo, en la literatura internacional son frecuentes las investigaciones que reportan que el contenido de COT se mantiene o disminuye al forestar praderas con esta especie. La mayoría de estos estudios consideran plantaciones jóvenes que no han llegado a un equilibrio entre aporte y mineralización de la materia orgánica (Guo et al., 2008), lo cual se alcanza en muchos casos luego de 30 ó 40 años (Turner y Lambert, 2005).

Dinámica de fracciones lábiles de P. Los valores obtenidos para el Pe son mostrados en la Tabla 2. En TP se hallaron contenidos moderados de Pe, similares a los reportados para Molisoles de Argentina por otros investigadores (Rubio et al., 2008; Pose et al., 2012). En relación al COT, el fósforo extractable mostró contrastes mucho más acentuados entre tratamientos, con aumentos bajo *P. radiata* de once veces en los 0-30 cm y de nueve veces en 30-45 cm respecto del pastizal. Si se considera que no hubo fertilizaciones de ningún tipo y que existe similitud en los factores pedogenéticos, a excepción del tipo de vegetación (sitios apareados), la introducción de *P. ra-*

Tabla 2. Contenidos promedio de fósforo extractable (Pe) y fósforo soluble reactivo (PSR) para cada profundidad (Prof.) en los tratamientos pastizal (TP, $n = 30$) y bosque (TB, $n = 30$).

Table 2. Average contents of extractable phosphorus (Pe) and soluble reactive phosphorus (PSR) for each depth for the grassland (TP) and forest (TB) treatments.

Prof. (cm)	TP	TB	TP	TB
	Pe (mg/kg)		PSR (mg/kg)	
0-15	18,9 (4,5)	213 (18) **	1,39 (0,2)	15,4 (1,8) **
15-30	12,9 (4,5)	146 (18) **	0,68 (0,2)	14,5 (1,8) **
30-45	12,1 (4,5)	107 (18) **	0,61 (0,2)	11,5 (1,8) **

Errores estándar entre paréntesis. ** indican diferencias significativas entre tratamientos (columnas) para la misma profundidad (filas) con $p < 0,01$.

Standard errors between brackets. ** indicates significant differences between treatments (columns) for the same depth (row) at $p < 0.01$.

diata resulta el principal factor responsable de los incrementos registrados para Pe. Investigaciones previas en la zona indican la existencia de importantes aportes de P desde los horizontes orgánicos generados bajo las coníferas hacia el suelo mineral (Garay et al., 2012). El mantillo generado bajo los pinos resultaron un reservorio de importancia, no sólo de COT, sino además de otros nutrientes, lo que ha sido reportado también para otras especies de pino (Jonard et al., 2009).

Siguiendo la tendencia observada para Pe, el PSR en TP mostró valores considerados típicos para ecosistemas naturales (Nair et al., 2004) o sistemas agrícolas (Pose et al., 2012). En contraposición, bajo los árboles se registraron importantes acumulaciones de P en solución. Las concentraciones fueron 12 veces superiores en 0-15 cm, y hasta 20 veces mayores en 15-45 cm respecto de las determinadas en los suelos de pastizal. Ambos parámetros, Pe y PSR, estuvieron estrechamente relacionados entre sí ($R^2 = 0,86$; $p < 0,01$).

En lo que respecta al índice de sorción de P, los dos tratamientos muestran una disminución con la profundidad en términos generales (Tabla 3). Al contrastar los resultados obtenidos para TP y TB no se observaron diferencias significativas en superficie, obteniéndose valores similares a los reportados por Pose et al. (2012) para Molisoles agrícolas de Balcarce (Argentina), quienes informaron un rango de ISP entre 196 y 223 mg/kg en la capa arable. En TB se registraron disminuciones del ISP del orden del 31% en la capa 15-30 cm, y del 40% en 30-45 cm, indicando menor capacidad de sorción de fosfatos a mayor profundidad bajo los pinos. Los descensos registrados en el ISP bajo coníferas por debajo de los 15 cm, se corresponderían con una menor cantidad de sitios de adsorción disponibles en profundidad.

En TB el pH se relacionó significativamente con el ISP explicando el 61% de su variabilidad ($p < 0,01$), mientras que en TP no se encontró una tendencia definida al correlacionar ambos parámetros. Bajo bosque, la cantidad de sitios disponibles para la adsorción de fosfatos fue mayor a medida que el suelo

Tabla 3. Índice de sorción de fósforo (ISP) y grado de saturación con fósforo (GSP_{Bray}) para cada profundidad (Prof.) en los tratamientos pastizal (TP, n = 30) y bosque (TB, n = 30).

Table 3. Phosphorus sorption index (ISP) and degree of phosphorus saturation (GSP_{Bray}) for each depth for the grassland (TP) and forest (TB) treatments.

Prof. (cm)	TP		TB	
	ISP (mg/kg)		GSP_{Bray} (%)	
0-15	242 (17)	245 (15)	7,5 (2)	45,6 (4) **
15-30	261 (17)	181 (15) **	4,8 (2)	43,5 (4) **
30-45	179 (17)	108 (15) **	6,2 (2)	46,7 (4) **

Errores estándar entre paréntesis. ** indican diferencias significativas entre tratamientos (columnas) para la misma profundidad (filas) con $p < 0,01$.

Standard errors between brackets. ** indicates significant differences between treatments (columns) for the same depth (row) at $p < 0.01$.

fue más ácido. Sin embargo, los valores absolutos del ISP fueron similares entre tratamientos en los primeros centímetros superficiales. Esto indicaría que la capacidad de sorción de fosfatos no experimentó una disminución a pesar de los altos niveles de Pe y PSR en 0-15 cm. El importante descenso del pH junto con una mayor producción de ácidos orgánicos, podrían haber inducido la meteorización ácida de algunos minerales primarios del suelo en TB, proceso mencionado por Amiotti et al. (2000) para condiciones similares en el área de estudio. Como resultado de la hidrólisis ácida aparecerían nuevos sitios de adsorción de fosfatos bajo los árboles que se hallaban previamente ocluidos (Frossard et al., 1995). Estos nuevos sitios disponibles deberían reflejarse en un incremento significativo del ISP, lo cual no fue detectado en este estudio. Presumiblemente, la gran cantidad de fosfatos presentes en TB, reflejada por los elevados valores de Pe y PSR, actuarían enmascarando los aumentos esperados en el ISP al ocupar los sitios originalmente disponibles para adsorber P, o incluso aquellos que pudieron originarse *in situ* como consecuencia de la intensa acidificación del ambiente del suelo. Abdala et al. (2012) indicaron que altos aportes de P asociados al agregado de enmiendas orgánicas o fertilizantes disminuyen la capacidad de adsorción de fosfatos del suelo. En nuestro estudio, los horizontes orgánicos generados bajo bosque, actuarían como una fuente "externa" de nutrientes aportando P al sistema (Jonard et al., 2009; Garay et al., 2012).

La importante acumulación de Pe y PSR luego del cambio en el uso de la tierra, sumados a los valores de ISP obtenidos para las distintas profundidades evaluadas, resultaron en diferencias altamente significativas en el GSP_{Bray} entre tratamientos (Tabla 4). En los suelos de pastizal se observaron valores bajos para este parámetro, en línea con lo esperado considerando los niveles de Pe determinados. En los rodales de *P. radiata*, la saturación con P se incrementó significativamente superando entre seis y nueve veces a los valores obtenidos en la situación de referencia. El

amplio rango de GSP_{Bray} de ambos tratamientos (mínimo de 1,5% y máximo de 65%) permitió determinar la existencia de un punto de cambio a partir del cual se altera significativamente la desorción de fosfatos en estos suelos. Este punto se manifiesta como un punto de inflexión en la construcción del gráfico que relaciona los niveles de Pe con la concentración de P soluble o P presente en el agua de percolación que sale de un sistema (Heckrath et al., 1995; Koopmans et al., 2002). El análisis realizado detectó un PC significativo en $GSP_{Bray} = 19,03\%$ (Fig. 1, Tabla 4), el que se

Tabla 4. Datos estadísticos de los tramos obtenidos de la regresión entre el grado de saturación de fósforo (GSP_{Bray}) y fósforo soluble reactivo (PSR) y las respectivas ecuaciones de rectas (N = 60).

Table 4. Statistical data of the segments obtained from the regression between the degree of phosphorus saturation (GSP_{Bray}) and soluble reactive phosphorus (PSR) and the respective line equations.

	GSP_{Bray} (%)	PSR (mg/kg)	p-valor*	Ecuación de la recta
$GSP_{Bray} - PSR$				
1º tramo	0-19,03	0-2,15	-	$0,25+0,104 * GSP_{Bray}$
2º tramo	19,03-65	2,15	<0,01	$2,15+0,441 * (GSP_{Bray}-19,03)$

* p valor: significancia estadística del punto de cambio.

* p valor: statistical significance of the change point.

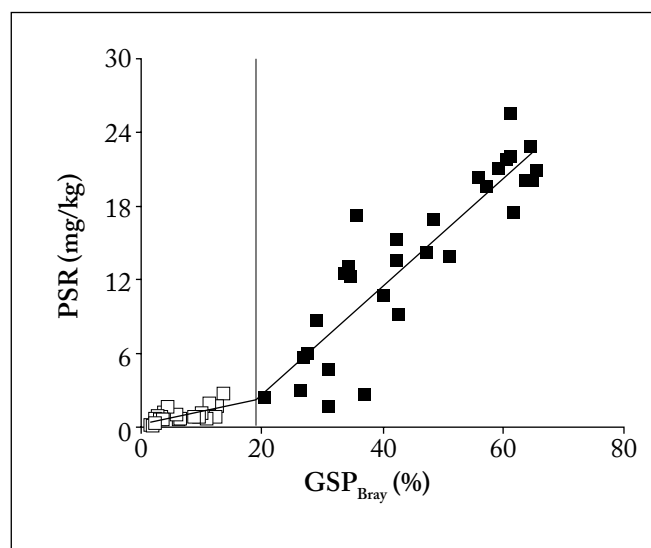


Fig. 1. Análisis de regresión de dos tramos entre el grado de saturación de fósforo (GSP_{Bray}) y fósforo soluble reactivo (PSR). La línea vertical señala el punto de cambio obtenido en $GSP_{Bray} = 19\%$. □ identifica al tratamiento pastizal (TP, n = 30) y ■ identifica a tratamiento bosque (TB, n = 30).

Fig. 1. Two segment regression analysis between the degree of phosphorus saturation (GSP_{Bray}) and soluble reactive phosphorus (PSR). The vertical line indicates the change point obtained for $GSP_{Bray} = 19\%$. □ identifies the grassland treatment (TP) and ■ the forest treatment (TB).

corresponde con un PSR= 2,15 mg/kg ó Pe=22,5 mg/kg. A partir de dicho punto la tasa de desorción de fosfatos se incrementó más de cuatro veces.

En la Figura 1 se observa como el PC resulta un parámetro sensible para separar de forma precisa los efectos del cambio de uso de la tierra, ubicando todas las muestras provenientes de los suelos del pastizal por debajo del punto de inflexión. La alta concentración de PSR registrada bajo los pinos agrupa los valores por encima del PC, confirmando que los sitios de adsorción de P de alta energía han sido ocupados. Los fosfatos remanentes ocupan sitios de adsorción de baja energía de retención, facilitando su desorción respecto de los suelos de TP con $GSP_{Bray} < 19\%$ (Abdala et al., 2012).

El concepto de PC fue adoptado y utilizado ampliamente en investigaciones que estudian relaciones entre los factores de intensidad (PSR) y cantidad de P (Pe) (Koopmans et al., 2002). Heckrath et al. (1995) reportaron un PC en 60 mg/kg de P extraíble, señalando una asociación significativa entre los valores de P extractable y el PSR en aguas de drenajes parcelarios. Mejias et al. (2013) obtuvieron un valor promedio de 53 mg P/kg para Andisoles en Chile. Abdala et al. (2012) trabajando con Oxisoles en Brasil obtuvieron un PC de 22,7% de saturación de la capacidad de sorción de P correspondiente a una concentración de PSR de 0,92 mg/kg.

Las referencias citadas indican valores de PC superiores al obtenido en el presente estudio, evidenciando la baja capacidad "buffer" de adsorción de fosfatos ante incrementos significativos de las formas disponibles que caracteriza a los Molisoles del sudoeste bonaerense. En ellos, altos niveles de Pe generan rápidamente un mayor grado de saturación, modificando la dinámica de este elemento e incrementando notablemente el riesgo de lixiviación de fosfatos.

El tamaño de los rodales y la presencia de napas poco profundas son decisivos para determinar la magnitud del proceso y su posible impacto ambiental. Actualmente la región posee mayormente rodales de pinos implantados en superficies reducidas, que en conjunto ocupan alrededor de 5000 ha a nivel provincial (Ferrere et al., 2009). Estas plantaciones se han comportado en forma invasiva en los últimos años, reemplazando incluso a otras especies exóticas (Zalba y Villamil, 2002). En el mismo sentido, Simberloff et al. (2010) analizaron sucesos ocurridos en otros países e indican alto riesgo de un gran crecimiento poblacional de *P. radiata* y *P. halepensis* en la zona bajo estudio. Es necesario el monitoreo estricto de la dinámica de las poblaciones de pinos, especialmente dentro de aquellas cuencas que incluyen napas cercanas a la superficie y/o reservas de agua potable para proveerla a centros urbanos. Esto es debido al elevado potencial de expansión de la especie estudiada y los resultados obtenidos en cuanto al notable incremento en el GSP_{Bray} y fracciones lábiles de P. Problemas relacionados con aportes excesivos de P y posterior eutrofización del embalse que provee de agua potable a la ciudad de Bahía Blanca (Argentina) han sido reportados por Cachiarelli

et al. (2008). Aumentos de la saturación con P derivados de la forestación con *P. radiata* en áreas cercanas a cuerpos de agua, pueden agravar procesos de contaminación difusa como los detectados por Cachiarelli et al. (2008) en su estudio.

CONCLUSIONES

La forestación con especies de rápido crecimiento es una práctica recomendada en el protocolo de Kyoto por su efectividad en el secuestro de CO₂ atmosférico. En este sentido, los rodales de *P. radiata* estudiados resultaron eficientes sumideros fijando el CO₂ como materia orgánica del suelo, incrementando la cantidad de COT en 49 Mg/ha en los primeros 45 cm respecto de la línea de base. Sin embargo, la introducción de esta especie tuvo efectos ambientales detrimentales al producir una acentuada acidificación de los suelos acompañada de un notorio incremento de los valores de Pe y PSR reflejados en un grado de saturación de P significativamente mayor bajo las coníferas. Se obtuvo un valor de punto de cambio para $GSP_{Bray} = 19\%$, el que resultó adecuado para separar en forma precisa los sitios de referencia de aquellos bajo la influencia de *P. radiata*. Los mayores valores de GSP_{Bray} hallados en los suelos de bosque indican que el cambio de uso de la tierra debido a la introducción de esta especie forestal modificó la dinámica de adsorción-desorción de P, incrementando el riesgo de pérdida de fosfatos por lixiviación.

La información generada señala la necesidad de realizar estudios de impacto ambiental que consideren las alteraciones producidas en el suelo por el cambio en el uso de las tierras. Esto es especialmente importante en proyectos "limpios" o "verdes" que buscan un beneficio ambiental a través del secuestro de CO₂ con *P. radiata* como especie principal. Por el riesgo potencial de contaminación ambiental de origen biológico vinculado a su contribución a procesos de eutrofización, su inclusión como especie recomendada debería ser reconsiderada, particularmente en áreas de Molisoles cercanas a cursos de agua, lagos o diques artificiales.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica por aportar los fondos para realizar la investigación. A la Sra. Ana Zamponi por su colaboración durante el desarrollo de las tareas de laboratorio.

REFERENCIAS

- Abdala, B., A. Ghosh, I. da Silva, R. de Novais y V. Venegas (2012). Phosphorus saturation of a tropical soil and related phosphorus leaching caused by poultry litter addition. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162: 15-23.
- Amiotti, N., P. Zalba, L. Sánchez y N. Peinemann (2000). The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soil in Argentina. *Ecology* 81: 3283-3290

- Amiotti, N., O. Bravo, P. Zalba y N. Peinemann (2007). Effect of landscape position on the acidification of loess-derived soil under *Pinus radiata*. *Austral Ecology* 32: 534-540.
- Amiotti, N., P. Zalba, A. Ares y J. Rossi (2013). Coniferous afforestation increases soil carbon in maritime sand dunes. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59: 289-304.
- Ares, A. 1991. Relaciones entre factores de sitio y el crecimiento de coníferas implantadas en Sierra de la Ventana (Bs. As.). Tesis Magister, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Binkley, D. y D. Richter (1987). Nutrient cycles and H⁺ budgets of forest ecosystems. *Advances in Ecological Research* 16: 1-51.
- Blanco, M.C. y G. Stoops (2007). Genesis of pedons with discontinuous argilic horizons in the Holocene loess mantle of the southern Pampean landscape, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences* 23: 30-45.
- Cabrera, A.L. (1968). Flora de la Provincia de Buenos Aires, colección científica. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), IV (1). Buenos Aires, Argentina.
- Cachiarelli, J., J. Galantini y R. Rosell (2008). Estabilidad estructural y P en fracciones de agregados en la cuenca del A° El Divisorio (Coronel Pringles, BA). *Ciencia del suelo* 26:71-79.
- Chen, C.R., L.M. Condrón y Z.H. Xu (2008). Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil dynamics and associated microbial processes: A review. *Forest Ecology and Management* 255: 396-409.
- Correll, D. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality* 27: 261-266.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo (2013). InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Farley, K. y E. Kelly (2004). Effects of afforestation of a paramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management* 195: 281-290.
- Ferrere, P., A. Lupi, T. Boca y F. Letorneau (2009). *Pinus radiata* en el sudoeste bonaerense. INTA EEA Pergamino, AER 9 de Julio. PDF versión on-line.
- Fox, T. y N. Comerford (1990). Low-molecular-weight organic acids in selected forest soils of the southeastern USA. *Soil Science Society of American Journal* 54: 1139-1144.
- Frossard, E., M. Brossard, M. Hedley y A. Metherell (1995). Reactions controlling the cycling of P in soils. En: H Tiessen (ed.) Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: A Global perspective. pp. 107-137. John Wiley, New York.
- Garay, M., N. Amiotti y P. Zalba (2012). Dinámica de nutrientes en rodales de *Pinus radiata* D Don. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Gersper, P.L. y N. Holowaychuk (1971). Some effects of stem flow from canopy trees on chemical properties of soils. *Ecology* 52: 691-702.
- Guo, L., A. Cowie, K. Montagu y R. Gifford (2008). Carbon and Nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16 year old *Pinus radiata* D Don plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 205-218.
- Heckrath, G., P. Brookes, P. Poulton y K. Goulding (1995). Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk Experiment. *Journal of Environmental Quality* 24: 904-610.
- Hooda, P., A. Rendell, A. Edwards, P. Withers, M. Aitken y V. Truesdale (2000). Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. *Journal of Environmental Quality* 29:1166-1171.
- Hornung, M. (1985) Acidification of soils by trees y forests. *Soil use and management* 1: 24-28.
- Hughes, S., S. Reynolds, S. Bell y C. Gardner (2000). Simple phosphorus saturation index to estimate risk of dissolved P in runoff from arable soils. *Soil Use and Management* 16: 206-210.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2000). Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Cambridge University Press, UK. 377 p.
- Jobbágy, E. y R. Jackson (2003). Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grassland to forests. *Biogeochemistry* 64: 205-229.
- Jonard, M., L. Augusto, C. Morel, D. Achat y E. Saur (2009). Forest floor contribution to phosphorus nutrition: experimental data. *Annals of Forest Science* 66: 510.
- Koopmans, G., R. McDowell, W. Chardon, O. Oenema y J. Dolfing (2002). Soil phosphorus quantity-intensity relationship to predict increased soil phosphorus loss to overland and subsurface flow. *Chemosphere* 48: 679-687.
- McDowell, R. e I. Stewart (2006). The phosphorus composition of contrasting soils in pastoral, native and forest management in Ontario, New Zealand: Sequential extraction and 31P NMR. *Geoderma* 130: 176-189.
- Mejias, J., M. Alfaro y J. Harsh (2013). Approaching environmental phosphorus limits on a volcanic soil of southern Chile. *Geoderma* 207-208: 49-57.
- Nair, V., K. Portier, D. Graetz y M. Walker (2004). An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *Journal of Environmental Quality* 33: 107-113.
- Pose, N., E. Zamuner y E. Echeverría (2012). Grado de saturación y riesgo de pérdidas de fósforo en un molisol del sudeste bonaerense con papa. *Ciencia del suelo* 30: 1-8.
- Riestra, D., E. Noellemeyer y A. Quiroga (2012). Soil texture and forest species condition the effect of afforestation on soil quality parameters. *Soil Science* 177: 279-287.
- Rubio, G., M. Cabello, F. Gutiérrez Boem y E. Munaro (2008). Estimating available soil phosphorus increases after phosphorus additions in Mollisols. *Soil Science Society American Journal* 72: 1721-1727.
- Simberloff, D., M. Nuñez et al. (2010). Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35: 489-504.
- Turner, J., M. Lambert y D. Johnson (2005). Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 220: 259-269.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), 2014. Second commitment period (CP2) under the Kyoto Protocol. PDF online, (último acceso 11/12/2014). Link: http://unfccc.int/files/national_reports/annex_i_ghg_inventories/review_process/application/pdf/4_3_11lr_meeting.pdf
- USDA (2010) *Claves para la taxonomía de suelos*. Undécima edición, 2010. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio de Conservación de Recursos Naturales.
- Van Hees, P., S. Vinogradoff, A. Edwards, D. Godbold y D. Jones (2003). Low molecular weight organic acid adsorption in forest soils: effects on soil solution concentration and biodegradation rates. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 1015-1026.
- Zalba, S. y C. Villamil (2002). Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4: 55-72.
- Zang, L., G. Tian, X. Lian, M. He, Q. Bao y J. Yao (2013). Profile distribution of dissolved and colloidal phosphorus as affected by degree of phosphorus saturation in paddy soil. *Pedosphere* 23: 128-136.