



**2025** | **16-20**  
GIJÓN | JUNIO

9º CONGRESO **FORESTAL** ESPAÑOL

**9CFE-1469**

---

Organiza





## ¿Cómo afecta la deforestación, el tiempo transcurrido desde el establecimiento del cultivo y el manejo agrícola aplicado en la disponibilidad de P?

MARTÍN-SANZ R.C. (1), LAFUENTE F. (2), PANDO V. (3), ELEFThERIADIS A. (4) y TURRIÓN M.B. (2)

(1) Grupo SMART Ecosystems, Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, España.

(2) Área de Edafología y Química Agrícola, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, España.

(3) Departamento de Estadística e Investigación Operativa, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, España.

(4) Department of Agricultural Biotechnology and Oenology, School of Geosciences, International Hellenic University, 14th km Thessaloniki, Nea Moudania 570 01, Grecia.

### Resumen

El fósforo del suelo es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas y el funcionamiento del ecosistema. Investigamos los efectos del uso del suelo (agrícola *versus* forestal), el tiempo transcurrido desde la deforestación (25, 34 y 72 años) y el manejo agrícola (laboreo con riego y rotación bianual de algodón-trigo y laboreo reducido sin riego para cultivo de trigo) en las formas de P edáfico utilizando el fraccionamiento de Tiessen y Moir. Encontramos un aumento del 90% en el contenido total de P después de la deforestación y el cultivo. Las formas lábiles de P aumentaron un 140%. Las formas de P del suelo variaron entre el uso agrícola con manejo tradicional y el uso agrícola con laboreo reducido, siendo las primeras parcelas las que presentaron mayores concentraciones de P inorgánico lábil. Este patrón puede estar relacionado con la mayor aplicación de fertilizantes y el riego en el sistema de manejo tradicional, lo que sugiere un efecto del manejo agrícola sobre la dinámica del P. El tiempo transcurrido desde la deforestación afectó a la distribución del P del suelo: los sitios deforestados mostraron mayor proporción de P orgánico lábil y de formas inorgánicas moderadamente lábiles; remarcando la importancia de considerar los efectos heredados del cambio de uso del suelo en la disponibilidad de P edáfico.

### Palabras clave

Cambio de uso del suelo, Ecosistema mediterráneo, Fósforo, Fraccionamiento secuencial de P.

### 1. Introducción

El fósforo es un elemento esencial para los organismos vivos y el crecimiento de las plantas, pero puede ser un macronutriente limitante para la nutrición de éstas en muchos ecosistemas (JAROSCH et al., 2015). El P del suelo se encuentra formando diversos compuestos (fracciones de P) más o menos lábiles, es decir, que



están más o menos disponibles para las plantas. En concreto, el dihidrógenofosfato y el hidrógenofosfato son las formas químicas inorgánicas disponibles del P en la solución del suelo para plantas y microorganismos, pero el P orgánico también contribuye en gran medida a la nutrición vegetal, representando normalmente entre el 20% y el 80% del P<sub>total</sub> del suelo (MAKAROV et al., 2004). En general, se considera que la reserva de P orgánico del suelo es el resultado de tres factores: los aportes de P orgánico del suelo, los mecanismos de estabilización y las transformaciones biológicas (TURNER et al., 2003). Los microorganismos del suelo juegan un papel importante en la mineralización del P orgánico y la solubilización del P inorgánico, regulando la disponibilidad y los flujos de P en los suelos (CELI et al., 2022; CONDRON et al., 2005; MCLAREN et al., 2020). Además de la naturaleza y propiedades del propio suelo, la distribución de fracciones de P puede variar en profundidad debido a las diferentes fuentes de entrada a distintas profundidades (MAKAROV, 2005; RODIONOV et al., 2020). En primer lugar, los árboles pueden hacer frente a la limitación de P en la capa superficial del suelo mejorando la eficiencia del reciclaje de este nutriente (LANG et al., 2017), pero también aumentando la captación de P de las reservas del subsuelo, es decir, del suelo situado por debajo de 20-30 cm de profundidad o incluso del lecho rocoso erosionado (RODIONOV et al., 2020). En segundo lugar, las diferentes contribuciones de materia orgánica en diversos ecosistemas, la tasa variable de transformación de la materia orgánica y la mineralización de diferentes formas de P pueden conducir a una distribución muy variable de las diferentes especies de P a lo largo del perfil del suelo (MAKAROV, 2005). Así pues, los patrones de distribución vertical pueden aportar información sobre qué procesos biogeoquímicos y físicos controlan la química, movilidad y biodisponibilidad del P en diferentes profundidades del suelo (ZHANG et al., 2021). La identificación y cuantificación de diferentes compuestos de P del suelo es crucial para una mejor comprensión de la dinámica del P del suelo y los complejos mecanismos que rigen la transformación microbiana (JAROSCH et al., 2015; MCLAREN et al., 2020).

Durante los últimos siglos, muchas zonas del planeta han sufrido transformaciones de bosques naturales o matorrales en tierras agrícolas contribuyendo a la degradación de la calidad del suelo, a la pérdida de carbono orgánico del suelo y otros nutrientes, y a la mayor liberación de CO<sub>2</sub> del suelo a la atmósfera (ELEFThERiADiS & TURRiÓN, 2014; PARRAS-ALCÁNTARA et al., 2013; RATNAYAKE et al., 2011). Obviamente, la calidad del suelo puede recuperarse a medio-largo plazo mediante revegetación natural o reforestación tras el abandono de tierras agrícolas o pastos (ROMERO-DÍAZ et al., 2017). Los cambios en el uso del suelo, especialmente la conversión de bosques en tierras de cultivo puede alterar las reservas y disponibilidad de muchos nutrientes fundamentales como C, N o P, así como disminuir la calidad del suelo y su productividad (HAJABBASI et al., 1997; SIGSTAD et al., 2022; SMITH et al., 2016; YANG et al., 2004). Las prácticas agrícolas intensivas pueden llevar a la degradación del suelo, disminuyendo su contenido de materia orgánica y afectando negativamente a su estructura y fertilidad. Sin embargo, la implementación de prácticas agrícolas como la agricultura de conservación y el uso de cultivos de cobertura, puede mejorar la salud del suelo y aumentar el contenido de nutrientes (HASSINK, 1997). Mientras que el impacto de los usos del suelo sobre el C orgánico y el N del suelo está relativamente bien documentado, incluso si nos centramos únicamente en las zonas mediterráneas (CELIK, 2005; ELEFThERiADiS et al., 2018; PARRAS-ALCÁNTARA et al., 2013; VÁZQUEZ et al., 2020), su efecto sobre las fracciones de fósforo del suelo está



menos estudiado (ANNAPPA et al., 2024). Los suelos cultivados donde se aplican fertilizantes minerales y estiércol suelen mostrar un mayor contenido de P, incluyendo P<sub>total</sub>, P inorgánico y P orgánico, que los suelos de pastizales o bosques (TROITIÑO et al., 2008). Este impacto de los usos de la tierra sobre el P edáfico se ha descrito en diferentes tipos de suelos a nivel mundial (GUGGENBERGER et al., 1996; TROITIÑO et al., 2008; TURRIÓN et al., 2000; ZHANG et al., 2012).

Las estrategias de manejo del suelo desempeñan un papel fundamental en el secuestro de C atmosférico y en la disponibilidad de nutrientes en el suelo (WRIGHT & HONS, 2004). La agricultura de conservación es un método de manejo agrícola que busca mejorar y mantener la productividad, aumentar las ganancias y la seguridad alimentaria, preservando y mejorando el suelo y el medio ambiente (CORSI et al., 2012; GEBHARDT et al., 1985). Los tres principios básicos de este tipo de manejo son la mínima perturbación mecánica del suelo (labranza cero y/o mínima, el laboreo de conservación), el mantenimiento de cobertura orgánica permanente y la diversificación y rotación de cultivos (BUSARI et al. 2015; CORSI et al. 2012). Las técnicas de laboreo de conservación parecen aumentar la materia orgánica del suelo en la capa superior, aumentando así la microagregación y la estabilidad de los agregados, y mejorando la presencia y actividad de los microorganismos (BUSARI et al., 2015; ELEFTHERIADIS & TURRIÓN, 2014). Por lo tanto, estas prácticas podrían promover una mejora en el contenido y la disponibilidad de P en el suelo a escala global. Sin embargo, hay escasez de estudios que aborden la dinámica del cambio de uso del suelo y su efecto sobre las distintas fracciones de P edáfico tanto a nivel mundial como en la región mediterránea donde se centra este estudio.

## 2. Objetivos

El objetivo de este trabajo fue determinar los cambios la disponibilidad y contenido de P en suelos cultivados que han sufrido previamente tres periodos de deforestación con la disponibilidad y contenido de P en suelos forestales cercanos no perturbados en ambiente mediterráneo. En concreto, estudiamos las distintas fracciones de P edáfico en función del 1) cambio de uso del suelo forestal a agrícola, 2) el tiempo transcurrido desde la deforestación (25, 34 y 72 años) y 3) el tipo de laboreo en las áreas agrícolas: laboreo tradicional con riego y rotación bianual de algodón-trigo y laboreo reducido sin riego para cultivo de trigo. Las tres etapas de deforestación, el gran periodo transcurrido desde la primera y las diferencias entre los bosques no perturbados y los distintos tipos de manejo agrícola, ofrecen una muy interesante oportunidad de estudio de cómo estos cambios afectan al fósforo del suelo. Nuestra hipótesis es que la disponibilidad de P en el suelo será mayor en los terrenos cultivados y aumentará con el paso del tiempo desde la deforestación, debido a la práctica agrícola típica de abonado. Sin embargo, el contenido total de fósforo en otras formas no lábiles será mayor en el bosque no perturbado. Además, las formas de P variarán según el tipo de cultivo y el manejo agrícola realizado.

## 3. Metodología 3.1. Área de estudio

La zona de estudio se encuentra en Filyria, condado de Macedonia Central, norte de Grecia (de 40°54'11.69"N a 40°53'41.9"N y de 22°28'47.97"E a 22°29'37.10"E). La altitud oscila entre 145 y 195 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) y el clima es mediterráneo templado, con una temperatura media anual de 15,0 °C y una precipitación media anual de 506 mm. La pendiente media de la zona es del 2%. Los suelos de la zona se han desarrollado de piedra caliza y se clasifican como Xeralfs (ELEFTHERIADIS & TURRIÓN, 2014). Los horizontes A del suelo tienen



principalmente textura franco-arcillosa (porcentajes medios de arena, limo y arcilla: 30, 36 y 34%, respectivamente, para el horizonte mineral de la capa superficial del bosque, y 26, 38, y 36%, respectivamente para el horizonte Ap del suelo agrícola). El pH medio de todos los suelos estaba entre 7,7 y 8,0 y las concentraciones de  $\text{CaCO}_3$  eran del 1-7% en las parcelas forestales frente al 1-14% en las parcelas cultivadas. La especie forestal dominante es *Quercus pubescens* Mill. El área fue deforestada en 3 etapas (años 1933, 1971 y 1980) dejando únicamente 80 ha de bosque natural inalterado. Los campos agrícolas, de entre 2 y 9 ha de extensión media, se cultivan principalmente con trigo y algodón.

### 3.2. Prácticas de manejo agrícola

Las parcelas agrícolas seleccionadas se cultivan siguiendo un manejo tradicional con rotación algodón-trigo y un manejo reducido en el que sólo se cultiva trigo. El manejo tradicional implica el cultivo de algodón durante dos años consecutivos y después un año de trigo. El manejo del algodón incluye el arado profundo hasta 30-40 cm en septiembre, seguido de un arado superficial en marzo, fertilización con NPK 11-15-15 ó 12-12-17 + micronutrientes (250-300 kg ha<sup>-1</sup>) una vez por período y  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (100 kg ha<sup>-1</sup>) dos veces por periodo. Además, estas parcelas se riegan por aspersión cada 10-15 días en verano, con una cantidad de 300-400 m<sup>3</sup> de agua por hectárea. A partir de ahora, a este tipo de manejo lo llamaremos “algodón”. El manejo reducido se lleva a cabo en las parcelas donde únicamente se cultiva trigo e incluye labranza del suelo hasta 20-30 cm de profundidad, fertilización con abono NPK 20-10-0 (aplicando 300-400 kg ha<sup>-1</sup>) y  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (100-150 kg ha<sup>-1</sup>) y no se aplica riego. A partir de ahora, a este manejo lo llamaremos “trigo”. Ambas prácticas de manejo agrícola se vienen llevando a cabo de la manera indicada desde 1933, momento en el que se realizó la primera deforestación del bosque natural de *Q. pubescens*. Los datos históricos se recogieron del Servicio Forestal Griego, el Servicio Nacional de Servicio Nacional de Agricultura y de entrevistas con todos los agricultores de las parcelas seleccionadas.

### 3.3. Diseño experimental y muestreo

Consideramos tres categorías de muestreo referidas a cada etapa de deforestación (1933, 1971 y 1980) en los campos cultivados y una categoría referida al bosque natural remanente (que usaremos como control en este estudio). Para cada año de deforestación se consideraron dos subcategorías de manejo agrícola (trigo y algodón) y se muestrearon 12 parcelas de cada. En las zonas adyacente a estas parcelas agrícolas se muestrearon un total de 12 parcelas de bosque inalterado de *Quercus pubescens*, que nos servirá como control para estudiar el efecto del cambio de uso del suelo (de forestal a agrícola) y el efecto del tipo de manejo agrícola utilizado (trigo vs. algodón). Se tomó una muestra compuesta en cada parcela (72 parcelas cultivadas y 12 parcelas forestales de bosque inalterado –control–). La muestra compuesta se obtuvo mezclando quince submuestras aleatorias obtenidas en los primeros 15 cm de capa mineral del suelo. La selección de esta capa superficial del suelo se hizo debido a la necesidad de comparar capas de suelo agrícola y capas de suelo forestal donde las poblaciones microbiológicas son principalmente activas en los primeros 15 cm (ELEFTHERIADIS & TURRIÓN, 2014). El muestreo del suelo se realizó a finales de noviembre de 2005, después de la cosecha. Las zonas de muestreo se eligieron en función de la homogeneidad y similitud entre ellas, sin erosión evidente, sin pendientes y sin orientaciones diferentes.

### 3.4. Fraccionamiento del P del suelo

El fraccionamiento secuencial del fósforo se realizó siguiendo el método desarrollado por HEDLEY et al. (1982) y modificado por TIESSSEN & MOIR (1993). Este fraccionamiento fue diseñado para eliminar progresivamente el P del suelo menos disponible con cada extracción. Es útil para separar las formas de P disponibles o lábiles de los depósitos refractarios de P en los suelos (Figura 1). Además, con este procedimiento se pueden diferenciar las fracciones de P orgánico e inorgánico, lo cual es clave para comprender el ciclo del P en los suelos forestales. La primera fracción extraída con membranas de intercambio aniónico (P-AEM) corresponde al P inorgánico fácilmente intercambiable y que se disuelve fácilmente a partir de las fases sólidas del suelo (TIESSSEN & MOIR, 1993; TURRIÓN et al., 2008). A continuación, se realizaron extracciones secuenciales sobre el residuo de esta primera extracción con extractantes progresivamente más fuertes. La siguiente extracción se realizó con  $\text{NaHCO}_3$  0,5 M, para determinar el P altamente lábil adsorbido en el complejo de intercambio del suelo, que puede ser fácilmente transformado en formas disponibles (SCHOENAU & HUANG, 1991; TURRIÓN et al., 2000). El uso de extractantes básicos como  $\text{NaHCO}_3$  o  $\text{NaOH}$ , utilizados en el siguiente paso del fraccionamiento, implica la extracción de formas orgánicas e inorgánicas de P. El P moderadamente lábil fuertemente retenido por quimisorción (TURRIÓN et al., 2000) se determinó mediante la extracción con 0,1 M  $\text{NaOH}$ . Se cree que esta fracción de P está asociada a la superficie de los minerales amorfos y algunos cristalinos de Al y Fe y probablemente está disponible a medio plazo. Se acidificaron alícuotas de los extractos de  $\text{NaHCO}_3$  y  $\text{NaOH}$  para precipitar la materia orgánica extraída y se determinó el P inorgánico en cada uno de los sobrenadantes. El  $P_{\text{total}}$  de estos extractos se determinó tras digestión con ácido sulfúrico y persulfato en autoclave a 120 °C (GREENBERG, 1980). El P orgánico de cada extracto se calculó como la diferencia entre el P total y el inorgánico. Además, para determinar las fracciones de P alta y moderadamente lábiles, fue necesario utilizar carbón activo para eliminar las sustancias húmicas antes de determinar el P inorgánico de cada fracción. El P inorgánico primario (P- $\text{HCl}_{1\text{M}}$ ) se extrajo con  $\text{HCl}$  1 M. Esta fracción tiene baja solubilidad y podría estar formada por el P inorgánico incluido en los minerales primarios de Ca (SHEN et al., 2011; TURRIÓN et al., 2000). Finalmente, el procedimiento extrae las fracciones más recalcitrantes que son el P estable y el residual. Estas fracciones proceden de restos orgánicos no extraíbles con álcali (TIESSSEN & MOIR, 1993). Por un lado, el P estable (P- $\text{HCl}_{\text{conc}}$ ) se obtuvo mediante la extracción con  $\text{HCl}$  concentrado a 90 °C en baño de agua y se corresponde con P ligado en el interior de minerales de Fe y Al y apatita (TIESSSEN & MOIR, 1993). Por otro lado, el P residual (P- $\text{HClO}_4$ ) fue extraído con  $\text{HClO}_4$  y digerido a 230 °C y representa la forma más estable de P que sólo está disponible a largo plazo (CROSS & SCHLESINGER, 1995). Para la determinación de P en los extractos obtenidos, se aplicó el método de MURPHY & RILEY (1962) modificado por WATANABE & OLSEN (1965), utilizando un espectrofotómetro ultravioleta/visible Thermo Genesis 20. Las determinaciones analíticas se realizaron por duplicado en todas las muestras de suelo.

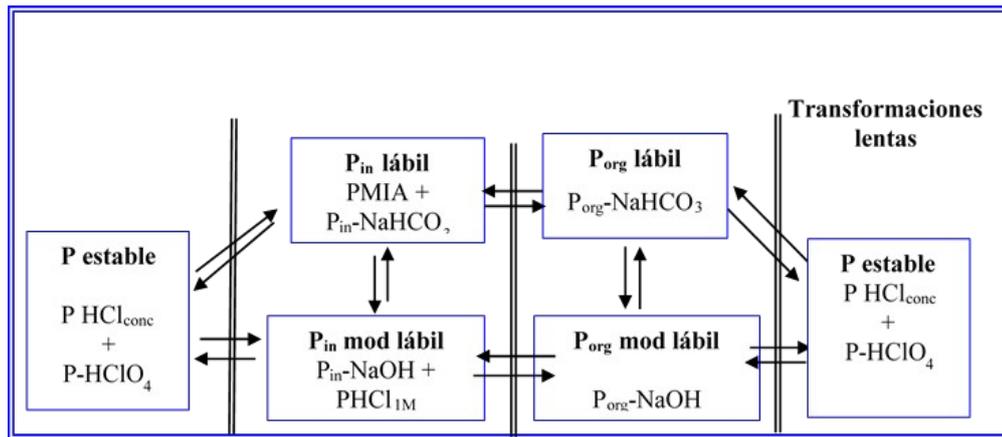


Figura 1. Modelo conceptual de las transformaciones del P en el suelo con los componentes para su determinación (FERNÁNDEZ & TURRIÓN, 2009; TURRIÓN et al., 2002, modificado).

Debido a que todas estas fracciones de fósforo se diferencian también por su disponibilidad para las plantas y con el objetivo de facilitar la redacción y comprensión del trabajo, de aquí en adelante se trabajará con distintos *pools* formados por la agrupación de varias fracciones de P edáfico (FERNÁNDEZ & TURRIÓN, 2009; TURRIÓN et al., 2002; Tabla 1).

Tabla 1. Procedimiento secuencial para el fraccionamiento del P, según la metodología descrita por TIESSSEN & MOIR (1993), fracción de P extraída y pool de P atendiendo a su labilidad.





NOTA: P<sub>t</sub>: P total, P<sub>in</sub>: fósforo inorgánico, P<sub>org</sub>: fósforo orgánico.

### 3.5. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico, utilizamos un modelo lineal mixto con tres factores (uso del suelo -agrícola vs. forestal-, tipo de vegetación dentro de cada uso del suelo -trigo y algodón en el uso agrícola; robledal inalterado en el uso forestal- y tiempo transcurrido desde la deforestación). La formulación del modelo fue la siguiente:

$$y_{jkl(i)} = \mu + \alpha_i + \beta_{j(i)} + \gamma_{k(i)} + \varepsilon_{jkl(i)}$$

con las siguientes definiciones de los subíndices  $i=1$  (uso agrícola),  $2$  (uso forestal);  $j(1)=1$  (algodón),  $2$  (trigo) para los dos tipos de uso agrícola,  $j(2)=1$  para el robledal en el uso forestal;  $k(i)=1$  (25 años),  $2$  (34 años),  $3$  (75 años) para los períodos transcurridos desde la deforestación.

Las variables y los parámetros del modelo son:

	$y_{jkl(i)}$
	$\mu$
	$\alpha_i$
$i$	
	$\beta_{j(i)}$
$i$	
	$\gamma_{k(i)}$
$k$	
$i$	
	$\varepsilon_{jkl(i)}$
	$\varepsilon_{jkl(i)} \sim N(0, \sigma_i^2)$
	$\sigma_i^2$
$i$	

Por lo tanto, el modelo lineal mixto incluyó 2 parámetros de varianza, que se estimaron mediante el método de máxima verosimilitud restringida (REML). Todos los efectos del modelo se comprobaron mediante pruebas de hipótesis de tipo I. La hipótesis de normalidad de los residuos estudentizados se verificó mediante la prueba de Shapiro-Wilks. Para todas las comparaciones se utilizaron pruebas t por pares. El análisis estadístico se realizó mediante el procedimiento PROC Mixed del software SAS 9.4. (SAS INSTITUTE INC., 2023).

#### 4. Resultados

Los suelos estudiados mostraron un contenido medio de Ptotal de 140 mg/kg, variando entre 76 y 200 mg/kg. El orgánico total representó alrededor del 28% del Ptotal (Tabla 2). La fracción de P estable fue la mayor en los suelos estudiados, con casi un 35% del Ptotal. La fracción de P más pequeña en estos suelos fue el P orgánico lábil, una fracción bastante disponible para las plantas, que representó el 13.4% del Ptotal (Tabla 2).

Tabla 2. Pools de P en los suelos estudiados.

Pool	de P	Media	SD	Min	Max	% de Ptotal
Ptotal	140.3	39.1	77.5	200.6		100.0
Porg-total	39.2	13.2	22.1	68.5		28.0
P-lábil	24.3	14.7	11.5	58.5		17.3
Pin-lábil	10.9	6.5	4.4	26.2		7.8
Porg-lábil	13.4	8.5	5.1	32.2		9.6
P mod lábil	48.9	17.7	24.5	86.7		34.8
Pin mod lábil	23.1	10.9	8.5	46.6		16.4
Porg mod lábil	25.8	13.1	5.4	55.4		18.4
P-estable	67.1	14.7	40.3	90.5		47.8

NOTA: SD: Desviación estándar.

Los tres factores incluidos en el modelo fueron altamente significativos (uso del uso:  $F = 294,64$ ,  $P$ -valor  $< 0,001$ ; vegetación dentro del uso del suelo:  $F = 26,17$ ,  $P$ -valor  $< 0,001$ ; años transcurridos desde la deforestación dentro del uso del suelo:  $F = 13,78$ ,  $P$ -valor =  $0,002$ ). Además, como se muestra en la Tabla 3, todos los factores incluidos en los modelos fueron significativos para cada uno de los *pools* de fósforo estudiados. El uso agrícola mostró una mayor concentración de todas las formas de fósforo en comparación con el uso forestal (Figura 2). El P-estable y el P moderadamente lábil (P mod lábil) fueron los mayoritarios en ambos tipos de uso de suelo, mientras que el P-lábil, total, orgánico e inorgánico, fueron los *pools* minoritarios tanto en el uso agrícola como en el forestal (Figura 2).

Tabla 3. Resumen de los resultados de los modelos mixtos realizados para los distintos *pools* de P analizados: valores  $F$  y nivel de significación para cada factor.



Pool	de P	Uso del suelo	Vegetación(uso)	Tiempo(uso)
Ptotal	427.87***	25.27***		7.18**
Porg-total	193.95***	20.13***		16.62***
P-lábil	180.61***	16.56***		13.03***
Pin-lábil	156.45***	19.50***		5.26*
Porg-lábil	138.56***	11.21**		18.88***
P mod lábil	266.82***	15.38***		12.27***
Pin mod lábil	216.56***	6.98*		5.7**
Porg mod lábil	64.25***	7.26*		35.76***
P-estable	136.4***	3.55*		3.94*

NOTA: \*\*\* P-valor < 0,001, \*\* P-valor < 0,01, \* P-valor < 0,05.

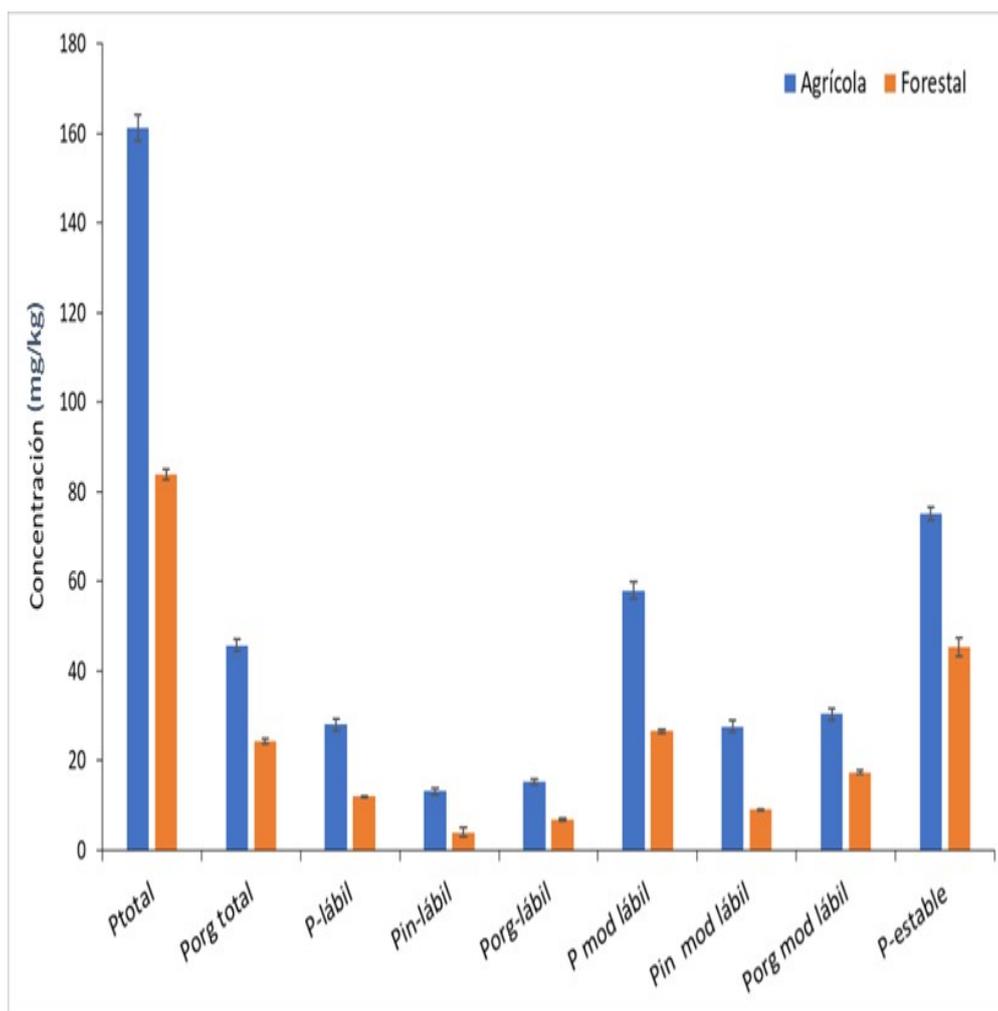


Figura 2. Concentración de los distintos pools de P estudiados en función del uso del suelo (forestal original vs. transformación a uso agrícola). Las barras indican en el

error estándar. Las diferencias entre uso agrícola y forestal son significativas para todos los pools de P y por ello no se indican las diferencias en el gráfico.

El tipo de vegetación afectó también significativamente a la concentración de los distintos pools de P del suelo. En general, todos los pools de P se diferenciaron entre ambos suelos agrícolas con distinto tipo de manejo (algodón vs. trigo) y con el suelo forestal formado por masas de *Q. pubescens*. Sin embargo, el P orgánico lábil ( $P_{org}$ -lábil) y el P-estable no mostraron diferencias significativas entre los dos tipos de uso agrícola, pero sí entre éstos y el uso forestal (Figura 3).

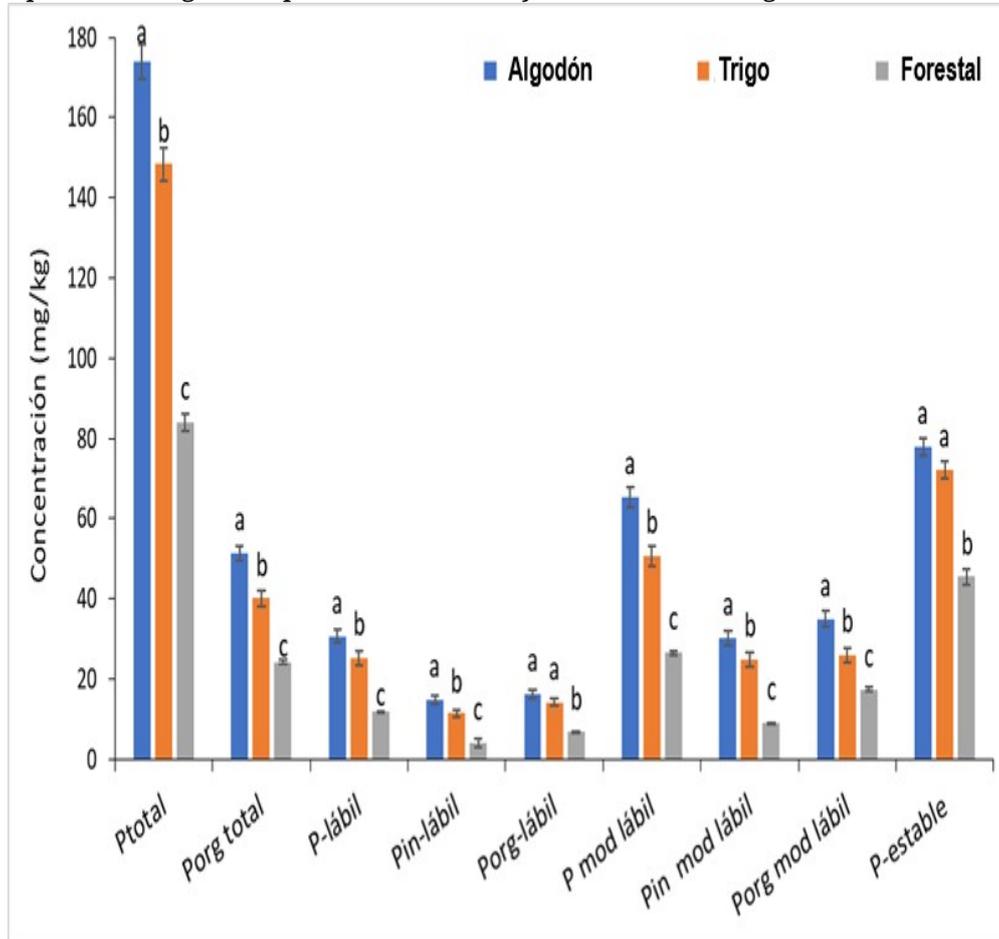


Figura 3. Concentración de los distintos pools de P estudiados en función de la vegetación en cada uso del suelo (uso agrícola: algodón y trigo; y uso forestal). Las barras indican el error estándar y las letras las diferencias significativas entre tipos de vegetación para cada pool de P.

Nuestros resultados indican que el tiempo transcurrido desde la deforestación también afectó significativamente a las concentraciones de P en el suelo, aunque de forma diferente en función del pool considerado. En general, la cantidad de P en el suelo aumentó después de la deforestación y principalmente, en los dos primeros periodos después de ésta (a los 25 y 34 años; Figura 4). Después de pasar 72 años desde la deforestación, los niveles de P en el suelo para los diferentes pools se mantienen más estables e incluso la diferencia de concentración de P en ese periodo respecto al uso forestal disminuye. Únicamente la concentración de los pools de P lábil (total, orgánico e inorgánico) y de P inorgánico moderadamente lábil siguen aumentando con el paso del tiempo desde la deforestación. A diferencia del P orgánico moderadamente lábil que aumentó considerablemente a los 25 y 34 años desde la deforestación, pero no presenta diferencias significativas

con el uso forestal después de transcurridos 72 años del cambio de uso (Figura 4).

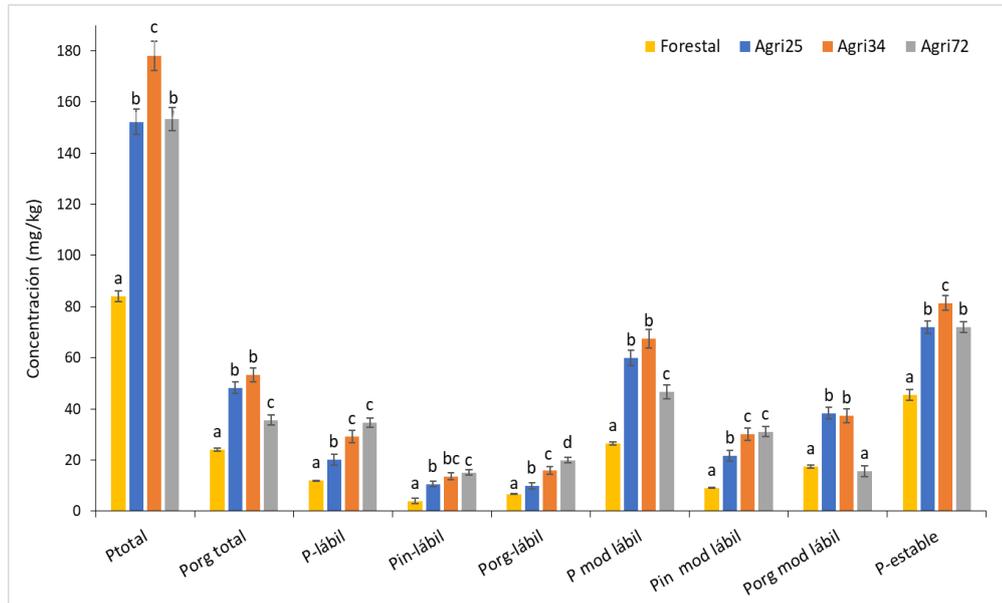


Figura 4. Concentración de los distintos pools de P estudiados en función del tiempo transcurrido desde la deforestación y el cambio de uso del suelo: Agri25 = uso agrícola, 25 años desde la deforestación, Agri24: uso agrícola, 34 años desde la deforestación y Agri72: uso agrícola, 72 años desde la deforestación. Las barras indican el error estándar y las letras las diferencias significativas entre el tiempo transcurrido desde la deforestación para cada pool de P.

## 5. Discusión

Las concentraciones de fósforo total (Ptotal) extraído mediante el procedimiento secuencial de TIESSEN & MOIR (1993) en los suelos estudiados son del mismo orden que las reportadas por TURRIÓN et al. (2007) en ultisoles del norte de España bajo uso forestal. Sin embargo, al comparar exclusivamente los suelos forestales, los valores observados en este estudio son inferiores a los registrados por TURRIÓN et al. (2007). Asimismo, los suelos forestales presentan concentraciones de Ptotal más bajas que las reportadas por MARTÍN-SANZ et al. (2021) en suelos calizos bajo masas de *Pinus halepensis*.

En relación con el uso del suelo, las concentraciones de Ptotal fueron significativamente menores en los suelos forestales que en los suelos cultivados. Este resultado puede atribuirse a la adición de fertilizantes minerales y abonos orgánicos en los terrenos agrícolas, lo que incrementa el contenido de Ptotal, así como de P inorgánico y orgánico, en comparación con suelos forestales (TROITIÑO et al., 2008). Además, los tratamientos de fertilización intensiva en zonas agrícolas contribuyen al aumento de P disponible en el suelo. Existe una tendencia general de añadir más fertilizante fosfatado que el que realmente necesitan los cultivos, lo que haría que el fertilizante no utilizado se acumulase en el suelo pudiendo llegar a provocar problemas ambientales mucho después de su aplicación (MCDOWELL et al., 2024). Sin embargo, los bajos valores de Ptotal observados en los suelos cultivados ponen de manifiesto que esto no ocurre en ellos.

Las concentraciones de Ptotal observadas en los suelos cultivados en este estudio (valores en  $\text{mg kg}^{-1}$ ) se encuentran dentro del rango reportado para suelos calcáreos cultivados bajo condiciones mediterráneas (ANNAPPA et al., 2024). Por



otro lado, los valores de  $P_{total}$  en la capa superficial de los suelos forestales son inferiores a lo esperado en comparación con los reportados por MARTÍN-SANZ et al. (2021) en suelos similares. Estos resultados resaltan la influencia del manejo del suelo y de las condiciones edáficas locales en la dinámica del fósforo.

El fósforo orgánico extraído mediante fraccionamiento secuencial en los suelos estudiados representa aproximadamente el 30% del  $P_{total}$  extraído con este procedimiento, mostrando proporciones similares tanto en suelos forestales como en suelos agrícolas. Según MERINO et al. (2019), en suelos forestales es común observar un predominio de formas orgánicas de P, alcanzando porcentajes superiores al 70% del  $P_{total}$ . Sin embargo, para realizar una comparación más precisa con estos datos, sería necesario determinar las formas totales de P presentes en los suelos, un análisis que no se llevó a cabo en este estudio.

El fósforo lábil total, definido como la parte del fósforo del suelo que se moviliza más fácilmente entre las plantas, la biota del suelo, la solución del suelo y los reservorios inorgánicos débilmente ligados, así como las formas orgánicas fácilmente mineralizables, se considera la suma de P-AEM, Pin y Porg extraídos con  $HCO_3^-$  (YANG & POST, 2011). Las formas de fósforo orgánico denominadas lábiles son aquellas que se encuentran directamente en equilibrio con el fósforo de la solución suelo a través de la mineralización del fósforo orgánico (CROSS & SCHLESINGER, 1995), y se considera disponible para las plantas a corto plazo o durante el transcurso de una temporada de crecimiento (JOHNSON et al., 2003) los resultados muestran que no hay diferencias entre las dos formas de manejo comparadas, sin embargo, se observa un incremento significativo a medida que aumenta el número de años de cultivo tras la deforestación.

Las principales diferencias entre los dos tipos de cultivo comparados en este trabajo son: 1) la práctica de riego realizada en las parcelas de rotación de algodón y trigo, frente a la ausencia de riego en las parcelas de trigo, 2) las prácticas de arado que en las parcelas de trigo se consideran de laboreo reducido, mientras que en las de rotación algodón-trigo son prácticas de laboreo tradicional y 3) la aplicación de fertilizantes, que es mayor en las parcelas de rotación algodón-trigo que en las de trigo. Nuestros resultados mostraron que el tipo de cultivo jugó un papel importante sobre la cantidad de P del suelo, así como en el reparto de las distintas fracciones o pools de P, obteniéndose valores significativamente mayores en las parcelas de rotación algodón-trigo en las que se siguió un laboreo tradicional, que en las de trigo., en las que se lleva a cabo un mínimo laboreo. Por lo tanto, estas diferencias pueden atribuirse a las prácticas de laboreo, riego y sobre todo a la mayor aplicación de fertilizantes en las de rotación algodón-trigo (ELEFThERIADIS & TURRIÓN, 2014).

Nuestros resultados mostraron que la práctica de la agricultura durante más de 25 años tras la deforestación conduce a un aumento generalizado de la concentración de P en sus distintas formas. Más concretamente, después de 25 y 34 años de cultivo el aumento de P en el suelo es muy significativo y diferente de las concentraciones iniciales del terreno forestal no modificado. Sin embargo, a los 72 años después de la deforestación, los resultados son más variables entre los distintos *pools* de P. Aun así, parece existir una tendencia hacia un estado de equilibrio en la concentración de P en el suelo según pasan los años desde la deforestación y el cambio de uso del suelo.

## 6. Conclusiones

La deforestación y el mayor establecimiento del uso agrícola conducen a



aumentos de la concentración de P del suelo. El tipo de vegetación y el uso del suelo afectó a los *pools* de P estudiados de forma muy similar, mostrando siempre una mayor concentración en las parcelas agrícolas de rotación algodón-trigo (consideradas de manejo agrícola tradicional) y menor en las parcelas forestales. En general, el tiempo transcurrido desde la deforestación supuso un aumento en las concentraciones de todos los *pools* de P estudiados en comparación con el suelo forestal; al menos después de 25 y 34 años desde el cambio de uso del suelo. Sin embargo, desde la primera fase de deforestación en la que ya habían pasado 72 años al tomar las muestras de estudio, comprobamos como parece que las concentraciones de P empiezan a equilibrarse, incluso no encontrando diferencias con el bosque de *Q. pubescens* para algunos de los *pools* de P.

#### 7. Agradecimientos

Los autores agradecen a Carmen Blanco y Juan Carlos Arranz por su asesoramiento en los análisis de laboratorio.

#### 8. Bibliografía

ANNAPPA, N.N.; MURTHY, R.K.; BHAVYA, N.; GOVINDA, K.; UDAY KUMAR, S.N.; 2024. Soil phosphorus distribution across diverse land use systems: a comprehensive review. *J Sci Res Rep* 30, 352–364. <https://doi.org/10.9734/jsrr/2024/v30i62050>

BUSARI, M.A.; KUKAL, S.S.; KAUR, A.; BHATT, R.; DULAZI, A.A.; 2015. Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. *Int Soil Water Conserv Res* 3(2), 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.05.002>

CELI, L.; SAID-PULLICINO, D.; BOL, R.; LANG, F.; LUSTER, J.; 2022. Interconnecting soil organic matter with nitrogen and phosphorus cycling, in: *Multi-Scale Biogeochemical Processes in Soil Ecosystems*. Wiley, pp. 51–77. <https://doi.org/10.1002/9781119480419.ch3>

CELIK, I.; 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil Tillage Res* 83, 270–277. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.001>

CONDRON, L.M.; TURNER, B.L.; CADE-MENUN, B.J.; 2005. Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. *Agri & Env* 87–121. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c4>

CORSI, S.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A.; PISANTE, M.; DE MORES SÀ, J.C.; 2012. Soil organic carbon accumulation and greenhouse gas emission reductions from conservation agriculture: A literature review, integrated crop management. *AGP/FAO, Rome, Vol. 16*, 101 pp.

CROSS, A.; SCHLESINGER, W.; 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64, 197–214. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4)

ELEFTHERIADIS, A.; LAFUENTE, F.; TURRIÓN, M.B.; 2018. Effect of land use, time since deforestation and management on organic C and N in soil textural fractions. *Soil Tillage Res* 183, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.012>

ELEFTHERIADIS, A.; TURRIÓN, M.B.; 2014. Soil microbiological properties affected by land use, management, and time since deforestations and crop establishment. *Eur. J. Soil Biol.* 62, 138–144. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.03.001>



FERNÁNDEZ, S.; TURRIÓN, M. B.; 2009. Efecto de la vinaza sobre el P disponible en la roca fosfórica. *Venesuelos* 17(1), 61-69.

GEBHARDT M.R.; DANIEL, T.C.; SCHWEIZER, E.E.; ALLMARAS, R.R.; 1985. Conservation Tillage. *Science* 230, 625–630. <https://doi.org/10.1126/science.230.4726.625>

GREENBERG, A.E. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*; APHA/AWNA/WPCF: Washington, DC, USA, 1980.

GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B.T.; RUBÆK, G.; ZECH, W.; 1996. Land-use and fertilization effects on P forms in two European soils: resin extraction and <sup>31</sup>P-NMR analysis. *Eur J Soil Sci* 47. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01859.x>

HAJABBASI, M.A.; JALALIAN, A.; KARIMZADEH, H.R.; 1997. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. *Plant Soil* 190, 301–308. <https://doi.org/10.1023/A:1004243702208>

HASSINK, J.; 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191, 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S.; 1982. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 970–976. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>

JAROSCH, K.A., DOOLETTE, A.L., SMERNIK, R.J., TAMBURINI, F., FROSSARD, E., BÜNEMANN, E.K., 2015. Characterisation of soil organic phosphorus in NaOH-EDTA extracts: A comparison of <sup>31</sup>P-NMR spectroscopy and enzyme addition assays. *Soil Biol Biochem* 91, 298–309. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.010>

JOHNSON, A.H.; FRIZANO, J.; VANN, D.R.; 2003. Biogeochemical implications of labile phosphorus in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. *Oecologia* 135, 487–499. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1164-5>

LANG, F.; KRÜGER, J.; AMELUNG, W.; WILLBOLD, S.; FROSSARD, E.; BÜNEMANN, E.K.; ...; CHMARA, I.; 2017. Soil phosphorus supply controls P nutrition strategies of beech forest ecosystems in Central Europe. *Biogeochemistry* 136, 5–29. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0375-0>

MAKAROV, M.I.; 2005. Phosphorus-containing components of soil organic matter: P-31 NMR spectroscopic study (A review). *Eurasian Soil Sci.* 38, 153–164.

MAKAROV, M.I., HAUMAIER, L., ZECH, W., MALYSHEVA, T.I.; 2004. Organic phosphorus compounds in particle-size fractions of mountain soils in the northwestern Caucasus. *Geoderma* 118, 101–114. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00187-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00187-3)

McDOWELL, R.W., PLETNYAKOV, P., HAYGARTH, P.M.; 2024. Phosphorus applications adjusted to optimal crop yields can help sustain global phosphorus reserves. *Nat Food* 5, 332–339. <https://doi.org/10.1038/s43016-024-00952-9>

MARTÍN-SANZ, R.C.; PANDO, V.; BUEIS, T.; TURRIÓN, M.-B.; 2021. Influence of soil properties on P pools and its effect on forest productivity in Mediterranean calcareous soils. *Forests* 12, 1398. <https://doi.org/10.3390/f12101398>

McDowell, R.W., Pletnyakov, P. & Haygarth, P.M. Phosphorus applications adjusted to optimal crop yields can help sustain global phosphorus reserves. *Nat Food* 5, 332–339 (2024). <https://doi.org/10.1038/s43016-024-00952-9>



MCLAREN, T.I.; SMERNIK, R.J.; MCLAUGHLIN, M.J.; DOOLETTE, A.L.; RICHARDSON, A.E.; FROSSARD, E.; 2020. The chemical nature of soil organic phosphorus: a critical review and global compilation of quantitative data, in: SPARKS, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 51–124.

MERINO, A.; JIMÉNEZ, E.; FERNÁNDEZ, C.; FONTÚRBEL, M. T.; CAMPO, J.; VEGA, J. A.; 2019. Soil organic matter and phosphorus dynamics after low intensity prescribed burning in forests and shrubland. *J. Environ. Manage.* 234, 214–225. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.055>

MURPHY, J.; RILEY, J.P.; 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31–36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)

PARRAS-ALCÁNTARA, L.; MARTÍN-CARRILLO, M.; LOZANO-GARCÍA, B.; 2013. Impacts of land use change in soil carbon and nitrogen in a Mediterranean agricultural area (Southern Spain). *Solid Earth* 4, 729 167–177. <https://doi.org/10.5194/se-4-167-2013>

RATNAYAKE, R.R.; SENEVIRATNE, G.; KULASOORIYA, S.A.; 2011. The effect of cultivation on organic carbon content in the clay mineral fraction of soils. *Int. J. Soil Sci.* 6, 217–223. <https://doi.org/10.3923/ijss.2011.217.223>

RODIONOV, A.; BAUKE, S.L.; VON SPERBER, C.; HOESCHEN, C.; KANDELER, E.; KRUSE, J.; ...; AMELUNG, W.; 2020. Biogeochemical cycling of phosphorus in subsoils of temperate forest ecosystems. *Biogeochemistry* 150, 313–328. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00700-8>

ROMERO-DÍAZ, A.; RUIZ-SINOGA, J.D.; ROBLDANO-AYMERICH, F.; BREVIK, E.C.; CERDÀ, A.; 2017. Ecosystem responses to land abandonment in Western Mediterranean Mountains. *Catena* 149, 824–835. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.013>

SAS INSTITUTE INC.; 2023. SAS/STAT® 15.3 User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.

SCHOENAU, J.J.; HUANG, W.Z.; 1991. Anion-exchange membrane, water, and sodium bicarbonate extractions as soil tests for phosphorus. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 465–492, <https://doi.org/10.1080/00103629109368432>

SHEN, J.; YUAN, L.; ZHANG, J.; LI, H.; BAI, Z.; CHEN, X.; ZHANG, W.; ZHANG, F.; 2011. Phosphorus dynamics: From soil to plant. *Plant Physiol.* 156, 997–1005. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175232>

SIGSTAD, E.E.; BEJAS, M.A.; AMOROSO, M.J.; GARCÍA, C.I.; 2002. Effect of deforestation on soil microbial activity. A worm-composite can improve soil quality? A microcalorimetric analysis at 25 °C. *Thermochim. Acta* 394, 171–178.

SMITH, P.; HOUSE, J.I.; BUSTAMANTE, M.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P.C.; CLARK, J.M.; ADHYA, T.; RUMPEL, C.; 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Glob. Change Biol.* 22, 1008–1028. <https://doi.org/10.1111/gcb.13068>

TIESSEN, H.; MOIR, J.; 1993. Characterization of available P by sequential extraction. In *Soil Sampling and Methods of Analysis*; Carter, M.R., Ed.; Lewis Publishers: Boca Raton, FL, USA.

TROITIÑO, F.; GIL-SOTRES, F.; LEIRÓS, M.C.; TRASAR-CEPEDA, C.; SEOANE, S.; 2008. Effect of land use on some soil properties related to the risk of loss of soil



- phosphorus. *Land Degrad Dev* 19, 21–35. <https://doi.org/10.1002/ldr.810>
- TURNER, B.L., CADE-MENUN, B.J., WESTERMANN, D.T., 2003. Organic Phosphorus Composition and Potential Bioavailability in Semi-Arid Arable Soils of the Western United States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1168–1179. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1168>
- TURRIÓN, M.B.; GALLARDO, J.F.; GONZÁLEZ, M.I.; 2000. Distribution of P Forms in Natural and Fertilized Forest Soils of the Central Western Spain: Plant Response to Superphosphate Fertilization. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14, 159–173. 773 <https://doi.org/10.1080/089030600263085>
- TURRIÓN, M.-B.; LÓPEZ, O.; LAFUENTE, F.; MULAS, R.; RUIPÉREZ, C.; PUYO, A.; 2007. Soil phosphorus forms as quality indicators of soils under different vegetation covers. *STOTEN* 378, 195–199. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.037>
- TURRIÓN, M.-B.; SCHNEIDER, K.; GALLARDO, J.F.; 2008. Soil P availability along a catena located at the Sierra de Gata Mountains, Western Central Spain. *For. Ecol. Manag.* 255, 3254–3262, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.076>
- VÁZQUEZ, E.; BENITO, M.; ESPEJO, R.; TEUTSCHEROVA, N.; 2020. Response of soil properties and microbial indicators to land use change in an acid soil under Mediterranean conditions. *Catena* 189, 104486. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104486>
- WATANABE, F.S.; OLSEN, S.R.; 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO<sub>3</sub> extracts from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 29, 677–678, <https://doi.org/10.2136/sssaj1965.03615995002900060025x>
- WRIGHT, A.L.; HONS, F.M.; 2004. Soil aggregation and carbon and nitrogen storage under soybean cropping sequences. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 507–513. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.5070>
- YANG, J.C.; HUANG, J.H.; PAN, Q.M.; TANG, J.W.; HAN, X.G.; 2004. Long-term impacts of land-use change on dynamics of tropical soil carbon and nitrogen *pools*. *J. Environ. Sci.* 16, 256–261. PMID: 15137650.
- YANG, X.; POST, W.M.; 2011. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: a synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. *Biogeosciences Discuss.* 8, 5907–5934. <https://doi.org/10.5194/bgd-8-5907-2011>
- ZHANG, A.; CHEN, Z.; ZHANG, G.; CHEN, L.; WU, Z.; 2012. Soil phosphorus composition determined by <sup>31</sup>P NMR spectroscopy and relative phosphatase activities influenced by land use. *Eur J Soil Biol* 52, 73–77. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.07.001>
- ZHANG, Z.; ZHAO, Z.; LIU, C.; CHADWICK, O.A.; LIANG, C.; HU, Y.; VAUGHAN, K.L.; ZHU, M.; 2021. Vertical patterns of phosphorus concentration and speciation in three forest soil profiles of contrasting climate. *Geochim Cosmochim Acta* 310, 1–18. 801 <https://doi.org/10.1016/j.gca.2021.07.002>