

CAMBIOS EN LOS ATRIBUTOS DEL SUELO POR APLICACIÓN CONTINUA DE EFLUENTE PORCINO

Vanesa Pegoraro ^{1*}, Omar Bachmeier ², Claudio Lorenzon ¹, Belén Conde ¹, Jimena Ortiz ¹, Anne Barbosa ¹, Marta Zubillaga ³

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina

² Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina

³ Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina

RESUMEN

Los estiércoles y efluentes animales son considerados una fuente de nutrientes para satisfacer la demanda de los cultivos, mantener la fertilidad del suelo y lograr mejores rendimientos de los cultivos. Sin embargo, a nivel nacional existe poca información sobre los efectos de la aplicación de efluentes porcinos sobre indicadores de calidad del suelo en situaciones reales de campo. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue detectar cambios en propiedades químicas y microbiológicas del suelo, por aplicación prolongada de efluente porcino. Seis establecimientos porcinos localizados en el sudeste de la provincia de Córdoba fueron seleccionados como sitios de estudio. Dos tratamientos fueron definidos en cada sitio: suelos con aplicación prolongada de efluente porcino y suelos sin aplicación de efluente. Se realizaron muestreos de suelo en 0-10 y 10-20 cm para la determinación de indicadores químicos y microbiológicos. Se evidenció incrementos significativos en el nitrógeno (N) orgánico del suelo, fósforo extractable (Pe) y conductividad eléctrica (CE) en ambas profundidades. Mientras que el carbono orgánico particulado, potasio y sodio (Na) se incrementaron, y pH disminuyó en superficie, con aplicaciones de efluente. El incremento en el Na se vio reflejado también en el porcentaje de Na intercambiable. En cuanto a los indicadores microbiológicos, la aplicación de efluentes estimuló las actividades enzimáticas e incrementó el potencial de mineralización del N ($p < 0,05$). En conclusión, las aplicaciones de efluente lograron incrementar la fertilidad del suelo y la actividad microbiológica. Sin embargo, se debe prestar atención a los incrementos en Pe, Na y CE, para evitar impactos ambientales negativos, como eutrofización de cursos de agua, salinización o sodificación de los suelos agrícolas.

Palabras claves: estiércol, Molisol, química de suelos, microbiología de suelos.

CHANGES IN SOIL ATTRIBUTES DUE TO CONTINUOUS APPLICATION OF PIG SLURRY

ABSTRACT

Animal manures and slurry are considered nutrient sources for meeting crop nutrient demands, maintaining soil fertility, and improving crop yields. However, there is limited national information available on the effects of pig slurry application on soil quality indicators in real field scenarios. Thus, the aim of this study was to identify changes in the chemical and microbiological soil properties resulting from the prolonged application of pig slurry. Six pig farms situated in the southeastern region of the Córdoba province were chosen as study sites. Two treatments were established at each site: soils with pig slurry application and soils without pig slurry application. Soil assessments were conducted at depths of 0-10 cm and 10-20 cm to determine chemical and microbiological properties. Significant increases in soil organic nitrogen (SON), extractable phosphorus (Pe), and electrical conductivity (EC) were observed at both depths. In addition, there were increases in particulate organic carbon, potassium, and sodium (Na), along with a decrease in pH in the topsoil, due to pig slurry applications. The elevation in Na levels also affected the percentage of

* Autor de contacto:
pegoraro.vanesa@inta.gob.ar

Recibido:
17-08-23

Recibido con revisiones:
06-10-23

Aceptado:
17-10-23

exchangeable sodium. Regarding microbiological indicators, the application of slurry stimulated enzymatic activities and increased the potential for N mineralization ($p < 0.05$). In conclusion, the application of pig slurry led to enhanced soil fertility and microbiological activity. However, careful consideration should be given to the increases in Pe, Na, and EC to prevent adverse environmental effects like watercourse eutrophication, salinization, or the sodification of agricultural soils.

Keywords: manure, Molisol, soil chemistry, soil microbiology.

INTRODUCCIÓN

Argentina presenta una existencia de más de 5 millones de cerdos. Se distribuyen principalmente en las provincias de la Pampa húmeda, donde Buenos Aires, Córdoba y Santa Fé concentran el 62% de la existencia nacional. La producción predominante a nivel nacional es la extensiva en explotaciones familiares, donde el 90 % de las unidades productivas presentan entre 1 y 50 cerdas (Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca [SAGyP], 2022). Sin embargo, en los últimos años se ha producido un importante aumento en el número de productores que han confinado parte o totalmente sus animales (Iglesias y Ghezan, 2013). Esta intensificación de la actividad está generando volúmenes de efluentes que deben ser gestionados adecuadamente para minimizar posibles impactos negativos en el ambiente. Esto se debe, principalmente, a que gran parte de los nutrientes suministrados a los animales no se convierten en producción de carne, y pasan a formar parte de las deyecciones en forma de efluentes (Teira-Esmatges, 2008). De esta forma, el estiércol y/o efluentes animales son considerados en todo el mundo como una fuente de nutrientes prometedora y económica para satisfacer la demanda de los cultivos, mantener la fertilidad del suelo y lograr mejores rendimientos (Liu et al., 2023; Sayre et al., 2023).

Esta práctica puede ser promisoría en Argentina debido a que la concentración de las existencias porcinas tiene fuerte presencia en zonas con suelos aptos para la agricultura. De esta forma, los efluentes se convierten en una fuente valiosa de nutrientes, aportando principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), pudiendo sustituir total o parcialmente la fertilización mineral y logrando incrementar la fertilidad del suelo (Biau et al., 2012; Bosch-Serra et al., 2015). Este proceso de reciclaje de los efluentes en nutrientes, ocurre debido a que el suelo por medio de microorganismos desempeña un papel fundamental en los procesos de equilibrio del ecosistema, por su capacidad depuradora, regeneradora y recicladora (Sayre et al., 2023).

El uso adecuado de los efluentes implica diversas ventajas, principalmente sobre la fertilidad química, biológica y física del suelo. El reciclaje de los efluentes como fertilizantes viene promovido por su contenido de materia orgánica (MO), macro y micronutrientes disponibles para los cultivos, y se encuentra limitado por su elevada conductividad eléctrica (CE), metales pesados y microorganismos fecales y patógenos (Gómez-Garrido, 2014). A su vez, cuando se realizan aplicaciones incontroladas al suelo, puede provocar contaminación directa o difusa de los recursos naturales, y exceder la capacidad de soporte de los suelos (Giroto et al., 2010). Por tal motivo, en estos sistemas intensivos, el monitoreo permanente del suelo es importante para la sostenibilidad de la actividad agrícola.

Los indicadores químicos y microbiológicos de calidad del suelo pueden indicar problemas o mejoras en el ambiente edáfico por la aplicación sucesiva de efluentes porcinos (Da Silva et al., 2015; Da Silva Oliveira et al., 2017). Varios autores han registrado un efecto positivo del uso de estas enmiendas sobre indicadores de calidad de suelo (Balota et al., 2014; Morales et al., 2016; Sousa et al., 2014; Tiecher et al., 2017). Por consiguiente, los servicios ecosistémicos que brinda el suelo, como el ciclado y la disponibilidad de nutrientes, mantenimiento de su estructura, prevención de daño por erosión, la provisión de alimentos, entre otros, se ven incrementados. A la actualidad existe poca información sobre la incidencia del uso de efluente porcino sobre la calidad del suelo en campos de productores. Conocer cómo se modifican estos indicadores permitirá adoptar las mejores prácticas de manejo para que las actividades agropecuarias sean económica y ambientalmente viables. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue detectar cambios en atributos químicos y microbiológicos del suelo por aplicación prolongada de efluente porcino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

La investigación se llevó a cabo en suelos de establecimientos agrícolas-porcinos ubicados al sudeste de la provincia de Córdoba. Este departamento se caracteriza por ser el tercer departamento con mayor existencia porcina en la provincia, con más de un 13% de la existencia provincial (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria [SENASA], 2022). A su vez, presenta una importante fertilidad de suelo y alta productividad, consecuencia de sus caracteres físico y químicos intrínsecos y del régimen de precipitaciones. Los suelos predominantes son Molisoles (Argiudoles típicos), profundos, con un horizonte superficial rico en MO y bien estructurado que facilita el movimiento superficial del aire y agua. Presentan una textura franco-limosa, con capacidad de uso I y IIc (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA], 1978). Todos los establecimientos manejan una agricultura bajo un sistema de labranza cero. El clima es subhúmedo templado con una temperatura media anual de 17°C y una precipitación media anual de 910 mm.

Tratamientos y diseño experimental

Se utilizó un diseño observacional con muestreos completamente al azar, en seis establecimientos porcinos (repeticiones). Cada unidad experimental correspondió a lotes dentro de cada establecimiento porcino. Los tratamientos evaluados fueron: (1) suelos con aplicación prolongada de efluente porcino y (2) suelos sin aplicación de efluente. En cada establecimiento y tratamiento evaluado, se definieron cinco sitios de muestreo al azar dentro de los lotes, conformando una muestra compuesta por 15 sub-muestras en cada sitio.

Los establecimientos presentaban un tipo de producción de ciclo completo, estabilizando sus efluentes en sistema de lagunas. Estos efluentes eran aplicados sobre la superficie agrícola previo a la siembra de los cultivos, con una antigüedad promedio de 10 años, y dosis de 20 m³ ha⁻¹. Las secuencias agrícolas incluían comúnmente soja (*Glycine max* (L.) Merr.), maíz (*Zea mays* L.) y trigo (*Triticum aestivum* L.), realizando los muestreos de suelo durante los meses de mayo, junio y julio del año 2017 (otoño-invierno), luego de la cosecha de grano grueso de cada establecimiento y antes de nuevas aplicaciones de efluentes, previo a la siembra de grano fino.

Se realizaron muestreos en 0-10 y 10-20 cm de profundidad, usando un barreno de 10 cm de profundidad y 2,5 cm de diámetro. Las muestras fueron tamizadas por una malla de 2 mm. De las muestras de la profundidad 0-10 cm, una fracción se secó a temperatura ambiente para las determinaciones químicas, y otra fracción fue almacenada a 4° C hasta el momento de las determinaciones microbiológicas. Las muestras de la profundidad 10-20 cm fueron secadas a temperatura ambiente para las determinaciones químicas.

Análisis de suelo

Propiedades químicas de suelo

En ambas profundidades se determinó: carbono orgánico del suelo (COS) por estimación a partir de la determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte a escala semi-micro (IRAM-SAGyP 29571-2, 2011), nitrógeno orgánico del suelo (NOS) utilizando el método semi-micro kjeldahl modificado (IRAM-SAGPyA 29572 -1, 2011), fósforo extractable (Pe) por Bray y Krutz N° 1 modificado (IRAM-SAGyP 29570-1, 2010), pH por método potenciométrico en una suspensión suelo-agua de 1:2,5 (IRAM 29410, 1999), CE por método conductimétrico en una suspensión suelo-agua de 1:2,5 (Rhoades, 1996).

En 0-10 cm de profundidad, además, se realizó materia orgánica particulada (MOP) mediante fraccionamiento por tamaño de partícula (106 µm) por el método propuesto por Cambardella & Elliott (1993), utilizando un tamizador vibratorio (FRITSCH, Analysette 3 Pro, Alemania). Los contenidos de C y N en la MOP se determinaron mediante combustión seca (analizador de carbono LECO, LECO Corporation, St. Joseph, MI, EE. UU.) (Nelson y Sommers, 1982) y digestión semi-micro kjeldahl modificado. Finalmente, se determinaron cationes intercambiables: calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na), por medio de una extracción con AcNH₄ 1N ajustado a pH 7. La cuantificación se realizó mediante espectrometría de emisión y absorción atómica por llama empleando un equipo AAnalyst 400 (Perkin Elmer, Shelton, USA). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó mediante destilación de amonio y valoración (Sparks, 1996), mientras que el PSI se calculó mediante la relación de Na y CIC.

Propiedades microbiológicas de suelo

Solo en 0-10 cm de profundidad: se determinó el contenido de nitrógeno anaeróbico (Nan) según la metodología de incubación anaeróbica propuesta por Echeverría et al. (2000) carbono de la biomasa microbiana

(CBM) por la metodología de fumigación-extracción (Vance et al., 1987), respiración microbiana (RM) por la técnica de incubación durante 7 días a 25°C y cuantificación de la producción de dióxido de carbono (Jenkinson & Powlson, 1976), el coeficiente metabólico (qCO_2) obtenido como la proporción de C- CO_2 de la muestra de suelo liberado a partir de la biomasa microbiana (Anderson y Domsch, 1985), y las actividades enzimáticas hidrólisis de fluoresceína diacetato (FDA) y fosfatasa ácida (FAc) según los métodos propuestos por Alef & Nannipieri (1995).

Análisis estadísticos

Para el análisis de datos e interpretación de la información se empleó Infostat Professional (Di Rienzo et al., 2020). Se aplicó un modelo lineal mixto homocedástico, tomando como efecto fijo los tratamientos (suelos con y sin aplicaciones de efluente) y como efecto aleatorio las repeticiones (establecimientos) y sitios de muestreo. Cuando las varianzas no cumplieron el supuesto de homogeneidad se aplicaron modelos heterocedásticos. Debido a que los atributos del suelo difieren con la profundidad, la misma no fue incluida en el modelo estadístico para el análisis de las variables químicas de suelo, analizándose cada profundidad de manera individual. Cuando existieron diferencias significativas en las variables medidas se realizó la prueba de comparación de medias mediante LSD Fisher con significancias del 5%. Finalmente, se realizó un gráfico multivariado (gráfico de estrellas) posterior a la estandarización de los datos, con el propósito de comparar el efecto de las aplicaciones de efluente porcino, en relación al suelo control, sobre indicadores químicos y microbiológicos de suelo en la profundidad de 0-10 cm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Indicadores químicos de suelo

El COS está estrechamente relacionado con propiedades físicas, químicas y biológicas, y por lo tanto es uno de los indicadores por excelencia de calidad del suelo. Mantener o aumentar el COS es fundamental para la fertilidad del suelo y la producción de los cultivos (Ghosh et al., 2012; He et al., 2015). En este estudio se pudo evidenciar que las aplicaciones de efluentes mantuvieron las reservas de COS e incrementaron levemente el NOS en ambas profundidades evaluadas (8% y 6 %, respectivamente) ($p < 0,05$) (Fig. 1 A y C). Al evaluar las fracciones lábiles, solo en superficie, se observó un incremento en el COP (11%) ($p < 0,05$) (Fig. 1 B). Este resultado, concuerda con lo reportado por Wienhold (2005), Balota et al. (2010) y Yagüe et al. (2012), quienes obtuvieron incrementos en el COP en suelos que recibieron efluentes. A su vez, Da Silva Oliveira et al. (2017) concluyeron que las aplicaciones de efluente porcino por periodos prolongados mejoraron los stocks de COS y su calidad en función del C lábil, y provocan acumulaciones de nutrientes como N y P. El incremento observado en este estudio podría ser consecuencia de los aportes de C con las aplicaciones de efluentes, o por un efecto indirecto provocado por un aumento en la biomasa de los cultivos, al presentar los suelos una adecuada disponibilidad de nutrientes, y por lo tanto mayor ingreso de residuos vegetales (Pegoraro et al., 2014; Pegoraro et al., 2020). En cambio, la ausencia de respuesta en el NOP (Fig. 1 D) puede responder a que los incrementos en NOS pudieron verse favorecidos por un aumento del N en otras fracciones o N mineral no determinados en esta investigación.

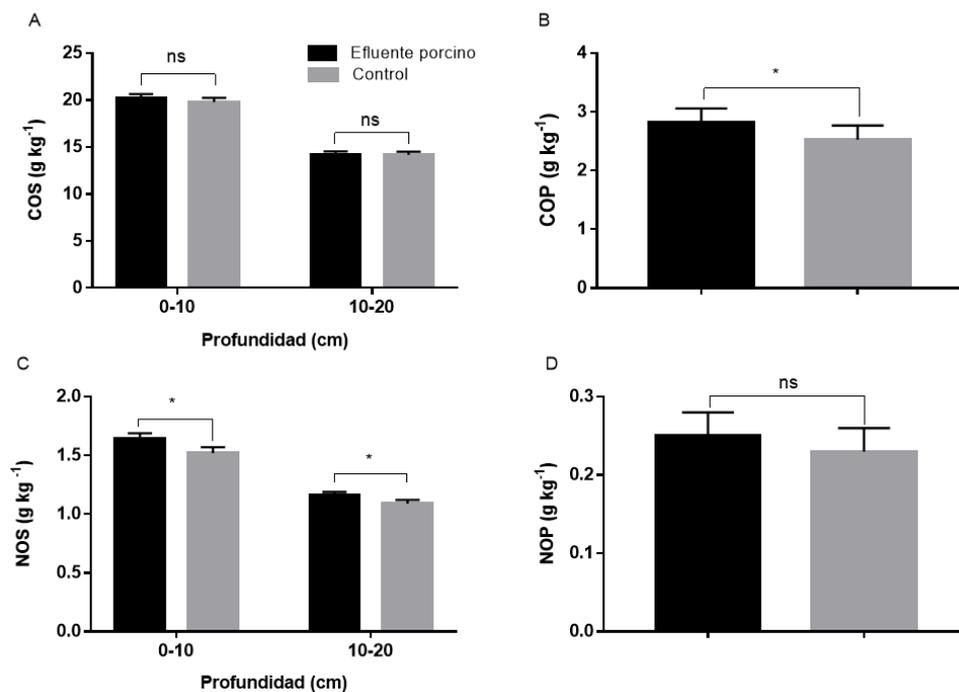


Figura 1: Valores medios y error estándar (barras) de A) carbono orgánico del suelo (COS), B) carbono orgánico particulado (COP) (0-10 cm), C) nitrógeno orgánico del suelo (NOS) y D) nitrógeno orgánico particulado (NOP) (0-10 cm) en suelos con aplicación de efluente porcino y control. * Indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Figura 1: Mean values and standard error (bars) of A) soil organic carbon (SOC), B) particulate organic carbon (COP) (0-10 cm), C) soil organic nitrogen (NOS) and D) particulate organic nitrogen (NOP) (0-10 cm) in soils with pig slurry application and control. * Indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

Los mayores cambios observados se evidenciaron en las concentraciones de Pe y CE. El Pe se incrementó un 211% y 117% con aplicaciones de efluente, en cada profundidad evaluada, con respecto a los suelos que no recibieron efluentes ($p < 0,05$) (Fig. 2 C). Mientras que la CE aumentó un 60% y 100% en 0-10 y 10-20 cm, respectivamente ($p < 0,001$) (Fig. 2). Diversos autores reportan acumulación de P en los estratos superiores del suelo, relacionándolo directamente con la alta cantidad de P adicionado con el efluente. Esto concuerda con lo encontrado por Berwanger et al. (2008) y Lourenzi et al. (2013) con 14 y 19 aplicaciones sucesivas de efluente porcino. Mientras que, el aumento en la CE puede atribuirse a la adición de sales solubles presente en el efluente, que proceden de la dieta de los animales (Saviozzi et al., 1997) o del agua subterránea utilizada para el lavado de los pisos en las instalaciones. Varios autores informaron respuesta similares en los contenidos de CE con el agregado de efluente porcino (Liu et al., 1998; Plaza et al., 2004; Hernández García, 2006). Sin embargo, los valores observados estuvieron por debajo de los niveles para reducir el rendimiento de los cultivos ($0,5 \text{ dS m}^{-1}$) (Maas & Hoffman, 1977).

El pH del suelo se vio levemente acidificado con aplicaciones continuas de efluente porcino solo en 0-10 cm de profundidad ($p < 0,05$) (Fig. 2 B). Esta reducción del pH se atribuye principalmente a la producción de iones H^+ debido a la hidrólisis y oxidación del NH_4^+ presente en los efluentes (Divito et al., 2011). Resultados similares han sido informados previamente por Da Veiga et al. (2012) tras la aplicación continua de efluente porcino durante 9 años y Pegoraro et al. (2021) con solo una aplicación de efluente y fertilizantes minerales. Por lo tanto, la aplicación continua de fuentes nitrogenadas (estiércol porcino y fertilizantes nitrogenados) a altas dosis puede provocar la acidificación del suelo, lo que puede requerir estrategias de remediación, como el encalado, a largo plazo.

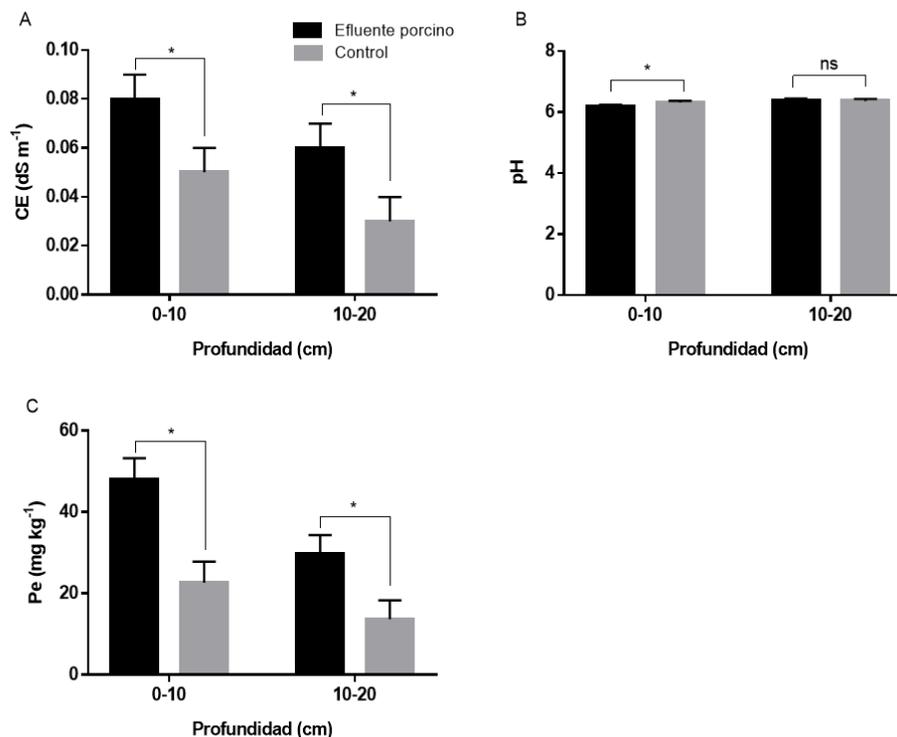


Figura 2: Valores medios y error estándar (barras) de A) conductividad eléctrica (CE), B) pH y C) fósforo extractable (Pe) en suelos con aplicación de efluente porcino y control. * Indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Figura 2: Mean values and standard error (bars) of A) electrical conductivity (EC), B) pH and C) extractable phosphorus (Pe) in soils with pig slurry application and control. * Indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

En cuanto a las bases intercambiables (Tabla 2), las aplicaciones de efluente porcino incrementaron significativamente el K y Na ($p < 0,05$), mientras que el Ca y Mg se mantuvieron en concentraciones similares a un suelo control. El incremento en el Na, se ve reflejando en un aumento del 27% en el PSI ($p < 0,001$), sin embargo, no se evidenciaron suelos salinos ni sódicos. No obstante, el Na junto con la CE, puede convertirse en las principales limitantes para el uso agronómico del efluente porcino a largo plazo. Por tal motivo, estos indicadores son claves para monitorear el suelo cuando se realizan aplicaciones prolongadas, con el fin de evitar un deterioro o tomar la decisión de aplicar prácticas correctivas.

Tabla 2: Valor medio \pm error estándar de bases intercambiables del suelo, capacidad de intercambio catiónico y porcentaje de sodio intercambiable en suelos en suelos con aplicación de efluente porcino y control en 0-10 cm de profundidad.

Table 2: Mean values \pm standard error of soil exchangeable bases, cation exchange capacity and percentage of exchangeable sodium in soils in soils with pig slurry application and control at 0-10 cm depth.

Propiedades	Unidad	Control	EE	Efluente	EE	p valor
Ca	meq 100g ⁻¹	9,63	$\pm 0,17$	9,41	$\pm 0,17$	0,3187
Mg	meq 100g ⁻¹	2,32	$\pm 0,12$	2,42	$\pm 0,12$	0,1334
K	meq 100g ⁻¹	2,1	$\pm 0,15$ b	2,44	$\pm 0,15$ a	<0,0001
Na	meq 100g ⁻¹	0,16	$\pm 0,02$ b	0,21	$\pm 0,02$ a	<0,0001
CIC	meq 100g ⁻¹	17,62	$\pm 0,38$	17,84	$\pm 0,38$	0,3039
PSI	%	0,91	$\pm 0,12$ b	1,16	$\pm 0,12$ a	<0,0001

Calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na), capacidad de intercambio catiónico (CIC), porcentaje de sodio intercambiable (PSI). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K), sodium (Na), cation exchange capacity (CEC), exchangeable sodium percentage (PSI). Different letters indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

Indicadores microbiológicos de suelo

Los estiércoles animales, como el efluente porcino, proporcionan carbono fácilmente disponible y nutrientes minerales, los cuales pueden estimular a las poblaciones microbianas del suelo, promoviendo una mayor biodiversidad del suelo, estabilización del C y retención de N. Además, pueden ser fuentes de microorganismos propios y, por lo tanto, modificar la composición de la comunidad microbiana del suelo receptor. En cambio, las aplicaciones a largo plazo de fertilizantes minerales suelen estar asociado con disminuciones en la biomasa y diversidad bacteriana (Ortiz et al., 2020; Sayre et al., 2023).

El Nan representa una estimación del N potencialmente mineralizable (Npm) proveniente principalmente de las fracciones lábiles de la MOS (Tabla 3) (Echeverría et al., 2000; Fabrizzi et al., 2003). Indica la cantidad de N que puede ser progresivamente mineralizado por microorganismos y así puestos a disposición de cultivos en crecimiento (Biau et al., 2012). Este indicador presentó un incremento del 13% en suelos con efluentes porcinos (p<0,05). Similares resultados fueron reportados por Biau et al. (2012) quienes evidenciaron incrementos en el Npm cuando aplicaron efluente porcino sobre un cultivo de maíz durante 2 años consecutivos, en comparación con suelos que recibieron fertilizantes minerales y una situación control.

La descomposición de la MO y mineralización de los nutrientes del suelo dependen de la participación de enzimas extracelulares. A su vez, las enzimas del suelo pueden ser un buen indicador de los cambios biológicos del suelo, ya que responden rápidamente a las variables de fertilidad del suelo (Liu et al., 2023). En este estudio, las actividades de la FDA y FAc se vieron incrementadas un 33% por las aplicaciones de efluente, con respecto a suelos sin efluentes (p<0,05) (Tabla 3). Esto concuerda por lo encontrado por Da Silva et al. (2015), quienes observaron que en lotes con aplicaciones prolongadas de efluente porcino (14 años) presentaron mayor FDA con respecto a lotes con recientes aplicaciones (2 años). A su vez, Biau et al. (2012) reportaron un incremento en la FAc en un 40% con el agregado de efluente sobre un cultivo de maíz. Esta respuesta puede atribuirse al aporte de nutrientes lábiles que se hace al suelo con los efluentes porcinos, que son capaces de incrementar la síntesis de estas enzimas (Da Silva et al., 2015).

Tabla 3.: Valores medios ± error estándar de propiedades microbiológicas en suelos con aplicación de efluente porcino y control en 0-10 cm de profundidad.

Table 3: Mean values ± standard error of microbiological properties in soils with pig slurry application and control at 0-10 cm depth.

Propiedades	Unidad	Control	EE	Efluente	EE	p valor
Nan	mg kg ⁻¹	85,94	±6,27 b	96,73	6,29 a	0,0013
FAc	mg kg ⁻¹	613,83	54,2 b	814,92	54,3 a	<0,0001
FDA	mg kg ⁻¹	57,05	9,9 b	75,92	9,92 a	0,0003
RM	mg kg ⁻¹	106,05	6,76	113,63	6,86	0,3728
CBM	mg kg ⁻¹	100,88	15,9	95,52	16	0,6354
qCO ₂	-	2,33	0,49	2,12	0,49	0,6199

Nitrógeno anaeróbico (Nan), actividad enzimática fosfatasa ácida (FAc), actividad enzimática de la fluoresceína diacetato (FDA), respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), coeficiente microbiano (qCO₂). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0,05)

Anaerobic nitrogen (Nan), acid phosphatase enzyme activity (FAc), microbial respiration (RM), microbial biomass carbon (CBM), metabolic coefficient (qCO₂). Different letters indicate statistically significant differences (p<0.05).

El CBM representa alrededor del 1 al 5% del COS (Tabla 3). Es un indicador de la abundancia microbiana y responde rápidamente a las perturbaciones causadas por la prácticas de manejo (He et al., 2015; Sousa et al., 2014). Las mediciones a corto plazo pueden reflejar variaciones a largo plazo en el COS, ya que dicha variable se relaciona con procesos de descomposición de la MO, síntesis de sustancias húmicas y varias etapas de los ciclos de los nutrientes (Powlson et al., 1987). En cambio, la RM está relacionada con la actividad microbiológica general del suelo, ya que mide la actividad metabólica de los microorganismos (Parkin

et al., 1996). La ausencia de respuesta en ambos indicadores a la aplicación de efluente porcino ($p > 0,05$) se pueden atribuir a una rápida mineralización del C orgánico fácilmente degradable aplicado con el efluente (Plaza et al., 2004). Da Silva et al. (2015) tampoco observaron cambios en el CBM y RM en suelos con diferentes tiempos de aplicación de efluente porcino (2 y 14 años de aplicaciones). Además, Sayre et al. (2023) sugirieron que las aplicaciones de estiércoles sean continuas para mantener los cambios en la comunidad microbiana del suelo provocando suelos más saludables.

Los incrementos en el CBM y RM, luego de la aplicación de efluente, no suelen persistir (Wienhold, 2005; Yanardağ et al., 2017). Por lo tanto, para muchos estudios ambientales, el qCO_2 ha demostrado ser más sensible que la RM o CBM solos. Este coeficiente estima la eficiencia de las poblaciones microbianas del suelo en utilizar compuestos de CO (Da Silva et al., 2015). Situaciones de estrés y alteraciones del suelo pueden provocar una disminución de la eficacia microbiana, e incrementar el qCO_2 debido a que la población microbiana necesita gastar más energía en mantenimiento. Además, el qCO_2 podría ser afectado por cambios en la composición de las poblaciones de microorganismos, la disponibilidad de sustratos y diversos factores abióticos (Plaza et al., 2004). Las aplicaciones sucesivas de efluente no presentaron cambios en el qCO_2 , en relación a un suelo control (Tabla 3). En cambio, Liu et al. (2010) obtuvieron menor qCO_2 cuando aplicaron estiércol combinado con un fertilizante mineral, y mayor coeficiente en la parcela control. Estos resultados pueden deberse al aporte de nutrientes con el efluente, ayudando a disminuir el estrés de las poblaciones microbianas por nutrientes insuficientes y bajo suministro de energía.

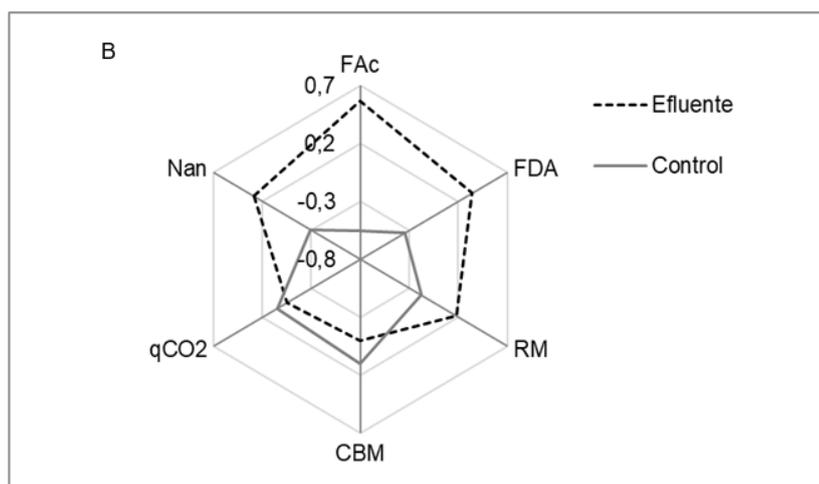
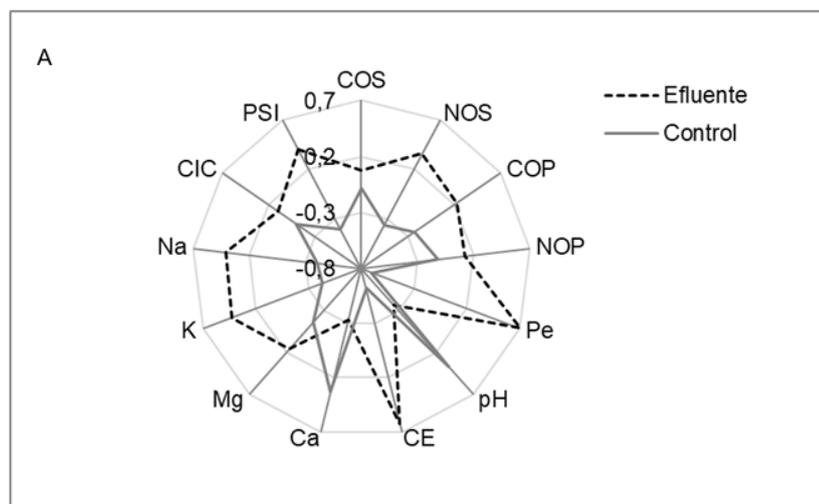


Figura 3: Respuesta de las aplicaciones de efluente porcino, en relación a la situación control, sobre A) indicadores químicos y, B) Indicadores microbiológicos de calidad del suelo en 0-10 cm de profundidad. Carbono orgánico del suelo (COS), carbono orgánico particulado (COP), nitrógeno orgánico del suelo (NOS), nitrógeno orgánico particulado (NOP), fósforo extractable (Pe), concentración de iones de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na), capacidad de intercambio catiónico (CIC), porcentaje de sodio intercambiable (PSI), nitrógeno anaeróbico (Nan), actividad enzimática de la fosfatasa ácida (FAC), respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), coeficiente metabólico (qCO_2).

Figura 3: Response to pig slurry applications on A) chemical indicators and, B) microbiological indicators of soil quality at 0-10 cm depth. Soil organic carbon (SOC), particulate organic carbon (POP), soil organic nitrogen (NOS), particulate organic nitrogen (NOP), extractable phosphorus (Pe), hydrogen ion concentration (pH), electrical conductivity (EC), calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K), sodium (Na), cation exchange capacity (CEC), exchangeable sodium percentage (PSI), anaerobic nitrogen (Nan), acid phosphatase enzyme activity (FAC), microbial respiration (RM), microbial biomass carbon (CBM), metabolic coefficient (qCO_2).

En las Fig. 3 se presentan gráficos de estrellas, donde se observan los cambios en los diferentes atributos del suelo por aplicaciones sucesivas de efluente porcino, en relación al suelo control. Se evidencia claramente como las aplicaciones de efluente lograron incrementar la fertilidad del suelo e indicadores relacionados a la actividad microbiológica. Sin embargo, se debe prestar atención a los incrementos en el Pe, Na y CE, debido a que la aplicación de efluentes no se realiza solamente sobre el suelo, sino en un agroecosistema (Teira et al. 2008), pudiendo provocar eutrofización de cursos de agua o salinización/sodificación de los suelos agrícolas. En Brasil, Ceretta et al. (2010) reportaron que aplicaciones prolongas de efluentes porcinos en suelos bajo siembra directa provocaron pérdidas de N, P y K por escorrentía superficial. Las pérdidas de N y K estuvieron relacionadas positivamente con el volumen de escorrentía superficial, mientras que las pérdidas de P están relacionadas positivamente con las cantidades de P adicionadas con los efluentes. Mientras que, Valdecantos et al. (2002) reportan que los riesgos de salinización/sodificación se provocan cuando se realizan aplicaciones prolongadas y altas dosis de efluentes (tres veces más a lo recomendado).

CONCLUSIONES

En los suelos que recibieron aplicaciones de efluentes porcinos en forma sucesiva se detectaron incrementos en indicadores químicos de fertilidad de suelo e indicadores indirectos de la actividad microbiológica. Sin embargo, también presentaron un incremento en la CE, Na y elevados contenidos de Pe. El incremento en la CE y Na pueden provocar salinización de suelo a mediano y largo plazo, mientras que los excesos de Pe pueden provocar contaminación de recursos hídricos. Por lo tanto, estos indicadores deben ser monitoreados en el tiempo con la finalidad de evitar un deterioro de la calidad del suelo y el ambiente. Alternativas de manejo para disminuir estos riesgos ambientales podrían ser dosificar el efluente en función de la concentración de P o combinar las aplicaciones de efluente con fertilización mineral con el objetivo de proporcionar los nutrientes necesarios para los cultivos, evitando aplicaciones en exceso de uno o más nutrientes específicos.

AGRADECIMIENTOS

A D. Villarruel, A. Nievas, J. Pereyra y L. Pereyra por su constante apoyo en el trabajo de campo. A G. Vélez, R. Saravalle y P. Marelli por su apoyo en el trabajo de laboratorio. El estudio fue financiado por el Proyecto "Tecnologías y estrategias de gestión de residuos y efluentes en sistemas agropecuarios y agroindustriales" (PNNAT 1128042) y el Proyecto "Aprovechamiento de residuos para aumentar el reciclado en el suelo. Sumideros de carbono y emisiones" (PNSUELO 1134042) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina. Tesis Doctoral de Vanesa Pegoraro, EPG, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Córdoba, Directora: M Zubillaga (UBA).

REFERENCIAS

- Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. In K. Alef y P. Nannipieri (Eds.), *Academic Press Inc.* Academic Press.
- Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (1985). Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils*, 1(2), 81–89. <https://doi.org/10.1007/BF00255134>
- Balota, E. L., Machineski, O., Hamid, K. I. A., Yada, I. F. U., Barbosa, G. M. C., Nakatani, A. S., & Coyne, M. S. (2014). Soil microbial properties

- after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. *Science of the Total Environment*, 490, 397–404. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.019>
- Balota, E. L., Machineski, O., Priscila, E., & Truber, V. (2010). Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 45(5), 515–521. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000500011>
- Berwanger, A. L., Ceretta, C. A., e Rheinheimer dos Santos, D. (2008). Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira Ciencia Do Solo*, 32, 2525–2532.
- Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., & Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology*, 53, 56–61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.08.008>
- Bosch-Serra, A. D., Ortiz, C., Yagüe, M. R., & Boixadera, J. (2015). Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. *European Journal of Agronomy*, 67, 27–36.
- Cambardella, C., & Elliott, E. (1993). Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, 56(1–4), 449–457. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-444-81490-6.50036-4>
- Ceretta, C. A., Giroto, E., Lourenzi, C. R., Trentin, G., Vieira, R. C. B., & Brunetto, G. (2010). Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(4), 689–699. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.016>
- Da Silva, D. ., Antonioli, Z. I., Jacques Seminoti, R. J., De Oliveira Silveira, A., Amaro da Silva, D. A., Rache, M. M., Gomes Passos, V. H., e Da Silva, B. R. (2015). Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 39(6), 1585–1594.
- Da Silva Oliveira, D. M., De Lima, R. P., Barreto, M. S. C., Verburg, E. E. J., & Mayrink, G. C. V. (2017). Soil organic matter and nutrient accumulation in areas under intensive management and swine manure application. *Journal of Soils and Sediments*, 17(1), 1–10.
- Da Veiga, M., Pandolfo, C. M., Balbinot Junior, A. A., & Spagnollo, E. (2012). Chemical attributes of a hapludox soil after nine years of pig slurry application. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 47(12), 1766–1773. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012001200013>
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. (2020). InfoStat versión 2020. In *Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba* (No. 2017).
- Divito, G. A., Rozas, H. R. S., Echeverria, H. E., Studdert, G. A., & Wyngaard, N. (2011). Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. *Soil and Tillage Research*, 114, 117–126. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2011.04.005>
- Echeverria, H. E., San Martin, N. F., y Bergonzi, R. (2000). Metodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia Del Suelo*, 18(1), 9–16.
- Fabrizzi, K. P., Morón, A., & García, F. O. (2003). Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 67(6), 1831.
- Ghosh, S., Wilson, B., Ghoshal, S., Senapati, N., & Mandal, B. (2012). Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 156, 134–141.
- Giroto, E., Ceretta, C. A., Brunetto, G., Dos Santos, D. R., Souza da Silva, L., Lourenzi, C. R., Lorensini, F., Vieira, R. C. B., e Schmatz, R. (2010). Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 34(3), 955–965.
- Gómez-Garrido, M. (2014). *Efectos ambientales de la valorización agronómica de purines de ganado porcino: Dinámica del nitrógeno en el sistema suelo-agua-planta*. Universidad Politécnica de Cartagena.
- He, Y. T., Zhang, W. J., Xu, M. G., Tong, X. G., Sun, F. X., Wang, J. Z., Huang, S. M., Zhu, P., & He, X. H. (2015). Long-term combined chemical and manure fertilizations increase soil organic carbon and total nitrogen in aggregate fractions at three typical cropland soils in China. *Science of the Total Environment*, 532, 635–644.
- Hernández García, D. (2006). *Utilización del purin de cerdo como enmienda orgánica en suelos degradados: valorización agronómica y ambiental*. Universidad Autónoma de Madrid.
- Iglesias, D. H., y Ghezan, G. (2013). *Análisis de la cadena de carne porcina en Argentina*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA]. (1978). *Carta de suelos de la República Argentina Hoja 3363-17*.
- IRAM-SAGPyA 29572 -1. (2011). *Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado. Parte 1 - Escala semi-micro*.
- IRAM-SAGyP 29570-1. (2010). *Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1 - Método Bray Kurtz 1 modificado (Extracción con solución de fluoruro de amonio - ácido clorhídrico)*.
- IRAM-SAGyP 29571-2. (2011). *Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 2 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro*. In IRAM.
- IRAM 29410. (1999). *Determinación del pH*. In IRAM.

- Jenkinson, D., & Powlson, D. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: A methods for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 8(3), 209–213. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90005-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90005-5)
- Liu, E., Yan, C., Mei, X., He, W., Bing, S. H., Ding, L., Liu, Q., Liu, S., & Fan, T. (2010). Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma*, 158(3–4), 173–180. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.029>
- Liu, F., Mitchell, C. C., Odum, J. W., Hill, D. T., & Rochester, E. W. (1998). Effects of swine lagoon effluent application on chemical properties of a loamy sand. *Bioresource Technology*, 63, 65–73. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00086-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00086-2)
- Liu, X., Chen, Q., Zhang, H., Zhang, J., Chen, Y., Yao, F., & Chen, Y. (2023). Effects of exogenous organic matter addition on agricultural soil microbial communities and relevant enzyme activities in southern China. *Scientific Reports*, 13(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-33498-0>
- Lourenzi, C. R., Ceretta, C. A., Souza Da Silva, L., Giroto, E., Lorensini, F., Tiecher, T. L., De Conti, L., Trentin, G., & Brunetto, G. (2013). Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 37(1), 157–167. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000100016>
- Maas, E. V., & Hoffman, G. J. (1977). Crop water tolerance - current assessment. *Journal of Irrigation and Drainage Division*, 103, 115–134.
- Morales, D., Oliveira, M. P. de, Taffe, B. L., Comin, J., Soares, C. R., & Lovato, P. (2016). Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. *Ciencia Rural*, 46(2), 260–266. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20140565>
- Ortiz, J., Faggioli, V., Ghio, H., Boccolini, M., loele, J., Tamburrini, P., Garcia, F., & Gudelj, V. (2020). Impacto a largo plazo de la fertilización sobre la estructura y funcionalidad de la comunidad microbiana del suelo. *Ciencia Del Suelo*, 38(1), 45–55.
- Parkin, T., Doran, J., & Franco-Vizcaíno, E. (1996). Field and laboratory tests of soil respiration. In D. J. & J. A. J. (Ed.), *Methods for assessing soil quality* (pp. 241–246). Soil Science Society of America, Inc. Publisher.
- Pegoraro, V., Cazorla, C., Bachmeier, O., Baigorria, T., Boccolini, M., Or-Tiz, J., Lorenzon, C., Hang, S., & Zubillaga, M. (2020). Impacts of different pig slurry application methods on soil quality indicators in a maize-soybean cropping sequence in the sub-humid pampas of Argentina. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 9(3), 259–272. <https://doi.org/10.30486/IJROWA.2020.674424>
- Pegoraro, V. R., Boccolini, M., Aimetta, M. B., Baigorria, T., & Cazorla, C. R. (2014). Influencia de la aplicación de efluente porcino sobre propiedades químicas y biológicas de un Argiudol típico (Córdoba, Argentina). *Ciencia Del Suelo*, 32(2), 283–289.
- Pegoraro, V. R., Mir, L., Briacchi, M., Bachmeier, O., Ortiz, J., Lorenzon, C., Hang, S., & Zubillaga, M. S. (2021). Different pig slurry application methods modify the soil quality and increase the productivity of winter wheat (*Triticum aestivum* L.) Crop (Córdoba, Argentina) / Diferentes métodos de aplicação de dejectos líquidos de suínos modificam a qualidade do solo. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 4(4), 6419–6440. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n4-125>
- Plaza, C., Hernández, D., García-Gil, J. C., & Polo, A. (2004). Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10), 1577–1585. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.017>
- Powlson, D., Prookes, P., & Christensen, B. (1987). Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(2), 159–164.
- Rhoades, J. D. (1996). Electrical conductivity and total dissolved solids. In D. Sparks, A. Page, P. Helmke, R. Loeppert, P. Soltanpour, M. Tabatabai, C. Johnston, & M. Summer (Eds.), *In Methods of Soil Analysis: Chemical Methods. Part 3*. (pp. 417–435). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., & Vanni, G. (1997). Laboratory studies on the application of wheat straw and pig slurry to soil and the resulting environmental implications. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61(1), 35–43. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01077-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01077-8)
- Sayre, J. M., Wang, D., Lin, J. Y., Danielson, R. E., Scow, K. M., & Mazza Rodrigues, J. L. (2023). Repeated manure inputs to a forage production soil increase microbial biomass and diversity and select for lower abundance genera. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 354(May), 108567. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108567>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca [SAGyP]. (2022). *Anuario Porcino 2022*. <https://www.magyp.gov.ar/sitio/areas/porcinos/estadistica/>
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria [SENASA]. (2022). *Existencias porcinas*. <https://www.argentina.gob.ar/senasa/porcinos-sector-primario>
- Sousa, F. A., Silva, E. D. B., Campos, A. T., Martins Gandini, A. M., Correa, J. M., & Graziotti, P. H. (2014). Microbial activity and production of coffee crops after fertilization with pig slurry. *Bioscience Journal*, 30(4), 1041–1049.
- Sparks, D. L. (1996). *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. (Soil Scien).
- Teira-Esmatges, M. (2008). Informe para la mejora de la gestión de los purines porcinos en Catalunya. In *Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible de Catalunya*.
- Tiecher, T., Tiecher, T. L., Kochem Mallmann, F. J., Zafar, M., Alberto Ceretta, C., Rogério Lourenzi, C., Brunetto, G., Colpo Gatiboni, L., & Rheinheimer dos Santos, D. (2017). Chemical, biological, and biochemical parameters of the soil P cycle after long-term pig slurry application in no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 41, 1–16. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20170037>

- Valdecantos, A., Fuentes, D., Cortina, J., & Casanova, G. (2002). Liquid manures utilization. Requirements for their agricultural and forest use. *Porci*, 71, 43–56.
- Vance, E. , Brookes, P. C., & Jenkinson, D. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703–707. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- Wienhold, B. J. (2005). Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry application to no-tillage sorghum. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 206–214. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0206>
- Yagüe, M. R., Bosch-Serra, Á. D., Antúnez, M., & Boixadera, J. (2012). Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Science of the Total Environment*, 438, 218–224. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.063>
- Yanardağ, I. H., Zornoza, R., Bastida, F., Büyükkiliç-Yanardağ, A., García, C., Faz, A., & Mermut, A. R. (2017). Native soil organic matter conditions the response of microbial communities to organic inputs with different stability. *Geoderma*, 295, 1–9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.008>