

Evaluación de la lixiviación potencial de nutrientes en un suelo calcáreo fertilizado con gallinaza

María Rosa Yagüe^{1,*}, Jesús Ángel Betrán², Pablo Bruna³
y María Carmen Lobo¹

¹ Área de Investigación Agroambiental. Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), Finca El Encín Autovía A-2 Km 38,2; 28805 Alcalá de Henares Madrid.

² Laboratorio Agroambiental, Av. Montañana, 1005, 50192 Zaragoza.

³ Centro de Transferencia Agroalimentaria, Av. Movera, s/n, 50194 Zaragoza.

Resumen

En este trabajo se evalúa el riesgo potencial de lixiviación de nutrientes al utilizar diferentes estrategias de fertilización con gallinaza fresca de puesta como abonado de fondo sobre un suelo calcáreo con alto contenido de fósforo (P) disponible. Los tratamientos fueron: fertilización mineral (M1: 61 kg N ha⁻¹), dos tratamientos con gallinaza (M2: 105 kg N ha⁻¹ y M3: 210 kg N ha⁻¹) y un tratamiento en el que se combinó la fertilización mineral con gallinaza (M4: 359 kg N ha⁻¹). Dos meses después de la fertilización se realizó un ensayo en columnas de lixiviación de 0,30 m de altura. La conductividad eléctrica en el primer lixiviado fue mayor en el tratamiento M4 (0,90 dS m⁻¹), y fue descendiendo en lixiviados posteriores, con valores similares entre tratamientos (~0,20 dS m⁻¹). Este patrón se observa en la concentración de NO₃⁻ (M4: 870 mgL⁻¹; resto tratamientos entre 440-593 mg L⁻¹ en el primer lixiviado) y en el Cl⁻. El contenido en PO₄⁻³ es significativo en los últimos lixiviados con valores de entre 30 y 75 mg L⁻¹, sin diferencias entre los tratamientos, asociado al alto contenido de P disponible en el suelo. Las pérdidas de NO₃⁻ en el suelo se correlacionan con su contenido inicial (72-75 % del N-lixiviado en el primer riego) independientemente de la forma de aplicación del N (mineral u orgánica). Del mismo modo, las pérdidas de P disponible en el suelo están asociadas con su contenido inicial. Los resultados avalan la necesidad de realizar una gestión del riego con la fertilización a dosis agronómicas, para evitar la pérdida de nutrientes y el consiguiente riesgo de eutrofización.

Palabras clave: Amonio, aniones, columnas de drenaje, fertilización orgánica, nitrato, P-Olsen.

Evaluation of the potential leaching of nutrients in a calcareous soil fertilized with laying hen manure

Abstract

In this work, the potential risk of nutrient leaching is evaluated when using different fertilization strategies with fresh laying hen manure before sowing on a calcareous soil with a high phosphorus (P) available content. The treatments were: mineral fertilizer (M1: 61 kg N ha⁻¹), two treatments only with laying hen manure (M2: 105 kg N ha⁻¹ y M3: 210 kg N ha⁻¹), and one combined mineral fertilizer and laying

* Autor para correspondencia: mryaguue@coial.org

Cita del artículo: Yagüe M.R., Betrán J.A., Bruna P., Lobo M.C. (2024). Evaluación de la lixiviación potencial de nutrientes en un suelo calcáreo fertilizado con gallinaza. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 120(4): 325-343. <https://doi.org/10.12706/itea.2024.008>



hen manure (M4: 359 kg N ha⁻¹). Two months after fertilization, a laboratory leaching columns assay was performed with the 0.30 m height. The electrical conductivity in the first drainage was higher in the M4 treatment (0.90 dS m⁻¹) than in the rest of the treatments and it decreased in subsequent drainages with similar values between treatments (~0.20 dS m⁻¹). This pattern is observed in the concentration of NO₃⁻ (M4: 870 mg L⁻¹; other treatments between 440-593 mg L⁻¹ in the first leaching) and in the Cl⁻ ion. A significant PO₄³⁻ content was detected in the last three drainages with values between 30 and 75 mg L⁻¹, not differences between treatments, associated with a high content of available P in the soil. The losses of NO₃⁻ in the soil are correlated with its initial content in the soil, (72-75 % of N leached in the first irrigation) associated with the dose, not the form of N application (mineral or organic). Likewise, the loss of available P in the soil is associated with its initial content. The results support the need to carry irrigation management with fertilization at agronomic doses, to avoid the loss of nutrients and the consequent risk of eutrophication.

Keywords: Ammonium, anions, column drainage, organic fertilization, nitrate, Olsen-P.

Introducción

La fertilización con estiércoles en tierras agrícolas es una práctica habitual. En el caso del estiércol de gallina, España es el cuarto país de la Unión Europea con alrededor del 13 % del censo de gallinas ponedoras. El censo de aves en España se sitúa en 47,3 millones de plazas en 2022, alrededor del 68 % en jaula (MAPA, 2023). El consumo de huevo se ha incrementado en la última década y se prevé que continúe esta tendencia en los próximos años, dado que se trata de una fuente de proteína animal a bajo coste.

La utilización de estiércoles y/o purines, subproductos procedentes de actividades agrarias, como fertilizantes en cultivos permite el reciclado de nutrientes en el sistema agrario (Real Decreto 637/2021), y está contemplado en el Plan Europeo de Economía Circular para minimizar y reducir los residuos agrarios en el camino hacia una agricultura sostenible (COM/2015/0614). La utilización de estiércol de aves procedente de la cría intensiva tiene impactos en el medio ambiente (aire, suelo y agua; e.g. pérdidas de PO₄⁻³ y NO₃⁻ a las aguas, cuando es aplicado como fertilizante) y en la salud humana (Kyakuwairé et al., 2019; Gržinić et al., 2023). La gallinaza se caracteriza por ser un material con un alto

contenido en nutrientes esenciales para los cultivos (Rees et al., 2011; Løes, 2017). El estiércol fresco de gallina de puesta "gallinaza" tiene un alto contenido de nitrógeno (N) en forma de ácido úrico que se convierte en urea y que se transforma rápidamente en NH₄⁺. Debido al alto contenido de N mineral (entre 60-80 %) (Chadwick et al., 2000) y la baja relación C/N, se produce una rápida transformación del NH₄⁺ a NO₃⁻ en pocas semanas tras su aplicación en campo (Castellanos y Pratt, 1981; Chadwick et al., 2000). El NO₃⁻ está fácilmente disponible para el cultivo y es susceptible de ser lixiviado. El fósforo (P) disponible en el estiércol de gallinaza oscila entre 60-90 % (Parker et al., 1959; Mullins et al., 2005), y el potasio (K) presenta valores próximos al 90 % (Parker et al., 1959).

La fertilización con estiércol de aves además de aportar nutrientes para los cultivos, aporta al suelo materia orgánica como fuente de carbono y contribuye a la mejora de sus propiedades físicas (e.g. infiltración; Adeyemo et al., 2019; Romero Lima et al., 2000).

La patata (*Solanum tuberosum* L.) es una de las principales fuentes de alimentación humana, tras el trigo, maíz y arroz (FAO, 2012). En varios estudios de fertilización con gallinaza en cultivos de patata que evaluaron su efecto en el rendimiento, obtuvieron igual o

mayor producción y mejor calidad de tubérculo que utilizando la fertilización mineral, por lo que puede sustituir total o parcialmente a la fertilización mineral (Luna Muriillo et al., 2016; Peñaloza et al., 2019; Romero Lima et al., 2000).

La dosis máxima de N permitida para zonas vulnerables y no vulnerables procedente de fuente orgánica es de 170 y 210 kg N ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente, según la Directiva Europea de Nitratos (Directiva 91/676/CEE).

Actualmente, los agricultores intentan suplir parte de las necesidades de nutrientes de los cultivos con la fertilización con gallinaza en fondo, debido a la disponibilidad de este estiércol en la zona, y aportan el resto de las necesidades de N con fertilización mineral en cobertera/s. En el caso de la fertilización mineral con N en cobertera, con la finalidad de sincronizar los aportes y necesidades del cultivo, esta estrategia les permite además de garantizar la disponibilidad de N para el cultivo minimizar las pérdidas de N y, por tanto, reducir el impacto medioambiental.

En suelos cultivados que han recibido fertilizantes orgánicos durante décadas utilizando el criterio del N para ajustar la fertilización, el P aportado frecuentemente excede la demanda de los cultivos, resultando en una acumulación paulatina de este elemento en el suelo. La excesiva acumulación de P durante décadas con el criterio de fertilización con N, no es dañina para los cultivos (Peterson et al., 1994), pero puede conducir a problemas ambientales por lixiviación desde el suelo al agua, bien en forma disuelta o adherido a las partículas de suelo (Elliott et al., 2005) pudiendo causar la eutrofización de las aguas. El P es generalmente el nutriente limitante en los ecosistemas acuáticos (Sharpley y Rekolainen, 1997; Carpenter et al., 1998) debido a la presencia de N en forma de NO₃⁻.

En suelos calcáreos de textura fina con alto contenido de arcillas el P queda adsorbido y el alto contenido de carbonatos produce la

retrogradación del P, por lo que se acumula en el suelo como fosfato dicálcico y tricálcico (HPO₄Ca y (PO₄)₂Ca₃). El P se lixivia cuando este equilibrio se modifique de modo que el P previamente adsorbido se libera en la solución del suelo o el P adicional aplicado ya no pueda ser adsorbido. El P aplicado al suelo es arrastrado con el agua simplemente porque la mayoría de los sitios de adsorción potenciales del suelo están ocupados por aportes de P del pasado, el llamado “fósforo heredado” (Jarvie et al., 2013; Schmieder et al., 2018).

En el intento de establecer niveles críticos de P en el suelo en relación con las pérdidas de P en aguas de escorrentía y lixiviación se utilizan las metodologías que se basan esencialmente en relaciones entre el contenido de P en el suelo, determinado por un método de uso agronómico (p.e. en suelos calcáreos la determinación de P disponible mediante el método Olsen), y las pérdidas de P en el agua. Se establece un valor por encima del cual el riesgo de pérdida de P es muy elevado, que se denomina “punto de cambio o crítico” (Heckrath et al., 1995).

Los fosfatos pueden existir en su forma más simple como (orto)fosfato (PO₄⁻³), forma de P que es utilizada por plantas, bacterias y algas. El P se considera un nutriente limitante para aguas con alto contenido de NO₃⁻, por lo que su aporte es desencadenante de la eutrofización.

En condiciones de campo la lixiviación de nutrientes es difícil de evaluar debido a la dispersión difusa de nutrientes procedente de las fuentes agrarias, por la dificultad de medir el volumen de agua lixiviada por estar asociada a las propiedades físicas de los suelos (hidrogeología), y también es difícil conocer en ocasiones el volumen de agua aplicada, por lo que se hace complejo cuantificar las pérdidas de nutrientes. La utilización de ensayos en columnas de lixiviación en laboratorio es una herramienta útil para poder evaluar pérdidas de nutrientes en los suelos

tratados con diferentes tipos de fertilización. Con esta metodología se puede controlar el agua aportada bajo las mismas condiciones físicas del suelo, posteriormente medir el volumen drenado y la concentración de los nutrientes en el agua de lixiviado.

El objetivo del trabajo fue evaluar en un suelo calcáreo, con alto contenido en P asimilable y diferentes tratamientos fertilizantes, el riesgo potencial de lixiviación de N en forma mineral (NO_3^- y NH_4^+), PO_4^{3-} , Cl^- y SO_4^{2-} , en un ensayo en columnas de lixiviación en condiciones de laboratorio.

Material y métodos

Caracterización del suelo y la gallinaza

El suelo utilizado para realizar el ensayo de lixiviación de columnas procedía de un ensayo agronómico situado en Mainar (Zaragoza (España), $41^\circ 10' 38'' \text{ N}$; $1^\circ 19' 4'' \text{ W}$). El muestreo de caracterización del suelo se realizó el 18 de febrero 2020 a dos profundidades (0-0,30 y 0,30-0,60 m de profundidad). La textura del suelo se clasifica como franco arcillo limosa (USDA) en todo el perfil, el suelo presentaba un pH básico-alcalino y alto contenido de carbonatos, la prueba previa de salinidad un valor de $0,2 \text{ dS m}^{-1}$, contenido medio de materia orgánica y alto contenido en P y K disponibles (Tabla 1).

En la parcela el agricultor desde al menos 10 años realiza la fertilización con gallinaza de puesta y complementando con fertilización mineral, descrito en este ensayo como estrategia habitual por parte del agricultor (tratamiento M4). Se realiza la rotación de cultivos de 4 años de maíz y 1 año de patata.

Se aplicaron al suelo diferentes dosis de estiércol de gallina de puesta (*Gallus gallus domesticus*), que procedía de una granja comercial próxima al ensayo. La gallinaza se

cogió directamente de la cinta de recogida de estiércol y se aplicó el mismo día en el campo, 25 de febrero de 2021. Durante la carga del remolque se tomó una muestra compuesta de la gallinaza y se envió al laboratorio para realizar el análisis de nutrientes (Tabla 2). La aplicación de gallinaza en suelos agrícolas, como la de cualquier estiércol, debe realizarse en fondo, y sólo es admisible para establecer posteriormente un cultivo.

Descripción de los tratamientos de fertilización

La dosis de N se estableció de acuerdo a las necesidades del cultivo de patata, $200\text{-}250 \text{ kg N ha}^{-1}$ para una producción estimada de $40\text{-}50 \text{ mg ha}^{-1}$, y la normativa en zonas no vulnerables, máximo de 210 kg N ha^{-1} procedente de fuentes orgánicas. La concentración de los nutrientes en la gallinaza se estimó según la Orden AGM/83/2021 del Gobierno de Aragón mediante los valores de la referencia Ziegler y Heduit (1991), $-10,5 \text{ kg N t}^{-1}$ de materia fresca, $10,4 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ t}^{-1}$ de materia fresca y $7,2 \text{ kg K}_2\text{O t}^{-1}$ de materia fresca— por lo que la dosis de gallinaza sería 20 mg ha^{-1} para 210 kg N ha^{-1} . Los agricultores de la zona aplican $\sim 20 \text{ mg ha}^{-1}$ de gallinaza y complementan con un abonado NPK para el cultivo de patata.

La fertilización con remolque esparcidor no permite aplicar dosis menores de 7 mg ha^{-1} . En base a estas premisas se estableció una dosis de fertilización mineral de N mínima, la dosis mínima que es posible aplicar con gallinaza fresca: 7 mg ha^{-1} ; la dosis que habitualmente aplica el agricultor: $\sim 20 \text{ mg ha}^{-1}$, complementada con abonado mineral NPK, y una dosis intermedia entre las anteriores, de 14 mg ha^{-1} .

El análisis de suelo antes de la aplicación indicó altos contenidos de P y K asimilables (Tabla 1). En el caso del tratamiento de únicamente fertilización mineral no se aportó P ni K.

Tabla 1. Características físico-químicas del perfil del suelo previo a la fertilización.

Table 1. Physico-chemical characteristics of the soil profile before fertilization.

Parámetro	Profundidad (m)			
	0-0,30	0,30-0,60	0,60-0,90	0,90-1,20
Distribución de las partículas (USDA, g kg ⁻¹)				
Arena (2000 < Ø < 50 µm)	212,6	223,5	186,4	260,5
Limo grueso (50 < Ø < 20 µm)	139,7	133,3	125,3	56,7
Limo fino (20 < Ø < 2 µm)	287,4	283,3	306,6	319,3
Arcilla (Ø < 2 µm)	360,3	359,9	381,7	363,5
pH (agua; 1:2,5 [‡])	8,7 ± 0,5	8,8 ± 0,5	8,7 ± 0,5	8,8 ± 0,5
Conductividad eléctrica (1:5 [‡] ; dS m ⁻¹ , 25 °C)	0,2 ± 0,03	0,2 ± 0,03	0,2 ± 0,03	0,2 ± 0,03
Materia orgánica (%)	2,00 ± 0,25	1,20 ± 0,15	0,82 ± 0,10	0,52 ± 0,07
C/N	9,5	9,6	9,5	7,6
N total (%; Kjeldahl)	0,12	0,07	0,05	0,04
Fósforo (mg P kg ⁻¹ ; Olsen)	98 ± 16	42 ± 7	20 ± 3	13 ± 2
Potasio (mg K kg ⁻¹ ; NH ₄ OAc)	810 ± 136	576 ± 97	382 ± 64	226 ± 38
CaCO ₃ equivalente (%)	27 ± 4	29 ± 4	28 ± 4	32 ± 5
Caliza activa (‰)	7,1 ± 0,6	7,3 ± 0,6	8,2 ± 0,7	8,7 ± 0,7
Magnesio (NH ₄ OAc, mg kg ⁻¹)	200 ± 42	174 ± 36	162 ± 34	142 ± 30
Micronutrientes (EDTA, mg kg ⁻¹)				
Fe	23,40	25,80	23,00	26,60
Cu	1,18	0,90	0,90	0,70
Mn	17,74	16,48	13,92	12,62
Zn	4,40	3,54	2,26	5,28

Ø: diámetro aparente de partícula. [‡] Relación suelo: agua destilada. ± incertidumbre de laboratorio. C/N: calculado (se considera C orgánico el 58 % de la materia orgánica).

La distribución del fertilizante se realizó en bandas en relación a la distancia entre aspersores móviles; 17,5 m de ancho y 131 m de longitud, realizándose 3 réplicas de cada tratamiento, por lo que la superficie de cada subparcela fue de 560 m² (17,5 m ancho por 32 m de longitud).

La analítica de la gallinaza utilizada permite conocer la dosis real de nutrientes aplicada (Ver en material complementario, Tabla M1).

Las estrategias de fertilización de fondo fueron cuatro: 1) fertilización mineral, se aplicaron 132 kg ha⁻¹ de urea (46 % N) (M1: 61 kg N ha⁻¹) el 5 marzo 2021; 2) fertilización con ga-

Tabla 2. Características de la gallinaza aplicada como fertilización de fondo.
Table 2. Characteristics of laying hen manure fertilization applying at sowing.

Parametro	Valor medio (kg mg ⁻¹ smf)
Materia seca (105 °C, %)	29,8
Materia orgánica (calcinación, %)	21,7
N total (Kjeldahl, % sms)	5,0 (14,9)
N-NH ₄ ⁺ (% sms)	3,1 (9,2)
Fosforo total (% P ₂ O ₅ sms)	2,73 (8,1)
Potasio total (% K ₂ O sms)	3,00 (8,9)
Nutrientes secundarios (% sms)	
Calcio total (CaO)	8,4 (25,0)
Magnesio total (MgO)	0,88 (2,6)
Micronutrientes (mg kg ⁻¹ sms)	
Hierro total	620
Cobre total	46
Manganeso total	289
Zinc total	299

% sms expresado sobre materia seca. Fósforo, potasio, nutrientes secundarios y micronutrientes por ICP-OES. Entre paréntesis, datos expresados en kg mg⁻¹ de materia fresca, smf.

llinaza fresca a dosis de 7 t por hectárea (M2: 105 kg N ha⁻¹); 3) fertilización con gallinaza dosis de 14 mg ha⁻¹ (M3: 210 kg N ha⁻¹) y 4) fertilización con gallinaza y mineral, estrategia habitual por parte del agricultor, a dosis de gallinaza de 21 mg ha⁻¹ (315 kg N ha⁻¹), y se complementó con 730 kg ha⁻¹ de un abono triple (43,8 kg N ha⁻¹) con micronutrientes (Plus Master Fertiberia 6-10-20 con micronutrientes: MgO-2 %; azufre soluble en agua-13 %; boro-0,1 %; cobre-0,01 % y zinc-0,01 %) el 16 de marzo de 2021 (M4: 359 kg N ha⁻¹).

Descripción del ensayo de columnas de lixiviación

Las columnas utilizadas fueron de vidrio de 30 cm longitud y 4,5 cm diámetro, y se rell-

naron con 200 g de suelo previamente secado al aire y tamizado (5 mm), procedente de cada horizonte del suelo, que se colocó en su disposición original (0-0,30 y 0,30-0,60 m en longitud de la columna proporcional a las dos profundidades), sobre una capa de grava para facilitar la lixiviación y una malla para minimizar pérdidas de suelo (Ver en material complementario, Fig. M1). El diseño experimental fue en bloques al azar, con tres repeticiones por tratamiento.

El suelo utilizado procedía de un muestreo realizado el 12 de mayo de 2021 a dos profundidades 0-0,30 y 0,30-0,60 m (Ver en material complementario, Fig. M1), después de 76 días de la aplicación de las diferentes estrategias de fertilización de fondo en el ensayo en campo (25 de febrero aplicación de

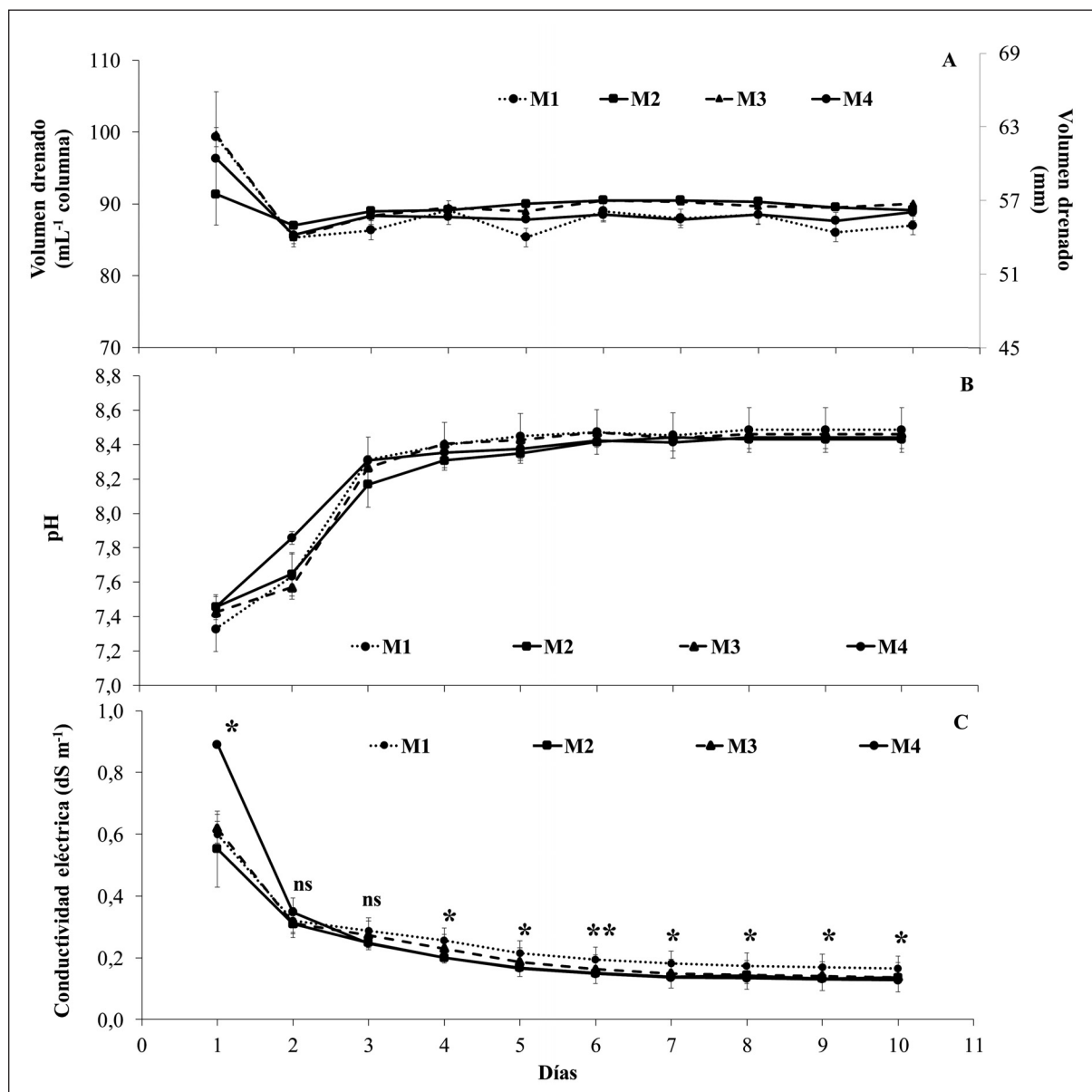


Figura 1. Evolución del lixiviado: volumen (A), pH (B) y conductividad eléctrica (C) en los distintos tratamientos de fertilización durante el ensayo con columnas de drenaje. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n = 3$); * $0,05 \leq p < 0,01$; ** $0,01 \leq p < 0,001$; ns: no significativo.

Figure 1. Evolution of drainage: volume (A), pH (B) and electrical conductivity (C) in the different fertilization treatments during the drainage column experiment. Verticals bars indicate standard deviation ($n=3$); * $0.05 \leq p < 0.01$; ** $0.01 \leq p < 0.001$; ns: not significant.

gallinaza y 5 de marzo 2021 aplicación de fertilización mineral) con una precipitación acumulada de 99 mm en ese periodo. Cada muestra de suelo (3 muestras de suelo/réplicas por tratamiento) estaba compuesta de 3 puntos distribuidos al azar en cada subparcela muestreados con barrena en ambas profundidades. Una vez preparadas las columnas con el suelo, se colocaron en condiciones controladas en una cámara de incubación, a 25 °C y humedad ambiente ~60 % durante todo el ensayo. Inicialmente el suelo se saturó con agua destilada, posteriormente en cada uno de los 10 días siguientes se aplicó la misma cantidad de agua destilada (100 mL; equivalente a ~63 mm) produciéndose el drenaje libre según la metodología descrita por Gil-Díaz *et al.* (2014). En cada muestra de agua drenada se midió: volumen, pH, conductividad eléctrica (CE), y la concentración de NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} y Cl^- por cromatografía iónica y NH_4^+ mediante electrodo selectivo.

En el suelo, tanto en el momento inicial como en el final del ensayo, se determinó el contenido de los mismos aniones en extracto de suelo en agua por cromatografía iónica, y el P por el método Olsen.

Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó mediante el paquete estadístico del programa SAS v8 (SAS Institute, 1999-2001), a partir del análisis de varianza considerando los niveles de significación (*p*): * ($0,05 \leq p < 0,01$); ** ($0,01 \leq p < 0,001$); *** ($0,001 \leq p < 0,0001$). Los valores de *p* > 0,05, se consideran no significativos (NS). La separación de medias se realizó mediante el test DUNCAN.

Resultados y discusión

Efecto de los tratamientos fertilizantes en el contenido en nutrientes (N-NH_4^+ , N-NO_3^- y P-PO_4^{3-}) del suelo previo al ensayo de lixiviación

El contenido N-NH_4^+ fue poco relevante (<5 mg kg^{-1} de suelo) en todos los tratamientos y a las dos profundidades (Tabla 3). En cambio, el contenido de N-NO_3^- fue alto, lo que indica que en este periodo de 76 días (desde aplicación gallinaza al muestreo de suelo) ya ha ocurrido la transformación a NO_3^- de la

Tabla 3. Contenido de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} en distintos horizontes del suelo tras la aplicación del abonado de fondo (mineral y gallinaza) previo al ensayo de lixiviación en columnas.
Table 3. Content of NO_3^- -N and PO_4^{3-} -P in soil after sowing (mineral and laying hen manure) before leaching assay.

Tratamiento	kg $\text{N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$		kg $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ ha}^{-1}$	
	0-0,30 m	0,30-0,60 m	0-0,30 m	0,30-0,60 m
M1	200 ± 19	153 ± 5	8,8 ± 0,3	4,9 ± 1,0
M2	141 ± 21	115 ± 11	8,8 ± 1,0	5,2 ± 1,6
M3	195 ± 8	130 ± 14	14,0 ± 1,0	7,5 ± 3,3
M4	210 ± 3	293 ± 49	6,5 ± 1,6	8,2 ± 4,9

± estándar desviación (n = 3). Densidad del suelo considerada 1350 g cm^{-3} .

urea aplicada con la fertilización mineral, así como de la urea y el N-NH_4^+ proveniente del ácido úrico en las aplicaciones procedente de la gallinaza. El contenido en N-NO_3^- del suelo (0-0,60 m) permite asegurar que se cubrirán las necesidades de N del cultivo, para un rendimiento esperado de cultivo de patata de $45\text{--}50\text{ t ha}^{-1}$ ($4,5\text{--}5\text{ kg N t}^{-1}$; $1,5\text{--}2\text{ kg P}_2\text{O}_5\text{ t}^{-1}$; $6\text{--}10\text{ kg K}_2\text{O t}^{-1}$; López y López, 2011) estimadas en $200\text{--}250\text{ kg N ha}^{-1}$; Tabla 3). En el caso del P en forma de (orto)fosfato PO_4^{-3} , el contenido en la solución del suelo supone el 70 % de las necesidades del cultivo ($60\text{--}75\text{ kg P}_2\text{O}_5\text{ ha}^{-1}$), y con el contenido alto de P Olsen en el suelo inicial ($>80\text{ mg P kg}^{-1}$ suelo inicial), estaría garantizada la totalidad de las necesidades de P de la planta, aunque el contenido de carbonato cálcico del suelo es alto (27 %). En el caso del K, presenta un elevado contenido inicial $>800\text{ mg kg}^{-1}$ suelo (Tabla 1), suficiente para cubrir las necesidades del cultivo ($270\text{--}300\text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$).

El contenido de NO_3^- (Tabla 3) en los tratamientos M1, M2, y M3 es mayor en la capa superficial (0-0,30 m) que en la capa inferior (0,30-0,60 m), pero con valores en altos $>100\text{ kg N ha}^{-1}$ en esta última por lo que es probable que el agua de las precipitaciones ocurrida en campo desde la aplicación de la gallinaza al muestreo de suelo (76 días, 99 mm) arrastrase parte de NO_3^- a la capa inferior. En el tratamiento M4, con dosis alta de nutrientes procedentes de la gallinaza y abonado mineral, se observa un mayor contenido de NO_3^- en la capa inferior respecto a la capa superficial, que se puede atribuir a una concentración de nutrientes aportados mayor que en los otros tratamientos. Este desplazamiento de NO_3^- podría estar asociado a las precipitaciones ocurridas la zona tras la aplicación de la gallinaza, antes del muestreo del suelo para el ensayo de lixiviación. Este efecto también se detecta en el contenido de PO_4^{-3} en tratamientos y profundidades. La patata puede alcanzar una profundidad de las raíces de 1 m, pero la distribución de raíces, y

por tanto su capacidad de absorción de agua y nutrientes en el perfil, está condicionada por el tipo de riego (Ahmadi et al., 2011).

Ensayo de lixiviación

Efecto de los tratamientos en el volumen de lixiviado, pH y conductividad eléctrica

El volumen drenado, excepto en el primer lixiviado, fue similar todos los días en todos los tratamientos, no observándose diferencias en el volumen lixiviado asociadas al tratamiento (Fig. 1A).

El pH de primer lixiviado es el más bajo (entre 7,3 y 7,5; Fig. 1B), y va incrementándose significativamente hasta el tercer riego, a partir del cual el pH permanece entre 8,3 y 8,5.

En relación a la salinidad del lixiviado, determinada mediante la medida de la CE, se observa en el primer lixiviado el mayor lavado de sales solubles, con diferencias entre tratamientos. El tratamiento M4 presentó valores de CE significativamente superiores que el resto de tratamientos, que fueron similares. A dosis altas de gallinaza se produce acumulación de sales en el suelo (Chinkuyu et al., 2002). A medida que transcurren los riegos, se produce en general el lavado de sales solubles sin observarse diferencias relevantes entre tratamientos y con un valor alrededor de $0,2\text{ dS m}^{-1}$ (Fig. 1C).

Efecto de los tratamientos en las formas de nitrógeno lixiviado (NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+)

La concentración de NO_3^- estuvo afectada por el tratamiento de fertilización (Figura 2A). En todos los tratamientos a medida que se suceden los riegos la concentración de NO_3^- disminuye en los lixiviados, asociada al movimiento del NO_3^- a través del flujo de agua por la columna de suelo.

En el primer día de lixiviación se producen las mayores concentraciones de NO_3^- en todos

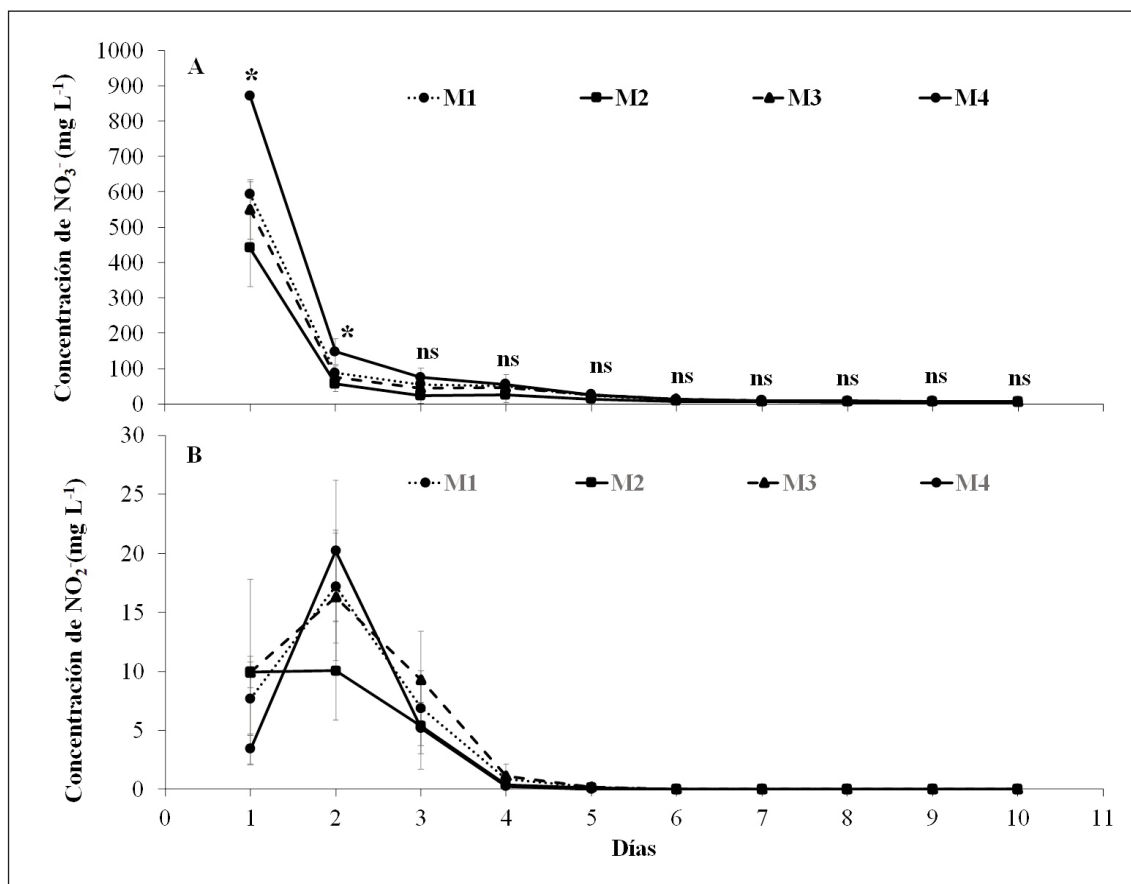


Figura 2. Evolución de la concentración de NO_3^- (A) y NO_2^- (B) en los distintos tratamientos de fertilización durante el ensayo con columnas de drenaje. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n = 3$); * $0,05 \leq p < 0,01$; ns: no significativo.

Figure 2. Evolution of the concentration of NO_3^- (A) and NO_2^- (B) in the different fertilization treatments during the drainage column experiment. Vertical bars indicate standard deviation ($n = 3$); * $0.05 \leq p < 0.01$; ns: not significant.

los tratamientos (Fig. 2A). El tratamiento M4 presentó las mayores concentraciones de NO_3^- con valores próximos a $900 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$, esa fue la dosis mayor (50 % más de la dosis permitida de N total de fuente orgánica: $315 \text{ vs. } 210 \text{ kg N ha}^{-1}$, y complementada con 43 kg N ha^{-1} de fertilización mineral), respecto al resto de tratamientos que presentaron valores entre $600\text{-}400 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$, sin observarse diferencias entre ellos. En el segundo

lixiviado se reducen significativamente las concentraciones de NO_3^- , oscilando entre $80 \text{ y } 160 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$, manteniéndose el tratamiento M4 con mayor concentración que el resto de tratamientos. A partir del cuarto lixiviado es cuando todos los tratamientos descienden por debajo de $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$. El NO_3^- es un ion muy móvil que permite su lavado en el suelo cuando el agua atraviesa la columna o el perfil del suelo. Otros autores

han confirmado que las concentraciones más altas de NO_3^- ocurren en los primeros riegos en el suelo con más alto contenido en NO_3^- cuando se aporta gallinaza (Zarabi y Jalali, 2012; Chinkuyu et al., 2002). La previsión de lluvias y la gestión del riego son críticas en suelos con alto contenido de NO_3^- para evitar su percolación en el perfil del suelo.

La dosis mayor de gallinaza, M4, supuso las mayores pérdidas de NO_3^- , este resultado está de acuerdo con el obtenido en un estudio realizado en macetas con gallinaza de puesta realizado por Miralles del Imperial et al. (2012). Estos autores obtuvieron en los lixiviados las mayores pérdidas de NO_3^- en dosis $>300 \text{ kg N ha}^{-1}$. Asimismo, en ese estudio se detectaron pérdidas de NH_4^+ , debido a que el lixiviado se midió inmediatamente tras la aplicación de gallinaza.

El contenido de NH_4^+ en todos los lixiviados fue muy bajo $<3 \text{ mg L}^{-1}$, sin observarse diferencias entre tratamientos en ningún lixiviado (datos no mostrados). Estos bajos valores de NH_4^+ junto con las concentraciones altas de NO_3^- en el suelo indican que en el campo se produjo la transformación del N de la urea procedente de la fertilización mineral y del N en forma ureica y NH_4^+ aportados con la gallinaza aplicada en fondo dos meses antes del muestreo de suelo para el ensayo de lixiviación en columnas.

Cuando analizamos los resultados de las concentraciones de NO_2^- (Fig 2B), observamos que la concentración en general es baja ($<10 \text{ mg L}^{-1}$) e incluso no detectable ($<0,5 \text{ mg L}^{-1}$), excepto en el segundo lixiviado, en el que se alcanzan 20 mg L^{-1} , sin diferencias entre tratamientos en ningún lixiviado. Esto confirma que no hubo condiciones de anaerobiosis durante el ensayo y, por tanto, de desnitrificación. Si se produjo, esta fue en periodos muy breves y no supuso pérdidas relevantes de N en el suelo, la columna se saturaba en cada riego, pero las condiciones eran de drenaje libre.

Efecto de los tratamientos en la concentración de cloruros, sulfatos y fosfatos en el lixiviado

La concentración de Cl^- fue significativa según el tiempo de lixiviación (Fig. 3A). En el primer lixiviado hubo diferencias significativas entre el tratamiento M4 y el resto de tratamientos. En los dos siguientes lixiviados la concentración de Cl^- fue descendiendo observándose diferencias entre el tratamiento M4 y el resto de tratamientos. Tras los riegos sucesivos no hubo diferencias entre tratamientos. La dosis alta de gallinaza, M4, tuvo un efecto relevante en la concentración de Cl^- en el agua de drenaje, lo que podría producir un posible efecto fitotóxico en producción y calidad de la patata (Jans, 1998). Este hecho debería considerarse si se utiliza este tratamiento M4 así como el posible efecto en la germinación de semillas hortícolas sensibles a este ion, recurriendo a variedades más tolerantes a la concentración de cloruros (Mazur et al., 2013).

El azufre es un elemento secundario en la nutrición de las plantas, pero es relevante en el cultivo de la patata por su efecto en el rendimiento y la calidad (Sharma et al., 1998), la absorción por parte de la planta es mayoritariamente en forma de SO_4^{2-} que es susceptible de ser lixiviada. En cuanto a la concentración de SO_4^{2-} en el agua de drenaje no hubo diferencias entre tratamientos de fertilización en ningún lixiviado (Fig. 3B). En los primeros riegos la concentración de SO_4^{2-} fue más alta que en el resto de lixiviados, pero a medida que se sucedían los lixiviados este fue disminuyendo hasta no llegar a detectarse en los últimos. Esto se atribuye al lavado de sales de SO_4^{2-} del suelo, la adición de SO_4^{2-} con el fertilizante mineral de fondo (M4) no fue relevante.

La concentración de PO_4^{3-} (Fig. 3C) mostró un comportamiento muy diferentes al del resto de aniones, no detectándose en las aguas de

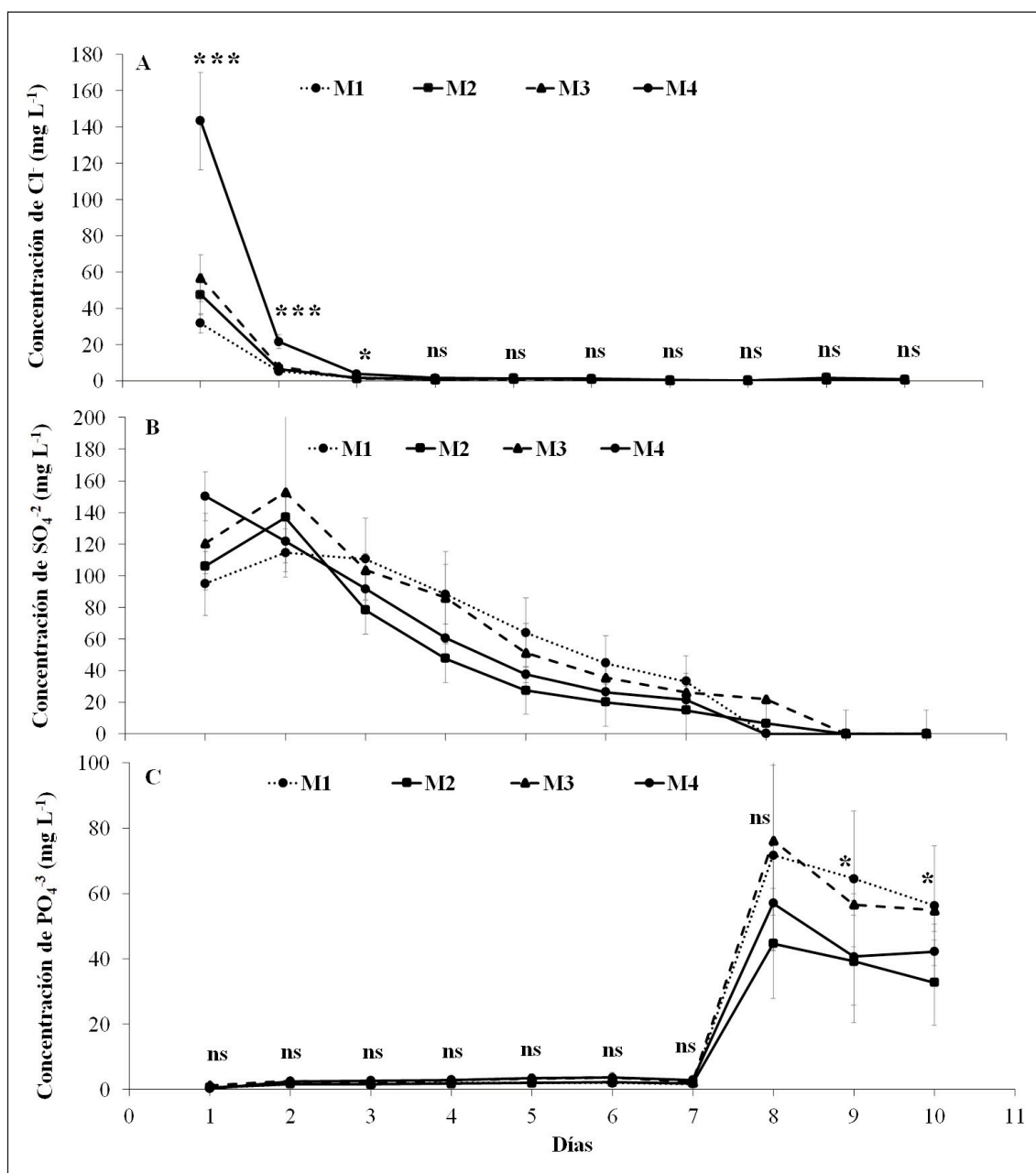


Figura 3. Evolución de la concentración de Cl^- (A), SO_4^{2-} (B) y PO_4^{3-} (C) en los distintos tratamientos de fertilización durante el ensayo con columnas de drenaje. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n = 3$); * $0,05 \leq p < 0,01$; ns: no significativo.

Figure 3. Evolution of the concentration of Cl^- (A), SO_4^{2-} (B), and PO_4^{3-} (C) in the different fertilization treatments during the drainage column experiment. Vertical bars indicate standard deviation ($n = 3$); * $0.05 \leq p < 0.01$; ns: not significant.

lixiviación hasta el octavo lixiviado. En este lixiviado la concentración oscila entre el 82 y el 45 mg L⁻¹, sin diferencias entre tratamientos. Estaría, por tanto, asociado al efecto del alto contenido de P en el suelo que pasaría a la solución del suelo en forma de PO₄⁻³. En los dos últimos riegos la concentración de PO₄⁻³ en el agua de drenaje presenta una tendencia descendente en todos los tratamientos a medida que discurren los riegos. Los suelos de textura arcillosa, por su alta capacidad de intercambio, presentan gran capacidad de retención para el fosfato (Mabrouki et al., 1999). El P se mueve en el suelo por difusión. El suelo utilizado, además de una textura fina (franco arcillo limosa), que favorece la retención del P en las arcillas, presenta un contenido alto de carbonatos, con los que se compleja el P formando HPO₄Ca, insoluble. Aun así, se observa PO₄⁻³ en el lixiviado, que se puede explicar por una parte debido a que el suelo inicialmente presentaba un contenido alto de P disponible (Olsen) “fósforo heredado” en la capa superficial, y un enriquecimiento en la capa subsuperficial, lo que indica la movilidad del P disponible en el perfil del suelo (Tabla 1; de 93 mg kg⁻¹ suelo 0-0,30 m a 43 mg kg⁻¹ suelo 0,30-0,60 m) y, por otra parte, debido a los aportes de P soluble con gallinaza y fertilización mineral, que podría pasar a la solución del suelo y lixiviarse con el agua. En general, los estiércoles de aves presentan entre el 60-90 % del total del P en forma inorgánica (Mullins et al., 2005). Una gran proporción del P de estos estiércoles es P soluble en agua y, por tanto, susceptible de provocar pérdidas por escorrentía (Withers et al., 2001) y lavado (Sharpley y Moyer, 2000).

En el agua de lixiviado el P se analizó en forma de PO₄⁻³, pero podrían filtrarse a través del suelo otras formas de P (p.e. H₂PO₄⁻ y HPO₄⁻² en pH 7-9, y P orgánico disuelto, P particulado), pero se requeriría un estudio más detallado de estas formas de P en el agua.

Cambios en pH, CE, N-NO₃⁻ y P disponible en el suelo tras la lixiviación

Las concentraciones de aniones en los extractos de suelo tras el ensayo de lixiviación fueron bajas, sin observarse diferencias relevantes entre tratamientos (Ver en material complementario, Tabla M2).

Tras el periodo de lixiviación, en general el pH del suelo se incrementa ligeramente en profundidad. Aunque las diferencias son significativas, estas son cuantitativamente poco relevantes. Tras el ensayo, la CE en el suelo presenta valores muy bajos sin observarse diferencias entre tratamientos y profundidades (Tabla 4), debido al lavado de sales solubles en los sucesivos riegos (Fig. 1B).

Tras el ensayo de lixiviación, las concentraciones de NO₃⁻ en el suelo fueron bajas, no observándose diferencias entre tratamientos en cada profundidad, con valores entre 3 y 9 mg L⁻¹ en extracto de suelo (1:2,5), lo que indica que el proceso de lavado de NO₃⁻ fue similar en todos los tratamientos.

La masa de N-NO₃⁻ lixiviada fue entre el 86 y el 95 % del contenido N-NO₃⁻ inicial en el suelo, calculadas las pérdidas como diferencia entre masa inicial y final de N-NO₃⁻. La cantidad de N-NO₃⁻ lixiviada se correlaciona significativamente con el contenido inicial de N-NO₃⁻ en el suelo, independientemente de su origen mineral u orgánico (Fig. 4). Las pérdidas de NO₃⁻ ocurren mayoritariamente en el primer lixiviado, entre el 73-75 % del N-NO₃⁻ lixiviado en total, y se correlacionan significativamente con respecto al contenido inicial en el suelo (R²: 0,99; p < 0,001). En este sentido, el manejo del riego resulta determinante en el control de la lixiviación de NO₃⁻, siendo particularmente crítico cuando el suelo presenta altas concentraciones de NO₃⁻. La alta solubilidad del NO₃⁻ en agua favorece su lavado con el flujo de agua en el perfil, independiente de su origen mineral u orgánico (gallinaza).

Tabla 4. Valores medios de pH y conductividad eléctrica (CE) en el suelo al inicio y final del ensayo de lixiviación en columnas.

Table 4. Mean value pH and electrical conductivity (CE) of soil at the beginning and end of the column leaching experiment.

Tratamiento	Profundidad (m)	pH (1:2,5)		CE (dS m ⁻¹ ; 1:2,5)	
		Inicial	Final	Inicial	Final
M1	0-0,30	8,17 ± 0,09 ^c	8,54 ± 0,08 ^{ab}	0,31 ± 0,09 ^{bc}	0,04 ± 0,003
	0,30-0,60	8,35 ± 0,18 ^{abc}	8,62 ± 0,06 ^a	0,26 ± 0,18 ^{bc}	0,04 ± 0,000
M2	0-0,30	8,36 ± 0,14 ^{bc}	8,41 ± 0,05 ^{ed}	0,26 ± 0,14 ^{bc}	0,04 ± 0,003
	0,30-0,60	8,42 ± 0,06 ^{ab}	8,50 ± 0,02 ^{bcd}	0,24 ± 0,06 ^c	0,04 ± 0,003
M3	0-0,30	8,32 ± 0,10 ^{abc}	8,38 ± 0,00 ^e	0,34 ± 0,10 ^b	0,04 ± 0,002
	0,30-0,60	8,51 ± 0,12 ^a	8,52 ± 0,06 ^{bc}	0,26 ± 0,14 ^{bc}	0,04 ± 0,001
M4	0-0,30	8,23 ± 0,14 ^{bc}	8,44 ± 0,05 ^{cde}	0,42 ± 0,14 ^a	0,04 ± 0,001
	0,30-0,60	8,21 ± 0,12 ^{bc}	8,47 ± 0,04 ^{bcd}	0,47 ± 0,12 ^a	0,05 ± 0,001
Significación		*	***	***	ns

1:2,5; ratio suelo: agua destilada; ± estándar desviación (n = 3). Letras diferentes entre tratamientos en cada columna indican diferencias significativas * 0,05 ≤ p < 0,01; *** 0,001 ≤ p < 0,0001; ns: no significativo p > 0,05.

Cuando analizamos la variación del contenido de P disponible en el suelo al final del ensayo, aunque hay alta variabilidad entre repeticiones, son significativas las pérdidas de P asociado al mayor contenido de P en el suelo inicial (R²: 0,90; p < 0,001; Fig. 5). Estas mayores pérdidas de P disponible se producen a medida que se incrementa el contenido en P disponible inicial en el suelo, en nuestro caso se observa este incremento a contenidos >80 mg P kg⁻¹ suelo, independientemente de su aporte mineral u orgánico (gallinaza). Esto podría ocurrir en contenidos de P disponible inferiores a 80 mg kg⁻¹, debido a la alta variabilidad entre réplicas (50-60 mg kg⁻¹; Fig. 5). Existen estudios que evalúan el riesgo de lavado de P en relación al contenido de P disponible en el suelo, en particular el “*punto de cambio*”, donde se incrementan las pérdidas de P en el lixiviado. Heckrath et al. (1995),

en suelo con textura arcillo-limosa con diferentes contenidos de P disponible, determinaron el “*punto de cambio*” alrededor a 60 mg P kg⁻¹ en un ensayo agronómico en condiciones de campo. En suelos calcáreos un ensayo en columnas de lixiviado realizado por Jalali y Jalali (2017), mostró que el “*punto de cambio*” se sitúa en un rango entre 27 y 63 mg P kg⁻¹. Estos valores están de acuerdo con los resultados obtenidos recientemente por Ortiz et al. (2023), en suelos calcáreos de textura fina y condiciones Mediterráneas en riego con alta carga ganadera de porcino. Estos autores sitúan el “*punto de cambio*”, con riesgo de lavado a capas inferiores, en concentraciones de P disponible (P-Olsen) en el suelo de 80 mg P kg⁻¹, indicando que, a contenidos menores (53 mg P kg⁻¹) ya se presenta un escenario de riesgo de lixiviación.

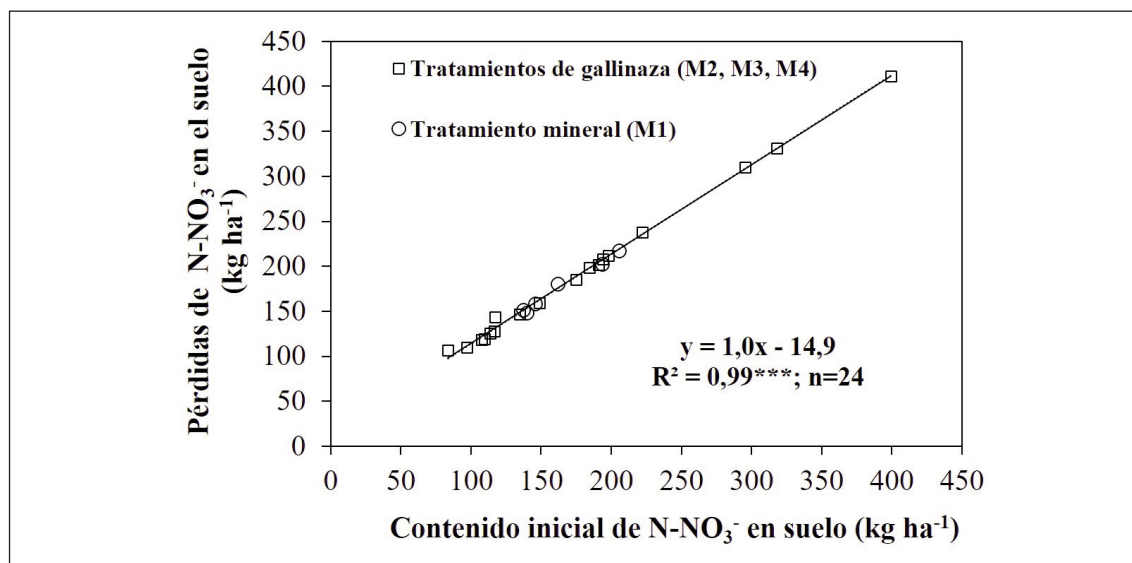


Figura 4. Relación entre el contenido N-NO_3^- (kg N ha^{-1}) en el suelo inicial en cada profundidad y las pérdidas de N-NO_3^- (kg N ha^{-1}) calculadas como diferencia entre su contenido al inicio y final del suelo en cada profundidad.*** $p < 0,001$.

Figure 4. Relationship between the NO_3^- -N content (kg N ha^{-1}) in the initial soil sampling at each depth and losses of NO_3^- -N (kg N ha^{-1}) calculated as the difference between its content at beginning and at the end of soil sampling in each.*** $p < 0.001$.

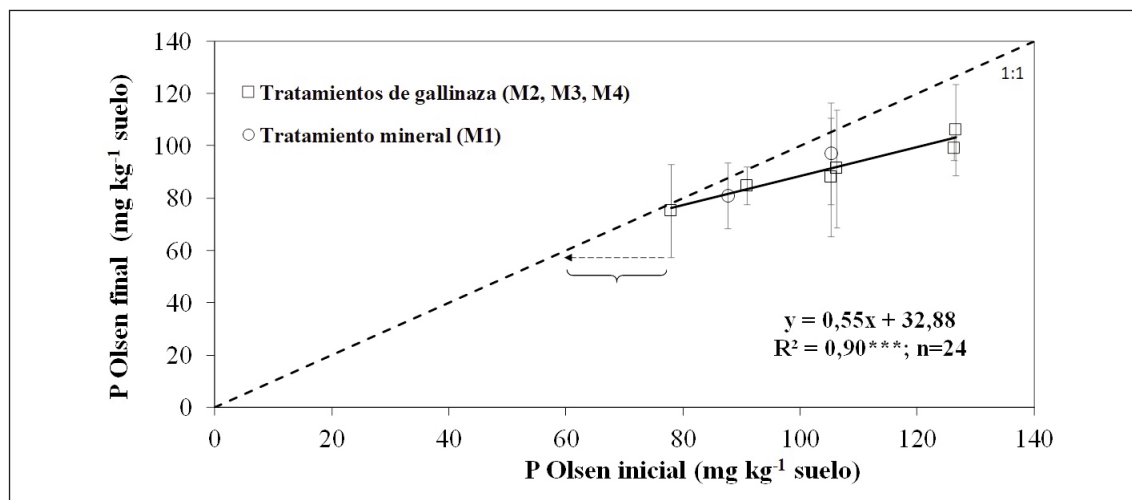


Figura 5. Relación entre el contenido P disponible (kg P ha^{-1}) en el suelo inicial y final medio de cada una de las profundidades. El corchete, indica la diferencia entre el valor mínimo y la recta 1:1, por lo que indicaría el contenido de P Olsen en el suelo en que podrían comenzar las pérdidas de P. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n = 3$); ***: $p < 0,001$.

Figure 5. Relationship between P available content (kg P ha^{-1}) initial and final soil in each depth. The square bracket indicates the difference between the minimum value and the 1:1 line, so it would indicate the Olsen P content in the soil in which P losses could begin.

Vertical bars indicate standard deviation ($n = 3$); ***: $p < 0.001$.

En cualquier caso, concentraciones muy altas de P disponible en el suelo, pueden contribuir a incrementar las pérdidas de P en diferentes formas (solubles y/o particuladas) en el agua de lixiviación.

Una revisión de transferencia de P procedente de la fertilización a las aguas en Reino Unido (Withers *et al.*, 2017) concluye que el análisis de P en el suelo debería ser obligatorio en cuencas que están eutrofizadas o son sensibles, para garantizar que las reservas de P en el suelo se contabilicen como parte de la gestión de los fertilizantes minerales u orgánicos, y minimizar las pérdidas.

Conclusiones

- La gallinaza aporta altas cantidades de sales solubles cuando se aplica en dosis muy altas, que son lavadas durante los riegos. A la dosis permitida por la normativa, las sales solubles aportadas al suelo no son relevantes respecto a la fertilización mineral.
- En las condiciones del ensayo, el riesgo potencial de pérdidas por lavado de NO_3^- , PO_4^{3-} y P disponible (Olsen) en el suelo estuvo asociado al contenido inicial de estos nutrientes en el suelo, independientemente del tipo de fertilizante mineral u orgánico aplicado.
- En el suelo calcáreo utilizado con contenidos de P disponible (Olsen) $>80 \text{ mg kg}^{-1}$, y a las dosis aportadas de P con fertilizante orgánico o mineral se producen pérdidas por lavado de P disponible a capas inferiores del suelo, y por tanto, con riesgo de alcanzar el nivel freático, indicando la posibilidad de que ya se ha alcanzado “el punto de cambio”.
- Para optimizar agronómicamente la aplicación de gallinaza en el plan de abonado y establecer la dosis idónea, es necesario

conocer previamente el contenido en nutrientes (NPK) de la gallinaza y del suelo receptor. En nuestro caso la estimación del contenido de N total de gallinaza en base a referencias bibliográficas respecto al análisis de laboratorio supuso incrementar en un 43 % el aporte de nutrientes con la aplicación del estiércol.

- La gestión del riego con la fertilización a dosis agronómicas y considerando los nutrientes del suelo, es imprescindible para controlar la pérdida de nutrientes y evitar el riesgo de eutrofización.

Agradecimientos

Los autores agradecen al personal del Laboratorio Agroambiental, del Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación, y al personal del laboratorio del Área Agroambiental del IMIDRA el soporte en los análisis, y a Pilar Liso su apoyo en las actividades de campo. Este trabajo ha recibido la ayuda RTA-2015-00060-C04-04 financiada por MICIU/AEI/ 10.13039/501100011033 FEDER *Una manera de hacer Europa* e IMIDRA (ayudas FP21-NMO y FP24-RECUPERA). M.R. Yagüe ha recibido la ayuda DOC 2015-021 financiada por MICIU/AEI/ 10.13039/501100011033 FSE *Invierte en tu futuro*.

Parte de esta información ha sido publicada en el congreso SECH 2022.

Referencias bibliográficas

- Adeyemo A.J., Akingbola O.O., Ojeniyi S.O. (2019). Effects of poultry manure on soil infiltration, organic matter contents and maize performance on two contrasting degraded alfisols in southwestern Nigeria. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 8(1): 73-80. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-0273-7>.

- Ahmadi S.H., Plauborg F., Andersen M.N., Sepaskhah A.R., Jensen C.R., Hansen S. (2011). Effects of irrigation strategies and soil on field grown potatoes: root distribution. *Agricultural Water Management* 98: 1280-1890. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.03.013>.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H. (1998). Non-point pollution of surface water with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2).
- Castellanos J.Z., Pratt P.F. (1981). Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of American Journal* 45: 354-357. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020025x>.
- Chadwick D.R., Pain J.F., Chambers B.J., Williams J. (2000). Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science* 134: 159-168. <https://doi.org/10.1017/S0021859699007510>.
- Chinkuyu A.J., Kanwar R.S., Lorimor J.C., Xin H., Bailey T.B. (2002). Effects of laying hen manure application rate on water quality. *American Society of Agricultural Engineers. Transactions of the ASE* 45(2): 299-308. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.8524>.
- COM/2015/0614. Closing the loop – An EU action plan for the circular economy. Communication from the commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Disponible en: <https://www.eumonitor.eu/9353000/1/j9vvik7m1c3gyxp/vjzpj6v9jiu8> (Consultado: 23 mayo 2024).
- Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L375, de 31 de diciembre de 1991, pp. 1-8. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A31991L0676> (Consultado: 23 mayo 2024).
- Elliott H.A., Brandt R.C., O'Connor G.A. (2005). Runoff phosphorus losses from surface-applied biosolids. *Journal Environmental of Quality* 34: 1632-1639. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0467>.
- FAO (2012). *FAO Statistical yearbook. Food and Agricultural Organization of the United Nations*, Roma, Italia. 366 pp.
- Gil-Díaz M., Ortiz L.T., Costa G., Alonso J., Rodríguez-Membibre M.L., Sánchez-Fortún S., Pérez-Sanz A., Martín M., Lobo M.C. (2014). Immobilization and leaching of Pb and Zn in an acidic soil treated with zerovalent iron nanoparticles (nVI) physicochemical and toxicological analysis of leaches. *Water Air Soil Pollution* 225: 1990. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-1990-1>.
- Gržinić, G., Piotrowicz-Cieślak A., Klimkowicz-Pawlas A., Górny R.L., Ławniczek-Wałczyk A., Piechowicz L., Olkowska E., Potrykusa, M., Tankiewicz M., Krupka M., Siebielec G., Wolska, L. (2023). Intensive poultry farming: A review of the impact on the environment and human health. *Science of the Total Environment* 858: 160014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160014>.
- Heckrath G., Brookes P.C., Poulton P.R., Goulding K.W.T. (1995). Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality* 24: 904-910. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400050018x>.
- Jalali M., Jalali M. (2017). Assessment risk of phosphorus leaching from calcareous soil using soil test phosphorus. *Chemosphere* 171: 106-117. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.042>.
- Jans A.C. (1998). Influencia de la fitotoxicidad del cloro en el rendimiento y composición química de la papa (*Solanum tuberosum* L. ssp *tuberosum* Hawkes) destinada a uso industrial [cv Yagana]. Valdivia. Universidad de Chile. 70 pp.
- Jarvie H.P., Sharpley A.N., Spears B., Buda A.R., May L., Kleinman P.J.A. (2013). Water quality remediation faces unprecedented challenges from "Legacy Phosphorus". *Environmental Science and Technology* 47: 8997-8998. <https://doi.org/10.1021/es403160a>.

- Kyakuwaire M., Olupot G., Amoding A., Nkedi-Kizza P., Basamba A.T. (2019). How safe is chicken litter for land application as an organic fertilizer?: A Review. *International Journal of Environmental Research Public Health* 16: 3521. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193521>.
- Løes A.K. (2017). Laying-hens for soil fertilization. Norsok report. 32 pp. Disponible en: <https://orgprints.org/id/eprint/32518/1/NORS%C3%98K%20Rapport%20%20nr%2013%202017%20Laying%20hens%20for%20soil%20fertilization.pdf> (Consultado: 23 mayo 2024).
- López H., López P. (2011). Abonado de la patata. En: Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España Parte II, pp. 149-154. Edita Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Luna Murillo R., Espinosa Cunuhay K., Trávez Trávez R., Ulloa Méndez C., Espinoza Coronel A., Bejarano Albornoz A. (2016). Respuesta de variedades de papa (*Solanum tuberosum*, L.) a la aplicación de abonos orgánicos y fertilización química. *Ciencia y Tecnología*. 9(1): 11-16. <https://doi.org/10.18779/cyt.v9i1.160>.
- Mabrouki K., Rodríguez Maroto J.M., Cruz San Julián J.J. (1999). Estudio de la movilidad del fosfato a través del suelo: experiencias en discontinuo (batch) y en columnas. En: Estudios de la Zona No Saturada del Suelo (Eds. Muñoz-Carpena R., Ritter A., Tascón C.), pp. 95-100. Instituto Canario de Investigaciones Agrarias: Tenerife, España.
- MAPA (2023). El sector de la avicultura de puesta en cifras. Principales indicadores económicos 2022 (julio 2023). Subdirección de producciones ganaderas y cinegéticas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Gobierno de España. 93 pp.
- Mazur Z., Radziemska M., Tomaszewska Z., Świątkowski Ł. (2013). Effect of sodium chloride salinization on the seed germination of selected vegetable plants. *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences (SREES)* 62(4): 444-453.
- Miralles de Imperial R., Martín J.V., Calvo R., Delgado M.M. (2012). Evaluación de nutrientes lixiviados bajo cultivo de maíz por el aporte de estiércoles de granjas avícolas. *ITEA-Información Técnica Económica Agraria* 108(3): 376-392.
- Mullins G., Joern B., Moore P. (2005). By-product phosphorus: sources, characteristics, and management. Madison, American Society of Agronomy. En: Phosphorus: agriculture and the environment (Ed. Sims J.T., Sharpley A.N.), pp. 829-879. American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c26>.
- Orden AGM/83/2021, de 15 de febrero, por la que se designan y modifican las Zonas Vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de Aragón y por la que se aprueba el V Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables de Aragón. Boletín Oficial de Aragón, Núm. 47, de 04 de marzo de 2021, pp. 9286-9330.
- Ortiz C., Pierotti S., Molina M.G., Boch-Serra A.D. (2023). Soil fertility and phosphorus leaching in irrigated calcareous soils of the Mediterranean Region. *Journal Environmental Monitoring and Assessment* 195: 1376. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11901-7>.
- Parker M.B., Perkins H.F., Fuller H.L. (1959). Nitrogen, phosphorus and potassium content of poultry manure and some factors influencing its composition. *Poultry Science* 38(5): 1154-1158. <https://doi.org/10.3382/ps.0381154>.
- Peterson A.E., Speth P.E., Corey R.B., Wright T.H., Schlecht P.L. (1994). Effect of twelve years of liquid sludge application on soil phosphorus level. En: Sewage sludge: Land utilization and the environment (Ed. Clapp C.E., Larson W.E., Dowdy R.H.) pp. 237-247. SSSA, Madison, WI. <https://doi.org/10.2134/1994.sewagesludge.c32>
- Real Decreto 637/2021, de 27 de julio, por el que se establecen las normas básicas de ordenación de las granjas avícolas. Boletín Oficial del Estado, núm. 179, de 28 de julio de 2021, pp. 90724-90759.
- Rees H.W., Chow T.L., Zebarth B.J., Xing Z., Toner P., Lavoie J., Daigle J.L. (2011). Effects of supplemental poultry manure applications on soil erosion and runoff water quality from a loam soil under potato production in northwestern New Brunswick. *Canadian Journal of Soil Science* 91: 595-613. <https://doi.org/10.4141/cjss10093>.

- Peñaloza J., Reyes A., González A., Pérez D., San-german D. (2019). Fertilización orgánica con tres niveles de gallinaza en cuatro cultivares de papa. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 10(5): 1139-1149. <https://doi.org/10.29312/remexca.v10i5.1759>.
- Romero Lima M.R., Trinidad Santos A., García E.R., Ferrera C.R. (2000). Producción de papa y biomasa microbiana en suelo con abonos orgánicos y minerales. *Agrociencia* 34(3): 261-269.
- Schmieder F., Bergström L., Riddle M., Gustafsson J.P., Klysubun W., Zehetner F., Condron L., Kirchmann H. (2018). Especiación de fósforo en un Perfil de suelo modificado con estiércol a largo plazo: evidencia de extracción química húmeda, espectroscopía ^{31}P -NMR y P K-edge XANES. *Geoderma* 322: 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.026>.
- Sharma D., Kushwah S., Nema P., Rathore S. (2011). Effect of sulphur on yield and quality of potato (*Solanum tuberosum* L.). *International Journal of Agricultural Research* 6: 143-148. <https://doi.org/10.3923/ijar.2011.143.148>.
- Sharpley A.N., Rekolainen S. (1997). Phosphorus in agriculture and its environmental implications. En: Phosphorus loss from soil to water. Proceedings of a workshop, Wexford, Irish Republic, 29-31 Septiembre 1995, (Eds. Tunney H., Carton P., Brookes P.C., Johnston A.E.), pp. 1-53. Cab International.
- Sharpley A., Moyer B. (2000). Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality* 29(5): 1462-1469. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900050012x>.
- Withers P.J.A., Clay S.D., Breeze V.G. (2001). Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 30(1): 180-188. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.301180x>.
- Withers P.J.A., Hodgkinson R.A., Rollett A., Dyer C., Dils C., Collins A.L., Bilsborrow P.E., Bailey G., Sylvester-Bradley R. (2017) Reducing soil phosphorus fertility brings potential long-term environmental gains: a UK analysis. *Environmental Research Letters* 12: 063001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa69fc>.
- Zarabi M., Jalali M. (2012). Leaching of nitrogen and base cations from calcareous soil amended with organic residues. *Environmental Technology* 33: 1577-1588. <https://doi.org/10.1080/09593330.2011.638675>.
- Ziegler D., Heduit M. (1991). Engrais de ferme: valeur fertilisante, gestion, environnement. Institut Technique du Porc. (ITP), Institut Technique de Céréales et des Fourrages. (ITCF), Institut Technique de l'élevage bovin. (ITEB), Paris, France, 35 pp.

(Aceptado para publicación el 28 de junio de 2024)