

# CAMBIOS EN PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN RESPUESTA AL AGREGADO DE EFLUENTE PORCINO COMO ABONO ORGÁNICO

Serri, D.L.<sup>1,2\*</sup>, E.J. Campilongo Mancilla<sup>1,2</sup>, I. Frasier<sup>1,3</sup>, N.L. Bernardi Lima<sup>4</sup>, N. Sosa<sup>1,5</sup>, V. Pegoraro<sup>1,6</sup>, M. Quiroga<sup>2</sup>, D. Mathier<sup>1,5</sup>, M. Bragachini<sup>1,5</sup>, S. Vargas Gil<sup>1,2</sup>.

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; <sup>2</sup> Centro de Investigaciones Agropecuarias - Instituto de Patología Vegetal - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Unidad de Fitopatología y Modelización Agrícola; <sup>3</sup> Instituto de Suelos - Centro de Investigación de Recursos Naturales; <sup>4</sup> Facultad de Ciencias Agrarias, UNCa; <sup>5</sup> Estación Experimental Agropecuaria Manfredi; <sup>6</sup> Estación Experimental Agropecuaria Marcos Juárez. \* Av. 11 de septiembre 4755, Córdoba, Argentina. serri.dannae@inta.gov.ar.

## Introducción

La reutilización de los residuos de origen agropecuario constituye una solución virtuosa a los potenciales problemas de contaminación ambiental causados por su generación.

El efluente porcino puede ser tratado en lagunas de estabilización, donde las bacterias anaerobias degradan estos residuos, para ser utilizados como abono orgánico. Su alto contenido en nitrógeno y fósforo contribuiría a la reducción del uso de fertilizantes inorgánicos, incrementando la productividad de los cultivos agrícolas [1,2]. Por otra parte, existe evidencia que demuestra una mejora en la calidad del suelo en respuesta al aporte de materia orgánica de estos residuos [3].

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los cambios en las propiedades biológicas y químicas del suelo en respuesta al uso de efluente porcino como fuente de nitrógeno para secuencias agrícolas soja-maíz.

## Materiales y Métodos

La experiencia se llevó a cabo en Estancia La Constanza, Villa de María de Río Seco - Córdoba, donde se evaluó la aplicación de efluente porcino como fuente de nitrógeno previo a la siembra del cultivo de maíz sobre un suelo franco-limoso. Los tratamientos fueron: C (control sin aplicación), U (fertilización con urea, 100 kg N/ha), E150 (150 m<sup>3</sup>/ha de efluente), E150 + U (150 m<sup>3</sup>/ha

de efluente combinado con 100 kgN/ha de urea), E300 (300 m<sup>3</sup>/ha de efluente) y E300 + U (300 m<sup>3</sup>/ha de efluente combinado con 100 kgN/ha de urea). El diseño experimental fue en bloques con 3 réplicas. Se evaluó la calidad del efluente aplicado para dos campañas 2019-2020 y 2021-2022 correspondientes al primer y tercer año de efecto acumulado de la práctica (Tabla 1).

**Tabla 1.** Calidad del efluente porcino aplicado en pre-siembra de maíz en las dos campañas evaluadas. SDT: sólidos totales disueltos; NT: nitrógeno total.

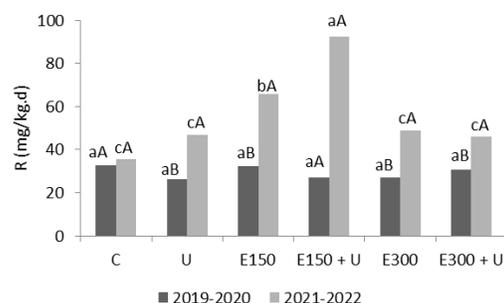
Campaña	pH	CE (ds/m)	SDT (%)	NT (g/L)	P Bray (mg/L)	K (g/L)	Na (g/L)	Ca (g/L)	Mg (g/L)
2019-2020	7.92	16.53	0.9	0.11	60.85	2.1	0.6	0.04	0.05
2021-2022	8	14.21	0.7	0.734	76	0.21	0.07	0.07	0.02

Posterior a la cosecha del cultivo de maíz se tomaron muestras de suelo para evaluar propiedades biológicas y químicas de suelo a 0-10 y 0-20 cm de profundidad respectivamente. Se determinó el contenido de carbono de la biomasa microbiana del suelo (CBM) según el método de fumigación-extracción (Vance et al., 1987), la respiración microbiana (R) [4] y se calculó el coeficiente metabólico (qCO<sub>2</sub>) [5]. Además, se determinó la concentración de carbono orgánico del suelo (COS) [6] y nitrógeno total (NT; Kjeldahl), así como también la conductividad eléctrica del suelo (CE) y la tasa de mineralización potencial de N anaeróbico (Nan) [7]. Por último, se determinó el

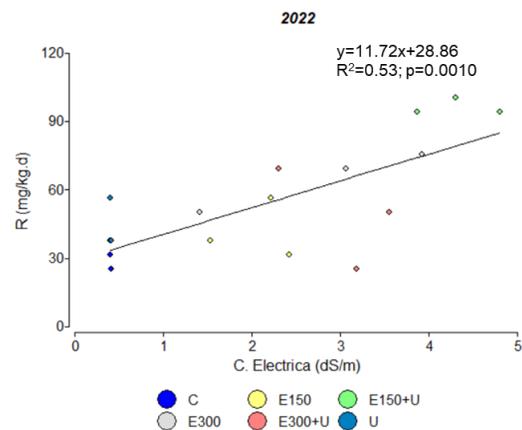
rendimiento en grano del cultivo de maíz en ambas campañas. Los resultados fueron analizados mediante ANOVA evaluando el efecto de los tratamientos, año y su interacción, utilizando para la comparación de medias la prueba LSD Fisher ( $p < 0.01$ ). Se realizó una matriz de correlación de Spearman con las variables estudiadas y se confeccionaron las regresiones lineales y no lineales que resultaron significativas.

## Resultados y Discusión

Los resultados muestran que la tasa respiratoria del suelo aumentó significativamente por el agregado de una fuente externa de nitrógeno luego de tres años de la práctica (Figura 1). Se registraron incrementos del orden del 86 y 160% para los tratamientos E150 y E150+U respecto del control en la campaña 2021-2022. Estos cambios estuvieron explicados en parte por los aumentos registrados en la conductividad eléctrica del suelo luego de tres años de aplicaciones continuas ( $R^2 = 0.53$ ), como evidencia la relación lineal y positiva encontrada entre dicha variable y la tasa respiratoria del suelo (Figura 2). Por el contrario, no se observaron cambios en la respiración microbiana por el agregado de urea o efluente en la primera campaña (2019-2020). Este efecto de acumulación de sales en el suelo por la aplicación repetida de efluente porcino también ha sido demostrado en trabajos previos [8,9]. Si bien no se encontraron efectos deletéreos sobre el rendimiento de maíz por agregado del efluente, no se registró respuesta significativa respecto del control en ninguna de las dos campañas evaluadas, aunque los rendimientos fueron en aumento (9745 kg/ha en 2019-2020 y 11.104 kg/ha en 2021-2022) (datos no mostrados).



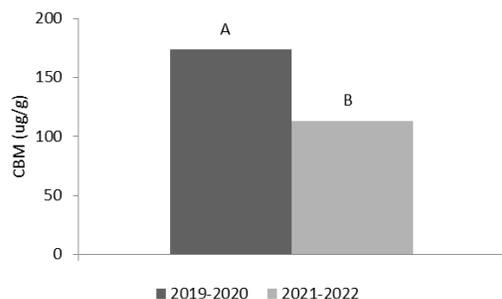
**Figura 1.** Cambios en la tasa respiratoria del suelo a 0-10 cm para las campañas 2019-2020 y 2021-2022 de la experiencia. Los tratamientos corresponden al control sin aplicación (C), 100 kg N/ha como urea (U), 150 y 300 m<sup>3</sup>/ha de efluente (E150; E300) y su combinación con urea (E150 + U, E300 + U). Letras minúsculas indican diferencias entre tratamientos para cada año, mientras que letras mayúsculas indican diferencias entre años para un mismo tratamiento ( $p < 0.01$ ).



**Figura 2.** Relación entre la conductividad eléctrica y la tasa respiratoria del suelo evaluada en el tercer año de la experiencia (2021-2022). Los tratamientos corresponden al control sin aplicación (C), 100 kg N/ha como urea (U), 150 y 300 m<sup>3</sup>/ha de efluente (E150; E300) y su combinación con urea (E150 + U, E300 + U).

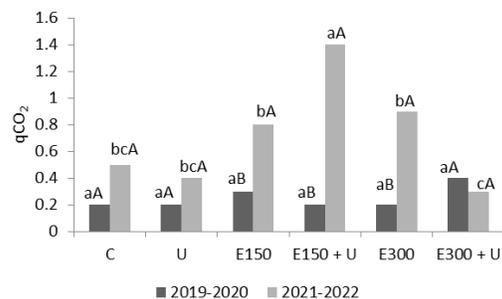
El contenido de carbono de la biomasa microbiana no mostró cambios asociados a los tratamientos, contrario a lo observado en estudios previos con respuestas favorables en esta variable por el uso de enmiendas orgánicas [10]. Por el contrario, el contenido de carbono de la biomasa microbiana

disminuyó significativamente en 2021-2022 (113.6 ug/g) respecto de 2019-2020 (173.5 ug/g) ( $p < 0.0001$ ) (Figura 3).



**Figura 3.** Contenido promedio de carbono de la biomasa microbiana del suelo (CBM) a 0-10 cm para las campañas estudiadas. Las letras indican diferencias significativas entre años ( $p < 0.01$ ).

El cociente entre la respiración del suelo y el carbono de la biomasa microbiana permitió determinar el coeficiente metabólico. Este indicador refleja el nivel de estrés al que puede estar sometida la población microbiana del suelo cuyo incremento indicaría una menor eficiencia en la transformación del carbono orgánico [12]. Los resultados muestran que en el primer año (2019-2020), el cociente metabólico fue similar entre tratamientos con un valor promedio de 0.25. En cambio, en el tercer año (2021-2022) se observaron las mayores diferencias entre tratamientos, alcanzando el valor promedio más alto del indicador con un valor de 1.4 en E150+U respecto del control. Además, los tratamientos E150, E150+U y E300 mostraron incrementos significativos en el cociente metabólico entre las campañas 2019-2020 y 2021-2022 (Figura 4).



**Figura 4.** Cambios en el cociente metabólico ( $qCO_2$ ) a 0-10 cm de profundidad para las campañas 2019-2020 y 2021-2022 de la experiencia. Los tratamientos corresponden al control sin aplicación (C), 100 kg N/ha como urea (U), 150 y 300 m<sup>3</sup>/ha de efluente (E150; E300) y su combinación con urea (E150 + U, E300 + U). Letras minúsculas indican diferencias entre tratamientos para cada año, mientras que las letras mayúsculas indican diferencias entre años para un mismo tratamiento ( $p < 0.01$ ).

Por otra parte, el análisis de correlación de Spearman indicó correlaciones significativas y positivas entre el carbono de la biomasa microbiana y el carbono orgánico del suelo ( $r = 0.29$ ;  $p = 0.03$ ) así como también correlaciones negativas con la tasa respiratoria ( $r = -0.34$ ;  $p = 0.0004$ ) y la conductividad eléctrica del suelo ( $r = -0.46$ ;  $p = 0.0003$ ) (Tabla 2). Estos resultados podrían estar sugiriendo una aparente limitación por carbono para el metabolismo microbiano [13]. Los resultados también muestran correlaciones negativas entre la tasa de mineralización de nitrógeno y la conductividad eléctrica del suelo, que también estaría evidenciando limitaciones en el ciclado de nitrógeno. Otros autores [14] encontraron que la tasa de mineralización de nitrógeno es afectada por aumentos en la conductividad eléctrica del suelo afectando fuertemente la nitrificación. A su vez, se reporta que aumentos en la conductividad eléctrica retrasan progresivamente la amonificación pero no la suprimen por completo, mientras que la nitrificación fue retardada, suprimida o inhibida completamente dependiendo del nivel de salinidad y el tipo de enmienda añadida al suelo [15].

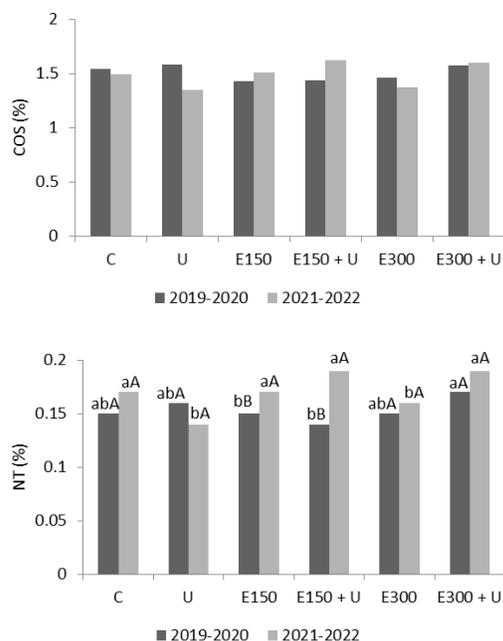
**Tabla 2.** Matriz de correlación de Spearman. COS: carbono orgánico del suelo, CBM: carbono de la biomasa microbiana, R: tasa respiratoria, Nan: mineralización potencial de N anaerobio, CE: conductividad eléctrica del suelo. (\*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.001$ ; \*\*\*  $p < 0.0001$ )

	CE	Nan	R	CBM
COS	ns	ns	ns	0.29*

<b>CBM</b>	-0.46**	ns	-0.34**
<b>R</b>	0.54***	ns	
<b>Nan</b>	-0.47***		

Los resultados muestran que la concentración de nitrógeno total del suelo aumentó en los tratamientos con aplicación de efluente en la última campaña (2020-2022) excepto en E300, contrario a los observado en la concentración de carbono orgánico del suelo que no mostró cambios asociados al tratamiento o al tiempo, con un valor promedio de 1.5 % (Figura 5).

Estos resultados sugieren que las reducciones en el contenido de carbono de la biomasa microbiana y las bajas eficiencias metabólicas en respuesta a aumentos en la conductividad eléctrica del suelo limitarían el almacenamiento de carbono orgánico en el suelo. En cambio, en relación con el nitrógeno, los procesos físicos de estabilización podrían explicar los aumentos en la concentración de este elemento en la materia orgánica del suelo.



**Figura 5.** Cambios en la concentración de carbono orgánico del suelo (COS, %) y nitrógeno total (NT, %) a 0-20 cm de profundidad para las campañas 2019-2020 y 2021-2022 de la experiencia. Los tratamientos corresponden al control sin aplicación (C), 100 kg N/ha como urea (U), 150 y 300 m<sup>3</sup>/ha de efluente (E150; E300) y su combinación con urea (E150 + U, E300 + U).

Letras minúsculas indican diferencias entre tratamientos para cada año, mientras que las letras mayúsculas indican diferencias entre años para un mismo tratamiento ( $p < 0.01$ ).

## Conclusiones

Este trabajo corresponde a resultados preliminares que ponen en evidencia las limitaciones en el metabolismo microbiano vinculado con el aumento de sales en el suelo producto de la aplicación reiterada del efluente porcino. Estos resultados además muestran la necesidad de evaluar la dosis de efluente considerando no solo el aporte de nitrógeno sino también por la conductividad eléctrica y la carga de aniones presente en el efluente para maximizar los beneficios de su uso.

## Agradecimientos

A INTA PDI093 y PDI122, y CAPP COR por el financiamiento, y a Estancia La Constancia por la ejecución del ensayo.

## Referencias

- [1] Lourenzi C.R.; Ceretta C.A.; Brunetto G.; Giroto E.; Tiecher T.L.; Vieira R.C.B.; Cancian A.; Ferreira P.A.A. (2014). *Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.38, p.949-958.
- [2] Bócoli M.E.; Mantovani J.R.; Miranda J.M.; Marques D. J.; da Silva A.B. (2016). *Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer*. Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental, 20(1), 42-48.
- [3] Hsu J.H.; Lo S.L. (1999). *Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure*. Environmental pollution, 104(2), 189-196.
- [4] Alef K. (1995). *Soil respiration*. En: Alef, K. and Nanninperi P. (ed.). Methods in Applied Soil

Microbiology and Biochemistry. Academic Press. Harcourt Brace and Company publishers, London U.K. pp 214-219.

[5] Insam H.; Haselwandter K. (1989). *Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession*. Oecologia 79: 174-178.

[6] Nelson D.W.; Sommers L.E. (1982). *Total carbon, organic carbon, and organic matter*. In Methods of soil analysis, part 2: Chemical and microbiological properties, ed. A. L. Page, et al., 2nd ed., 539–79. Madison, WI: ASA-SSSA.

[7] Echeverría, H.E., N. San Martín, y R. Bergonzi. 2000. *Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos*. Cien. Suelo 18: 9-16

[8] Liu F; Mitchell C.C.; Odum J.W.; Hill D.T.; Rochester E.W. (1998). *Effects of swine lagoon effluent on chemical properties of a loamy sand*. Bioresource Technology 63:65–73.

[9] Turner J.C.; Hattey J.A.; Warren J.W.; Penn C.J. (2010). *Electrical Conductivity and Sodium Adsorption Ratio Changes Following Annual Applications of Animal Manure Amendments*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 41:9, 1043-1060.

[11] Rai A.K.; Basak N.; Dixit A.K; Rai S.K.; Das S.K.; Vance E.D.; Brookes P.C.; Jenkinson D.S. (1987). *An extraction method for measuring soil microbial biomass C*. Soil Biol. Biochem. 19: 703-707.

[12] Anderson T.H.; Domsch K.H. (1990). *Application of ecophysiological quotients ( $q_{CO_2}$  and  $q_D$ ) on microbial biomasses from soils of different cropping histories*. Soil Biol. Biochem. 22(2): 251-255.

[13] Bauhus J.; Pare D.; Cote L. (1998). *Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and activity in a southern boreal forest*. Soil Biol. Biochem. 30:1077-1089.

[14] Irshad M.; Honna T.; Yamamoto S.; Eneji A.E.; Yamasaki N. (2005). *Nitrogen Mineralization Under Saline Conditions*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 36:11-12, 1681-1689.

[15] Laura R.D. (1977). *Salinity and nitrogen mineralization in soil*. Soil Biology and Biochemistry, Vol. 9 (5) 333-336. ISSN 0038-0717.

**El trabajo puede ser presentado en modalidad oral: No**