

INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE EFLUENTE PORCINO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE UN ARGJUDOL TÍPICO (CÓRDOBA, ARGENTINA)

Ing. Agr. Vanesa Romina Pegoraro*. 2014. Rev. Ciencia del Suelo.

*Grupo Gestión Ambiental, EEA INTA Marcos Juárez, Cba.

pegoraro.vanesa@inta.gob.ar ; Tel.: 03472-425001, int. 138.

www.produccion-animal.com.ar

[Volver a: Suelos y ganadería](#)

RESUMEN

Cuando el efluente porcino (EP) es utilizado con fines agronómicos puede causar diferentes impactos en las propiedades del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar la influencia de la aplicación de EP con dos factores, formas: incorporado (I) y superficial (S) y dosis: 0, 50 y 100 kg N ha⁻¹, sobre las propiedades químicas y biológicas en un Argjudol típico. Se determinó nitrógeno de nitratos (N-NO₃⁻), materia orgánica particulada (MOP), respiración del suelo (R), fosfatasa ácida (FA), fósforo disponible (P), nitrógeno anaeróbico (Nan), pH, conductividad eléctrica (CE) y estructura y diversidad de las bacterias oxidantes del amoníaco (BOA) 30 días posteriores a la aplicación. Los tratamientos I incrementaron los contenidos de N-NO₃⁻ en la profundidad 0-20 cm y 40-60 cm con las dosis de efluente, pero en los S no se observaron cambios. El tratamiento S presentó mayor R en 0-5 cm, y el incremento de dosis de aplicación afectó el P en 0-5 cm, y CE en 0-5 cm y 5-20 cm de profundidad. Los contenidos de MOP, FA, pH y Nan no presentaron diferencias significativas en los tratamientos evaluados. La estructura de la comunidad de las BOA respondió a la forma y dosis de aplicación, mientras que la diversidad no presentó diferencias. El EP es una fuente de N para los cultivos, pero es necesario su incorporación para evitar pérdidas por volatilización, debido a que el 98% del N del efluente está compuesto por N-NH₄⁺. Sin embargo, la incorporación provocó una disminución de la actividad biológica general.

ABSTRACT

When the pig slurry (PS) is used for agronomic purposes may cause different impacts on soil properties. The objective of this study was to evaluate the influence of two factors pig slurry application, form: incorporated (I) and surface (S) and rate: 0, 50 and 100 kg N ha⁻¹ in Tipic Argjudol. Particulate organic matter (POM), soil nitrate nitrogen content (N-NO₃⁻), soil respiration (R), acid phosphatase (AP), phosphorus bray (P), anaerobic nitrogen (AN), pH, electric conductivity (EC) and the structure and diversity of the ammonia oxidizing bacteria (BOA) were determined 30 days after PS application. The N-NO₃⁻ increased in 0-20 cm and 40-60 cm depth with the rates of N applied in I, but in S did not change were observed. The form S presented the highest values of R in 0-5 cm. The application rate affected the P in 0-5 cm and EC in 0-5 and 5-20 cm depth. The POM, AP, pH and AN was not modified. The community structure of the BOA responded at forms and rates, while the diversity of the BOA did not change. The pig slurry is a source of N for corps, but must be incorporated to prevent N loss by volatilization, because 98% of N of slurry consist in N-NH₄⁺. However, the incorporation caused a decrease in general biological activity.

INTRODUCCIÓN

La producción porcina intensiva ha crecido en los últimos años en Argentina, siendo Córdoba la segunda provincia productora, con más de 800 mil animales (23,5% del stock nacional) (Iglesias & Ghezan, 2013). La generación de efluentes es un efecto directo de su intensificación, con obtenciones de hasta 20 L día⁻¹ por animal (Levasseur, 1998). Aplicaciones no controladas de efluente al suelo pueden generar problemas ambientales como excesos de nitratos, sales, metales pesados, emisión de gases de efecto invernadero, eutrofización de cuerpos de agua, entre otros (Díez et al., 2001; Plaza et al., 2004).

El efluente porcino en suelos agrícolas puede ser una valiosa fuente de nitrógeno (N), sustituyendo total o parcialmente la fertilización mineral (Biau et al., 2012). La mayoría del N del efluente se encuentra en forma inorgánica, principalmente como amonio (Sánchez & González, 2005). Por lo tanto, se recomienda la incorporación en el suelo para prevenir pérdidas por volatilización (Dandooven et al., 1998; Rochette et al., 2001). La alternativa más frecuente en nuestro país, debido a la predominancia de siembra directa, es la aplicación superficial sobre residuos de cosecha.

Los residuos orgánicos pueden incrementar el N total, la materia orgánica (MO), la población microbiana, la actividad enzimática, la retención de humedad, la capacidad buffer del suelo y los rendimientos de los cultivos (Dick & Chist, 1995). El efluente porcino puede producir importantes cambios en las comunidades microbianas del suelo (Hastings, 1997), principalmente en aquellas que intervienen en el ciclo del N, como la comunidad de bacterias oxidantes del amoníaco (BOA) (Ceccherini et al., 1998).

El objetivo de este estudio fue evaluar la influencia de la aplicación de efluente porcino con dos factores, formas: incorporado (I) y superficial (S) y dosis: 0, 50 y 100 kg N ha⁻¹, sobre las propiedades químicas y biológicas en un Argiudol típico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en la estación experimental agropecuaria INTA Marcos Juárez sobre un suelo Argiudol típico de textura franco limosa en el año 2012. Se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones, donde el factor principal fue la forma de aplicación: incorporado (I) y superficial (S) y como factor secundario la dosis de efluente (0, 12000 y 24000 L ha⁻¹). Las mismas se calcularon en base al contenido de N del efluente, lo que fue equivalente a dosis de 50 kg N ha⁻¹ para la dosis de 12000 litros, mientras que para la dosis de 24000 litros se aplicaron 100 kg de N ha⁻¹. La composición del efluente porcino se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición del efluente porcino. **Table 1.** Composition of pig slurry.

Parámetros	Valor
Materia Seca (%)	3,41
MO (%)	3,3
pH	6,07
CE (dS m)	7,56
N total (mg l ⁻¹)	4202,8
NNH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	4145,4
P (mg l ⁻¹)	451

Cada unidad experimental estaba compuesta por una parcela de 50 m². La distribución del efluente se realizó en noviembre sobre un residuo de soja y en los tratamientos I, el efluente se incorporó en el suelo con un arado de disco inmediatamente luego de su aplicación. El muestreo de suelo se realizó en diciembre, al momento de la siembra de maíz, con barreno de 2,5 cm de diámetro. Para la determinación de N de nitratos (N-NO₃⁻), se recolectaron muestras compuestas (constituidas por tres sub muestras) a las profundidades de 0-20, 20-40 y 40-60 cm. Para la determinación del resto de las variables se recolectaron muestras compuestas a las profundidades 0-5 y 5-20 cm. Las muestras de 0-5 cm de profundidad fueron constituidas por 50 sub muestras, mientras que las de 5-20 cm de profundidad fueron constituidas por 15 sub muestras. Las mismas fueron tamizadas (2 mm) y luego divididas, conservándose una fracción refrigerada a 4°C para análisis biológicos, y otra secada a temperatura ambiente para análisis químicos.

Las determinaciones químicas y biológicas realizadas fueron, N-NO₃⁻ (Bremner, 1965), MO particulada (MOP) 106 µm (Cambardella & Elliott, 1993), P disponible (Bray & Kurtz, 1945), pH (1:2,5) según método potenciométrico (Thomas, 1996), CE en relaciones suelo agua 1:2,5 (Richards, 1973), nitrógeno anaeróbico (Nan) (Keeney & Nelson, 1982), actividad de la enzima fosfatasa ácida (FA) (Alef & Nannipieri, 1995), respiración microbiana (R) (Jenkinson & Powlson, 1976) y estructura de la comunidad de las BOA mediante electroforesis en gel de gradiente desnaturizante (DGGE) (Muyzer et al., 1993). Esta última solo se realizó en la profundidad 0-5 cm y en dosis contrastantes (0 y 100 kg N ha⁻¹).

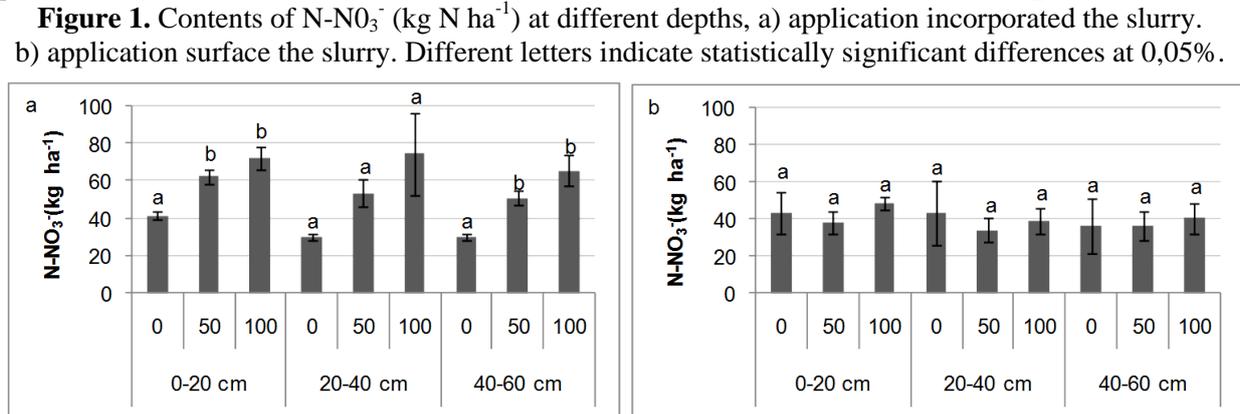
Para la extracción de ADN total de suelo se utilizó kit comercial Fast DNA SPIN (MP Biomedicals). Para la amplificación del gen 16S ADNr se realizó PCR anidada con los primers CTO 189F y CTO 654R específicos de las Beta Proteobacterias oxidantes del amoníaco (Kowalchuk et al., 1997) y primers universales F341-GC y R534 (Muyzer et al., 1993). Los productos de amplificación se separaron en un gel de poliacrilamida al 8% con un gradiente desnaturizante de 35-60%.

Los resultados fueron evaluados estadísticamente a través de análisis de varianza (ANAVA) y test de comparación de medias LCD de Fisher del programa estadístico INFOSTAT (2009). Para el análisis de agrupamiento se aplicó el coeficiente de Correlación de Pearson del software Gel Compare II (2005) y se utilizó PAST para el cálculo de diversidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La incorporación de efluente porcino incrementó significativamente ($p < 0,05$) los contenidos de $N-NO_3^-$ en las profundidades de 0-20 cm y 40-60 cm, para las dosis de 50 y 100 kg N ha⁻¹ (Figura 1 a y b). Similares resultados se reportaron utilizando residuo de centeno y efluente porcino (Chantigny et al., 2001). Esto puede deberse a que la incorporación favoreció la descomposición del rastrojo y previno las pérdidas de N del efluente por volatilización, favoreciendo la percolación en profundidad. Cuando el efluente se aplicó en forma S no se evidenciaron diferencias significativas entre dosis en ninguna de las profundidades evaluadas, pudiendo deberse a pérdidas de N por volatilización (Rochette et al., 2001).

Figura 1. Contenidos de $N-NO_3^-$ (kg N ha⁻¹) en diferentes profundidades, a) aplicación incorporada de efluente. b) aplicación superficial de efluente. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas al 0,05%.



Los valores de pH no presentaron diferencias significativas para ningún tratamiento (Tabla 2). Esto coincide con lo mencionado por otros autores, quienes no obtuvieron cambios en el pH luego aplicar estiércol porcino (Balota et al., 2010; Wienhold, 2005). El P y la CE del suelo fueron afectados significativamente ($p < 0,05$ y $0,01$; respectivamente) por la mayor dosis de aplicación (100 kg N ha⁻¹). El P presentó mayores concentraciones en 0-5 cm, mientras que la CE se incrementó en ambas profundidades (Tabla 2). Similares resultados coinciden con lo observado por Plaza et al. (2004), Balota et al. (2010) y Roboedo et al. (2012), los cuales reportaron incrementos del P y CE al aplicar efluente porcino. El incremento del P y CE puede deberse a las características propias del efluente, donde se adicionan sales solubles y P (Tabla 1) (Saviozzi et al., 1997). Sin embargo, los valores de CE estuvieron por debajo del nivel umbral crítico para los cultivos (Maas & Hoffman, 1977).

La MOP no presentó diferencias significativas entre tratamientos en ambas profundidades evaluadas (Tabla 2). Esto difiere con lo reportado por Wienhold (2005), Carter & Campbell (2006) y Yagüe et al. (2012) quienes obtuvieron un incremento en las fracciones lábiles de la MO al aplicar efluente porcino, aunque en suelos y condiciones ambientales distintas. Se debe destacar que estos trabajos fueron realizados en rotaciones de cultivos, durante varios años de evaluación, mientras que en este ensayo el muestreo fue realizado 30 días posteriores a la aplicación de efluente. Por lo tanto, el incremento de la MOP en ensayos de mediana y larga duración podría resultar del incremento de la biomasa de los cultivos, provocando mayor ingreso de residuos al suelo.

La R, FA y Nan fueron medidos como indicadores biológicos del suelo. La R fue estadísticamente significativa ($p < 0,05$) en 0-5 cm de profundidad, siendo mayor en los tratamientos S (Tabla 2). Similares resultados fueron observados por Aita et al. (2012) quienes obtuvieron una reducción de la R del 40% al 24% al incorporar el efluente porcino, comparado con una aplicación S. Mientras que Dandooven et al. (1998) y Flessa & Beese (2000) no evidenciaron cambios en la R con aplicación S o I. Aita et al. (2012) mencionan que cuando el efluente es incorporado, el suelo protege físicamente partículas orgánicas de la descomposición microbiana. A su vez, Meriles et al. (2009) y Pérez Brandán et al. (2011) reportan mayor R cuando el suelo no es laboreado. Por lo tanto, la no remoción del suelo pudo haber favorecido el desarrollo de los microorganismos, provocando mayores emisiones de CO₂, producto de la actividad celular de los mismos.

El Nan es un indicador del N potencialmente mineralizable (Npm) por los microorganismos (Echeverría et al., 2000) y la FA es un índice potencial de mineralización de P orgánico (Eivazi & Tabatabai, 1977). En este trabajo no se observaron diferencias significativas en ambos indicadores en las dos profundidades estudiadas (Tabla 2). Esto coincide con lo mencionado con Flowers & Arnold (1983) y Wienhold (2005), quienes no obtuvieron cambios significativos en el Nan al aplicar estiércol porcino. Sin embargo, difiere de Balota et al. (2010) los cuales observaron mayor Npm en sistemas de siembra directa comparado con una labranza convencional con la adición de efluente porcino. Además, Plaza et al. (2004) obtuvieron menores FA con mayores dosis de aplicación. Los resultados de este ensayo pueden deberse a la elevada cantidad de $N-NH_4^+$ en el efluente

(UPGMA y coeficiente de Correlación de Pearson) obtenido a partir de los patrones de banda calculados del DGGE.

Figure 2. a) Profiles DGGE of community BOA in soil with application incorporated (0 and 100 kg N ha⁻¹) and surface (0 and 100 kg N ha⁻¹) of pig slurry. b) Analysis of Grouping: Dendrogram of similarity (UPGMA and Pearson correlation coefficient) obtained from the calculated band patterns from DGGE.

Resultados similares fueron observados por Peixoto et al. (2006) mediante DGGE y Lupwayi et al. (1998) usando otro método para evaluar la diversidad y estructura microbiana. Ambos encontraron cambios en la estructura de la comunidad cuando el suelo fue laboreado. Según estos autores, estos cambios pueden ocurrir en respuesta a la alteración en las propiedades físicas del suelo, como la agregación (Peixoto et al., 2006). Por lo tanto, la remoción superficial del suelo pudo afectar a la comunidad de las BOA.

El efluente porcino contiene varios nutrientes agrónomicamente importantes. El N es considerado el de mayor importancia, predominantemente en forma de N-NH₄⁺ (Hastings, 1997). Esta forma de N mineral representa el sustrato de los microorganismos nitrificantes (Kowalchuk & Stephen, 2001) impactando en su comunidad como en otras comunidades microbianas autóctonas (Hastings, 1997). Similares cambios observados en la estructura de las BOA por la aplicación de efluente porcino, también fueron reportados por Ros et al. (2006) e Innerebner et al. (2006) luego de comparar la estructura de la comunidad microbiana en general y las de las BOA entre un suelo con aplicación de compost de efluente porcino y un control. Por su parte, Innerebner et al. (2006) observaron también en un suelo tratado con fertilizantes minerales y orgánicos una muy baja diversidad del grupo.

CONCLUSIÓN

El efluente porcino es una valiosa fuente de N para los cultivos, pero la aplicación debe ser incorporada a fin de evitar pérdidas por volatilización. Sin embargo, la incorporación por medio de sistema de labranza afectó la actividad biológica del suelo. Además, el incremento de dosis de aplicación provocó mayores concentraciones de P y CE en el suelo. Son necesarios estudios a largo plazo a fin de evaluar los cambios en las propiedades del suelo, por aplicaciones sucesivas de efluente porcino.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al personal del Área de Suelos y Producción Porcina de INTA Marcos Juárez por su colaboración en la realización de las tareas, especialmente a Domingo Villarruel.

BIBLIOGRAFÍA

- Aita, C; S Recous; R Osmari Cargnin; L Da Luz & S Giacomini. 2012. Impact on C and N dynamics of simultaneous application of pig slurry and wheat straw, as affected by their initial locations in soil. *Biol Fertil Soils* 48:633-642.
- Alef, K & P Nannipieri. 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. London, England. Academic Press. 576 p.
- Balota, E; O Machinescki & P Truber. 2010. Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. *Pesquisa Agropecuária Barileira*, 45:515-521
- Biau, A; F Santiveri; I Mijangos & J Lloveras. 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.
- Bray, R & L Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Bremner, J. 1965. Inorganic forms of nitrogen. In: Evans, D; J White; L Ensminger & F Clark (Eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, pp. 1179-1237.
- Cambardella, C & E Elliott. 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, 56:449-457.
- Carter, M & A Campbell. 2006. Influence of tillage and liquid swine manure on productivity of a soybean-barley rotation and some properties of a fine sandy loam in Prince Edward Island. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 (4): 741-748.
- Ceccherini, M; M Castaldini; C Piovaneli; R Hastings; A McCarthy; M Bazzicalupo & N Miclus. 1998. Effects of swine manure fertilization on autotrophic ammonia oxidizing bacteria in soil. *Applied Soil Ecology* 7:149-157.
- Chantigny, M; P Rochette & D Angers. 2001. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. *Can J Soil Sci* 81:131-1370.
- Dendooven, L; E Bonhomme; R Merckx & K Vlassak. 1998. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 27(1): 5-8.
- Dick, R & R Christ. 1995. Effects of long-term waste management and nitrogen fertilization on availability and profile distribution of nitrogen. *Soil Sci.* 159: 402-408.
- Díez, J; A De la Torre; M Cartagena; M Carballo; A Vallejo & M Muñoz. 2001. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches. *Journal of Environmental Quality* 30, 2165-2172.

- Echeverría, H; N San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo*. 18:9-16.
- Eivazi, F & M Tabatabai. 1977. Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 9:167-172.
- Flessa, H & F Beese. 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *Journal of environmental quality*, 29(1): 262-268.
- Flowers, T & P Arnold. 1983. Immobilization and mineralization of nitrogen in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. *Soil Biology and Biochemistry*, 15(3): 329-335.
- GelCompare II versión 2005 of Applied Maths NV.
- Hastings, R; M Ceccherini; N Miclaus; J Saunders; M Bazzicalupo & A McCarthy. 1997. Direct molecular biological analysis of ammonia oxidizing bacteria in cultivated soil plots treated with swine manure. *FEMS Microbiology Ecology* 23: 45-54.
- Iglesias, D & G, Ghezan. 2013. Análisis de la Cadena Porcina Argentina. *Estudios Socioeconómicos de los Sistemas Agroalimentarios y Agroindustriales* N° 12. INTA. 174 pp.
- INFOSTAT. 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina (<http://www.infostat.com.ar>).
- Innerebner, G; B Knapp; T Vasara; M Romantschuk & H Insam. 2006. Traceability of ammonia oxidizing bacteria in compost-treated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1092-1100.
- Jenkinson, D & D Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. Methods for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 8: 209-213.
- Keeney, D & D Nelson. 1982. Nitrogen-inorganic forms. In: A.L. Page, R.H. Miller (Eds). *Methods of Soil Analysis*. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, pp. 643-698.
- Kowalchuk, G & J Stephen. 2001. Ammonia-Oxidizing Bacteria: A Model for Molecular Microbial Ecology. *Annu. Rev. Microbiol.* 55: 485-429.
- Kowalchuk, G; J Stephen; W De Boer; J Prosser; T Embley & J Woldendorp. 1997. Analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the beta subdivision of the class proteobacteria in coastal sand dunes by denaturing gradient gel electrophoresis and sequencing of PCR-amplified 16S ribosomal DNA fragments. *Applied Environmental Microbiology* 63: 1489-1497.
- Levasseur, P. 1998. Composition et volume de lisier produit par le porc. *Données bibliographiques. Techni-Porc*.21(4):17-24.
- Lupwayi, N; W Rice & G Clayton. 1998. Soil Microbial Diversity And Community Structure Under Wheat As Influenced By Tillage And Crop Rotation. *Soil Biology and Biochemistry*. 30 (13): 1733-1741.
- Maas, E & G Hoffman. 1977. Crop Salt Tolerance-Current Assessment. *Journal of the irrigation and drainage division*, 103(2):115-134.
- Meriles, J; S Vargas Gil; C Conforto; G Figoni; E Lovera; G March & C Guzmán. 2009. Soil microbial communities under different soybean cropping systems: Characterization of microbial population dynamics, soil microbial activity, microbial biomass, and fatty acid profiles. *Soil and Tillage Research*,103(2): 271-281.
- Muyzer, G.; de Waal, E.C. & Uitterlinden, A.G. 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Appl Environ Microbiol* 59: 695-700.
- PAST Paleontological Statistics software package, versión 1.92, <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Peixoto, R; H Coutinho; B Madari; P Machado; N Rumjanek; J Van Elsas; L Seldin & A Rosado. 2006. Soil aggregation and bacterial community structure as affected by tillage and cover cropping in the Brazilian Cerrados. *Soil and Tillage Research* 90: 16-28.
- Pérez Brandán, C; J Huidobro; C Conforto; J Arzeno; G March; J Meriles & S Vargas Gil. 2011. Impacto de los sistemas de labranza sobre indicadores biológicos de calidad de suelo. INTA.
- Plaza, C; D Hernández; J García-Gil & A Polo. 2004. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 36:1577-1585.
- Richards, 1973. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. USDA. Limusa. México, D. F. 177 pp.
- Roboedo, M; D Fangueiro; S Lage & J Coutinho. 2012. Phosphorus dynamics in soils amended with acidified pig slurry and derived solid fraction. In: *Geoderma* 189-190, p 328-333.
- Rochette, P; M Chantigny; D Angers; N Bertrand & D Cote. 2001. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. *Can J Soil Sci* 82:515-523.
- Ros, M; S Klammer; B Knapp; K Aichberger & H Insam. 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use and Management* 22: 209-218.
- Sánchez, M & J González. 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource technology*, 96(10):1117-1123.
- Saviozzi, A; R Levi-Minzi; R Riffaldi & G Vanni. 1997. Laboratory studies on the application of wheat straw and pig slurry to soil and the resulting environmental implications. *Agriculture, ecosystems & environment*, 61(1): 35-43.
- Thomas, G. 1996. Soil pH and Soil Acidity. In: Sparks, D; A Page; P Helmke; R Loeppert; P Soltanpour; M Tabatabai; C Johnston & M Sumner. *Methods of Soil Analysis*. Part 3. Chemical Methods. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, pp. 475-490
- Wienhold, B.J. 2005. Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry application to no-tillage sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:206-214.
- Yagüe, M; A Bosch-Serra; M Antúnez & J Boixadera. 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.