



XXVI

Congreso Argentino
de la Ciencia del Suelo

Suelo: Legado social de edición limitada

Tucumán 2018

COMISIÓN 6

Contaminación del suelo
y calidad del medio
ambiente



COMISIÓN 6: Contaminación del suelo y calidad del medio ambiente

C6P1. BIOMONITOREO DE LA CALIDAD DEL COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS DE MATADERO Y DE LODOS DE SEDIMENTACIÓN

Altamirano, Fanny. E.; Zankar, Graciela del C.; Quintar, Samir y Puca Saavedra, Carina F.

C6P2. TRANSFORMACIÓN DE LOS RESIDUOS DE MATADERO CON MICROORGANISMOS EFICIENTES PARA SU APROVECHAMIENTO EN AGRICULTURA

Altamirano, Fanny E.; Zankar, Graciela del C.; Boccardo, Roberto J.; Quintar, Samir; Ortega, y Vidaurre, Juan

C6P3. INFLUENCIA DEL RIEGO CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA OLIVARERA SOBRE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS-QUÍMICAS DEL SUELO. EXPERIMENTO EN MACETAS

Alurralde, Ana Lilia; Di Barbaro, María Gabriela; Gómez, Patricia Elizabeth; González Basso, María Valeria; Espeche Acosta, Eliana Ruth; Sasovsky, Romina Flavia y Rizo, Melisa Gisell

C6P4. EMISIONES DE OXIDO NITROSO EN PLANTACIONES DE *Eucalyptus grandis* EN ENTRE RIOS

Álvarez, Carina R.^{*1}; Lupi, Ana²; Romaniuk, Romina²; Rimski Korsakov, Helena¹; Fernández, Patricia L.¹; Ciarlo, Esteban¹; Cosentino, Vanina² y Steinbach, Haydée¹

C6P5. APLICACIÓN DE CAMA DE POLLO CON FINES AGRONÓMICOS EN UN SISTEMA SUELO CULTIVO DE MAÍZ

Amín, María S.; Degioanni, Américo y Chilano, Yanina

C6P6. EFECTO DE LA MEZCLA DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LAS EMISIONES DE N₂O EN SISTEMAS AGRÍCOLAS

Azich, Pablo E.; Restovich, Silvina B.; Vangeli, Sebastian; Posse, Gabriela; Camarasa, Jonatan N. y Dalpiaz, María J

C6P7. CAMA PROFUNDA EN PRODUCCIÓN PORCINA: EFECTO SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO

Banegas, Natalia; Viruel, Emilce; Bottegal, Diego; Garrappa, Gabriela; Zimerman, María y Maza, Marianela

C6P8. VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE GLIFOSATO EN SUELOS DE CÓRDOBA

Becerra, M. Alejandro; Hang, Susana y Rampoldi, E. Ariel

C6P9. DEGRADACIÓN COMPARATIVA DE PLAGUICIDAS EN SUELOS CON DIFERENTE HISTORIA DE USO DEL CINTURÓN HORTÍCOLA DE LA PLATA

Cabrera, Sonia M.; Zubillaga, Marta S. y Montserrat, Javier M.

C6P10. PLAGUICIDAS EN EL PERFIL DEL SUELO. COMPARACIÓN DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Caprile, Ana Clara; Andriulo, Adrian E.; Sasal, Maria Carolina y Repetti, María Rosa

C6P11. COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y DE ASERRADEROS EN EL VALLE ÁRIDO DE CHILECITO (LA RIOJA)

Cherbiy-Hoffmann, Silvana U.; Figuerola, Patricia I. y Valdez, Jesús D.

C6P12. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA MEDICIÓN A CAMPO DE ÓXIDO NITROSOS DESDE SUELOS

Cosentino, Vanina R. N.; Romaniuk, Romina I.; Lupi, Ana M.; Rimski Korsakov, Helena; Álvarez, Carina R. y Ciarlo, Esteban

C6P13. EVOLUCION DE VARIABLES FISICOQUIMICAS EN UN SUELO BAJO RIEGO CON EFLUENTES TRATADOS EN ING JACOBACCI

Cremona, Maria V.; Riat, Martha C.; Tanzer, Laura; Velazco, Virginia; Sanchez, Matias y Magnin, Santiago



C6P14. ESTUDIO DE LA DINAMICA DE NUTRIENTES Y METALES EN SUELOS DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO

De Siervi, Marcelo; Arreghini, Silvana y Fabrizio de Iorio, Alicia

C6P15. PARÁMETROS QUÍMICOS DE SUELOS AGRÍCOLAS ANTE LA APLICACIÓN DE PURINES DE CERDOS

Dionisi, Carla; Rubenacker, Andrea; Juarez, Valeria y Ceppi, Silvia

C6P16. DETERMINACIÓN DEL EFECTO DE SOLVENTES ORGÁNICOS SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO UTILIZANDO CALORIMETRÍA ISOTÉRMICA

Dominguez, A. Nicolás; Schabes, Fanny I. y Sigstad, E. Elizabeth

C6P17. DETERMINACIÓN DEL COCIENTE CALORESPIROMÉTRICO (p / rCO_2) DE SUELOS TRATADOS CON SOLVENTES ORGÁNICOS

Dominguez, A. Nicolás; Schabes, Fanny I. y Sigstad, E. Elizabeth

C6P18. CARACTERIZACIÓN DE UN RESIDUO AGROINDUSTRIAL PARA SU UTILIZACIÓN COMO ENMIENDA ORGÁNICA

Duval, Matias E.; Martínez, Juan M.; García, Ramiro J.; Pandolfo, Claudio E.; Presotto, Alejandro D.; Piñeiro, Andrea y Miravalles, Marta T

C6P19. OCURRENCIA Y CONCENTRACION DE GLIFOSATO EN ROTACIONES AGRICOLAS SOBRE SUELOS MOLISOLES EN EL SUDOESTE CHAQUEÑO

Luzzi, J.I.; Aparicio, V.C.; Ledda, A.R. y Borelli, V.

C6P20. DETERMINACION DE GLIFOSATO-AMPA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS BAJO ROTACION AGRICOLA EN SUELOS MOLISOLES DEL SUDOESTE CHAQUEÑO

Luzzi, J.I.; Aparicio, V.C.; Ledda, A.R.; Sauer, V.M. y Borelli, V.

C6P21. BIOENSAYOS COMO PRUEBA DE MADUREZ EN UN COMPOST DE BIOSÓLIDOS PRODUCIDO EN BARILOCHE

Madaschi, Candela; Gonzalez-Polo, Marina y Satti, Patricia

C6P22. CÁSCARAS DE GIRASOL BIOTRANSFORMADAS Y SU POTENCIALIDAD DE USO COMO ENMIENDAS ORGÁNICAS

Moisés, Juliana; Martínez, Juan Manuel; Duval, Matías E., Iglesias, Julio O. y Galantini, Juan A

C6P23. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES BIOTRANSFORMADOS DESTINADOS A LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Moisés, Juliana; Beltran, Marcelo y Galantini, Juan A

C6P24. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y EVALUACIÓN DEL EFECTO DE EXTRACTOS DE RAC SOBRE EL CRECIMIENTO DE *THITONIA TUBAEFORMIS*

Núñez, María; Ramos, A. Macarena; Tortora, M. Laura; Leggio, M. Fernanda; Romero, Eduardo y Digonzelli, Patricia

C6P25. EFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE EL FLUJO DE ÓXIDO NITROSO EN EL CHACO SUBHÚMEDO

Osinaga, Natalia; Álvarez, Carina y Taboada, Miguel

C6P26. EMISIONES INVERNALES Y ESTIVALES DE ÓXIDO NITROSO EN NATRACUOLES CON Y SIN PROMOCIÓN DE *LOTUS TENUIS*

Perez, Mónica G.; Cosentino, Vanina R.N.; Romaniuk, R.; Bailleres, Matías; Otondo, José; Alves, Bruno; Taboada, Miguel y Costantini, Alejandro

C6P27. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN SUELOS CON AGREGADO DE EXCRETAS BOVINAS EN CONDICIONES AMBIENTALES CONTRASTANTES



Perez, Mónica G.; Cosentino, Vanina. R.N.; Romaniuk, Romina.; Bailleres, Matías; Otondo, José; Alves, Bruno; Taboada, Miguel y Costantini, Alejandro

C6P28. EMISIONES DE N₂O PROVENIENTES DE DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS Y SU RELACIÓN CON LOS FACTORES AMBIENTALES

Petrasek, Marcos R. y Bonvecchi, Virginia E

C6P29. MATERIALES PARENTALES DE LOS SUELOS Y SU RELACIÓN CON FLUOROSIS E HIDROARSENISMO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS. TUCUMÁN

Puchulu, María Elena; Falcón, Carlos; Pary, Juan P.; Heilbron, Constanza; Alderete, Mayra; Lobo, Miguel; Ovejero Ramona y Marcial, Enzo.

C6P30. COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES URBANOS DESTINADO A MEJORAR SUELO EN MEZCLAS CONCENTRADAS Y DILUÍDAS

Ringuelet, Ariel; Rollán, A.; Koritschner, J. y Blarduni, V.

C6P31. EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL DE TAMBO EN VERDEOS DE INVIERNO

Romay, Catalina; Losinno, Beatriz N. y Urricariet, Susana.

C6P32. ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL Y PÉRDIDAS DE FOSFORO Y NITRÓGENO ASOCIADAS A SECUENCIAS DE CULTIVO EN SIEMBRA DIRECTA

Seehaus, Mariela; Emmanuel, Gabioud; Van Opstal, Natalia; Oszust, José D.; Wilson, Marcelo; Beghetto, Stella y Sasal, Maria C.

C6P33. PRESENCIA DE PLOMO EN SUELOS DE USO GANADERO EN ABRA PAMPA, JUJUY

Torres, Carlos G.; Diez Yarade, Laura G.; Fernández, Gabriela S. y Torres, Pablo N

C6P34. EFECTOS DE GLIFOSATO SOBRE *EISENIA FETIDA* EN UN SUELO DE ENTRE RÍOS

Turín, Brenda; Hernández, Juan Pablo; Cerana, Jorge y Lallana, María del Carmen.

C6P35. CARACTERIZACIÓN DE ÁREAS DE APOORTE EN UNA CUENCA HIDROGRÁFICA PARA EL MONITOREO DE PLAGUICIDAS EN AGUA SUPERFICIAL

Van Opstal, Natalia V.; Galizzi, Flavio; Sasal, María C.; Gagnetten, Ana M.; Wilson, Marcelo G.; Gabioud, Emmanuel A. y Seehaus, Mariela S

C6P36. NITRÓGENO Y FOSFORO EN AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA EN SECUENCIA MAÍZ-TRIGO/SOJA A ESCALA DE MICROCUENCA

Van Opstal, Natalia V.; Seehaus, Mariela S.; Gabioud, Emmanuel A.; Oszust, José D.; Wilson, Marcelo G. y Sasal, Maria C.

C6P37. ¿CÓMO AFECTAN LOS CULTIVOS DE COBERTURA LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO DEL CULTIVO POSTERIOR?

Vangeli, Sebastián; Restovich, Silvina; Azich, Pablo y Posse, Gabriela

C6P38. PANORAMA ACTUAL DEL USO DE RELLENOS SANITARIOS EN ETAPA POST-CLAUSURA Y ALTERNATIVAS DE INNOVACIÓN

Zubillaga, Marta Susana; García Serra, Julieta; Zubillaga, M. Mercedes y Branzini, Agustina



C6P1. BIOMONITOREO DE LA CALIDAD DEL COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS DE MATADERO Y DE LODOS DE SEDIMENTACIÓN

Altamirano, Fanny. E.¹; Zankar, Graciela del C.¹; Quintar, Samir² y Puca Saavedra, Carina F.¹

¹Facultad de Cs Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. S. S. de Jujuy-Argentina- ²PROYAJO S.A
microbio.microbio@yahoo.com.ar

RESUMEN

Se implementó un bioensayo con semillas de rabanito (*Raphanus sativus*) con el objeto de caracterizar la aptitud agrícola de un compost, obtenido a partir del vermicompostaje de residuos sólidos de matadero (Humus), y de los lodos sedimentados extraídos de una laguna de tratamiento de efluentes líquidos de matadero, al que se denominó Sólidos (S). Ambos sustratos, tratados con microorganismos eficientes (ME), fueron analizados en sus variables fco-qcas para ser usados posteriormente, tanto en forma pura como combinados con tierra en diferentes proporciones. La conductividad eléctrica (Ce) presentó valores elevados pero no incidió de modo negativo en la germinación ni en el desarrollo de las plántulas en los primeros días de crecimiento. Previo a la fructificación las plántulas del sustrato puro de (S) mostraron mayor desarrollo de la biomasa aérea. Se concluye que ambos sustratos son aptos para su uso en agricultura.

Palabras claves: bioensayo, compost, lodos.

INTRODUCCIÓN

El monitoreo de la calidad de suelos y de sustratos en los bioensayos de toxicidad con semillas, permiten evaluar los efectos fitotóxicos en el proceso de germinación, crecimiento de la raíz y de las plántulas durante los primeros días de crecimiento (Gariglio *et al.*, 2002; Reijs *et al.*, 2003; De los Rios *et al.*, 2015). En dichos estados ocurren procesos biológicos que pueden alterarse por la presencia de alguna sustancia tóxica, siendo por lo tanto etapas de gran sensibilidad a los factores adversos externos (Sobrero & Romero, 2004).

El proceso de compostaje permite obtener un producto de calidad con gran potencial de reutilización en horticultura. La calidad de un compost es afectada por las características de los residuos utilizados, por lo que uno de los pasos fundamentales, previos a la utilización de una enmienda orgánica, es su caracterización físico-química y biológica. La importancia de conocer el pH de un compost radica en su influencia sobre el grado de solubilidad de los nutrientes mientras que la conductividad eléctrica determina, en forma indirecta, la concentración de sales solubles (Moreno & Moral Herrero, 2008).

La Tecnología EM (Efficient microorganisms) fue desarrollada en Japón, en la década de los 80, por el Dr Teruo Higa, como una opción viable y sostenible para la producción agrícola y animal, dentro de parámetros orgánicos y biológicos, y para obtener productos de alta calidad y bajo costo, sin afectar el medio ambiente. Esta tecnología ha sido investigada, desarrollada y aplicada en diversos países, entre ellos los EE.UU cuyo Departamento de Agricultura incluyó a todos los microorganismos presentes en los EM dentro de la categoría de G.R.A.S (Generally Recognized As Safe), o sea seguros para el medio ambiente. Desde hace años, los EM son utilizados en el sector agropecuario, tanto en suelos como en cultivos, en el tratamiento de residuos orgánicos y aguas servidas, en la reducción de plagas (moscas), en la eliminación de malos olores, etc. (Higa & Chinen, 1998).

En los sistemas de tratamiento de aguas residuales, los EM descomponen la fracción orgánica a compuestos más simples y menos tóxicos, destruyen patógenos, estabilizan el sistema y reciclan el agua para uso agrícola y ambiental. En este proceso se generan lodos de sedimentación (Metcalf & Eddy, 1995).

En el tratamiento de lodos, El-Monayeri *et al.* (2007) aseguran que los EM tienen una alta capacidad para estabilizar la materia orgánica compleja, ya que invierten el proceso de putrefacción anaeróbica a otro fermentativo. Por otra parte, Nars (2010) encontró que los EM disminuyen en un 63% el volumen de los lodos en que son aplicados.

En el matadero del Frigorífico Proyajo S.A (Perico, Prov. de Jujuy), los residuos sólidos y los efluentes, resultantes de las faenas, son tratados con EM para ser transformados en productos útiles para la agricultura y para minimizar problemas de contaminación ambiental.

El objetivo de este estudio fue evaluar, mediante un bioensayo, la calidad del humus y del lodo, obtenidos del tratamiento de residuos sólidos de matadero con EM y determinar su aptitud agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

El bioensayo se realizó en el vivero de PROYAJO S.A, con plantas de rabanito (*Raphanus sativus*) y muestras de humus y lodos.

Los residuos sólidos fueron tratados con EM durante su compostaje y luego transferidos a cunas de lombrices, obteniéndose un humus (H) de alta calidad. Por su parte, los efluentes líquidos fueron contenidos en una laguna y tratados con EM, obteniéndose a través del tiempo lodos de sedimentación (S). Estos lodos son posteriormente recuperados para su aplicación como enmienda o fertilizante orgánico. Las características físico-químicas de H y S se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Valores físico-químicos del humus y lodos

	pH (1:2,5)	Ce dS.m ⁻¹	Mo %	Nt %	P mg.kg ⁻¹	K cmol(+).kg ⁻¹	Ca cmol(+).kg ⁻¹	Mg cmol(+).kg ⁻¹	Na cmol(+).kg ⁻¹
Humus (H)	6,81	3,16	22,39	1,00	362	3,98	62,7	32	3,33
Lodos (S)	6,65	5,43	8,6	0,12	38	1,03	22,95	11,87	15,50

Ambos sustratos (H y S), se emplearon al 100% y mezclados con tierra (T), en diferentes proporciones: S-T 20:80%; S-T 50:50%; S-H 20:80% y S-H 50:50%.

La siembra se realizó en cajones, con semillas proporcionadas por el encargado del vivero (Ing. M.A. Diaz). El seguimiento del ensayo se efectuó hasta fructificación. En esta primera etapa del bioensayo se evaluó porcentaje de germinación, desarrollo de plántulas y se hizo observación de anomalías por toxicidad y de inicio de fructificación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los 7 días de la siembra, se registró un 100% de germinación en todos los casos (Figura 1), efectuándose un raleo de plántulas en los días subsiguientes para facilitar la fructificación.



Figura 1: Emergencia a los 7 días en los tratamientos con lodo (S).

En días posteriores, las plántulas no mostraron diferencias en su crecimiento y tampoco se observaron signos de toxicidad. Previo a la fructificación, se registró un importante incremento de la biomasa para el tratamiento S al 100% (Figuras 2 a y b).



Figura 2: Biomasa previa fructificación en distintas proporciones de lodos (S) **a)** y humus (H) **b).**

La fructificación se manifestó en forma simultánea en todos los sustratos (Figuras 3, a y b).



Figura 3: Fructificación en distintas proporciones de lodos (sólidos) **a)** y Humus (H) **b).**

En las etapas de mayor sensibilidad, como germinación y desarrollo de plántulas (Gariglio *et al.*, 2002; Reijs *et al.*, 2003; De los Rios *et al.*, 2015), no se registraron efectos de toxicidad. Por otra parte, los valores de conductividad eléctrica y sodio intercambiable de los sustratos no tuvieron incidencia en las distintas etapas de esta especie hortícola.

Los resultados logrados, en esta primera etapa del bioensayo, confirman lo expresado por Metcalf & Eddy (1995), El-Monayeri *et al.* (2007) y Nars (2010), en cuanto al beneficio de tratar con EM los residuos sólidos, aguas y lodos, ya que los transforman en productos útiles tanto para uso agrícola como ambiental.

CONCLUSIONES

El marcado deterioro de los suelos repercute en la disminución de su capacidad productiva, lo que hace necesario desarrollar y aplicar técnicas conducentes a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas. Entre dichas técnicas se destaca el compostaje de residuos orgánicos, pero la calidad del compost depende de los residuos utilizados por ello es necesario caracterizarlos en cuanto a sus propiedades físico-químicas y biológicas. En el caso de los lodos y humus con aplicación de microorganismos eficientes, mostrados en este trabajo, se puede certificar la aptitud de estos sustratos para su uso agrícola.

AGRADECIMIENTOS

Este bioensayo fue desarrollado con el apoyo del director de PROYAJOS SA, Ing. S. Quintar en virtud del Acuerdo de Cooperación y Asistencia técnica firmado con la Facultad de Cs. Agrarias (UNJu). También se agradece al personal del vivero de PROYAJOS, Ing. Agr Miguel Angel Diaz, Cristian Espinosa y Bernardino Fernandez.



BIBLIOGRAFÍA

- De los Rios, AM; MN Clozza; TA Franger; GR Garrido; DR Leiva; AV Amato & T Ferrón. 2015. Indices de germinación y elongación radical de especies vegetales hortícolas y ornamentales para el biomonitoreo de la calidad de suelos y sustratos. VIIIº Congreso Argentino de Ingeniería Industrial-COINI. http://www.edutecne.utn.edu.ar/coini_2015/coini_2015_trabajos.html. Fecha de consulta: 07/03/18.
- El-Monayeri, D; W Abd El-Rahman & HA Fouad. 2007. The effect of effective microorganisms on anaerobic sludge digestion. Second Ain Shams International Conference on Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Ain Shams University, Cairo, Egypt, 10-12 April 2007.
- Gariglio, NF; MA Buyatti; RA Pilatti; DE Gonzales Rossia & MR Acosta. 2002. Use of a germination bioassay to test compost maturity of willow (*Salix* sp) sawdust. New Zealand J. Crop Hort. Sci., 30: 135-139.
- Higa, T. & Chinen, N. 1998, EM Treatments of Odor, Waste Water and Environmental Problems. College of Agriculture, University of Ryukyus, Okinawa, Japan.
- Metcalf & Eddy, Inc. 1995. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización, Mc Graw- Hill 3ª ed. Madrid, 1505 pp.
- Moreno Casco, J & R Moral Herrero. 2008. Compostaje. Editorial Mundi Prensa. Madrid 571 pp.
- Nars, A. 2010. The Effect of using microorganisms on sludge reduction in waste water treatment plant. Fourteenth International Water Technology Conference, IWTC 14 2010, Cairo, Egypt.
- Reijs, JW; WH, Meijer; EJ Bakker & EA Lantinga. 2003. Explorative research into quality of slurry manure from dairy farms with different feeding strategies. NJAS-Wageningen. Journal of Life Sciences, 51(1-2): 67-89.
- Sobrero, MC & A Ronco. 2004. Ensayo de toxicidad aguda en semillas de lechuga (*Latuca sativa* L.). En: Castillo, G. (Ed). Ensayos Toxicológicos y métodos de Evaluación de Calidad de Aguas. Ottawa, Canadá pp 71-79.



C6P2. TRANSFORMACIÓN DE LOS RESIDUOS DE MATADERO CON MICROORGANISMOS EFICIENTES PARA SU APROVECHAMIENTO EN AGRICULTURA

Altamirano, Fanny E¹; Zankar, Graciela del C.¹; Boccardo, Roberto J.¹; Quintar, Samir²; Ortega, Rodolfo² y Vidaurre, Juan²

¹Fac. de Cs Agrarias, Univ. Nac. de Jujuy. Alberdi 47- S. S. de Jujuy. Argentina -²PROYAJOS A
microbio.microbio@yahoo.com.ar

RESUMEN

En busca de alternativas tecnológicas para tratar los residuos sólidos y efluentes de matadero se ha desarrollado la Tecnología EM (Effective Microorganisms), que es aplicada en PROYAJOS S.A. de Perico-Jujuy-Argentina. El objetivo fue transformar los residuos de matadero por medio de la utilización de EM en productos útiles, con el fin de disminuir la contaminación ambiental. Los efluentes son tratados biológicamente en lagunas y los residuos sólidos compostados con EM, son pasados por lombrices obteniéndose un producto de alta calidad para uso agrícola. La evolución de los efluentes se hace a través de la medida del DBO₅, DQO y pH. Las aguas purificadas a través de esta biotecnología son aptas para riego.

Palabras claves: residuos sólidos, efluentes, microorganismos eficientes

INTRODUCCIÓN

Los residuos de mataderos producen serios problemas de contaminación si no son manejados adecuadamente. La utilización de desechos de la faena del ganado porcino y vacuno, con una tecnología adecuada, proporciona una amplia gama de subproductos que pueden ser útiles en diversos campos, como la industria alimenticia, alimento animal, nutrición vegetal, etc. Si bien existe suficiente información sobre el tratamiento de aguas residuales municipales, de alcantarillas y de efluentes de granjas, hay poca relativa al reciclaje de los residuos sólidos de mataderos. En la Expo-Americar, evento realizado en 2013 en Rosario (Argentina), la Ing. Carmen Arancibia, en su conferencia sobre “Industria y temas ambientales”, se refirió a la complejidad del sistema de lagunas para tratar los efluentes pero sin hacer alusión respecto a los residuos sólidos. En países como Chile y Colombia, los residuos de matadero son utilizados para compostaje y lombricultura. El compostaje es una compleja interacción entre los restos orgánicos, los microorganismos, la aireación y la producción de calor, constituyendo una forma racional de tratar los mismos.

Hoy en día la necesidad de minimizar residuos, así como su disposición adecuada y segura, son aspectos de suma importancia que han llevado a la búsqueda de alternativas tecnológicas. Variados sistemas de tratamiento biológico se han diseñado para el tratamiento de aguas residuales de matadero, existiendo numerosos informes a escala piloto y real para el uso de la tecnología anaerobia por sus bajos costos de operación y su alta eficiencia de tratamiento (Massé & Massé, 2000; Mittal, 2006).

La tecnología EM, desarrollada en la década de los 80's por el Dr Teruo Higa (Univ. Okinawa, Japon), ofrece un método muy eficiente y económico de sanear el medio ambiente de forma sostenible (Higa & Chinen, 1998). La aplicación de EM constituye una nueva opción para la agricultura, en enmiendas orgánicas y compostaje (Fioravanti *et al.*, 2005), para el tratamiento de las aguas servidas (Namsivayam *et al.*, 2011) y en otros problemas ambientales (Toc Aguilar, 2012).

En Jujuy (Argentina), la tecnología EM es desarrollada y aplicada desde hace cinco años en el Matadero de PROYAJOS S.A. Los primeros avances del tratamiento de los efluentes y residuos sólidos fueron presentados en la IX Reunión de Biología del Suelo (Rebios 2013) (Altamirano *et al.*, 2013).

La proliferación y viabilidad de los microorganismos es afectada por diversos factores como pH, temperatura y oxígeno, entre otros (Brock *et al.*, 1992), influyendo en consecuencia sobre la actividad de los EM; por ello se debe tener en cuenta que la depuración de lagunas que contienen efluentes, es más lenta en la época invernal y así evitar sobrecargas y mal funcionamiento.



El objetivo de este trabajo fue transformar los residuos de matadero por medio de la utilización de EM en productos útiles, con el fin de disminuir la contaminación ambiental producida por la disposición actual de dichos residuos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en el Frigorífico PROYAJA SA (Perico-Prov. de Jujuy).

Tratamiento de Efluentes Líquidos

Durante el período Enero-Agosto 2017, los efluentes líquidos como sangre, agua de lavado y evisceración resultantes de las faenas del matadero, son contenidos y tratados con EM en una única laguna (denominada Laguna 1).

En agosto, una vez completada la capacidad de la Laguna 1, para cotejar la acción de los EM se tomaron dos muestras compuestas, una en la zona del ingreso diario del efluente (muestra 1) y otra en el sitio opuesto al mismo (muestra 2).

Para eficientizar el proceso de transformación de los efluentes de la Laguna 1 y poder estimar su tiempo de purificación sin nuevo agregado de EM, los mismos se trasvasan en una segunda laguna (denominada Laguna 2), de reciente habilitación. El trasvasado permite eliminar los lodos sedimentados de la Laguna 1 y habilitarla para recibir y tratar nuevos efluentes.

En el período Setiembre 2017-Enero 2018 se tomaron muestras de la Laguna 1, de la Laguna 2 y del efluente de la salida de cámara del matadero (muestra testigo) para analizar comparativamente la evolución de los respectivos efluentes a través del DBO₅, DQO y pH. Las muestras obtenidas fueron analizadas en el laboratorio LABCYM (Prov. de Salta).

Tratamiento de los Residuos Sólidos

Pezuñas, pelos, restos de cuero y sangre son depositados en el suelo, rociados con EM 10% y cubiertos con una capa de polvo de tabaco, proceso que se repite hasta formar camas de 50 m de largo x 1m de ancho x 0,80m de alto. Transcurridos 7-10 días, las camas se voltean y rocían con EM 2%. Cuando los residuos sólidos alcanzan cierto grado de transformación, se los traslada a un sitio próximo para su compostaje definitivo.

En el transcurso del compostaje se controla humedad, temperatura y se practican volteos semanales, rociando en cada oportunidad con EM 2% hasta que la temperatura desciende, momento en el que se suspende la aplicación de EM, dejando que el proceso de maduración continúe. Concluida esta etapa se traslada el producto a las cunas de lombrices. El análisis microbiano del humus obtenido se realizó en el laboratorio de microbiología de suelos (LABMISU) de la FCA-UNJu.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de las muestras tomadas en Agosto de 2017, en dos sitios diferentes de la Laguna 1 (Tabla 1), indican una reducción del DBO₅ en la muestra 2 respecto a la muestra 1, debido a que en la zona de ingreso el aporte de material orgánico fresco ocurre diariamente (de lunes a viernes-sábado, según las faenas programadas), mientras que en la zona opuesta los EM llevan mayor tiempo de actividad.

Tabla 1: Valores registrados en dos sitios opuestos de la Laguna 1

Laguna 1	pH UpH	DBO ₅ mg/l	DQO ml/l
Muestra 1	8,6	81	340
Muestra 2	8,6	70	303

Si bien se esperaba una mayor diferencia de DBO₅ entre ambas muestras, se debe tener en cuenta que las bajas temperaturas registradas durante el período invernal no son óptimas para la actividad microbiana (Brock *et al.*, 1992). Esto tiene también correlación con el valor de pH, que no registra diferencias entre ambas muestras.

La Laguna 1 al inicio del tratamiento presenta sólidos en suspensión de color ligeramente grisáceo y olor propio al proceso de transformación (Figura 1), mientras que estas características se redujeron considerablemente al finalizar el primer semestre de 2017 (Figura 2).



Figura 1: Laguna 1 al inicio del tratamiento con ME (primer semestre 2017).



Figura 2: Laguna 1 al final del tratamiento con ME (primer semestre 2017).

El proceso de extracción de los lodos sedimentados de Laguna 1 se extendió por más de 40 días, por factores climáticos adversos y por su volumen requirió de maquinaria pesada (Figura 3). El lodo extraído fue depositado a cielo abierto para su estabilización antes de ser incorporado a las cunas de lombrices (Figura 4).



Figura 3: Proceso de extracción del lodo sedimentado de la Laguna (1).



Figura 4: Lodo seco para vermicompostaje.

Los resultados del análisis de las muestras obtenidas, en Enero de 2018, de la Laguna 1, Laguna 2 y de la salida de cámara (Tabla 2), corresponden a una época del año con temperaturas más favorables para la actividad de los EM.

Tabla 2: Valores correspondientes al muestreo realizado en Lagunas 1 y 2, y en salida de cámara.

	pH	DBO ₅	DQO
	UpH	mg/l	ml/l
Laguna 1	7,6	82	328
Laguna 2	9,2	<5	92
Salida cámara	6,8	1031	> 1500

Se observa una gran diferencia en el DBO_5 (82 mg/l) de Laguna 1 con respecto al efluente de salida de cámara tomado como testigo (1031 mg/l), lo que indica la efectividad de los EM en Laguna 1, donde llevan 2-3 meses de actividad (Brock *et al.*, 1992). Por su parte, la muestra testigo refleja el valor de DBO_5 que adquiere el efluente sin tratamiento biológico.

En la Laguna 2, el DBO_5 (< 5 mg/l), evidencia la efectividad del tratamiento microbiano aplicado y que las aguas tratadas son aptas para ser utilizadas con fines de riego (Figura 5).



Figura 5: Aspecto de la Laguna 2 al final del proceso de maduración.

La comparación de los valores de DBO_5 entre las muestras de ambas lagunas y el testigo (Tabla 2) corroboran lo expresado por Higa & Chinen (1998), en lo referente a la efectividad de esta biotecnología.

Se puede observar que los valores del DBO_5 en la Laguna 1, en el primer y segundo semestre, alcanzaron valores semejantes (70-82 mg/l) pero en tiempos diferentes (6 y 3 meses respectivamente), esto es debido a la influencia favorable de la temperatura registrada en el segundo semestre que incide sobre la dinámica microbiana (Brock *et al.*, 1992).

En cuanto al tratamiento de los residuos sólidos, el rociado con EM y la cobertura con polvo de tabaco permiten disminuir olores y moscas en el área de compostaje (Figuras 6 a y b).



Figuras 6: a) Camas de tratamiento de los Residuos sólidos, con ME y polvo de tabaco. b) Residuos sólidos en última etapa de compostaje.

El análisis microbiano del humus obtenido del vermicompostaje ofrece una riqueza microbiana (Tabla 3) que garantiza su aprovechamiento en la agricultura. Se observa un buen porcentaje de bacterias de promotoras del crecimiento



vegetal, especialmente las relacionadas con el control biológico y las solubilizadoras de fósforo. Cabe destacar que de este humus se capturan los microorganismos eficientes para desarrollar la biotecnología aplicada.

Tabla 3: Análisis microbiano del lombricompuesto.

Heterótrofos	NMP			Bacterias		
	Celulolíticos	Fijadores libres de N	Solubilizadores de Fósforo	Gram (-)	Gram (+)	Esporuladas
4,2 x 10 ¹⁰ UFC	10,9 x10 ⁴ UFC	5,7 x 10 ² UFC	2,93 x 10 ⁴ UFC	98 %	3%	2,4 %
Bacterias Promotoras del Crecimiento Vegetal						Actinomices
Relacionadas al Control Biológico		Con Propiedades específicas	Productoras de AIA y/o análogos			
33%		2,6 %	12 %		7 %	

CONCLUSIONES

La investigación y desarrollo de la tecnología EM ofrece numerosas aplicaciones que se describen como estrategias sostenibles que contribuyen a reciclar los residuos sólidos y líquidos de mataderos en productos útiles. Los objetivos de esta tecnología van más allá de los límites de un matadero ya que es aplicable en distintos ambientes como aguas servidas, compostaje y agricultura entre otros. Es además una tecnología de bajo costo y fácil aplicabilidad que involucra a personas comprometidas con la sanidad ambiental en cualquier nivel. Testimonio de ello es la participación voluntaria de parte del personal del matadero como de otras áreas de PROYAJOS S.A y de la escuela agrotécnica de la zona (Ing. Ricardo Hueda) donde se ha llevado esta inquietud.

AGRADECIMIENTOS

Este bioensayo fue financiado por el director de PROYAJOS SA, Ing. S. Quintar, en el marco del Acuerdo de Cooperación y Asistencia Técnica firmado con la Facultad de Cs. Agrarias (UNJu).

BIBLIOGRAFÍA

- Altamirano, F; G. Zankar; S. Quintar; R. Ortega & J. Vidaurre. 2013. Tratamiento de residuos de matadero con microorganismos eficientes (ME). Experiencia piloto. IX Reunión Nacional Científico Técnica de Biología de Suelos – I Congreso Nacional de Biología Molecular de Suelos. Sgo. del Estero. Argentina
- Brock, TD. & MT Madigan. 1992. Microbiología. 6° ed. Prentice Hall. Hispanoamericana S.A. México.
- Fioravanti, M.; N. Vega; C. Hernández; S. Okumoto & J. Yeomans. 2005. Eficiencia de los microorganismos eficaces (EM) en la estabilización de lodos sépticos para su uso agrícola. *Tierra Tropical* 1 (1): 69-76
- Higa, T. & N. Chinen. 1998. EM Treatments of Odor, Waste Water and Environmental Problems. College of Agriculture, University of Ryukyus, Okinawa, Japan.
- Massé DI & L Masse. 2000. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater. *Can. Agric. Eng.*, 42:139-146
- Mittal, GS. 2006 Treatment of wastewater from abattoirs before land application a review. *Bioresour. Technol.*, 97:1119-1135.



C6P3. INFLUENCIA DEL RIEGO CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA OLIVARERA SOBRE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS-QUÍMICAS DEL SUELO. EXPERIMENTO EN MACETAS

Alurralde, Ana Lilia^{1,2}; Di Barbaro, María Gabriela¹; Gómez, Patricia Elizabeth¹; González Basso, María Valeria¹; Espeche Acosta, Eliana Ruth¹; Sasovsky, Romina Flavia¹ y Rizo, Melisa Gisell¹.

¹Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Catamarca. Maestro Quiroga 23. ²Dirección Provincial de Agricultura Ministerio de Producción. Código Postal 4700. San Fernando del Valle de Catamarca. ani_animal@hotmail.com

RESUMEN

En la industrialización del aceite de oliva el 80% de la materia prima molida se convierte en alperujo, un residuo constituido por la fracción sólida y el agua de vegetación de la aceituna procesada. El alperujo tiene alto contenido de humedad (50-70%), es rico en materia orgánica, grasas y compuestos fenólicos y su acumulación provoca importantes problemas ambientales. Por cada tonelada de aceite producido se generan 4 tn de alperujo que contiene alrededor 2,8 m³ de agua. El aprovechamiento de los subproductos industriales supone un beneficio económico y ambiental. Realizar compost con alperujo es una alternativa interesante y de gran aprovechamiento por el sector agrícola. Por otra parte, al mezclar un compost de alperujo de aceituna con agua y cultivarlo durante un período limitado ya sea aireado, o no, podemos producir té de compost. El cual, es un líquido con nutrientes, bacterias, hongos, nemátodos y protozoos utilizados en numerosos sistemas agrícolas por sus beneficios sanitarios y nutritivos. El agua de vegetación, es el líquido acuoso residual que se obtiene al procesar la aceituna para obtener el aceite de oliva proveniente del alperujo; previamente tratada para disminuir el contenido graso y las sustancias fenólicas, que reúne las características físico químicas para ser aprovechada como una fuente alternativa de agua para el riego de cultivos con tolerancia a la salinidad de moderada a buena. El objetivo de éste trabajo fue evaluar el efecto del riego con te de compost y agua de vegetación en las características físico-químicas de suelo dispuesto en macetas. Se utilizaron macetas de 1.000 cm³, con suelo arenoso franco. Se regó cada 4 días durante dos meses, (50 cc) con agua corriente como testigo (T1), te de compost al 25% (T2) al 50% (T3), al 75% (T4) y con agua de vegetación (T5). Las variables analizadas en el sustrato fueron: carbono oxidable total (COT; %), nitrógeno total (NT; %); fósforo extractable (Pe; ppm); potasio intercambiable (Ki; meq 100 g⁻¹) potasio y sodio solubles (Ks; meq l⁻¹) y (Na; meq l⁻¹); calcio+magnesio soluble (Ca+Mg; meq l⁻¹), conductividad eléctrica (CE; dS m⁻¹), relación absorción sodio (RAS), potencial hidrógeno (pH), capacidad de intercambio catiónico (CIC; meq 100 g⁻¹), densidad aparente (DA; g cm⁻³), humedad (H°; %). Los resultados se procesaron con el software estadístico Infostat. Los tratamientos sólo mostraron diferencias significativas en: CE, manifestando el valor mayor (4,8 dS cm⁻¹) el T1; en el CIC presento el mejor valor (4,95 meq 100 g⁻¹) con el T4; el NT se destacó (0,08%) en T3 y T4 y el Pe fue más alto (9,15 ppm) en T5. El resto de los parámetros evaluados no mostraron diferencias significativas, sin embargo en todos los casos se destacaron frente al T1. El riego con te de compost mejora el CIC y el nivel de N en suelos livianos. Por los resultados obtenidos se estima que los subproductos de la industria olivarera, te de compost y agua de vegetación, podrían utilizarse para el riego ya que su aplicación no alteran negativamente las características del suelo.

Palabras claves: te de compost, alperujo, agua de vegetación.



C6P4. EMISIONES DE OXIDO NITROSO EN PLANTACIONES DE *Eucalyptus grandis* EN ENTRE RÍOS

Álvarez, Carina R.^{*1}; Lupi, Ana²; Romaniuk, Romina²; Rimski Korsakov, Helena¹; Fernández, Patricia L.¹; Ciarlo, Esteban¹; Cosentino, Vanina² y Steinbach, Haydée¹

¹ Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires. ² Instituto de Suelos, CIRN, INTA Castelar. alvarezc@agro.uba.ar

RESUMEN

Los objetivos de este estudio fueron cuantificar las emisiones de N₂O en plantaciones de *Eucalyptus grandis* y en monte nativo, e identificar los factores que las explican. Se trabajó en la Estancia el Potrero de San Lorenzo, Gualaguaychú (Entre Ríos), en suelos con textura gruesa (Are) y media (Arci) con rodales < de 3 años (Joven) y > 4 años (Maduro) y en monte nativo. Las emisiones, los nitratos y la humedad gravimétrica y volumétrica del suelo se midieron, en 12 momentos entre 25/08/16 y 5/10/17. Se utilizó ANOVA y test de Tukey para cada fecha y regresión múltiple. Las emisiones de óxido nitroso variaron entre -11, 6 y 30,8 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Las emisiones promedio de todo el período analizado fueron: 7,53; 2,74; 2,30; -0,35; 1,31 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ para los tratamientos Monte, ArciMaduro, ArciJoven, AreMaduro, AreJoven, respectivamente, sin diferencias significativas entre tratamientos. Solo en una fecha se detectó mayor emisión en el Monte. Los nitratos fue la variable que mejor explicó las tasas de emisión (R² = 0,15). Como conclusión las emisiones registradas fueron bajas y menores que en sistemas agrícolas, independientemente del sistema con monte o bosques cultivados o tipo de suelo.

Palabras clave: Bosques cultivados, cambio climático, GEI

INTRODUCCIÓN

El dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) son los principales gases de efecto invernadero (GEI) emitidos desde sectores no industriales (Ciais & Sabine, 2013). Las emisiones de C y N del suelo contribuyen a incrementar las concentraciones de GEI en la atmósfera. Las prácticas de forestación-reforestación son fomentadas como una alternativa para incrementar el secuestro de carbono y mitigar el cambio climático (Lal, 2004; Negra *et al.*, 2008). Si bien estas prácticas pueden promover la acumulación de carbono en el suelo, podrían a la vez generar condiciones edáficas y ambientales que predisponen la emisión de N₂O. Este gas posee un poder de calentamiento global 265 veces mayor que el CO₂ (Myhre, 2013). La emisión de N₂O procedente de suelos forestales es principalmente el resultado de los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación (Conrad, 2002). Como en la mayoría de los procesos microbiológicos, éstos son afectados por la humedad, temperatura, condiciones edáficas y de manejo. Debido a esto también la emisión de N₂O desde los suelos forestales varía entre estaciones, años o sitios de medición (Brumme *et al.*, 1999; Butterbach - Bahl *et al.*, 2002). La edad, el manejo del rodal y del suelo (preparación de suelo, raleos, entre otros) también afectan la emisión de GEI por el cambio en las condiciones ambientales que se generan en el sotobosque y en el suelo, alterando la disponibilidad de agua, nutrientes y la estructura del suelo (Waterworth & Richards, 2008). No existen hasta el momento mediciones de emisiones de N₂O desde suelos bajo producción forestal en Argentina. Los escasos antecedentes reportados en plantaciones corresponden a cuantificaciones de otros GEI como metano y dióxido de carbono en plantaciones de *Pinus radiata* en las sierras de Tandil (Bernardi *et al.*, 2017). En bosque nativos de la región Chaqueña y de la Yungas también se reportan cuantificaciones de emisiones de metano realizadas por Ontiveros *et al.* (2016). Específicamente en cuanto al óxido nitroso los antecedentes nacionales se refieren a mediciones durante un ciclo de cultivo agrícola, en ganadería o investigaciones realizadas en laboratorio (Picone *et al.*, 2006; Ciarlo *et al.*, 2007 y 2008; Ciampitti *et al.*, 2008; Videla *et al.*, 2010; Alvarez *et al.*, 2012). Esto genera la necesidad de ampliar el conocimiento sobre las relaciones entre las emisiones de GEI y los sistemas de producción forestal actuales en condiciones de campo. Además proporcionará información para la realización de inventarios de GEI a nivel nacional, necesarios para delinear las políticas ambientales y prácticas de manejo de los ecosistemas. Por lo expuesto, los objetivos de este estudio fueron: 1- Cuantificar las emisiones de N₂O en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en rodales de dos edades y dos suelos de textura contrastante, comparándolas con las emitidas por el ecosistema natural del lugar (monte bajo), en Gualaguaychú (Entre Ríos) y 2- Identificar los factores que explican la variabilidad de las emisiones de N₂O.



MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Estancia el Potrero de San Lorenzo, Gualaguaychú, SE de Entre Ríos. La temperatura media anual es de 17,9 °C y la precipitación media anual de 1.100 mm. Para el estudio se seleccionaron situaciones con dos tipos de suelo con textura superficial contrastante: textura gruesa y media. Adicionalmente, sobre ambos suelos se muestrearon rodales de *Eucalyptus grandis* con edades: < de 3 años y > 4 años. Se muestreó una situación de referencia, con vegetación nativa con mínima intervención antrópica y suelo de textura media. Ello resultó en los siguientes tratamientos: Monte nativo (Monte), Arenoso Joven (AreJoven), Arenoso Maduro (AreMaduro), Arcilloso Joven (ArciJoven) y Arcilloso Maduro (ArciMaduro). Se evaluaron 3 lotes de cada situación.

Para medir las emisiones de N₂O se utilizaron 2 cámaras estáticas en cada sitio (repetición del tratamiento) y cada fecha de muestreo. De cada cámara se tomaron 3 muestras, a los 0, 15 y 30 minutos luego del cierre de las mismas y con esos valores se calculó el flujo por unidad de superficie y de tiempo. Las fechas de muestreo fueron: 25/08/16, 21/09/16, 10/11/16, 14/12/16, 29/12/16, 15/2/17, 15/03/17, 4/04/17, 2/05/17, 7/06/17, 22/08/17 y 5/10/17. Al momento de inicio del muestreo (t = 0), sobre la base de hierro se colocó una cubierta de PVC (11.880 cm³) sujeta con bandas elásticas. Las muestras se extrajeron con jeringas y se inyectaron en viales asegurando la purga del aire contenido previamente en los mismos (Collier *et al.*, 2014). Las muestras de gas se analizaron usando cromatografía gaseosa. Se determinó la densidad aparente del suelo (método del cilindro) y el contenido de carbono orgánico de 0 a 5 cm de profundidad, tomando muestras compuestas en el costado externo de cada cámara. El volumen molar (Vm) del gas se corrigió por la temperatura del aire medida al momento de extracción de la muestra y los flujos (f) de los gases se calcularon con la ecuación 1.

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \cdot \frac{V}{A} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde, ΔC: cambio de concentración de los gases en la cámara durante el tiempo de incubación; V: volumen de la cámara; A: área de suelo cubierta por la cámara; m: peso molecular de cada gas. En cada fecha de muestreo se determinó el contenido de nitratos (N-NO₃) y la humedad gravimétrica y volumétrica del suelo en los primeros 5 cm de profundidad. Se calculó el espacio poroso saturado con agua (EPSA). Se establecieron relaciones entre las emisiones y las variables de suelo medidas, se ajustó un modelo de regresión múltiple por Stepwise; las diferencias estadísticas de la emisión de N₂O entre los tratamientos se probó con ANOVA y test de Tukey para cada fecha (P<0,05). Por otro lado, en cada rodal se establecieron 3 parcelas circulares con un radio de 12 m para caracterizar su estado de crecimiento. En cada parcela y el monte se cuantificó la materia seca en el mantillo en 4 submuestras de 0,25 m² cada una.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Tabla 1 se presentan las principales características edáficas a 0-5 cm, de los rodales y el mantillo de los tratamientos evaluados. En general, las situaciones de suelos de texturas más gruesas presentaron menor contenido de MO y una leve mayor densidad aparente. Cabe aclarar que los residuos de cosecha en el arenoso joven fueron mantenidos sobre el suelo, en contraposición a lo que sucedió en los arcillosos que fueron quemados.

A lo largo del período de medición se registraron distintas condiciones de humedad edáfica y contenido de nitratos en todos los tratamientos (Figura 1). Los suelos arenosos presentaron los menores valores de humedad gravimétrica, acorde a su capacidad de retención hídrica, y menores valores de nitratos. Las emisiones de N₂O fueron bajas durante todo el período y variaron entre -11,6 y 30,8 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹ (Figura 1). Las emisiones promedio de todo el período analizado fueron 7,53; 2,74; 2,30; -0,35; 1,31 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹ para los tratamientos Monte, ArciMaduro, ArciJoven, AreMaduro, AreJoven, respectivamente, sin diferencias significativas entre tratamientos. Solo en una fecha se encontró que las emisiones de N₂O del Monte superaban a las del resto de los tratamientos en forma significativa.



XXVI

Congreso Argentino
de la Ciencia del Suelo

Suelo: Legado social de edición limitada
Tucumán 2018

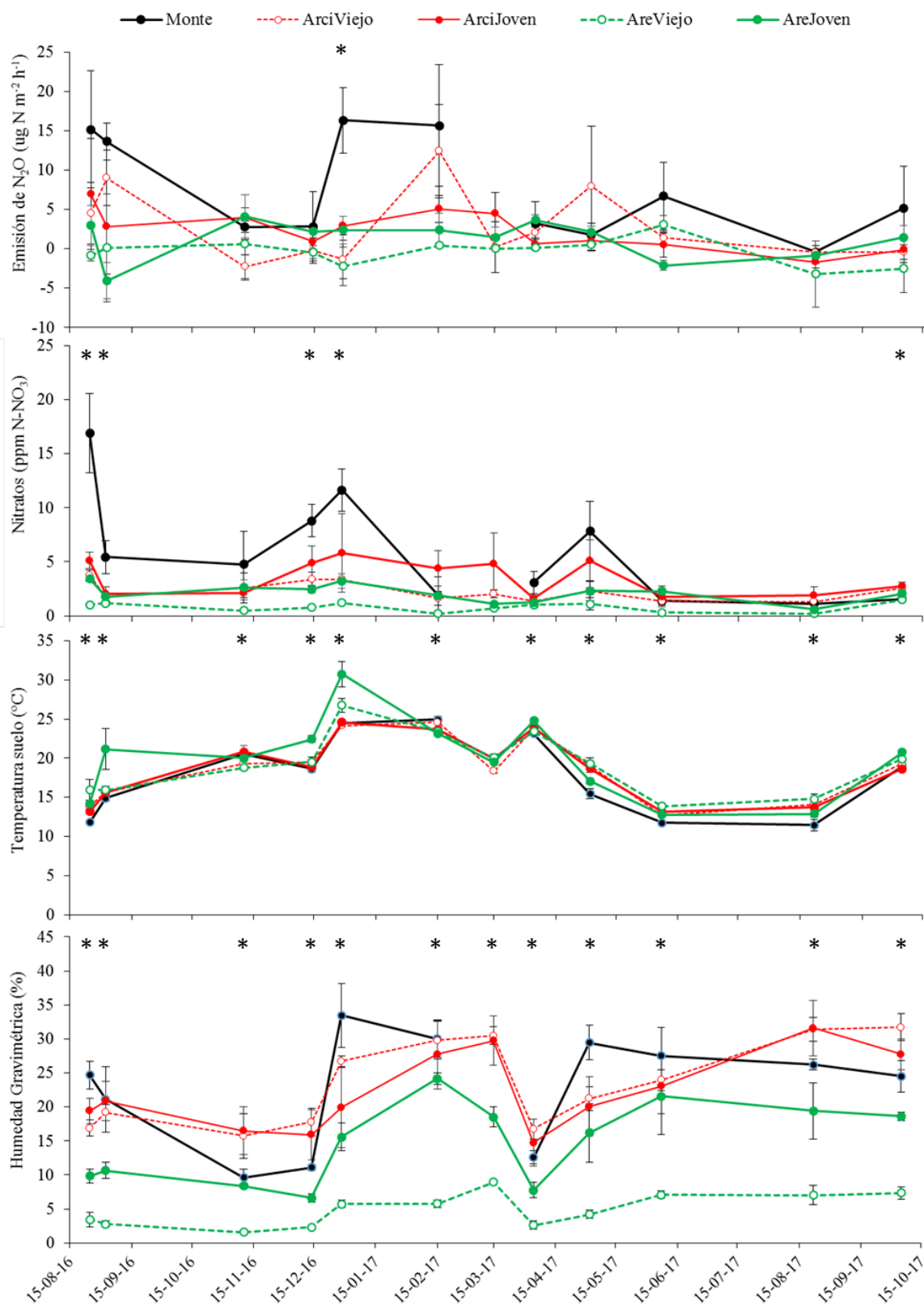


Figura 1: Valores de emisión de N_2O ($\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$), contenido de nitratos (ppm), temperatura del suelo ($^{\circ}C$) y humedad gravimétrica (%) en las distintas fechas de muestreo para los tratamientos evaluados. Tratamientos: Monte (Monte nativo), ArciMaduro (Arcillo maduro), ArciJoven (Arcilloso Joven), AreMaduro (Arenoso Maduro), AreJoven (Arenoso Joven). Las barras indican el error estándar.



Tabla 1: Caracterización edáfica (estrato de suelo 0-5 cm), del estado de los rodales y mantillo de los tratamientos estudiados. Se presentan valores promedio (n=3).

	Monte	ArciMaduro	ArciJoven	AreMaduro	AreJoven
<i>Suelo</i>					
MO (%)	5,2	5,6	6,2	1,2	2,7
pH	6,2	6,1	6,3	5,6	5,6
Dap (g cm ⁻³)	1,21	1,19	1,23	1,30	1,26
<i>Rodal</i>					
DAP (cm)		18,2	11,4	19,0	5,4
Densidad (pl ha ⁻¹)		693	858	865	864
<i>Mantillo</i>					
MS (kg ha ⁻¹)	2.800	17.637	8.207	18.812	15.926

Monte: condición natural; ArciMaduro: Arcillo maduro; ArciJoven: Arcilloso Joven; AreMaduro: Arenoso Maduro; AreJoven: Arenoso Joven; MO: materia orgánica; pH; P Bray: fósforo extractable; Dap: densidad aparente; DAP: diámetro a la altura del pecho; Densidad: Densidad actual; MS: materia seca.

En sistemas de producción agrícolas, mediciones realizadas en la Pampa Semiárida (Manfredi, Córdoba) se observaron tasas medias de emisión en el rango de 6,31 a 64,53 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Alvarez *et al.*, 2012) mientras que en la Pampa Ondulada el rango hallado se encontró desde -15 hasta 314 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Cosentino *et al.*, 2013). Por lo tanto, las tasas observadas en los sistemas forestales evaluados son bajas y menores que las halladas en sistemas agrícolas de la región pampeana. La emisión en los sistemas evaluados estuvo relacionada con el contenido de humedad del suelo y el contenido de nitratos (Tabla 2).

Tabla 2: Valores r y P para correlaciones entre las emisiones de N-N₂O y las variables evaluadas

	N-N ₂ O ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	
	r	P
MO	0,264	0,0004
Dap/Porosidad total	-0,233	0,0018
Hg	0,260	0,0005
Hv	0,225	0,0026
N-NO ₃	0,388	0,0000
EPSA	0,188	0,0122
Tasa CO ₂	0,414	0,0000

N-N₂O $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$: tasa de emisión de óxido nitroso; MO: materia orgánica (%); Dap: densidad aparente (g cm⁻³); Hg: humedad gravimétrica (%); Hv: humedad volumétrica (%); N-NO₃: nitratos (ppm); EPSA: espacio poroso saturado de agua (%); Tasa CO₂: tasa de emisión de dióxido de carbono (C-CO₂ $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

Asimismo, se pudo ajustar un modelo (Ecuación 2) donde el nivel de N-N₂O del suelo fue la variable que mejor explicó las tasas de emisión. Es probable que esta relación se deba a que el principal proceso generador de N₂O, la desnitrificación, se ve estimulado con la presencia de nitratos (Zumft, 1997). También, la presencia de nitratos inhibe la reducción del N₂O a dinitrógeno (N₂), estimulando las emisiones del primero (Weier, 1993).

$$\text{N-N}_2\text{O} (\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}) = 0,433 + 0,763 \text{ N-NO}_3 (\text{ppm}) \quad R^2 = 0,151 \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde: N-N₂O $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$: tasas de emisión de óxido nitroso; N-NO₃: nitratos (ppm)



Los resultados presentados constituyen las primeras evaluaciones de emisión de nitroso en sistemas forestales con bosques cultivados de la Mesopotamia argentina y pueden ser utilizados como valores de referencia o comparativos para nuevos estudios.

CONCLUSIONES

Las emisiones registradas son bajas a muy bajas independientemente del sistema con vegetación nativa o bosques cultivados o tipo de suelo. La variable edáfica que mejor explica las tasas de emisión fueron el contenido de nitratos del suelo.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el Proyecto de Investigación Aplicada PIA 14085 (programa BID 2853/OC-AR). Agradecemos al Establecimiento El Potrero de San Lorenzo y a todo su personal por la colaboración recibida que permitieron y facilitaron nuestra tarea.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; A Costantini; CR Álvarez; BJ Alves; CP Jantalia; E Martellotto & SS Urquiaga. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 94: 209-220.
- Bernardi, M; M Priano; VS Fuse; ME Fernandez; J Gyenge; SA Guzman & MP Juliarena. 2017. Secuestro de metano y emisión de dióxido de carbono desde Suelos con diferentes usos en la región serrana bonaerense. AA 2017. III Congreso Nacional de Ciencia y tecnología Ambiental. Santa Fe, Argentina. 31 de julio al 3 de agosto de 2017.
- Brumme, R; W Borken & S Finke. 1999. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochem. Cycl.* 13: 1137-1148.
- Butterbach-Bahl, K; G Willibald; H Papen & R Gasche. 2002. Exchange of N-gases at the spruce and beech sites at the Högwald Forest – A summary. *Plant Soil* 240: 117-123.
- Ciais, P & CH Sabine. 2013. Carbon and other biogeochemical cycles. *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, eds Stocker TF, *et al.* (Cambridge Univ Press, New York), Pp 465-570.
- Ciampitti, IA; EA Ciarlo & ME Conti. 2008. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [*Glycine max* (L.) Merrill] crop phenological stages and stubbles decomposition period. *Biol. Fert. Soils* 44: 581-588.
- Ciarlo, E; M Conti; N Bartoloni & G Rubio. 2007. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N₂O/(N₂O+N₂) ratio under laboratory conditions. *Biol. Fert. Soils* 43: 675-681.
- Ciarlo E; M Conti; N Bartoloni & G Rubio. 2008. Soil N₂O emissions and N₂O/(N₂O+N₂) ratio as affected by different fertilization practices and soil moisture. *Biol. Fert. Soils* 44: 991-995.
- Collier, SM; MD Ruark; LG Oates; WE Jokela & CJ Dell. 2014. Measurement of Greenhouse Gas Flux from Agricultural Soils Using Static Chambers. *J. Vis. Exp.* 90, art n°: e52110.
- Conrad, R. 2002. Microbiological and biochemical background of production and consumption of NO and N₂O in soil. En: *Trace Gas Exchange in Forest Ecosystems*, Gasche, R; H Papen & H Rennenberg, (Eds.) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London p. 3-33.
- Cosentino, VRN; SA Figueiro Auregui & MA Taboada. 2013. Hierarchy of factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *Europ. J. Soil Sci.* 64: 550-557.
- Lal, R. 2004. Soil carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*. 304,1623
- Myhre, G; D Shindell; FM Bréon; W Collins; J Fuglestad; J Huang; D Koch; JF Lamarque; D Lee; B Mendoza; T Nakajima; A Robock; A Stephens; T Takemura & H Zhang. 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. En: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker,T.F., *et al* (Eds.) Cambridge University Press, Cambridge, UK, NY, USA
- Negra, C; CC Sweedo; K Cavender-Bares & R O'Malley. 2008. Indicators of Carbon Storage in US Ecosystems: Baseline for terrestrial carbon accounting. *J Environ Qual* 37:1376-1382.
- Ontiveros, S; S Manrique & J Franco. 2016. Flujos de metano (CH₄) en Suelos forestales. *Dinámica y relación con factores ambientales y edáficos. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 20*, pp 06.59-06.70, 2016. ISSN 2314-1433 - Trabajo seleccionado de Actas ASADES2016



- Picone, L; C Videla & H Echeverría. 2006. Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de trigo. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo XX. Suelos de la Región Andina, 19 al 22 de septiembre de 2006. Salta-Jujuy, Argentina.
- Videla, C; L Picone; E Zamuner & N Maceira. 2010. Emisiones de gases de efecto invernadero desde suelos en un sistema de engorde intensivo a corral. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 31 de mayo al 4 de junio de 2010, Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Waterworth, R & GP Richards. 2008 Implementing Australian forest management practices into a full carbon accounting model. Forest Ecol. Manag. 255: 2434-2443.
- Weier, KL; JW Doran; JF Power & DT Walters. 1993. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 66-72.
- Zumft, WG. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. Microbiol. Mol. Biol. Rev. 61: 553-568.



C6P5. APLICACIÓN DE CAMA DE POLLO CON FINES AGRONÓMICOS EN UN SISTEMA SUELO CULTIVO DE MAÍZ

Amín, María S.; Degioanni, Américo y Chilano, Yanina.

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional N° 36 km 601. Río Cuarto, Córdoba. Argentina. samin@ayv.unrc.edu.ar.

RESUMEN

En la provincia de Córdoba los sistemas intensivos y concentrados de producción animal deben presentar un Plan de Gestión Ambiental sobre el tratamiento de residuos, dicho plan permite el uso de residuos pecuarios con fines agronómicos. La cama de pollo presenta entre sus constituyentes elementos como nitrógeno y fósforo, dos macronutrientes esenciales en los cultivos agrícolas y su aplicación como enmienda orgánica ha dado resultados positivos en cuanto a rendimiento de cultivos y mejoras en las propiedades del suelo. Sin embargo no se conoce la capacidad de depuración del residuo que tienen los sistemas suelo-cultivo. Es necesario contar con mayor información sobre los efectos agronómicos y ambientales en diferentes condiciones. En tal sentido se propone realizar ensayos de aplicación de cama de pollo a diferentes sistemas suelo-cultivo. Durante la campaña 2016-2017 se realizó un ensayo comparando en un sistema suelo cultivo de maíz dos tratamientos: uno con aplicación de cama de pollo y el testigo sin aplicación. Los resultados arrojaron un aumento del 20% del rendimiento del cultivo con la aplicación de la cama de pollo con respecto al tratamiento testigo. En el suelo se produjeron aumentos en los contenidos de nitrógeno de nitratos en las primeras profundidades y de fósforo extractable mientras que el contenido de materia orgánica no se modificó al igual que el de nitrógeno de nitrato a mayor profundidad. Se comprobó que, si bien existe un aumento en el rendimiento del cultivo, éste no alcanza a absorber la cantidad de nitrógeno que se ofreció con la aplicación de cama de pollo, no obstante, no se detectó transferencia en profundidad de éste nutriente por lixiviación. Es necesario determinar otras transferencias de nitrógeno en el sistema, tal como volatilización e incorporar en el análisis balances de nutrientes.

Palabras clave: Rendimiento, enmienda orgánica, depuración

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Córdoba la Ley 9306 propone la regulación de los sistemas intensivos y concentrados de producción animal (SICPA), estableciendo mecanismos de seguimiento de las actividades que se vinculan a la gestión de los residuos para evitar efectos perjudiciales sobre el ambiente, esto se corresponde con establecer un Plan de Gestión Ambiental, que considere el uso de los residuos pecuarios con fines agronómicos. El impacto ambiental de los residuos ganaderos como la cama de pollo (CP) puede mitigarse si se utiliza como enmienda orgánica en la producción agrícola, siendo un importante recurso para la producción agropecuaria (de Battista & Arias, 2016; Réa & Ferrerb, 2016).

La respuesta del rendimiento de un cultivo al agregado de nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P), representa la cantidad de ese nutriente que sale del sistema como producto cosechable y es una medida de la función de depuración de los mismos que pueden ser potencialmente contaminantes en otros compartimentos del ecosistema. De ésta manera, tales elementos al ser absorbidos por el cultivo pasan a formas inactivas y no se acumulan en el ecosistema. Por otro lado se ha determinado que el N de enmiendas orgánicas se recupera con menor eficiencia por los cultivos que el de origen mineral (Figueroa - Viramontes *et al.*, 2010), por lo tanto es necesario conocer el grado de recuperación de N y P, estableciendo límites para no sobrepasar la capacidad del sistema de depurar los constituyentes de los residuos, de incorporarlos al stock del suelo o bien al cultivo evitando su transferencia al agua subterránea o a la atmósfera.

En este contexto se desarrolla este trabajo a partir del uso de CP en un sistema suelo-cultivo para potenciar la función de producción utilizando el residuo como fertilizante orgánico por un lado y por otro, evaluar si el excedente de algunos elementos de su composición como el N o el P son retenidos en el suelo y no se transfieren a otro compartimento del ecosistema bajo formas químicas contaminantes, determinando así la función de depuración del sistema. Esta capacidad es afectada por múltiples factores, como las propiedades del suelo, las características del cultivo, de los abonos, de las condiciones ambientales y de las técnicas de manejo, en tal sentido la tasa de volatilización del N es afectada por una combinación de factores del suelo y meteorológicos (Reynolds & Wolf, 1987).



Esta investigación pretende contribuir al conocimiento de la función de depuración y producción de un sistema suelo-cultivo cuando se lo utiliza como receptor final de CP y propone realizar ensayos de aplicación con dosis variables de CP a distintos sistemas bajo diferentes condiciones durante una serie de años.

MATERIALES Y MÉTODOS

El primer ensayo se realizó en el campo experimental de la Universidad Nacional de Río Cuarto, en el sur de la provincia de Córdoba, aplicando CP en un Haplustol típico durante la campaña 2016 - 2017 donde se cultivó posteriormente maíz. Se compararon dos tratamientos, uno con aplicación al suelo de 26 tn ha⁻¹ de CP y un testigo sin aplicación (T). Las parcelas experimentales fueron de 22 x 3,2 m. Para la evaluación de los efectos de la aplicación CP en el suelo se determinaron las siguientes propiedades: nitrógeno disponible (N-NO⁻³) por el método colorimétrico del fenoldisulfónico (Keeney & Nelson, 1982) en diferentes profundidades de suelo (de 0 a 10, 10 a 20, 20 a 40, 40 a 60 y a los 100 cm) y solo en las dos primeras profundidades fósforo extractable (P) por método de Bray I (Page *et al.*, 1982), materia orgánica por el método de Walkley y Black (Nelson & Sommer, 1982). Como variable productiva se midió el rendimiento en grano del cultivo de maíz. El día 02/11/2016 se realizó un muestreo de suelo para conocer la situación inicial y corroborar la uniformidad del sitio de ensayo. El 3/11/2016 luego de 15 días de permanecer apilada y cubierta con un nylon evitando su humedecimiento, se aplicó la CP y se incorporó inmediatamente con rastra (15 cm de profundidad), realizando la remoción en ambos tratamientos. Se tomó una muestra de CP y se realizó el análisis de sus componentes y pH (Tabla 1). El día 24/11/2016 se sembró el maíz híbrido DK 72-10 a 52 cm de distancia entre líneas.

Tabla 1: Componentes y pH de la CP aplicada

Variables determinadas	Valor de la variable	Unidades
Materia seca	77,87	%
Materia orgánica total	60,13	%
Fósforo	1.960	ppm
Nitrógeno	3,15	%
pH	9,85	upH

La determinación del rendimiento fue manual, recolectando las espigas en 3 surcos apareados para cada de los tratamientos en el estado fenológico de madurez fisiológica, luego se pesando los granos de éstas espigas y realizando la corrección por humedad (14 %) se determinó el rendimiento de granos en kg ha⁻¹.

El procesamiento de datos fue mediante análisis de la varianza y test de Tukey (Alfa=0,05) utilizando el programa estadístico InfoStat, 2011 (Di Renzo *et al.*, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento en grano obtenido por tratamiento varió entre un máximo de 8713,45 kg ha⁻¹ en el tratamiento CP y un mínimo de 7274,11 kg ha⁻¹ en el tratamiento T, siendo ésta diferencia estadísticamente significativa (Figura 1).

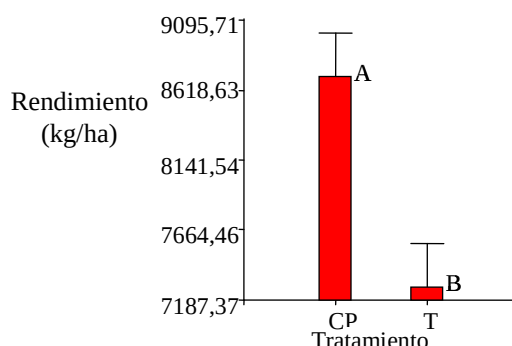


Figura 1: Rendimientos en granos de cada tratamiento. Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, $\alpha=0,05$). Las barras indican el valor del error estándar de las medias.

Si bien el rendimiento del tratamiento con aplicación de CP fue de un 20% superior al del tratamiento T, la cantidad de N absorbido (190 kg) es mucho menor a la cantidad de N ofrecida con la dosis aplicada de CP (700 kg).

Los valores porcentuales del contenidos de materia orgánica del suelo (MOS) de cada tratamiento en el horizonte A, medidos al finalizar el ciclo del ensayo, no presentaron diferencias significativas para ninguna de los dos primeros horizontes (0-10 y 10-20 cm). En la Tabla 2 se presentan los contenidos de materia orgánica y el análisis estadístico correspondiente para dos profundidades de los horizontes superiores (A1 y A2).

Tabla 2: Contenido de MOS (%) en los dos primeros horizontes al finalizar el de ensayo

Tratamiento	Horizontes-Profundidades (cm)			
	A1 (0-10)		A2 (10-20)	
	MOS (%)	DS	MOS (%)	DS
CP	2,61	A	2,10	A
T	2,58	A	2,04	A

MOS: Materia orgánica del suelo; DS: Diferencia Significativa
Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, $\alpha=0,05$.)

Los valores de N-NO_3^- medidos al cumplirse un año de ensayo (noviembre 2017) presentaron diferencias significativas entre tratamientos en las tres primeras profundidades de suelo medidas (Horizonte A1, A2 y Bw), es decir hasta los 40 cm, mientras que a mayor profundidad no se encontraron diferencias (Tabla 3).

Tabla 3: Contenidos medios de N-NO_3^- finales en el ensayo en los distintos horizontes y profundidades del suelo

Tratamiento	Horizontes y Profundidades (cm)									
	A1 (0-10)		A2 (10-20)		Bw (20-40)		40-60		100	
	N-NO_3^- (ppm)	DS	N-NO_3^- (ppm)	DS	N-NO_3^- (ppm)	DS	N-NO_3^- (ppm)	DS	N-NO_3^- (ppm)	DS
CP	11,14	A	7,77	A	3,42	A	2,04	A	0,90	A
T	3,61	B	1,70	B	1,74	B	0,57	A	0,85	A

N-NO_3^- : Nitrógeno de nitratos, DS: Diferencia Significativa
Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, $\alpha=0,05$.)

El bajo contenido de N-NO_3^- a profundidades mayores sin presentar DS entre tratamientos permite estimar que la aplicación de CP no aumentó la lixiviación de N, existe una transferencia de éste elemento en pequeñas cantidades que se considera de bajo riesgo de contaminación (Delgado *et al.*, 2008).

El contenido final de fósforo disponible mostró DS entre los tratamientos solo hasta los 10 cm de profundidad, aunque se registraron altos valores en relación a los requerimientos de los cultivos de la zona en las dos profundidades medidas y para los dos tratamientos (Tabla 4).

Tabla 4: Contenido de P disponible en el horizonte A1 y A2 al finalizar el ensayo

Tratamiento	Horizontes y Profundidades (cm)			
	A1 (0-10)		A2 (10-20)	
	P (ppm)	DS	P (ppm)	DS
CP	92,7	A	85,7	A
T	80,0	B	76,7	A

P: Fósforo extractable, DS: Diferencia Significativa
Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, $\alpha=0,05$.)



CONCLUSIONES

Se comprobó que si bien existe un aumento en el rendimiento del cultivo, no es suficiente para depurar por absorción la cantidad de nutrientes que se ofreció con la aplicación de la CP. El aumento del contenido de N y P en el suelo representa el efecto residual de ésta práctica, lo que significa una fuente de nutrientes para los cultivos posteriores, pero también un mayor riesgo de contaminación ambiental si se acumulan estos nutrientes en el sistema sobrepasando la capacidad depuradora del mismo. Por otro lado es importante destacar que no se detectaron transferencias por lixiviación de N, aunque es posible que gran parte de éste nutriente se transfiera a la atmósfera por volatilización. Se requiere seguir evaluando posibles efectos negativos como la alcalinización y salinización del suelo con repetidas aplicaciones de CP dado su elevado valor de pH, también realizar balances de nutrientes e incorporar medición de las transferencias de elementos químicos a la atmósfera en diferentes sistemas suelos cultivos.

BIBLIOGRAFÍA

- De Battista, JJ & N Arias. 2016. Utilización de la cama de pollo como fertilizante en cultivos anuales, en suelos Vertisoles de Entre Ríos. *Cama de pollo en Entre Ríos*, 70.
- Delgado, JA, M Shaffer, C Hu, R Lavado, J Cueto-Wong, P Joosse & X Li. 2008. An index approach to assess nitrogen losses to the environment. *Ecol. Eng.* 32 (2): 108-120.
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada & CW Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Figueroa-Viramontes, U, JA Cueto-Wong, JA Delgado, G Núñez-Hernández, DG Reta-Sánchez, HM Quiroga-Garza, R Faz-Contreras & JL Márquez-Rojas. 2010. Dairy manure on yield and apparent nitrogen recovery in silage corn. *Terra Latinoam.* 28 (4): 361-369.
- Keeney, DR & DW Nelsol. 1982. Nitrogen, en *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological properties.* Agronomy monographis N° 9, Second edition, pp 643- 693 ASA. ASSA.
- Nelson DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, Organic carbon and Organic Matter in A. Klute (ed.) *Methods of soil analysis Chemical and Microbiological Properties Part 2.* ed Agron. Monogr. 9. ASA, pp. 539-577.
- Page, AL. 1982. *Methods of soil analisis Part 1* Number 9. American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of American, Inc. Segunda edición. Madison, Wisconsin. USA. 1159 p.
- Réa, AE & JL Ferrerb. 2016. Utilización de cama de pollo como fertilizante de pasturas y verdeos en Vertisoles de Entre Ríos. *Cama de pollo en Entre Ríos*, 61.
- Reynolds, CM & DC Wolf. 1987. Effect of soil moisture and air relative humidity on ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Sci.* 143 (2): 144-152.



C6P6. EFECTO DE LA MEZCLA DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LAS EMISIONES DE N_2O EN SISTEMAS AGRÍCOLAS

Azich, Pablo E.¹; Restovich, Silvina B.^{2*}; Vangeli, Sebastian^{3,4}; Posse, Gabriela³; Camarasa, Jonatan N.^{1,2} y Dalpiaz, María J.²

¹Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Buenos Aires Norte; ²Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). Ruta 32 km 4.5, 2700 Pergamino, Buenos Aires, Argentina. ³INTA, Instituto de Clima y Agua. CIRN, CNIA, INTA Castelar; ⁴ Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos. restovich.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN

A nivel mundial, los sistemas agrícolas se enfrentan a muchos desafíos. Uno de ellos es aumentar la producción de alimentos reduciendo los efectos nocivos sobre el medio ambiente mitigando el cambio climático a través de prácticas sustentables. Entre las opciones disponibles, el uso de mezclas de leguminosas y gramíneas como cultivo de cobertura (CC) permite reducir el uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos, la lixiviación de nitratos y reciclar nutrientes. Sin embargo, el efecto de este manejo sobre las emisiones de óxido nitroso (N_2O) sigue siendo incierto. En este trabajo evaluamos el impacto de la utilización de una leguminosa como CC combinada con una gramínea como antecesoras de maíz bajo siembra directa sobre las emisiones de N_2O . Se utilizó un ensayo de larga duración ubicado en la EEA Pergamino. Se seleccionaron los tratamientos con: avena-vicia y maíz fertilizado con nitrógeno (N), avena-vicia y maíz no fertilizado con N y testigo (sin CC) con maíz fertilizado. La fertilización del maíz es de 32 kg N ha⁻¹ entre V₅-V₆. Se midió la emisión de N_2O a través de cámaras estáticas con ventilación después de la siembra de maíz (2 momentos) y luego de la fertilización nitrogenada del maíz (3 momentos). Se midió la temperatura y humedad adyacentes a cada cámara y el contenido de nitratos y amonio en cada parcela. Los resultados muestran que durante todo el periodo evaluado el suelo con la secuencia avena-vicia como antecesor de maíz, independientemente de la fertilización, emitió más N_2O que el control (218 vs 48 gN- N_2O m⁻² h⁻¹). Se observó una alta correlación positiva entre el N_2O y los poros llenos de agua, indicando que niveles altos de humedad tienden a aumentar las emisiones de N_2O . La emisión de N_2O no correlacionó con el contenido de nitratos, pero sí con el amonio. Después de la siembra de maíz y en condiciones de suelo húmedo se registró la mayor emisión de N_2O , la cual coincidió con la máxima diferencia entre parcelas de avena-vicia y el control (799 vs 84 µgN- N_2O m⁻² h⁻¹). La presencia de la leguminosa incorpora N extra al sistema e incrementa la cantidad de nitratos susceptibles a desnitrificarse. Luego de 10 años de incluir avena-vicia en la secuencia soja-maíz, se generaron incrementos > 20 % en C y N orgánico del suelo en comparación con el testigo, indicando que la presencia de leguminosa como CC aporta N al sistema que, si bien puede favorecer pérdidas a la atmósfera, también podría contribuir a su mitigación a través del secuestro de C y N en el suelo. Por lo tanto, las prácticas agronómicas que incluyan mezclas de leguminosas y gramíneas como cobertura, podrían tener un efecto limitado sobre el impacto de las emisiones de N_2O teniendo en cuenta que su adopción puede considerarse en función de otros beneficios como el aumento de las reservas de materia orgánica del suelo mitigando el cambio climático.

Palabras claves: óxido nitroso, cultivos de cobertura, leguminosa



C6P7. CAMA PROFUNDA EN PRODUCCIÓN PORCINA: EFECTO SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO

Banegas, Natalia^{1,2}; Viruel, Emilce²; Bottegal, Diego²; Garrappa, Gabriela²; Zimerman, María² y Maza, Marianela³.

¹Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán (4000), Argentina. ²INTA-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP). Leales (CP 4113), Tucumán - Argentina.

³CONICET-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP, INTA). Leales (CP 4113), Tucumán - Argentina.
banegas.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN

El sistema de cama profunda se emplea en la producción porcina a pequeña escala basándose en tres premisas básicas: ambiente, costos y bienestar animal. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del establecimiento del sistema de producción de cerdos en cama profunda sobre variables de suelo. El ensayo se desarrolló en el Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP-INTA), Leales, Tucumán. Se trabajó con cerdos de razas híbridas que ingresaron al ensayo en el mes de septiembre de 2015 con un peso vivo promedio de 8,7 kg y 29 días de vida. Se alojaron en un galpón techado de 8 x 12 m, de estructura metálica dividido longitudinalmente en dos piquetes de 48 m² cada uno (unidad experimental), de piso de tierra cubierto con rollo de *Chloris Gayana* cv. Finecut como material de cama, de 0,20 m de altura y asignando una superficie de 2,5 m²/animal. Se consideró concluido el proceso de engorde cuando los animales alcanzaron un peso vivo promedio entre 95 y 105 kg. El muestreo de suelo se realizó en tres momentos: antes del ingreso de los animales (1M), a mediados del proceso productivo (2M) y después de retirar los animales (3M) a distintas profundidades 0 - 20, 20 - 40 y 40 - 60 cm. Se determinó pH; conductividad eléctrica (CE); carbono orgánico (CO); nitrógeno total (Nt); fósforo; nitrato y respiración edáfica (RE). No se observaron diferencias significativas en los valores de pH en las diferentes fechas de muestreo. En CE, los valores obtenidos en el 2M y 3M fueron 6 veces superiores con respecto al 1M para la profundidad 0-20 cm. A partir de lo 20-40 cm, el incremento fue el doble para el 2M y 3M. El contenido de CO y Nt también mostró un aumento a partir del 2M en los estratos superiores respecto al primer muestreo. En P, a los 40-60 cm de profundidad se evidenció una tendencia a incrementar su contenido lo que sugeriría su migración desde la superficie hacia estratos más profundos. El contenido de N-NO₃⁻ se incrementó significativamente en el 2M y 3M con respecto al momento inicial, mostrando una distribución estratificada. La RE presentó una distribución estratificada en todas las fechas de muestreo, no registrándose diferencias entre momentos de muestreo. La implementación del sistema de cama profunda provocó un incremento significativo en los valores de CO, Nt, N-NO₃⁻, RE, CE y P. Es de particular interés el aumento registrado en variables asociadas a la contaminación de aguas profundas (N-NO₃⁻ y P) y a la salinización del suelo (CE). Dada la potencialidad de expansión del sistema de cama profunda, de los resultados obtenidos en este estudio y la ausencia de antecedentes previos en la región, surge la necesidad de continuar evaluando el impacto sobre estos parámetros a largo plazo.

Palabras clave: conductividad eléctrica, nitrato, cerdos



C6P8. VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE GLIFOSATO EN SUELOS DE CÓRDOBA

Becerra, M. Alejandro^{1,2}; Hang, Susana¹ y Rampoldi, E. Ariel¹.

¹Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ing. Agr. Félix Aldo Marrone 746 - Ciudad Universitaria. Córdoba. Argentina. ²Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. RN 36 km 601. Río Cuarto. Argentina. mabecerra@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar la variabilidad espacial de la capacidad de adsorción de glifosato de los suelos de Córdoba y su relación con otras propiedades edáficas de más fácil medición. Motivó este estudio el hecho que el uso de glifosato se ha multiplicado en Argentina de la mano de la adopción masiva de la siembra directa y el uso de cultivos transgénicos resistentes a este herbicida. Particularmente en aplicaciones presiembra una proporción del herbicida alcanza el suelo donde se regula, en parte, su destino en el ambiente. La retención -principalmente por adsorción a coloides- regula la disponibilidad en el suelo de los compuestos químicos. La fracción de glifosato no adsorbida queda en la solución del suelo, y constituye un riesgo potencial de contaminación. Conocer la variabilidad espacial de la capacidad del suelo de adsorber glifosato significa un avance en la identificación de zonas vulnerables a la contaminación. Se tomaron 92 muestras de suelo distribuidas por toda la provincia de Córdoba. Se determinó la capacidad de adsorción de glifosato por HPLC a través del cálculo del índice K_d , que cuantifica la cantidad de herbicida adsorbido en la fase sólida en relación al remanente en la solución de suelo. También se determinó: CO, fracciones granulométricas (ARE-LIM-ARC), CIC, P Bray, óxidos de Fe y Al (Fe_{ox} y Al_{ox}), bases de intercambio, pH y CE, micronutrientes (Cu, Zn, Mn, Fe) y constantes hídricas (CC y CMP). Los valores de K_d estuvieron en el rango 0,9 – 204,7 L kg⁻¹, con un promedio de 34 L kg⁻¹. El análisis de correlación entre el K_d y las restantes propiedades mostró las correlaciones más fuertes con las fracciones granulométricas, CC y CIC, siendo positivas en todos los casos a excepción de la arena. En un segundo orden de importancia se encuentran Al_{ox} , CMP y Mn. Estos resultados concuerdan con los comúnmente reportados acerca de la importancia de las arcillas y la CIC como los determinantes de la adsorción del glifosato. Se utilizaron métodos geoestadísticos para mapear la distribución espacial del K_d del glifosato en la provincia de Córdoba. El patrón de distribución muestra los valores más bajos en toda la franja Oeste –suelos de textura más gruesa- y los valores más altos en la zona serrana y en la Pampa Ondulada (SE) principalmente asociado a los mayores contenidos de arcilla y limo. Este estudio supone un avance en la determinación de zonas de mayor vulnerabilidad ambiental ante el uso de glifosato ya que brinda información útil para aplicar modelos de simulación. Aún debe complementarse con estudios de transporte de agua y sedimentos y estudios de degradación para evaluar el destino final del herbicida en diferentes ambientes y situaciones de manejo.

Palabras clave: adsorción, índices de retención K_d , riesgo de contaminación



C6P9. DEGRADACIÓN COMPARATIVA DE PLAGUICIDAS EN SUELOS CON DIFERENTE HISTORIA DE USO DEL CINTURÓN HORTÍCOLA DE LA PLATA

Cabrera, Sonia M.; Zubillaga, Marta S. y Montserrat, Javier M.

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Av. San Martín 4453, Buenos Aires, Argentina. scabrera@agro.uba.ar

RESUMEN

La zona hortícola del Gran La Plata tiene antecedentes de uso intensivo de insecticidas. La cercanía a centros urbanos y la movilidad de estos compuestos hacen que sea relevante estudiar su dinámica en suelos y evaluar posibles vías de mitigación. En este trabajo se investigó el rol de la atenuación natural en suelos hortícolas de la zona mediante un ensayo en microcosmos con suelos provenientes de los siguientes sistemas productivos: hortícola convencional (SH), hortícola con 25 años de producción orgánica (SA), pastizal de uso recreativo (SR) y un tratamiento con suelo estéril (SHE), como control negativo. Cada microcosmos de suelo recibió dosis iguales de clorpirifós y endosulfán (ambos insecticidas) y se los incubó en oscuridad, a 25 °C durante 120 días. El análisis de los plaguicidas se realizó por cromatografía gaseosa. Además se midió respiración edáfica y actividad deshidrogenasa. Se obtuvieron curvas de degradación compatible con cinéticas de primer orden, excepto en el control negativo donde la concentración de plaguicidas fue constante. Para el caso del clorpirifós, en SH la degradación fue más rápida en los 15 primeros días lo cual resultó en una menor vida media respecto a SA y SR que fueron similares entre sí. La vida media del endosulfán no presentó diferencias significativas, pero en los últimos puntos temporales la menor concentración se halló en SA y SR. Las propiedades bioquímicas determinadas fueron afectadas por el tipo de suelo, siendo para la respiración basal SH>SA>SR y SR>SH>SA para la actividad deshidrogenasa. De estos experimentos es posible concluir que la biodegradación es el factor responsable de la atenuación natural de estos plaguicidas. Con estos datos se evaluarán técnicas de biorremediación de suelos hortícolas impactados con estos plaguicidas.

Palabras claves: insecticidas organoclorados, biorremediación, atenuación natural.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo con plaguicidas es un problema relevante desde las perspectivas ambiental, socio-político y de la salud de la población, con especial impacto en los derechos humanos (Comisión Europea, 2006; USGS, 2015). En la Provincia de Buenos Aires la horticultura distribuida en forma de “cinturones” que rodean los centros urbanos más importantes se basa en el cultivo intensivo de productos con alto uso de plaguicidas y desinfectantes de suelo en combinaciones múltiples (Feito, 2013, Souza Casadinho & Bocero, 2008). La zona de La Plata y partidos aledaños, en donde esta actividad es histórica, ha sido calificada en un informe técnico de la Defensoría del Pueblo como uno de los partidos con mayor índice de peligrosidad total como consecuencia de la cantidad y la toxicidad de los plaguicidas aplicados (Defensor del Pueblo Prov. Bs. As., 2015).

Según CASAFE (2012) entre 2002 y el 2012, el clorpirifós y endosulfán fueron dos de los tres insecticidas más usados en la Argentina y también son los más comúnmente detectados en estudios de persistencia y migración a nivel global (Jergentz *et al.*, 2005, Hageman *et al.*, 2006). El clorpirifós es un insecticida organofosforado tóxico para aves, mamíferos y un posible carcinogénico (ATSDR, 2010). Hay un amplio rango de vidas medias reportado en la literatura para su persistencia en el suelo, que va de unos pocos días hasta cuatro años, dependiendo de la dosis de aplicación, el tipo de ecosistema y factores ambientales diversos (Gebremariam *et al.* 2012). Recientemente, la Unión Europea restringió su uso a una menor cantidad de cultivos y disminuyó el límite máximo de residuos en productos para el consumo (Comisión Europea 2016). El endosulfán es una molécula bicíclica clorada incluida en la lista de Compuestos Orgánicos Persistentes del Convenio de Estocolmo (UNEP/AMAP, 2011). Es extremadamente tóxico para la biota acuática (Jones *et al.*, 2016) y hay evidencias de toxicidad gonadal en mamíferos (Sinha *et al.*, 1997), genotoxicidad (Chaudhuri *et al.*, 1999), y neurotoxicidad (Pual & Balasubramaniam, 1997). Su persistencia es variable y depende de múltiples factores pero se han registrado tiempos de vida media entre 60-800 días (Rao & Murty 1980). Ambos han sido encontrados en nieve y en lagos del Ártico (Muir *et al.* 2007), en aguas superficiales y sedimentos de ríos (Jergentz *et al.*,



2005; Marino & Ronco, 2005; Miglioranza *et al.*, 2013), en la atmósfera (Astoviza *et al.*, 2016), lo cual demuestra su movilidad y persistencia.

La necesidad de investigar el destino de estos insecticidas y cómo minimizar su impacto se debe a que estos compuestos persistentes, tóxicos y móviles fueron detectados en agua subterránea de los acuíferos Puelche y Pampeano en el Área Metropolitana de Buenos Aires (Acumar, 2009). Esto indica una migración desde el suelo a los acuíferos, situación que se agrava al reconocer que son fuente de agua de consumo de 3,3 millones de habitantes que aún no tienen servicio de red (CELS 2009). La escasa bibliografía a nivel local está enfocada en la detección de estos xenobióticos en distintos compartimentos ambientales (De Gerónimo *et al.*, 2014; Tombesi, 2014; Silva Barni *et al.*, 2016) o en la toxicología de los mismos (Mugni, *et al.*, 2011), existiendo una escasa literatura sobre la mitigación de sus impactos. La estrategia para remediar esos suelos debe tener en cuenta tanto los costos como la factibilidad. Los métodos físicos, como la pirólisis o el traslado a rellenos de seguridad, no son compatibles en este contexto porque, entre otros aspectos, producen daños irreversibles sobre esta matriz y el ambiente. Es por esta razón que debería prestarse atención y dirigir esfuerzos hacia el desarrollo de métodos biológicos más amigables con el ambiente, que permitan remover contaminantes orgánicos *in situ* y sean compatibles con la actividad hortícola.

La biorremediación, en este sentido, es una técnica que aprovecha la capacidad de los microorganismos del suelo para degradar contaminantes, en este caso plaguicidas. La biodegradación por parte de los microorganismos nativos del suelo a través de complejas y efectivas rutas metabólicas es parte del fenómeno conocido como atenuación natural. Hay otros factores que afectan la estabilidad del compuesto, como las características químicas del plaguicida, las condiciones ambientales como: temperatura, pH, textura del suelo, contenido de materia orgánica, humedad, potencial redox, entre otros (Jaiswal & Verna, 2017). Estas condiciones sitio-específicas deben ser tenidas en cuenta para que el proceso de biorremediación sea exitoso.

El primer objetivo de este trabajo fue estudiarla degradación de estos plaguicidas en un suelo hortícola tradicional y evaluar en qué proporción la degradación microbiana participa de la atenuación natural. Un segundo objetivo fue conocer y comparar tasas de degradación de estos mismos plaguicidas en un suelo hortícola sin historia de uso de plaguicidas y un pastizal no intervenido. Se espera que los resultados obtenidos sirvan como base para futuros estudios de biorremediación con suelos de la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo en microcosmos con suelo proveniente de la zona hortícola platense (abarcando los partidos de Florencio Varela y La Plata) pero con tres historias de uso diferentes: un establecimiento hortícola con 25 años de producción orgánica (SA), suelo de un establecimiento hortícola convencional (SH) con 20 años de producción, historia de uso de endosulfán y actual aplicación de clorpirifós; y de una pastura de uso recreativo del Parque Pereyra Iraola tomado como suelo de referencia (SR). El suelo se tomó de los primeros 20 cm de profundidad, se secó al aire y se lo pasó por malla de 2 mm. Los tratamientos se definieron según su historia de uso y además un control negativo (SHE), que consistió en suelo de SH esterilizado durante una hora en autoclave por tres días consecutivos, en cuyos intervalos se mantuvo a temperatura ambiente. Cada uno de los suelos fue distribuido en porciones de 100 g en frascos de vidrio con tapa por triplicado para cada tiempo de observación (4 tratamientos x 3 réplicas x 7 tiempos de observación). Luego de una pre incubación a 25 °C a todos los frascos se les aplicó la misma concentración inicial de una solución de los formulados comerciales de clorpirifós (Lorsban® 48%p/v, Dow AgroSciences) y endosulfán (Thionex® EC, 35%p/v, Makhteshim) según la dosis máxima recomendada por sus fabricantes: 5 y 3 L/ha respectivamente. Además hubo nueve frascos adicionales que fueron los controles sin contaminar de SR, SH y SA cuyo propósito fue conocer concentraciones iniciales de plaguicidas presentes en esos suelos y contrastar la respuesta de los microorganismos pre y post aplicación. Todos los frascos se mantuvieron húmedos al 30-40% de su capacidad de campo con agua destilada y esterilizada, las condiciones de incubación fueron oscuridad y 25 °C por 120 días. En cada fecha de observación se homogenizó el contenido total de cada frasco y por cuarteo se llegó a una submuestra de $(4 \pm 0,03)$ g para el estudio de plaguicidas, una submuestra de 40 g para respiración basal inmediata, el resto se lo conservó a -20 °C para posterior análisis.

Para la extracción de residuos de plaguicidas se utilizó una mezcla de acetona y ciclohexano pre-destilados (1:1) en una proporción suelo:solvente 1:2, combinando la utilización de baño ultrasonido y agitación mecánica. Esta suspensión se filtró a través de una columna empaquetada con 1 g de sílicagel 60 para columnas cromatográficas y 0,5 g

de sulfato de sodio en la parte superior. El análisis por cromatografía gaseosa se realizó según Querejeta *et al.* (2014) en un cromatógrafo gaseoso con detector de captura de electrones (Perkin Elmer, USA). El contenido de nitrógeno total se cuantificó según ISO 11261 (1995), pH (1:2,5 en agua destilada), conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico por desplazamiento con cloruro de bario y cuantificación de cationes intercambiables por absorción atómica y/o fotometría según cada caso. El análisis textural se realizó por el método de Bouyoucos. La respiración basal microbiana se midió incubando 25 g de suelo y usando trampa álcali (NaOH 0,1M) en frascos cerrados. Transcurridas 24 horas, se tituló la solución contenida en el vaso con HCl 0,1M (Isermeyer 1952 modificado). La actividad enzimática deshidrogenasa (ADH) se determinó para cuatro fechas, incubando suelo en presencia de un aceptor de electrones artificial, el trifeniltetrazolio (TTC), y se cuantificó su producto de reducción, el trifenilformazán (TFF) por espectrofotometría (Alef 1995). Las curvas de degradación de los plaguicidas se analizaron con el programa GraphPad Prism© versión 6.01. Estas funciones exponenciales decrecientes permiten calcular el tiempo de vida media de estos plaguicidas. La vida media λ se calculó como: $\lambda = \frac{\ln 2}{k}$ y se expresó en días. Para poder comparar las vidas medias se normalizaron las curvas y se trabajó con la variable “% de recuperación relativa” que se obtiene calculando la concentración de plaguicida a un tiempo t, dividirlo por la concentración de ese plaguicida en t inicial y multiplicar por cien, para cada tratamiento. Los análisis de varianza (ANOVA) correspondientes y el test de comparaciones múltiples LSD de Fisher se realizaron con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2014). Todos los datos y modelos fueron testeados por medio de herramientas gráficas para evaluar presencia de “outliers”, normalidad y homogeneidad de varianzas. Para los datos de actividad ADH se realizó una transformación de variable.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización del suelo empleado se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Características fisicoquímicas del suelo empleado en el experimento.

Suelo	CIC ¹	CI (meq/100gr)				PSI (%)	pH	COT (%)	N total (%)	Textura (%)			Clase Textural ²
		Ca	Mg	K	Na					Arena	Limo	Arcilla	
SH	16,8	11,89	3,1	2,67	0,79	4,7	6,8	2,04	0,23	33	46,64	20,36	F
SA	19,9	15,45	2,37	1,08	0,91	4,6	7,78	1,35	0,13	29	30,64	40,36	A
SR	11,53	5,94	2,02	1,12	0,38	4,25	6,52	3,00	0,19	17,33	58,50	24,17	FL

¹ CIC: Capacidad de intercambio catiónico (meq/100gr); CI: Cationes intercambiables; PSI: porcentaje de sodio intercambiable; COT: carbono orgánico total; C/N: relación carbono/nitrógeno. ² F: franco; A: arcilloso; FL: franco limoso

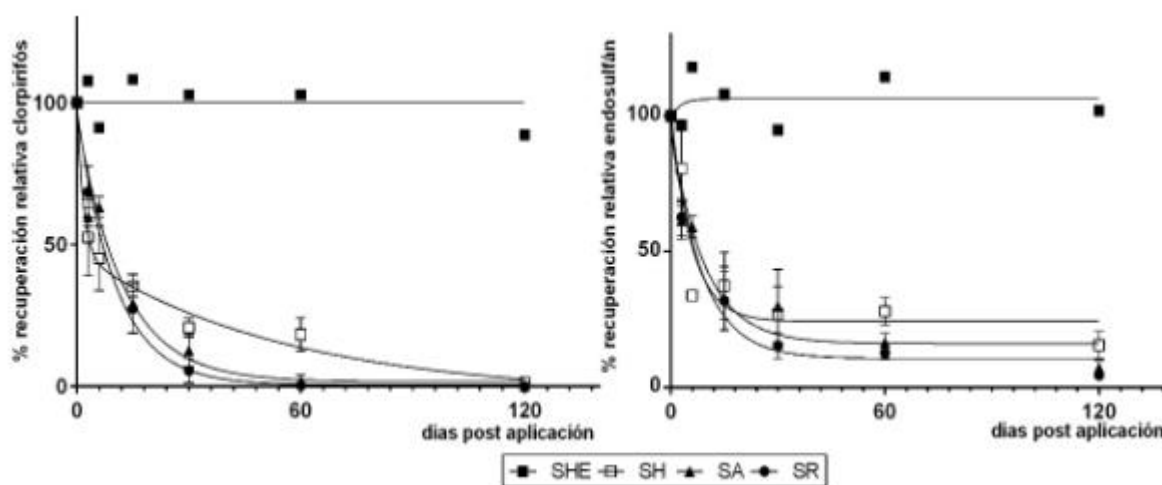


Figura 1: curvas de degradación de clorpirifos y endosulfán. Se grafican las medias de 3 observaciones y la función de ajuste exponencial decreciente para todos los tratamientos. She: suelo de huerta estéril; sh: suelo hortícola convencional; sa: suelo hortícola de producción orgánica; sr: suelo de un pastizal de uso recreativo.

En la Fig. 1 se muestran las curvas de degradación de estos plaguicidas para los distintos tratamientos. En ambos la concentración inicial en SHE se mantuvo estadísticamente igual hasta el final del ensayo y en el resto de los tratamientos la degradación se ajustó a un modelo cinético de primer orden ($C_t = C_0 * e^{-kt}$), en donde C_t es la concentración del plaguicida a t días post aplicación, C_0 es la concentración inicial, k es tasa de degradación (constante) y t días post aplicación. Con excepción del suelo estéril (SHE) cuyo valor de ajuste es razonablemente cercano a cero ya que no hubo degradación, el resto de los tratamientos tuvieron buenos ajustes y los valores de R^2 se muestran en la tabla 2. El clorpirifos en SH tiene una rápida degradación inicial hasta los primeros 10 días del ensayo, luego la tasa disminuye y la pendiente es menor incluso que en SA y SR. Para estos últimos, las curvas son similares entre sí y el clorpirifos alcanza valores inferiores al límite de detección a los 60 días luego de la aplicación. Respecto al endosulfán no se hallaron diferencias significativas en cuanto a su vida media pero se puede ver como a los 60 y 120 la concentración en SR y SA fue menor que en SH ($p < 0,05$).

Tabla 2: Datos cinéticos de las curvas de degradación. Los valores representan medias (n=3). Dentro de cada columna, medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

	R^2 Clorpirifós	Vida media Clorpirifós	R^2 Endosulfán	Vida media Endosulfán
SHE	0,16	224,10	0,0005	2110,41
SH	0,87	3,87 ^a	0,74	4,06 ^a
SA	0,89	8,38 ^b	0,87	6,58 ^a
SR	0,85	12,04 ^b	0,86	6.15 ^a

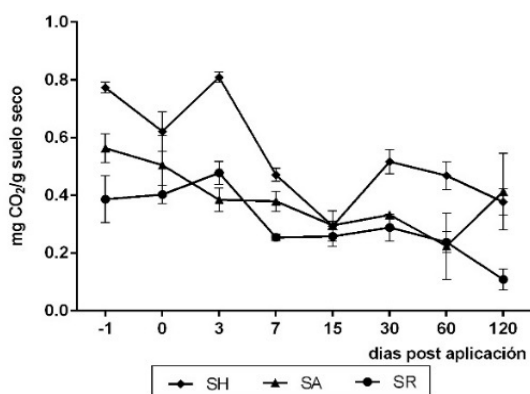


Figura 2: Evolución de la respiración basal (media $\pm$ desvío estándar, n = 3) en suelo. el tiempo -1 corresponde a la situación previa aplicación.

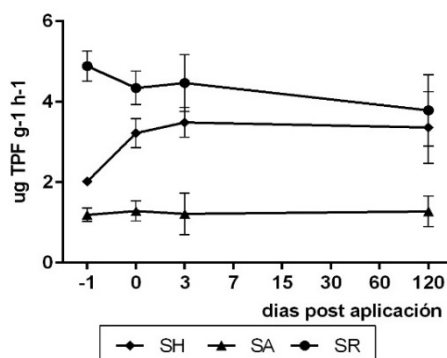


Figura 3: Evolución de la actividad deshidrogenasa en suelo (media $\pm$ desvío estándar, n = 3)

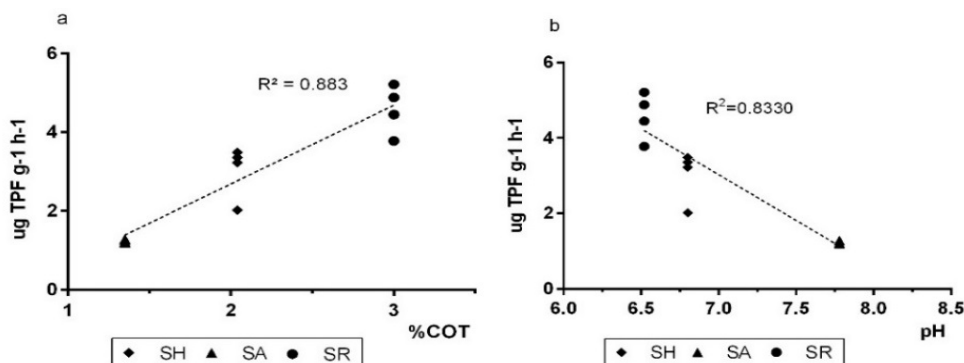


Figura 4: Relación entre actividad deshidrogenasa y a) %COT, b) pH. Cada punto representa la media de 3 réplicas.



En cuanto a las variables bioquímicas medidas, la respiración basal media se ordenó de la siguiente manera $SH > SA > SR$ (LSD Fischer: $p < 0,05$). En la figura 2 se presentan los resultados para cada fecha de observación. SH fue el único tratamiento donde se observó disminución de la respiración luego de la aplicación de los plaguicidas y luego de tres días se recuperó volviendo a su valor inicial. Estas mayores tasas de respiración inicial (0,3,7 días) coinciden con el periodo de mayor biodegradación de los plaguicidas y en general la respiración edáfica resultó inversamente proporcional a la vida media de los plaguicidas para los tres suelos. La actividad deshidrogenasa presentó diferencias ($p < 0.0001$) según tipo de suelo (Fig. 3) quedando ordenados de la siguiente manera: $SR > SH > SA$ (LSD Fischer: $p < 0,05$). SH fue el único tratamiento en donde se observó un aumento posterior a la aplicación y luego no varió en las siguientes fechas de observación. Tanto en SR como en SA los niveles de actividad no variaron respecto a la situación sin contaminar. Según la literatura (Wolińska & Stępniewska, 2012), el pH y el %COT son factores que afectan la ADH en suelo por lo que se buscó relacionar estas variables obteniendo correlaciones de $R^2=0,83$ y $R^2=0,88$ respectivamente (Fig. 4).

La finalidad de este trabajo fue conocer en qué medida la degradación microbiana natural actúa sobre estos insecticidas en suelos de la zona productiva. Las tasas de degradación en suelo estéril permitieron concluir que el efecto de la volatilización, hidrólisis y/o adsorción en el tiempo fue despreciable y se demostró que la acción de los microorganismos nativos (bacterias, hongos, actinomicetes y virus) es la responsable de la remoción de compuestos tóxicos del suelo bajo estas condiciones. La mayor degradación inicial se vio en SH lo cual sugiere que existe una población microbiana adaptada al uso intensivo de plaguicidas y de rápida respuesta. Esto coincide con Querejeta *et al.* (2014) quienes observaron que en un suelo hortícola similar a SH la degradación de clorpirifos es mayor que en un suelo control, en donde no hubo degradación alguna. Los autores explicaron esta diferencia aislando e identificando exitosamente un mayor número de cepas bacterianas degradadoras de plaguicidas en el suelo hortícola. Consideramos que la duración del ensayo (120 días) fue acertada, ya que permitió mostrar que en el largo plazo es en SA y en SR en donde se deja de detectar clorpirifos y en donde la concentración de endosulfán es significativamente menor. Estos resultados sugieren que el destino de los plaguicidas en el establecimiento con uso intensivo es la acumulación en suelo y por el contrario, SA y SR demostraron mejor calidad en cuanto a su función degradadora.

Las propiedades bioquímicas determinadas no tuvieron una respuesta homogénea y además variaron según el tratamiento. Por un lado la respiración basal en SH se vio afectada negativamente en el inicio y se recuperó luego de tres días, lo que puede estar mostrando el recambio entre especies de microorganismos sensibles por otras tolerantes a estos plaguicidas. A futuro sería interesante realizar análisis de diversidad funcional con el doble objetivo de comparar los suelos microbiológicamente y poder observar cambios de tipo “turnover” en el tiempo relacionados con la co-metabolización de estos plaguicidas. Por otro lado, según Kumar M. & L. Philip (2017) la enzima deshidrogenasa puede ser sintetizada por los microorganismos del suelo como una respuesta a la contaminación, en cuyo caso se expresa como un aumento en la actividad, tal como se vio en SH; pero una ausencia de respuesta no significa que no haya habido una acción biorremediadora sino que posiblemente las enzimas que participaron en la descomposición no fueron medidas. La interacción entre factores bióticos y abióticos es tan compleja que una modificación en un factor ambiental, como puede ser una mayor concentración del plaguicida, o una disminución en la humedad del suelo, puede producir nuevos resultados. Aun así estos plaguicidas a estas concentraciones no afectaron negativamente la ADH y la diferencia entre tratamientos se atribuyó a las características intrínsecas del suelo (%COT y pH). Los resultados de este trabajo permitirán evaluar técnicas de biorremediación que requieran de datos experimentales sobre la dinámica de estos plaguicidas y el rol de la degradación microbiana natural en suelos de la zona.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias de la Univ. Nacional Gral. Sarmiento. Proyecto financiado por la Universidad de Buenos Aires por el financiamiento (UBACyT 20220140100042BA).

BIBLIOGRAFÍA

- ACUMAR. 2009. Resultados analíticos de calidad de los acuíferos pampeano y puelche mayo 2008 – junio 2009
- Alef K. 1995. Dehydrogenase activity in Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Alef K. y P. Nannipieri. (eds.) pp. 228–231. Academic Press



- Arshad M, S Hussain & M Saleem. 2007. Optimization of environmental parameters for biodegradation of alpha and beta endosulfán in soil slurry by *Pseudomonas aeruginosa*. *J Appl Microbiol* 104: 364-370
- Astoviza MJ, N Cappelletti, C Bilos, MC Migoya & JC Colombo. 2016. Massive airborne Endosulfan inputs related to intensive agriculture in Argentina's Pampa. *Chemosphere* 144: 1459-1466
- ATSDR. 2010. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades División de Toxicología y Medicina Ambiental. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- CASAFE. 2012. Mercado Argentino 2012 de Productos Fitosanitarios.
- Centro de Estudios Legales y Sociales (CELS), Asociación Civil por la Igualdad y la Justicia (ACIJ), Center on Housing and Rights and Eviction (COHRE), El acceso a agua segura en el área metropolitana de Buenos Aires. Una obligación impostergable, Programa Servicios Públicos, Buenos Aires, 2009.
- Chauduri K, S Selvaraj & A Pal. 1999. Studies on the genotoxicity of endosulfán in bacterial systems. *Mutat res.* 439(1):63-7.
- Comisión Europea. 2006. Towards a Thematic Strategy on soil protection. SEC (2006) 620 y SEC (2006)1165.
- Comisión Europea. 2016. Legislation on Maximum Residue Levels. MRLs for chlorpyrifos in or on certain products EU 2016/60
- De Gerónimo E., C. Aparicio, R. Portocarrero, S. Bárbaro, S. Jaime & J. Costa. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere* 107: 423-431
- Defensor del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires. 2015. Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencias sobre la salud. UNLP.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada & C.W. Robledo. InfoStat versión 2014. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Feito M.C. 2011. Agricultura familiar con enfoque agroecológico en zonas periurbanas. Análisis de una experiencia de intervención para el desarrollo rural en Luján (Buenos Aires, Argentina). VII Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Buenos Aires
- Ghadiri H. & C. W. Rose. 2001. Degradation of endosulfan in a clay soil from cotton farms of western Queensland. *J Environ Manage* 62, 155-169.
- Gebremariam S.Y., M. Beutel, D. Yonge, J.B. Harsh & M. Flury. 2012. Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. *Rev Environ Contam Toxicol.* 215:123-75
- Hageman KJ., SL Simonish, DH Campbell, GR. Wilson & D.H. Landers. 2006. Atmospheric deposition of current-use and historic-use pesticides in snow in national parks in the western United States. *Environ Sci Technol* 40(10):3174-3180
- Isermeyer H. 1952 en *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Alef K. y Nannipieri P. (eds.) 1998. Academic Press
- Ismail BS, A.O.S. Enoma, UB Cheah, KY Lum & Z. Malik. 2000. Microbial degradation of endosulfán in agricultural soils. *AJSTD*, 22 (2005), pp. 233-240
- Jaiswal DK & JP Verna. 2017. Microbe Induced Degradation of Pesticides in Agricultural Soils en *Microbe-Induced Degradation of Pesticides*. S.N. Singh (ed.), Environmental Science and Engineering. Springer International Publishing Switzerland.
- Jergentz S, H Mugni, C Bonetto & R Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61: 817-826
- Jones DK, J Hua & RA Relyea. 2016. Effects of Endosulfan in Freshwater Pond Communities. *FreshwSci* 35 (1): 152-63.
- Kumar M & L Philip. 2017. Remediation of Endosulfan Contaminated System by Microbes en *Microbe-Induced Degradation of Pesticides*. S.N. Singh (ed.). Environmental Science and Engineering. Springer International Publishing Switzerland
- Marino D & A Ronco. 2005. Cypermethrin and Chlorpyrifos Concentration Levels in Surface Water Bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. *B Environ Contam Tox* 75 (4):820-826
- Miglioranza, KSB, M Gonzalez, PM Ondarza, VM Shimabukuro, FI Isla, G Fillmann, JE Aizpún & VJ Moreno. 2013. Assessment of Argentinean Patagonia pollution: PBDEs, OCPs and PCBs in different matrices from the Río Negro basin. *Sci. Total Environ.* 452-453, 275-285
- Mugni H, A Ronco & C Bonetto. 2011. Insecticide toxicity to in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina), *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol 74 (3): 350-354, ISSN 0147-6513
- Muir DCG, CA Teixeira, M Alae & M Hermanson. 2007. Persistent organohalogenes and current use pesticides in remote lake waters, sediments, and ice caps. In: Castro-Jiménez J, Eisenreich SJ, Vices I. 2007. Persistent 42



- Organic Pollutants (POPs) in the European Atmosphere: An Updated Overview. Institute for Environment and Sustainability. European Commission, Directorate-General, Joint Research Centre. EUR 22876 EN. Pp88-95
- Porto AM, GZ Melgar, MC Kasemodel & M Nitschke. 2011. Biodegradation of pesticides, pesticides in modern world- Pesticides use and management. Dr. Margarita Stoytcheva (Ed.), InTech, DOI: 10.5772/17686
 - Pual V & E Balasubramanaim. 1997. Effect of single and repeated administration of endosulfan on behavior and its interaction with centrally acting drugs in experimental animals: A mini review. Environ. Toxicol. Pharmacol.3:151-157
 - Querejeta GA, LM Ramos, D Vullo, A Zalts & JM Montserrat. 2014. Environmental Fate of Trifluralin, Procymidone and Chlorpyrifos in Small Horticultural Production Units in Argentina. Water Air Soil Pollut 225:1952.
 - Silva Barni MF, P Ondarza, M Gonzalez, R Da Cuña, F Meijide, F Grosman, P Sanzano, FL Lo Nostro & KSB Miglioranza. 2016. Persistent organic pollutants (POPs) in fish with different feeding habits inhabiting a shallow lake ecosystem, Sci Total Environ 550: 900-909.
 - Sinha N, R Narayan & D Saxena. 1997. Effect of Endosulfan on the Testis of Growing Rats. B Environ Contam tox 58(1):79-86.
 - Souza Casadinho J & S Bocero. 2008. Agrotóxicos: Condiciones de utilización en la horticultura de la Provincia de Buenos Aires (Argentina), Revista Iberoamericana de Economía Ecológica, 9: 87-101
 - Tombesi N. 2014. Persistent Organic Pollutants (POPs) in the atmosphere of agricultural and urban areas in the Province of Buenos Aires in Argentina using PUF disk passive air samplers. Atmos Pollut Res 5 (2):170-178
 - UNEP/AMAP. 2011. United Nations Environmental Program/Arctic Monitoring and Assessment Program. Climate change and POPs: predicting the impacts Report of the UNEP/AMAP Expert Group, Secretariat of the Stockholm Convention, Geneva, Switzerland (2011), p. 62
 - USGS. 2015. The NAWQA Pesticide National Synthesis Project. U.S. Geological Survey. Predicting Pesticides in Streams and Rivers: Where is Water Quality at Risk? <http://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/>
 - Wolińska A & Z Stępniewska. 2012. Dehydrogenase Activity in the Soil Environment. Cap 8. R.A. Canuto (ed.). Biochemistry, Genetics and Molecular Biology. Dehydrogenases. ISBN 978-953-307-019-3.



C6P10. PLAGUICIDAS EN EL PERFIL DEL SUELO. COMPARACIÓN DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Caprile, Ana Clara¹; Andriulo, Adrian E.¹; Sasal, Maria Carolina² y Repetti, María Rosa³

¹INTA EEA Pergamino. Av Frondizi km 4,5 (Ruta 32). Pergamino, Buenos Aires. ²INTA EEA Paraná. Ruta 11, km 12.5, Oro Verde, Entre Ríos. ³FIQ-UNL; Santiago del Estero 2829, Santa Fe, Santa Fe. caprile.ana@inta.gob.ar

RESUMEN

Los plaguicidas, después de ser aplicados, además de cumplir con su función objetivo, se distribuyen en el ambiente y pueden ser retenidos, degradados y/o transformados, o también transportados fuera del lugar de su aplicación. El grado de intensificación de la secuencia de cultivo afecta su destino y su dinámica en el suelo. El objetivo de este trabajo fue comparar las cantidades de plaguicidas acumulados en el perfil del suelo bajo diferentes sistemas de cultivos. El estudio se realizó en un ensayo de sistemas de producción de cultivos de larga duración ubicado en la EEA Pergamino del INTA en 3 tratamientos: monocultivo de soja (S), rotación maíz-soja-trigo/soja (R) y producción orgánica avena-soja-vicia/maíz (PO). En el mismo, se cuenta con la historia de uso de los plaguicidas utilizados desde el inicio del ensayo hasta la actualidad. El ensayo está localizado en una loma plana, ocupada por un Argiudol típico serie Pergamino. El muestreo de suelo se realizó luego de 9 campañas. Se extrajeron muestras dividiendo el perfil en 6 espesores: 0-5, 5-20, 20-30, 30-57, 57-82 y 82-100 cm. Se determinaron los siguientes compuestos: azoxistrobina, ciproconazole, carbendazim, cipermetrina, clorpirifós, 2,4 D, atrazina, glifosato, ácido aminometilfosfónico (AMPA) y metsulfuron-metil. Se calculó la cantidad acumulada de cada principio activo en todo el perfil al momento de muestreo, utilizando la sumatoria de los productos de la concentración del plaguicida y la masa de cada espesor de suelo. Metsulfuron-metil no fue detectado en ningún tratamiento, a pesar de haber sido aplicado varias veces en R y S. Azoxistrobina, ciproconazole, carbendazim y cipermetrina no fueron detectadas en PO; además, la última molécula tampoco fue detectada en R. Las cantidades de azoxistrobina y ciproconazole fueron mayores en R que en S (5,18 vs 1,28 y 0,80 vs 0,05 g ha⁻¹, respectivamente). Hubo mayor cantidad acumulada de clorpirifós en R (6,81 g ha⁻¹) que en S (2,53 g ha⁻¹). No se encontró diferencias entre los 3 tratamientos para 2,4 D (10,77 g ha⁻¹) y atrazina (20,59 g ha⁻¹), aunque éstos fueron aplicados en R y S. Glifosato y AMPA fueron detectados en todos los tratamientos pero en mayor cantidad en R y S (2,1 y 13,11 g ha⁻¹, respectivamente) que en PO (0,6 y 0,88 g ha⁻¹, respectivamente). La detección de varios compuestos en PO reafirma la idea que éstos pueden alcanzar lugares no deseados. Esto se evidencia al encontrarlos tanto en los primeros centímetros del suelo (glifosato), lo cual se atribuye a deposiciones recientes, como en profundidad (clorpirifós, 2,4 D y atrazina), pudiendo atribuirse a una historia previa de agricultura convencional y a su persistencia. El AMPA se encontró en mayor cantidad que glifosato, lo que señala su acumulación en el suelo. Los plaguicidas son retenidos en el suelo y pueden acumularse por largo tiempo. Estudiar su dinámica en el ambiente y sus destinos nos permitirá encontrar sistemas de producción que optimicen las funciones de reciclado del suelo, que controlen su egreso del sistema para evitar la contaminación de ecosistemas adyacentes.

Palabras clave: retención, producción orgánica, acumulación



C6P11. COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y DE ASERRADEROS EN EL VALLE ÁRIDO DE CHILECITO (LA RIOJA)

Cherbiy-Hoffmann, Silvana U.; Figuerola, Patricia I. y Valdez, Jesús D.

Departamento de Ciencias Básicas y Tecnológicas, Universidad Nacional de Chilecito. 9 de Julio 22. Chilecito, La Rioja. Argentina.
scherbiyhoffmann@gmail.com

RESUMEN

La agroindustria del tomate desecha entre 280 y 400 toneladas de residuos orgánicos semana⁻¹ en el basural municipal de Chilecito (La Rioja), donde son eliminados por incineración a cielo abierto y/o por soterramiento. Una alternativa adecuada para la gestión municipal de la fracción orgánica de tales residuos, es el compostaje. Sin embargo, su baja relación C/N no permite un adecuado compostaje, sin el agregado de otros residuos ricos en carbono, como el aserrín, astillas, virutas y cortezas, que desechan los aserraderos (2-4 toneladas semana⁻¹). En este sentido, el objetivo de nuestro estudio fue evaluar el proceso de co-compostaje de residuos de tomate y de madera, usando dos métodos del sistema abierto de pequeña escala. Se utilizaron 423 kg de restos de tomate para armar 2 pilas, una con volteo (170 x 150 x 70 cm) y una estática (120 x 100 x 73 cm). Las características químicas de la mezcla inicial de residuos fueron: relación 2:1 en peso seco (descarte de madera y de tomate, respectivamente), relación C/N 27-31, relación carbono hidrosoluble/nitrógeno total 0,7-1,2; pH 5,2-5,9 y conductividad eléctrica (CE) de 4,4-6,0 mS/cm. En ambas pilas, se realizó un estricto control de la humedad (que se mantuvo próximo al 50%) y de la temperatura. La temperatura de las pilas se midió en 8 posiciones diferentes a una altura de 35 cm desde el suelo, con una frecuencia diaria en los primeros dos meses (Febrero-Abril/17); luego cada 4 días (Mayo/17) y finalmente, cada 10 días (Junio/17), cuando la temperatura de las pilas igualó a la temperatura ambiente (y no varió con los volteos). La fase mesófila inicial duró 24 horas en ambas pilas, evidenciándose un rápido incremento de ≈ 20 °C sobre su temperatura inicial. Durante la fase termófila, la máxima temperatura promedio alcanzada fue mayor en la pila con volteos (65 °C a los 5 días) que en la pila estática (55 °C a los 9 días). La fase termófila duró 24 días en la pila con volteo (3 volteos); en cambio, en la pila estática duró 17 días. Los parámetros físicos (color marrón oscuro y olor a tierra mojada) y los valores de la mayoría de parámetros químicos analizados, indicaron que el compost en los 2 tipos de pila, se estabilizó a los 176 días. Las características químicas del compost de la pila con volteo (relación carbono hidrosoluble/nitrógeno total 0,5; carbono orgánico total 38%, relación $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{NO}_3^--\text{N}$ 0,4; pH 7,5; CE 2,6) y de la pila estática (relación carbono hidrosoluble/nitrógeno total 0,9; carbono orgánico total 32%, relación $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{NO}_3^--\text{N}$ 0,1; pH 8,2; CE 3,2) fueron similares. Preliminarmente, los resultados indican que el proceso de co-compostaje de los residuos de la agroindustria del tomate y de los aserraderos, es técnicamente posible en pilas estáticas y con volteo de pequeña escala; y sugieren que es una opción sustentable y económicamente viable para el tratamiento de residuos sólidos biodegradables. Pero más estudios son necesarios para evaluar la factibilidad del compostaje en sistemas abiertos de mediana y gran escala.

Palabras clave: pila estática, pila con volteo, pequeña escala



C6P12. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA MEDICIÓN A CAMPO DE ÓXIDO NITROSOS DESDE SUELOS

Cosentino, Vanina R. N.^{*1}; Romaniuk, Romina I.¹; Lupi, Ana M.¹; Rimski Korsakov, Helena²; Álvarez, Carina R.² y Ciarlo, Esteban²

¹Instituto de Suelos, CIRN, INTA Castelar. ²Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires. cosentino.vanina@inta.gob.ar

RESUMEN

El óxido nitroso (N_2O) es un potente gas de efecto invernadero que contribuye sustantivamente al cambio climático global. Su determinación desde el suelo se realiza mayormente utilizando cámaras estáticas, las cuales se encuentran relativamente estandarizadas. Sin embargo, la metodología utilizada para tomar las muestras desde el interior de las cámaras no es única. En este trabajo se pretende comparar tres metodologías sencillas y económicas que son actualmente utilizadas para realizar la toma de muestras de N_2O desde el interior de cámaras estáticas, y evaluar cuál es la que mejor representa las emisiones reales a campo. La evaluación se realizó con 23 cámaras localizadas en 5 sitios con características edáficas contrastantes. Los valores de emisión de N_2O cuantificados variaron desde 0 a 450 μg de $N-N_2O$ $m^{-2} h^{-1}$. De los tres métodos evaluados el método de vacío mediante el uso de bombas fue el que mejor explicó las emisiones de N_2O desde el suelo (captando el 97,7% de las emisiones máximas), seguido por el método de intercambio de gas por desplazamiento (76,6%) y finalmente por el método de vacío con jeringa (53,8%).

Palabras clave: gases de efecto invernadero, metodologías, suelo

INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso (N_2O) es un potente gas de efecto invernadero que contribuye sustantivamente al cambio climático global. Se estima que el efecto de 1 kg de N_2O equivale a 300 kg de CO_2 y que contribuye en alrededor del 6% al efecto de calentamiento global (Rapson & Draques, 2014). El N_2O es emitido por los suelos como un producto derivado de los procesos bioquímicos de nitrificación y desnitrificación. La cuantificación del flujo de N_2O desde el suelo ha aumentado significativamente a partir de 1990 producto de su impacto en el calentamiento global y la necesidad de dimensionar las fuentes de emisión de mayor relevancia. La mayoría de los flujos estudiados bajo condiciones de campo reportados en la literatura son obtenidos utilizando cámaras estáticas (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). Esto posiblemente se deba al bajo costo de armado y mantenimiento de las mismas. Por este motivo, varios trabajos se han centrado en revisar cuales son las características que hacen de estas cámaras apropiadas para la correcta determinación de N_2O ; sobre el tiempo de almacenamiento del gas y sobre las características del recipiente (vial) utilizado para el almacenamiento. Sin embargo, no se encuentran trabajos focalizados en determinar la metodología óptima, en términos de costo, rapidez, exactitud y precisión, para la extracción de las muestras desde el interior de las cámaras y su traspaso a los viales de almacenamiento.

Las emisiones de N_2O desde el suelo tienen una incertidumbre mayor en comparación con las de otros gases de efecto invernadero (GEI) por los bajos niveles de concentración atmosférica en los que se encuentran y su gran variabilidad espacial y temporal (Hansen *et al.*, 2013). Existen tres aspectos claves a considerar al momento de la toma de muestras de N_2O a campo con cámaras estáticas, el tipo de cámara, la metodología de toma de la muestra y el almacenamiento de la muestra. Sin embargo, la importancia dada a estos tres aspectos del muestreo no es igual. Dado este desbalance es que surge la necesidad de evaluar si diferentes las metodologías utilizadas durante el pasaje del gas desde el interior de las cámaras hasta los viales son igualmente eficaces.

Dentro de las metodologías más utilizadas para tomar la muestra del gas desde el interior de la cámara y trasvasarla a los viales, se encuentran la utilización de viales pre-evacuados, el vacío con bomba y el método de intercambio de gas por desplazamiento. Sin embargo, la utilización de viales pre-evacuados es muy costosa; por esto, suelen utilizarse como alternativas más económicas el vacío por bomba y el método de intercambio de gas por desplazamiento. Algunos autores implementan también el uso de vacío con jeringa.



En este trabajo se pretende comparar tres metodologías sencillas y económicas que son actualmente utilizadas para trasvasar muestras de N_2O desde el interior de las cámaras estáticas hasta los viales, y evaluar cuál es la que mejor representa las emisiones reales a campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó con 23 cámaras estáticas ubicadas en 5 suelos texturalmente contrastantes, localizados en diferentes ambientes y usos productivos (forestales y pasturas). Las pruebas se realizaron en diferentes estaciones del año en: 1) un Entisol de textura arenosa; 2) un Argiudol de textura franco limosa; 3) un Argiudol Vértico de textura franco arcillo limosa; 4) un Molisol de textura franco arenosa y 5) un Molisol de textura franco arcillo limosa. Los sitios 1 y 2 se localizan en la provincia de Entre Ríos, mientras que los sitios 3, 4 y 5 en la provincia de Buenos Aires.

Las características texturales de los suelos determinaron niveles de fertilidad contrastantes y rangos de humedad de 10 a 90% de EPSA (espacio poroso saturado con agua). Debido a las emisiones bajas que se registraron en las primeras determinaciones, y con el objetivo de obtener un elevado rango de emisión, en varios de los sitios se aumentaron las condiciones de humedad vía riego. También se generó un gradiente en el contenido del nitrato del suelo mediante la aplicación de fertilizante nitrogenado. Los muestreos de emisión se realizaron en todos los casos 24 hs después de la aplicación del agua y del fertilizante. Se tomaron muestras de suelo del interior de cada una de las cámaras para determinar posteriormente al muestreo del gas el contenido de nitratos y humedad (datos no mostrados).

Cuantificación del N_2O

Las determinaciones del N_2O se realizaron utilizando cámaras estáticas, las cuales se realizaron siguiendo los criterios descriptos en Rochette & Eriksen-Hamel (2008). Previo a la realización del ensayo se calibraron los tiempos de medición para evitar la saturación del gas en el interior de la cámara. Con los tiempos utilizados (0, 15 y 30 minutos) el ajuste de la recta siempre fue una función lineal (datos no mostrados).

El flujo de N_2O desde el suelo hacia la atmosfera se calculó mediante la siguiente ecuación.

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{V_m} \quad (1)$$

donde $\Delta C/\Delta t$ es el cambio en la concentración de N_2O dentro la cámara durante el tiempo de incubación (Δt), V es el volumen de la cámara ($16,7 \text{ dm}^3$), A es el área de suelo cubierta por la cámara ($0,13 \text{ m}^2$), m es el peso molecular de N_2O y V_m es el volumen molar del N_2O . El flujo de gas se calculó como el incremento en la concentración durante el periodo de incubación.

Para realizar correctamente la comparación entre las 3 metodologías propuestas para el pasaje del gas desde el interior de las cámaras hacia los viales, en cada uno de los tiempos de medición del gas se tomaron con jeringas de 60 ml, 3 muestras consecutivas separadas entre sí por un tiempo menor a 10 segundos. Una vez tomadas las 3 muestras se pasaron inmediatamente a viales de 10 ml según la metodología correspondiente. El orden de la toma de las muestras consecutivas fue al azar entre las metodologías.

Metodologías puestas a prueba

Para el pasaje de las muestras de N_2O desde las jeringas (muestras del interior de la cámara) hacia los viales, se realizaron las siguientes metodologías:

1-Intercambio de gas por desplazamiento (USDA): Esta metodología fue propuesta por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA por sus siglas en ingles) y consiste en intercambiar el aire del interior del vial por el gas proveniente del interior de la cámara (jeringa), realizando el desplazamiento del gas original por el gas de la jeringa. Para la realización de este método es muy importante que el volumen utilizado para purgar (jeringa) y desplazar el gas que se encuentra originalmente dentro del vial sea al menos 3 veces mayor que el volumen del vial de almacenamiento. Para la realización de este método es necesario contar con dos agujas, una conectada a la jeringa (ingreso de gas en el vial) y otra



clavada en la septa del vial (egreso del gas desplazado desde el vial). El método consiste en tres pasos: 1) Abrir la llave de paso de la jeringa e inyectar aproximadamente 2/3 del volumen de la muestra en el vial (esto hace que el contenido anterior del vial sea expulsado a través de la aguja extra y reemplazado por la muestra); 2) Con un movimiento suave, retirar la aguja extra mientras se continúa inyectando la mayor cantidad posible de la muestra restante (aproximadamente 1/3), sobre presurizando ligeramente el vial para garantizar la integridad de la muestra y permitiendo el análisis de múltiples muestras si es necesario y 3) cerrar la llave de paso y retirar la aguja de la jeringa de la septa (Collier, 2014).

2-Vacío por bomba: Esta metodología es ampliamente utilizada y consiste en hacer la extracción del gas de forma manual mediante una bomba de vacío. El procedimiento completo para el intercambio del gas dentro del vial consiste en tres pasos. Primero se hace vacío dentro del vial, llevando la aguja del manómetro de la bomba hasta un valor fijo. Luego, mediante la apertura y cierre de diferentes válvulas, se procede a hacer pasar el aire desde el interior de la cámara hacia el interior del vial. Finalmente, se vuelven a colocar las válvulas en la posición inicial, dejándolas preparadas para repetir los tres pasos. En cada conjunto de tres pasos aproximadamente el 90% del volumen del aire del vial es reemplazado por el mismo volumen de aire del interior de la cámara. Para asegurar el reemplazo del 100% del aire original por el aire del interior de la cámara este procedimiento es repetido tres veces. Este procedimiento completo de tres pasos es repetido para cada tiempo de muestreo (Cosentino, 2015).

3- Vacío con jeringa: Si bien el principio de esta metodología es similar al de la bomba de vacío, difiere en que el vacío sobre el vial se realiza con una jeringa y una única vez.

Criterio para el tratamiento de los datos y la selección del método

Al procesar la información relevada se plantearon condiciones de contorno. Por ejemplo, cuando el valor de la pendiente (cambio en la concentración del gas en función del tiempo) fue menor a $1,5 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y/o el valor de coeficiente de determinación (R^2) de la regresión lineal fue menor a 0,65, el valor fue considerado cero.

Emisión máxima

Se tomó como emisión de N_2O real, aquella cuya tasa fue mayor. Esto se hizo partiendo del supuesto de que en aquellas muestras en las cuales la concentración de N_2O dentro del vial fue menor al observado con las otras metodologías se debió a que el intercambio del gas original (concentración atmosférica) por el gas procedente del interior de la cámara (gas acumulado) no fue completo. Se consideró que dos metodologías eran igualmente correctas en la terminación del valor de emisión, cuando ambas presentaron la emisión máxima y diferían entre sí menos de un 10%. Se ajustaron modelos de regresión entre los distintos métodos y las emisiones máximas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de tasas de emisión de N_2O cuantificadas variaron desde 0 a $450 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. El suelo arenoso presentó los valores más bajos de emisión de N_2O y los menores R^2 . El método de la jeringa nunca detectó tasas de emisión superiores a los $250 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ sugiriendo que el vacío realizado no es completo y la inyección de la muestra en altas tasas de emisión se diluye con el gas no extraído.

En la Tabla 1 podemos observar que el método que presenta mayor frecuencia (14) de valores más altos de emisión es el vacío con bomba, seguida por el intercambio de gas por desplazamiento, el cual presenta el mejor ajuste 9 veces. Finalmente, el método del vacío por jeringa presenta el mejor ajuste solo 3 veces. Del mismo modo la emisión promedio fue mayor cuando se utilizó la metodología de la bomba con un valor de $71,70 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ seguido por la metodología de desplazamiento del gas (USDA) con un valor de $56,39 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y finalmente la metodología del vacío por jeringa con un valor promedio de emisión de N_2O de $39,58 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Esto significa que el método de vacío por bomba cuantifica el 97,7% de las emisiones máximas, el método de desplazamiento del gas (USDA) cuantificó el 76,6 % y el método de la jeringa cuantificó un 53,5%.



Tabla 1: Valor de emisión de N₂O y ajuste de la regresión lineal de las 3 metodologías y los máximos obtenidos para cada una de las 23 cámaras estudiadas.

Suelo	Cámara	Intercambio de gas		Vacío bomba		Vacío Jeringa		Valor máximo Emisión de N ₂ O
		Emisión de N ₂ O	R ²	Emisión de N ₂ O	R ²	Emisión de N ₂ O	R ²	
1	1	-0,4	0,1	-0,4	0,0	0,9	0,5	0,0
1	2	-1,1	0,1	-1,1	0,1	0,8	1,0	0,0
1	3	16,6	0,8	45,5	0,9	13,0	0,9	45,5
2	4	4,2	0,8	5,4	0,9	-0,7	0,1	5,4
2	5	6,0	0,7	5,2	0,7	-4,5	0,7	5,2
2	6	18,2	0,7	5,8	0,9	18,6	0,7	18,6
2	7	65,9	0,9	68,4	1,0	29,3	0,9	68,4
2	8	85,7	1,0	114,4	1,0	59,4	0,8	114,4
2	9	188,4	0,5	326,0	0,9	153,1	0,9	326,0
2	10	332,7	1,0	444,2	1,0	181,4	0,9	444,2
3	11	-1,3	0,4	3,1	0,8	1,5	0,8	3,1
3	12	3,7	1,0	2,3	0,6	2,5	0,8	3,7
3	13	8,8	0,8	5,3	0,8	-0,1	0,0	8,8
4	14	91,3	0,8	104,9	1,0	64,2	0,9	104,9
4	15	116,1	0,7	132,7	0,7	112,2	0,7	132,7
4	16	229,9	1,0	252,9	0,9	169,7	1,0	252,9
4	17	-1,2	0,9	1,1	0,8	4,7	0,9	4,7
4	18	2,4	0,8	10,0	1,0	5,2	1,0	10,0
4	19	26,3	0,9	10,8	0,9	1,4	0,4	26,3
4	20	22,2	1,0	27,3	0,9	21,1	1,0	27,3
5	21	9,3	1,0	6,8	1,0	6,0	0,8	9,3
5	22	22,5	0,9	18,9	0,9	16,2	0,9	22,5
5	23	50,6	1,0	59,8	1,0	54,3	0,8	59,8
Mejor ajuste del método		9 veces		14 veces		3 veces		
Emisión promedio		56,39		71,70		39,58		73,63
% de emisión		76,6		97,4		53,8		100,0
R² promedio		0,77		0,82		0,76		

Se calculó el grado de asociación entre la tasa de emisión máxima y la tasa de emisión por cada método. Los valores de los coeficientes de correlación R² presentaron el siguiente orden 0,99>0,97>0,96 para bomba, USDA y jeringa respectivamente. Como se observa, la tasa máxima de emisión se asocia muy fuertemente con las cuantificaciones realizadas por el método de la bomba (prácticamente 1:1), y no es despreciable la asociación hallada con el método de la jeringa. La pendiente de la curva con el método de la bomba es de 1,00, mientras que el método de desplazamiento es de 0,73; esto indica una subestimación del método USDA. El comportamiento de los datos resultantes del método de vacío con jeringa se describe adecuadamente con un modelo cuadrático indicando que para las más altas tasas de emisión detectadas en este trabajo serían subestimadas si se emplea esta metodología.

De las tres metodologías comparadas en este trabajo el método de vacío con bomba fue el que captó los valores máximos de emisión la mayor cantidad de veces, presento el valor más alto de emisión de N₂O promedio y el mayor R². El método de intercambio de gas, también captó los mayores valores de emisión un número menor pero elevado de veces, pero presentó un valor de emisión de N₂O promedio aproximadamente un 20-30% menores, por lo que este método

parecería estar subestimando las emisiones reales. Finalmente, el método de vacío por jeringas solo mostró la emisión de N_2O máxima en 3 casos y presentó un valor de emisión promedio cercano al 60% de las emisiones máximas.

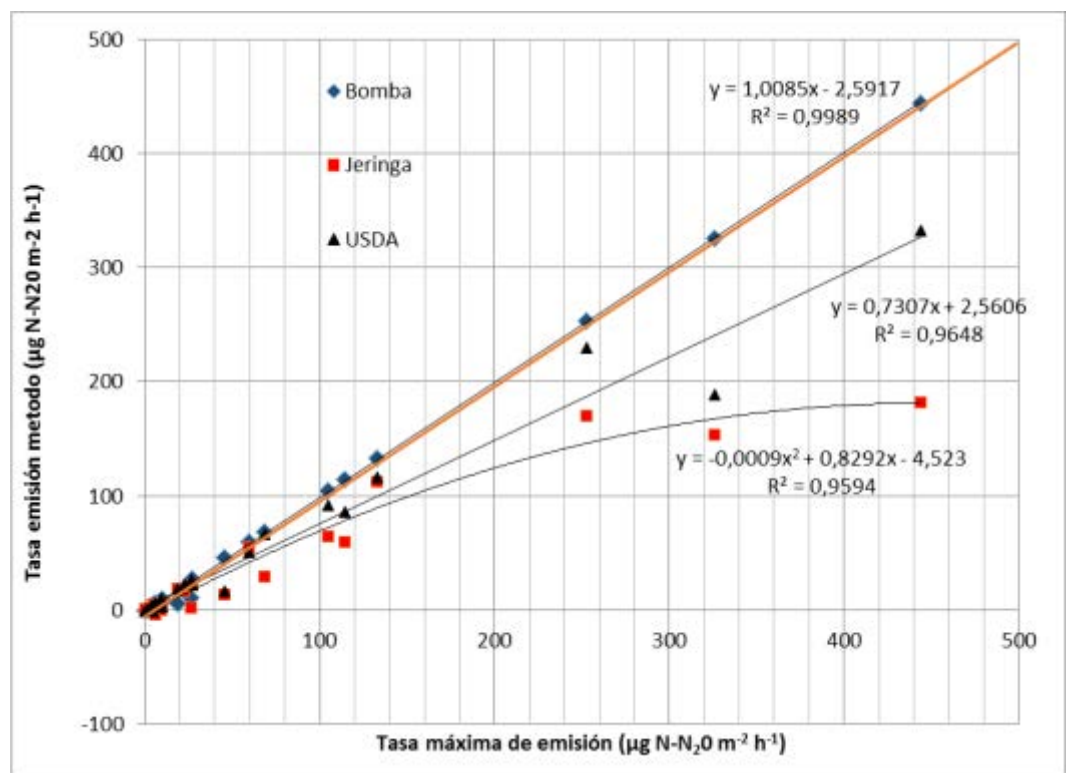


Figura 1: Relación entre la emisión de N_2O máxima y cada uno de los métodos puestos a prueba (bomba, USDA y jeringa). La línea roja representa el valor 1:1.

CONCLUSIONES

A partir de presente estudio surge que el procedimiento más adecuado para la toma de muestras desde el interior de cámaras estáticas es el vacío con bomba. El vacío realizado con jeringa no sería adecuado ya que no permite un completo reemplazo por la muestra del interior de la cámara y subestima los valores de emisión, especialmente los valores altos. El método por desplazamiento del aire, de una mayor sencillez operativa que el método de vacío por bomba, presenta una eficiencia intermedia.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el Proyecto de Investigación Aplicada PIA 14085 (programa BID 2853/OC-AR). Los autores agradecen a la estancia “El potrero de San Lorenzo” por el apoyo recibido para realizar este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Collier, SM; MD Ruark; LG Oates; WE Jokela; & CL Dell. 2014. Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers, J. Vis. Exp. 90: e52110.
- Cosentino, VRN. 2015. Factores y procesos que afectan la emisión de óxido nitroso en un suelo pampeano manejado con siembra directa. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Hensen, A; U Skiba & D Famulari. 2013. Low cost and state of the art methods to measure nitrous oxide emissions. Environ. Res. Lett. 8: 025022.
- Rapson, TD & H Dacres. 2014. Analytical techniques for measuring nitrous oxide. Trends Anal. Chem. 54: 65-74.
- Rochette, P & NS Eriksen-Hamel. 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable? Soil Sci. Soc. Am. J. 72: 331-342.



C6P13. EVOLUCION DE VARIABLES FISICOQUIMICAS EN UN SUELO BAJO RIEGO CON EFLUENTES TRATADOS EN ING JACOBACCI

Cremona, Maria V.^{1,2}; Riat, Martha C.²; Tanzer, Laura³; Velazco, Virginia⁴; Sanchez, Matias² y Magnin, Santiago³

¹INTA EEA Bariloche; ²IRNAD Sede Andina Universidad Nacional de Río Negro. ³Departamento Provincial de Aguas; ⁴AER INTA Ing. Jacobacci. cremona.mv@inta.gov.ar

RESUMEN

El uso de aguas residuales tratadas para riego es una práctica difundida en el mundo, que reduce el impacto en el ambiente y permite el aprovechamiento con otros fines, de especial interés en zonas áridas. En Ing. Jacobacci (Río Negro) las aguas residuales tratadas (ARt) escurren hacia un área de mallín que recarga el acuífero del cual se abastece la localidad aguas arriba. La reutilización aportaría al uso del agua con fines productivos y la reducción del impacto en ambientes de alto valor ecológico. Objetivo: evaluar el impacto de la reutilización en las propiedades del suelo y en la productividad vegetal. Se compara la aplicación de agua de perforación (AP) y ARt en alfalfa y campo natural. Diseño experimental: parcelas divididas utilizando ARt y AP como factor principal, dentro de las que se aleatorizó el tipo de vegetación. El riego se realiza diariamente por melgas, aplicando una lámina de aproximadamente 10 mm. Se presenta aquí la evaluación del pH, la CE y los cationes extractables, analizando sus variaciones hasta los 40 cm dentro del ensayo de forrajeras. Los resultados obtenidos muestran un descenso en el pH y un aumento en la CE estadísticamente significativos en las parcelas regadas con ARt después de 16 meses de riego. Los cationes no muestran diferencias de respuesta entre las diferentes calidades del agua, pero sí aumentos significativos del sodio y magnesio para ambas calidades al final del periodo de análisis. La reducción en el pH podría deberse a la mineralización del carbono y el nitrógeno que generan acidez. Las diferencias observadas en los cationes extractables no pueden explicarse por la calidad del agua de riego, pero podrían estar asociadas a la calidad original del agua de consumo y la de perforación.

Palabras claves: cationes extractables, riego con aguas residuales, alfalfa

INTRODUCCIÓN

El uso de aguas residuales tratadas en riego agrícola forestal es una alternativa para evitar el vuelco a cuerpos receptores hídricos, que resulta de especial interés en áreas donde la escasez de agua afecta las actividades humanas (Faleschini, 2016). Su uso en agricultura es una opción que está siendo crecientemente investigada y adoptada en zonas áridas. La misma genera un triple beneficio, ya que se reduce la presión sobre las fuentes de agua, se reciclan los nutrientes contenidos en las mismas generando un producto y se evita la contaminación del suelo y agua subsuperficial.

Se estima que a nivel mundial el agua residual se reutiliza en el riego de 20 millones de ha representando aproximadamente un 6,5% de la superficie bajo riego. Ésta es una práctica habitual entre los agricultores de los países en desarrollo, aunque no siempre está garantizada la calidad del tratamiento. Solo un 25% utiliza agua residual correctamente tratada. En el año 2006 existían en Europa más de 200 proyectos de reutilización de aguas residuales tratadas, con diferentes aplicaciones: agricultura, industria, áreas urbanas recreacionales o usos ambientales como recarga de acuíferos, o combinaciones de estos tres. La mayoría de estos proyectos se concentran en las costas o islas de la región semiárida del sur, o en las zonas densamente pobladas de áreas urbanas del norte húmedo. En la zona semiárida, el 47 % de los proyectos correspondían a usos agrícolas (Hettiarachchi & Ardakanian, 2017).

En Argentina, la reutilización de efluentes tratados para riego con destino agrícola y forestal ha sido abordada por algunas provincias como una herramienta para el manejo de sus recursos hídricos. En Mendoza se practica con diferentes niveles de formalidad desde hace más de 40 años. En Puerto Madryn (Chubut) son tratadas en una laguna facultativa y fotosintética y luego reutilizadas en forestación. En el norte de Patagonia se viene trabajando desde hace casi una década en el objetivo del "vuelco cero", esto motivó un abordaje interinstitucional de la temática.

La provincia de Río Negro, donde el 80 % de la superficie presenta clima árido o semiárido, con precipitaciones escasas y déficit de agua, depende fuertemente de sus fuentes de agua para la vida y la producción, por lo que la preservación de la calidad de las mismas debe ser un objetivo a largo plazo. En el caso particular de las localidades de la región Sur, donde el agua resulta particularmente escasa, las actividades productivas ligadas al riego son limitadas a muy pequeñas superficies y siempre en competencia con otros usos priorizados, como el consumo humano o animal. Sin



embargo, estas actividades son valoradas por las comunidades, en general ligadas a la producción ganadera, en donde la generación local de productos que benefician a la misma (forraje, reparo, leña), son altamente deseables.

Ingeniero Jacobacci, ubicado en el centro de la provincia de Río Negro, se caracteriza por situarse en un ecosistema xérico, con un estado de desertificación medio a grave, siendo su principal actividad económica la ganadería ovina (Godagnone y Bran, 2009). Presenta un clima árido y templado, con un promedio de precipitación anual de 200 mm, concentradas en otoño e invierno. Tanto las sequías, los vientos predominantes del oeste, como las bajas temperaturas invernales son limitantes para la producción agrícola-ganadera y las condiciones de vida de la población urbana y rural.

Esta localidad tiene una Planta de Tratamiento de Aguas cloacales, en funcionamiento desde el año 2010 que recibe efluentes domiciliarios de un barrio de 220 familias y genera aguas residuales tratadas, que escurren superficialmente hacia un área de mallín localizada en un sector bajo del predio que ocupa la planta.

La reutilización en este contexto se espera que genere múltiples beneficios: 1) uso del agua en una actividad productiva en un ambiente en donde de otra manera, dada la escasez de agua de la región, sería prácticamente inviable; 2) generación de productos altamente valorados (forraje y leña) en la comunidad en donde la ganadería es una actividad económica preponderante; 3) reducción del impacto del vuelco en el ambiente, en particular en el mallín ya que los humedales son ambientes de alto valor ecológico y susceptibles de conservación. Es además el mismo ambiente de donde se bombea el agua para consumo, por lo que si bien la planta de tratamiento está aguas abajo de las zonas de extracción, la preservación del acuífero es un interés prioritario. Se espera que un modelo de reutilización pueda ser replicado en otras localidades de la Provincia de Río Negro y la región.

En mayo de 2015 se firmó un Convenio entre el Departamento Provincial de Aguas, la Universidad Nacional de Río Negro, el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, la Municipalidad de Ingeniero Jacobacci y la Cooperativa de Agua y Servicios Públicos de Jacobacci, para instalar en febrero de 2016 un ensayo de reutilización de aguas residuales tratadas para la producción de forraje y material leñoso. El objetivo del mismo es evaluar el impacto de la reutilización de efluentes tratados en las propiedades del suelo y en la productividad vegetal mediante el riego. Se compara la aplicación de agua de perforación y agua cloacal tratada en alfalfa, campo natural, olivillo y sauce. En este trabajo se presentan resultados preliminares del ensayo de producción de forraje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo

El proyecto contempla la realización de dos ensayos en los que se compara el efecto en la vegetación y el ambiente del uso de agua residual tratada para riego vs el uso de agua de perforación, uno con especies forrajeras (alfalfa y campo natural) y otro con forestales (olivillo y sauce). En esta comunicación se informan los resultados preliminares del ensayo de alfalfa. El diseño experimental se realizó en parcelas divididas donde el tipo de agua utilizada para riego es el factor principal, mientras que dentro de las parcelas principales se aleatorizó el tipo de vegetación, implantando parcelas de 2 x 3 m por triplicado para cada una. La alfalfa se sembró a fines de febrero, y se comenzó a regar inmediatamente. El tratamiento de campo natural consistió en la remoción de la vegetación natural para la sistematización del terreno, permitiendo la proliferación de la vegetación espontánea, comenzando el riego en la misma época que la alfalfa. La aplicación de agua se realiza por melgas y el agua es conducida por gravedad en tuberías hasta la cabecera de las mismas. Se riega diariamente con una lámina de aproximadamente 10 mm, con el objetivo de disponer la mayor cantidad de agua tratada posible, con un sistema automatizado y bajo la supervisión del personal de la planta.

Muestreos y procedimientos analíticos

En el primer año de ensayo se realizaron tres muestreos de suelo: uno al inicio del ensayo, otro en el mes de noviembre 2016, casi 10 meses después de iniciada la aplicación de agua y un tercer muestreo en junio 2017. En esta comunicación se informan los resultados obtenidos en el primer y tercer muestreo. Para el mismo, se tomaron muestras individuales por parcela hasta los 80 cm de profundidad a intervalos de 20 cm. En laboratorio las muestras se secaron y tamizaron por malla de 2 mm, determinándose sobre cada una de ellas pH, CE, y cationes extractables (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} y K^{+}). Para la determinación de pH y CE se utilizó suspensión con relación suelo:agua de 1:2.5. Para la determinación de cationes realizó una extracción con acetato de amonio (pH: 7) y la determinación se efectuó por espectrofotometría de absorción atómica. El ensayo prevé el monitoreo de otro conjunto de variables edáficas que no son presentadas en este

trabajo. Para esta comunicación se utilizaron los resultados obtenidos de 0-20 cm y 20-40 cm. Para el análisis estadístico se realizaron análisis de variancia de los datos con el diseño en parcelas divididas y seleccionando como factor principal de interés para la comparación la fecha de muestreo (inicial y final), utilizando el programa INFOSTAT.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las parcelas regadas con agua tratada se observó, después de 16 meses de riego, una disminución del pH y un aumento de la conductividad eléctrica estadísticamente significativos ($p > 0,05$), tanto en las muestras superficiales como en profundidad, efecto que no se comprobó en las parcelas regadas con agua de perforación (Figura 1). Estos resultados ya se habían observado en los muestreos realizados en el mes de noviembre a los 9 meses de riego continuo (Riat *et al.*, 2017).

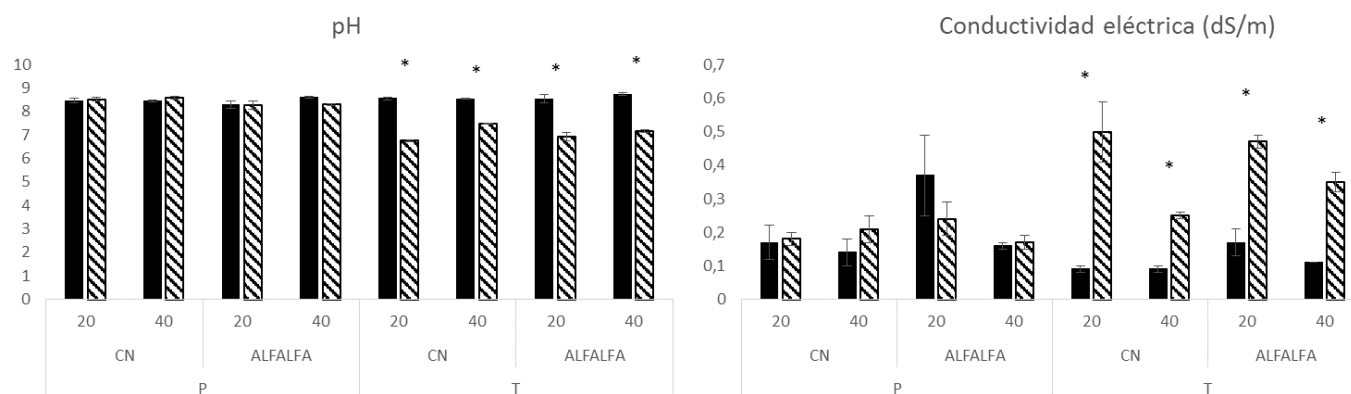


Figura 1: pH y conductividad eléctrica (1:2,5) en muestras de suelo a 20 y 40 cm de profundidad, en las parcelas de alfalfa y campo natural, regadas con agua de pozo (P) y tratada (T), en los muestreos iniciales (sólidas) y al final del período de crecimiento (rayadas). Las barras indican el error estándar y los asteriscos diferencias significativas entre fechas de muestreo.

En los cationes extractables, no se observaron patrones de respuesta marcadamente diferentes entre los dos tipos de agua utilizadas. Sin embargo, se registró una respuesta diferencial entre los tipos de catión, ya que se observaron aumentos significativos particularmente en sodio y en magnesio, presentándose en ambos tipos de agua (Figura 2).

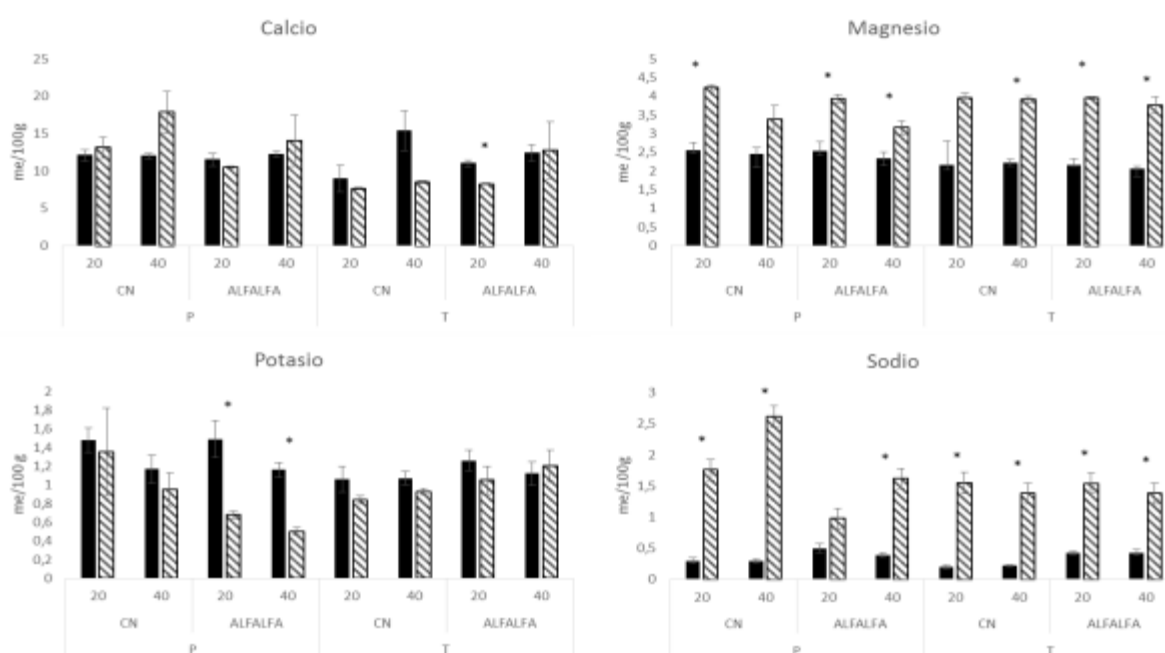


Figura 2: Cationes extractables en muestras de suelo a 20 y 40 cm de profundidad, en las parcelas de alfalfa y campo natural, regadas con agua de pozo (P) y tratada (T), en los muestreos iniciales (sólidas) y al final del período de crecimiento (rayadas). Las barras indican el error estándar y los asteriscos diferencias significativas entre fechas de muestreo.



Las disminuciones de pH están posiblemente asociadas a un aumento de la actividad biológica generada por el suministro de nutrientes y sustrato carbonado lábil junto con el agua residual tratada, con el consiguiente incremento en la mineralización del nitrógeno y el carbono orgánico, que generan acidez. Este efecto es significativo hasta la profundidad de 40 cm, y en fechas anteriores de muestreo se observó la misma tendencia a mayor profundidad aunque sin mostrar diferencias estadísticamente significativas (Riat *et al.*, 2017).

El aumento de la conductividad eléctrica está posiblemente generado por el aporte de sales provenientes del agua residual tratada, que se acumularon en todo el perfil. Sin embargo estas sales no parecen estar asociadas exclusivamente al aumento de cationes extractables, ya que los cambios significativos observados en estos últimos aparecieron tanto en las parcelas regadas con agua tratada como en las regadas con agua de perforación. Es posible que las diferencias entre ambos tipos de agua se deban al aporte diferencial de formas inorgánicas de nitrógeno (amonio y nitrato) u otros nutrientes que son incorporados con el agua tratada, ya que ha sido detectado un aumento significativo de estos elementos en estas parcelas respecto a las regadas con agua de perforación (Riat *et al.*, 2018).

Los aumentos significativos del magnesio y sodio extractables, pero no de otros cationes, en las parcelas regadas con ambos tipos de aguas, están probablemente asociados a la relación de cationes presentes en la fuente de agua utilizada para consumo en la localidad, posiblemente proveniente de un acuífero similar al del agua de perforación utilizada en el ensayo. Se prevén realizar análisis detallados de los tipos de agua utilizadas poder estudiar la relación entre estos procesos.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo, si bien son preliminares, muestran que la aplicación de agua tratada para riego puede producir cambios significativos en el suelo aun en plazos muy cortos (Pedrero *et al.*, 2010). En el marco de este trabajo se están estudiando éstas y otras variables edáficas que nos permitan establecer las causas de estos cambios, y diseñar estrategias de mitigación, al mismo tiempo se prevé continuar con los monitoreos para establecer el posible impacto a largo plazo en la productividad de los cultivos y en el ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Antonio Cayuman por sus valiosos aportes y la atención permanente del ensayo, a la Cooperativa de aguas y servicios públicos de Ingeniero Jacobacci y al Departamento Provincial de Aguas por el apoyo técnico y aporte de recursos. Este proyecto cuenta con financiamiento conjunto a través del Proyectos bienales UNRN 2014 PI 40-B-363 y UNRN 2016-PI-DDT-40-B-571 e INTA Proyecto INTAPATNOR 1281102.

BIBLIOGRAFÍA

- Faleschini, M. 2016. Estrategias, dificultades y beneficios en la aplicación del reuso del agua tratada en tres municipios de la Patagonia. IFRH 2016.
- Godagnone, RE & DE Bran. 2009. Inventario integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de Río Negro. Ediciones INTA. Buenos Aires. 392 p.
- Hettiarachchi, H & R Ardakanian (Eds). 2017. Uso seguro de aguas residuales en la agricultura: Ejemplos de buenas prácticas. Universidad de las Naciones Unidas. Instituto para la Gestión Integral de Flujos de Materiales y Recursos. Alemania. e-ISBN: 978-3-944863-48. 1.338p.
- Riat, M; MV Cremona; P Fernández; S Magnin; L Tanzer; V Velasco & M Sánchez. 2017. Reutilización de aguas residuales tratadas para riego de forrajeras en Ing. Jacobacci. Resultados preliminares. XXVI Congreso Nacional del Agua. Córdoba. Eje G: Ingeniería Sanitaria, Ambiental y Calidad de Agua. 326-327 p.
- Riat, M; MV Cremona; L Tanzer; V Velasco; M Sanchez; S Magnin. 2018. Nutrients enrichment in soils irrigated with treated wastewater. Congreso Mundial de Suelos. Rio de Janeiro.
- Pedrero, F; I Kalavrouziotis; JJ Alarcón; P Koukoulakis & T Asano. 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture - Review of some practices in Spain and Greece. Agric. Water Manag. 97: 1233-1241.



C6P14. ESTUDIO DE LA DINAMICA DE NUTRIENTES Y METALES EN SUELOS DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO

De Siervi, Marcelo; Arreghini, Silvana y Fabrizio de Iorio, Alicia

Cátedra de Química Analítica - Departamento de Recursos Naturales y Medio Ambiente – FAUBA – Av. San Martín 4453 - C1417DSE - Buenos Aires - Argentina. desiervi@agro.uba.ar

RESUMEN

La erosión hídrica constituye el proceso de degradación más difundido en el mundo, afectando en el Norte de la Provincia de Buenos Aires a más del 30% de la superficie. El efecto de este proceso de degradación variará según las propiedades edáficas. Los sedimentos producto de la escorrentía juegan un papel importante en el traslado de nutrientes y contaminantes que llegan a los cursos de agua con implicancias para la degradación de esos hábitats acuáticos. Un acabado conocimiento de estos procesos contribuirá a desarrollar medidas tendientes a disminuir su impacto ambiental. Este trabajo fue llevado a cabo en suelos ubicados en el Partido de Gral. Las Heras, Provincia de Buenos Aires. Las simulaciones a campo utilizando un microsimulador de lluvia portátil se realizaron en dos posiciones en la pendiente debido a su representatividad y contraste entre sí: San Vicente 7 (Media Loma) y Complejo Arroyo Morales (Plano Aluvial) a lo largo de una toposecuencia transversal al curso del arroyo Morales, principal afluente del Río Matanza. Se utilizó un simulador de lluvia de tipo “formador de gotas” que aplicó una precipitación con una alta intensidad y, se recogieron y midieron las escorrentías obtenidas. Se analizaron las características físicas y químicas de los suelos, sedimentos y aguas de escorrentía. Los resultados obtenidos indicarían que Sv7 presentaría un mayor potencialidad de exportación de nutrientes y sedimentos. El material parental, la secuencia de horizontes (presencia de un horizonte E o eluvial) y/o la posición en la pendiente de este suelo podrían ser los factores desencadenantes de este proceso. El contenido de material orgánica presente en los sedimentos no difirió significativamente del encontrado en los suelos muestreados, sin embargo, si se observaron niveles mas elevados de P Bray y N Kjeldahl en la fase sólida de la escorrentía. Analizando las aguas de escorrentía (fase disuelta) se observa que la mayor conductividad eléctrica correspondió a CoAoMo, coincidente con la mayor concentración de Na, K, Ca y Mg, donde el Na fue 3 veces superior que en la fase líquida de Sv7. El pH en ambos casos fue ligeramente ácido, posiblemente debido a la elevada concentración de carbono orgánico disuelto (COD). De los metales analizados, el Cu, Zn y Pb presentaron un incremento en su concentración en los sedimentos de la escorrentía en relación con la concentración total en los suelos. Con respecto a la proporción del metal total emitido (Particulado + Disuelto) se pudo determinar una tendencia similar en todos los metales en lo referente a su asociación con el Carbono Orgánico Disuelto y el Carbono Orgánico Total.

Palabras claves: simulación de lluvia, nutrientes, metales



C6P15. PARÁMETROS QUÍMICOS DE SUELOS AGRÍCOLAS ANTE LA APLICACIÓN DE PURINES DE CERDOS

Dionisi, Carla¹; Rubenacker, Andrea¹; Juarez, Valeria² y Ceppi, Silvia¹

¹Laboratorio de Coloides, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina. ² Dpto de Físicoquímica - INFIQC, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Córdoba. Ala 1, Pab. Argentina. Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina. cdionisi@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

La intensificación de la producción porcina está creciendo sostenidamente, esto genera consecuentemente grandes volúmenes de purines (P), que es la masa líquida que sale del lugar donde está el animal confinado. La aplicación agronómica de los purines tiende a ser una práctica respetuosa con el medio, transformando los purines en un subproducto beneficioso, colaborando con la conservación física, química y físicoquímica de los suelos en los que se aplica, además que permite reducir la aplicación de fertilizantes, especialmente los nitrogenados. Es importante tener en cuenta los ciclos de nutrientes que ocurren en el sistema suelo, agua, planta, para optimizar su uso. El punto crítico es la posible contaminación agroambiental ligada a la composición del purín, cantidad y modo de utilización, y la escasa información disponible en esta temática. El objetivo del trabajo es caracterizar los purines de dos productores de la provincia de Córdoba y analizar el efecto sobre los principales parámetros edáficos de un suelo al cual se le aplicaron purines durante 15 años consecutivos (establecimiento 1) y qué ocurre con una aplicación puntual, realizada antes de la siembra, durante una campaña estival agrícola típica (maíz) (establecimiento 2). Se tomaron muestras compuestas de: 1) purines (P), cada una por 6 submuestras; 2) suelo con aplicación de purines (SA) y 3) suelo sin aplicación, testigo (ST). Las muestras de SA y ST se tomaron de los 20 cm superficiales en el establecimiento 1, en el mismo momento. En el establecimiento 2 se tomaron de los primeros 10 cm, después de la cosecha (SA); y suelo sin aplicación de purín como testigo ST en ambos casos. Las muestras de P, SA y ST fueron debidamente acondicionadas y se les determinó: pH, conductividad eléctrica (CE), nitrógeno total (NT) y potasio (K^+). En el establecimiento 1, en el SA la CE incrementó en un 500%, el contenido de NT un 37% y el contenido de K^+ aumentó un 285% comparando con el ST. En el establecimiento 2, en el SA la CE incrementó un 119%, el NT sólo un 5% y el contenido de K^+ un 15% respecto del ST. El pH no presentó cambios en ninguno de los dos establecimientos. Es fundamental realizar un plan de aplicación dimensionando el volumen y el contenido de nutrientes del purín, teniendo en cuenta: aporte de nutrientes del suelo, consumo del cultivo a implantar y aporte del purín, especialmente el nitrógeno, para aprovechar su potencial como sustituyente de otros fertilizantes nitrogenados. La aplicación continúa provoca acumulación de nutrientes que en altas concentraciones pueden producir un impacto ambiental negativo por exceso, por lo que resulta fundamental estudiar los suelos que actualmente están siendo sometidos a estos tratamientos, conocer el efecto que está teniendo el purín en cuanto al balance de nutrientes con el objetivo de poder realizar un plan de aplicación a largo plazo que resulte beneficioso.

Palabras clave: balance de nutrientes, efluentes porcinos



C6P16. DETERMINACIÓN DEL EFECTO DE SOLVENTES ORGÁNICOS SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO UTILIZANDO CALORIMETRÍA ISOTÉRMICA

Dominguez, A. Nicolás^b; Schabes, Fanny I.^b y Sigstad, E. Elizabeth^{a,b}

^aINQUINOA - CONICET. ^bInstituto de Química Orgánica. Facultad de Bioquímica, Química y Farmacia. Universidad Nacional de Tucumán. Ayacucho 471. CP T 4000 INI. Tucumán. Argentina. lizzie@fbqf.unt.edu.ar

RESUMEN

El suelo, un sistema bioquímico abierto, intercambia con el medio, materia y energía. Las perturbaciones que en él ocurren están acompañadas por la evolución o absorción de calor. La técnica empleada para medir directamente el flujo de calor se denomina calorimetría. Los microorganismos que viven en el suelo desempeñan diversas actividades que terminan afectando la calidad y productividad del suelo, es por ello que es importante su estudio. Nosotros empleamos calorimetría isotérmica para determinar qué efecto tienen los solventes metanol (MeOH), cloroformo (CHCl₃), acetato de etilo (AcOEt) y dimetilsulfóxido (DMSO) sobre la actividad microbiana del suelo. Se determinó la biomasa microbiana del suelo, la constante de crecimiento microbiano y el calor producido por la degradación de la fuente de carbono, entre otros parámetros termodinámicos. Los resultados obtenidos nos indican que el metanol y el cloroformo tendrían un marcado efecto negativo sobre la actividad microbiana, mientras que el dimetilsulfóxido sería el solvente menos perjudicial. Con respecto al acetato de etilo no están claros los resultados obtenidos.

Palabras clave: calor, calorimetría isotérmica, constante de crecimiento microbiano

INTRODUCCIÓN

El calor no es otra cosa que energía en tránsito y siempre se generará un flujo desde el cuerpo de mayor energía al cuerpo de menor energía (Levich, 1996). Básicamente la calorimetría es una técnica que mide ese flujo de calor. Todos los procesos físicos, químicos y biológicos están acompañados por el intercambio de calor con el medio que los rodea. Esto hace de la calorimetría una herramienta de uso muy amplio y variado. Los instrumentos utilizados por esta técnica para medir directamente el flujo de calor se llaman calorímetros. El primer calorímetro fue diseñado y construido por Laplace y Lavoisier en el año 1780 en el laboratorio privado de Lavoisier en París (Sella, 2016).

La calorimetría aplicada a los sistemas biológicos, posee la ventaja de ser una técnica general e inespecífica, no invasiva, no destructiva, sensible, que permite monitorear en tiempo real y en condiciones *in situ* lo que ocurre (Sigstad, 2013; Ning *et al.*, 2013). Es por ello que es muy utilizada en suelos (Barros *et al.*, 1995; Prado & Airolidi, 2000; Sigstad *et al.*, 2002). El suelo puede considerarse como un sistema bioquímico abierto donde cada perturbación está acompañada por la producción o absorción de calor.

La porción viviente del suelo constituye menos del 1% del volumen total del suelo, aún así, esta porción es indudablemente esencial para la producción de cultivos y la fertilidad del suelo (Alexander, 1980). De ese poco menos del 1%, la población microbiana sobresale de forma especial. Los microorganismos contribuyen al estado de agregación del suelo (Lynch & Bragg, 1985), intervienen activamente en los ciclos biogeoquímicos de los elementos (Madigan *et al.*, 2009), fijan el nitrógeno atmosférico para luego ser utilizado por las plantas (Pankhurst & Lynch, 1993) y son los principales degradadores de la materia orgánica. Es por ello que es importante su estudio.

Nos planteamos utilizar calorimetría isotérmica para evaluar el efecto de cuatro solventes orgánicos de uso frecuente en el laboratorio (Sesto Cabral *et al.*, 2008; Forero *et al.*, 2009), sobre la actividad microbiana del suelo. Los solventes seleccionados fueron: dimetilsulfóxido (DMSO), metanol (MeOH), cloroformo (CHCl₃) y acetato de etilo (AcOEt).



MATERIALES Y METODOS

Suelo

El suelo fue recolectado en Parque Norte, San Miguel de Tucumán, Provincia de Tucumán, Argentina (26°48'17.7"S 65°13'55.1"W). El suelo fue tamizado (2 x 2 mm) para eliminar restos de raíces y material grueso. Se tomó una alícuota para determinar humedad, y se dejó secar el suelo durante 7 días en el laboratorio; luego se lo guardó en bolsas de polietileno a 4 °C en la heladera hasta su utilización. Este suelo se identificó como suelo original no molido (SONm). Se tomó otra porción del suelo original y luego de pasarla por el tamiz se la molió en un mortero y almacenó como se indicó previamente. Este suelo se identificó como suelo original molido (SOM).

Para la inoculación del suelo con los solventes se usaron *plugs* de 25 macetas. En cada maceta (105 cm³, 9 cm de profundidad), se colocó una alícuota de 91,2 g de suelo seco (densidad aparente: 0,87 g cm⁻³). Los suelos fueron llevados al 60% de su capacidad de retención de agua (CRA: 33%) mediante el añadido de la cantidad necesaria de agua. Luego se agregaron los solventes hasta obtener las concentraciones 1,0; 3,0 y 5,0 cm³ kg⁻¹. Cada tratamiento usó SONm como una réplica y SOM como la otra. Los *plugs* con las muestras de suelo tratadas con solventes y dos réplicas de suelo al 60% de su CRA sin solventes (suelo control, no molido y molido) fueron cubiertas con polietileno para conservar la humedad y dejadas a temperatura ambiente por el término de tres meses. Luego de este tiempo, las muestras se guardaron individualmente en bolsas de polietileno a 4 °C hasta su estudio. El suelo original nombrado en este trabajo es el suelo virgen, es decir que no fue inoculado con solventes ni incubado en *plugs* durante tres meses.

El contenido de humedad (CH) fue determinado por secado de una alícuota (x2) hasta peso constante a 105°C (Jackson, 1970). La densidad aparente y la capacidad de retención de agua (CRA) fueron determinadas por el método de la probeta (Tan, 2005).

Calorimetría

Se utilizó un calorímetro isotérmico del tipo conducción de calor por termopilas con arreglo mellizo diseñado y construido en la Universidad de Lund, Suecia (Sigstad *et al.*, 2002; Sesto Cabral *et al.*, 2008; Sesto Cabral & Sigstad, 2011). El calorímetro se calibra eléctricamente.

Las muestras de suelo (5,0 - 6,0 g) se estabilizaron en bolsas de polietileno al 60% de su CRA durante 24 h a 25°C. Luego, una cantidad adecuada de agua conteniendo glucosa fue añadida para que la muestra adquiriera por un lado su CRA, y por el otro 3,0 mg de glucosa por gramo de suelo seco. Luego se homogeneizaron bien con las manos y se pesaron 1,0 - 1,5 g en la ampolla del calorímetro (8,0 cm³) para realizar las mediciones. La ampolla se cerró herméticamente y se introdujo en el calorímetro. Después de 30 min (tiempo necesario para la estabilización del sistema) se adquirieron los valores de potencia térmica ($P = dQ / dt$) - tiempo (t) a 25°C. En la ampolla de referencia se colocó una cantidad de agar seco equivalente en peso. Paralelamente, se llevaron a cabo controles con suelo a su CRA sin el agregado de glucosa para corregir las curvas $P - t$ de crecimiento microbiano de otros efectos térmicos que no sean los de la degradación de la glucosa.

Usando Microsoft Excel 2010 (Microsoft Corporation) y el programa Origin 6.0 (Microcal, Inc.), las curvas obtenidas se convirtieron en curvas potencia térmica específica (p) - tiempo (t). Integrando dicha curva y multiplicando el valor del área por 3600 h⁻¹, obtuvimos el calor específico (- q) asociado con la degradación de glucosa. De la conversión semilogarítmica de la porción de la curva que indica el crecimiento exponencial microbiano y por análisis de regresión lineal ($\log p = \log p_0 + \mu t$) obtuvimos la constante de crecimiento de los microorganismos del suelo, μ , y el valor de p al tiempo cero ($t = 0$), p_0 . También, la potencia térmica específica del pico que se produce, p_b , y el tiempo cuando se produce, t_p , fueron obtenidos de estas curvas.

Para determinar la biomasa microbiana del suelo, BMS, un vial conteniendo una solución de NaOH 1 M fue introducido durante la fase *lag* de las curvas de crecimiento microbiano para determinar la producción de CO₂ (Sesto Cabral & Sigstad, 2011). Las curvas duplicadas fueron promediadas y se les restó la curva promedio de los controles para obtener curvas promedios $p - t$ del crecimiento microbiano debido a la degradación de glucosa. Los resultados son reportados como el promedio de por lo menos tres replicas $\pm$ SD (desviación estándar).

El test estadístico ANOVA de un factor se usó para determinar diferencias entre los promedios de los tratamientos, con el programa Origin 6.0 (Microcal Inc.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La CRA (capacidad de retención de agua) del suelo estudiado dio un valor de $32,9 \pm 0,1$ %. Los microorganismos tienen su mayor actividad a esta humedad del suelo. La Tabla 1 muestra los valores de la biomasa microbiana del suelo original, el suelo control y los suelos tratados con solventes determinados calorimétricamente.

Tabla 1. Valores de biomasa microbiana (BMS) del suelo original (SO), el suelo control (SC) y los suelos tratados.

Solvente / $\text{cm}^3 \text{ kg}^{-1}$	BMS / $\mu\text{g g}^{-1}$
0 SO	$362,9 \pm 21,8$
0 SC	$370,1 \pm 18,8$
1 DMSO	$249,9 \pm 9,1^*$
3 DMSO	$302,2 \pm 20,3^*$
5 DMSO	$335,1 \pm 7,8$
1 CHCl_3	$93,77 \pm 7,3^*$
3 CHCl_3	$232,0 \pm 27,7^*$
5 CHCl_3	$244,8 \pm 52,9^*$
1 AcOEt	$232,4 \pm 56,8^*$
3 AcOEt	$213,4 \pm 23,9^*$
5 AcOEt	$230,8 \pm 8,8^*$
1 MeOH	$258,7 \pm 47,6^*$
3 MeOH	$226,5 \pm 13,6^*$
5 MeOH	$174,3 \pm 6,9^*$

* significativamente diferente con respecto al SC, $p < 0.05$

Podemos ver en la Tabla 1 que la biomasa microbiana para el suelo original no muestra diferencia significativa con el valor obtenido para el suelo control. Esto nos indicaría, que las diferencias observadas después de la incubación de los suelos inoculados son provocadas únicamente por el efecto de los solventes. La biomasa microbiana de los suelos tratados disminuyó con respecto al suelo control. El único suelo que no mostró diferencia significativa con el control, fue el suelo con $5,0 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ de DMSO. A pesar de mostrar una diferencia significativa, el suelo con $3,0 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ de DMSO, no se alejó mucho del valor del suelo control. Si bien no hay diferencias significativas entre los valores de BMS con la concentración de MeOH y DMSO, se encontró una relación lineal entre la BMS y la concentración del solvente. Al incrementar la concentración de MeOH, decrece la biomasa; ocurre lo contrario con DMSO, la biomasa aumenta cuando se incrementa la concentración de este solvente. Las relaciones que explican este comportamiento son: MeOH: $BMS = 298,3 - 24,7 c$, $R^2 = 0,99$; DMSO: $BMS = 229,6 + 21,2 c$, $R^2 = 0,99$. Esto nos sugiere que hay microorganismos que utilizan al DMSO como fuente de carbono empleando la ruta propuesta por De Bont *et. al.* (1981) que propone la formación de intermediarios azufrados volátiles con olor y el consumo de CO_2 en la ruta de la serina empleada por los metilótrofos. Los resultados de este trabajo respaldarían los datos obtenidos por calorimetría presentados en otro trabajo.

En la Tabla 2 se muestran los parámetros termodinámicos calculados a partir de las curvas $p - t$ de todos los suelos. Los SCm y SOm, difieren en la potencia térmica específica del pico (p_t), como así también, en el tiempo del mismo (t_p). El valor de p_t del SCm y el SONm, son los mismos. Lo mismo ocurre con el SCnm y el SOm, siendo el valor de estos más bajo que el de los primeros. Los mismos valores del t_p del SCnm y el SONm, indicaría poblaciones microbianas similares; es por ello, que el suelo no molido sería el que sufrió menos modificaciones después de la incubación.

Los suelos tratados con las tres concentraciones de DMSO, exhiben valores termodinámicos similares. Los valores de p_t son más altos que del SCnm; son similares, junto con los valores de t_p , al SCm. Los suelos molidos tratados con AcOEt muestran valores de t_p iguales al del SCm, los suelos no molidos tratados con el mismo solvente muestran valores de t_p iguales al del SCnm.

Los microorganismos de los suelos tratados con $1 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ de DMSO, MeOH, CHCl_3 y AcOEt exhiben una constante de crecimiento microbiana, μ , más alta que la del suelo control. Fue reportado que cuando más alta es μ mayor es la afinidad de los microorganismos por el solvente (Chen *et al.*, 2009). Observando los valores del calor producido, $-q$, junto con los de la constante de crecimiento, μ , para los suelos tratados con $1 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ independientemente del solvente que se use, podríamos decir que utilizan a los mismos como nutrientes (Prado & Arioldi, 2000). Para las concentraciones



3 y 5 cm³ kg⁻¹, los valores de μ no son significativamente diferentes del suelo control o son valores bajos, salvo dos excepciones (AcOEt 3 y 5 cm³ kg⁻¹). El valor que toma μ con el suelo tratado con 5 cm³ kg⁻¹ de CHCl₃, es el más bajo de todos los valores. Esto era de esperarse, considerando que el CHCl₃ es usado en la fumigación de los suelos para esterilizarlos. Analizando los valores de μ de los suelos molidos y no molidos tratados con AcOEt; los suelos molidos exhiben valores más bajos o no diferentes que el control y los suelos no molidos muestran valores más altos que el control. Si relacionamos el t_p , $-q$ y μ del suelo no molido tratado con las tres concentraciones de acetato de etilo, y las comparamos con el suelo control no molido, podríamos decir que el solvente no solo no afectó a los microorganismos sino que tuvo un efecto positivo; pero si observamos los valores de μ de los suelos molidos, no podemos decir lo mismo, por lo que podríamos pensar que el hecho de moler o no el suelo solo tiene incidencia cuando se emplea acetato de etilo para inocular los suelos.

Los valores de μ para los suelos tratados con CHCl₃ y MeOH decrecen linealmente con el incremento de la concentración del solvente. MeOH: $\mu = 0,167 - 0,006 c$, $R^2 = 0,99$; CHCl₃: $\mu = 0,209 - 0,021 c$, $R^2 = 0,99$.

Tabla 2. Valores del calor específico ($-q$) proveniente de la degradación de 3,0 mg g⁻¹ de glucosa, tiempo de pico (t_p), potencia térmica específica del pico (p_t), potencia térmica específica sin glucosa (p_0) y constante de crecimiento microbiana (μ) para el suelo original (SO), el suelo control (SC) y los suelos tratados.

Suelo	t_p / h	p_0 / $\mu W g^{-1}$	p_t / $\mu W g^{-1}$	$-q$ / $J g^{-1}$	μ / h ⁻¹
SCm	11,3 ± 0,2 ^c	22,6 ± 2,6 ^a	743,6 ± 43,9 ^b	11,3 ± 1,1 ^a	0,153 ± 0,006 ^a
SCnm	9,6 ± 0,2 ^b	22,6 ± 2,6 ^a	568,7 ± 55,6 ^a	11,3 ± 1,1 ^a	0,153 ± 0,006 ^a
SOm	8,8 ± 0,1 ^a	22,6 ± 2,6 ^a	568,7 ± 55,6 ^a	10,5 ± 0,4 ^a	0,153 ± 0,006 ^a
SONm	10,1 ± 0,2 ^b	22,6 ± 2,6 ^a	743,6 ± 43,9 ^b	14,1 ± 0,8 ^b	0,153 ± 0,006 ^a
DMSO					
1	10,8 ± 0,2 ^d	12,6 ± 3,6 ^b	755,0 ± 50,1 ^b	12,5 ± 1,2 ^{a,b}	0,173 ± 0,010 ^b
3	11,2 ± 0,3 ^{c,d}	15,1 ± 0,2 ^b	771,0 ± 31,2 ^b	13,0 ± 0,7 ^b	0,168 ± 0,007 ^{a,b}
5	10,7 ± 0,3 ^{c,d}	12,0 ± 3,0 ^b	757,0 ± 54,5 ^b	13,5 ± 0,9 ^b	0,181 ± 0,014 ^{a,b}
MeOH					
1m	11,3 ± 0,2 ^c	29,5 ± 9,0 ^{a,c}	824,0 ± 129,0 ^{b,c}	15,7 ± 2,3 ^b	0,162 ± 0,025 ^{a,b}
1nm	9,2 ± 0,2 ^{a,b}	12,0 ± 2,9 ^b	495,0 ± 28,8 ^a	15,7 ± 2,3 ^b	0,162 ± 0,025 ^{a,b}
3m	10,7 ± 0,4 ^{b,c,d}	19,9 ± 1,9 ^a	695,0 ± 33,4 ^b	14,9 ± 1,7 ^b	0,148 ± 0,013 ^{a,c}
3nm	8,6 ± 0 ^a	19,9 ± 1,9 ^a	495,7 ± 69,9 ^a	14,9 ± 1,7 ^b	0,148 ± 0,013 ^{a,c}
5m	10,6 ± 0,4 ^{b,c,d}	28,8 ± 0,5 ^c	780,4 ± 27,8 ^b	12,9 ± 1,0 ^b	0,139 ± 0,001 ^c
5nm	8,9 ± 0,1 ^a	16,2 ± 0,3 ^b	445,3 ± 73,0 ^a	12,9 ± 1,0 ^b	0,166 ± 0,005 ^{a,b}
CHCl ₃					
1m	11,5 ± 0,3 ^c	7,9 ± 1,8 ^b	801,2 ± 11,7 ^b	14,1 ± 0,9 ^b	0,185 ± 0,009 ^b
1nm	10,0 ± 0,1 ^b	7,9 ± 1,8 ^b	545,1 ± 0,1 ^a	14,1 ± 0,9 ^b	0,185 ± 0,009 ^b
3	10,0 ± 0,1 ^b	20,0 ± 3,6 ^a	751,7 ± 60,8 ^{b,c}	13,5 ± 3,5 ^{a,b}	0,150 ± 0,006 ^{a,c}
5	9,5 ± 0,5 ^b	95,50 ± 7,7 ^d	836,8 ± 18,2 ^c	15,2 ± 2,1 ^{a,b}	0,100 ± 0,002 ^d
AcOEt					
1m	11,0 ± 0,2 ^{c,d}	26,3 ± 0,9 ^a	760,7 ± 56,2 ^{b,c}	12,5 ± 0,6 ^b	0,137 ± 0,006 ^c
1nm	9,4 ± 0,1 ^b	12,6 ± 0,4 ^b	617,0 ± 10,4 ^a	15,2 ± 0,6 ^b	0,181 ± 0,001 ^b
3m	11,0 ± 0,1 ^{c,d}	24,6 ± 1,2 ^a	796,8 ± 18,0 ^b	15,2 ± 2,3 ^b	0,141 ± 0,003 ^c
3nm	9,4 ± 0,1 ^b	12,9 ± 2,1 ^b	696,0 ± 19,5 ^{a,b}	15,2 ± 2,3 ^b	0,187 ± 0,008 ^b
5m	11,0 ± 0,2 ^{c,d}	15,5 ± 3,6 ^b	847,3 ± 4,1 ^d	13,7 ± 1,2 ^b	0,156 ± 0,007 ^{a,b,c}
5nm	10,1 ± 0,1 ^b	15,5 ± 3,6 ^b	787,8 ± 14,4 ^b	13,7 ± 1,2 ^b	0,178 ± 0 ^b

Diferentes letras indican diferencias significativas entre los valores, $p < 0,05$

CONCLUSIONES

La calorimetría es una técnica que no insume mucho tiempo y permite un seguimiento constante de lo que ocurre en el sistema. Los resultados que se obtienen con ella se condicen con resultados de otras investigaciones.

Los resultados de nuestras investigaciones empleando calorimetría muestran que de los solventes empleados los que tendrían un marcado efecto negativo sobre la población microbiana del suelo serían el cloroformo y el metanol. El dimetilsulfóxido es el solvente que menos afectaría a los microorganismos del suelo. Aún no podemos dilucidar el efecto que ocurre en el suelo al ser inoculado con acetato de etilo.



La calorimetría permitió observar también el efecto que tiene moler el suelo sobre los microorganismos que en él residen. Un suelo molido sufre modificaciones de sus parámetros termodinámicos durante su almacenamiento.

BIBLIOGRAFIA

- Alexander, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. A.G.T. México. 491.
- Barros, N; I Gomez-Orellana; S Feijóo & R Balsa. 1995. The effect of soil moisture on soil microbial activity studied by microcalorimetry. *Thermochim. Acta* 249: 161-168.
- Chen HL; J Yao; L Wan; F Wang; E Bramanti; T Maskow & G Zaray. 2009. Evaluation of solvent tolerance of microorganisms by microcalorimetry. *Chemosphere* 74: 1407-1411.
- De Bont, JAM; JP Van Dijken & W Harder. 1981. Dimethyl Sulphoxide and Dimethyl Sulphide as a Carbon, Sulphur and Energy Source for Growth of *Hjphomicrobium* S. J. Gen. Microbiol. 127: 315-323.
- Forero, JR; HI Castro & JA Guerrero. 2009. Extracción de plaguicidas en suelo empleando dióxido de carbono supercrítico-cosolventes. *Rev. Colomb. Quim.* 38: 425-434.
- Jackson, ML. 1970. Análisis Químicos de Suelos, 2da ed. Omega S.A. Barcelona, España. 662 pp.
- Levich VG. 1996. Curso de Física Teórica Vol. 1 y 2, 2º Edición. Editorial Reverté, S.A. España.
- Madigan, MT; JM Martinko; PV Dunlap & DP Clark. 2009. Ciclo de los nutrientes, biorremediación y simbiosis. En: Brock. Biología de los microorganismos. 12º edición. 769. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 1296 pp.
- Ning, XQ; WW Qiao; L Zhang & X Gao. 2013. Applications of Microcalorimetry in Environmental Sciences. *Asian J. Chem.* 25: 8838-8842.
- Pankhurst, CE & JM Lynch. 1993. The role of soil microbiology in sustainable intensive agriculture. *Adv. Plant Pathol.* 11: 233-235.
- Prado, AGS & C Airoidi. 2000. Effect of the pesticide 2,4-D on microbial activity of the soil monitored by microcalorimetry. *Thermochim. Acta* 349: 17-22.
- Sella A. 2016. Laplace's calorimeter. <https://www.chemistryworld.com/opinion/laplaces-calorimeter/1010082.article>. Consultado en 2017.
- Sesto Cabral, M. E. & E. E. Sigstad. 2011. A new approach to determine soil microbial biomass by calorimetry. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* 104: 23-29.
- Sesto Cabral, ME; AM Fortuna; EC de Riscalá; CAN Catalán & EE Sigstad. 2008. Allelopathic activity of *Centaurea diffusa* and *Centaurea tweediei*: Effects of cnicin and onopordopicrin on seed germination, phytopathogenic bacteria and soil. *Allelopathy J.* 21: 183-190.
- Sigstad, EE. 2013. Microcalorimetría. Fundamentos y aplicaciones en sistemas biológicos. Curso de posgrado. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán.
- Sigstad, EE; MA Bejas; MJ Amoroso & CI García. 2002. Effect of deforestation on soil microbial activity. A worm-composite can improve quality? A microcalorimetric analysis at 25 °C. *Thermochim. Acta* 394: 171-178.
- Tan, KH. 2005. Soil Sampling, Preparation, and Analysis. 2nd Ed. CRC Press, Taylor & Francis. Boca Raton, Florida, USA. 680 pp.



C6P17. DETERMINACIÓN DEL COCIENTE CALORESPIROMÉTRICO ($p / r\text{CO}_2$) DE SUELOS TRATADOS CON SOLVENTES ORGÁNICOS

Dominguez, A. Nicolás^b; Schabes, Fanny I.^b y Sigstad, E. Elizabeth^{a,b*}

^aINQUINOA - CONICET. ^bInstituto de Química Orgánica. Facultad de Bioquímica, Química y Farmacia. Universidad Nacional de Tucumán. Ayacucho 471. CP T 4000 INI. Tucumán. Argentina. lizzie@fbqf.unt.edu.ar

RESUMEN

La calorespirometría es una técnica, muy empleada en suelos, que permite la medición simultánea de la evolución de calor, p , y de CO_2 producidos por sistemas biológicos. El cociente calorespirométrico, $p / r\text{CO}_2$, permite evaluar aspectos metabólicos importantes de los sistemas biológicos. El CO_2 producido por los microorganismos que viven en el suelo proviene en su mayor parte de la descomposición de la materia orgánica y es un eslabón imprescindible en el ciclo del carbono. Los solventes dimetilsulfóxido (DMSO), metanol (MeOH), cloroformo (CHCl_3) y acetato de etilo (AcOEt) se usaron para evaluar qué efecto tenían sobre el cociente calorespirométrico. Se determinaron valores de pH y el contenido de carbono orgánico tanto en suelos tratados con solventes como en suelo sin tratar. Encontramos que los valores de $p / r\text{CO}_2$ para los suelos tratados exhibieron valores que supondrían que la capacidad mineralizadora de los microorganismos se ve afectada, produciendo menos cantidad de CO_2 a diferencia de los suelos no tratados, original y control, cuyos valores de $p / r\text{CO}_2$ coincidían con los valores normales.

Palabras clave: calorespirometría, biocalorimetría, metabolismo

INTRODUCCIÓN

La calorespirometría es una técnica calorimétrica que se utiliza para medir la evolución de dióxido de carbono (CO_2) del sistema que se estudia en simultáneo con la velocidad de producción de calor o potencia térmica, p . Es una técnica muy empleada en sistemas biológicos, como ser células animales, semillas, insectos y microorganismos (Kemp, 2000; Edelstein *et al.*, 2001; Acar *et al.*, 2004; Wadsö *et al.*, 2004). Como toda técnica calorimétrica, ofrece las ventajas de ser no destructiva y no invasiva. Mide en tiempo real y en condiciones *in situ* la cinética de los procesos que ocurren en el sistema (Sigstad, 2013; Ning, 2013). Por ello, es particularmente usada en suelos (Barros *et al.*, 2010; Barros *et al.*, 2011; Herrmann & Bölscher, 2015). La calorespirometría permite además conocer dos aspectos metabólicos importantes: las rutas metabólicas empleadas y la eficiencia del metabolismo de las células (Hansen *et al.*, 2004). Con esta técnica también se puede determinar la biomasa microbiana del suelo (Sesto Cabral & Sigstad, 2011). Los valores de potencia térmica, p , junto con los valores de velocidad de producción de CO_2 ($r\text{CO}_2$), dan el cociente calorespirométrico, $p / r\text{CO}_2$. La interpretación de dicho cociente, supone tener en cuenta la regla de Thornton, quien estableció que el valor de la entalpía de combustión para cualquier compuesto orgánico es aproximadamente constante en condiciones aerobias (Thornton, 1917) y de -455 kJ mol^{-1} . Otra forma de interpretarlo es establecer modelos bioquímicos, con la aplicación de ecuaciones (Hansen *et al.*, 2004).

El suelo es un sistema bioquímico abierto que posee poblaciones microbianas que son esenciales en el ciclo de los elementos, entre ellos el ciclo del carbono. La transformación de la materia orgánica del suelo en CO_2 (mineralización), supone dos aspectos importantes: el CO_2 producido contribuye a los gases de efecto invernadero (Herrmann *et al.*, 2014), los microorganismos son los que aportan la mayor cantidad a la atmósfera (Madigan *et al.*, 2009a); y por otro lado, la disminución de la materia orgánica del suelo, deteriora la calidad del mismo (Khan, 2013). El CO_2 que proviene del suelo, es en su mayor parte producto de la respiración microbiana, impulsada por la degradación de la materia orgánica (Barros & Feijóo, 2003).

En este trabajo, nos planteamos determinar el efecto que tienen los solventes metanol, dimetilsulfóxido, acetato de etilo y cloroformo (solventes orgánicos de uso frecuente en los laboratorios para vehiculizar al suelo sustancias hidrofóbicas (Sesto Cabral *et al.*, 2008; Forero *et al.*, 2009)) sobre el cociente calorespirométrico.



MATERIALES Y METODOS

Suelo

El suelo fue recolectado en Parque Norte, San Miguel de Tucumán, Provincia de Tucumán, Argentina (26°48'17.7"S 65°13'55.1"W). El suelo fue tamizado (2 x 2 mm) para eliminar restos de raíces y material grueso. Se tomó una alícuota para determinar humedad, y se dejó secar el suelo durante 7 días en el laboratorio; luego se lo guardó en bolsas de polietileno a 4 °C en la heladera hasta su utilización. Este suelo se identificó como suelo original no molido (SONm). Se tomó otra porción del suelo original y luego de pasarla por el tamiz se la molió en un mortero y almacenó como se indicó previamente. Este suelo se identificó como suelo original molido (SOM).

Para la inoculación del suelo con los solventes se usaron *plugs* de 25 macetas. En cada maceta (105 cm³, 9 cm de profundidad), se colocó una alícuota de 91,2 g de suelo seco (densidad aparente: 0,87 g cm⁻³). Los suelos fueron llevados al 60% de su capacidad de retención de agua (CRA: 33%) mediante el añadido de la cantidad necesaria de agua. Luego se agregaron los solventes hasta obtener las concentraciones 1,0; 3,0 y 5,0 cm³ kg⁻¹. Los *plugs* con las muestras de suelo tratadas con solventes (cada tratamiento usó SONm como una réplica y SOM como la otra) y dos réplicas de suelo al 60% de su CRA sin solventes (suelo control, no molido y molido) fueron cubiertas con polietileno para conservar la humedad y dejadas a temperatura ambiente por el término de tres meses. Luego de este tiempo, las muestras se guardaron individualmente en bolsas de polietileno a 4 °C hasta su estudio. El suelo original nombrado en este trabajo es el suelo virgen, es decir que no fue inoculado con solventes ni incubado en *plugs* durante tres meses.

El contenido de humedad (CH) fue determinado por secado de una alícuota (x2) hasta peso constante a 105°C (Jackson, 1970). La densidad aparente y la capacidad de retención de agua (CRA) fueron determinadas por el método de la probeta (Tan, 2005). El pH fue medido con un electrodo de vidrio en una suspensión de suelo en agua desionizada (1:1) (Tan, 2005). El carbono orgánico (CO) fue determinado por el método de oxidación húmeda con K₂Cr₂O₇/H₂SO₄ (Mingorance *et al.*, 2007).

Calorespirometría

Se utilizó un calorímetro isotérmico del tipo conducción de calor por termopilas con arreglo mellizo diseñado y construido en la Universidad de Lund, Suecia (Sigstad *et al.*, 2002; Sesto Cabral *et al.*, 2008; Sesto Cabral & Sigstad, 2011). El calorímetro se calibra eléctricamente.

Las muestras de suelo (5,0 - 6,0 g) fueron estabilizadas en bolsas de polietileno al 60% de su CRA durante 24 h a 25°C. Luego, la muestra fue llevada a su CRA, se homogeneizó bien con las manos y se pesó una alícuota de suelo de entre 1,0 - 1,5 g en la ampolla del calorímetro (8,0 cm³) para realizar la medición. La ampolla se cierra herméticamente y se introduce en el calorímetro. Después de 30 min (tiempo necesario para la estabilización del sistema) se adquieren los valores de potencia térmica (*P*) - tiempo (*t*) a 25°C. En la ampolla de referencia se colocó una cantidad de agar seco equivalente en peso.

Una vez que el sistema se equilibró y los valores de potencia térmica son constantes (*P*₁), un vial conteniendo una solución de NaOH 1 M, que actúa como trampa de CO₂, es introducido y se adquieren los valores de *P* correspondientes (*P*₂). Luego de adquirir valores por 1 - 2 h, el vial es removido y se mide el metabolismo microbiano nuevamente (*P*₃) (Criddle *et al.*, 1990). La velocidad de producción de CO₂ específica, *r*CO₂, es calculada usando la expresión:

$$rCO_2 = \{P_2 - [(P_1 + P_3) / 2]\} / 109,4 m \quad (1)$$

El valor 109,4 kJ mol⁻¹ es el calor de reacción del CO₂ con el NaOH 1 M para producir CO₃⁼ (Mahmoudkhani & Keith, 2009), y *m* es el peso seco de la muestra de suelo. El cociente calorespirométrico, *p* / *r*CO₂ (kJ mol⁻¹), está asociado con la capacidad mineralizadora de los microorganismos. Para determinar el cociente calorespirométrico *p* / *r*CO₂, se utiliza también el calor producido cuando no está el vial o respiración basal, *p*, que viene dada por la expresión:

$$p = (P_1 + P_3) / 2 m \quad (2)$$



Los resultados fueron reportados como el promedio de por lo menos 3 mediciones ($\pm$ SD) y se usó el test estadístico ANOVA de un factor para determinar diferencias entre los promedios de los tratamientos, con el programa Origin 6.0 (Microcal Inc.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La CRA (capacidad de retención de agua) del suelo estudiado dio un valor de $32,9 \pm 0,1$ %; se trabajó con 33% de CRA. Esto es porque los microorganismos tienen su mayor actividad a esta humedad del suelo. La Tabla 1 muestra las propiedades químicas determinadas del suelo original, el suelo control y los suelos tratados con solventes.

Tabla 1. Valores de pH y carbono orgánico (CO) del suelo original (SO), el suelo control (SC) y los suelos tratados.

Solvente / $\text{cm}^3 \text{ kg}^{-1}$	pH	CO / g kg^{-1}
0 SO	$6,2 \pm 0,1$	$33,3 \pm 4,6$
0 SC	$6,5 \pm 0,1$	$32,8 \pm 2,2$
1 DMSO	$5,9 \pm 0,1^*$	$36,3 \pm 5,1$
3 DMSO	$6,2 \pm 0,1$	$31,9 \pm 1,5$
5 DMSO	$6,1 \pm 0,6$	$35,5 \pm 0$
1 CHCl_3	$6,3 \pm 0,2$	$32,2 \pm 3,4$
3 CHCl_3	$6,6 \pm 0,3$	$29,5 \pm 0,2$
5 CHCl_3	$6,6 \pm 0,1$	$29,7 \pm 3,5$
1 AcOEt	$6,7 \pm 0,4$	$29,8 \pm 2,0$
3 AcOEt	$6,7 \pm 0,3$	$33,7 \pm 2,3$
5 AcOEt	$6,7 \pm 0,4$	$31,8 \pm 1,0$
1 MeOH	$6,7 \pm 0,3$	$31,0 \pm 0,7$
3 MeOH	$6,9 \pm 0,1^*$	$31,8 \pm 2,2$
5 MeOH	$6,7 \pm 0,5$	$31,2 \pm 1,8$

* significativamente diferente con respecto al SC, $p < 0.05$

Los valores de pH de los suelos tratados no mostraron una diferencia significativa con respecto al suelo control, con excepción de los suelos con $1,0 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ de DMSO y $3,0 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ de MeOH, que mostraron un valor por debajo y por encima del control, respectivamente. El carbono orgánico de los suelos tratados no se vio afectado por los solventes, no se obtuvieron valores significativamente diferentes con respecto al control.

La Tabla 2 muestra los valores del cociente calorespirométrico. El suelo control y los suelos originales molidos y no molidos, exhiben valores típicos de degradación de carbohidratos en condiciones aerobias (-260 a -460 kJ mol^{-1}) (Barros, 2011). Los valores típicos que puede tomar el cociente calorespirométrico van desde cero hasta -600 kJ mol^{-1} (Hansen *et al.*, 2004). El valor de la constante de Thornton es $-455 \pm 15 \text{ kJ mol}^{-1} \text{ O}_2$. Cabe destacar que también es llamado equivalente oxalórico. El cociente calorespirométrico puede ser más exotérmico que dicho valor cuando las condiciones están por fuera del rango normal de las condiciones de crecimiento (Hansen *et al.*, 2004). Valores medidos más altos que la constante de Thornton indican además que el proceso que se está dando en el sistema es en parte anaeróbico (Wadsö *et al.*, 2014). Los valores de todos los suelos tratados dieron por encima de esta constante, con excepción del suelo tratado con $3 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ de CHCl_3 , que da un valor incluso más bajo que el de los suelos original y control. El suelo tratado con $5 \text{ cm}^3 \text{ kg}^{-1}$ de DMSO, exhibe el valor más exotérmico de todos, $-1425 \pm 8 \text{ kJ mol}^{-1}$. Valores tan exotérmicos fueron reportados para células animales que emplean rutas anaeróbicas (Kemp, 2000). Una de las características que podrían haber influido en la obtención de dicho cociente es la utilización de un aceptor/donador de electrones distinto del oxígeno en la respiración (Barros *et al.*, 2010). Creemos que a esta concentración, los microorganismos que están en condiciones aeróbicas, recurren a la anaerobiosis (Wadsö *et al.*, 2004), empleando el DMSO como aceptor de electrones, reduciéndolo a dimetilsulfuro ($\text{CH}_3\text{-S-CH}_3$), un compuesto volátil (Madigan *et al.*, 2009b); esta idea se ve reforzada con la presencia de aromas aliáceos en las muestras luego de las 24 h de haber iniciado el experimento.

Los valores medidos de los suelos tratados con todos los solventes estarían indicando que los solventes usados disminuyen la capacidad de los microorganismos para producir CO_2 , o sea disminuirían su capacidad mineralizadora.



Tabla 2. Valores de velocidad de producción de CO₂ específica ($r\text{CO}_2$), respiración basal (p) y cociente calorespirométrico ($p / r\text{CO}_2$).

Suelo	$r\text{CO}_2 / \mu\text{mol s}^{-1} \text{g}^{-1}$	$p / \mu\text{W g}^{-1}$	$p/r\text{CO}_2 / \text{kJ mol}^{-1}$
SC	130,6 ± 12,2	50,2 ± 4,5	385 ± 1
SOm	103,6 ± 15,7	71,0 ± 5,2	373 ± 21
SONm	103,6 ± 15,7	58,8 ± 1,0	373 ± 21
DMSO / cm ³ kg ⁻¹			
1	67,0 ± 5,6	50,0 ± 1,8	823 ± 32
3	95,8 ± 8,9	54,8 ± 3,4	572 ± 49
5	43,0 ± 2,1	61,2 ± 3,4	1425 ± 8
MeOH / cm ³ kg ⁻¹			
1	96,3 ± 9,4	74,9 ± 6,1	778 ± 15
3	60,2 ± 3,2	49,0 ± 3,9	728 ± 53
5	58,5 ± 0,6	46,1 ± 0,2	789 ± 5
CHCl ₃ / cm ³ kg ⁻¹			
1	101,4 ± 1,4	62,2 ± 5,2	584 ± 59
3	171,6 ± 5,7	45,6 ± 1,2	261 ± 8
5	72,7 ± 3,9	44,7 ± 5,5	619 ± 105
AcOEt / cm ³ kg ⁻¹			
1	56,9 ± 2,4	36,8 ± 2,2	640 ± 4
3	62,3 ± 6,4	40,0 ± 2,8	546 ± 2
5	65,5 ± 4,9	31,9 ± 1,4	469 ± 16

CONCLUSIONES

Esta técnica demostró ser una técnica precisa, sensible y no destructiva. Es rápida ya que no insume mucho tiempo de preparación de la muestra, y permite el monitoreo constante y de fácil interpretación de lo que ocurre en el sistema que se estudia.

Los solventes, dimetilsulfóxido, metanol, cloroformo y acetato de etilo disminuirían la capacidad de los microorganismos para producir dióxido de carbono. Esto se evidencia al observar los valores medidos de $p / r\text{CO}_2$, mayores a la constante de Thornton. Se comprobó que moler el suelo no modificaría dicho cociente.

BIBLIOGRAFÍA

- Acar, EB; DD Mill; BN Smith; LD Hansen & GM Booth. 2004. Calorespirometric determination of the effects of temperature on metabolism of *Harmonia axyridis* (Col: Coccinellidae) from second instars to adults. Environ. Entomol. 33: 832-838.
- Barros, N & S Feijóo. 2003. A combined mass and energy balance to provide bioindicators of soil microbiological quality. Biophys. Chem. 104: 561-572.
- Barros, N; J Salgado; JA Rodríguez-Añón; J Proupín; M Villanueva & LD Hansen. 2010. Calorimetric approach to metabolic carbon conversion efficiency in soils. J. Therm. Anal. Calorim. 99: 771-777.
- Barros, N; S Feijóo & LD Hansen. 2011. Calorimetric determination of metabolic heat, CO₂ rates and the calorespirometric ratio of soil basal metabolism. Geoderma 160: 542-547.
- Criddle, RS; RW Breidenbach; DR Rank; MS Hopkin & LD Hansen. 1990. Simultaneous measurement of metabolic heat rate, CO₂ production, and O₂ consumption by microcalorimetry. Thermochim. Acta 172: 213-221.
- Edelstein, M; KJ Bradford & DW Burger. 2001. Metabolic heat and CO₂ production rates during germination of melon (*Cucumis melo* L.) seeds measured by microcalorimetry. Seed Sci. Res. 11: 265-272.
- Forero, JR; HI Castro & JA Guerrero. 2009. Extracción de plaguicidas en suelo empleando dióxido de carbono supercrítico-cosolventes. Rev. Colomb. Quim. 38: 425-434.
- Hansen, LD; C Macfarlane; N McKinnon; BN Smith & RS Criddle. 2004. Use of calorespirometric ratios, heat per CO₂ and heat per O₂, to quantify metabolic paths and energetics of growing cells. Thermochim. Acta 422: 55-61.
- Herrmann, AM & T Bölscher. 2015. Simultaneous screening of microbial energetics and CO₂ respiration in soil samples from different ecosystems. Soil Biol. Biochem. 83: 88-92.



- Herrmann, AM; E Coucheney & N Nunan. 2014. Isothermal Microcalorimetry Provides New Insight into Terrestrial Carbon Cycling. *Environ. Sci. Technol.* 48: 4344-4352.
- Jackson, ML. 1970. *Análisis Químicos de Suelos*, 2da ed. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España. 662 pp.
- Kemp, RB. 2000. "Fire burn and cauldron bubble" (W. Shakespeare): what the calorimetric $\pm$ respirometric (CR) ratio does for our understanding of cells?. *Thermochim. Acta* 355: 115-124.
- Khan, TO. 2013. *Soils: Principles, Properties and Management*. Springer. Bangladesh. 274 pp.
- Madigan, MT; JM Martinko; PV Dunlap & DP Clark. 2009a. Ciclo de los nutrientes, biorremediación y simbiosis. Brock. *Biología de los microorganismos*. 12° edición. 769. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 1296 pp.
- Madigan, MT; JM Martinko; PV Dunlap & DP Clark. 2009b. Diversidad metabólica: catabolismo de los compuestos orgánicos. Brock. *Biología de los microorganismos*. 12° edición. 704-705. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 1296 pp.
- Mahmoudkhani, M & DW Keith. 2009. Low-energy sodium hydroxide recovery for CO₂ capture from atmospheric air-Thermodynamic analysis. *Int. J. Greenh. Gas Con.* 3: 376-384.
- Mingorance, MD; E Barahona & J Fernández Gálvez. 2007. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method. *Chemosphere*. 68: 409-413.
- Ning, XQ; WW Qiao; L Zhang & X Gao. 2013. Applications of Microcalorimetry in Environmental Sciences. *Asian J. Chem.*: 25, 8838-8842.
- Sesto Cabral, ME & EE Sigstad. 2011. A new approach to determine soil microbial biomass by calorimetry. *J. Therm. Anal. Calorim.* 104: 23-29.
- Sesto Cabral, ME; AM Fortuna; EC de Riscala; CAN Catalán & EE Sigstad. 2008. Allelopathic activity of *Centaurea diffusa* and *Centaurea tweediei*: Effects of cnicin and onopordopicrin on seed germination, phytopathogenic bacteria and soil. *Allelopathy J.* 21: 183-190.
- Sigstad, EE. 2013. Microcalorimetría. Fundamentos y aplicaciones en sistemas biológicos. Curso de posgrado. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán.
- Sigstad, EE; MA Bejas; MJ Amoroso & CI García. 2002. Effect of deforestation on soil microbial activity. A worm-composite can improve quality? A microcalorimetric analysis at 25 °C. *Thermochim. Acta* 394: 171-178.
- Tan, KH. 2005. *Soil Sampling, Preparation, and Analysis*. 2nd Ed. CRC Press, Taylor & Francis. Boca Raton, Florida, USA. 680 pp.
- Thornton, WM. 1917. The relation of oxygen to the heat combustion of organic compounds. *Philos. Mag.* 33: 196-203.
- Wadsö, L; Y Li & J Bjurman. 2004. Measurements on two mould fungi with a calorespirometric method. *Thermochim. Acta* 422: 63-68.



C6P18. CARACTERIZACIÓN DE UN RESIDUO AGROINDUSTRIAL PARA SU UTILIZACIÓN COMO ENMIENDA ORGÁNICA

Duval, Matías E.¹; Martínez, Juan M.^{1,2}; García, Ramiro J.¹; Pandolfo, Claudio E.^{1,2}; Presotto, Alejandro D.^{1,2}; Piñeiro, Andrea³ y Miravalles, Marta T.¹

¹Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. Argentina. ²Centro Recursos Renovables Naturales de la Región Semiárida (CERZOS)-CONICET. ³ARGENTIERRA S.A. mduval@criba.edu.ar

RESUMEN

Los residuos o borras procedentes de la filtración del aceite obtenido en el proceso de extrusado-prensado del poroto de soja (*Glycine max* L. Merr.) pueden presentar un gran potencial para ser utilizados como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas, a la vez que proporcionan un modo sencillo de gestionar los residuos generados por esa actividad. El objetivo de este trabajo fue caracterizar nutricionalmente el residuo proveniente del filtrado del aceite crudo producido por una empresa agrícola-ganadera del sudoeste bonaerense, y establecer su valor como enmienda para cultivos extensivos. Con ese fin se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total (COT), fósforo (P), nitrógeno (N), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), boro (B), cobre (Cu) y zinc totales (Zn). El análisis de las muestras demostró que las variables pH (6,9), CE (2,42 dS m⁻¹), COT (526 g kg⁻¹) y Nt (25,0 g kg⁻¹) presentaron valores acordes a los catalogados en la literatura como enmiendas de alta calidad. Además, se observaron contenidos balanceados de N y P (N:P= 5) que encuadran con los requerimientos del trigo (*Triticum aestivum* L.), cultivo predominante de la región. A partir de estos resultados se concluye que las borras provenientes de la filtración de aceite de soja podrían utilizarse en su forma física original como enmienda orgánica con el fin de brindar mayor productividad y sostenibilidad a los sistemas productivos de la zona semiárida.

Palabras clave: Borras, composición química, soja

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, un número cada vez mayor de empresas agrícola-ganaderas le confieren un mayor valor agregado a su producción, frente a la necesidad de aumentar los niveles de rentabilidad. Una de las alternativas más exploradas en este sentido, y que se difundió en paralelo con el fuerte incremento de la superficie destinada al cultivo de soja en nuestro país (18,7 millones de ha sembradas en la campaña 2017/18), ha sido la instalación de plantas de extrusado-prensado en origen para la obtención de aceite crudo y expellers. Ambos productos son destinados a la elaboración de biodiesel y la alimentación animal, respectivamente. En el caso del aceite, durante el proceso de purificación se generan desechos o borras, para los cuales es necesario identificar alternativas de uso que permitan lograr valorizar este residuo. La reutilización de residuos orgánicos supone un doble efecto para el ambiente. Por un lado, se logra disminuir la presencia de éstos en el medio y por otro, su aplicación al suelo debidamente tratados permitiría mejorar las condiciones físicas, químicas y biológicas del mismo. En este sentido, el alto costo de los fertilizantes químicos y su baja eficiencia en zonas semiáridas transforman a este residuo agroindustrial (RA) en una fuente alternativa de nutrientes y materia orgánica (MO) para los suelos agrícolas. El uso de RA de fácil acceso y de bajo costo garantiza la sostenibilidad de la producción, una nutrición más equilibrada de los cultivos y la mitigación o reducción de los impactos ambientales, desempeñando un papel clave en las prácticas dirigidas a una agricultura sostenible (García-Gómez *et al.*, 2005). Numerosos estudios han evaluado el uso de materiales orgánicos como una técnica de restauración y aumento de la fertilidad del suelo (Donn *et al.*, 2014). Estos beneficios son el resultado del aumento de la MO del suelo a corto plazo y el aumento de la estabilidad estructural, la capacidad de retención de agua, la permeabilidad y la infiltración en el largo plazo, mejorando el crecimiento y desarrollo de la vegetación (Muñoz-Rojas *et al.*, 2016).

Una enmienda orgánica es cualquier material orgánico, incluidos los compost, abonos animales, residuos de cultivos y agroindustriales que se incorporan al suelo o se aplican sobre la superficie para mejorar el crecimiento de las plantas (SSSA, 2008) y la fertilidad del suelo (Diacono & Montemurro, 2010). Para su uso como enmienda orgánica, la calidad de un residuo está determinada por la sumatoria de diferentes características y propiedades; las especificaciones generalmente están determinadas por los niveles mínimos admisibles de sustancias requeridas o los límites máximos tolerables para los no deseados (Hogg *et al.*, 2002). Características como la humedad, MO y contenido de carbono, contenido y formas de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), metales pesados, salinidad, pH, entre otros, determinan la calidad de un residuo (Lasaridi, 1998). Por ejemplo, la concentración de sales en las enmiendas orgánicas (reflejada por la



conductividad eléctrica) puede influir negativamente en la capacidad de germinación de las semillas y el crecimiento de las plantas, ya que disminuye el potencial osmótico del medio.

En general, los residuos generados a partir del procesamiento de semillas de oleaginosas contienen altos niveles de nutrientes, principalmente N y P. Tienen un alto contenido de MO y una variedad de micronutrientes (Blatt, 1991; Jongtae, 2010). Además, los efectos de la enmienda sobre la disponibilidad de nutrientes del suelo están altamente influenciados por la tasa de mineralización. Para algunos nutrientes, como N, P y azufre (S), este efecto depende principalmente de la relación C:N, C:P y C:S, respectivamente (Eghball, 2000; Sodhi *et al.*, 2009). El P es un recurso no renovable que destaca la importancia de desarrollar y utilizar fuentes alternativas para su provisión en el marco de una agricultura sostenible, siendo las borras un producto promisorio para tal fin. Sin embargo, no existen investigaciones previas dirigidas a reutilizar este residuo con fines agrícolas, ya sea de forma directa o previa transformación. El objetivo de este trabajo fue caracterizar nutricionalmente el residuo (borras) proveniente de la filtración del aceite obtenido por extrusado-prensado del poroto de soja, y evaluar su potencial utilización como enmienda para cultivos extensivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Toma y acondicionamiento de muestras

Para este estudio se utilizaron borras resultantes del proceso de filtración del aceite de soja obtenido en el establecimiento agrícola-ganadero ARGENTIERRA, ubicado en el Partido de Coronel Dorrego, Pcia. de Buenos Aires. Las submuestras del RA se tomaron de manera aleatoria y representativa, las cuales se homogeneizaron para obtener muestras compuestas (tres). Para los análisis químicos las muestras se secaron en estufa a 40 °C y se conservaron en recipientes de plástico. Los resultados de los análisis realizados fueron referidos al peso seco. Todas las determinaciones se llevaron a cabo por triplicado.

Determinaciones químicas

Se determinaron las siguientes propiedades químicas:

- pH en agua (relación 1:10 enmienda/agua destilada).
- Conductividad eléctrica (CE, dS m^{-1}) se realizó un extracto acuoso en una relación 1:10 (enmienda/agua destilada). Después de 60 minutos de reposo y posterior filtrado se midió la CE a 25 °C con un conductímetro.
- Nitrógeno orgánico total (Nt) por el método Kjeldahl (Bremner, 1996).
- La MO total se determinó por pérdida de peso por ignición durante 4 horas a 550 °C según la metodología propuesta por Basil *et al.* (2009). Luego, se convirtió a carbono orgánico total (COT) utilizando el factor de conversión igual a 1,8 (Basil *et al.*, 2009).
- Fósforo (P), Potasio (K), Azufre (S), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Boro (B), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) por espectrometría de absorción atómica (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se detallan los resultados del análisis químico del RA. En la actualidad existen criterios estandarizados utilizados por la Unión Europea (UE) (Decisión 2001/688/EC) en los cuales se estipulan los requisitos que deben reunir los residuos o productos utilizados como enmiendas para que su uso o aplicación no afecte la salud humana y ambiental. La CE es uno de los parámetros más importantes como indicador para enmiendas orgánicas, sobre todo cuando estas son utilizadas como sustratos para la germinación de semillas. Dicho parámetro presentó valores inferiores a $2,5 \text{ dS m}^{-1}$, nivel considerado tolerable por plantas de sensibilidad media (Lasaridi *et al.*, 2006). Por su parte, los valores de pH fueron cercanos a 7,0. En la mayoría de los estándares nacionales que definen límites de pH, las enmiendas orgánicas deben tener un valor de pH dentro del rango de 6,0-8,5 para asegurar la compatibilidad con la mayoría de las plantas (Hogg *et al.*, 2002). Se observaron contenidos elevados de COT ($526 \pm 1,20 \text{ g kg}^{-1}$) conforme el criterio utilizado por la UE, según el cual los residuos utilizados como enmiendas no deberían contener niveles inferiores a $200 \text{ g COT kg}^{-1}$. Otros autores sugieren valores de COT de al menos 350 a 400 g kg^{-1} (Seoáñez Calvo *et al.*, 2000).

La literatura en el tema menciona que la aplicación de enmiendas orgánicas en dosis razonables, mejora el crecimiento de las plantas en parte por el incremento de los niveles de nutrientes disponibles (Quédraogo *et al.*, 2001). El rango de valores de Nt en las muestras del RA se hallaron entre 23,5 a $26,8 \text{ g kg}^{-1}$, valores muy superiores al rango de referencia ($10,0$ a $20,0 \text{ g kg}^{-1}$) sugerido por Alexander (1994). Esto refleja el aporte significativo de N por parte de este



RA. Sin embargo, es necesario considerar que el N presente en dicho RA, como el de los otros nutrientes, no está totalmente disponible en el corto plazo para el cultivo (Sullivan, 2008), y es importante determinar la capacidad de degradabilidad y liberación de nutrientes, dado que las concentraciones totales no indican la capacidad de liberación en el tiempo (Leconte, 2010). Entre los metales pesados analizados, tanto Cu como Zn presentaron valores muy inferiores a los límites considerados perjudiciales para las personas y animales que consuman las plantas fertilizadas con estos RA (USEPA, 1993). En general, para la región semiárida donde el cultivo preponderante es el trigo (Martínez *et al.*, 2015), los requerimientos para producir una tonelada de grano son 30 kg y 5 kg de N y P, respectivamente (García & Correndo, 2016). Por lo tanto, teniendo en cuenta los valores potenciales de estos nutrimentos, este RA los aportaría de manera balanceada, lo cual se refleja en la relación N:P (5). La relación C:N, relacionada con la tasa de descomposición de los residuos orgánicos (Heal *et al.*, 1997) presentó valores inferiores a 30:1, lo cual puede suponer que ocurran procesos de mineralización neta del RA (Clark *et al.*, 1997).

Tabla 1: Resultados del análisis químico en las muestras analizadas.

Parámetros	Unidad	Valor $\pm$ Desvío estándar
CE	dS m ⁻¹	2,42 $\pm$ 0,15
pH		6,9 $\pm$ 0,2
Carbono orgánico total	g kg ⁻¹	526 $\pm$ 1,20
Nitrógeno		25 $\pm$ 1,73
Fósforo		5,0 $\pm$ 0,66
Calcio		1,1 $\pm$ 0,15
Potasio		6,0 $\pm$ 0,33
Magnesio	mg kg ⁻¹	770 $\pm$ 17
Azufre		485 $\pm$ 64
Boro		25 $\pm$ 2,4
Cobre		10 $\pm$ 2,2
Zinc		22 $\pm$ 12
C:N		21 $\pm$ 1,0
C:P		106 $\pm$ 14
C:S		1093 $\pm$ 143
N:P		5,0 $\pm$ 1,1

En un estudio en el que se evaluaron 28 muestras diferentes de enmiendas orgánicas, Campitelli (2010) consideró que valores elevados de COT (597 a 610 g kg⁻¹) y Nt (18,5 a 22,1 g kg⁻¹) junto con valores de pH cercanos a la neutralidad (6,2 a 7,5) son características deseables que pueden contribuir a mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo y, por lo tanto, pueden considerarse materiales orgánicos de alta calidad. A partir de los datos analizados, es posible afirmar que el RA evaluado en este estudio, utilizado como enmienda orgánica, puede contribuir a mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo, y mejorar la disponibilidad de nutrientes para los cultivos, considerándose un residuo de alta calidad.

CONCLUSIONES

El RA derivado del proceso de filtrado del aceite obtenido por extrusado-prensado del poroto de soja puede considerarse un residuo de alta calidad debido a los altos niveles de COT y los contenidos balanceados de N y P, parámetros considerados representativos en la asignación de calidad de enmiendas orgánicas. Sin embargo, su utilización como enmienda orgánica requiere conocer en detalle los procesos de mineralización y liberación de nutrientes por parte del RA.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado en el marco del Proyecto de Vinculación Tecnológica de la Universidad Nacional del Sur (UNS): Alternativas para la gestión de residuos generados por una empresa agrícola-ganadera que agrega valor a la propia producción de granos oleaginosos (VT38-UNS10435). Los autores también agradecen la colaboración prestada por la empresa ARGENTIERRA S.A. para la elaboración de este trabajo.



BIBLIOGRAFÍA

- Alexander, RA. 1994. Standards and guidelines for compost use, *Biocycle*, 35(12): 37-41.
- Basil, G; MJ Mazzarino; L Roselliv & F Letourneau. 2009. Efecto del compost de biosólidos en la producción de plantines de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera). *Ci. Suelo* 27(1): 49-55.
- Blatt, CR. 1991. Comparison of several organic amendments with a chemical fertilizer for vegetable production. *Sci Hortic* 47: 177-191.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen-Total. In Sparks DL. (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods*. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI. p. 1103-1108.
- Campitelli, P. 2010. Calidad de compost y vermicompuestos para su uso como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Escuela para Graduados, Ciudad de Córdoba. 231 pp.
- Clark, AJ; AM Decker; JJ Meinsiger & MS McIntosh. 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: I. Cover crops and corn nitrogen. *Agron. J.* 89: 427-434.
- Diacono, M & F Montemurro. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 30: 401-422.
- Donn, S; RE Wheatley; BM McKenzie; KM Loades & PD Hallett. 2014. Improved soil fertility from compost amendments increases root growth and reinforcement of surface soil on slope. *Ecol. Eng.* 71: 458-465.
- Eghball, B. 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2024-2030.
- García, FO & AA Correndo. 2016. Cálculo de requerimientos nutricionales. Planilla de cálculo para estimar la absorción y extracción de nutrientes de cereales, oleaginosas, industriales, forrajeras y hortalizas. IPNI, Programa Latinoamérica Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina. Disponible en: <http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024> (revisado 10/03/2018).
- García-Gómez, A; MP Bernal & A Roig. 2005. Organic matter fractions involved in degradation and humification processes during composting. *Compos. Sci. Util.* 13: 127-135.
- Heal, OW; JM Anderson & MJ Swift. 1997. Plant Litter Quality and Decomposition: An Historical Overview. In: Cadish, G & KE Killer (Eds.). *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*. pp. 3-30.
- Hogg, D; E Favoino; M Centemero; V Caimi; F Amlinger; W Devliegher; W Brinton & S Antler. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australia, The Waste and Resources Action Programme (WRAP), Oxon.
- Jongtae, L. 2010. Effects of application methods of organic fertilizer on growth, soil chemical properties and microbial densities in organic bulb onion production. *Sci Hortic* 124: 299-305.
- Kabata-Pendias, A & H Pendias. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants* (3rd ed.), CRC Press, Boca Raton, FL pp. 413.
- Lasaridi, KE. 1998. *Compost Stability: A Comparative Evaluation of Respirometric Techniques*. PhD Thesis, Department of Civil Engineering, University of Leeds, Leeds, UK.
- Leconte, MC. 2010. Efecto del agregado de estiércol de gallina en el compostaje de aserrín y cascarilla de arroz. En tesis de Doctorado Universidad Nacional del Noreste. Corrientes. pp. 199.
- Martínez, JM; JA Galantini & MR Landriscini. 2015. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de Buenos Aires (Argentina): efectos de la dosis y momento de aplicación. *Agriscientia XXXII*: 15-27.
- Muñoz-Rojas, M; TE Erickson; KW Dixon & DJ Merritt. 2016. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. *Restor. Ecol.* 24: S43-S52.
- Quédraogo, E; A Mando & N Zombré. 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 259-266.
- Seoáñez Calvo, M; E Bellas Velasco, P Ladaria Sureda & P Seoáñez Oliet. 2000. *Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. España, pp. 605.
- Sodhi, GPS; V Beri & DK Benbi. 2009. Soil aggregation and distribution of carbon and nitrogen in different fractions under long-term application of compost in rice-wheat system, *Soil Till. Res.* 103: 412-418.
- Soil Science Society of America. 2008. *Glossary of Soil Science Terms*. Edited by Soil Science Society of America. ISBN: 978-0-89118-851-1.
- Sullivan, DM. 2008. *Estimating Plant-available Nitrogen from Manure*. Oregon State University Extension Publication, EM8954-E. Oregon State University, USA, pp. 21.
- USEPA, 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. *Fed. Reg.* 58 (32): 9248-9415.



C6P19. OCURRENCIA Y CONCENTRACION DE GLIFOSATO EN ROTACIONES AGRICOLAS SOBRE SUELOS MOLISOLES EN EL SUDOESTE CHAQUEÑO

Luzzi, J.I.¹; Aparicio, V.C.²; Ledda, A.R.³ y Borelli, V.⁴

¹Becaria Inta Conicet, ^{3, 1,4} Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Las Breñas, Km 224 Ruta 89, Las Breñas, Chaco, Argentina. ² Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Km 73.5, Ruta 226, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. johanaluzzi@gmail.com – luzzi.johana@inta.gov.ar

RESUMEN

En Argentina, el uso de glifosato ha aumentado exponencialmente en los últimos años como resultado de la adopción generalizada de la siembra directa (SD) en combinación con cultivos genéticamente modificados (GM) con eventos de resistencia al glifosato. Esto ha generado un incremento de consumo de herbicidas en el orden del 36% respecto a los utilizados en la labranza convencional. El uso masivo de este herbicida ha creado preocupación sobre su posible impacto ambiental, especialmente en ambientes susceptibles. El presente trabajo analizó presencia de residuos de glifosato y de su metabolito de degradación AMPA como resultado del manejo de agroquímicos realizado en una rotación agrícola típica del sudoeste chaqueño durante tres ciclos agronómicos en suelo del orden Molisoles. Las precisas determinaciones fueron obtenidas por cromatografía líquida de alta resolución (UPLC M/M). Los resultados exhibieron presencia de glifosato y AMPA en el suelo, detectándose en concentraciones de 35,5 a 216 µg Kg de suelo y 8 a 244,5 µg Kg de suelo respectivamente, transcurridos 27 días desde la última aplicación (DDA) de 2,8 L ha⁻¹ (sal potásica 66,2 % e.a. 54%).

Palabras claves: herbicida, cuantificación, subtropical

INTRODUCCION

Actualmente, en el mundo hay cerca de 63 millones de hectáreas (has) de tierra bajo sistema de labranza conservacionista, cero o SD, la mayoría ubicadas en USA y Brasil (Nyamangara *et al.*, 2013). Argentina cuenta con una superficie de 31 millones de has dedicadas a la agricultura de las cuales, tres cuartas partes del área destina a siembra de GM (soja, maíz y algodón), donde 78,5% de esas tierras agrícolas se encuentran bajo sistema de labranza conservacionista SD (Aapresid, 2014-2015). Si desglosamos la producción de granos en cereales y oleaginosas, actualmente se observa un predominio de superficie sembrada con oleaginosas (Aparicio *et al.*, 2015).

La SD es considerada un sistema productivo importante para reducir la pérdida de carbono orgánico (CO) de los suelos y aumentar su secuestro, ya que en primer lugar cambia las condiciones físicas del suelo, disminuyendo las tasas de descomposición de CO y aumentando el aporte de residuos (rastros) al suelo (Huang *et al.*, 2010; Domínguez *et al.*, 2009). Rojas & Guevara (2012), observaron que, con mayor predominio de algodón, la calidad del suelo disminuía significativamente al finalizar una secuencia de 3 años de rotaciones. Roldán *et al.* (2013) informaron que la introducción de cultivos con mayor volumen de residuos propició el aumento de CO particulado (COP) en la capa superficial del suelo. Además la incorporación de gramíneas en la rotación es una forma de manejar la dinámica CO en el suelo, por la cantidad y calidad de los residuos que aportan.

La SD, como sistema de producción sustentable tiene en la rotación de cultivos una de las herramientas más importantes y válidas para mejorar el funcionamiento de los agro ecosistemas. La rotación de cultivos es una práctica de manejo ampliamente recomendada que propicia el efecto combinado de factores múltiples entre los que se incluyen la reducción de plagas y enfermedades, la menor presencia de malezas, el uso más eficiente del agua, el incremento de la calidad de suelo y la mayor actividad biológica (Nyamangara *et al.*, 2013), por lo tanto, la producción de cultivos.

La expansión de la frontera agrícola junto a la adopción de un paquete tecnológico que involucra el sistema de SD y el uso de cultivos GM derivó en una dependencia operativa del uso intensivo de insumos, principalmente de herbicidas. El consumo de agroquímicos y fertilizantes creció un 47,1% en 2016, al mismo tiempo que la producción tuvo un incremento del 10,5%, según un estudio realizado por la consultora Investigaciones Económicas Sectoriales (IES)

El requerimiento de glifosato ha aumentado drásticamente desde su introducción en los años 80, alcanzando las 200.000 toneladas en el año 2012, incrementando así la demanda de herbicidas en el orden del 36% respecto a los requeridos en labranza convencional.



La forma más común que el glifosato se acumula en el suelo sucede cuando es sorbido por compuestos como arcillas, fosfatos, materia orgánica (MO), óxidos de aluminio y hierro reduciendo éstos su degradación microbiana. Sin embargo, el papel de algunos compuestos del suelo como la MO y la arcilla en la sorción es ambiguo. Mientras que algunos estudios han demostrado que no está relacionado con los contenidos de MO (Borggaard y Gimsing, 2008), una investigación reciente demostró que el glifosato puede reaccionar fácilmente con MO, promoviendo su acumulación en suelo (Gros *et al.*, 2017). De acuerdo con Gimsing *et al.*, (2007) la sorción del glifosato no está relacionada con el contenido de arcilla del suelo, pero Okada *et al.*, (2016) han demostrado que está influenciado por los contenidos de arcilla en suelos limosos, arcillo-limosos y franco-limosos de diferentes regiones de Argentina.

La aplicación agronómicamente correcta de un plaguicida no asegura que su destino final sea la plaga a controlar. Desde el momento de la aplicación, los “camino del glifosato” son varios y su masa se disipa en el ambiente, por ej.: una parte suele quedar suspendida en el aire o adherida al material particulado de la atmósfera, y puede volver a caer al suelo tras una precipitación, o trasladarse a otras áreas donde no fue aplicado, por el efecto del movimiento de las masas de aire (erosión eólica), el agua de escurrimiento, ya sea por exceso de precipitaciones o riego puede provocar el traslado de la molécula a cursos de agua superficial, puede lixiviar a través del perfil de suelo hacia el agua subterránea e incluso puede ser absorbido por el cultivo y tener como destino, el grano o la fibra (Aparicio; *et al.* 2017)

En suelos de Argentina se analizó el polvo resultante de la erosión del mismo (Aparicio *et al.*, 2014) hallándose contenidos de glifosato y AMPA más altos a mayor altura desde el suelo, disminuyendo la concentración del herbicida al aumentar el tamaño de partícula, alertando el riesgo que genera el transporte de polvo por medio del aire. (Bento *et al.*, 2017).

Estudios de erosión eólica en Chaco, Santiago del Estero y La Pampa, han analizado sedimentos de suelo suspendidos en el aire a 1.5 metros de altura enriquecidos con glifosato y AMPA en concentraciones de 580 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ (en prensa Aparicio, 2018).

Estudios del suelo agrícola de la región semiárida central de Argentina han demostrado que glifosato se encontraba presente en el polvo respirable (RD) emitido por diferentes fuentes (suelo a granel y fracciones de tamaño agregado) en concentraciones de glifosato y AMPA de 4 a 17 y 4 a 9 $\mu\text{g Kg}$ de suelo, mayores que la fuente de emisión, indicando que se acumulan en el RD (Mendez *et al.*, 2017).

Asimismo, ambas moléculas se detectaron en corrientes de agua superficial en Argentina (Aparicio *et al.*, 2013). Monitoreos de agua contenidas en aljibes y represas destinadas al consumo humano realizados en Santiago del Estero han determinado presencia de glifosato y AMPA en concentraciones 1.32 y 0.54 $\mu\text{g. L}^{-1}$ (Mas *et al.*, 2017). En el agua de lluvia almacenada en aljibes, en Pampa del Infierno (provincia. de Chaco) se detectó la presencia de varios plaguicidas, entre ellos glifosato y AMPA (Bonilla *et al.*, 2017).

Teniendo en cuenta las prácticas habituales que los productores agropecuarios realizan en la región, el requerimiento de herbicidas que conlleva y el riesgo de contaminación que implica, se considera importante la realización del presente trabajo con el objetivo de exponer el manejo de una rotación agrícola común desarrollada en el sudoeste chaqueño durante tres campañas agrícolas a fin de evaluar ocurrencia y concentración del herbicida glifosato y su principal metabolito de degradación AMPA en el suelo por cromatografía líquida de alta resolución UPLC MS/MS

MATERIALES Y MÉTODOS

El lote de producción en siembra directa está situado en la estación experimental agropecuaria EEA INTA Las Breñas, provincia del Chaco, comprende una superficie de 22 has. (coordenadas 27° 4'0.22"S 61° 2'48.07"O) con un historial de rotaciones de cultivos detallados en Tabla 1.

El suelo es del orden Molisoles que comprende dos series de suelo: *serie Tizón* (Haplustol óxico) de textura pesada, moderadamente pobre en MO, con capacidad de intercambio catiónico elevada y penetración efectiva de raíces inferior a 1 m. Posee una alta capacidad de retención de agua hasta los 160 cm de profundidad. Sus principales limitantes son erosión hídrica moderada y drenaje imperfecto. Tiene un alto contenido en fósforo; débilmente ácido en superficie y ligeramente alcalino en profundidad; rico en calcio y magnesio. No obstante estas limitaciones, es un importante suelo agrícola, de Capacidad de Uso Clases II, III y IV (Ledesma & Zurita *et al.*, 1994) y *serie Las Breñas* (Durustol éntico, de textura media, bien provisto de materia orgánica, buena capacidad de retención de agua hasta los 160 cm de profundidad siendo sus principales limitaciones son susceptibilidad a la erosión hídrica, disminución de materia orgánica una vez



desmotado, alto porcentaje de duri nódulos en el horizonte C, sub fase_{1 L1L1f2h1}: fase textura media, erosión hídrica ligera sub fase_{2 L2f2h2d2}: fase textura media, erosión hídrica moderada, drenaje imperfecto).

La clasificación climática para ésta región corresponde a un clima subtropical húmedo (Köppen, 1.936) donde las temperaturas máximas promedian los 28,1 °C anuales y las mínimas unos 14,9 °C, dando una temperatura media anual de 21,1 °C. El promedio anual de precipitaciones en la EEA Las Breñas es de 946,0 mm con un notable descenso en los promedios mensuales desde mayo a septiembre, en estos 5 meses se registran sólo el 14% del total anual. La variabilidad de precipitaciones entre años es muy notable y esto hace que los valores oscilen entre 513,5 mm (año 2008) y 1550,1 mm (año 1986) (Herrera, G. 2007)

Las muestras de suelo fueron tomadas para cada serie a cuatro (4) profundidades: 1 (0-5), 2 (5-10), 3 (10-20) y 4 (20-30) cm. El acondicionamiento consistió en secar el suelo en estufa durante 24 horas a 30°C, luego las muestras fueron molidas y tamizadas por malla de 2 mm. En el laboratorio se tomaron 5 gr de suelo por muestra a las que se les agregó glifosato marcado (isotopo 1, 3, 13 C, 15 N) previamente a la etapa de extracción. Las alícuotas obtenidas fueron derivatizadas durante 24 horas con FMOC-CL (fluorenilmetilcloroformiato) en acetonitrilo en la oscuridad. El exceso de FMOC-CL se eliminó con diclorometano. Finalmente la fase acuosa de cada muestra fue pasada por filtros de nylon de 0.22 mm a viales cromatografica para la detección química de glifosato y AMPA por cromatografía líquida de alta resolución UPLC MS/MS.

Tabla 1: Cultivos presentes en la rotación, fecha de siembra, malezas presentes, rendimiento y dosis de glifosato, malezas presentes.

Cultivo	Aplicaciones	Dosis (L.ha ⁻¹)	Malezas presentes	Rdto. (Kg ha ⁻¹)
Soja 2014/2015 Fecha de siembra 18/12/2014	08/12/2014 18/12/2014 06/01/2015 28/01/2015	2,5 1,5 2 2	<i>Conyza bonariensis</i> <i>Anoda cristata</i> <i>Borreria verticillata</i>	2,100
Algodón 2015/2016 Var. NuOpal Fecha de siembra 23/11/2015	17/12/2015	2	<i>Sorghum halepense</i> <i>Conyza bonariensis</i> <i>Chloris dandyana</i> <i>Parietaria debilis</i> <i>Verbena litorales</i> <i>Sphaeralcea bonariensis</i>	2,900
Maíz 2016/2017 Híbrido P 1833 HVY Fecha de siembra 18/01/2017	26/07/2017 03/10/2017	2,5 2,8	<i>Sorghum halepense</i> <i>Chloris dandyana</i> <i>Conyza bonariensis</i> <i>Verbena litorales</i> <i>Parietaria debilis</i>	4,590

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presentan los resultados de las determinaciones físicas-químicas (Tabla 2) y cuantificación sintetizada de glifosato + AMPA evaluados a cuatro profundidades de suelo en las dos series estudiadas

El contenido de CIC y MO tuvieron una tendencia decreciente en relación a la profundidad. De acuerdo a lo citado por Gutiérrez *et al.* (2009) para la serie Tizón al estado natural el valor promedio de MO ronda en 4,14%, determinado en el espesor superficial. A diferencia de las variables anteriores, el contenido de fósforo (P) prosiguió un incremento con la profundidad.

Glifosato y AMPA presentaron variabilidad de concentración en las estratificaciones (profundidad) para las series estudiadas, no habiéndose detectado un patrón de comportamiento definido.

Sin discriminar estratos, en ambas series de suelo en general se observó que las concentraciones de glifosato fueron mayores que las concentraciones de AMPA. Si bien AMPA es también degradado en el suelo, su degradación es generalmente más lenta que la del glifosato debido a que su adsorción a partículas de suelo posiblemente sea más fuerte

que con el glifosato y/o por la menor posibilidad de penetrar las paredes celulares o las membranas de los microorganismos del suelo (USDA, 1984).

Tabla 2: Determinaciones físicas y químicas del suelo de ensayo.

Serie	Sub fase	Profundidad cm	GLY µg Kg	AMPA µg Kg	GLY+AMPA	M.O %	CIC Meq/100gr	Fosforo mg kg- 1
Tizón	Tizón	1	19,5	8	31,5	2,25	20,25	87
Tizón	Tizón	2	43	10	58	1,23	18,21	88
Tizón	Tizón	3	45	19,5	74,25	1,46	18,67	98
Tizón	Tizón	4	53,5	108,5	216,25	1,35	20,5	91
Las Breñas	Lasbreñas1	1	76,5	101	228	2,13	16,71	31
Las Breñas	Lasbreñas1	2	35,5	20	65,5	1,8	16,05	95
Las Breñas	Lasbreñas1	3	44,5	16,5	69,25	1,8	16,05	98
Las Breñas	Lasbreñas1	4	79,5	37,5	135,75	1,8	16,05	105
Las Breñas	Lasbreñas2	1	87	244,5	453,75	1,68	15,8	107
Las Breñas	Lasbreñas2	2	526	34	577	1,68	15,8	81
Las Breñas	Lasbreñas2	3	216	47,5	287,25	1,68	15,8	88
Las Breñas	Lasbreñas2	4	50,5	26,5	90,25	1,68	14,9	94

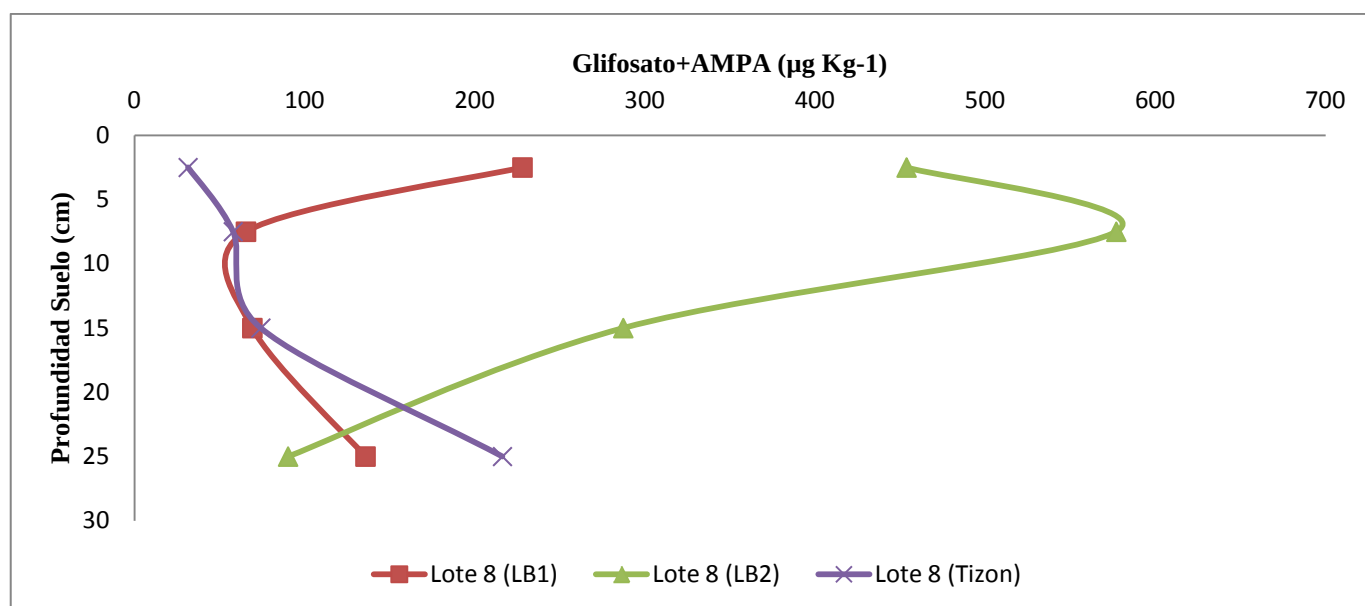


Figura 1: Cuantificación de Glifosato +ácido aminometilfosfonico AMPA en suelos Molisoles

Se considera que el glifosato se degrada fácilmente en el suelo, pero su persistencia varía ampliamente, por la vida media (DT50) que oscila entre 1 y 197 días y su DT90 (tiempo requerido para que el 90% del glifosato aplicado inicialmente desaparezca del suelo) entre 40 y 280 días (Bergstroem *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2015). Se encontró que el AMPA es más persistente en el suelo que el glifosato, y su vida media varía entre 23 y 958 días (Yang *et al.*, 2015)

Bento *et al* (2016) probaron el efecto de la temperatura y la humedad del suelo sobre la disipación de glifosato logrando demostrar que las tasas de mineralización se incrementan con el aumento de la temperatura y la humedad del suelo, persistiendo 30 veces más en condiciones de frío + seco que en condiciones cálidas + húmedas.

Respecto a serie Las Breñas subfase 1 tanto la concentración de glifosato y AMPA tuvieron sus picos máximas en los primeros 0-5 cm de superficie con 76,5 y 101 µg Kg respectivamente, decreciendo entre los 5-20 cm próximos, con valores de 44,5 y 16,5 µg Kg . Por otra parte, Bento *et al.*, (2017) encontraron una correlación positiva entre los contenidos de glifosato y AMPA y los contenidos de arcilla y MO, pudiendo explicar este hallazgo.



En serie Tizón, a diferencia de Serie Las Breñas, los menores contenidos de glifosato y AMPA fueron observados en superficie, posiblemente debido a los altos contenidos de limo que presenta la serie en la capa arable.

CONCLUSIONES

Las proyecciones en el país indican que la superficie sembrada con cultivos genéticamente modificados continuará en aumento. La expansión del área sembrada y la búsqueda de incrementos en los rendimientos de cultivos resistentes a glifosato como soja y en menor medida del maíz, conllevan a un mayor consumo del herbicida.

Se detectaron concentraciones mensurables de glifosato y AMPA en el suelo de estudio en un rango de concentraciones de 19.5 – 526 y 8 - 244.5 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ de suelo respectivamente transcurridos 27 días desde la última aplicación (DDA) de 2.8 lt.ha^{-1} de sal potásica e.a. 54%).

Glifosato y AMPA presentaron variabilidad de concentración en las estratificaciones (profundidad) para las series estudiadas, no habiéndose detectado un patrón de comportamiento definido.

En ambas series de suelos sin discriminar estratos, en general se observó que las concentraciones de AMPA fueron menores que las concentraciones de glifosato.

Se sugiere hacer un correcto uso de herbicidas, particularmente de glifosato, contemplando las prácticas de Manejo Integrado de Malezas (MIM) a fin de obtener óptimos resultados en control de malezas, evitando así efectos no deseados como proliferación de malezas tolerantes y generación de resistencias, (suelo, agua, aire, efectos de stacking y cariover, contaminación de matrices ambientales, etc.) debido a que estos suelos se encontrarían en áreas altamente susceptibles a la erosión eólica.

Además sería conveniente seguir explorando el comportamiento del herbicida en suelos, como así también en aguas superficiales y subterráneas de la zona de estudio.

AGRADECIMIENTOS:

Agradezco al Dr. Eduardo De Gerónimo y a los Sres. Natalia Gulle, Agustín Mosca y Luis Alonso de la EEA INTA Balcarce por su hospitalidad y ayuda en las determinaciones realizadas. También expreso mi gratitud a los Sres. Nelson Schenaiter, Emanuel Soto y Matias Irrazabal por la ayuda brindada a campo en la toma de muestras de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Aparicio, VC; De Gerónimo, E; Marino, D; Primost, J; Carriquiriborde, P; Costa, JL. 2013. Destino ambiental del glifosato y el ácido aminometilfosfónico en aguas superficiales y el suelo de las cuencas agrícolas Quimiosfera, 93, pp. 1866 – 1873
- Aparicio, VC; Aimar, S; De Gerónimo, E; Buschiazzi, D; Méndez, MJ; Costa, JL. 2014. Contenidos de glifosato y AMPA en sedimentos producidos por la erosión eólica de suelos agrícolas en Argentina. Asamblea General de la Unión Europea de Geociencias. Viena, Austria.
- Aparicio, VC; De Gerónimo, E; Hernández, K; Perez, D; Portcarrero, R; Vidal, C. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA Ediciones.
- https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_plaguicidas_agregados_al_suelo_2015.pdf
- Aparicio, V.; Costa, J L. 2017. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. Plaguicidas en el ambiente. Ediciones Inta 2017. Pag 50-63
- Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (Aapresid) .Estimación de superficie en siembra directa Campaña 2014-2015
- <https://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimación-de-superficie-en-SD-1.pdf>
- Bento, C; Yang, X ;Gort, G; Xue, S; van Dam, R; Zomer, P; fGJ Mol, H; Ritsema, C; Geissen, V. 2016. Persistencia del glifosato y del ácido aminometilfosfónico en el suelo loess bajo diferentes combinaciones de temperatura, humedad del suelo y luz / oscuridad
- Bento, C; Goossens, D ; Rezaei, M; Riksen, M; Hans G; Ritsema, C ; Geissen, V. 2017 . Distribución de glifosato y AMPA en sedimentos erosionados por el viento derivados del suelo loess.
- Bergstroem L. , Boerjesson E. , Stenstroem J. Laboratorio y estudios de lisímetro de glifosato y ácido aminometilfosfónico en una arena y un suelo de arcilla. J. Environ. Qual. , 40 (2011) , pp. 98 – 108



- Bonilla Y, Arreghini S, Lobert F, Aparicio V, Serafini R, Iorio F, Korol S & Gallego A. 2017. Análisis de la calidad del agua de consumo en una población rural de la Plaguicidas en el Ambiente 2017 61 provincia de Chaco. Congreso Internacional Agua, Ambiente y Energía, Mendoza, Argentina.
- Borggaard y Gimsing, 2008. Destino del glifosato en el suelo y la posibilidad de lixiviación a aguas subterráneas y superficiales: una revisión. *Pest Manag. Sci.*, 64 (2008), pp. 44 – 56
- Bozzo de Bum, M. 2010. Persistencia del glifosato y efectos de sucesivas aplicaciones en el cultivo de soja en agricultura continua en siembra directa sobre parámetros biológicos del suelo. Tesis Mgter. Universidad de la Republica, Facultad de Ciencias, Maestría en Ciencias Ambientales. Montevideo, Uruguay.
- Censo Nacional Agropecuario 2008. Fecha de consulta Diciembre 2017
- www.indec.gov.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=3&id_tema_2=8&id_tema_3=87
- Dominguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil Till Res.* 102: 93-100.
- Erriksson, K.; 1975. Roundup. Weeds and weeds Control. 16: 15-6.
- Franz, JE; Mao, M. K., Sikorski, J. A., 1997. Glyphosate: a unique global herbicide. Washington, DC, American Chemical Society. 653p. (American Chemical Society Monograph 189)
- Gimsing, C; Szilas, OK; Borggaard. 2007. Sorción de glifosato y fosfato por suelos tropicales de carga variable de Tanzania. *Geoderma*, 138, pp. 127 – 132
- Gros, P; Ahmed, A; Kühn, O; Leinwebe, P. 2017. Unión de glifosato en el suelo según lo revelado por experimentos de sorción y modelado cuántico-químico *Sci. Env total*, 586, pp. 527 – 535
- Gutiérrez, N.C.V.; Venialgo, C. Gutiérrez, J. R. 2009. Materia orgánica en sistemas de labranza y cultivos en la serie Tizón. Facultad de Ciencias Agraria UNNE - EEA INT A Las Breñas. Chaco.
- Herrera, G.A. 2007. Boletín meteorológico anual. Estación experimental agropecuaria.
https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-clima_eea_lb.pdf
- Huang, S; NY Sun; WY Rui; WR Liu & WJ Zhang. 2010. Long-term effect of no-tillage on soil organic carbon fractions in a continuous maize cropping system of Northeast China. *Pedosphere* 20(3): 285-292.
- Investigaciones Económicas Sectoriales (IES) 2016.
- www.conclusion.com.ar/politica/economia/el-consumo-de-agroquimicos-y-fertilizantes-crecio-casi-un-50-durante-2016/01/2017/
- Ledesma, L. & Zurita, J. 1994. Los suelos del departamento 9 de Julio (Chaco). Convenio entre el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y Gobierno de la Provincia del Chaco por intermedio de Ministerio de Agricultura y Ganadería. Programa Estudio y Extensión en Suelos de la Provincia del Chaco
- Mas, L; Aparicio, V; De Gerónimo, D & Costa, J. L. 2017. Pesticides in water sources from the East of Santiago del Estero, Argentina. EGU General Assembly
- Mendez, M; Aimar S B; Aparicio, VC; Ramírez, N B; Buschiazzi, H; De Geronimo, E; Costa, J L. 2017. Contenido de glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) en el polvo respirable emitido por un suelo agrícola de la región semiárida central de Argentina.
- Nyamangara, J; E Nyazaradzo Masvaya; R Tirivavi & K Nyengerai. 2013. Effect of hand-hoe based conservation agriculture on soil fertility and in selected smallholder areas in Zimbabwe. *Soil Till Res.* 126: 19-25.
- Okada, E; Costa, J; Bedmar, F. 2016. Adsorción y movilidad de glifosato en suelos indiferentes bajo labranza cero y labranza convencional *Geoderma*, 263, pp. 78 – 85.
- Rojas, JM & GS Guevara. 2012. Efecto de rotaciones con algodón como cultivo principal en propiedades del suelo. XIX Congreso Latinoamericano y XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata -16 al 20 de abril de 2012.
- Roldan, M.F; Rojas, J.M.; Guevara, G.S. 2013. Efecto de diferentes rotaciones de cultivos bajo siembra directa sobre el carbono orgánico particulado de un Argiustol en el Chaco subhúmedo. Inta ediciones.
inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_efecto_de_diferentes_rotaciones_en_el_cop_jornad.pdf
- USDA. 1984. Forest Service. Pesticide background Statements. p.61-672. In USDA: Agriculture Handbook N° 633. Vol.1. Herbicide. Part 2.
- Yang X., Wang F., Bento C; PM, Xue S., Gai L., van Dam R., y col. Transporte a corto plazo de glifosato con erosión en suelo de loess chino - un experimento de canal *Sci. Total Environ.*, 512-513 (2015), pp. 406 – 414.



C6P20. DETERMINACION DE GLIFOSATO-AMPA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS BAJO ROTACION AGRICOLA EN SUELOS MOLISOLES DEL SUDOESTE CHAQUEÑO

Luzzi, J.I.¹; Aparicio, V.C.²; Ledda, A.R.³; Sauer, V.M.⁴ y Borelli, V.⁵

Becaria Inta Conicet¹, ^{1, 3, 4, 5} Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Las Breñas, Km 224 Ruta 89, Las Breñas, Chaco, Argentina. ³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), ² Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Km 73.5, Ruta 226, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. johanaluzzi@gmail.com – luzzi.johana@inta.gob.ar

RESUMEN

En el país el uso de glifosato ha aumentado desde su introducción en los años 80, alcanzando 200.000 toneladas en 2012 y representando el 80% del total de herbicidas comercializados. Este aumento fue impulsado principalmente por la expansión de la frontera agrícola debido a la adopción de cultivos biotecnológicos, especialmente soja, donde el glifosato no sólo es utilizado para el control de malezas, sino también para barbecho químico. La siembra directa en combinación con la rotación de cultivos intenta contribuir a la sustentabilidad de los sistemas de producción, al mantener y/o mejorar las condiciones físico-químicas de los suelos, aportando materia orgánica, favoreciendo la actividad y degradación microbiana, etc. El objetivo de este trabajo fue determinar la presencia y concentración de glifosato y AMPA, en un suelo del orden Molisoles del sudoeste chaqueño, bajo un ensayo comparativo conformado por tres rotaciones agrícolas (1- Monocultivo de soja, 2- Maíz; Girasol Sorgo; Soja y 3- Girasol Cultivo de cobertura; Maíz). Las muestras de suelo correspondientes a cada tratamiento fueron tomadas a dos profundidades: 0-5 cm y 5-30 cm, las cuales fueron procesadas previamente para ser analizadas por cromatografía líquida de alta resolución UPLC MS/MS. Los datos arrojados revelan la presencia de glifosato y AMPA en el suelo en rango de concentraciones de 9.5 a 717 µg Kg⁻¹ y de 10 a 273 µg Kg⁻¹ respectivamente, transcurridos 89 días de la aplicación del herbicida. Se observaron los valores más altos del herbicida y su metabolito de degradación AMPA en el monocultivo de soja, tanto en los primeros 0-5 cm como en los 5-30 cm de profundidad, ocasionando el riesgo de contaminación de otras matrices ambientales por acción de erosión eólica e hídrica.

Palabras clave: herbicidas, monocultivo, subtropical

INTRODUCCIÓN

En Argentina, la producción agrícola se basa fundamentalmente en un paquete tecnológico que combina cultivos transgénicos (GM), siembra directa (SD) y agroquímicos. Así, los GM (soja, maíz y algodón) ocupan casi 25 millones de hectáreas (has.), esto es, cerca de tres cuartas partes del total sembrado en el país (SIIA, 2015). La superficie agrícola está representada por 34.475.464 has, de las cuales 31.027.918 has. (90 %) se encuentra bajo SD (Aapresid, 2015), donde la opción más utilizada para el control de malezas durante el ciclo de cultivo y el período de barbecho es de forma química.

La siembra directa en combinación con la rotación de cultivos intenta contribuir a la sustentabilidad de los sistemas de producción al mantener y/o mejorar las condiciones físico-químicas de los suelos, mediante el aporte de rastrojos, enriqueciéndolos con materia orgánica (MO) de diferente origen y composición, favoreciendo la actividad microbiana y la degradación de compuestos, interrumpiendo ciclos de plagas y enfermedades, etc., entre otros beneficios.

En el país el uso de glifosato ha aumentado drásticamente desde su introducción en los años 80 alcanzando 200.000 toneladas en 2012 y representando el 80% del total de herbicidas comercializados (CASAFE, 2012). Este escenario ha sido alentado por la introducción de genotipos resistentes al glifosato (soja, maíz y algodón) y al sistema de SD, que han permitido reducir de los costos de producción (Satorre, 2005).

El área cultivada en Sudamérica actualmente representa 43% del área mundial sembrada con soja (*Glycine max.*) (FAOSTAT, 2011). En algunos países, los sistemas extensivos de cultivo están predominantemente dominados por soja, principalmente como un único cultivo anual.

En suelos Molisoles, el aumento en la frecuencia del cultivo de soja reduce el almacenamiento de carbono orgánico en macro agregados (> 250 µm) localizados en los 0-5 cm superficiales, demostrando además que existe una relación inversa entre la relación C/N y la proporción de glifosato mineralizado (Rampoldi, 2007).



Todas aquellas prácticas agronómicas que favorecen la acumulación de MO constituyen una forma efectiva de reducir el transporte de contaminantes a los restantes horizontes. De todos los factores que intervienen en el efecto rotación, la influencia de las secuencias de cultivos sobre los contenidos de MO y la dinámica del nitrógeno (N) es una de las más antiguas y universalmente reconocidas (Bullock, 1992). La MO es el principal responsable de la sorción de los herbicidas (Shea, 1989) su incorporación, cantidad y composición dependen de las diferentes rotaciones de cultivos que se realicen.

La degradación microbiana se considera el proceso más importante de transformación para determinar la persistencia de herbicidas en el suelo (Souza *et al.*, 1999). Este proceso se lleva a cabo tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas por la microflora que se encuentra en el suelo. Los metabolitos principales son glioxilato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) que finalmente se degrada en agua, dióxido de carbono, amoníaco y fosfato (Dick & Quinn, 1995).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la presencia y concentración de glifosato y AMPA en un suelo de ensayo de larga duración (ELD) conformado por rotaciones agrícolas contrastantes, (entre ellos monocultivo de soja) a fin de obtener información vinculada a la secuencia de cultivos en suelos Molisoles del sudoeste chaqueño.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de ensayo se encuentra ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria de INTA Las Breñas (Provincia del Chaco) localizado en la latitud 27°3'58.74" y longitud 61°3'24.24" ,forma parte de un ELD iniciado en el año 2005, estructurado en ciclos, con duración de tres años cada uno, diagramado bajo un diseño en bloques completos al azar, con cuatro repeticiones por tratamiento, cuyas parcelas de 40 m de largo x 17 m de ancho están bajo SD sobre las cuales se evaluó entre otros, los siguientes tres tratamientos: 1) monocultivo soja, 4) y 6) rotaciones en las que se incorporaron gramíneas a la sucesión de cultivos (Tabla 1).

El suelo es un Haplustol óxico, Serie Tizón de textura pesada, moderadamente pobre en MO, con capacidad de intercambio catiónico elevada y penetración efectiva de raíces inferior a 1 m. Sus principales limitantes son erosión hídrica moderada y drenaje imperfecto. Tiene un alto contenido de fósforo; débilmente ácido en superficie y ligeramente alcalino en profundidad; rico en calcio y magnesio. No obstante estas limitaciones, es un importante suelo agrícola, de Capacidad de Uso Clases II, III y IV (Ledesma, & Zurita 2004). La clasificación climática para ésta región corresponde a un clima subtropical húmedo, donde las temperaturas máximas promedian los 28,1 °C anuales y las mínimas unos 14,9 °C, dando una temperatura media anual de 21,1 °C. El promedio anual de precipitaciones en la EEA Las Breñas es de 946,0 mm con un notable descenso en los promedios mensuales desde mayo a septiembre, en estos 5 meses se registran sólo el 14% del total anual. (Herrera, 2007). Las condiciones climáticas de la zona influye en la lixiviación, siendo esta incompleta; el porcentaje de eluviación – iluviación es más lento; el contenido de MO disminuye y los horizontes A son más delgados y de colores más claros.

Tabla 1: Esquema de rotaciones de cultivos y herbicidas utilizados.

Rotacion1	SOJA	SOJA	SOJA
Barbecho	GLY+ATRAZINA+24D	GLY+ATRAZINA+24D	GLY+ATRAZINA+24D
Preemerg	GLY+PROMETRINA+ACETOCL OR	GLY+PROMETRINA+ACETOCL OR	GLY+PROMETRINA+ACETOCL OR
Posemerg	GLY+CLETODIM	GLY+CLETODIM	GLY+CLETODIM
Rotacion4	MAIZ	GIRASOL-SORGO	SOJA
Barbecho	GLY+ATRAZINA+2.4D	GLY+2.4D-GLY+ATRAZINA+2.4D	GLY+ATRAZINA+24D
Preemerg	GLY+ATRAZINA+ACETOCLOR	ACETOCLOR+PROMETRINA-ATZ	GLY+PROMETRINA+ACETOCL OR
Posemerg	ATRAZINA+2.4D	CLETODIM-2.4D	GLY+CLETODIM
Rotacion6	GIRASOL-C C (TRIGO)	MAIZ	SOJA
Barbecho	GLY+2.4D	GLY+2.4D	GLY+2.4D+DICLOSULAM
Preemerg	ACETOCLOR+PROMETRINA	ATRAZINA+ACETOCLOR	ACETOCLOR+PROMETRINA
Posemerg	CLETODIM - 2.4D	ATRAZINA	GLY

CC: Cultivos de Cobertura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presentan los resultados de las determinaciones físicas-químicas (Tabla 2) y cuantificación sintetizada de glifosato + AMPA evaluados a dos profundidades de suelo en la serie estudiada.

Tabla 2: Determinaciones físicas-químicas de suelo, Glifosato y AMPA en tres rotaciones comparativas, cada una de ellas estratificada en dos profundidades.

TRATA MIENTOS.	Prof. cm	C.E dS/m	GLY $\mu\text{g Kg}^{-1}$	GLY $\mu\text{g Kg}^{-1}$ D. estándar	AMPA $\mu\text{g Kg}^{-1}$	AMPA $\mu\text{g Kg}^{-1}$ D. Estándar	Da gr cm^{-3}	P	CIC	MO %
Mon Sj	0-5	0.32	37.5	345 370,73	72.5	101,375 117,126	1.34	115	19.7	2
Mon Sj	0-5	0.28	610.5	-	273.5	-	1.34	130	19.7	2
Mon Sj	5-30	0.21	15	-	15	-	-	126	21.8	1.8
Mon Sj	5-30	0.2	717	-	44.5	-	-	88	21.8	1.8
Rotac2	0-5	0.32	29	52,62 75,559	82	56 53,902	1.35	105.5	22	3.13
Rotac4	0-5	0.15	165	-	119.5	-	1.35	105	22	3.13
Rotac4	5-30	0.22	9.5	-	10	-	-	93	21.4	1.9
Rotac4	5-30	0.21	7	-	12.5	-	-	96.2	21.4	1.9
Rotac4	0-5	0.29	66	104,33 85,231	46	54,833 39,988	1.27	95.2	21.2	2.73
Rotac6	0-5	0.2	202	-	98.5	-	1.27	115	21.2	2.73
Rotac6	5-30	0.19	45	-	20	-	-	118.4	21.5	1.87

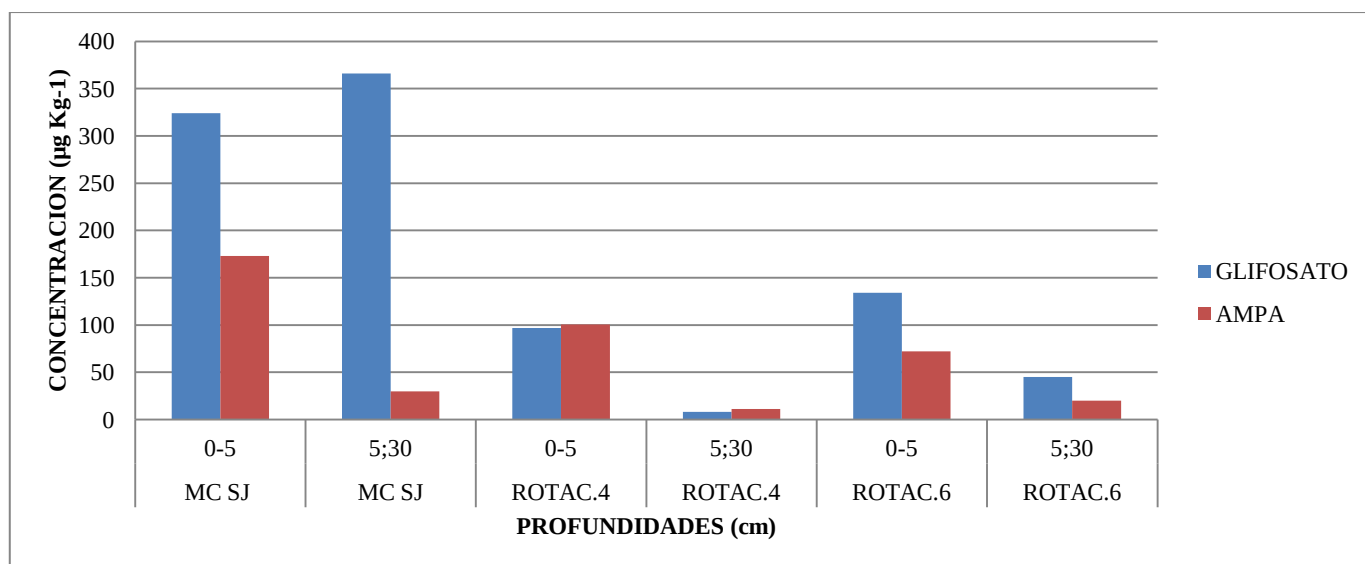


Figura 1: Cuantificación de glifosato y AMPA ($\mu\text{g Kg}^{-1}$) en tres rotaciones comparativas, cada una de ellas estratificada en dos profundidades. MC SJ: Monocultivo Soja; ROTAC.4: Maíz; Girasol-Sorgo; Soja; ROTAC.6: Girasol-Trigo; Maíz; Soja

Los resultados reflejan una estratificación en la concentración de ambas moléculas, hallándose en los primeros 5 cm un mayor contenido de Glifosato y AMPA en las rotaciones estudiadas.



Okada *et al.*, (2016) en su estudio comparativo sobre efectos de SD y labranza convencional en tres suelos, pudo advertir una mayor cantidad de glifosato y AMPA en los primeros 5 cm de columnas de suelo (67,53% de las dosis inicialmente aplicadas), influenciado por el contenido de arcilla del suelo y la CEC, encontrando además que este herbicida se mueve rápidamente en pequeñas cantidades, aunque la mayor parte del herbicida aplicado se mantuvo en la parte superior de columnas del suelo.

Bajo manejo conservacionista, la fracción más reactiva de la MO, para la adsorción del herbicida es localizada en la zona superior del suelo (Ding, *et al.*, 2006) debiéndose a la elevada fracción de carbono alifático, mientras que a profundidad la MO es menos reactiva debido al alto grado de humificación dando lugar a una menor retención del herbicida.

En ambas profundidades 1 (0-5 cm) y 2 (5-30cm) la concentración de glifosato estaría inversamente asociado al contenido de Fósforo (P), probablemente debido a que ambas moléculas compiten por los mismos sitios de absorción en el suelo (Prata, *et al.*, 2005) (De Jonge, *et al.*, 2011), (Laitinen, *et al.*, 2008) en tanto el contenido de MO sugiere asociación con AMPA.

Según Alletto *et al.*, (2008), bajo condiciones de laboreo conservacionista, la variabilidad en la degradación de los herbicidas se debe principalmente a la distribución vertical de la MO del suelo. En relación a ello Okada, *et al.*, (2016) detectó que en general, el coeficiente de adsorción (K_f) fue mayor en las muestras de labranza convencional, no encontrando diferencia significativa entre la cantidad total de glifosato lixiviado entre los suelos o relacionado a las prácticas de labranzas.

En los tratamientos estudiados en el presente trabajo, en general se ha encontrado una **predominancia de la molécula de glifosato respecto al metabolito de degradación AMPA**, a diferencia de lo que ha reportado Primost *et al.*, 2017, al estudiar agro ecosistemas de Pampas Mesopotámicas, donde han hallado una proporción inversa, es decir mayor concentración del metabolito respecto a glifosato en suelo (38939 y $8105 \mu\text{g Kg}^{-1}$) y sedimentos (7219 y $3294 \mu\text{g Kg}^{-1}$).

Las altas concentraciones de Glifosato y AMPA hallados en suelo de monocultivo de soja sigue un patrón de comportamiento similar a lo reportado en bibliografías consultadas, en las cuales las tasas de aplicación superan a las de disipación (Primost, *et al.*, 2017) (Lancaster, *et al.*, 2010). Además, el tiempo disponible no permite su desaparición entre eventos de aplicación, considerándose por consiguiente al glifosato un contaminante pseudo-persistente, reportándose incrementos de 1 mg de glifosato / Kg de suelo cada cinco episodios de pulverización bajo prácticas comunes de manejo agrícola (Primost, *et al.*, 2017).

El uso repetido de herbicidas del mismo grupo químico por extensos períodos, sin considerar los intervalos requeridos para la debida recuperación de la funcionalidad microbiana del suelo, puede desencadenar alteraciones de difícil reversibilidad (Wardle *et al.*, 1994).

Por otra parte, la alta exportación de N en el grano determina la ocurrencia de balances negativos de este nutriente agotando el suelo. Además, la baja cobertura de residuos puede incrementar el riesgo de erosión hídrica y afectar la estructura del suelo, influyendo la entrada de agua al sistema (Caviglia *et al.*, 2010).

Esta simplificación en los sistemas de producción, que tienden a la agricultura continua con un diseño de baja diversidad de cultivos y alta frecuencia de soja, genera desafíos importantes para la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. Ciertos autores como Cassarino (1974), manifestó que este cultivo, por su escaso desarrollo inicial y tardanza en cubrir el suelo, es muy susceptible en la competencia establecida por las malezas. Numerosos experimentos demuestran que las malezas, por su acción competitiva en la extracción de humedad y nutrientes, problemas que crea a la cosecha, etc., pueden llegar a reducir en un 50% o más los rendimientos de un cultivo de soja

Se observó menores y equitativas concentraciones de Glifosato y AMPA en aquellas rotaciones que diversificaron cultivos en la sucesión (girasol, maíz, sorgo, trigo, etc.) indicando que toda práctica o estrategia dirigida a incrementar los aportes de MO y estimular la proliferación microbiana de los primeros centímetros de suelo son favorables para la degradación del herbicida glifosato, permitiendo además, variar principios activos, dosis y frecuencias de aplicación. Estudios en la Región Pampeana permitieron recomendar cultivos de cobertura en sistemas agrícolas como monocultivo de soja, donde la producción de residuos de cultivos es insuficiente para una adecuada protección y cobertura del suelo (Novelli *et al.*, 2011). Además, Muller *et al.*, (2008) encontraron que el cultivo de soja en Vertisoles favorecía la pérdida



de suelo por erosión, mientras que la inclusión de cultivos de cobertura la reducía. Ding *et al.*, (2006) demostraron que los cultivos de cobertura aumentaron el contenido de la MO del suelo, especialmente las fracciones lábiles.

Duval, *et al.*, 2016, evaluaron diferentes cultivo de cobertura (trigo (W), avena (O), vicia (V), una mezcla de avena + vicia (O + V) y un control (Ct sin cultivo de cobertura) durante 6 años sobre un suelo Argiudol típico bajo labranza mínima. Los resultados han demostrado que en general, los tratamientos W y O suministraron una mayor cantidad de carbono al suelo ($3.0 \text{ mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Los cultivos de cobertura gramíneos aumentaron el carbono orgánico del suelo fracciones lábiles de carbono orgánico en partículas en 0-20 cm después de 6 años.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos por análisis UPLC MS/MS reflejaron que las moléculas de glifosato y AMPA están presentes en el suelo en todos los tratamientos, en rango de concentraciones de 9.5 a $717 \mu\text{g Kg}^{-1}$ y 10 a $273 \mu\text{g Kg}^{-1}$ respectivamente.

Pudo identificarse una estratificación en las concentraciones de ambas moléculas en las tres rotaciones estudiadas, hallándose el mayor contenido del herbicida en los primeros 5 cm del suelo, promoviendo la retención y aumentando el riesgo de contaminación de otras matrices ambientales por erosión eólica e hídrica.

Los valores más altos del herbicida y su metabolito de degradación AMPA se hallaron en la rotación 1: Monocultivo de soja, generando además el menor contenido de M.O.

Aquellas rotaciones en las cuales se incorporaron cultivos gramíneas a la sucesión (gramíneo trigo utilizado como CC y cultivo de maíz), han aportado material vegetal con características diferentes a nivel de estructuras celulares (celulosa y lignina en relación C/N alta,) generando mayor contenido de MO y menores concentraciones de glifosato y AMPA, que para el caso de CC, su implantación promueve mitigar el uso de agroquímicos al reemplazar el barbecho químico.

Con los resultados encontrados en este trabajo, se ratifica el detrimento de aspectos físicos, químicos y biológicos del suelo y ambiente como consecuencia la práctica de monocultivo de leguminosa soja en el sistema de manejo actual, dificultando el rol del suelo como depurador de contaminantes.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Eduardo De Gerónimo y a los Sres. Natalia Gulle, Agustín Mosca y Luis Alonso de la EEA INTA Balcarce por su hospitalidad y ayuda en las determinaciones realizadas. También expreso mi gratitud a los Sres. Nelson Schenaiter, Emanuel Soto y Matias Irrazabal por la ayuda brindada a campo en la toma de muestras de suelos.

BIBLIOGRAFIA

- Aapresid. 2014-2015. Nocelli Pac, Santiago. Estimación de superficie en siembra directa. 2014-2015.
- <https://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimaci%C3%B3n-de-superficien-en-SD-1.pdf>
- Alletto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Bergheaud, V. 2008. Temperature and water pressure head effects on the degradation of the diketonitrile metabolite of isoxaflutole in loamy soil under two tillage systems. *Environmental Pollution* 156: 678-688.
- Bullock, D.G.1992. Crop rotation. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 11(4):309-326.
- CASAFE, 2012. Mercado Argentino 2012 de productos fitosanitarios. Camara Argentina de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. KLEFFMANNGROUP Argentina, Buenos Aires.
- <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/>
- Cassarino, J. 1974. Análisis agroeconómico y posibilidades del cultivo de soja en el Uruguay. Tesis Ing. Agr. Montevideo. Uruguay. Facultad de Agronomía. 66 p.
- Cavaglia, O, Novelli L, Gregorito, VC, Van Postal NV, Melchiori, R. 2010. Cultivos de cobertura como alternativa de intensificación sustentable en el centro-oeste de Entre Ríos. En: Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA [Ed] Actualización técnica. Agricultura Sustentable, 13-24.
- de Jonge, Hubert, et al. "Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content." *Soil Science* 166.4 (2001): 230-238.



- Dick, R. E; Quinn, J.P. 1995. Glyphosate-degrading isolates from environmental samples: occurrence and pathways of degradation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 43, 545–550.
- Ding, X. Liu, S. Herbert, J. Novak, A. Dula, B. Xing. 2006. Efecto del manejo del cultivo de cobertura en la materia orgánica del suelo. *Geoderma*, 130, pp. 229 – 239
- Duval, M E; Galantini, JA; Iglesias, JO; J. Canelo, S; Martínez, JM Muro, L. 2016. Análisis de fracciones orgánicas como indicadores de la calidad del suelo bajo sistemas naturales y cultivados. *Soil Tillage Res.*, 131, pp. 11 – 19
- Faostat 2011 <http://www.fao.org/statistics/es/>
- Herrera, G.A. 2007. Boletín meteorológico anual. Estación experimental agropecuaria.
- https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-clima_eea_lb.pdf
- Laitinen, Pirkko, et al. "Effects of soil phosphorus status on environmental risk assessment of glyphosate and glufosinate-ammonium." *Journal of environmental quality* 37.3 (2008): 830-838.
- Lancaster, Sarah H., et al. "Effects of repeated glyphosate applications on soil microbial community composition and the mineralization of glyphosate." *Pest management science* 66.1 (2010): 59-64.
- Ledesma, L.& Zurita, J. 2004. Los suelos del departamento 9 de Julio (Chaco). Convenio entre el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y Gobierno de la Provincia del Chaco por intermedio de Ministerio de Agricultura y Ganadería. Programa Estudio y Extensión en Suelos de la Provincia del Chaco. Pp 158-162
- Müller, D. G., M. F. Saluzzio, and Juan José De Battista. "Comparación de distintos cultivos de cobertura en un suelo vertisol." *Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis*. Vol. 13. 2008.. Potrero de los Funes (San Luis), Argentina. 13 al 16 de mayo
- Novelli, L; Caviglia, O; Melchiori, RJM. Impacto de la frecuencia de cultivo de soja en el almacenamiento de carbono en el suelo en Molisools y Vertisoles. *Geoderma*, 167-168 (2011), pp. 254 - 260
- Okada, Elena, José Luis Costa, and Francisco Bedmar. "Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage." *Geoderma* 263 (2016): 78-85.
- Prata, F.; Lavorenti, A.; Regitano, JB.; Vereecken, H.; Tornisielo, VT; Pelissari, A. 2005 Comportamiento del glifosato en un oxisol ródico bajo siembra directa y sistemas agrícolas convencionales. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 24, pp. 947 - 951
- Primost, Jezabel E., et al. "Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina." *Environmental Pollution* 229 (2017): 771-779.
- Rampoldi, E. 2007. Comportamiento del Glifosato en suelos agrícolas de la provincia de Córdoba y su relación con la estratificación de la materia orgánica provocada por la siembra directa. Tesis doctoral. Facultad de ciencias agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina
- Satorre, EH. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 87:24-31.
- Self Insurance Institute of America (2014). www.siiia.org/national/ Consulta Noviembre 2015.
- Shea, P.J. 1989. Role of humified organic matter in herbicides adsorption. *Weed Technology* 3: 190-197.
- Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA) 2015
- <http://www.ucar.gob.ar/index.php/biblioteca-multimedia/buscar-publicaciones/28-evaluaciones/497-sistema-integrado-de-informacion-agropecuaria-siia>
- Souza, A.P., Ferreira, F.A., Silva, A.A., Cardoso, A.A., Ruiz, H.A., 1999. Respiração microbiana do solo sob doses de glyphosate e de imazapyr. *Planta Daninha* 17,387–398
- Wardle, D; Nicholson, K.; Rhaman, A. 1994. Influence of herbicide applications on the decomposition, microbial biomass, and microbial activity of pasture shoot and root litter. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 37:29-39.



C6P21. BIOENSAYOS COMO PRUEBA DE MADUREZ EN UN COMPOST DE BIOSÓLIDOS PRODUCIDO EN BARILOCHE

Madaschi, Candela; Gonzalez-Polo, Marina y Satti, Patricia.

Grupo de Suelos del CRUB. INIBIOMA, CONICET Universidad Nacional del Comahue. Quintral 1250, Bariloche, Argentina.
marina.gonzalezpolo@comahue-conicet.gob.ar

RESUMEN

El compostaje de los lodos cloacales se recomienda para estabilizar los lodos y obtener biosólidos de óptima calidad. Para que el compost pueda ser utilizado, debe ser un producto estable y maduro, sin embargo la metodología para ensayos de madurez no está estandarizada, y resulta de difícil interpretación. El objetivo fue generar información que aporte a la estandarización de la metodología de determinación del índice de germinación como indicador de la madurez de los compost de biosólidos producidos en la región. Los objetivos específicos fueron: 1) determinar la especie que mejor discrimina entre distintos estados de madurez del compost de utilizando ensayos de germinación; 2) evaluar si el aumento de la temperatura durante la preparación de los extractos que se utilizan para los ensayos de germinación modifica la capacidad de discriminación entre estados de madurez y 3) comparar los resultados de los índices de germinación con ensayos cortos de crecimiento vegetal. Se utilizaron compost de biosólidos obtenidos en la Planta de Compostaje de Bariloche, de 3 momentos diferentes del proceso. Se midieron características químicas del compost: % de humedad, pH, conductividad eléctrica, C soluble, $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, P disponible y elementos potencialmente tóxicos y se realizaron los bioensayos de germinación (con rabanito, cebada, tomate, berro y ryegrass) y crecimiento vegetal con cebada, berro y ryegrass. Los resultados muestran que el berro fue la especie que, aun teniendo valores de IG por encima de 80%, discriminó mejor entre los estados de madurez. El experimento con el extracto a temperatura más alta (50°C) para el berro mostró una mejora en la discriminación entre estados de madurez. Los ensayos con ryegrass no discriminaron entre estados, lo cual indica que no es recomendable como especie indicadora. Los bioensayos de crecimiento vegetal con cebada y berro fueron útiles para mostrar los efectos fitotóxicos de los estados inmaduros, mientras que no se encontraron datos concluyentes utilizando ryegrass.

Palabras clave: ensayos de germinación, especies indicadoras, estandarización

INTRODUCCIÓN

Desde los inicios de la humanidad, la población ha aumentado exponencialmente, y este crecimiento de la población mundial ha implicado mayor consumo, que actualmente es 120 millones de veces mayor que en el neolítico (Mazzarino, 2012), lo que podría incluso conducir al agotamiento de los recursos naturales. Este aumento del consumo trae también aparejado un aumento desmedido de la cantidad de residuos que se generan, y el manejo de los residuos es entonces de vital importancia, ya que un tratamiento inadecuado de los mismos implica un costo económico, sanitario y ambiental. El manejo ineficiente provoca la contaminación de los suelos y de los sistemas acuíferos, la atracción de vectores, así como la transmisión de enfermedades, la combustión espontánea de basurales y la generación de gases de efecto invernadero (Mazzarino, 2012). Los residuos pueden tener diferentes orígenes, pueden provenir de actividades agrícola-ganaderas, forestales, industriales, o pueden tener origen urbano, entre los que se encuentran los residuos sólidos urbanos o residuos domiciliarios y los lodos cloacales (subproducto del tratamiento de las aguas residuales). Previo a la disposición final de los lodos cloacales reducir su volumen y estabilizarlos, lo que implica reducción de olores y atracción de vectores, eliminación de organismos patógenos y compuestos orgánicos. Estos procedimientos permiten obtener lodos definidos como “biosólidos”, cuando han tenido algún tipo de tratamiento y cumplen con las normas establecidas para su uso beneficioso (USEPA, 2003). Entre las técnicas de estabilización de lodos cloacales se incluyen la digestión aeróbica, digestión anaeróbica, tratamiento térmico y compostaje. La USEPA considera que el compostaje es uno de los mejores métodos para estabilizar los lodos y obtener biosólidos de óptima calidad. Para que el compost pueda ser utilizado, debe constituir un producto estable y maduro.

La estabilidad implica la disminución de la actividad microbiana, la cual se infiere a través de mediciones de materia orgánica lábil y estable. La madurez indica la finalización del proceso de compostaje, es decir, cuando se obtiene un producto libre de sustancias fitotóxicas que puedan alterar el crecimiento vegetal o inhibir la germinación, como compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos, elementos traza o compuestos orgánicos no biodegradables (Mazzarino *et al.*, 2012a). No todos los autores coinciden en el tipo de técnicas que permiten establecer el estado de madurez de un



compost, y se han postulado varios índices relacionados con su composición química (Iannotti *et al.*, 1994; Zubillaga & Lavado, 2006). Entre ellos, se recomienda estimar la concentración de amonio (que debe ser inferior a 400 mg kg⁻¹ de compost); la relación amonio/nitrato y la relación C/N (aunque este índice es discutido porque está muy relacionado con el material original). También se recomienda realizar bioensayos, ya que frecuentemente es difícil predecir el impacto del compost en el crecimiento de las plantas, considerando solo las concentraciones de los compuestos químicos que lo constituyen. Los primeros bioensayos de germinación se realizaron con berro (*Lepidium sativum*, L.; Zucconi *et al.*, 1981 a y b) y se usaron ampliamente, especialmente en Europa. Sin embargo, en esos trabajos la metodología no está claramente descripta y es difícil reproducir el ensayo, lo que llevó a la falta de protocolos comunes para realizarlo. Por otro lado, algunos estudios muestran que el bioensayo de germinación con berro no es un indicador sensible a la madurez del compost (Emino & Warman, 2004), algunos autores (Iannotti *et al.*, 1994) han recomendado ensayos con mono- y dicotiledóneas herbáceas y otros sugieren, utilizar temperatura durante el proceso de extracción de las potenciales sustancias fitotóxicas del compost (Zubillaga & Lavado, 2006). Otra forma de evaluar la fitotoxicidad son los ensayos de crecimiento, con mezclas de compost: turba, o compost: suelo (Iannotti *et al.*, 1994) y en la actualidad, algunas reglamentaciones, como por ejemplo la norma alemana para compost, utiliza test de crecimiento con cebada en diferentes proporciones compost:suelo (Mazzarino *et al.*, 2012a). Así, existe gran diversidad de metodologías a la hora de realizar bioensayos, lo cual supone un impedimento no solo para comparar e interpretar resultados obtenidos por diversos laboratorios, sino también para sugerir procedimientos estándar a utilizar.

El objetivo general del trabajo fue generar información que aporte a la estandarización de la metodología de determinación del índice de germinación como un indicador de la madurez de los compost de biosólidos producidos en la región, en comparación con otros indicadores de uso habitual. Como objetivos específicos se plantearon: 1) determinar la especie vegetal que mejor discrimina entre distintos estados de madurez del compost de biosólidos utilizando ensayos de germinación; 2) Evaluar si el aumento de la temperatura durante la preparación de los extractos que se utilizan para los ensayos de germinación modifica la capacidad de discriminación entre estados de madurez y 3) comparar los resultados obtenidos para los índices de germinación con ensayos cortos de crecimiento vegetal.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la ciudad de Bariloche existe una planta depuradora de líquidos cloacales desde 1996, que trata aproximadamente el 70% de los efluentes producidos en la ciudad. La planta genera entre 2.500-3.500 m³ de lodos cloacales por año que son compostados con estructurante leñoso en la Planta de Compostaje de la ciudad de Bariloche (Mazzarino *et al.*, 2012b). Se trabajó con compost de biosólidos obtenidos en la Planta de Compostaje, de 3 momentos de proceso diferentes: 1) Estado 1, correspondiente al material que acababa de finalizar la etapa de reducción de patógenos (inicios de la etapa termofílica), 2) Estado 2, correspondiente al material de las pilas luego de transcurrido 15 días de la finalización de la etapa de reducción de patógenos y 3) Estado 3, pilas de aproximadamente un año de estibado luego de la finalización de la etapa de reducción de patógenos (material que podría considerarse estable y maduro). Para obtener las muestras, se armaron 3 pilas independientes de biosólidos con viruta y chip de poda como estructurante (relación 1,3:1). Estas pilas se utilizaron para los muestreos de los Estados 1 y 2 (3 repeticiones por Estado). Dado que en trabajos anteriores se ha verificado que el proceso completo de compostaje demora aproximadamente un año (Mazzarino *et al.*, 2012b), las muestras para el Estado 3 se tomaron de pilas en maduración de aproximadamente 12 meses (3 repeticiones). En cada pila se midió porcentaje de humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), C soluble (Csol), N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P disponible y elementos potencialmente tóxicos (ETP). Los EPT fueron analizados en el Laboratorio Lanaqui (CERZOS-CONICET) según el Método 3050 de la EPA (USEPA, 1986); para todos los restantes análisis se utilizaron protocolos de uso habitual en el Grupo de Suelos (Laos *et al.*, 2002; Leconte *et al.*, 2009).

Antes de realizar los ensayos de germinación para los objetivos 1 y 2, se realizó una revisión metodológica exhaustiva para elegir las especies a utilizar y los detalles de preparación de los extractos, como la concentración de los mismos, tiempo de agitación y centrifugación y volumen a utilizar (Madaschi, 2018). Se seleccionaron 5 especies indicadoras de las más utilizadas, rabanito (*Raphanus sativus* var. *sativus* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.), tomate (*Solanum lycopersicum* L. = *Lycopersicon esculentum* Mill.), berro (*Lepidium sativum*, L.) y ryegrass (*Lolium perenne* L.); se trabajó con una relación 1:10 compost: agua (utilizada por 56% de los autores), una hora de tiempo de extracción y 20 minutos de centrifugación. Para seleccionar las especies que mejor discriminaran los diferentes estados de madurez (objetivo 1), se trabajó con 3 repeticiones por estado de madurez, y se colocaron 3 mL de los extractos preparados en cajas de Petri, donde previamente se habían colocado en cada caja 20 semillas de una de las 5 especies seleccionadas. Con los resultados del objetivo 1, se seleccionaron 3 especies, cebada, berro y ryegrass, y se agitó a dos temperaturas, 20-25°C y 50-54°C para evaluar si el aumento de temperatura modificaba la capacidad de discriminación entre estados de madurez



(objetivo 2). En ambos ensayos se evaluó porcentaje de germinación relativo (PGR), crecimiento relativo de radícula (CRR) e índice de germinación (IG) según se describe a continuación:

$$\text{PGR (\%)} = \text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en el extracto} / \text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en el control} \times 100$$

$$\text{CRR (\%)} = \text{longitud de raíces en el extracto} / \text{longitud de raíces en el control} \times 100$$

$$\text{IG} = \text{GRS} \times \text{CRR} / 100$$

Para los bioensayos con plantas (objetivo 3) se utilizaron las mismas 3 especies que en el objetivo 2 (cebada, berro y ryegrass) y se trabajó con los compost de biosólidos mezclados con suelo de un sitio localizado en la estepa arbustiva semiárida, pobre en nutrientes ($9,9 \text{ g kg}^{-1}$ C orgánico, $0,78 \text{ g kg}^{-1}$ N total y $13,3 \text{ mg kg}^{-1}$ P disponible) donde dominan especies herbáceas y arbustos, con parches de suelo desnudo (Kowaljew & Mazzarino, 2007). Se utilizaron dos mezclas en volumen compost: suelo con 25% y 50% de compost respectivamente, en pots de 0,5 L, sembrando 50 semillas de cada especie (5 repeticiones por tratamiento). Las plantas se cosecharon cuando se observaron las primeras hojas verdaderas en el tratamiento control y el rendimiento vegetal se midió como el peso seco de la biomasa aérea.

Si bien se realizó un ANOVA de dos factores (especie-estado de madurez) para las variables medidas, IG, CRR, PGR y TMG, algunos datos no cumplieron los supuestos de homocedasticidad y normalidad aún después de haberlos transformado. Por lo tanto se muestran ANOVAs de un factor para cada especie y cada variable, con test de Tukey como prueba post-hoc.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todos los valores de EPT estuvieron dentro de los valores aceptables según leyes internacionales (Mazzarino *et al.*, 2012a). Se observaron diferencias en la composición química de los distintos estados de madurez de los compost de biosólidos: pH, Csol (fracción lábil del contenido de C en el compost), N-NH_4^+ , y la relación $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$ disminuyeron del Estado 1 al Estado 3 de madurez del compost (Tabla 1). Por el contrario, N-NO_3^- aumentó 88% en el Estado 3 respecto al Estado 1. No se observaron variaciones en P disponible ni en CE entre los distintos estados. Estos valores confirman que el compost del Estado 3 presenta valores acordes a los de un compost maduro, con bajo valores de Csol y N-NH_4^+ , y un alto contenido de N-NO_3^- (Bernal *et al.*, 1998; Mazzarino *et al.*, 2012a; Awasthi *et al.*, 2014).

Tabla 1. Algunas características químicas de los compost de biosólidos en los distintos estados de madurez. Se indican medias ($\pm$ error estándar). Letras distintas indican diferencias significativas entre estados de madurez ($p < 0,1$).

	Estado de madurez		
	Estado 1	Estado 2	Estado 3
P disponible ($\mu\text{g g}^{-1}$)	308 (± 19)a	293 (± 51)a	229 (± 18)a
N-NH_4^+ ($\mu\text{g g}^{-1}$)	1467 (± 32)a	1331 (± 89)a	94 (± 35)b
N-NO_3^- ($\mu\text{g g}^{-1}$)	215 (± 21)a	519 (± 20)b	1748 (± 126)c
Csol (g kg^{-1})	9,2 ($\pm 0,2$)a	8,1 ($\pm 0,4$)b	2,6 ($\pm 0,1$)c
pH	7,6 ($\pm 0,03$)a	7,2 ($\pm 0,10$)b	4,7 ($\pm 0,02$)c
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1503 (± 41)a	1618 (± 115)a	1706 (± 93)a
Relación $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$	7,0 ($\pm 0,8$)a	2,6 ($\pm 0,15$)b	0,05 ($\pm 0,02$)c

Las únicas especies donde el IG mostró diferencias significativas entre los diferentes estados de madurez fueron berro ($p=0,094$) y tomate ($p=0,061$) (Figura 1). Para el berro, IG aumentó con el estado de madurez del compost (22% mayor en el Estado 1 que en el Estado 3), mientras que por el contrario, el tomate mostró una relación inversa, siendo el IG del Estado 1 22% y 20% mayor respecto al Estado 2 y 3, respectivamente (Figura 1). Las variaciones en IG estuvieron correlacionadas con CRR o PGR, con diferencias según la especie: en rabanito y tomate IG correlacionó únicamente con CRR, en cebada con PGR, y en berro y ryegrass con ambas variables. También se observó correlación entre IG y los parámetros químicos del compost: IG de rabanito mostró correlación negativa con CE ($p < 0,1$); en tomate IG correlacionó positivamente con pH y Csol, y negativamente con N-NO_3^- y CE; y en berro IG correlacionó negativamente con pH, P disponible, N-NH_4^+ y Csol y positivamente con N-NO_3^- ($p < 0,05$).

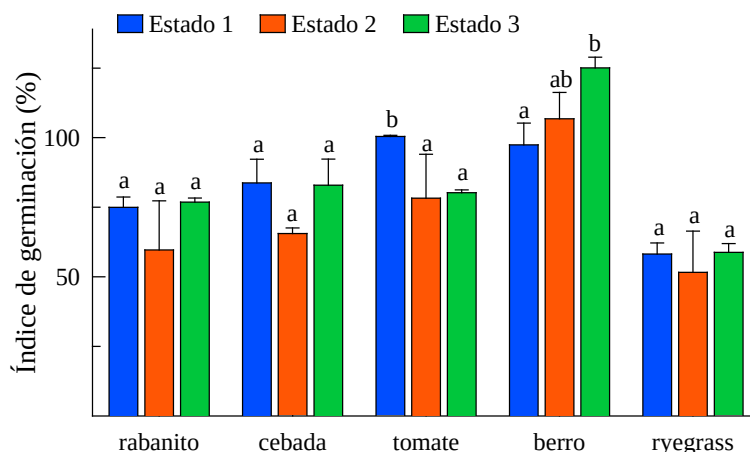


Figura 1: Índice de Germinación (IG) de las distintas especies, por estado de madurez del compost. Las barras indican medias ($\pm$ error estándar). Letras distintas muestran diferencias significativas ($p < 0,1$) de acuerdo a un ANOVA de un factor

Estos resultados muestran que las respuestas de las especies fueron muy variadas, y que las variables medidas arrojaron información diferente en cuanto al impacto del compost en cada una de ellas. Las fitotoxinas son degradadas por microorganismos aeróbicos, y se requieren condiciones óptimas de temperatura, humedad y, especialmente, de O_2 (Barral & Paradelo, 2011). Así, a medida que avanza el proceso de compostaje, el IG tiende a crecer (Barral & Paradelo, 2011; Awasthi *et al.*, 2014). El IG es un parámetro integrado, que combina la germinación relativa con la elongación de la radícula, aunque algunos autores consideran que el crecimiento relativo de la radícula es más sensible respecto a la germinación (Emino & Warman, 2004; Varnero *et al.*, 2007). Zucconi *et al.* (1981b) y Emino & Warman (2004) plantearon que valores de IG menores al 50% indican alta fitotoxicidad en el compost, valores entre 50-80% fitotoxicidad moderada y valores mayores a 80% ausencia de fitotoxicidad. Cuando IG supera el 100% puede ser considerado como fitoestimulante o fitonutriente (Barral & Paradelo, 2011). En este trabajo, y en concordancia con estos autores, la variable que más afectó al IG fue el CRR, y la concentración de $N-NO_3^-$ y C_{sol} , el pH y, en menor medida, la CE los parámetros químicos más influyentes sobre la respuesta en la germinación y crecimiento de las especies vegetales. El berro fue la especie más utilizada según el relevamiento bibliográfico, y resultó ser en este trabajo la que mejor discriminó entre los estados de madurez del compost, mientras que el ryegrass fue la especie que menos discriminó (Figura 1).

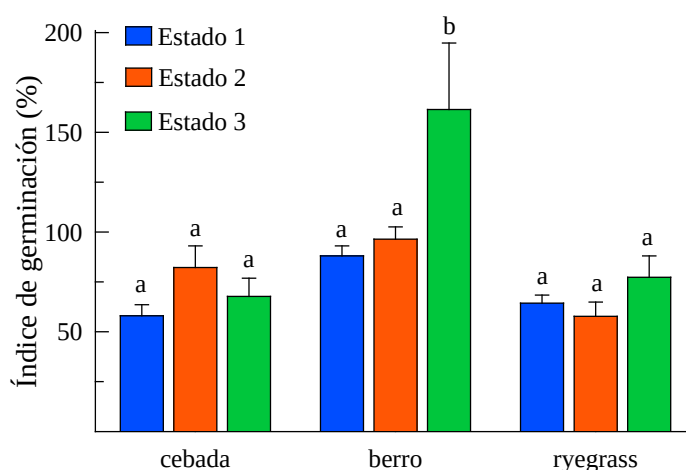


Figura 2: Índice de Germinación por estado de madurez del compost, por especie con extractos realizados a 50°C. Las barras indican medias ($\pm$ error estándar). Letras distintas muestran diferencias significativas ($p < 0,05$) de acuerdo a un ANOVA de un factor.

En base a los resultados del objetivo 1, se seleccionaron 3 especies de las utilizadas: berro, cebada y ryegrass. El berro fue la mejor especie para discriminar entre estados de madurez del compost, la cebada tuvo valores del IG cercanos al 80% y el ryegrass, si bien no discriminaba entre estados de madurez, mantuvo un IG cercano al 60% (Figura 1). Los resultados de IG a mayor temperatura (IG50) no fueron significativos ni para cebada ni para ryegrass (Figura 2). En berro, IG50 mostró la misma tendencia que IG a temperatura ambiente y ambos crecieron con el estado de madurez del compost

(Figuras 1 y 2). La diferencia entre el Estado 3 y el Estado 1 del IG50 fue 46%, aproximadamente el doble de la diferencia encontrada entre el Estado 3 y el Estado 1 del IG a temperatura ambiente. Todas las variables (IG, CRR y PGR) mostraron correlación significativa y positiva para el berro, en el tratamiento a 50°C. En conclusión, el uso de temperatura supuso una mejora para el berro, ya que mostró la misma tendencia, pero aumentó la capacidad de discriminación.

Los bioensayos de crecimiento vegetal se realizaron con dos proporciones de compost:suelo, 25% y 50%, y se evaluaron comparando valores de rendimiento vegetal (medido como el peso seco de la biomasa aérea), con un valor umbral (90 % del rendimiento obtenido para el control de cada una de las especies). Este valor está relacionado con la norma Alemana para crecimiento vegetal, que plantea que si el rendimiento para el tratamiento a 25% de compost es superior o al menos 90% del control, entonces se puede utilizar el compost como enmienda o fertilizante, mientras que si el rendimiento del tratamiento a 50% de compost es superior o al menos 90% del control, el compost puede usarse como sustrato. En el caso de la cebada (Figura 3) los rendimientos del Estado 3 para ambos tratamientos, resultaron significativamente mayores al umbral, mientras que para el Estado 1 y 2 ambos tratamientos fueron menores al umbral. El berro mostró rendimientos superiores al umbral para el tratamiento con 25% compost, y los rendimientos del Estado 3 fueron superiores que los del Estado; sin embargo, los valores de rendimiento para el tratamiento con 50% compost estuvieron por debajo del valor del umbral en los tres Estados. Los resultados con ryegrass fueron contradictorios, ya que fue la única especie en la que el rendimiento vegetal del Estado más inmaduro del compost, Estado 1, no solo fue mayor que el rendimiento del umbral, sino también que el del Estado 3. No se encontró correlación entre el IG de los ensayos de germinación (a temperatura ambiente y a 50°C) y el ensayo de crecimiento vegetal para cebada y ryegrass, mientras que para el berro, IG50 correlacionó positivamente con el tratamiento con 25% compost. Los resultados obtenidos en este trabajo concuerdan con la norma alemana que solo utiliza cebada como especie indicadora, ya que no solo aumentaron los rendimientos de la cebada en el Estado 3, sino que en los estados inmaduros estuvieron por debajo del valor umbral. El rendimiento vegetal del berro también fue superior al umbral, pero solo para el Estado 3 del tratamiento a 25% compost.

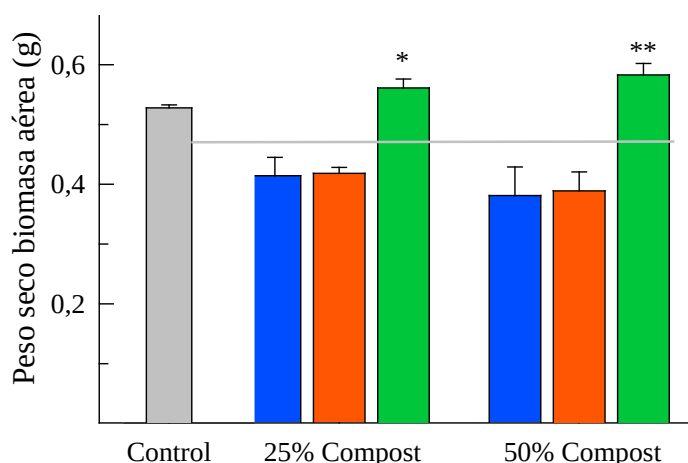


Figura 3: Biomasa aérea de la cebada, por estado de madurez y por tratamiento (25% y 50% de compost). * $p < 0,1$, ** $p < 0,05$ respecto al umbral, de acuerdo a un ANOVA de un factor.

CONCLUSIONES

La elección de la especie para los ensayos de germinación está condicionada por la rapidez en su germinación, la facilidad al manipularla y la posibilidad de obtener semillas de la especie. Zucconi *et al.* (1981a y b), que fueron los pioneros en trabajar con ensayos de germinación, eligieron como planta indicadora al berro, y seguramente por esta razón la mayoría de los autores prefieren esta especie. Los resultados del presente trabajo, en concordancia con estos autores, muestran que el berro que, aun teniendo valores de IG muy altos para todos los estados, encima de 80%, fue la especie discriminó mejor entre los diferentes estados de madurez del compost. El experimento con el extracto a temperatura más alta (50°C) reportó diferencias con el extracto a temperatura ambiente si bien las tendencias del IG obtenido para cada especie fueron similares. En el berro, al usar temperatura, se discriminó aún mejor entre estados de madurez. Esto muestra que el uso de temperatura debería considerarse para estudios futuros. El ryegrass fue la especie con la menos pudo apreciarse la diferenciación entre estados, lo cual indica que no es recomendable como especie indicadora. Con respecto a los bioensayos de crecimiento vegetal con cebada y berro, ambas especies fueron útiles para mostrar los efectos



fitotóxicos en los estados inmaduros, mientras que no se encontraron datos concluyentes con ryegrass.

Esto permite concluir que a) sería importante combinar ambos tipos de ensayos para asegurar la madurez del compost, ya que los ensayos de germinación determinan la inmediata fitotoxicidad del compost, mientras que los ensayos de crecimiento vegetal informan la fitotoxicidad en el mediano y largo plazo y b) se recomienda utilizar berro para los ensayos de germinación, en lo posible a temperatura de 50°C, y usar cebada para los ensayos de crecimiento vegetal.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a E Castán y P Crego por la ayuda recibida en los ensayos y a M.J. Mazzarino por las discusiones de resultados y el apoyo en general. Este trabajo fue realizado con fondos de los proyectos 04 B178 y 04 B198 de la Universidad Nacional del Comahue.

BIBLIOGRAFÍA

- Awasthi MK; Pandey AK; Khan J; Bundela PS; Wong JW & A Selvam. 2014. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresour. Technol.* 168: 214-221.
- Barral MT & R Paradelo. 2011. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *Dyn. Soil Dyn. Plant.* 5: 36-44.
- Bernal MP; Paredes C; Sánchez-Monedero MA & J Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 81: 63: 91-99.
- Emino ER & PR Warman. 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Sci. Util.* 12:342-348
- Iannotti DA; Grebus ME; Toth BL; Madden LV & HAJ Hoitink. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 23: 1177-1183
- Kowaljaw E & MJ Mazzarino. 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biol. Biochem.* 39: 1580-1588.
- Laos F; MJ Mazzarino; I Walter; L Roselli; P Satti & S Moyano. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresour. Technol.* 81: 179-186.
- Leconte MC; Mazzarino MJ; Satti P; Iglesias MC & F Laos. 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. *Waste Manage.* 29: 2446-2453.
- Madaschi C. 2018. Bioensayos como prueba de madurez en un compost de biosólidos producido en Bariloche: Selección de especie y relación con otros parámetros de madurez/estabilidad. Tesis de grado de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche.
- Mazzarino MJ. 2012. De residuos a recursos: el otro camino de los desechos orgánicos urbanos. Estudio de caso: compostaje de lodos cloacales en Bariloche, Argentina. Colombia: Memorias IV Congreso Internacional de Ing. Civil, Univ. de Santo Tomás. 14 pp <http://www.estrucplan.com.ar/articulos/verarticulo.asp?IDArticulo=3261>. Fecha de consulta 20/03/2018.
- Mazzarino MJ; Satti P & L Roselli. 2012a. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: Mazzarino, MJ & P Satti (Eds.). *Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso*. Pp: 13-28. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. 348 pp.
- Mazzarino MJ; Satti P; Laos L; Roselli L; Crego MP; Kowaljaw E; Fernández H & L Poulsen. 2012b. Compostaje de biosólidos: 12 años de la planta de Bariloche. En: Mazzarino, MJ & P Satti (Eds.). *Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso*. Pp: 99-106. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. 348 pp.
- USEPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos). 1986. *Test Methods for Evaluating Solid Wastes. Volume 1. Office of Solid Waste and Emergency Response, SW-846*. Washington, D.C. 373 pp.
- USEPA. 2003. *Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92/013*. Washington, D.C.
- Varnero MT; Rojas C & R Orellana. 2007. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 7: 28-37.
- Zubillaga MS y R Lavado. 2006. Phytotoxicity of biosolids compost at different degrees of maturity compared to biosolids and animal manures. *Compost Sci. Util.* 14: 267-270.
- Zucconi F; Forte M; Mónaco A & M De Bertoldi. 1981a. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22: 27-29.
- Zucconi F; Pera A; Forte M & M De Bertoldi. 1981b. Evaluating toxicity in immature compost. *Biocycle* 22:54-57.



C6P22. CÁSCARAS DE GIRASOL BIOTRANSFORMADAS Y SU POTENCIALIDAD DE USO COMO ENMIENDAS ORGÁNICAS

Moisés, Juliana¹; Martínez, Juan Manuel^{1,2}; Duval, Matías E.^{1,2}; Iglesias, Julio O.² y Galantini, Juan A.^{2,3}

¹Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), ²Universidad Nacional del Sur (UNS-CONICET), Bahía Blanca, Argentina; ³Comisión Investigaciones Científicas (BA). jmoises@cerzos-conicet.gob.ar

RESUMEN

La utilización e integración de tecnologías como el uso de enmiendas orgánicas son consideradas una alternativa para la recuperación de suelos degradados mejorando los contenidos de materia orgánica (MO) del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de cáscara de girasol (CG) sometida a diferentes procesos de transformación sobre la producción del cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.). Se llevó a cabo un ensayo en macetas bajo condiciones controladas de humedad y temperatura durante 55 días. Se usaron diferentes transformaciones (compostado, uso de hongos lignocelulíticos, con urea) de la cáscara de girasol proveniente de la industria aceitera. Se establecieron diferentes aportes de los tratamientos de acuerdo a su cantidad de nitrógeno (N) orgánico equivalentes a: 0 (T), 50 (N1); 100 (N2) y 150 (N3) kg N ha⁻¹. Se encontró una interacción altamente significativa entre los tratamientos y los niveles de aporte aplicados ($p < 0,001$), por lo tanto se analizó los diferentes aportes para cada transformación. En general, se observaron aumentos en la producción de materia seca (MS) del trigo con la aplicación de CG compostada en relación al T, mientras que, en los tratamientos restantes la producción de MS no se vio modificada o fue inferior. El efecto en la producción de MS de las plantas de trigo respondió claramente a las diferencias en calidad de los tratamientos, en este caso, dado por la relación C:N. El tratamiento correspondiente a la CG_{Cm} presentó la menor C:N (22), y permitió lograr la mayor producción en comparación al resto de los tratamientos.

Palabras clave: sostenibilidad, *Helianthus annuus*, residuo agroindustrial

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la agricultura producida en los últimos años ha ocasionado una disminución del nivel de materia orgánica (MO) (Viglizzo *et al.*, 2011). En sudoeste Bonaerense (SOB) los sistemas agropecuarios fueron tradicionalmente mixtos con un adecuado balance de agricultura y ganadería y alternancia de cultivos anuales y praderas, aproximándose a la vocación natural de estos suelos. En las últimas décadas, sin embargo, se fue abandonando la rotación agronómica, con una visible tendencia hacia la agriculturización (Sainz Rozas *et al.*, 2011).

Este cambio, apoyado en demandas de corto plazo y disminución de las tecnologías de procesos, implica una mayor degradación del recurso. Las consecuencias medioambientales y económicas del deterioro del recurso de base obligan a un serio replanteo de las asignaciones de uso y a la adopción de tecnologías y prácticas de manejo tendientes a minimizar y/o revertir los procesos desencadenados por la aplicación de prácticas inadecuadas. Entre ellas, la utilización e integración de tecnologías como el uso de enmiendas orgánicas son consideradas una alternativa para la recuperación de suelos degradados mejorando los contenidos de MO del suelo (Brown & Leonard, 2004; Tian *et al.*, 2009).

El aporte de nutrientes a través de la fertilización en el SOB, es inferior a las necesidades de los cultivos, asociado principalmente a los altos costos y a la baja eficiencia del uso. Este escenario ocurre debido a la erraticidad de las precipitaciones, siendo la principal limitante productiva de la región (Martínez *et al.*, 2016). Por su parte, el cultivo de trigo es el más preponderante en la región (Martínez *et al.*, 2017a). Las características particulares del SOB han llevado a que se desarrollen sistemas intensivos y actividades que generan gran cantidad de residuos orgánicos, con la consecuente preocupación por su destino final. Entre ellos, los más abundantes corresponden a la industria aceitera. La cáscara de semilla de girasol (*Helianthus annuus* L.), la cual es de difícil degradación por su alto contenido de lignina, se destaca con una producción de 54 mil toneladas anuales. El total de carbono orgánico (CO) que proviene de los compuestos estructurales se consideran más del 40% de su composición favoreciendo elevadas relaciones C:N (Curvetto *et al.*, 2005). Estas características pueden afectar la dinámica del nitrógeno (N) disponible para las plantas, por la inmovilización que ocurre con elevadas C:N (Iglesias Jiménez *et al.*, 2008). En la actualidad existen diferentes procesos de transformación de



la cáscara de girasol para modificar sus propiedades, con el propósito de poder aplicarlas al suelo y mejorar los efectos sobre la producción de los cultivos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de cáscara de girasol sometida a diferentes procesos de transformación sobre la producción del cultivo de trigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Se llevó a cabo un ensayo en macetas bajo condiciones controladas de humedad y temperatura durante 55 días, en las dependencias del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca (38° 41' 48,2'' S; 62° 15' 0,17'' O). Se utilizó el cultivo de trigo para evaluar la respuesta de los diferentes tratamientos.

Tratamientos ensayados

Los tratamientos corresponden a diferentes transformaciones realizadas a la cáscara de girasol, en las dependencias de CERZOS, CCT-Bahía Blanca del CONICET:

- **Cáscara Girasol (CG):** cáscara de girasol sin modificar, proveniente de la industria aceitera de Bahía Blanca.
- **Cáscara Girasol Compostada (CG_{Cm}):** corresponde a un compost realizado con cáscara de girasol y estiércol ovino durante 5 meses.
- **Cáscara Girasol con Pleurotus (CG_{Ple}):** corresponde al sustrato residual de la producción del hongo comestible *Pleurotus ostreatus*.
- **Cáscara Girasol con Ganoderma (CG_{Gan}):** corresponde al sustrato residual de la producción del hongo medicinal *Ganoderma lucidum*.
- **Cáscara Girasol Ureolizada (CG_{Ur}):** corresponde a cáscara de girasol colocada en silo bolsa con urea durante 3 meses.

Para su caracterización química y posterior aplicación en macetas, todos los residuos fueron secados a estufa a 60°C por 48 horas y molidos con malla de 1 mm de diámetro. Se realizaron las siguientes determinaciones químicas: MO total a través del método calcinación en mufla a 550° por 4 h (Martínez *et al.*, 2017b), carbono orgánico total (COT) por analizador automático Leco truspec (Leco Corporation, St Joseph, MI), nitrógeno total (Nt) mediante el método de Kjeldahl (Bremner, 1996), fósforo total (Pt) (Sommers & Nelson, 1972), pH y conductividad eléctrica (CE) por método 1+5 v/v (Bárbaro, 2011). En la Tabla 1 se detalla la caracterización química de los diferentes residuos ensayados.

Tabla 1: Caracterización química de los residuos.

Residuo	pH	CE (dS m ⁻¹)	MO	COT (g kg ⁻¹)	Nt	C:N	Pt (mg kg ⁻¹)
CG	5,6	1,62	958	617	7,8	79	80
CG _{Cm}	7,6	2,75	776	522	23,9	22	2510
CG _{Ple}	5,3	4,47	879	569	9,0	63	210
CG _{Gan}	4,5	1,94	734	434	12,0	36	810
CG _{Ur}	5,2	1,37	959	637	19,0	34	520

Cáscara de girasol (CG), cáscara de girasol compostada (CG_{Cm}), cáscara de girasol con *Pleurotus* (CG_{Ple}), cáscara de girasol con *Ganoderma* (CG_{Gan}), cáscara de girasol ureolizada (CG_{Ur}). Conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt).

Al momento de la siembra se incorporó al suelo el residuo utilizando cuatro niveles de aportes de N como criterio de dosificación. Los niveles de aportes: testigo (T) sin aplicación de residuo y la cantidad equivalente a 50 (N1), 100 (N2) y 150 (N3) kg N ha⁻¹ (Tabla 2). Luego del tiempo transcurrido, se recolectó el total de biomasa aérea de trigo. Se colocaron las muestras en estufa a 60°C hasta lograr peso constante, y se procedió con la determinación del contenido de materia seca (MS).



Tabla 2: Cantidad de residuo aportado a las macetas según tratamiento y dosis.

Residuo	N1	N2	N3
	Aporte (kg ha ⁻¹)	Aporte (kg ha ⁻¹)	Aporte (kg ha ⁻¹)
CG	6376	12753	19130
CG _{Cm}	2090	4180	6271
CG _{ple}	5525	11050	16575
CG _{Gan}	4155	8309	12464
CG _{Ur}	2638	5277	7915

Cáscara de girasol (CG), cáscara de girasol compostada (CG_{Cm}), cáscara de girasol con *Pleurotus* (CG_{ple}), cáscara de girasol con *Ganoderma* (CG_{Gan}), cáscara de girasol ureolizada (CG_{Ur}). N1, N2; N3: niveles de aplicación de los diferentes tratamientos.

Suelo utilizado

Para confeccionar las macetas se seleccionó un suelo representativo de la región semiárida, ubicado en el predio de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca (38° 69' S; 62° 24' O). El suelo se secó al aire, se tamizó y se homogenizó mediante tamizado con una malla de 2 mm de diámetro. Para la caracterización del suelo se determinaron las siguientes propiedades químicas: MO total a través del método de calcinación en mufla, y luego se estimó el COT utilizando un factor de conversión de 2,2 (Martínez *et al.*, 2017a). El Nt se determinó mediante el método Kjeldahl (Bremner, 1996), Pt (Sommers y Nelson, 1972), fósforo extraíble (Pe) (Olsen, 1954), potasio (K) asimilable mediante la extracción con acetato de amonio; textura al tacto, pH en suspensión suelo: agua 1:2,5; y CE en pasta saturada. Además, se cuantificó el N inorgánico (nitratos, N-NO₃) mediante destilación por arrastre de vapor (Mulaney, 1996). Los datos analíticos del suelo se detallan en la Tabla 3.

Tabla 3: Propiedades edáficas del suelo utilizado.

Prof. (cm)	pH	CE	MO	COT	Nt	N-NO ₃	Pt	Pe	K asimilable	Textura
		dS m ⁻¹		g kg ⁻¹				mg kg ⁻¹		
0-20	8,2	0,54	41	19	2,3	32	250	21	773	Franco arenosa

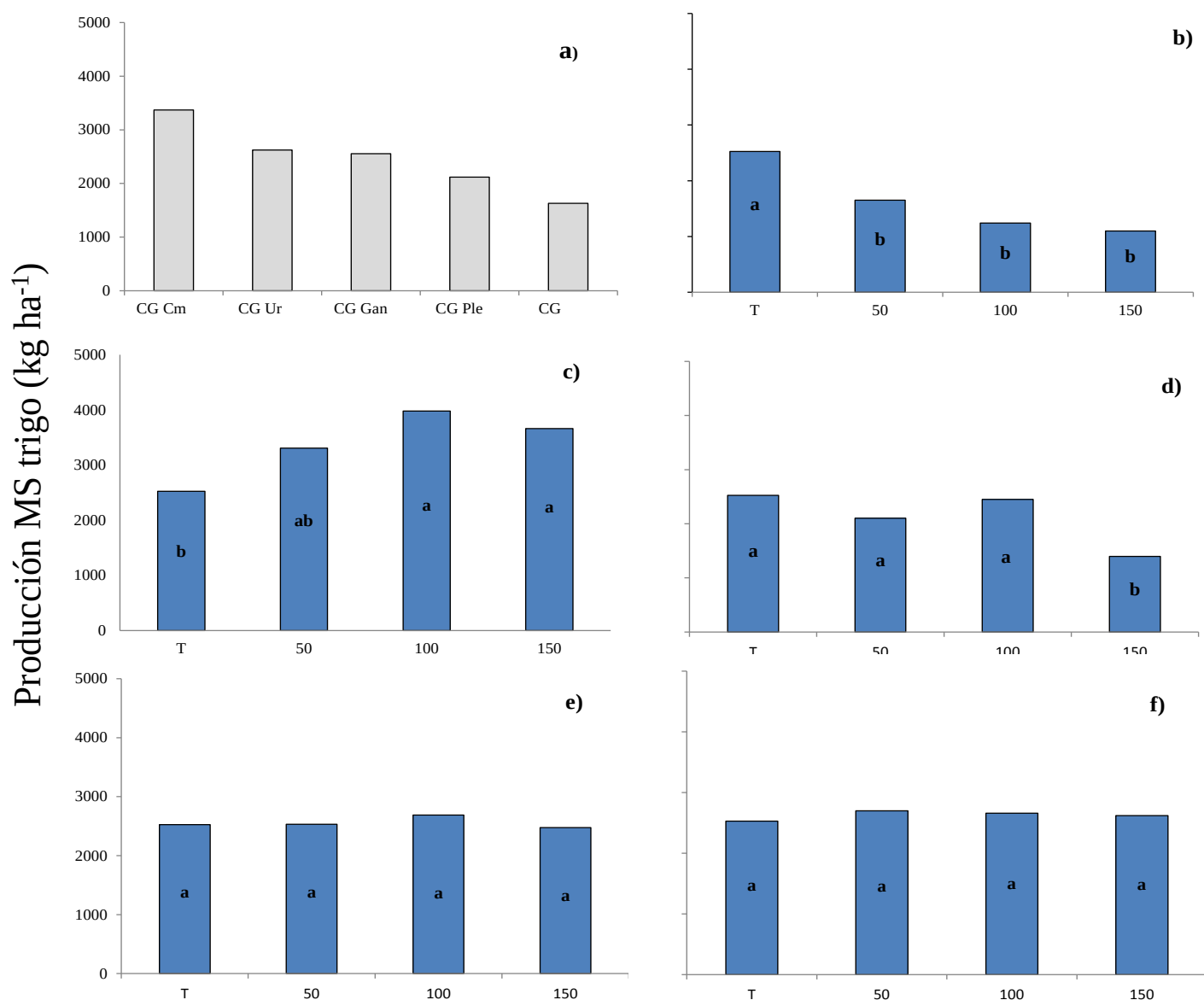
Conductividad eléctrica (CE), material orgánica (MO), carbon orgánico total (COT), nitrógeno total (Nt), nitrógeno inorgánico (N-NO₃), fósforo total (Pt), fósforo extraíble (Pe), potasio asimilable (K asimilable).

Análisis estadístico

Se realizó análisis de la varianza (ANAVA) doble utilizando como factores fijos al tratamiento de la cáscara de girasol y el nivel de aporte de N. Por su parte, la comparación de medias se realizó por el test de diferencias mínimas significativas de Fisher ($p < 0,05$). Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013). Se utilizaron regresiones para evaluar el efecto de la calidad de los diferentes residuos sobre la producción de MS del trigo en rendimiento relativo, considerando al tratamiento testigo como 100% de RR.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, se observó una mayor producción de materia seca (MS) con la aplicación de CG_{Cm} en relación al resto de los tratamientos, la menor producción de MS se dio con la aplicación de la CG sin tratar (Figura 1a). Sin embargo, se encontró una interacción altamente significativa entre los tratamientos y los niveles de aporte de N aplicados ($p < 0,001$), por lo tanto se realizó el ANAVA de los diferentes aportes de N según cada tratamiento. Para el caso de CG_{Cm}, se puede observar una respuesta positiva al aumento de la aplicación del residuo en relación al testigo (Figura 1c), caso contrario sucede en los tratamientos de CG (Figura 1b), y en menor medida el correspondiente a CG_{ple} (Figura 1d). Los tratamientos CG_{Gan} y CG_{Ur}, no reflejaron diferencias significativas tanto entre dosis como con el testigo (Figuras 1e, 1f).



Tratamiento y dosificación

Figura 1: Producción de materia seca de trigo según tratamientos y aportes: a) CG; b) CG_{Cm}; c) CG_{Ple}; d) CG_{Gan}; e) CG_{Ur} y f) comparación media de todos los tratamientos juntos. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre niveles de aporte dentro de cada tratamiento.

Las diferencias encontradas en la producción de MS entre tratamientos estarían asociadas a la calidad de cada residuo, principalmente su relación C:N (Tabla 2). Esta propiedad en los materiales orgánicos regula la ocurrencia de procesos mineralización o inmovilización de N disponible durante su descomposición. Según Allison (1966) cuando la relación C:N se encuentra entre 25 y 30, existe un equilibrio entre mineralización e inmovilización. Sin embargo, a mayores relaciones C:N puede ocurrir un efecto de bloqueo biológico del N asimilable del suelo por las poblaciones de microorganismos, lo cual genera deficiencias de N para la planta en detrimento de su rendimiento (Iglesias Jiménez, 2008).

En este estudio se encontró una relación significativa entre el residuo aplicado y el rendimiento relativo (%) de MS para cada una de los niveles de aporte evaluados, explicada principalmente por la relación C:N, lo que evidencia que es el parámetro más importante referido a su calidad (Figura 2). Se observó que cuanto mayor es la relación C:N, a mayor dosis aplicada, mayor es el efecto negativo sobre el crecimiento del cultivo, lo que se refleja gráficamente con una pendiente más pronunciada. Esto se debe a que los elevados aportes de carbono sin transformar, con altos valores de

lignina, pueden generar menores niveles de N disponible. La cantidad de lignina y carbono recalcitrante ha sido usualmente referenciada como una causante de la reducción en la tasa de mineralización, debido a la resistencia de la mayoría de estas formas al ataque microbiano (Vigil & Kissel, 1995).

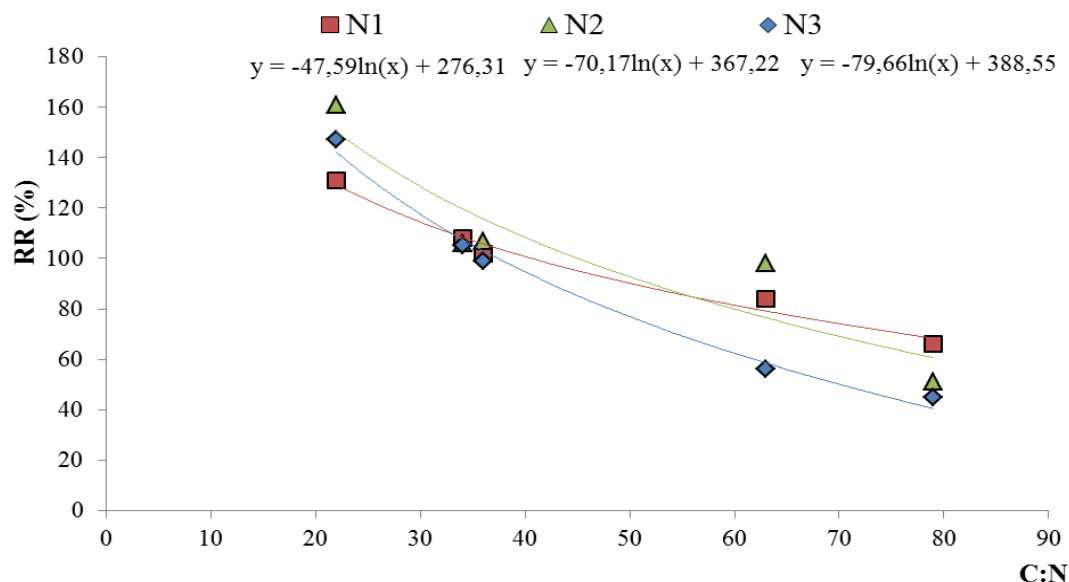


Figura 2: Rendimiento relativo (RR) en relación al tratamiento testigo (RR=100) en función de la relación C:N de los tratamientos.

CONCLUSIONES

El efecto en la producción de MS de las plantas de trigo respondió claramente a las diferencias en calidad de los tratamientos, en este caso, dado por la relación C:N. El tratamiento correspondiente a la CG_{Cm} presentó la menor C:N (22), y permitió lograr la mayor producción en comparación al resto de los tratamientos. En valores de C:N aproximados a 35, la aplicación de residuo no modifica de manera significativa el crecimiento del cultivo, al superar ese umbral, el rendimiento disminuye en todos los casos. Estos resultados se deben al aumento de C que modifica el equilibrio edáfico con el incremento de la cantidad aplicada.

La transformación de la cáscara de girasol con hongos lignocelulíticos como *Pleurotus ostreatus* y *Ganoderma lucidum* disminuyó la relación C:N, sin embargo, esta disminución no fue suficiente para evitar la inmovilización del N por parte de la masa microbiana.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue parcialmente financiado por el proyecto de Unidades Ejecutoras CERZOS- *Bioconversión y valorización de residuos agroindustriales del sudoeste bonaerense*. Además, se agradece al Laboratorio de Biotecnología de Hongos comestibles y medicinales (LBHCyM-CERZOS).

BIBLIOGRAFÍA

- Allison, FE. 1966. The fate of nitrogen applied to soils. Adv. Agron. 18:219-258.
- Barbaro, LA; MA Karlanian; S Imhoff & DE Morisigue. 2011. Caracterización de la turba subtropical del departamento Islas de Ibicuy (Entre Ríos, Argentina). Agriscientia, 28(2): 137-145.
- Bremner JM. 1996. Nitrogen – Total. En: Methods of Soil Analysis, part 3. Ed. Sparks DL, Chemical Methods, 1085-1123.
- Brown, S & P Leonard. 2004. Building carbon credits with biosolids recycling: Part II. Biocycle, September: 25-29.
- Curvetto, NR; D Figlas; MR Gonzales & S Delmastro. 2005. Mushroom Growers' Handbook 2: Shiitake Cultivation, published by MushWorld, Seoul, Korea. 127-133.



- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat, versión 2013, Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina).
- García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Golchin, A; P Clarke; JM Oades & JO Skjemstad. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. *Australian Journal of Soil Research* 33: 975-993. En: García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Iglesias-Jiménez, E; MT Barral & FC Marhuenda. 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: Moreno, J & R Moral (Eds.). *Compostaje*. pp. 243-283. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Martínez JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2016. Indicadores edáficos de la fertilidad asociados a la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense. *Revista Ciencias Agronómicas XXVI*: 23-31.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval; FM López & JO Iglesias. 2017a. Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en Molisoles del sudoeste bonaerense. *Ci. Suelo* 35: 181-187.
- Martínez JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2017b. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen and relationships with wheat crop in a semi-humid climate: A long-term field study. *Soil Till. Res.* 169: 71-80.
- Melero, S; K Vanderlinden; JC Ruiz & E Madejón. 2008. Long-term effect on soil biochemical status of a Vertisol under conservation tillage system in semi-arid Mediterranean conditions. *European Journal of Soil Biology* 44: 437-442.
- Moreno, J & R Moral (Eds.). 2008. *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Mulvaney RL. 1996. Nitrogen- Inorganic forms.1123-1184. In *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. (Ed. DL Sparks), SSSA- ASA, Madison, WI, USA.
- Olsen SR; C Cole; FS Watanabe & LA Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate, U.S. Dep. of Agric. Circ. 939.
- Sainz Rozas, H; HE Echeverría & H Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. *Ci. Suelo* 29: 29-37.
- Sommers LE & DDW Nelson. 1972. Determination of total phosphorus in soil. *Soil Science Society of American Proceeding* 36:902-904.
- Tian, G; TC Granato; AE Cox; RI Pietz; CR Carlson & Jr Z Abedin. 2009. Soil carbon sequestration resulting from long-term application of biosolids for land reclamation. *J. Environ. Qual.* 38:61-74.
- Vigil, MF & DE Kissel. 1995. Rate of nitrogen mineralized from incorporated crop residues as influenced by temperature. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1636- 1644. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp.359. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreño; EC Jobaggy; H Pereyra; J Clatt, D Pincen; MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Glob. Chang. Biol.* 17: 959-973.



C6P23. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES BIOTRANSFORMADOS DESTINADOS A LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Moisés, Juliana¹; Beltran, Marcelo² y Galantini, Juan A.^{3,4}

¹ Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), ²INTA Castelar, ³Universidad Nacional del Sur (UNS-CONICET), Bahía Blanca, Argentina; ⁴ Comisión Investigaciones Científicas (BA). jmoises@cerzos-conicet.gob.ar

RESUMEN

Existe una gran diversidad de materiales que son utilizados como fuente de materia orgánica para el suelo y que pueden ser aplicados sin modificar o bien, luego de un proceso de biotransformación como abonos orgánicos. Las enmiendas orgánicas varían en su composición química de acuerdo al proceso de elaboración, duración del proceso, actividad biológica y tipos de materiales que se utilicen. El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización química de residuos orgánicos de diverso origen y bajo diferentes biotransformaciones, de manera de posibilitar su agrupación en función de sus propiedades, para definir su potencialidad de uso como enmiendas. En los residuos se determinó pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total, relación C:N, fósforo, azufre, magnesio, manganeso, potasio y hierro. Mediante un análisis estadístico de clúster se identificaron 4 grupos de residuos, en función de sus propiedades químicas. Se observó que el grupo A, compuesto por los residuos compostados, sería el mejor grupo como potencial enmienda, mayormente por su mayor contenido de nitrógeno total y su relación C:N. En cuanto a los residuos pertenecientes a los grupos C y D, se determinó que no es recomendable su utilización como enmiendas. La alta variabilidad entre los materiales hace necesario determinar la forma más eficiente de realizar una caracterización del material previo a su aplicación, de manera de optimizar su uso.

Palabras clave: enmiendas orgánicas, variabilidad, optimización.

INTRODUCCIÓN

La aplicación de materiales orgánicos, influye directamente sobre la calidad del suelo y el desarrollo vegetal, tanto en forma directa por acción per se de los nutrientes contenidos, como en forma indirecta mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Abassi & Khizar, 2012).

Existe una gran diversidad de materiales que son utilizados como fuente de materia orgánica para el suelo y que pueden ser aplicados sin modificar o bien luego de un proceso de biotransformación como abonos orgánicos (Durán et al, 2006).

Las enmiendas orgánicas varían en su composición química de acuerdo al proceso de elaboración, duración del proceso, actividad biológica y tipos de materiales que se utilicen (Meléndez, 2003).

Varios autores coinciden en que el conjunto de características químicas, físicas y biológicas son las que determinaran la calidad final de las enmiendas orgánicas y en consecuencia el uso apropiado de estos productos en los diferentes cultivos, de manera de maximizar sus beneficios y minimizar los riesgos de contaminación ambiental (Martínez 1996, Barbazán, *et al.*, 2011). Las características fisicoquímicas de estos materiales frecuentemente se desconocen y en las decisiones sobre las dosis a aplicar no se considera su aporte de nutrientes. Existe gran variabilidad entre los materiales orgánicos, lo que determina la necesidad de analizar cada material antes de su agregado al suelo (Barbazán, *et al.*, 2011).

El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización química de residuos orgánicos de diverso origen y bajo diferentes biotransformaciones, de manera de posibilitar su agrupación en función de sus propiedades, para definir su potencialidad de uso como enmiendas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Materiales experimentales

Se seleccionaron residuos agroindustriales provenientes de diferentes actividades, bajo diversas biotransformaciones. En la Tabla 1 se detallan los materiales utilizados:



Tabla 1. Residuos agroindustriales bajo diferentes biotransformaciones.

Residuo	Biotransformación	Referencia
Cáscara de girasol	sin modificar	CG
Cáscara de girasol	compostaje	CG Cm
Cáscara de girasol	hongo <i>Pleurotus ostreatus</i>	CG Ple
Cáscara de girasol	hongo <i>Ganoderma lucidum</i>	CG Gan
Cáscara de girasol	ureólisis- 3 meses en silo bolsa con urea	CG Ur
Cascarilla de arroz	sin modificar	CA
Cascarilla de arroz	hongo <i>Pleurotus ostreatus</i>	CA Ple
Cascarilla de arroz	hongo <i>Lentinula edodes</i>	CA Len
Paja de arroz	sin modificar	PA
Paja de arroz	hongo <i>Pleurotus ostreatus</i>	PA Ple
Paja de arroz	hongo <i>Ganoderma lucidum</i>	PA Gan
Paja de arroz	hongo <i>Lentinula edodes</i>	PA Len
Alperujo	sin modificar	Al
Cebolla + Estiércol bovino	compostaje	Cm EC

Caracterización química

Se realizaron las siguientes determinaciones químicas: materia orgánica (MO) total a través del método calcinación en mufla a 550°C por 4 h (Martínez *et al.*, 2017), carbono orgánico total (COT) por analizador automático Leco truspec (Leco Corporation, St Joseph, MI), nitrógeno total (Nt) mediante el método de Kjeldahl (Bremner, 1996), fósforo, azufre, magnesio, potasio, manganeso y hierro mediante digestión húmeda (ácido nítrico y perclórico 2:1) con posterior determinación por espectrometría de emisión por plasma, pH y conductividad eléctrica (CE) por método 1+5 v/v (Bárbaro, 2011), para el material Cm EC se utilizó el método de pH en suspensión suelo: agua 1:2,5 y CE en pasta saturada. En la Tabla 2 se detalla la caracterización química de los diferentes residuos ensayados.

Tabla 2. Caracterización química de los residuos.

Residuo	pH	CE (mS/cm)	CO (g kg ⁻¹)	Nt (g kg ⁻¹)	C:N	MO (%)	P (g kg ⁻¹)	S (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Fe (g kg ⁻¹)
CG	5,62	1,62	616,7	7,84	78,6	95,79	0,12	5,89	2,25	13,16	13,6	0,39
CG Cm	7,61	2,75	522,4	23,92	21,8	77,57	2,44	10,23	5,24	17,52	113,1	1,69
CG Ple	5,31	4,47	569,2	9,05	62,9	87,86	0,44	15,01	3,43	12,96	23,0	1,32
CG Gan	4,52	1,94	434,2	12,03	36,1	73,35	1,12	19,75	4,16	14,49	95,0	3,99
CG Ur	5,16	1,37	637,1	18,95	33,6	95,91	0,48	5,08	2,34	12,33	33,8	0,32
CA	5,92	1,26	449,2	9,52	47,2	81,34	0,8	1,44	1,61	13,28	1332,1	0,46
CA Ple	5,35	2,97	366,8	10,57	34,7	61,24	1,92	13,63	4,82	15,44	1602,3	2,03
CA Len	5,39	6,7	389,8	8,87	43,9	73,48	1,35	6,42	2,5	18,38	1147,8	2,22
PA	8,55	0,76	373,5	11,7	31,9	65,19	1	16,96	3,35	13,92	1463,1	2,07
PA Ple	5,74	3,62	503,8	10,75	46,8	84,56	0,97	1,56	1,38	4,46	511,4	0,88
PA Gan	5,22	1,73	443,1	10,55	42,0	73,61	1,4	15,48	2,85	2,13	536,7	1,31
PA Len	4,97	3,5	409,8	16,01	25,6	74,01	1,95	13,82	3,79	6,31	453,8	1,15
Al	5,42	6,95	659,8	10,1	65,3	93,29	1,28	0,72	0,96	24,67	15,2	0,14
Cm EC	8,6	4,46	176,8	15,79	11,2	31,89	2,26	2,1	8,28	18,63	339,5	5,87

Cáscara girasol (CG), cáscara girasol compostada (CGCm), cáscara girasol con *Pleurotus* (CGPle), cáscara girasol con *Ganoderma* (CGGan), cáscara girasol ureolizada (CGUr), cascarilla arroz (CA), cascarilla arroz con *Pleurotus* (CAPle), cascarilla arroz con *Lentinula* (CALen), paja arroz (PA), paja arroz con *Pleurotus* (PA Ple), paja arroz con *Ganoderma* (PA Gan), paja arroz con *Lentinula* (PA Len), alperujo (Al), compost estiércol con residuo de producción de cebolla (Cm EC). Conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (Nt), materia orgánica (MO), fósforo (P), azufre (S), magnesio (Mg), potasio (K), manganeso (Mn), hierro (Fe).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de clúster para agrupar los residuos semejantes basados en las propiedades químicas descriptas más relevantes para uso como enmiendas (pH, CE, MO, C:N, COT, N, P, S, K), teniendo en cuenta la distancia de Ward. El corte del grado de agrupamiento de los sitios se realizó en el 50% de la distancia total (Balzarini *et al.*, 2008). Se realizó la estadística descriptiva de las características químicas estudiadas de los residuos, según los grupos resultantes del análisis de clúster. Los análisis estadísticos se realizaron con el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La alta variabilidad entre los materiales (Tabla 2) hace necesario determinar la forma más eficiente de realizar una caracterización del material a utilizar previo a su aplicación, de manera de poder estimar el comportamiento del mismo en el suelo y su efecto sobre el cultivo. El análisis de clúster mediante las propiedades evaluadas permitió identificar cuatro grupos de residuos (grupo A n=2; B n=5; C n=5 y D n=2) (Figura 1).

Al realizar el análisis de varianza entre los grupos (Tabla 3), se encontró una relación C:N significativamente inferior en el A, compuesto por los dos compost, respecto al resto, explicado por su mayor contenido de N. Los valores de pH y P también fueron significativamente mayores a los demás grupos.

El grupo B dio diferencias significativas en el contenido de S; mientras que el grupo C superó al resto en el contenido de MO. En cuanto al grupo D, compuesto por el Al y CA Len, se destacó por sus altos niveles de CE y K, el alto contenido de K es característico del alperujo (García de la Fuente, 2011, Niaounakis & Halvadakis, 2006), y el K se considera uno de los mayores contribuyentes a los contenidos de sales (Vogtmann *et al.* 1993, Durán & Henríquez, 2007).

El análisis realizado permitió agrupar los diferentes residuos según sus características más importantes, en particular por C:N y CE. Estas diferencias pueden marcar comportamientos diferentes al aplicarlos, lo que será la siguiente etapa del presente proyecto.

Por otro lado, la mezcla entre productos y usos entre los grupos B y C, ponen en evidencia que las modificaciones durante la biotransformación pueden cambiar la calidad de los materiales resultantes.

Los residuos pertenecientes al grupo A presentan características que permiten inferir que sería el grupo más recomendable para utilizar los materiales como enmienda, mayormente por su relación C:N.

Los grupos C y D no son recomendables para su aplicación al suelo, ambos poseen valores altos de C:N, y el D adicionalmente tiene alta CE. Respecto al grupo B, los datos no permiten arrojar una recomendación.

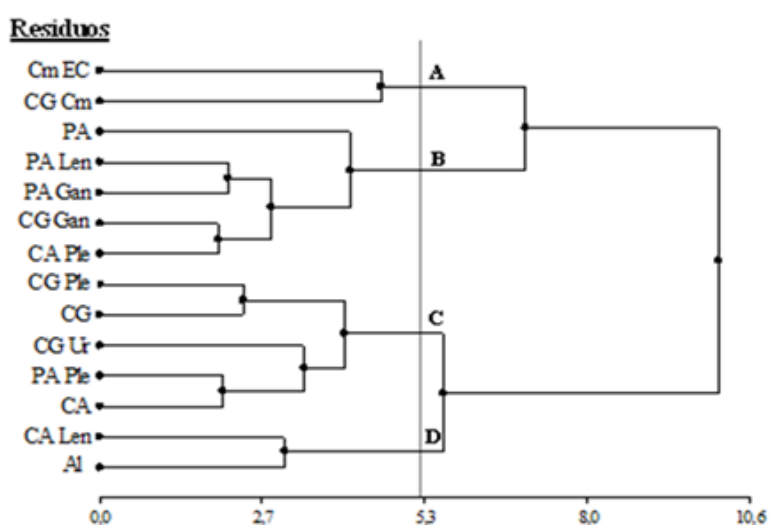


Figura 1. Dendrograma de similaridad de los residuos según las características químicas evaluadas mediante distancia de Ward. Cáscara girasol (CG), cáscara girasol compostada (CGCm), cáscara girasol con *Pleurotus* (CGPle), cáscara girasol con *Ganoderma* (CGGan), cáscara girasol ureolizada (CGUr), cascarilla arroz (CA), cascarilla arroz con *Pleurotus* (CA Ple), cascarilla arroz con *Lentinula* (CA Len), paja arroz (PA), paja arroz con *Pleurotus* (PA Ple), paja arroz con *Ganoderma* (PA Gan), paja arroz con *Lentinula* (PA Len), alperujo (Al).



Tabla 3: Propiedades químicas de residuos.

	Grupo	Medias	EE
pH	A	8,11a	0,75
	B	5,72b	0,47
	C	5,55b	0,47
	D	5,41b	0,75
CE (mS/cm)	A	3,6b	0,86
	B	2,18b	0,55
	C	2,47b	0,55
	D	6,83a	0,86
MO (%)	A	54,73c	8,81
	B	69,48bc	5,57
	C	89,09a	5,57
	D	83,39ab	8,81
CO (g/kg R)	A	349,6a	79,22
	B	405,48a	50,1
	C	555,2a	50,1
	D	524,8a	79,22
N (g/kg R)	A	19,86a	2,58
	B	12,17b	1,63
	C	11,22b	1,63
	D	9,48b	2,58
C:N	A	16,5b	9,01
	B	34,06a	5,7
	C	53,82a	5,7
	D	54,65a	9,01
P (g/kg R)	A	2,35a	0,25
	B	1,48b	0,16
	C	0,56c	0,16
	D	1,31b	0,25
S (g/kg R)	A	6,17b	3,14
	B	15,93a	1,99
	C	5,8b	1,99
	D	3,57b	3,14
K (g/kg R)	A	18,07ab	3,3
	B	10,46b	2,09
	C	11,24b	2,09
	D	21,52a	3,3

Letras diferentes representan diferencias estadísticas ($p < 0,05$) test DMS. CE conductividad eléctrica, MO materia orgánica, CO carbono orgánico.

CONCLUSIONES PRELIMINARES

Este tipo de análisis permite identificar y agrupar los materiales biotransformados. Será necesario realizar ensayos que permitan verificar si el comportamiento a campo es coincidente a este agrupamiento. Es importante también estudiar si es posible mediante este tipo de análisis, evaluar posibles combinaciones entre los diferentes residuos de manera de lograr un efecto sinérgico.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue parcialmente financiado por el proyecto de Unidades Ejecutoras CERZOS- *Bioconversión y valorización de residuos agroindustriales del sudoeste bonaerense*. Además, se agradece al Laboratorio de Biotecnología de Hongos comestibles y medicinales (LBHCyM-CERZOS).



BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi MK & A Khizar. 2012. Microbial biomass carbon and nitrogen transformations in a loam soil amended with organic–inorganic N sources and their effect on growth and N-uptake in maize. *Ecol. Eng.* 39: 123-132.
- Balzarini MG; L González; M Tablada; F Casanoves; JA Di Rienzo & CW Robledo. 2008. *Infostat: Manual del Usuario*. Córdoba. Editorial Brujas.
- Barbaro, LA; MA Karlanian; S Imhoff & DE Morisigue. 2011. Caracterización de la turba subtropical del departamento Islas de Ibicuy (Entre Ríos, Argentina). *Agriscientia*, 28(2): 137-145.
- Barbazán, M; A Del Pino; C Moltini; J Hernández & J Rodríguez. 2011. Caracterización de materiales orgánicos aplicados en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay. *Agrociencia Uruguay - Volumen 15* 1:82-92.
- Bremner JM. 1996. Nitrogen – Total. En: *Methods of Soil Analysis*, part 3. Ed. Sparks DL, Chemical Methods, 1085-1123.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. *InfoStat*, versión 2013, Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina).
- Durán, L. & C Henríquez. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos *Agronomía Costarricense*, vol. 31, núm. 1, pp. 41-51
- García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Martínez C. 1996. Potencial de la lombricultura: elementos básicos para su desarrollo. A. Carballo; S. Bravo (eds). *Texcoco*, MX. 140 p.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval; FM López & JO Iglesias. 2017. Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en Molisoles del sudoeste bonaerense. *Ci. Suelo* 35: 181-187.
- Meléndez, G. 2003. Indicadores químicos de calidad de abonos orgánicos. En: *Abonos orgánicos: Principios, características e impacto en la agricultura*. Ed Meléndez, G. San José, Costa Rica. pp. 50-63.
- Niaounakis, M & CP Halvadakis. 2006. *Olive Processing Waste Management. Literature Review and Patent Survey*. 2nd Edition. Elsevier Ltd., Oxford.
- Vogtmann H; K Fricke & T Turk. 1993. Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Sci. Util.* 1(4):69-87.



C6P24. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y EVALUACIÓN DEL EFECTO DE EXTRACTOS DE RAC SOBRE EL CRECIMIENTO DE *THITONIA TUBAEFORMIS*

Nuñez, María¹; Ramos, A. Macarena²; Tortora, M. Laura¹; Leggio, M. Fernanda¹; Romero, Eduardo¹ y Digonzelli, Patricia¹

¹ Subprograma Agronomía de Caña de Azúcar, Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Av. William Cross 3150, (4101), Las Talitas, Tucumán, Argentina. ² Sección Manejo de Malezas. Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Av. William Cross 3150, (4101), Las Talitas, Tucumán, Argentina. mnunez@eeaac.org.ar

RESUMEN

El mantenimiento del residuo agrícola de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) sobre el suelo, constituye una de las prácticas de la agricultura de conservación más difundidas en los últimos años. Esto ha generado numerosas investigaciones relacionadas al efecto que ejerce el RAC sobre el crecimiento del cultivo, las malezas y las características físico-químicas del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la composición química y el efecto de distintas concentraciones de extractos acuosos de RAC, sobre la germinación y el crecimiento de *Thitonia tubaeformis*. La preparación de los extractos (100%, 25%, 50%, 0% (v/v)) se realizó a partir de residuo fresco de la variedad LCP 85-384 y su composición química se analizó por cromatografía gaseosa acoplada a espectrometría de masa (GC-MS). Los bioensayos se realizaron en cámaras de crecimiento en los que se evaluó número de semillas germinadas cada 48 hs durante 10 días, y a los 30 días después del trasplante se analizó peso fresco y seco del sistema aéreo y radicular. El análisis químico confirmó la presencia de ácido benzoico y derivados, comúnmente involucrados en fenómenos de alelopatía. Si bien los extractos no presentaron ningún efecto sobre la germinación de *Thitonia tubaeformis*, si se observó una disminución en el peso fresco del sistema aéreo y en el peso seco del sistema aéreo y radicular para las plantas regadas con el extracto puro. Por el contrario, las plantas regadas con las diluciones más bajas de los extractos presentaron mayor crecimiento de la parte aérea. Según estos resultados, podemos confirmar que los compuestos solubles en agua presentes en los extractos acuosos de RAC, a altas concentraciones presentan un efecto alelopático afectando el crecimiento de *Thitonia tubaeformis*, mientras que a bajas concentraciones presentan un efecto hormético que estimula el desarrollo de esta maleza.

Palabras claves: alelopatía, conservacionista, maleza.

INTRODUCCIÓN

Durante los últimos años, la necesidad de implementar sistemas productivos de caña de azúcar conservacionistas, que reduzcan la erosión del suelo, incrementen sus niveles de materia orgánica, mejoren su estructura, favorezcan su biodiversidad y el reciclado de nutrientes, entre otros efectos ha llevado no sólo a la eliminación de la quema como práctica asociada a la cosecha de la caña de azúcar, sino también al mantenimiento del residuo agrícola de cosecha (RAC) como cobertura sobre la superficie del suelo.

En la cosecha de la caña de azúcar sin quema, queda sobre el campo una importante cantidad de residuos (hojas y despuntes) que, para las condiciones de Tucumán, ha sido estimada entre 7 t y 16 t de materia seca/ha (Romero *et al.*, 2009, Digonzelli *et al.* 2016). El RAC puede quedar esparcido sobre el campo como cobertura (“mulching”), ser incorporado en los primeros centímetros del perfil o retirarse total o parcialmente del campo (Digonzelli *et al.*, 2011a).

La conservación del RAC sobre la superficie del suelo tiene numerosos efectos, entre ellos: aporta una gran cantidad de materia orgánica y mejora la estabilidad estructural del suelo, favorece la conservación de la humedad, disminuye la evaporación y mejora la infiltración del agua en el suelo, reduce la erosión y la temperatura del suelo en los primeros centímetros de profundidad, permite el reciclado de nutrientes y favorece la actividad de la microflora benéfica del suelo (Robertson, 2003, Sanzano *et al.*, 2009, Digonzelli *et al.*, 2011a y b y Tortora *et al.*, 2013). Además, se ha demostrado que disminuye la infestación de malezas ya que actúa como barrera física reduciendo tanto la transmisión de luz, como las temperaturas necesarias para el crecimiento de las mismas (Tester & Morris, 1987).

Por otro lado, en nuestra provincia después de la cosecha de caña de azúcar, comienza la temporada de lluvias que favorecen la liberación de sustancias químicas del RAC que se encuentra sobre la superficie del suelo. Se ha demostrado



que algunos de estos compuestos solubles en agua pueden inhibir la germinación y el crecimiento de malezas debido a un efecto de alelopatía (Viator *et al.*, 2006).

El control de malezas constituye una práctica agronómica de suma importancia en el manejo del cultivo de caña de azúcar, dado que un cañaveral expuesto a la competencia con malezas puede sufrir pérdidas de hasta el 50% de su producción. El pasto o yuyo cubano, *Thitonia tubaeformis*, es una maleza ampliamente distribuida en el noroeste argentino y es clasificada, según el Manual de reconocimientos de malezas en caña de azúcar, como una de las especies más peligrosas. Fue declarada plaga nacional por disposición N° 283/1983 de la Secretaría de Agricultura y Ganadería de la Nación.

Teniendo en cuenta estas consideraciones, el objetivo de este trabajo fue evaluar la composición química y el efecto de distintas concentraciones de extractos acuosos de RAC sobre la germinación y el crecimiento de *Thitonia tubaeformis*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación de los extractos

Para la preparación del extracto acuoso de RAC, se utilizó la técnica descripta por Viator *et al.* (2006). En forma manual, se recolectó el residuo fresco de la cosecha de un cañaveral de la variedad LCP 85-384, por ser la más difundida en nuestra provincia. El residuo se secó en estufa a 45°C durante 24 horas. Luego se sumergió en agua destilada en proporciones 1:28 (residuo:agua) en un baño termostatzado a 25°C durante 4 horas. Posteriormente, el residuo se filtró y se obtuvo el extracto puro. A partir de éste se realizaron diferentes diluciones en agua destilada (0%, 25%, 50% y 100%) (v/v), las cuales se conservaron en cámara fría a 7°C y en oscuridad hasta su uso.

Caracterización química

Para la identificación de los compuestos presentes en el extracto acuoso de RAC, se empleó la técnica de cromatografía gaseosa acoplada a espectrometría de masa (GC/MS). El análisis por GC-MS se realizó utilizando un equipo Thermo Electron modelo Polaris Q asociado a una fuente de ionización por impacto electrónico y a un analizador masa-trampa (Thermo Finnigan, USA). En las separaciones cromatográficas se utilizó una columna DB-5 (Agilent JW, USA) utilizando gas He como fase móvil, con una velocidad de flujo de 0,3 mL/min y un volumen de inyección de 1 µL. La fuente de ionización se mantuvo a 200 °C, mientras que el horno del cromatógrafo se programó con un gradiente de temperatura, iniciando a 55°C por 1 min hasta los 350 °C a una velocidad de 5°C/min. El análisis de masa se realizó por impacto electrónico, utilizando un potencial de ionización de 70 eV.

Bioensayos

Para evaluar el efecto de los extractos acuosos sobre la germinación de las semillas de *Tithonia tubaeformis* se llenaron bandejas plásticas de 500 g con sustrato comercial Grow Mix Premium (Terraferil). El riego se realizó cada dos días hasta capacidad de campo. Los tratamientos fueron: el extracto acuoso obtenido a partir del RAC en las siguientes concentraciones, 100%, 50%, 25% (v/v) y el testigo regado con agua. Las bandejas fueron colocadas en cámara de brotación bajo condiciones controladas. El diseño fue completamente aleatorizado con 3 bandejas de 30 semillas cada una, por tratamiento. Cada 48 hs durante 10 días, se determinó el número de semillas germinadas por bandeja.

Para la evaluación del efecto de los extractos acuosos de RAC sobre el crecimiento, semillas de *Tithonia tubaeformis* se pre-germinaron en cámara de brotación en bandejas plásticas de 500 g con sustrato comercial Grow Mix Premium (Terraferil) y luego las plántulas fueron trasplantadas a macetas de 1 L con el mismo sustrato comercial. El riego se realizó 3 veces por semana durante 30 días hasta capacidad de campo.

Las macetas fueron colocadas en sombráculo a temperatura ambiente y bajo luz natural, en un diseño completamente aleatorizado con 3 bloques de 5 repeticiones cada uno. Los tratamientos fueron: el extracto acuoso obtenido a partir del RAC en las siguientes concentraciones 100%, 50%, 25% (v/v) y el testigo regado con agua.

Una vez establecidas las plantas (30 días posteriores al trasplante) se determinó el peso fresco y seco del sistema aéreo y radicular. Para ello, se separaron cuidadosamente las plantas en tallos y raíces, se evaluó el peso fresco correspondiente, y luego se secaron en estufa a 65°C hasta peso constante para la evaluación del peso seco.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis por GC/MS del extracto acuoso de RAC permitió identificar diferentes compuestos orgánicos de naturaleza fenólica. El cromatograma de iones totales (TIC, *Total Ion Chromatogram*) del extracto acuoso de RAC, se muestra en la Fig. 1. Los picos con diferentes tiempos de retención (tr) fueron analizados según su peso molecular y el patrón de fragmentación de masas, y comparados con datos de la biblioteca electrónica para su identificación química.

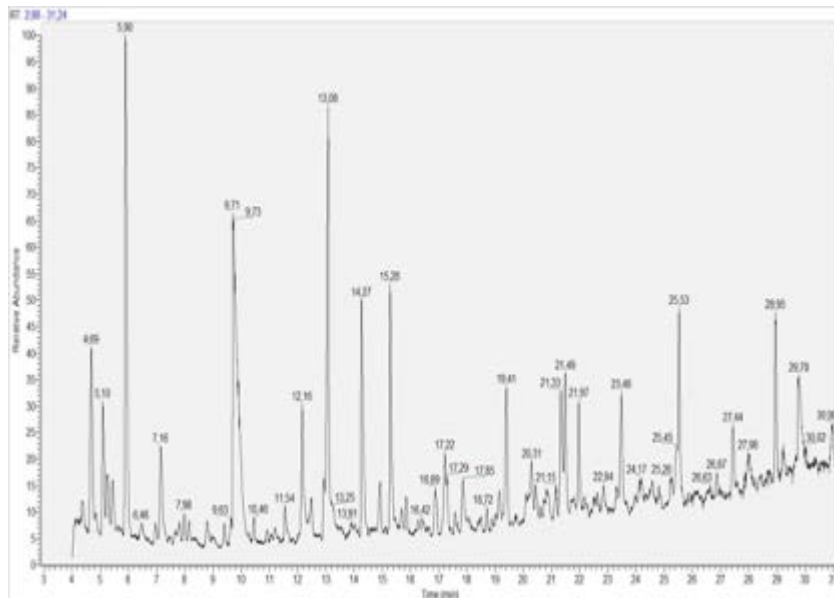


Figura 1: Cromatograma de iones totales (TIC) para los compuestos fenólicos presentes en el extracto acuoso de RAC de la variedad LCP 85-384.

Los picos del TIC con diferentes tiempos de retención (tr), se fragmentaron en picos de diferente relación masa carga (m/z), que fueron identificados según se muestra en la Tabla 1. Los compuestos identificados corresponden a compuestos orgánicos de naturaleza fenólica como el ácido benzoico y sus derivados.

Tabla 1: Identificación de compuestos orgánicos presentes en el extracto acuoso de RAC de la variedad LCP 85-384.

Compuestos fenólicos	Tiempo de retención (tr) (min)	Peso molecular	Fragmentos característicos
Propilbenceno	4.37	120	120, 91
1-etil-2,4-dimetilbenceno	4.69	134	133, 89, 87
Estireno	5.27	104	104, 103, 78, 77
1-etil-2-metilbenceno	5.44	120	120, 105, 103, 79, 77
1,2,4-trimetilbenceno	5.90	120	120, 105, 91, 77
Tolueno	7.16	120	120, 105, 91, 79, 77
1-metil-3-(1-metileter)benceno	7.98	134	134, 119, 91
1,2,3,5-tetrametilbenceno	9.37	134	134, 119, 91, 77
1,2,3,4-tetrametilbenceno	9.63	134	134, 119, 91, 77
Fenilglioxal	10.46	134	134, 119, 91, 57
Ácido benzoico	22.84	122	122, 105, 77, 50
2-metoxi-4-vinilfenol	25.53	150	135, 107, 77
Benzofurano	28.95	120	120, 91, 65

Se ha reportado que la mayoría de estos compuestos orgánicos son responsables del efecto de fitotoxicidad que presenta el residuo de la caña de azúcar sobre el crecimiento de diferentes especies de malezas (Sampietro & Vattuone, 2006). Sin embargo, al evaluar el efecto de las diferentes diluciones del extracto acuoso de RAC sobre la germinación de *Thitonia tubaeformis*, no se observaron diferencias estadísticamente significativas con respecto al testigo regado con agua (Fig.2).

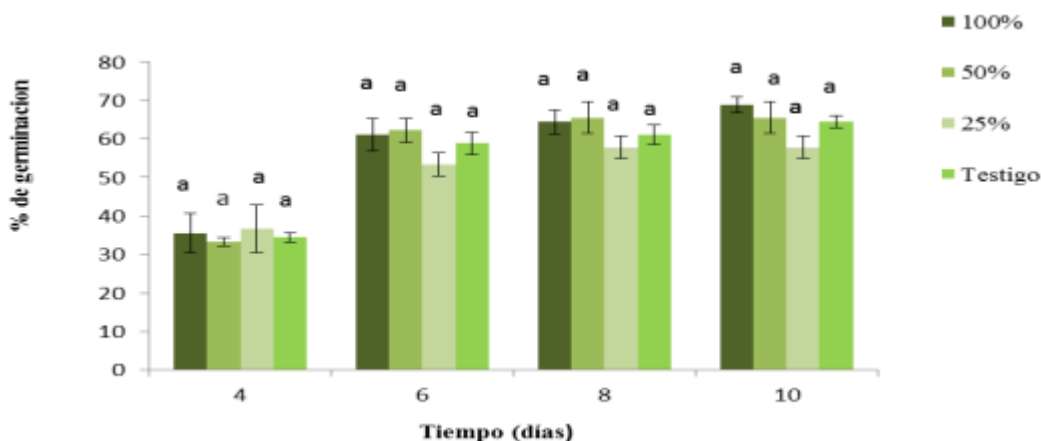


Figura 2: Efecto de extractos acuosos de RAC sobre la germinación (%) de *Thitonia tubaeformis*. Letras distintas representan valores estadísticamente diferentes (Análisis de ANOVA con la Prueba LSD, $p < 0,10$).

Cuando se analizó el crecimiento de las plantas de los diferentes tratamientos, se observó que aquellas regadas con el extracto puro (100%) presentaron una disminución significativa en peso fresco y peso seco de la parte aérea. Esta disminución alcanzó su máximo valor cuando se comparó el peso fresco de las plantas regadas con extracto puro con el de las plantas testigo (43% de disminución). Mientras que las plantas regadas con las diluciones más bajas del extracto (50% y 25%) presentaron un incremento significativo en el peso fresco y seco del sistema aéreo en comparación con las plantas control y con las regadas con el extracto puro. En relación a las evaluaciones realizadas sobre el sistema radicular, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en el peso fresco. Sin embargo, si se observó una disminución en el peso seco de raíces de plantas tratadas con las diluciones más altas del extracto comparadas con el testigo y el tratamiento 25% (Figura 3A y 3B).

El aumento en el peso fresco y peso seco de las plantas regadas con las diluciones más bajas de los extractos, podría deberse a las propiedades horméticas que presenta el residuo agrícola de la caña de azúcar (Viator *et al.*, 2006). La hormesis es una forma de alelopatía en la cual las concentraciones subinhibitorias de algunas sustancias fitotóxicas ejercen un efecto estimulante sobre un determinado organismo (Southman & Ehrlich, 1943; Thiamann, 1956).

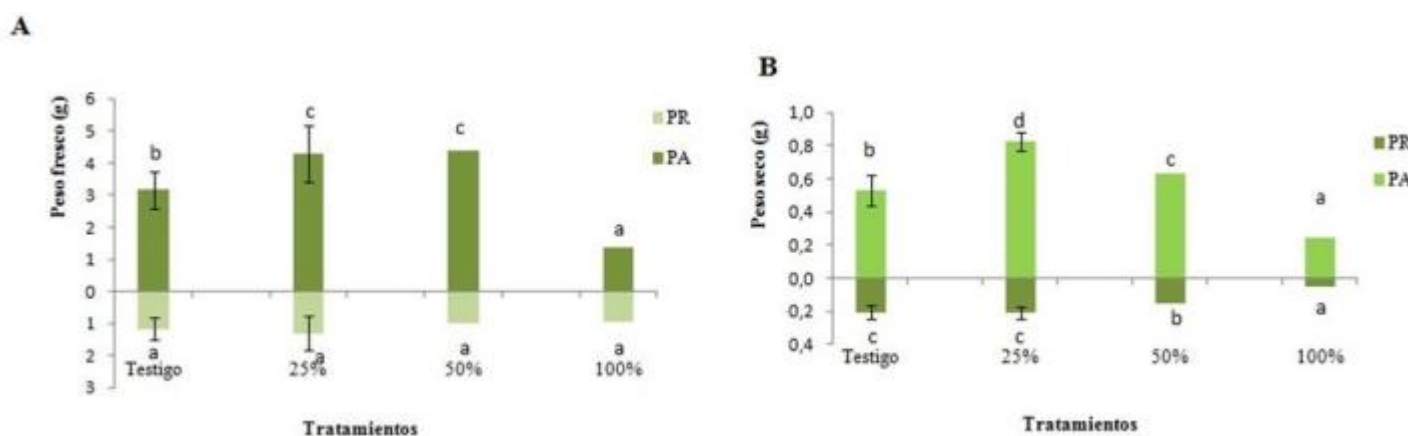


Figura 3: Peso fresco (A) y seco (B) de las plantas para los diferentes tratamientos a los 30 días después de la siembra. Letras distintas representan valores estadísticamente diferentes (Análisis de ANOVA con la Prueba LSD, $p < 0,10$).



CONCLUSIONES

Los datos obtenidos en este trabajo indican que el extracto acuoso obtenido a partir del residuo agrícola de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC), presenta compuestos capaces de modificar el crecimiento de *Thitonia tubaeformis* en función de sus concentraciones, bajo condiciones de luz natural y temperatura ambiente, sin modificar la germinación de la semilla. Se observó que el extracto acuoso puro, presentó un efecto de fitotoxicidad que afectó significativamente el crecimiento de *Thitonia tubaeformis*; indicando un efecto alelopático del RAC de la caña de azúcar sobre esta maleza. Por el contrario, las diluciones más bajas de los extractos estimularon el crecimiento de esta especie, posiblemente debido a un efecto hormético.

BIBLIOGRAFÍA

- Digonzelli, P; E Romero; L Alonso; J Fernández de Ullivarri; H Rojas Quinteros; J Scandaliaris & S Fajre. 2011 a. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part I: Sugar cane harvest residue (trash) decomposition dynamics. RIAT 88(1): 1-12.
- Digonzelli, P; MJ Tonatto; ER Romero; A Sanzano; J Fernández de Ullivarri; J Giardina & J Scandaliaris. 2011. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part II: soil water and thermal regime, stalks population dynamics and sugarcane production. RIAT 88(2): 1-10.
- Digonzelli, P; J Fernández de Ullivarri; ML Tortora; M Medina & MF Leggio Neme. 2016. Evaluación de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) en Tucumán, Argentina. Rvta. ATAM 29 (2): 1-10.
- Robertson, FA. 2003. Sugarcane trash management: consequences for soil carbon and nitrogen. Final Report to the CRC for Sustainable Sugar Production. CRC for Sustainable Sugar Production, Townsville, Australia. 38.
- Romero, ER; J Scandaliaris; PA Digonzelli; L Alonso; F Leggio Neme; J Giardina; S Casen; J Tonatto & J Fernández de Ullivarri. 2009. Effect of variety and cane yield on sugarcane potential trash. RIAT 86 (1): 9-13.
- Sampietro, DA & MA Vattuone. 2006. Nature of the interference mechanism of sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) straw. Plant Soil, 280: 157-169.
- Sanzano, GA.; FA Sosa; CF Hernández; M Morandini; H Rojas Quinteros; JI Romero & PA Digonzelli. 2009. Evaluación de la erosión hídrica en caña de azúcar con y sin cobertura de maloja. Avance Agroindustrial 30(3): 16-18.
- Southman, CM & J Ehrlich. 1943. Effects of extract of western redcedar hardwoods on certain wood-decaying fungi in culture. Phytopathology 33:517-524.
- Tester, M & C Morris. 1987. The penetration of light through soil. Plant, Cell and Environment 10: 281-286.
- Thiamann, K.V. 1956. Promotion and inhibition: Twin themes in physiology. Am. Nat. 40:145-162.
- Tortora, ML; L Vera; N Grellet Naval; J Fernández de Ullivarri; P Digonzelli & ER Romero. 2013. Effect of sugar cane trash blanketing on the development of microorganisms of agronomic and environmental interest. RIAT 90 (1): 61-68.
- Viator, R.P; RM Johnson; CC Grim & EP Richard. 2006. Allelopathic, autotoxic, and hermetic effects of postharvest sugarcane residue. American Society of Agronomy, Journal article no 98: 1526-1531.



C6P25. EFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE EL FLUJO DE ÓXIDO NITROSO EN EL CHACO SUBHÚMEDO

Osinaga, Natalia¹; Álvarez, Carina^{2*} y Taboada, Miguel^{1,3}.

¹CONICET. ²Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453. CABA. Argentina. ³Instituto de Suelos, CIRN, INTA. alvarezc@agro.uba.ar

RESUMEN

El óxido nitroso (N_2O) es el principal gas que contribuye al efecto invernadero desde la agricultura y posee un poder de calentamiento global 310 veces mayor que el dióxido de carbono (CO_2). El objetivo fue evaluar el impacto del cambio del uso de la tierra sobre las emisiones de N_2O en el Este de Santiago del Estero perteneciente a la región natural Chaco subhúmedo. Se seleccionaron sitios con situaciones que representan el tipo de uso más común en la región: monte, situaciones bajo cultivo de soja en cabecera (mayor compactación) y centro de lote (menor compactación) y pasturas de *Megathyrus Maximus* ($n=3$). La extracción de gas se realizó en tres momentos: 3/2016, 4/2016 y 8/2016 y se extrajeron muestras de suelo de los primeros 10 cm para determinar densidad aparente (Dap), carbono orgánico total (CT), carbono orgánico particulado (COP), nitratos y espacio poroso saturado con agua (EPSA). Para los lotes agrícolas tanto en cabecera como centro de lote las emisiones fueron bajas en los dos primeros muestreos ($1,1 - 2,3 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), en agosto los valores fueron negativos ($-3,5 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). En las pasturas la emisión fue alta al inicio ($20 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y final del muestreo ($12 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), en abril la tasa de emisión fue similar a la de los lotes agrícolas ($1,6 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). El monte presenta el flujo de N_2O más alto durante todo el periodo $13 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en marzo, $10,5 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en abril y $20,2 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en agosto. Existe una relación positiva entre el flujo de N_2O y los contenidos de nitratos, COP, CT. La mayor parte de la variabilidad fue explicada por los nitratos del suelo ($r^2=0,43$). Las propiedades físicas (EPSA y Dap) no presentaron correlación con la tasa de emisión.

Palabras claves: Gases de efecto invernadero, pasturas, siembra directa

INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso (N_2O) absorbe radiación infrarroja de la atmósfera contribuyendo al efecto invernadero junto con otros gases como el CO_2 , CH_4 , CFC, O_3 y H_2O (Solomon *et al.*, 2007). La particularidad del N_2O radica en que tiene 310 veces mayor potencial de calentamiento global que el CO_2 y es mucho más estable en la atmósfera (IPCC, 2006), por eso es actualmente responsable del 5 % de calentamiento global (Ravishankara *et al.*, 2009). El suelo contribuye en un 60% de las emisiones globales, por eso es reconocido como la principal fuente de N_2O atmosférico (Ehhalt *et al.*, 2001). Las emisiones son máximas cuando éste tiene el 65-80% del espacio poroso lleno de agua, es decir cuando se encuentra en un estado intermedio entre aeróbico y anaeróbico (Dalal *et al.*, 2003) ya que intervienen procesos de nitrificación y desnitrificación simultáneo mediados por microorganismos (Butterbach-Bahl *et al.*, 2013). Estos factores están influenciados a su vez por la textura, drenaje y densidad aparente del suelo, por las condiciones climáticas de la región y las prácticas culturales (Flechard *et al.*, 2007). En el Chaco Subhúmedo específicamente en el Este de la provincia de Santiago del Estero se ha demostrado como el cambio del uso de la tierra afecta negativamente las propiedades físicas y los stocks de carbono del suelo hasta el metro de profundidad (Osinaga *et al.*, 2016). En esta región desde fines de la década del '70 se viene dando un avance de la frontera agropecuaria sobre los bosques nativos, para realizar principalmente cultivos extensivos (soja, maíz, algodón) y pasturas para la producción ganadera. En la región solo existen parches de bosque original. No existe información sobre las emisiones de GEI en bosques como los de la zona. Los objetivos del trabajo fueron: 1- Cuantificar las emisiones de óxido nitroso bajo diferentes usos de suelo (monte, pastura, centro y cabecera de lotes agrícolas) y 2- Determinar cuáles fueron las variables edáficas que mejor explican la variabilidad de las emisiones medidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en lotes de establecimientos del este del Departamento Moreno de la provincia de Santiago del Estero. Este área se encuentra dentro de la región natural Chaco subhúmedo y ocupa una franja meridional que bordea el límite Este del Chaco semiárido (Vargas Gil, 1988). Las precipitaciones anuales varían de 700 mm a 1000



mm. La temperatura media anual es de 21°C. Los suelos más representativos son los Haplustoles y Argiustoles (Vargas Gil, 1988).

Se seleccionaron sitios con situaciones que representan el tipo de uso más común en la región en la localidades de Quimilí (27°33'48''S – 62°23'06''O) y Roversi (27°41'13''S – 61°56'10''O): monte (cortinas forestales), situaciones bajo cultivo de soja en cabecera (mayor compactación; Soja C) y centro de lote (menor compactación, Soja NC) y pasturas de *Megathyrsus maximus* (*Panicum maximun* cv. *Gatton*). Se evaluaron tres situaciones independientes de cada uso del suelo. Los suelos poseen una textura superficial predominante franca a franco arcillo limosa y sub-superficial franco arcillo limosa a arcillo limosa. En las cortinas forestales la estructura del suelo es granular en superficie, en los lotes agrícolas predomina estructura laminar en la cabecera de los mismos y pequeños bloques subangulares en el centro del lote. En los suelos de las pasturas la estructura superficial intercala entre laminar y granular. El lote agrícola se maneja bajo siembra directa con una rotación de soja-maíz desde hace 15 años, no se realizó ningún tipo de fertilización. Las pasturas son megatérmicas perennes y en ellas tampoco se aplicó fertilizante.

Determinación de la emisión de N₂O y propiedades edáficas

Se determinaron las emisiones de óxido nitroso utilizando cámaras estáticas con ventilación siguiendo las recomendaciones del protocolo GRACEnet, Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol (2010), Rochette & Bertrand (2007) y de Livingston & Hutchinson (1995), en la etapa fenológica R4 (3 de marzo 2016), R8 (26 de Abril de 2016) del cultivo de soja y luego de la cosecha (10 de agosto de 2016). En las mismas fechas de muestreo, se realizaron las determinaciones en el monte y en la pastura. El óxido nitroso se analizará a través de cromatografía. Durante las mediciones se registraron la temperatura del suelo a 10cm y la temperatura del aire. A la par se tomaron muestras de suelo de los primeros 10 cm para determinar la concentración de N-NO₃⁻ por colorimetría (Keeney & Nelson, 1982), el contenido hídrico gravimétrico (CHG), densidad aparente (Dap) por el método del cilindro (Blake, 1965), carbono orgánico (CT) por combustión húmeda con el método de Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1996), y CO particulado (COP) (53µm-2000µm) (Cambardella & Elliot, 1992). A partir de los valores de Dap y CHG se calculó el espacio poroso saturado de agua (EPSA).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de regresión lineal utilizando los tres puntos de cada muestreo, tomando como variable independiente el tiempo de emisión del N₂O desde el suelo hacia la atmósfera (0, 20 y 30 minutos) y como variable dependiente la concentración de N₂O dentro del vial en ppb. Cuando el R² de la regresión lineal fue mayor que 0,7, se consideró que la pendiente de la función representó la tasa de emisión de N₂O. Cuando el R² fue menor que 0,7, el flujo de N₂O en el intervalo fue considerado cero. Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) entre rectas y para las propiedades edáficas medidas (Dap, CT y COP). También se realizaron análisis de correlación entre las variables estudiadas a través del coeficiente Pearson y se aplicaron herramientas de análisis multivariado, identificando componentes principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Dap fue menor en la situación de monte (0,82 g cm⁻³). Las pasturas junto con los lotes agrícolas presentaron valores superiores debido al tránsito animal y de la maquinaria. En este caso la cabecera del lote presentó un valor promedio de 1,13 g cm⁻³, seguido por las pasturas (1,08 g cm⁻³) y luego por el centro del lote (1,01 g cm⁻³) (Tabla 1). Los valores de CT y COP, al igual que los de Dap, también siguieron patrones similares a los encontrados por Osinaga *et al.*, (2016) en el área de estudio. La cortina forestal presentó una elevada concentración de CT y COP (38,7 g kg⁻¹ y 26,3 g kg⁻¹ respectivamente). Por el uso agrícola o ganadero del suelo el CT se redujo en un 50 % (19 g kg⁻¹). Lo mismo ocurre con el COP, en pasturas se redujo un 59% (10,7 g kg⁻¹) y en los lotes agrícolas un 79% (5,5 g kg⁻¹) (Tabla 1)

Tabla 1: Densidad aparente (Dap), carbono orgánico total (CT) y carbono orgánico particulado (COP) de 0-10 cm para diferentes usos de suelo: Monte, pastura, cabecera de lote con soja no compactado (Soja NC) y centro de lote compactado (Soja C). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$)

	Dap (g cm^{-3})	CT (g kg^{-1})	COP (g kg^{-1})
Monte	0,82 d	38,7 a	26,3 a
Pastura	1,08 b	21,0 b	10,7 b
Soja NC	1,01 c	18,5 c	5,3 c
Soja C	1,13 a	20,0 b	5,8 c

En la Fig. 1 se presentan los flujos de N_2O para las cuatro situaciones estudiadas en los tres muestreos realizados. Para los lotes agrícolas tanto en cabecera como centro de lote las emisiones fueron bajas en los dos primeros muestreos ($1,1 - 2,3 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), en agosto los valores fueron negativos ($-3,5 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) es decir que existió una absorción de N_2O por el suelo (Soane y Van Ouwerkerk, 1995). En las pasturas la emisión fue alta en el primer ($20 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y último muestreo ($12 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), en abril la tasa de emisión fue similar a la de los lotes agrícola ($1,6 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). El monte presentó el flujo de N_2O más alto durante todo el periodo $13 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en marzo, $10,5 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en abril y $20,2 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en agosto, aunque estadísticamente en Abril no se diferencia del resto de las situaciones por su alta variabilidad.

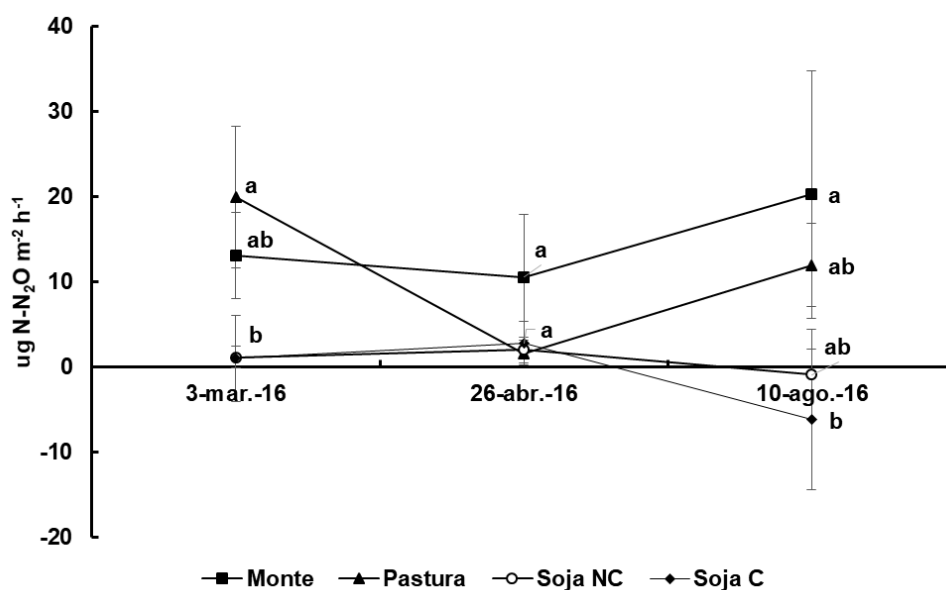


Figura 1: Emisión de N_2O para las 4 situaciones estudiadas durante el periodo de muestreo: Monte, pastura, cabecera de lote con soja no compactado (Soja NC) y centro de lote compactado (Soja C). Las barras verticales representan el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Durante el periodo de estudio, la tasa de emisión de N_2O varió entre $-3,7$ y $126,4 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para el monte, entre 0 y $76,1 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para la pastura, entre $-29,4$ y $32 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para la cabecera del lote con soja y entre -71 y $36,4 \text{ ugN-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para el centro del lote. A través de análisis de correlación con el coeficiente de Pearson (Tabla 2) se observó una relación positiva y significativa entre el flujo de N_2O y los contenidos de nitratos, COP, CT, temperatura del suelo y temperatura del suelo. La mayor parte de la variabilidad fue explicada por los nitratos del suelo ($r^2=0.43$), con el cual se ajustó una función cuadrática a la relación (Fig. 2).

Tabla 2. Correlación entre el flujo de N_2O y las distintas variables medidas: Nitratos ($N-NO_3^-$), carbono particulado (COP); temperatura del aire, carbono orgánico total (CT), temperatura del suelo, densidad aparente (Dap) y espacio poroso saturado con agua (EPSA)

	$ugN\ m^{-2}\ h^{-1}$	
	Pearson	p-valor
$N-NO_3^-$ ($mg\ kg^{-1}$)	0,56	<0,05
COP ($g\ kg^{-1}$)	0,26	<0,05
T° Aire ($^{\circ}C$)	0,25	<0,05
CT ($Mg\ ha^{-1}$)	0,24	<0,05
T° Suelo ($^{\circ}C$)	0,2	<0,05
Dap ($g\ cm^{-3}$)	-0,15	ns
EPSA (%)	-0,12	ns

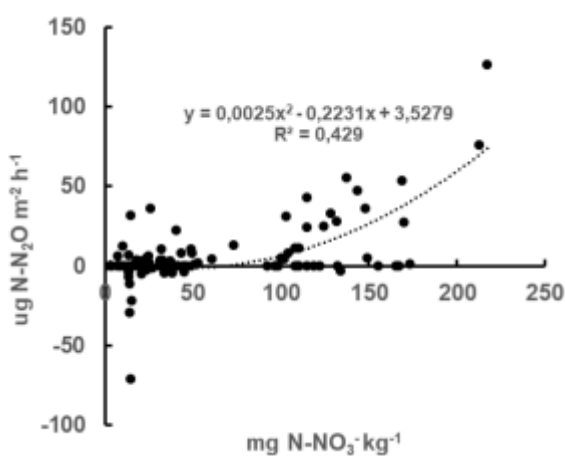


Figura 2: Relación entre la emisión de óxido nitroso en función de la concentración de nitrógeno en forma de nitrato.

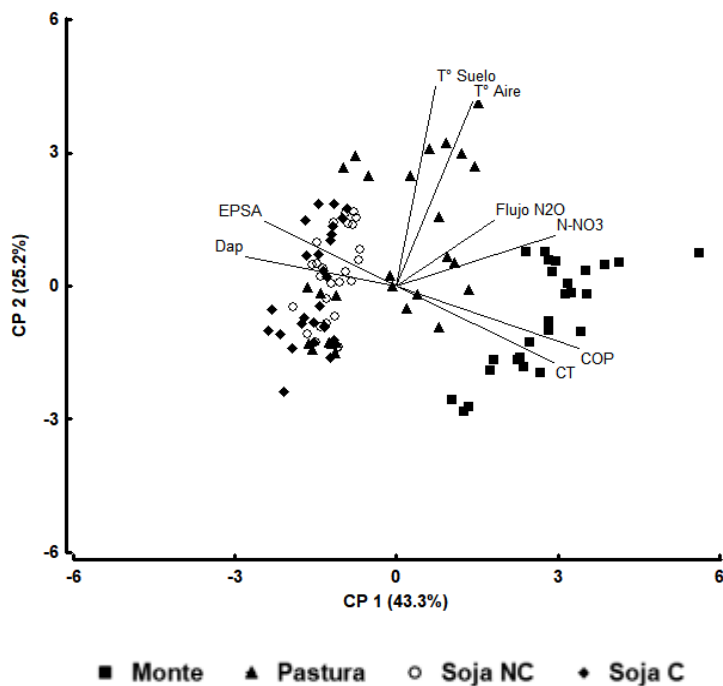


Figura 3. Gráfico de componentes principales. Los vectores indican el peso relativo de cada variable en cada eje. Densidad aparente (Dap); carbono orgánico del suelo (CT), carbono particulado (COP), espacio poroso saturado de agua (EPSA), temperatura del suelo, temperatura del agua, nitratos ($N-NO_3$) y flujo de N_2O



El análisis de componentes principales considerando todas las variables estudiadas se presenta en la Figura 3. El 68% de la variación entre las diferentes situaciones se explicó con los dos primeros componentes principales. El primer componente explica el 43% de la variación, en este eje posee peso positivo el flujo de N_2O , los nitratos, el COP y CT, y es contrabalanceado por el EPSA y la Dap. Los puntos correspondientes al monte se encuentran del lado positivo y los sitios agrícolas del lado negativo. La pastura se encuentra en una situación intermedia.

CONCLUSIONES

Las emisiones de N_2O más altas durante todo el periodo de muestreo correspondieron al monte, coincidente con el elevado contenido de nitratos y carbono del suelo, a pesar que su EPSA fue bajo debido a la elevada evapotranspiración producida por su vegetación. Esta misma al tener en su composición especies de la familia Fabaceas puede explicar los altos valores de nitrógeno en forma de nitratos en el suelo. El lote agrícola con cultivo de soja presentó valores muy bajos de emisión aun teniendo elevados valores de EPSA. La compactación no mostró impactar sobre las emisiones de óxido nitroso. La relación entre las propiedades físicas (EPSA y Dap) y la emisión no fue significativa. La pastura presentó valores intermedios de emisión. Emiten más que los lotes agrícolas con soja, pero menos los bosques. La relación más importante observada fue entre el flujo de N_2O y los niveles de nitratos del suelo, este explica casi la mitad de la variación existente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación a la Universidad de Buenos Aires (UBACYT, 20020130100274BA. Programación 2014-17). Se agradece al Sr. Juan Pablo Miretti y a la familia Huber por la disposición de los lotes donde se llevó a cabo la experimentación.

BIBLIOGRAFÍA

- Butterbach-Bahl K; EM Baggs; M Dannenmann; R Kiese & S Zechmeister-Bolternetern. 2013. Nitrous oxide emission from soils: How well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society, Biological Sciences*, 368. doi: 10.1098/rstb.2013.0112
- Dalal, RC; W Wang; PG Robertson & WJ Parton. 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: A review. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 165–195.
- Ehhalt, D; M Prather; F Dentener; R Derwent; E Dlugokencky; E Holland;...M Wang. 2001. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, K. Dai, C. A. Johnson (Eds.), *Climate Change 2001: The Scientific Basis* (pp. 239–288). New York, USA: Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.
- Flechard, CR; P Ambus; U Skiba; RM Rees, R; A Hensen; A van Amstel; AvdPDasselaar; JF Soussana; M Jones; J Clifton-Brown; ARaschi; L Horvath; A Neftel; M Jocher; C Ammann; JLeifeld; J Fuhrer; P Calanca; EThalman; KPilegaard; C Di Marco; C Campbell; ENemitz; KJ Hargreaves; PE Levy; BC Ball; SK Jones; WCM van de Bulk; T Groot; MBlom; RDomingues; G Kasper; V Allard; ECeschia; P Cellier; P Laville; C Henault; F Bizouard; MAbdalla; M Williams; SBaronti; F Berretti & B Grosz. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe, *Agric. Ecosyst. Environ.*, 121, 135–152, 2007.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IGES, Hayama.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen in organic forms. Pages 643-698 in A. L. Page et al. , Eds. *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy No. 9*, American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Livingston, GP & GL Hutchinson. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. p. 14-51. In: Matson, P.A.; Harris, R.C., ed. *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. In: Sparks DL, Pages AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME, Eds. *Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis*. Madison: Soil Science Society of America 1996: pp. 961-1010.
- Organización Meteorológica Mundial. 2017. BOLETÍN DE LA OMM SOBRE LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO: Estado de los gases de efecto invernadero en la atmósfera según las observaciones mundiales realizadas en 2016. ISSN 2078-0818



- Osinaga, N; CR Alvarez; G Suvar & M Taboada. 2016. ¿Cómo influye la agriculturización en los stocks de carbono en el Chaco Subhúmedo? XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Ravishankara, AR; JS Daniel & RW Portmann. 2009. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century, *Science*, 326, 123–125, doi:10.1126/science.1176985.
- Rochette, P & Bertrand N. 2007. Soil-surface gas emissions. p. 851-861. In: Carter, M.; Gregorich, E.G., eds. *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Solomon, S; D Qin; M Manning; Z Chen; M Marquis; KB Averyt; M Tignor & HL Miller. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Vargas Gil JR & AE Varano. 1988. Suelos y Vegetación. En Casas RR (Coord.) *Desmonte y habilitación de tierras en la Región Chaqueña Semiárida. Red de Cooperación Técnica en Uso de los Recursos Naturales de la Región Chaqueña Semiárida de Argentina - Bolivia - Paraguay*. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. Pp.: 22-31.
- Whitehead, D. C. (1995), *Grassland Nitrogen*, 397 pp., CAB Int., Wallingford, UK



C6P26. EMISIONES INVERNALES Y ESTIVALES DE ÓXIDO NITROSO EN NATRACUOLES CON Y SIN PROMOCIÓN DE *LOTUS TENUIS*

Perez, Mónica G.; Cosentino, Vanina R.N.; Romaniuk, R.; Bailleres, Matías; Otondo, José; Alves, Bruno; Taboada, Miguel y Costantini, Alejandro

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Capital Federal. Argentina. INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Suelos. De los Reseros y Nicolás Repetto. S/N. Hurlingham, Buenos Aires, Argentina. mgperez@agro.uba.ar

RESUMEN

La Cuenca del Salado es una importante zona de ganadería bovina a nivel nacional. Es una extensa llanura anegable, dominada por la presencia de suelos hidro-halomórficos pertenecientes a los Grandes Grupos Natracuol y Natracualf. La frecuente elevación de los niveles freáticos, la falta de estructura, dada por la presencia del sodio en el perfil del suelo, y la escasa pendiente, causan que periódicamente, los suelos presenten condiciones de saturación y anegamiento donde se puede originar un ambiente favorable para la emisión de óxido nitroso (N_2O). El N_2O es uno de los principales gases de efecto invernadero y tiene a su vez, un efecto químico sumamente perjudicial sobre la capa de ozono. Siendo la temperatura, humedad y concentración de nitratos, las principales variables del suelo que regulan la emisión de ese gas, se espera que las emisiones se modifiquen con las estaciones del año, según los factores reguladores cambien su magnitud y la forma en la que se combinan. En la Depresión del Salado, con el fin de mejorar la oferta forrajera, se realizan experiencias en la promoción de especies naturalizadas primavera - estivales que mejoran la calidad del forraje, como el *Lotus tenuis*. El objetivo de este trabajo fue estudiar las emisiones acumuladas de N_2O durante parte del periodo estival e invernal para suelos con y sin promoción de *Lotus tenuis*. Para tal fin, se realizó un ensayo en la chacra experimental Manantiales, en Chascomús. Allí se trabajó con dos situaciones de estudio: en una de ellas se realiza la práctica de promoción de *Lotus tenuis*. La otra situación de estudio es un pastizal con predominio de gramíneas forrajeras naturalizadas, similar al anterior, en el que no se lleva a cabo dicha práctica. Se realizaron dos muestreos de emisiones de N_2O de 21 días de duración cada uno, uno durante el invierno (con temperaturas mínimas del suelo de 4°C y máximas de 14.5°C, y 15 mm de precipitación ocurrida) y otro en el verano (con temperaturas de suelo mínimas de 20°C y máximas de 25°C, y 116 mm de precipitación ocurrida). Para la toma de muestras de gases, se utilizó el método de la cámara estática cerrada. La concentración de N_2O se determinó mediante cromatógrafo de gases en el laboratorio de EMBRAPA Agrobiología, Brasil. Se observó que las emisiones acumuladas de N_2O durante el verano son significativamente mayores a las del invierno, para las dos situaciones de estudio. Esto se relaciona con las altas precipitaciones ocurridas en el periodo estival, que sumadas a la temperatura generaron el ambiente propicio para emitir más N_2O . Entre la promoción de *Lotus* y el pastizal naturalizado no se han encontrado diferencias significativas en ninguna de las dos estaciones. Sin embargo, el pastizal sin promoción de *Lotus* presenta una mayor variabilidad de los datos, posiblemente atribuible a la mayor heterogeneidad del tapiz vegetal en el lote, con respecto al que presenta promoción de *Lotus tenuis*.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, promoción de leguminosas forrajeras, emisión acumulada



C6P27. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN SUELOS CON AGREGADO DE EXCRETAS BOVINAS EN CONDICIONES AMBIENTALES CONTRASTANTES

Perez, Mónica G.; Cosentino, Vanina. R.N.; Romaniuk, Romina.; Bailleres, Matías; Otondo, José; Alves, Bruno; Taboada, Miguel y Costantini, Alejandro

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Capital Federal. Argentina. INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Suelos. De los Reseros y Nicolás Repetto. S/N. Hurlingham, Buenos Aires, Argentina. mgperez@agro.uba.ar

RESUMEN

El N_2O óxido nitroso es uno de los principales gases de efecto invernadero, y se produce de forma natural en los suelos como producto secundario de la nitrificación y la desnitrificación. En Argentina, se estimó en 2015, que el sector agropecuario genera el 95,2% de las emisiones de óxido nitroso, de las cuales el 31,1 % provienen de excretas animales en sistemas pastoriles. A pesar de la importancia que representa contar con valores propios de emisiones, son pocos los trabajos que hay en la literatura local para sistemas ganaderos. El Panel Intergubernamental sobre Cambio climático (IPCC) es el organismo encargado de la estimación de factores de emisión, que permitan a los países realizar sus propios inventarios de gases de efecto invernadero. Para el caso del óxido nitroso proveniente de excretas el IPCC considera, un factor de emisión de 2% independientemente de que se trate de orina o heces. El objetivo de este trabajo fue estudiar la emisión de N_2O de las excretas bovinas durante dos estaciones del año con condiciones contrastantes. Para ello, se llevaron a cabo dos muestreos de N_2O en la Chacra Experimental Manantiales, ubicada en el partido de Chascomús. Se trabajó sobre un suelo Natracuol, con pastizal naturalizado con predominio de gramíneas forrajeras. Uno de los muestreos fue llevado a cabo en invierno, con muy bajas temperaturas y bajas precipitaciones, y el otro en verano con altas temperaturas y precipitaciones. La duración de ambos muestreos fue de 21 días. En el primer día, se realizó la aplicación de excretas en el suelo. Los tratamientos fueron heces, orina y sin agregado de excreta. Para la toma de muestras de N_2O , se utilizó el método de la cámara estática cerrada. La concentración de N_2O en cada vial, fue determinada mediante el análisis en cromatógrafo de gases en el laboratorio de EMBRAPA Agrobiología, en Brasil. Se observó que las emisiones fueron mayores en los tratamientos con excreta durante el verano, posiblemente por las altas temperaturas y las precipitaciones ocurridas. Sin embargo, los tratamientos con orina, mostraron, en invierno picos de emisión luego de los eventos de lluvia hasta cuatro veces mayores que las heces y el suelo sin excreta. En el verano estos picos de emisión de la orina fueron hasta un orden de magnitud mayores que el resto de los tratamientos. Se sugiere que la causa de este fenómeno es la presencia de altos contenidos de nitrógeno, que aporta la orina al suelo. Este nitrógeno ingresa como urea, pero queda disponible como nitrógeno mineral en un plazo muy corto luego de la aplicación. Esto, sumado las altas temperaturas y precipitaciones sucedidas en el verano, favoreció estos picos de emisión de hasta $500 \mu gN-N_2O m^{-2} h^{-1}$. Este avance en el estudio de las emisiones fortalece la idea de que la desagregación en la medición y estimación de emisiones de N_2O provenientes de heces y orina sería recomendable para mejorar la precisión de las estimaciones nacionales.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, orina, heces



C6P28. EMISIONES DE N_2O PROVENIENTES DE DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS Y SU RELACIÓN CON LOS FACTORES AMBIENTALES

Petrasek, Marcos R. y Bonvecchi, Virginia E.

Universidad Nacional de Lujan. Departamento de Tecnología. Edafología. Ruta Nacional 5 y Av. Constitución.
marcos_petrasek@hotmail.com

RESUMEN

El cambio en el uso del suelo y el avance de la agricultura son los principales procesos responsables del incremento de la concentración de óxido nítrico (N_2O) en la atmósfera los últimos 20 años ($0,73 \text{ ppb.año}^{-1}$). Este aumento, generó gran preocupación en los países debido a la potencialidad del N_2O para destruir la capa de ozono, a su alta capacidad calorífica y el tiempo de residencia en la atmósfera. En el suelo, este gas es producido principalmente por los procesos de nitrificación y desnitrificación. Estos procesos son regulados por factores como: la temperatura, el contenido hídrico, la disponibilidad de nitrógeno mineral y de compuestos orgánicos lábiles. A partir de considerar las principales rotaciones de cultivos en la región pampeana, se consideró muy importante poder establecer a campo valores de emisiones de óxido nítrico y su relación con los factores que la regulan. El objetivo de este estudio fue evaluar la tasa de emisión de N_2O proveniente de diferentes manejos agrícolas y determinar su relación con los factores que la controlan. Para llevar adelante este objetivo se realizaron ensayos a campo durante los años -2013/14- y -2014/15- con tres tratamientos: -pastizal natural, -cultivo de maíz- y -cultivo de soja. Los dos cultivos de cosecha se realizaron bajo el sistema de siembra directa. Las muestras de N_2O se tomaron mensualmente durante el ciclo del cultivo y el período de barbecho, utilizando cámaras estáticas con ventilación. Simultáneamente se tomaron muestras de suelo (0-10cm) para determinar porcentaje de poros llenos de agua (WFPS), temperatura, amonio y nitratos. Las determinaciones del gas se realizaron con cromatógrafo en fase gaseosa. Los datos fueron analizados mediante modelos lineales generalizados de efectos mixtos. A pesar de que la condición ambiental (temperatura y precipitación) fue diferente en las dos campañas, los flujos de emisiones en el pastizal natural ($14,83 \mu\text{gN-N}_2\text{O/m}^2.\text{h}$) presentaron valores bajos y análogos. Durante el primer año, los picos de emisiones se presentaron en el cultivo de soja con un promedio de $21,09 \mu\text{gN-N}_2\text{O/m}^2.\text{h}$ y durante el segundo año, el maíz fue el responsable de los mayores flujos de emisión ($67,81 \mu\text{gN-N}_2\text{O/m}^2.\text{h}$), superando significativamente los flujos emitidos por el pastizal natural y la soja ($p < 0,05$). Las emisiones provenientes del pastizal natural presentaron una relación negativa con el contenido hídrico del suelo, el primer año, y una relación positiva con la temperatura del suelo durante el segundo año. En el cultivo de maíz, se observó para el primer año una relación positiva solamente con el WFPS, cuando este valor superaba el 50%. Sin embargo, en el segundo año las emisiones se relacionaron con el contenido de nitratos, con el WFPS y con la temperatura. Si bien, en el cultivo de soja, no se encontró una relación significativa con el contenido de nitratos del suelo, las emisiones mostraron un importante incremento durante su senescencia durante los dos años.

Palabras clave: Emisiones, óxido nítrico, cultivos agrícolas



C6P29. MATERIALES PARENTALES DE LOS SUELOS Y SU RELACIÓN CON FLUOROSIS E HIDROARSENISMO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS. TUCUMÁN

Puchulu, María Elena; Falcón, Carlos; Pary, Juan P.; Heilbron, Constanza; Alderete, Mayra; Lobo, Miguel; Ovejero Ramona y Marcial, Enzo.

Facultad de Ciencias Naturales e IML., Universidad Nacional de Tucumán. Miguel Lillo 205. San Miguel de Tucumán. Argentina.
marile@csnat.unt.edu.ar

RESUMEN

El análisis mineralógico de las arenas muy finas de los suelos son de gran utilidad en estudios de génesis de suelos debido a que aportan información sobre su origen, evolución, grado de alteración etc. pero además permiten inferir el origen del Arsénico y del Fluoruro en las aguas subterráneas freáticas, provenientes de la meteorización de los componentes principales de materiales parentales loésicos, como son vidrio volcánico, minerales y fragmentos líticos volcánicos y presencia de óxidos. Actualmente se ha reconocido que el Arsénico (As) y el Fluoruro (F) son los principales contaminantes inorgánicos presentes en el agua de bebida que han ocasionado daño a la salud a nivel mundial, resultando tóxicos para la salud humana cuando alcanza determinados valores. El principal problema ocasionado por la ingesta de arsénico durante largos períodos de tiempo es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE), mientras que el consumo de agua con elevadas concentraciones de flúor ocasiona problemas de salud como fluorosis dental y ósea, además de favorecer enfermedades renales y cáncer. Estos elementos frecuentemente se encuentran juntos en diversas unidades geológicas y edáficas por donde circula el agua subterránea. Por ese motivo el objetivo de este trabajo fue determinar la relación existente entre los materiales parentales de los suelos y la presencia de arsénico y fluoruro en aguas subterráneas freáticas a través del análisis del agua y de la mineralogía de los materiales parentales de los suelos, tanto en el este como en el noreste de la provincia de Tucumán. Esto llevó a comprobar una relación positiva entre la presencia de vidrio volcánico existentes en los suelos y la contaminación de las aguas freáticas, principal fuente de abastecimiento humano en muchos hogares de esta región.

Palabras clave: contaminación, mineralogía

INTRODUCCIÓN

El análisis mineralógico de las arenas muy finas de los suelos son de utilidad en estudios de génesis debido a que aportan información acerca de los materiales parentales, presencia de discontinuidades litológicas, presencia de paleosuelos, procedencia de minerales, grado de evolución de los suelos, o permiten establecer con mayor precisión, los límites entre diferentes taxones, entre otras tantas utilidades. Indirectamente a través de este análisis se puede inferir la presencia de Arsénico y Fluoruro en las aguas subterráneas como consecuencia de la liberación de estos elementos desde materiales parentales loésicos, cuyos componentes principales son el vidrio volcánico, cenizas, minerales y fragmentos líticos volcánicos, así como también la presencia de óxidos, entre otros componentes.

El vidrio es un material amorfo que aparece como constituyente mayoritario en los suelos de origen loésico. Es muy inestable, fácilmente meteorizable, se hidrata y al hidratarse se transforma en arcilla o en zeolita. El proceso es la disolución del vidrio volcánico aportando As y elementos trazas (F y OH) en condiciones de pH altos y en presencia de óxidos, por procesos de desorción desde las superficies de éstos. (Nicolli *et al.*, 1989). Otras condiciones que favorecen su aparición en aguas son bajas velocidades de circulación del agua subterránea (flujo restringido con fenómenos de mezcla pobres y falta de homogeneización), sensibilidad a movilizarse a pH preferiblemente altos (7,8- 8,5), ambientes oxidantes y preferentemente aguas del tipo bicarbonatadas sódicas (Smedley *et al.*, 2000).

La principal vía de dispersión del arsénico en el ambiente es el agua; la concentración en aguas naturales es muy variable y depende de las formas de arsénico en el suelo local. Las especies químicas más importantes en aguas naturales son H_3AsO_3 , H_2AsO_4^- y HAsO_4^{2-} , altamente solubles y estables. Los arsenitos son especies más tóxicas y están presentes en ambientes reductores y los arseniatos bajo condiciones oxidantes (Cabrera, & Blarasin, 2001). Es común que los más tóxicos estén en aguas con condiciones anaeróbicas (subterráneas, pozos) y los menos estén en aguas aeróbicas (superficiales).



Actualmente se ha reconocido que el Arsénico (As) y el Fluoruro (F) son los principales contaminantes inorgánicos presentes en el agua de bebida que han ocasionado daño a la salud a nivel mundial. Son compuestos de gran importancia toxicológica y, por lo tanto, de gran impacto ambiental, incluso a muy bajas concentraciones.

El principal problema ocasionado por la ingesta de arsénico presente en el agua durante largos períodos de tiempo, es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE). Los efectos que produce se localizan en lesiones y cáncer de piel, cáncer de vejiga, riñón, hígado y pulmón (Biagini, 1975), mientras que el consumo de agua con elevadas concentraciones de flúor ocasiona problemas de salud como fluorosis dental y ósea, además de favorecer enfermedades renales y cáncer.

Estos problemas afectan fundamentalmente a las provincias de Córdoba, Santiago del Estero, Chaco, Santa Fe, Buenos Aires, Salta, Tucumán, Formosa, San Luis, La Rioja, San Juan, Mendoza, Río Negro y La Pampa. La extensa afectación del territorio argentino, de grado variable pero siempre por sobre las cifras admitidas como normales, genera una población en riesgo de estas patologías (Losano *et al.*, 2007).

Es por eso que el objetivo de este trabajo fue determinar la relación existente entre la mineralogía de los materiales parentales de los suelos y la presencia de arsénico y fluoruro en aguas subterráneas freáticas, a través del análisis de la mineralogía de los materiales parentales de los suelos y del agua freática, tanto en el este como en el noreste de la provincia de Tucumán.

Antecedentes

En la Argentina, si bien hay varias regiones arsenicales, la más afectada es la llanura chaco-pampeana que ocupa el centro y norte del país, adjudicándose el origen natural del arsénico en el agua subterránea a la presencia de ceniza y vidrio volcánico en los sedimentos loésicos de la amplia región (Astolfi *et al.*, 1982; Álvarez, 1985). Teruggi (1957), adjudica como la fuente principal de arsénico en los suelos y agua de la zona pampeana a los sedimentos loésicos con un 30% de vidrio volcánico cuarzo, feldespatos y fragmentos líticos volcánicos, como minerales dominantes. Nicolli *et al.* (1989, 1997), han reportado altos valores de concentración de As en las aguas freáticas de la llanura pampeana, y sobre la base del análisis geoquímico de los sedimentos y las aguas, concluyeron que la fuente principal de As es el vidrio volcánico que está presente en el loess, que cubre toda la llanura.

En Tucumán, García *et al.* (2000) estudiaron la presencia de arsénico en las aguas subterráneas del SE de la provincia de Tucumán, provenientes de la lixiviación de cenizas volcánicas distribuidas en el material loésico que cubre la zona. Las concentraciones de As observadas en las aguas freáticas deben estar regidas por el equilibrio entre las tasas de disolución del vidrio volcánico con alto contenido de arsénico y la eliminación por adsorción o precipitación. También determinaron en los acuíferos confinados, niveles medios de Arsénico, que podrían estar relacionados con anomalías termales producidas por capas basálticas, localizadas a 7 km de profundidad en el sur de la provincia.

En lo que al Fluoruro se refiere, existen diversos estudios acerca de su presencia por la interacción agua/roca en varios acuíferos con diferentes litologías. En estudios realizados en San Luis Potosí, México, se ha detectado que su fuente se encuentra en las rocas volcánicas fracturadas, por lo que durante el movimiento del agua subterránea a través de las fracturas, interacciona con su matriz vítrea y minerales ricos en F como el topacio, con lo que el F⁻ pasa rápidamente a la solución (Ortiz Pérez *et al.*, 2015). En el Partido de Coronel Dorrego, Provincia de Buenos Aires, Nicolli *et al.* (1997), determinaron que la presencia de fluoruro, conjuntamente con otros elementos como As, Bo y Va en aguas freáticas, con valores superiores a los tolerados para el agua potable, podrían tener su origen en cenizas volcánicas intercaladas con sedimentos cuaternarios de la zona. Weinert Seyfarth (2005) determina que el origen natural generalmente como fluoruro de hidrógeno, en su mayoría de origen volcánico, mientras que el antropogénico proviene de desechos industriales, combustibles fósiles, riego con aguas contaminadas y lluvia ácida.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo constó de tres partes:

1.-Tareas de campo: Se tomaron muestras tanto de agua como de sedimentos de diferentes localidades, cercanas unas a otras, en el Dpto. de Burruyacú y por otro lado se hizo lo mismo en la zona de Las Cejas, Dpto. de Cruz Alta, en el límite con la Provincia de Santiago del Estero.

Uno de los puntos muestreados fue en Villa Los Britos, Dpto. Burruyacu, debido a que se tiene conocimiento que la población de la zona toma agua de pozo desde hace muchos años y que sufren problemas de fluorosis con distinto grado de severidad.

Se muestreó un pozo de agua somero, sin recubrir y se tomaron muestras de suelo dentro del mismo pozo (Figura 1). Al agua del pozo se hicieron determinaciones in situ (temperatura, pH, conductividad eléctrica y cantidad de sólidos totales) y en laboratorio se la caracterizó fisicoquímicamente y se determinó el contenido de arsénico y fluoruro.



Figura 1: a) vivienda de la familia que toma agua del pozo y está afectada por la enfermedad; b) Toma de muestra de agua de pozo de agua c) toma de muestra del suelo asociado; d) entrevista a una de las familias afectadas y a la odontóloga que determinó la afección a causa de la ingesta del agua contaminada.

Por otro lado se tuvieron en cuenta muestras de aguas freáticas de un pozo en la localidad del Timbón Nuevo, Dpto. de Burruyacu y en dos pozos en el Este de la Provincia cercanos a la localidad de Las Cejas, (Dpto. de Cruz Alta), en la zona de El Palomar.

En cuanto a los materiales parentales de los suelos, se muestreó en la zona del pozo de agua; dos perfiles donde se encontraba expuesto el material loesico, en la zona del Timbón Nuevo, uno de ellos un perfil puramente loésico y el otro una secuencia alternante entre material fino y capas de origen fluvial y finalmente uno en la zona de La Ceja (Figura 2).



Figura 2: Perfiles de suelos analizados. a) Perfil A° Tranquitas, (Zona Timbón Nuevo); b) Perfil La Salina (Zona Timbón Nuevo); c) Perfil Las Cejas. Foto tomada de Pereyra.M A. Tesis de Maestría. Inédito

2.- Tareas de laboratorio: Por un lado se realizó la caracterización físico-química de las aguas freáticas (Tabla 1) y por otro se analizaron las muestras de suelos. Se secaron, molieron y cuartearon las mismas. Luego se caracterizaron: color, textura, pH, conductividad eléctrica (CE) y presencia de carbonatos totales (Tabla 2). Se realizó el tamizado en húmedo (por tamices N° 100, 200 y 250) para recolectar la fracción arena fina y muy fina, las cuales se secaron y guardaron para su análisis microscópico.

3.- Tareas de gabinete: Se realizaron preparados temporales de muestras de granos sueltos (fracción arena fina y muy fina), mediante el uso de portaobjetos especiales y esencia de Mirbana (nitrobenzeno), con el fin de que actúe como medio de contraste. Se caracterizó el material parental mediante descripciones microscópicas por microscopía de polarización, con microscopio petrográfico polarizante de luz transmitida y el conteo de materiales vítreos y opacos.

Se completó el estudio mineralógico mediante el análisis de las muestras con el Microscopio Electrónico de Barrido (MEB) para determinar las características morfológicas de los componentes de las arenas. También se realizaron sobre las mismas un análisis químico cualitativo por medio de Espectrometría de Dispersión de Rayos X (EDS), lo que



permitió reconocer los elementos mayoritarios presentes en las muestras, cabe destacar que el límite de detección del equipo usado para la determinación de As y F⁻ no es el adecuado para las concentraciones presentes en las muestras.

El fundamento del MEB consiste en bombardear la muestra con un haz de electrones para generar una imagen tridimensional de la superficie de la muestra, alcanzando altas magnificaciones de hasta 900000x. Las imágenes han sido obtenidas con el microscopio modelo Zeiss Supra 55VP a partir de la recepción de los electrones retro-dispersados. Esto permite diferenciar la materia a partir de su peso atómico: los elementos de alto peso atómico presentan un color claro, mientras que los elementos de bajo peso atómico presentan un color oscuro, en este estudio los vidrios volcánicos se observan de un color más claro que las arcillas y los óxidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las tareas de campo, determinaciones analíticas y estudio mineralógico, se llegó a los siguientes resultados (Tablas 1 y 2):

Tabla 1: Características del agua de cuatro pozos freáticos.

Muestra	Localidad	Latitud /Longitud	Ca ⁺⁺ mg/l	Mg ⁺⁺ mg/l	Na ⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	CO ₃ ⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l	Cl ⁻ mg/l	STD mg/l	pH	CE μS/cm	F μg/l	As μg/l
1	Flia Sir- Villa Los Brito	26°42'7,6" 65°05'24,9"	79,4	32,2	349,5	75,9	0	668,7	292,9	242,8	1.436	7,58	2.305	1.500	68,5
2	Timbó Nuevo	26°41'43,0" 65°05'03,1"	54,7	26,4	311,3	57,1	0	662,0	981,3	254	1.385	7,59	1.972	1.700	32,5
3	Las Garzas- El Palomar	26°52'59,8" 64°37'34,7"	73,3	4,86	263,2	5,43	0	182,4	422,8	128	1.126	7,68	1.520	407	42,6
4	El Ojito El Palomar	26°53'06,0" 64°35'58,2"	56,5	6,81	236,8	4,98	0	208	353	100	1.012	7,80	1.330	442	18,3

De esta tabla se determina que se trata de aguas bicarbonatadas y sulfatadas sódicas, ligeramente alcalinas y salinas, con altas concentraciones de As y F⁻ con valores muy por arriba de lo permitido para aguas potables, cuya concentración máxima recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y, el Código Alimentario Argentino (C.A.A) es de 10 μg/l para el arsénico y 1.200 μg/l para el fluoruro.

El otro problema es que en condiciones reductoras y alcalinas (pH >8), tanto As (III) como As (V) se mueven rápidamente en el agua, agravando la situación y la población expuesta a altas concentraciones de arsénico tiende a encontrarse también expuesta a elevadas concentraciones de fluoruro.

Tabla 2: Caracterización de los materiales edáficos analizados.

MUESTRAS	COLOR	pH (1:2,5)	C.E. (1:5) (dS/m)	% CO ₃ ⁻	% Arena	% Limo	% Arcilla	Clase Textural
M1 Pozo de agua, Hz Ck	10YR5/3 (s)	7,86	2,98	3,35	46,4	28	25,6	Franco
M2 A° Tranquitas, Hz Ck	10YR4/3 (s)	7,97	1,49	1,56	38	30,4	31,6	Franco Arcilloso
M3 La Salina. Hz Ck	10YR6/3 (s)	9,35	0,86	3,57	43,4	37,4	19,2	Franco
M4 La Salina. Hz 2C	10YR5/3 (s)	8,77	0,14	-----	87,4	5,4	7,2	Areno Franco gravilosa
M5 La Salina. Hz 3Ck	10YR7/3 (s)	10,65	0,98	2,68	42,1	40,7	17,2	Franco
M6 La Salina. Hz 4C	10YR5/3 (s)	9,05	0,12	-----	90,5	6,1	3,4	Arenosa gravilosa
M7 La Salina. Hz 5C	10YR4/2 (s)	9,07	0,14	-----	92	6	2	Arenosa gravilosa
M8 La Salina. Hz 6Ck	10YR8/2 (s)	8,40	0,87	2,23	66,4	18,2	15,4	Franco Arenosa
M9 Las Cejas HZ Ck	10YR6/3 (s)	8,50	0,35	1,0	40	35	26	Franco

Referencias: C.E. (1:5) Conductividad eléctrica en extracto, relación 1:5; CO₃⁻: carbonatos totales

La caracterización de estas muestras indica que se trata de suelos de textura predominantemente franca, salvo las secuencias fluviales, que son más gruesas; pH muy alcalinos presentando ligera salinidad y abundantes carbonatos.

En los análisis de grano suelto se identificaron los minerales y/o litoclastos predominantes en los suelos, haciendo hincapié en la presencia de vidrios volcánicos y en su grado de alteración; así como también en la de óxidos, como una de las causas de la fluorosis e hidro-arsenismo en los suelos y aguas subterráneas. Estos estudios revelaron una mineralogía muy similar en todas las muestras de material fino, con algunas diferencias en entre las fracciones analizadas y con las muestras de las secuencias fluviales.

En general prevalecen en la fracción arena fina: cuarzozos: algunos limpios y otros con inclusiones fluidas (burbujas) e inclusiones de rutilo; plagioclasas límpidas (de origen volcánico), microclino (origen plutónico), epidoto, calcita y fragmentos carbonáticos; hornblenda, biotita, muscovita, turmalina, apatito y opacos. Como material lítico se encuentran fragmentos de rocas piroclásticas y carbonáticas. Moderada cantidad de fiame (fragmentos piroclásticos, de textura fluidal y texturas globosas) y palagonita (variedad de vidrio volcánico).

El porcentaje de vidrio determinado para estas muestras ronda el 20% en la muestra del pozo, el 50% en la muestra del A° Tranquitas y entre un 15 y 20 % en las capas finas del perfil La Salina porcentaje de vidrio determinado para estas muestras ronda el 20% en la muestra del pozo, el 50% en la muestra del A° Tranquitas y entre un 15 y 20 % en las capas finas del perfil La Salina

En la fracción arena muy fina: abundante cantidad de vidrio volcánico, presencia de opacos, calcedonia, cuarzozos, feldespatos, plagioclasas y microclinos. Además de fragmentos de rocas volcánicas y carbonáticas. Como minerales complementarios se encontraron apatito, circón y biotita. (Figura 3).

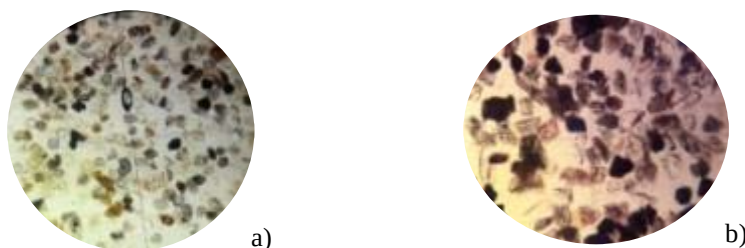


Figura 3: muestra de grano suelto de la mineralogía predominante en a) el perfil del Pozo de agua y b) en el Perfil Tranquitas.

Comparando estas muestras con muestras de la zona de Las Cejas, se comprobó que el contenido de vidrio reconocido microscópicamente en esta última, es mucho mayor (entre un 60 y 70%), lo que demuestra que se trata de un material menos re trabajado y lavado. La composición mineralógica de los sedimentos es similar a las otras, compuestas por abundante cantidad de cuarzozos, plagioclasas, microclino, biotitas verdes y rojizas, cloritas, hornblendas zoneadas, apatito, minerales opacos y fragmentos líticos de diferente composición.

La mayoría de los vidrios volcánicos se caracterizan por presentarse como trizas, placas compactas y haces con estructura fluidal. Algunos son compactos y otros con abundantes vacuolas o canales, muchas veces rellenos de material fino (posiblemente arcilla), que estarían indicando una marcada desvitrificación y distinto grado de alteración. Hay además vidrios de superficies limpias y otros de coloraciones pardas debido a las pátinas de óxidos que los recubren. (Figura 4).

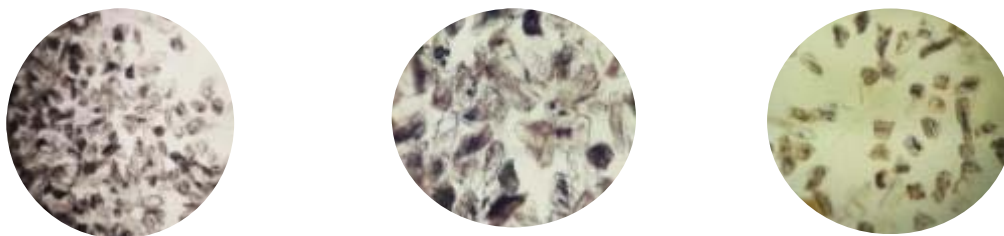


Figura 4: Evidencia de la cantidad y tipos de vidrios identificados en las muestras: haces fibrosos castaños, placas compactas con algunas vacuolas, espuma vítrea vesicular (clasif. De micro texturas tomada de Karlsson & Ayala, 2003).

En la Figura 5 se muestran también los vidrios y sus texturas identificadas al microscopio electrónico de barrido (MEB) y en la Figura 6 se observan los resultados del análisis EDS.

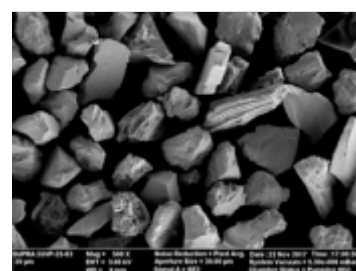
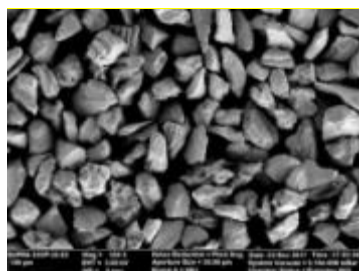
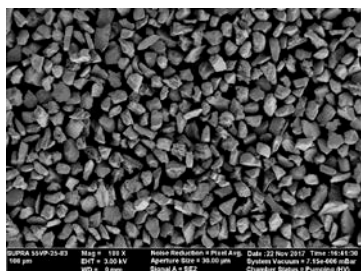
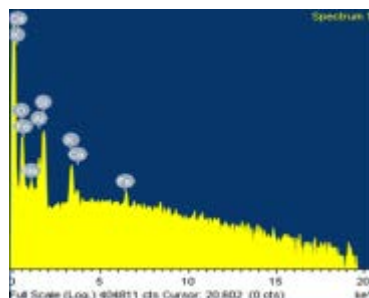
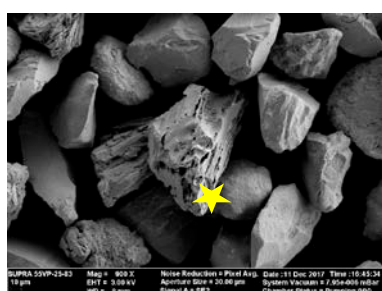


Figura 5: Vista al microscopio electrónico de la textura de los vidrios volcánicos: compactos, haces fibrosos con canaliculos de textura fluidal; espuma vítrea muy vesicular.



Element	Weight%	Atomic%
C K	0.00	0.00
O K	60.17	73.32
Na K	1.25	1.06
Mg K	0.65	0.52
Al K	4.28	3.09
Si K	28.49	19.78
K K	1.74	0.87
Ca K	1.01	0.49
Ti K	0.51	0.21
Fe K	1.90	0.66
Totals	100.00	

Figura 6: Análisis EDS puntual sobre una partícula de vidrio volcánico. De izquierda a derecha: imagen de la partícula de vidrio obtenida con el MEB (la estrella marca el punto donde se realizó el análisis); el espectro de la composición química obtenida y por último la tabla de composición química mayoritaria.

Los resultados obtenidos concuerdan con lo estudiado por los autores antes mencionados, que determinaron que la presencia de estos elementos contaminantes (As y F⁻), podría provenir de la disolución de los materiales vítreos y óxidos presentes en los sedimentos de origen loésicos. Es decir del contacto del agua con los minerales que conforman el acuífero.

La composición química y mineralógica de un sedimento y por ende de un suelo es una consecuencia directa del tipo de roca de origen, donde influyen además otros factores como ser la distancia de transporte y la meteorización química.

Por esa razón en cualquier estudio de suelo es de suma importancia conocer el carácter mineralógico de los materiales originarios de los mismos. Ellos permiten determinar la procedencia, entender la interrelación de diversos factores tales como roca, clima, vegetación y demás procesos físicos- químicos que intervienen en su formación.

CONCLUSIONES

De los análisis realizados en aguas freáticas y sedimentos de las zonas estudiadas se observa una relación directa entre los materiales parentales de los suelos y la presencia de arsénico y fluoruro en las aguas en cantidades por arriba de lo permitido en el código alimentario nacional.

Se determinó que el loess del éste de la Provincia (analizado en la zona de Las Cejas), posee una proporción muy superior de vidrio volcánico, que las otras muestras, por lo que se deduce que se trata de un material más puro.

Finalmente se concluyó que los estudios mineralógicos aportan importante información, que puede ser usada en temas ambientales, como el abarcado en este trabajo y otros de índole similar.



BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, A. 1985. "Arsénico en el agua subterránea en el área cultivada del departamento Lavalle, prov. Mendoza". CRAS (IT-61).
- Astolfi, E; SC Besuschio; JC García Fernández; C Guerra & A Maccagno. 1982. Hidroarsenicismo crónico Regional Endémico. Tall. Gráficos Coop. Gral. Belgrano, Buenos Aires.
- Biagini, RE. 1975. Hidroarsenicismo crónico en la República Argentina. Med. Cut. I.L.A. N° 6- 423-432.
- Cabrera, A & M Blarasín. 2001. Geoquímica del flúor y arsénico en el agua subterránea del sur de Córdoba, Argentina. En: Medina y Carrera (Eds) IGME. Las caras del agua subterránea. Barcelona. 17-25.
- Código Alimentario Argentino. (CAA) Ley n° 18284. Artículo 982°. Actualizado.
- Losano, A; A Pérez & J Vaquero. 2007. Congreso Pampeano del Agua. General Pico - La Pampa. 55-65.
- FAO. OMS-OPS. 2007. "Codex Alimentarius". Ginebra. Actualizado.
- García, MG; DS Fernández & M Hidalgo. 2000. Arsenic in Groundwater of the southeast of Tucumán Province, Argentina. Proceedings of the XXXIAH Congress on Groundwater: Past Achievements and Future Challenges. CAPE TOWN/ SOUTH AFRICA.
- Karlsson & Ayala. 2003. Tipificación mineralogical de tefras asociadas a diferentes sedimentos cuaternarios. II Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología. San Miguel de Tucumán. 111-118.
- Nicolli, HB; JM Suriano; MA Gómez Peral; LH Ferpozzi & OA Baleani. 1989. Groundwater contamination with arsenic and other trace elements in an area of the pampa, Province of Córdoba, Argentina. Environ Geol Water Sci: 14 (1): 3-16.
- Nicolli, HB; PL Smedley & JO Tullio. 1997. Aguas subterráneas con altos contenidos de fluor, arsénico y otros oligoelementos en el norte de la Pcia. de la Pampa: Estudio preliminar. Congreso Internacional sobre aguas, Buenos Aires, 4-8/8/97. III, 40.
- Ortiz-Pérez, MD; M Bocanegra Salazar; LE Landín Rodríguez, LF Alvarado Silva, NA Pelallo Martínez, C Calzada Cisneros, S Carreón Aguiñaga, P Guevara Ruiz & F Díaz-Barriga. 2015. Fluoruro y arsénico en agua en México. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Smedley, P, H Macdonald; H Nicolli; A Barros; J Tullio & J. Pearce. 2000. Arsenic and other quality problems in groundwater from Northern La Pampa Province, Argentina. Nottingham. TR WC/99/36. British Geological Survey.
- Teruggi, M. 1957. The nature and origin of Argentine loess. In: Loess lithology and genesis. Edith. I. Smaley (Ed) London. 195-295 pp.
- Weinert Seyfarth, OR. 2005: Ciencia Ahora. Un elemento Eco sistémico: El Flúor. Edición N° 15. Universidad de Concepción.



C6P30. COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES URBANOS DESTINADO A MEJORAR SUELO EN MEZCLAS CONCENTRADAS Y DILUÍDAS

Ringuelet, Ariel¹; Rollán, A.¹; Koritschner, J.¹ y Blarduni, V.²

¹Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina. ²Ing. Agr. Independiente. aringuel@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

En la Ciudad Universitaria de Córdoba se reciclan los residuos orgánicos del mantenimiento de áreas verdes y de los comedores. Con los primeros se ha realizado en algunos casos un “compostaje pasivo”, sin riego y sin volteo (compost 1). Con los segundos se realiza un proceso controlado de compostaje (riego, volteo y control de temperatura), mezclándolo con residuos de áreas verdes (compost 2). Esta operatoria reduce costos económicos y ambientales, genera productos de valor (sustratos mejoradores de condiciones edáficas) y sirve como material de enseñanza. Se evaluó la calidad química, física, de madurez y estabilidad de los dos productos obtenidos. Los resultados muestran que en los dos casos se obtiene un compost de buena calidad. Ambos poseen bajo contenido salino y valores de pH alcalinos. Las características físicas son similares, excepto la granulometría, más fina en compost 2. De acuerdo a los datos obtenidos y por el mayor control durante el proceso, el compost 2 se considera apto para sustrato, en mezclas de hasta 50%. Respecto al compost 1 podría utilizarse en proporciones más diluidas, como enmienda en suelo, teniendo en cuenta el nivel de control de madurez y de estabilidad que haya tenido cada partida, fundamental para evaluar posible presencia de fitotoxinas.

Palabras clave: Compost, sustratos, enmiendas.

INTRODUCCIÓN

El área metropolitana de Córdoba genera unas 2000 toneladas diarias de residuos, de los cuales se recicla menos del 1%. Se gastan más de 160 millones de pesos por mes en transportarlos hasta el relleno sanitario. En la Ciudad Universitaria de Córdoba, desde el año 2012 se reciclan los residuos orgánicos de las áreas verdes, en el marco del Programa de Gestión de Áreas Verdes (ProGAV). A partir del año 2015 se reciclan residuos húmedos del Comedor Universitario y en 2016 se incluyeron otros comedores del área. Los residuos de poda áreas verdes se trozan con chipeadora. Su destino ha sido diverso, realizándose en algunos casos un “compostaje pasivo”, sin riego y sin volteo (chip poda fina: compost 1). En otros casos se lo utiliza para mulch en las áreas verdes. Con los residuos húmedos de comedores se comenzó a realizar un proceso controlado de compostaje (con riego, volteo y monitoreo de temperatura), mezclándolo con residuos de áreas verdes (chip + verdura: compost 2). Esta operatoria de reciclado trae múltiples ventajas: se reducen costos económicos y ambientales y se generan productos de valor: abonos y sustratos mejoradores de condiciones edáficas (Cooperband, 2000). También sirve como material de enseñanza del proceso de compostaje, y para su utilización como sustrato, tanto para los alumnos de la Tecnicatura (FCA-UNC) como los de la Escuela de Oficios (UNC). Todavía no existe una normativa con alcance nacional que determine calidad y regule el proceso de producción de los diferentes tipos de compost, por lo cual no hay control y los productos comercializados presentan escasa o nula caracterización. Esta información es fundamental, especialmente para su utilización como sustrato, en mezclas concentradas (normalmente entre 20 y 60 %). Además, es muy importante complementarlo con su caracterización física para conocer sus propiedades y posibles usos (capacidad de aire, capacidad de agua, porosidad, densidad aparente y granulometría, información casi inexistente en los productos comerciales. Los sustratos deben poseer determinadas propiedades físicas (Ravid & Lieth, 2008). El compost es el sustrato ambientalmente más sustentable (Abad *et al.*, 2001). El objetivo del presente trabajo fue el de evaluar la calidad como sustrato de los tipos de compost producidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño de la planta de compostaje

El diseño inicial de la planta de compostaje controlado (compost 2) estuvo a cargo del INTI (convenio UNC-INTI): pilas a cielo abierto con volteo manual. El tamaño de pila se definió teniendo en cuenta facilitar el volteo y la capacidad de conservar la temperatura en el centro: 2 m x 2m x 1,5 m., mezclando una parte en volumen de restos de cocina con dos partes de residuos de áreas verdes. Esta mezcla lleva a una relación aproximada 1:1 en peso, por tener mayor densidad y mayor contenido de agua los residuos vegetales de cocina. Los dos materiales utilizados son variables



en su composición y en su humedad inicial. Los residuos de comedor se vuelcan en la pila directamente, mientras que los restos finos de poda verde se chiapan en partículas entre 10 y 50 mm. De acuerdo a la cantidad de residuos generada y las posibilidades operatorias de recolección, para lograr el tamaño de pila planteado, se forman pilas individuales con los residuos del comedor de un mes, formando capas intercaladas con los residuos de áreas verdes. El compost 1, con menor control y sin volteo se dispone en filas continuas de aproximadamente 2 m de ancho y 1,5 m de alto. Se realiza control periódico del proceso de compostaje (compost 2). Durante el año 2015 se armaron 7 pilas y se reciclaron 8.500 kg de residuos (compost 2) y durante el año 2016 se armaron 8 pilas y se reciclaron 12777 kg. Luego del cierre de la pila se realiza el primer riego y volteo. Se trata de realizar volteos y riegos cada 15 días. Se realiza monitoreo periódico de temperatura y humedad. La temperatura es el principal indicador de un correcto proceso de compostaje. Debe estar entre 45°C y 75° C en las semanas iniciales, para luego descender por debajo de 40° C en las semanas de estabilización y maduración (Mazzarino *et al.*, 2012). Si bien el tiempo requerido para lograr un producto maduro y estable es variable, lo recomendable es no mayor a los 6 meses (Mazzarino *et al.*, 2012). Es importante que tenga entre 40 y 60 % de agua, para mantener las condiciones de humedad y aerobiosis (Mazzarino *et al.*, 2012).

Determinaciones analíticas.

A los fines de evaluar calidad, estabilidad y madurez de los productos obtenidos se determinaron diferentes variables en los dos tipos de compost. En los dos casos se evaluó material armado y procesado durante el año 2015, por tener mayor tiempo y mayor probabilidad de encontrarse maduro y estable. Los controles de temperatura realizados en el año 2015 mostraron una fluctuación en la etapa termofílica que retarda el proceso y prolonga el tiempo para lograr un producto maduro y estable. Como consecuencia, las pilas recién llegaron a la estabilidad y madurez a los 10-11 meses del inicio del proceso, de acuerdo a los valores obtenidos de pH, I.G y contenido de amonio. Se analizaron variables indicadoras de calidad de compost: pH (1:10), salinidad (1:10), C (M.O. por calcinación/1,8), N, C/N, fósforo disponible. Indicadores de madurez y estabilidad: Índice de germinación y NH₄⁺. Estas determinaciones según metodología descripta por Laos *et al.* (2002) y Leconte *et al.* (2009). Las caracterizaciones físicas de sustrato porosidad, capacidad de aire, capacidad de agua, granulometría y dap, se realizaron adaptando las metodologías propuestas por Ansorena Miner (1994) y TMECC (2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que en los dos casos se obtiene un compost de buena calidad. Ambos poseen bajo contenido salino y valores de pH alcalinos, debido al material de origen vegetal, con abundancia de CaCO₃ (Kovaljow *et al.*, 2010). Sin embargo el compost 2 posee valores pH algo menores, más favorables. Poseen valores de C.O. y N.t mayores que otros compost de residuos de sólidos urbanos (CRSU) (Tognetti *et al.*, 2008). Poseen una adecuada relación C/N y la cantidad de P extractable es baja como todo compost de origen vegetal (Tognetti *et al.*, 2008), lo cual implica bajo riesgo de contaminación en el uso como abonados y/o enmiendas. Las características físicas son buenas y similares, excepto la granulometría, más fina en compost 2. Ambos poseen una porosidad efectiva mayor del 70%, capacidad de aire (CA) entre 10 y 20 % y capacidad de retención de agua (CRA) cercana al 60%, todos valores aptos para uso como sustrato (Moreno, 2015).

Cumplen con las condiciones de madurez y estabilidad (N-NH₄⁺ < 400 ppm; I.G > 50%), de acuerdo a los límites sugeridos por las normativas de otros países (USEPA, 1995), pero reflejan las diferencias en el manejo del compost, con mejores valores para el compost 2. Se calculó la relación C/N inicial de los tipos de compost: fue de 34/1 y de 25/1 para chip solo y chip + verdura respectivamente, los cuales son valores apropiados para un buen proceso y calidad final. Ambos se sitúan en los extremos de los valores recomendable, entre 25/1 y 35/1 (Hubbe *et al.*, 2010).



Tabla 1: Características de los compost estudiados. La determinación de capacidad de aire, capacidad de agua, densidad aparente y porosidad se realizó con partículas < 10 mm. Promedios seguidos por letras distintas en la misma columna, indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

		Compost 2 Chip + verdura	Compost 1 Chip solo
Características químicas	Materia Orgánica (%) Calcinación	38,7 a	37,0 a
	Carbono Orgánico (%) (M.O./1,8)	21,5 a	20,5 a
	Nitrógeno total (%)	1,05 a	1,13 a
	C/N	20,5 a	20,5 a
	P-Olsen (ppm)	143,2 a	121,5 b
	pH (1:10)	7,7 a	8,2 b
	Conductividad Eléct. (1:10) dS/m	0,5 a	0,48 a
Estabilidad y Madurez	N- NH_4^+ (mg. Kg^{-1})	67 a	515 b
	Índice Germinación (1:10, 100%)	115 a	72 b
Caracterización física del sustrato	Capacidad de aire % (v.v^{-1})	12,5 a	14,5 b
	Capacidad de agua % (v.v^{-1})	59 a	58 a
	Densidad aparente (g.cm^{-3})	0,51 a	0,49 a
	Porosidad (%)	71,5 a	72,5 a
	Granulometría	5 a	11 b
		11 a	50 b
		14 a	19 b
		70 a	20 b

CONCLUSIONES

De acuerdo a los datos obtenidos y por el mayor control durante el proceso, el compost 2 se considera apto para utilizar como sustrato en contenedores, en mezclas concentradas de hasta 50%. Respecto al compost 1 podría utilizarse en proporciones más diluidas, como enmienda y/o abonado en suelo, teniendo en cuenta el nivel de control de madurez y de estabilidad que haya tenido cada partida, fundamental para determinar posible presencia de cantidades inconvenientes de fitotoxinas. Sería aconsejable realizar volteos con mayor periodicidad para favorecer la aireación en el compost 2, lograr un proceso termofílico más continuo y disminuir el tiempo del proceso hasta lograr madurez y estabilidad. También se podría experimentar en la utilización de un chipeado más grueso, para que cumpla con mayor eficiencia su rol de agente estructurante y facilitar la oxigenación. El volteo mecánico con pala, en filas semicontínuas podría facilitar la tarea. Además, una pequeña pala mecánica permitiría realizar algunos volteos y mejorar el proceso del compost 1.

AGRADECIMIENTOS

Arquitecta Viviana Rodríguez, coordinadora del Programa de Gestión Ambiental Sustentable (GASus); Ing. Agr. (M. Sc.) Laura Vargas, coordinadora del Programa de Gestión de áreas Verdes (ProGAV).

BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M; P Noguera & S Burés. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresour Technol*, 77(2): 197-200.
- Ansorena Miner, J. 1994. Sustratos: Propiedades y Caracterización. Ediciones Mundi Prensa. Madrid. 172 pp.
- Cooperband, L. 2000. Sustainable use of by-products in land management. In: Bartels, J.M., Dick, W.A. (Eds.), *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-products*. SSSA Book Series N° 6, Madison, USA, pp. 215-235.
- Hubbe, MA; M Nazhad & C Sanchez. 2010. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: A review. *BioResources* 5(4): 2808-2854.



- Kowaljaw, E; MJ Mazzarino; P Satti & CJ Rodriguez. 2010. Organic and inorganic fertilizer effects on a degraded Patagonian rangeland. *Plant Soil* 332: 135–145.
- Mazzarino, MJ & P Satti. 2012. *Compostaje en la Argentina. Experiencias en producción, calidad y uso*. Editorial UNRN - Orientación Gráfica Editora.
- Laos, F; MJ Mazzarino; I Walter; L Roselli; P Satti & S Moyano. 2002. Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia. *BioresourceTechnol.* 81: 179-186.
- Leconte, MC; MJ Mazzarino; P Satti; MC Iglesias & F Laos. 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. *Waste Manage.* 29: 2446-2453.
- Moreno, J; R Moral; JL García-Morales; JA Pascual & MP Bernal (Eds). 2015. *Uso del compost como componente de sustratos para cultivo en contenedor*. Ed Mundi Prensa, Madrid, España.
- Ravid, M & JH Ylieth. 2008. *Soiless culture: theory and practice*. Ed. Elsevier 587 pp.
- The Test Method for the Examination of Composting and Compost (TMECC). (2001). US Compost Council. <https://compostingcouncil.org/tmecc/>.
- Tognetti, C; MJ Mazzarino & F Laos. 2008. Compost of municipal organic waste: effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biol. Biochem.* 40: 2290–2296.
- USEPA, 1995. *Test methods for evaluating solid waste. Vol IA: Laboratory manual physical/chemical methods*. SW 846, 3rd Ed. U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C.



C6P31. EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL DE TAMBO EN VERDEOS DE INVIERNO

Romay, Catalina; Losinno, Beatriz N. y Urricariet, Susana.

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
romay@agro.uba.ar

RESUMEN

La intensificación de la producción lechera, eleva la carga animal en los lotes acompañados de suplementación. Como consecuencia, se genera una gran cantidad de heces que se concentran en pequeñas áreas. Ciertos establecimientos emplean métodos para la distribución del estiércol e incorporarlo en forma directa como abono. Esto conlleva riesgo de salinización de los suelos, y efectos desconocidos sobre los cultivos. La conductividad eléctrica del suelo (CE) es un indicador de salinidad. Pero debido a que el muestreo y determinación resulta laboriosa y costosa es que los estudios de salinidad y contaminación de suelos se han volcado a la medición de la conductividad eléctrica aparente (CEa) del volumen de suelo con métodos geofísicos, como el de inducción electromagnética (EMI). Los objetivos de este trabajo fueron: i) Mapear la CEa en forma previa y posterior a la aplicación del estiércol del tambo, determinar sitios de muestreo (muestreo dirigido) de suelos y evaluar en forma indirecta la respuesta del abono en un verdeo de invierno ii) Evaluar los efectos de salinización y aporte de las formas disponibles de nitrógeno y fósforo en suelos con estiércol y en la producción de forraje. Para este estudio se delimitaron parcelas de 800 m² para cada tratamiento; T, testigo sin estiércol, D₁ una carga de estiércol, D₂ dos cargas de estiércol, (la carga consiste en el esparcido del contenido total de la estercolera para sólidos), en un diseño en bloques completamente al azar con tres repeticiones. La CE reflejó una disminución con la profundidad, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna profundidad. Hubo un incremento de nitrógeno y fósforo en superficie sin diferencia entre los tratamientos. Se registró un incremento de materia seca del forraje en las tres etapas del ciclo analizadas. En macollo e inicio de espigazón hubo un incremento del 32% y 38% respectivamente, promedio de D₁ y D₂. Para la etapa de fin de ciclo analizada el incremento fue de un 23% en D₂.

Palabras clave: estiércol de tambo, verdeos de invierno

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la producción lechera actual, origina un manejo que consiste en una elevada carga animal en los lotes acompañados de suplementación. Como consecuencia de esto, se genera una gran cantidad de heces que se concentran en pequeñas áreas. A fin de evitar esta excesiva acumulación y sus consecuencias ambientales negativas, como así también la posibilidad de aprovechar los beneficios de su utilización para la mejora de la calidad edáfica y productiva, ciertos establecimientos emplean métodos para la distribución del estiércol.

Varios estudios internacionales demostraron que los efluentes de tambo contienen una significativa cantidad de nutrientes esenciales para las plantas, lo cual los convierte potencialmente en una excelente fuente para los cultivos. En general destacan el efecto positivo de los residuos sobre las propiedades químicas del suelo debido al reciclado de nutrientes y sobre las propiedades físicas, al aumentar el contenido de materia orgánica, la porosidad e infiltración del agua en el suelo (Feng *et al.*, 2005; Khan *et al.*, 2007; Schröder *et al.*, 2007; Monaco *et al.*, 2008).

A este respecto, se dispone de adecuada información de la aplicación de efluente tratado y en estado sólido (Charlon *et al.*, 2007). Sin embargo, la bibliografía es mucho más acotada sobre las consecuencias de aplicar el estiércol semi-líquidos y crudos; es decir, aquellos que son rápidamente aplicados al campo sin recibir ningún tipo de tratamiento.

Al incorporar el estiércol en forma directa como abono existe riesgo de salinización de los suelos, frecuentemente con efectos desconocidos sobre los cultivos. Asimismo, en aplicaciones en exceso de estos residuos existen evidencias de lixiviación de fósforo y nitratos con riesgo de afectar la calidad del agua subterránea. La utilización de estos estiércoles, es una buena alternativa tanto para controlar su destino, como para el aprovechamiento de los nutrientes que contienen. (Losinno *et al.*, 2008).

La conductividad eléctrica del suelo es un indicador de fundamental importancia en estudios de salinidad y se cuantifica en términos de la concentración total de sales solubles determinada a través del extracto acuoso como la conductividad eléctrica en pasta de saturación (CE). Pero debido a que el muestreo y la determinación de la CE resulta laboriosa y costosa es que los estudios de salinidad y contaminación de suelos se han volcado a la medición de la conductividad eléctrica aparente (CEa) del volumen de suelo comprendido por la matriz sólida, poros y fluidos que se encuentran en el suelo mediante metodología geofísica. Entre estos métodos de exploración, se encuentran el de inducción electromagnética (EMI). Existen evidencias que los sitios críticos, de alta CE, están asociados a incrementos en la concentración de nutrientes en suelos abonados con estiércol proveniente de feedlots (Sainato *et al.*, 2008). Por lo tanto, dicho método de exploración ha demostrado su eficiencia en la detección de anomalías que permiten guiar el muestreo posterior de suelos, sumado a la ventaja de no ser invasivo y a la rapidez para la exploración.

La hipótesis a estudiar, en base a la información recopilada, es si la aplicación de este tipo de estiércol al suelo mejora el reciclado de nutrientes y disminuye el impacto ambiental. Es decir, se aprovecha los nutrientes contenidos en el estiércol para aumentar la productividad de los verdeos de invierno, reemplazando en parte el uso de fertilizantes químicos. Adicionalmente se espera ayudar a disminuir los problemas de contaminación ambiental, contribuyendo así a lograr sistemas productivos más sustentables.

Los objetivos de este trabajo fueron: i) Mapear la CEa en forma previa y posterior a la aplicación del estiércol del tambo, determinar sitios de muestreo (muestro dirigido) de suelos y evaluar en forma indirecta la respuesta del abono en un verdeo de invierno ii) Evaluar los efectos de salinización y aporte de las formas disponibles de nitrógeno y fósforo en suelos con estiércol y en la producción de forraje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio fue llevado a cabo en un tambo de la localidad de Cañuelas perteneciente a la cuenca lechera Abasto Sur, (Figura 1). La actividad del tambo se complementa con producción de forrajes y granos. Los lotes se manejan en siembra directa rotaciones de dos años de agricultura, luego verdeos de invierno siguiéndole maíz y posteriormente tres años de alfalfa. El lote seleccionado para la evaluación se encontraba en ciclo de verdeos de invierno.

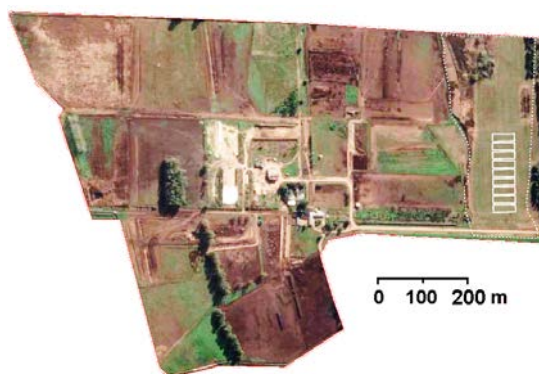


Figura 1: Imagen del establecimiento. Los rectángulos blancos representan las parcelas experimentales.

El clima de la región es del tipo subhúmedo-húmedo, con un régimen de lluvias isohigro. Los meses con mayores precipitaciones son febrero, marzo, abril, octubre, noviembre y diciembre. La media pluviométrica es de alrededor de 1000 mm con máximas diarias puntuales de 150 mm.

El suelo de la región es principalmente argiudol típico, con un horizonte superficial oscuro, rico en materia orgánica, con buena retención de humedad, textura limosa, un horizonte Bt bien marcado limo-arcilloso, poco permeable, con estructura prismática no sódico, finalmente tiene un horizonte C rico en carbonatos, de textura limosa (Angelini *et al.*, 2014).

Metodología

Para el estudio se delimitaron parcelas de 16 m de ancho y 50 m de largo (800 m²) para cada tratamiento: T, testigo sin estiércol, D₁ una carga de estiércol, D₂ dos cargas de estiércol, (la carga consiste en la distribución del

contenido total de la estercolera para sólidos, Figura 2). El diseño fue en bloques completamente al azar con tres repeticiones. La Figura 3 muestra la distribución de las repeticiones por tratamiento según el diseño experimental y la ubicación de los puntos seleccionados de muestreo del suelo y del cultivo. El lote asignado no presentaba aplicación previa de estiércol.



Figura 2: Estercolera para sólidos

Para cuantificar la cantidad de estiércol por tratamiento se relevaron varias muestras del material esparcido sobre rectángulos de nylon de $0,49 \text{ m}^2$ colocados al azar en las tres repeticiones. Los tratamientos resultaron en promedio para una carga de estercolera D_1 , 4.608 Kg de estiércol húmedo por parcela (800 m^2) correspondiendo a 2.212 Kg/parcela en materia seca (0,48 %), (57,6 Tn/ha en fresco, 27,6 Tn/ha en seco). Para la doble carga D_2 en promedio de esparcieron 6.169 Kg de estiércol húmedo por parcela (800 m^2) correspondiendo a 3.023 Kg/parcela en materia seca (0,48 %), (77 Tn/ha en fresco, 37 Tn/ha en seco). La conductividad eléctrica del estiércol fue en promedio de $1.168 \mu\text{S/cm}$ y pH de 6,7.

Para conocer la situación inicial de las parcelas se realizó un mapeo de la CEa a través de la exploración geofísica de inducción electromagnética (EMI), mediante un sensor por inducción EMP-400 (GSSI, inc.), utilizando la frecuencia de 16 KHz, la cual explora el perfil más superficial de la zona no saturada. Este sensor electromagnético mide la CEa en cada punto de medición. Luego mediante el software Surfer versión 11, se realizó la interpolación con Kriging de estos datos y se obtuvo un mapa de CEa para cada tratamiento, (Sondeo 1)

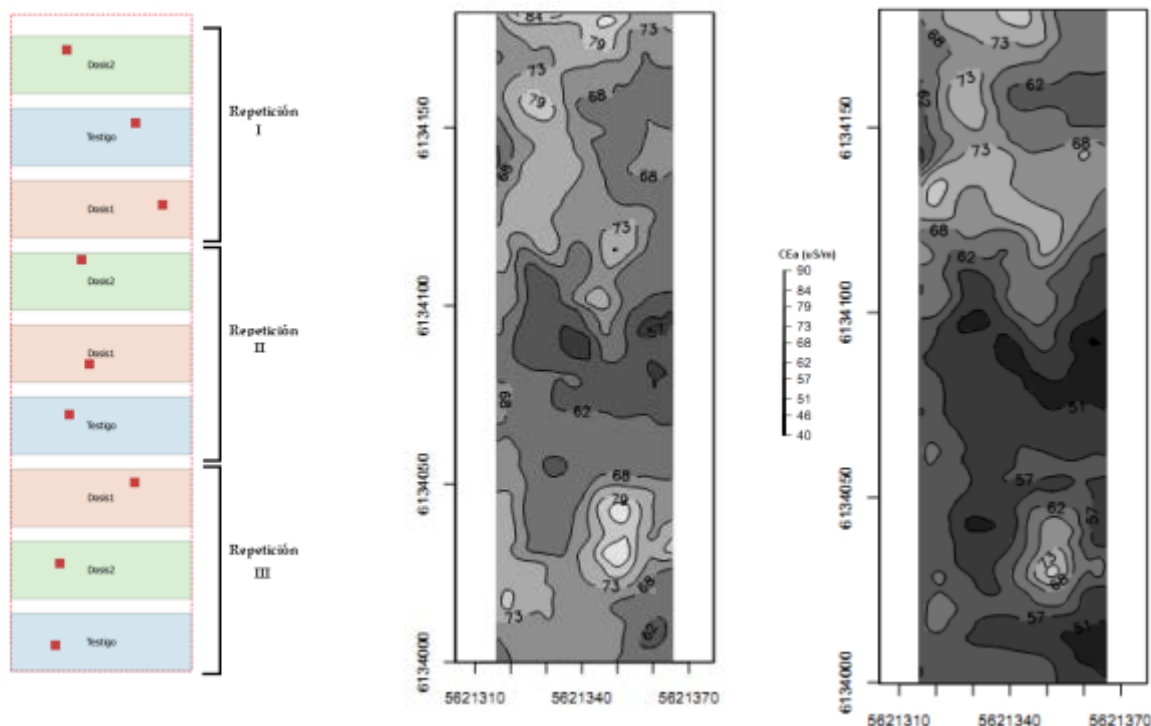


Figura 3: Diseño experimental y ubicación de los sitios de muestreo de suelo y de cultivo (puntos rojos), mapa de CEa inicial (Sondeo 1), y posterior a la incorporación del estiércol (Sondeo 2) respectivamente.

El estiércol fue esparcido en las parcelas según diseño experimental. Y a mediados de agosto se sembró al voleo avena (*Avena sativa*, *Avena bizantina*) y cebada forrajera (*Hordeum vulgares*), para producción de pasto y grano doble propósito. El segundo mapeo de CEa (Sondeo 2) se realizó a la semana de incorporar el estiércol y la siembra, con el objetivo de seleccionar los sitios de muestreo del suelo y del verdeo. En la Figura 3 se puede ver los mapas resultantes de dichos sondeos.

Se realizó el muestreo de suelos y del verdeo (macollaje (M), inicio de espigazón (IE) y fin de ciclo (FC)). Se extrajeron muestras de suelo a las profundidades de 0-20, 20-50 y 50-80 cm. Se determinó, pH, CE en pasta de saturación, fósforo extractable (Kurtz y Bray) y nitratos MicroKjedal. El material vegetal se relevó al azar varias repeticiones por tratamiento con marco metálico de 32 cm de lado (0,1024 m²), se determinó materia seca, (MS) (secado en estufa).

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el software Infostat. Se realizó ANOVA con test de Tukey para comparar las medias muestrales de los tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de suelo

En la Figura 4 se presenta, los perfiles de pH, CE en pasta de saturación, nitratos, y fósforo extractable.

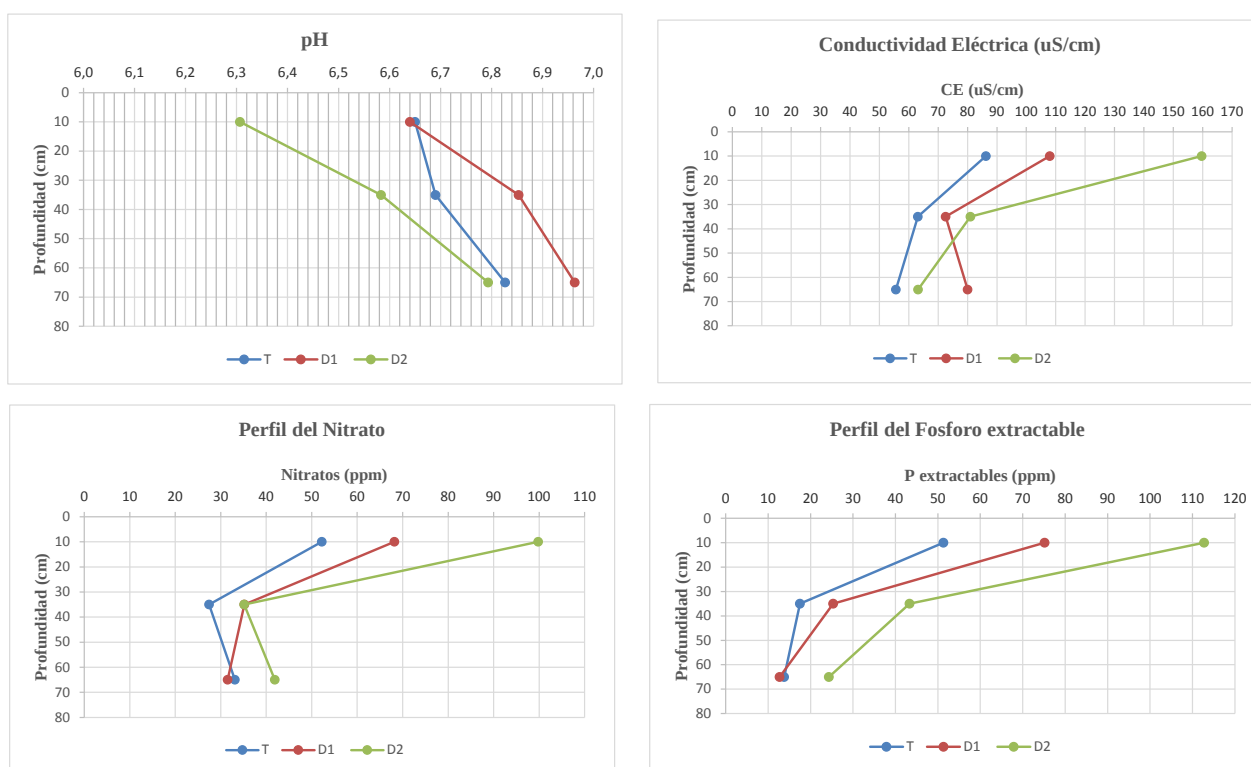


Figura 4: Perfiles de pH, Conductividad Eléctrica en pasta de saturación, Nitratos, Fósforo extractable (Kurtz y Bray).

El pH del suelo se encuentra entre 6 y 7 para todas las profundidades y tratamientos. Se observa una disminución en tres décimas (6,3 a 6,6) entre T, D1 y D2 para el estrato superficial. En profundidad esas diferencias se achican.

Los valores de la CE analizada en las muestras del suelo tomadas en los intervalos de 0-20, 20-50 y 50-80 cm de profundidad reflejan una disminución de la misma con la profundidad (acorde a lo que puede verse en la inducción electromagnética). Sin embargo, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna profundidad.

En los perfiles de nitratos se observa un incremento de los contenidos en superficie. El nitrógeno acumulado en el perfil de suelos de 0-80 cm fue para el testigo de (59 ± 11) kg N/ha, para D 1 de (73 ± 20) kg N/ha, y para la D 2 de (96 ±

20) kg N/ha. Se observó una alta variabilidad entre repeticiones producto de la heterogeneidad en la aplicación del estiércol y en consecuencia no se encontraron diferencias entre tratamientos para el perfil acumulado de N (kg N/ha).

En el perfil de P extractable (Kurtz y Bray) se observa una tendencia semejante a lo observado en nitratos también con alta variabilidad de los resultados.

Análisis del verdeo

La Tabla 1 resume los promedios de materia seca del verdeo en las tres etapas del ciclo analizadas y para cada tratamiento. Las letras distintas indican diferencia significativa de los promedios entre tratamientos y por etapa del ciclo.

Tabla 1: Promedio de materia seca acumulada por la pastura en macollo, inicio de espigazón y fin de ciclo.

Tratamiento	Promedio materia seca del verdeo (g/m^2)		
	Macollo (M)	Inicio de Espigazón (IE)	Fin de Ciclo (FC)
Testigo	185 $\pm$ 12 b	347 $\pm$ 24 d	560 $\pm$ 43 f
D 1	233 $\pm$ 26 a	453 $\pm$ 37 c	575 $\pm$ 52 f
D 2	253 $\pm$ 24 a	509 $\pm$ 27 c	699 $\pm$ 78 e

(Letras distintas indican diferencias significativas de los valores promedio ($P = 0,005$))

La Figura 5 representa los promedios de materia seca acumulada por la pastura en las etapas de macollo (M), inicio de espigazón (IE) y fin de ciclo (FC).

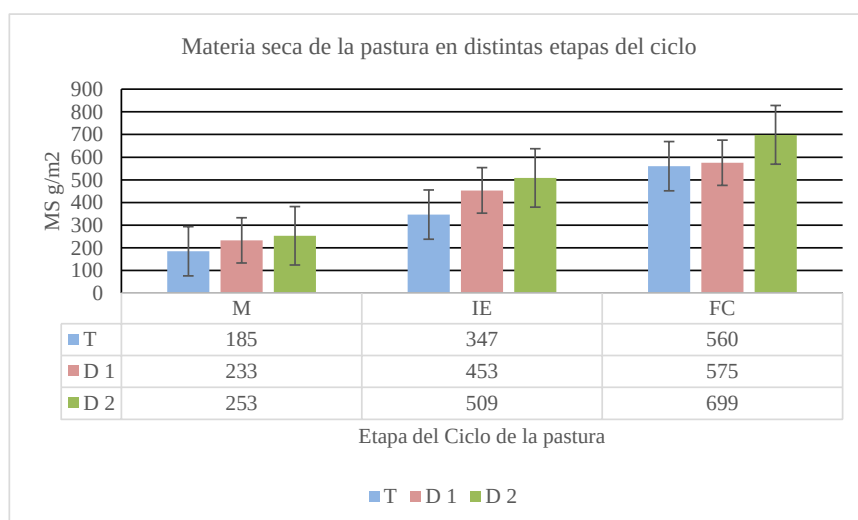


Figura 5: Producción de materia seca de la pastura en distintos etapas del ciclo y por tratamiento.

En la etapa de macollo se observa diferencia significativa entre T y D1, y entre T y D2. No se observaron diferencias entre D1 y D2. Para esta etapa se registra un incremento en la producción de forraje, de un 32 % en promedio para D1 y D2. (2,3 Tn/ha de MS para D1 y 2,5 Tn/ha de MS para D2).

En la etapa de inicio de espigazón también se observa diferencia significativa entre T y D1 y entre T y D2, incrementando la producción de forraje, de un 38 % en promedio para ambas cargas. No se observaron diferencias entre D1 y D2, (4,5 Tn/ha de MS para D1 y 5 Tn/ha de MS para D2).

Ya para la etapa de fin de ciclo se observa diferencia significativa entre D2, respecto a T y D2 respecto a D1. No hay diferencia significativa entre T y D1. La producción de materia seca fue de 5,6 Tn/ha de MS para T; 5,7 Tn/ha de MS para D1; y 7 Tn/ha de MS para D2. El incremento de producción de forraje fue de un 23 %.



CONCLUSIONES

El uso de métodos geofísicos para estimar la conductividad eléctrica aparente del subsuelo permitió planificar y dirigir el muestreo del suelo y evaluar en forma indirecta la respuesta del abono en un verdeo de invierno. Es de fácil manejo, bajo costo (cuando se dispone de equipos) y es un método no invasivo. Las conductividades eléctricas analizadas de las muestras del suelo reflejaron una disminución de la misma con la profundidad (acorde a lo que se observó en los perfiles del EMI). Sin embargo, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna profundidad. Los resultados de los análisis de suelo mostraron que hubo un incremento de nitrógeno en superficie pero no hubo diferencia entre los tratamientos, mostrando gran heterogeneidad en la aplicación del estiércol. En el perfil de P extractable se observó una tendencia semejante a lo observado en nitratos. Se registró un incremento de materia seca del forraje en las tres etapas del ciclo analizadas. En macollo e inicio de espigazón hubo un incremento del 32% y 38 % respectivamente, promedio de la D1 y D2, no habiendo registrado diferencia significativa entre ambas aplicaciones de estiércol pero si entre ellas y el testigo. Para la etapa de fin de ciclo analizada el incremento fue de un 23 % mayor en D2 con significancia respecto a D1 y T. En esta etapa T y D1 no mostraron diferencia significativa. La utilización estratégica de los residuos del tambo es una excelente opción para mejorar las propiedades del suelo y aumentar la oferta forrajera, evitando una fuente de contaminación. Cada tambo tiene un manejo particular de los animales y del ordeño, que va a definir la calidad y cantidad de residuos generados diariamente. Pensar en una gestión de los efluentes generados en el tambo supone empezar por planificar su destino, asegurando que no se deteriore o contamine el entorno.

BIBLIOGRAFÍA

- Angelini, M; S Barcel; J Comerma; C Cruz Gaistardo; A Encina Rojas; A Jones; P Krasilnikov; ML Mendonza Santos Brefin; L Montanarella; O Muñiz Ugarte; P Schad; M I Vara Rodríguez & R Vargas. (eds) Gardi, 2014 Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, Luxembourg, 176 pp.
- Charlón, V; L Romero; A Cuatrin & M Taverna. 2007a. Utilización de residuos orgánicos en el rendimiento y la calidad de un cultivo de avena. Revista Argentina de Producción Animal Vol. 27; Supl. 1 Pág. 214 - 215.
- Charlón, V; L Romero; A Cuatrin & M Taverna. 2007b. Utilización de residuos del tambo en un cultivo de sorgo forrajero para silaje. Revista Argentina de Producción Animal 27(1): 216-217.
- Feng, GL; J Letey; A Chang & M Campbell Mathews. 2005. Simulating dairy liquid waste management options as a nitrogen source for crops. Agric. Ecosyst. Environ. 110 (3-4): 219-229.
- Ghiberto, PJ; S. Imhoff; H Micheloud; M Calamari. 2012. Uso de efluentes de tambo como abono II: producción de sorgo y balance hídrico. Actas del Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina.
- Khan, A; M Iqbal & K Islam. 2007. Dairy manure and tillage effects on soil fertility and corn yields. Bioresour. Technol. 98(10): 1972-1979.
- Gambaudo, S & H Fontanetto. 2010. Tabla de consulta para el manejo y la nutrición de suelos y de cultivos. INTA EEA Rafaela.
- Ghiberto, PJ; Pilatti, MA.; Imhoff, S; Orellana, J. 2007. Hydraulic conductivity of Molisolls irrigated with sodicbicarbonated waters in Santa Fe (Argentina). Agric. Water Manag. 88 (1-3): 192-200.
- Losinno, B.N., C.M. Sainato, J.J. Marquez Molina y H. Malleville. 2010. Inducción electromagnética y tomografía de resistividad eléctrica en la localización de sitios críticos en un feedlot. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario. CD-ROM.
- Losinno, BN; CM Sainato; HJ Malleville & G Galindo. 2008. Tomografía de resistividad eléctrica aplicada a la caracterización de sitios contaminados en tambos. Ciencia del Suelo, 26 (2): 141-152.
- Monaco, S; DJ Hatch; D Sacco; C Bertora & C Grignan. 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. Soil Biol. Biochem. 40(3): 608-615.
- Sainato, CM; BN Losinno & HJ Malleville. 2008. Tomografía de resistividad eléctrica 3D para detectar contaminación del suelo y el agua subterránea en un feedlot. XXI Congreso de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, San Luis, Argentina.
- Schröder, JJ; HFM Aarts; JC VAN Meddelkoo; RLM Schils; GL Velthof; B Fraters & WJ Willems. 2007. Permissible manure and fertilizer use in dairy farming systems on Sandy soils in The Netherlands to comply with the Nitrates Directive target. Eur. J. Agron. 27(1): 102-114.
- Taverna, M. 2006. El manejo de efluentes. E.E.A INTA Rafaela. En: <http://www.produccion-animal.com.ar/>. (consulta diciembre 2017).



C6P32. ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL Y PÉRDIDAS DE FOSFORO Y NITRÓGENO ASOCIADAS A SECUENCIAS DE CULTIVO EN SIEMBRA DIRECTA

Seehaus, Mariela¹; Emmanuel, Gabioud¹; Van Opstal, Natalia¹; Oszust, José D²; Wilson, Marcelo¹; Beghetto, Stella³ y Sasal, Maria C¹.

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Ruta Prov. 11 km. 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. ²Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos Ruta Prov. 11 km. 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. ³Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad Nacional de Entre Ríos Alameda de la Federación 106, Paraná, Entre Ríos. seehaus.mariela@inta.gob.ar

RESUMEN

En los últimos años se evidencia una creciente preocupación en torno a la actividad agrícola y sus impactos ambientales. Dentro de este esquema, los fertilizantes minerales en base a fósforo (P) y nitrógeno (N) son ampliamente utilizados en el desarrollo de los cultivos, pudiendo generar efectos no deseados en otros compartimentos tales como aguas superficiales y subterráneas, en casos de fugas. El objetivo del trabajo fue analizar las pérdidas anuales de agua, N y P por escurrimiento en tratamientos con distintas secuencias de cultivo bajo siembra directa. El estudio fue realizado en la Estación Experimental de Paraná del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en parcelas de escurrimiento bajo lluvia natural, en un Argiudol ácuico durante el período 2010-2016 (6 campañas agrícolas). Las secuencias de cultivo evaluadas son: soja continua (S), soja continua con trigo como cultivo de cobertura otoño-invernal (CC-S), maíz-trigo/soja (M-T/S) y trigo/soja (T/S). Los resultados muestran que los tratamientos con monocultivo de soja, aún con CC invernal, presentan las mayores pérdidas anuales de agua por escurrimiento (el agua que pierde anualmente el monocultivo de soja duplicó el agua que escurre en la rotación M-T/S). Las concentraciones, tanto de N y P, presentan comportamientos diferentes entre T/S y CC-S respecto a S, sin evidencias de correlación entre las concentraciones de N y P y las dosis de fertilización. Por último, las cantidades perdidas de N y de P están altamente correlacionadas ($r=0,89$), y cada una de ellas depende del volumen escurrido, presentando la rotación M-T/S los menores valores. El trabajo aquí presentado aporta datos sobre la dinámica de pérdida de agua y nutrientes en distintas secuencias de cultivo y genera información útil para evaluar sus impactos sobre los ambientes circundantes.

Palabras claves: Escurrimiento, Nutrientes, Secuencias de cultivos

INTRODUCCIÓN

La intensificación productiva de las últimas décadas en la agricultura se caracteriza por el uso de variedades de cultivos de alto rendimiento, fertilizantes, plaguicidas, riego y mecanización. En torno a ello, las preocupaciones se centran en las consecuencias ambientales y de sostenibilidad a largo plazo de la intensificación de los sistemas agrícolas, tanto a escala local, regional y global (Matson *et al.*, 1997). El fósforo (P) y el nitrógeno (N) son nutrientes limitantes para el desarrollo de los cultivos, por ello se complementan con fertilizantes minerales (Hart *et al.*, 2004). En efecto, los agroquímicos de mayor volumen de uso en Argentina son los fertilizantes nitrogenados y fosforados. Si bien el destino de los nutrientes aportados al sistema se orienta a mejorar la productividad de los cultivos, su transporte desde el suelo hacia otros compartimentos ambientales puede generar efectos no deseados tales como eutrofización, pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Portela *et al.*, 2006).

Las distintas sucesiones de cultivos bajo siembra directa afectan no sólo la cantidad y calidad de residuos de cultivos que se incorporan al suelo, sino también la distribución y el tipo de sistemas radicales que intervienen directamente en la agregación y la estabilidad edáficas, la capacidad de retención de agua y la protección de la superficie del suelo a la erosión (Domzal *et al.*, 1991). Estudios recientes muestran que diferentes secuencias de cultivos imprimen características en el estado estructural del suelo que condicionan el ingreso de agua (Sasal *et al.*, 2017). Por otro lado, diferentes cultivos con distintas necesidades nutricionales conllevan distintas dosis y momentos de fertilización.

A mediados de la década del 60, algunas Estaciones Experimentales del INTA comenzaron estudios de erosión hídrica en parcelas de campo. En la Estación Experimental de Paraná, en 1971, se construyeron parcelas para la medición de escurrimiento y pérdidas de suelo de acuerdo con la metodología propuesta por el Servicio de Conservación de Suelos de USA y la FAO (Rojas & Conde, 1985; Ledesma & Paparotti, 1990; Nani & Paparotti, 1993; Rojas & Saluso, 1993). Estas parcelas permiten el control de los ingresos de agua de las lluvias y la medición de los excedentes hídricos por

escurrimiento. Utilizando este dispositivo experimental, el objetivo del trabajo fue analizar las pérdidas anuales de agua, N y P por escurrimiento con distintas secuencias de cultivo bajo SD en un período de 6 años.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo a campo

El estudio fue realizado en la Estación Experimental de Paraná del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de la provincia de Entre Ríos (31° 51' S y 60° 31' W) en parcelas de escurrimiento bajo lluvia natural con diferentes secuencias de cultivo (Figura 1) durante el período 2010-2016 (6 campañas agrícolas). La región tiene clima subhúmedo (lluvia anual ≈ 1000 mm) templado (temperatura anual $\approx 18,3^\circ\text{C}$). Las temperaturas del invierno raramente son inferiores a 0°C . El suelo predominante es Argiudol ácuico fino, illítico, térmico (US Soil Taxonomy) de la Serie Tezanos Pinto (Luvic Phaeozem, WRB). La textura del horizonte A (17 cm) es franco limosa con 270 y 660 g Kg^{-1} de arcilla y limo, respectivamente (Plan Mapa de Suelos, 1998).



Figura 1: Parcelas de escurrimiento de INTA EEA Paraná

Las parcelas presentan dimensiones de 4 m de frente y 25 m de largo (100 m^2) con una pendiente natural de 3,5%. Las parcelas fueron laboreadas en forma convencional durante 30 años y desde fines de la década del 90 se implementó siembra directa (SD). En 2006 se establecieron cuatro tratamientos con 3 repeticiones cada uno: monocultivo de soja (S), soja continua con trigo como cultivo de cobertura otoño-invernal (CC-S), maíz-trigo/soja (M-T/S) y trigo/soja (T/S), contando de esta manera con 12 años de antigüedad al momento de la evaluación. En la Tabla 1 se presentan las aplicaciones de fertilizantes para cada tratamiento. Cabe aclarar que la fertilización con P se realiza en todos los casos al momento de la siembra, mientras que las aplicaciones de N se realizan en dos momentos. Las rotaciones CC-S y T/S se fertilizan en la siembra del trigo (s) y en macollaje (m), y para el caso de la fase maíz al momento de la siembra y en estado v5/v6.

Tabla 1: Aplicaciones anuales de fertilizantes realizadas a las parcelas de escurrimiento para el período 2010-2016

Tratamiento		Fertilización	
		N	P
		kgN ha^{-1}	
S	2010-2016		20 (S)
CC-S	2010-2016	43 (s)+23 (m) (T)	10 (CC) 10 (S)
T/S	2010-2016	87 (s) +46 (m) (T)	20 (T) 20 (S)
M-T/S	Fase Maíz: 2010/11; 2012/13; 2014/15.	50 (s) +69 (v5/v6)	30 (M)
	Fase T/S: 2011/12; 2013/14; 2015/16	87 (s) +46 (m) (T)	20 (T) 20 (S)

Las parcelas fueron construidas con bordes laterales de mampostería y con la pared de fondo desmontable (estructura de hierro y chapa de zinc) para facilitar el ingreso de la maquinaria. Cada una posee un embudo con tubo colector de mampostería de 110 mm de diámetro que desemboca en dos piletas receptoras de escurrimientos de mampostería de 450 y 1000 L. La segunda pileta capta 1/7 del escurrimiento excedente de la primera (Figura 2).

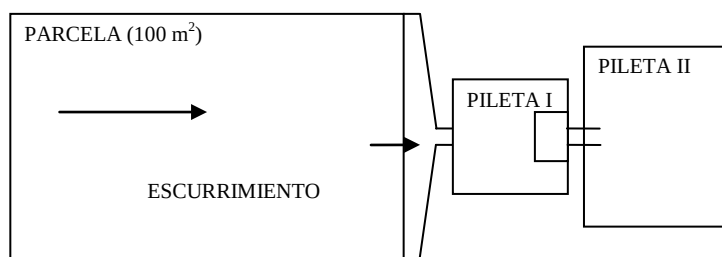


Figura 2: Esquema (vista superior sin escalas) de una parcela de escurrimiento.

El diseño del ensayo es completamente aleatorizado con 3 repeticiones por tratamiento (secuencias). El modelo estadístico aplicado para analizar escurrimiento y concentraciones y cantidad de N y P fue modelo mixto con las secuencias como variable fija y considerando su heteroscedasticidad. Se realizaron regresiones lineales simples entre concentraciones de N y P, volumen escurrido y dosis de fertilización.

Determinaciones a campo y en laboratorio

Después de cada evento de lluvia que generó escurrimiento, se midió su volumen y se extrajo una muestra, a la cual se le determinó la concentración de nitrato y fósforo disuelto. La cantidad de N y P (kg ha^{-1}) en agua de drenaje y/o escurrimiento se calculó como el producto del volumen escurrido por la concentración medida en el agua de escurrimiento del mismo evento. Cabe aclarar que no en todos los eventos de escurrimiento fueron determinados N y P, por lo que su cantidad fue calculada en función de la concentración y volúmenes escurridos en aquellos eventos en los que sí se determinaron estos parámetros. Se analizaron datos de las campañas desde 2010 a 2016. Este período tuvo una precipitación promedio anual de 1094 mm. En la Tabla 2 se presentan los valores de precipitaciones anuales registrados en el Observatorio Agrometeorológico de la Estación Experimental Paraná, situado a 200 m de las parcelas.

Tabla 2: Precipitación anual registrada en el Observatorio Agrometeorológico de la Estación Experimental Paraná

Campaña	Precipitación anual (mm)
2010-2011	871,7
2011-2012	948,7
2012-2013	1249,3
2013-2014	1047,6
2014-2015	1145,5
2015-2016	1298,7

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio del ingreso y del movimiento del agua en el suelo bajo lluvia natural está condicionado por la variabilidad de las precipitaciones. Un total de 13, 19, 26, 15, 27 y 23 eventos de escurrimiento fueron registrados en las campañas 2010-11, 2011-12, 2012-13, 2013-14, 2014-15 y 2015-16, respectivamente. Las dos primeras campañas tuvieron precipitaciones inferiores al promedio histórico anual (1.095 mm acumulados) y las restantes campañas lo superaron (Tabla 2).

Los valores medios anuales de escurrimiento de las 6 campañas analizadas muestran diferencias entre las secuencias de cultivo, siendo M-T/S y T/S los tratamientos que presentan menores pérdidas de agua (Tabla 3). Relevamientos previos, con menor número de campañas analizadas y menos tiempo desde su implementación no habían registrado estas diferencias (Sasal et al 2015). Los tratamientos con monocultivo de soja, aún con CC invernal, presentan las mayores pérdidas anuales de agua por escurrimiento. El agua que pierde anualmente el monocultivo de soja duplicó el

agua que escurre en la rotación M-T/S. En consonancia, Darder *et al.* (2016) registraron pérdidas de agua en monocultivo de soja que superan el doble respecto a las secuencia de cultivo M-T/S en la cuenca alta del arroyo Pergamino.

Tabla 3: Valor medio anual de escurrimiento, cantidad y concentraciones medias de N y P para cada una de las secuencias de cultivo del período 2010-2016. * $p < 0,10$, ** $p < 0,05$

Secuencias	Escurrecimiento (l)**	N(kg ha ⁻¹)**	P (kg ha ⁻¹)*	N (mg l ⁻¹)**	P (mg l ⁻¹)**
S	10.974,7 a	1,00 b	0,96 ab	1,20 c	1,02 b
T/S	6.649,3 b	0,96 b	0,78 ab	1,68 ab	1,28 a
CC-S	1.0374,5 a	1,52 a	1,20 a	1,83 a	1,36 a
M-T/S	4.975,2 b	0,56 c	0,58 b	1,41 bc	1,12 ab

Cuando se analizan las concentraciones de nutrientes, se encuentran también diferencias significativas. Para el caso del N (mg l⁻¹), T/S y CC-S presentaron las mayores concentraciones medias anuales diferenciándose de S. Estas concentraciones de N en agua de escurrimiento fueron superiores al nivel guía de eutrofización (1,5 mg l⁻¹) para T/S y CC-S e inferiores al umbral de agua para bebida (10 mg l⁻¹). La menor concentración en S podría deberse a la ausencia de fertilización nitrogenada. Sin embargo, no hubo correlación entre las concentraciones de N y la dosis de fertilización.

Las concentraciones de P (mg l⁻¹) en agua de escurrimiento reflejan un comportamiento similar a N, con diferencias entre T/S y CC-S respecto a S. Los valores fueron superiores al umbral de eutrofización (0,075 mg l⁻¹) e inferiores al umbral para bebida (10 mg l⁻¹) (Marchetti & Verna, 1992; Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003) en todas las secuencias analizadas. Al igual que en el caso del N, tampoco hubo correlación entre las concentraciones de P y la dosis de fertilización. La cantidad de N (kg ha⁻¹) media anual perdida durante el período de estudio presenta los menores valores para la secuencia M-T/S, los mayores para CC-S y valores intermedios para T/S y S continua. En el caso de P (kg ha⁻¹) también el menor valor es para M-T/S (sin diferencias significativas respecto de T/S y S monocultivo), con un comportamiento diferente respecto de CC-S.

Si bien las concentraciones de P y N no están asociadas, las cantidades perdidas de N y de P están altamente correlacionadas ($r=0,89$), y cada una de ellas depende del volumen escurrido (Figura 3). El volumen escurrido explica el 58% de la pérdida de N y el 81% de la pérdida de P. Esta mayor asociación del P puede explicarse por la preferencia de este elemento a ser transportado por el escurrimiento superficial y erosión de partículas de suelo (Matson *et al.* 1997).

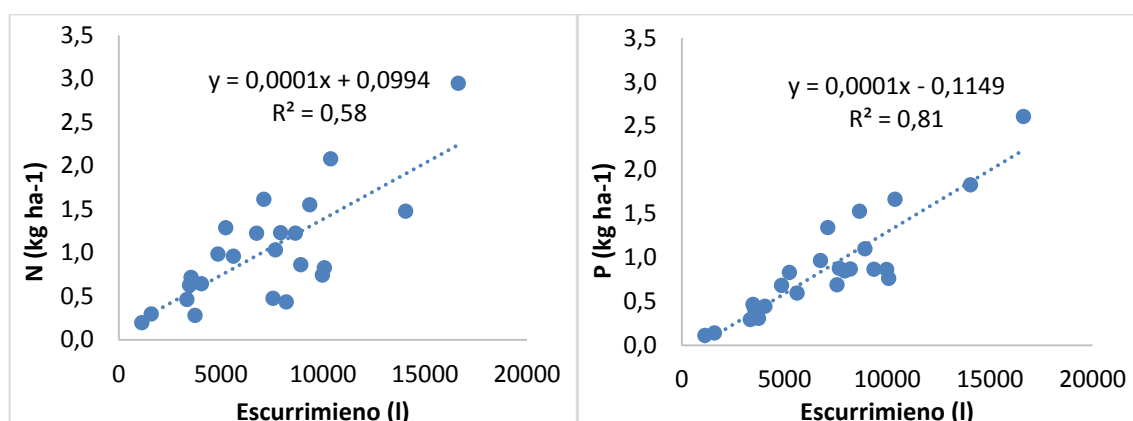


Figura 3: Regresiones lineales simples a) volumen de escurrimiento y cantidad de N perdida y b) volumen de escurrimiento y cantidad de P perdida.

En general, cualquier monocultivo es excluido como buena práctica agrícola ya que la simplificación que impone al agrosistema impacta sobre la sustentabilidad en el largo plazo. En particular, el monocultivo de soja o su elevada frecuencia en la rotación generan balances negativos de carbono y nutrientes debido a la rápida velocidad de reciclado de



sus residuos con baja relación C:N que conduce a la degradación del suelo (Caviglia & Andrade, 2010). Resultados de ensayos de largo plazo con alta frecuencia de soja confirman la reducción de los contenidos de C, N y P en el suelo (Studdert & Echeverría, 2000; Alvarez, 2001; Satorre, 2005; Barbagelatta & Melchiori, 2007; Salvagiotti *et al.*, 2008; Andriulo *et al.*, 2008). Además, las secuencias de cultivo con alta frecuencia de soja son ineficientes en la captura de otros recursos como la radiación y/o el agua debido a que el suelo permanece con largos períodos de barbecho (Caviglia & Andrade, 2010). Estos períodos sin cultivos y con baja cobertura de residuos en superficie contribuyen a tener pérdidas de agua por escurrimiento y en consecuencia a agudizar el desbalance de nutrientes y constituir potencial fuente de contaminación de sistemas acuáticos.

La investigación de la dinámica de nutrientes y de fracciones contaminantes en los ecosistemas bajo producción agrícola es compleja, a través de un dispositivo experimental como las parcelas de escurrimiento se obtiene información extrapolable a lotes con escurrimiento laminar, pero sus dimensiones y su longitud impiden la evaluación de otros procesos como el encauzamiento en surcos o cárcavas. En este sentido, es necesario profundizar los estudios y explorar otras variables a escala de cuenca.

CONCLUSIONES

Este trabajo aporta datos medidos durante seis años del efecto de la práctica de rotación de cultivos sobre la dinámica del agua y los nutrientes N y P. El monocultivo de soja, aun con implantación de CC durante el invierno, duplica la pérdida de agua por escurrimiento respecto a la rotación M-T/S.

Además del impacto sobre la producción y la conservación del suelo, incrementos en los volúmenes escurridos generan arrastre de N y P que pueden alterar la calidad de cursos de agua superficiales. En consecuencia, la implementación de secuencias de cultivos más diversificadas puede mitigar impactos ambientales por el uso agropecuario.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo en el marco de los Proyectos PNNAT 1128041, PNNAT 1128043, PNSUELO 1134023 y PRET ERIO 102. Agradecemos la colaboración al personal técnico y de apoyo del Grupo de Recursos Naturales de la EEA Paraná INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use Manage* 17:62–66.
- Andriulo, AE; MC Sasal; AB Irizar; SB Restovich & F Rimatori. 2008. Efecto de diferentes sistemas de labranza, secuencias de cultivo y de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de C y N edáficos. En Galantini JA (ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina*. Pp. 117-129. Asociación Argentina de la Ciencia de Suelo.
- Barbagelatta, PA & RJM Melchiori. 2007. Balance de nutrientes en campos agrícolas de la provincia de Entre Ríos. En Caviglia OP; OF Paparotti & MC Sasal (eds.). *Agricultura Sustentable en Entre Ríos*. Pp. 89-94. Ediciones INTA. 230p.
- Caviglia, OP & Andrade FH. 2010. Sustainable Intensification of Agriculture in the Argentinean Pampas: Capture and Use Efficiency of Environmental Resources. *Am. J. Plant Sci. Biotech.* 3:1-8.
- Darder, ML; AC Caprile & L Milesi Delaye. 2016. Contaminación en agroecosistemas, estudio de caso de la cuenca del arroyo Pergamino, Parte 2 “Ecurrimiento y Plaguicidas”. *RTA* 10 (30): 57-61
- Domżał, H; J Głinski & J Lipiec. 1991. Soil compaction research in Poland. En: C Van Ouwerkerk (ed.). *Soil Compaction and Plant Productivity*. Pp. 99–109. Elsevier. Amsterdam, the Netherlands.
- Hart, MR; BF Quin & ML Nguyen. 2004. Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects. *J. Environ. Qual.* 33:1954-1972.
- Ledesma, JG & OF Paparotti. 1990. Determinación de la erosionabilidad (k de la ecuación universal de pérdidas de suelo) con lluvia simulada para la serie Tezanos Pinto. INTA EEA Paraná. informe técnico de beca.
- Marchetti, R & N Verna. 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy): A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. *Intern. Confer. on Marine Coastal Eutrophication*. Bologna, 21-24 Marzo 1990. *Sci. Total Environ. Suppl.*: 315-336.



- Matson, PA; WJ Parton; AG Power & MJ Swift. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*. 277: 504-508.
- Nani, LA & OF Paparotti. 1993. Determinación de las pérdidas de suelo y agua en parcelas con diferentes cultivos, prácticas de manejo y longitud de pendiente. Informe Plan de trabajo 551010. INTA – EEA Paraná.
- Plan mapa de suelos, Convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. 1998. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos. Memoria Técnica, un Mapa de suelos a escala aprox. 1:100.000 y 14 mapas temáticos a color. EEA Paraná, Serie Relevamiento de Recursos Naturales N° 17 (ISSN-0325-9099). 114 pp.
- Portela, S; A Andriulo; MC Sasal; B Mary & E Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contribution to nitrogen leaching in cropping systems of the pampas: 15N applications in field lysimeters. *Plant Soil*. 289:265-277.
- Rojas, AEC & AA Conde. 1985. Estimación del factor “R” de la ecuación universal de pérdidas de suelo para el centro-este de la República Argentina. *Ciencia del Suelo*. 3 (1-2):85-94.
- Rojas, AEC & JH Saluso. 1993. Probabilidades de ocurrencia del factor “R” de la ecuación universal de pérdidas de suelo. *Ciencia del Suelo*. 10- 11:42-45.
- Salvagiotti, F; KG Cassman; JE Specht; DT Walters; A Weiss & A Dobermann. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: a review. *Field Crops Res* 108:1–13.
- Sasal, MC; I Demonte; A. Cislighi; EA Gabioud; JD Oszust; MG Wilson; N Michlig; HR Beldomenico & MR Repetti. 2015. Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorous fertilization. *J. Agric. Food Chem.* 63 (18): 4444-4448
- Sasal, MC; H Boizard; A Andriulo; M Wilson & J Léonard. 2017. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. *Soil & Tillage Research*. 173: 33 - 41.
- Satorre, EH. 2005. Cambios Tecnológicos en la Agricultura Actual. *Ciencia Hoy* 15: 24-31.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1496-1503.
- Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. 24p.



C6P33. PRESENCIA DE PLOMO EN SUELOS DE USO GANADERO EN ABRA PAMPA, JUJUY

Torres, Carlos G.¹; Díez Yarade, Laura G.^{1 y 2}; Fernández, Gabriela S.^{1 y 2} y Torres, Pablo N.³

¹Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. 4600 San Salvador de Jujuy. Argentina. ²INTA AER Perico. Los Lapachos esq. Los Paraísos. Perico Jujuy. ³Becario CIN. ctorres@fca.unju.edu.ar

RESUMEN

La Puna es una vasta región que ocupa casi el 60% de la superficie de la provincia de Jujuy, es donde se ubican los principales yacimientos mineros y tiene la mayor cantidad de cabezas de ganado de la provincia, que mayormente se producen en pasturas naturales. Durante casi 30 años en Abra Pampa, operó la fundidora de plomo Metal Huasi, dejando a su cierre, una estiba de 15 a 20 mil toneladas de desechos en el centro del pueblo y que en 2009 fue retirada a un vertedero fuera del ejido urbano. A pesar de ello, los residentes continúan soportando el legado de la contaminación por plomo aún después del cierre de Metal Huasi. En 2006 se reveló que el 81% de los 234 niños de entre 6 y 12 años tenían niveles de plomo en la sangre mayores de 5 µg/dL. El objetivo del presente trabajo es determinar la presencia de plomo en suelos utilizados para pastaje de ovinos y camélidos en el sector ENE y ESE desde donde se ubica Abra Pampa, tomando en cuenta la dirección dominante de los vientos, asumiendo que este es el agente dispersante de partículas transportados desde donde se ubicaba la estiba con plomo residual hasta los campos de pastoreo. Las muestras de suelo fueron tomadas de forma aleatoria dentro de predios alambrados y en campo abierto, a una profundidad de 10 cm, en cantidad de 1,5 kg, y analizadas mediante fotometría de absorción atómica, resultando contenidos variables y por debajo de los límites recomendados por la normativa provincial, pero es importante destacar que una de las muestra presenta concentraciones cercanos al valor máximo de referencia (350 µg.kg⁻¹), por lo que necesario intensificar los muestreos.

Palabras clave: plomo en suelos, degradación, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La Puna es una vasta región que ocupa casi el 60% de la superficie de la provincia de Jujuy, es donde se ubican los principales yacimientos mineros y tiene la mayor cantidad de cabezas de ganado de la provincia, casi 700.000 cabezas de ovinos, caprinos, camélidos, bovinos, equinos, asnales (Cruzate, *et al.*, 2005). Esta producción se realiza en pasturas naturales y en muy pequeños predios con pasturas introducidas. La producción ganadera es considerada como uno de los mayores usuarios antropogénicos de la tierra, es decir con mayores impactos ambientales (Herrero, 2014). Consecuencia de ello, los cambios en la composición florística y el deterioro de los suelos en la puna jujeña, se tiene como uno de los factores principales a la presión de carga animal sobre el ecosistema, que es lo que está provocando un desequilibrio ambiental con áreas en procesos de desertificación (Braun Wilke y Pichetti, 1999).

El suelo recibe el impacto de las acciones antrópicas vinculadas a la producción agropecuaria, industrial, a la minería y a los residuos originados en centros urbanos, aunque es conocido también que entre sus funciones ecológicas, el suelo tiene capacidad depuradora, que depende de determinadas características como la actividad biológica, contenidos de materia orgánica y arcillas, elementos éstos que influyen directamente en la capacidad de intercambio catiónico. Pero por muy favorable que sean estas condiciones, la capacidad depuradora no es ilimitada, por lo que no puede asimilar, inmovilizar, inactivar y degradar los contaminantes que recibe, por lo cual, en un determinado momento, cuando se superan los umbrales críticos, puede transferir los contaminantes a otros medios e incorporarlos a las cadenas tróficas (Heredia & Fernández Cirelli, 2008).

La contaminación del suelo constituye uno de los aspectos más problemáticos en lo que consideramos como degradación del suelo, por lo que la calidad del suelo, es decir su capacidad para desarrollar una serie de funciones, puede verse afectada negativamente por la contaminación. Aceptamos como contaminación del suelo, al incremento de la concentración de una sustancia que produce efectos desfavorables que se traducen en una pérdida de aptitud para el uso o que lo hacen no utilizable, a menos que se lo someta a tratamientos previos de remediación (Giuffré *et al.*, 2008).

La actividad extractiva y procesadoras de minerales en todo el mundo ocasiona problemas de contaminación de aire, agua y suelos que son causas de permanentes demandas sociales, movilizaciones y puebladas, que dejan en claro el crecimiento de la demanda social por un ambiente sano. Nuestro país no es ajeno a estas situaciones donde vecinos auto convocados bajo consignas como “no a la minería” en Trelew, Chubut, o “el Famatina no se toca” en Chilecito, La Rioja, han impedido la instalación de proyectos mineros de envergadura. No obstante y pesar de varios casos localizados de



problemas de contaminación minera como Jáchal, en la provincia de San Juan o Ranchillos, en Tucumán, la actividad minera en nuestro país está promocionada y legitimada como política de desarrollo nacional (Mamani & Altamirano, 2017).

La planta fundidora de plomo Metal Huasi operó en el centro del pueblo de Abra Pampa por casi 30 años antes de cerrar definitivamente a finales de los años ochenta. Cuando Metal Huasi cesó sus operaciones, dejó una estiba de 15 a 20 mil toneladas de desecho en el sitio de la ex fundidora en el centro del pueblo (Figura 2) y que en 2009 fue retirada a un vertedero fuera del ejido urbano. A pesar de ello la población de Abra Pampa se ha visto afectada por la presencia de plomo y metales pesados de la desde que abrió Metal Huasi y estuvo funcionando. Los residentes continúan soportando el legado de la contaminación por plomo aún después del cierre de Metal Huasi. En 2006 el Grupo de Investigación de Química Aplicada (INQA) de la Universidad Nacional de Jujuy reveló que el 81% de los 234 niños de entre 6 y 12 años tenían niveles de plomo en la sangre mayores de 5 µg/dL, el punto en que empezaban los efectos médicos adversos, lo cual muestra una violación del derecho a la salud de los residentes de Abra Pampa (Dulitzky *et al.*, 2008).

Los depósitos de residuos mineros e instalaciones en estado de abandono, sin ningún tipo de rehabilitación/remediación, o donde ésta ha sido incompleta o negligente son conocidos en Iberoamérica como “pasivos ambientales mineros”. La Asociación de Servicios de Geología y Minería de Iberoamérica (ASGMI), define a los pasivos ambientales mineros, como aquellos elementos tales como instalaciones, edificaciones, superficies afectadas por vertidos, depósitos de residuos mineros, tramos de cauces perturbados, áreas de talleres, parques de maquinaria o parques de mineral que, constituyen un riesgo potencial permanente para la salud y seguridad de la población, para la biodiversidad y para el medio ambiente (Arranz González, 2015).

La producción de carne, cueros, lanas y fibras de ovinos, caprinos, bovinos y camélidos, son utilizados para abastecimiento del mercado local y provincial. El objetivo del presente trabajo es determinar la presencia de plomo en suelos utilizados para pastaje de ovinos y camélidos en el sector ENE y ESE desde donde se ubica Abra Pampa, tomando en cuenta la dirección dominante de los vientos, asumiendo que este es el agente dispersante de partículas transportados desde donde se ubicaba la estiba con plomo residual hasta los campos de pastoreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación

La localidad de Abra Pampa (22°43S; 65°41W) es cabecera del Departamento Cochinos en la provincia de Jujuy y se encuentra ubicada en la cuenca media del Río Miraflores que desemboca en la laguna de Guayatayoc – Salinas Grandes. Cuenta con una población de 7.496 habitantes en el área urbana y 9.425 habitantes en total (INDEC, 2001).

Clima

Las condiciones climáticas son propias de la altiplanicie conocida como Puna. Esta localidad, llamada también “la Siberia Argentina” se encuentra a 3.484 msnm, presentando una precipitación media anual de 248 mm (Bianchi, 1992), la temperatura media anual es de 12°C (Buitrago, 1999) con una amplitud térmica que puede llegar a los 30°C entre el día y la noche; respecto a los vientos, los de mayor frecuencia (N) ocurren desde el Este, y le siguen los del Norte, Sud y Oeste (E 193; N 170; S 142 y W 118). Respecto a la velocidad media (VM) medida en m.seg⁻¹ los del Oeste son los de mayor VM, siguiéndole los vientos del Norte y menores los del Este y Sud respectivamente (W: 14; N: 10; E: 8; S: 7) (Braun Wilke *et al.*, 2013).

Suelos

El área donde se iniciaron los muestreos de suelos, corresponde al sector E NE y N, tomando como referencia la localidad de Abra Pampa. Se corresponde con pediplanos extensos ubicados entre el piedemonte y aluviones actuales, disectados por cauces o desagües. La pendiente es de hasta 5% con deposiciones eólicas en los interfluvios. El paisaje es estabilizado. Son suelos de bajo grado de desarrollo por las condiciones ambientales, con secuencia de horizontes A₁; C₁; C₂; algo excesivamente drenados, estructura masiva y aptitud de uso ganadero. Corresponden a la Serie Puesto del Marquez, (Rocca *et al.*, 1984). Los suelos se encuentran afectados por proceso erosivos eólicos en mayor medida, con deposiciones de arena en espesores variables y formación de dunas, encontrando áreas con grados de severo a grave en sectores adosados al río Tabladitas (Torres *et al.*, 2015), que recorre de Este a Oeste el área de muestreo (Figura 1).



Figura 1: Paisaje del área de estudio

Muestreo

Es importante destacar que se ha tomado al viento, como el agente dispersor del Pb en el sector muestreado, que se mantuvo acumulado en la estiba de la ex fundidora Metal Huasi, por más de 20 años, expuesto a la acción del agua y del viento. Analizando frecuencia y velocidad media de los vientos, se infiere que en el sector NE deberían encontrarse suelos con uso actual ganadero, con presencia de Pb.

Las muestras de suelo fueron tomadas de forma aleatoria dentro de predios alambrados y en campo abierto, a una profundidad de 10 cm, en cantidad de 1,5 kg y acondicionadas para su traslado al laboratorio, donde fueron divididas en partes iguales para análisis de parámetros fisicoquímicos convencionales de suelos y para la determinación de Pb. Este elemento químico contaminante, fue determinado por absorción atómica. En la Figura 2, se indica la ubicación del área urbana, la estiba de la ex fundidora y la zona de muestreo de suelos.



Figura 2: Ubicación del área urbana, la fundidora y zona de muestreo de suelos.



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados analíticos de las muestras de suelos, se presentan en la Tabla 1, donde se pueden observar aspectos sobresalientes de las características edáficas de los suelos bajo estudio. Los horizontes superficiales presentan matriz arenosa, coincidente con las deposiciones del material transportado por el viento; la presencia de coloides tanto mineral como orgánico son extremadamente bajos, salvo la Muestra 5 que fue tomada cerca del margen derecho del río Miraflores, evidenciado una influencia del río en el transporte y deposición del material arcilloso.

Tabla 1: Análisis Granulométrico, Nutrientes disponibles, Conductividad Eléctrica y pH en muestras de suelos del sector NE de Abra Pampa.

	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Muestra 4	Muestra 5	Muestra 6
Profund. cm	0 -10	0 -10	0 -10	0 -10	0 -10	0 -10
Arcilla %	0	0	5,00	0	27,50	0
Limo %	2,50	2,50	7,50	2,50	25,00	2,50
Arena %	97,50	97,50	87,50	97,50	47,50	97,50
Clase USDA	A	A	A	A	FaA	A
pH H₂O 1:2,5	6,95	6,76	6,84	7,17	7,35	7,56
Mat. Org. %	0,19	0,23	0,71	0,11	6,23	1,65
C org %	0,11	0,13	0,41	0,07	3,62	0,96
Nitróg. total %	0	0	0'05	0	0,3	0,11
P extr. mg.kg⁻¹	5	12	15	14	38	25
K disp. mg.kg⁻¹	27	59	187	94	764	445
CE dS.m⁻¹	0,162	0,164	0,200	0,132	1,229	0,593
pH	6,72	6,54	6,63	6,95	7,12	7,33

Las muestras tomadas en los campos de uso ganadero, evidencian presencia de Plomo en cantidades variables, después de unos 9 años que se retiró la estiba con residuos del proceso industrial, del sitio donde se ubicó mientras la fundidora estuvo en actividad y luego de la actividad por casi 30 años. En la Tabla 2, se muestran los resultados de los análisis de las muestras de suelo, determinados mediante espectrometría de absorción atómica.

Tabla 2: Contenido de Plomo en Muestras de Suelos.

Muestras	Plomo en $\mu\text{g.kg}^{-1}$
1	0
2	340
3	90
4	150
5	130
6	0

De la Tabla 2, se observa que las muestras que se ubican en el cardinal Este, respecto a la localización de la estiba, es donde se encuentran mayores contenidos de plomo en suelo, coincidente con la dirección de vientos que presentan una mayor velocidad media.

CONCLUSIONES

Se detectó la presencia de Plomo en suelos de uso ganadero de los campos de pastoreo aledaños a la localidad de Abra Pampa, en el sector E y NE, respecto al centro urbano, donde se ubicaba la estiba con residuos de plomo de la ex fundidora Metal Huasi.

Si bien los contenidos de plomo detectados en esta oportunidad, se encuentran en general por debajo de los límites recomendados por la normativa provincial, es importante destacar que una de las muestra presenta concentraciones cercanos al valor máximo de referencia ($350 \mu\text{g.kg}^{-1}$).

La intensificación de muestreos permitirá un conocimiento más acabado y preciso, para efectuar recomendaciones tendientes a remediación de los suelos, o un manejo apropiado de la ganadería local.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia y Técnica y Estudios Regionales (SeCTER), de la Universidad Nacional de Jujuy por el financiamiento y apoyo logístico.

BIBLIOGRAFÍA

- Arranz González, JL. 2015. La remediación y rehabilitación. Área de Recursos Energéticos y Sostenibilidad Minera. Instituto Geológico y Minero de España. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Boletín N° 27. Simposio Nacional sobre Contaminación y remediación de Suelos. Santiago de Chile.
- Braun Wilke, R; E Santos; LP Pichetti; M Larrán; G Guzman; C Colarich; C Casoli. 2013. Carta de Aptitud Ambiental de la Provincia de Jujuy. 2^{da} Edición. Editorial Universidad Nacional de Jujuy. San Salvador de Jujuy.
- Braun Wilke, R & LPE Pichetti. 1999. Deterioro de los Recursos Naturales en la Puna de Jujuy – Argentina. Agraria. Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy. Vol I N° 4.
- Buitrago, LG 1999. El Clima de la Provincia de Jujuy. Cátedra de Climatología y Fenología Agrícola. Facultad de Ciencias Agrarias. San Salvador de Jujuy. II Edición. EdiUNJu.
- Cruzate, G & JL Panigtti. 2005. Suelos y Ambientes de la República Argentina. CD. Ediciones INTA. Buenos Aires.
- Dulitzky, A; D Nasr; E Spangenberg; M Vail; C Willett; M Wooten. 2008. Abra Pampa: pueblo contaminado, pueblo olvidado. Clínica de Derechos Humanos. Facultad de Derecho. Universidad de Texas, Austin.
- Giuffré, L. 2008. Agrosistemas: impacto ambiental y sustentabilidad. 1^{ra} Edición. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.
- Heredia, O & A Fernández Cirelli. 2008. Importancia de las propiedades de los suelos en la determinación del riesgo de contaminación de acuíferos. Ciencia del Suelo 26 (2): 131-140.
- Herrero, MA; S Gil; G Revuelto; G Sardi. 2014. La producción animal y el ambiente. BMDPress. 1° Edición. Buenos Aires.
- Mamani, V & F Altamirano. 2017. Suelos contaminados con plomo: una propuesta de biorremediación. V Jornadas sobre Ciencias del Suelo para Estudiantes y Jóvenes Profesionales. San Salvador de Jujuy.
- Rocca, EO; LG Buitrago; EE Santos. 1983. Estudios de Suelos de la Puna Jujeña. 1^{ra} Parte. Universidad Nacional de Jujuy. Proyecto Especial Multinacional OEA/065.
- Torres, CG; GS Fernandez; HE Lamas. 1998. Erosión actual de los suelos agrícolas de la provincial de Jujuy. Revista Agraria. Vol I N° 3. Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias. UNJu. Pág 67-74. ISSN 0328-8080.



C6P34. EFECTOS DE GLIFOSATO SOBRE *EISENIA FETIDA* EN UN SUELO DE ENTRE RÍOS

Turín, Brenda¹; Hernández, Juan Pablo; Cerana, Jorge y Lallana, María del Carmen.

¹Becaria CIN. Estímulo a las Vocaciones Científicas. Consejo Interuniversitario Nacional. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Ruta Provincial N° 11 Kilómetro 10,5. Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

renda_turin@yahoo.com.ar

RESUMEN

El incremento de la superficie sembrada bajo el sistema de siembra directa, con soja resistente al herbicida glifosato (RR) ha hecho que se aumente de manera exponencial el uso de este herbicida para el control de malezas. Con el fin de detectar posibles efectos del mismo en organismos del suelo, se realizaron bioensayos de toxicidad con *Eisenia fetida*, cuantificando letalidad y subletalidad, ante exposición en papel filtro y suelo de este herbicida. En el primer caso se observó bajo porcentaje de letalidad y una significativa pérdida de peso ante incrementos de las dosis, lo que no se aplicó para el caso del suelo, ya que en el mismo no se detectaron efectos negativos, lo que podría ser explicado por el efecto de adsorción y desorción que tiene el herbicida en los coloides del suelo.

Palabras claves: bioensayo; glifosato; *Eisenia fetida*

INTRODUCCIÓN

En los últimos 20 años, Argentina experimentó enormes transformaciones, relegando la actividad ganadera y extendiendo la superficie agrícola. Este cambio se concentró en la soja, que se convirtió en el cultivo dominante en amplias zonas. Con el fin de mantener el suelo cubierto con residuos vegetales durante la siembra y así reducir la erosión causada por el agua se difundió la siembra directa, combinada con herbicidas para el control de las malezas. La aparición de variedades de soja resistente a glifosato contribuyó a extender el cultivo a zonas con tierras difíciles de laborear como en los suelos Vertisoles de Entre Ríos. Actualmente, el 95% del área sembrada es del tipo RR, que debido a su eficiente control, ha permitido una gran reducción de los costos de producción. (Satorre, 2005). El efecto de los plaguicidas sobre las lombrices es variable, algunos tienen un efecto letal y poca o ninguna toxicidad sobre ellas. (Yolmar Ríos, 2012). En un estudio realizado en Colonia Ensayo, Entre Ríos, se determinó que la presencia de residuos de glifosato y su metabolito AMPA encontrados bajo un sistema agrícola afecta la abundancia de lombrices de tierra, por lo que estas pueden ser utilizadas como indicadores de evaluación de la sustentabilidad y perturbación del suelo. (Masin, *et. al.*, 2015).

En un ensayo realizado en suelos de Santa Fe y Entre Ríos, se comprobó la importancia del fenómeno de adsorción-desorción del herbicida glifosato. Luego de una aplicación al suelo, la recuperación de un valor reducido indica que gran parte se adsorbe por partículas sólidas (Maitre *et. al.*, 2008).

Lallana, M. del C y Foti, N, realizaron un ensayo de germinación de lechuga sobre suelo y rastrojo de soja, con aplicaciones sucesivas de glifosato, en lotes de Entre Ríos y encontraron una mayor reducción del crecimiento radical de lechuga sobre rastrojo que en el suelo, quedando un bajo efecto residual en este último (Anglada *et.al.*, 2017).

El objetivo de este trabajo fue detectar efectos de letalidad y subletalidad del herbicida glifosato sobre *Eisenia fetida*, en un suelo característico de Entre Ríos.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Organismos Utilizados en el Bioensayo

Organizaciones de estandarización internacionales han seleccionado las lombrices *Eisenia fetida* y *Eisenia andrei* como organismos apropiados para el monitoreo de ecosistemas terrestres (OECD 1984, ISO 11268-1 1993, OECD 2004). Para cumplir con los objetivos del presente trabajo, se consideró de importancia contar con individuos confiables en cuanto a su homogeneidad y capacidad de respuesta. Para la ejecución del bioensayo se emplearon lombrices de la especie *E. fetida*, criadas en el lombricario instalado en la facultad (FCA – UNER), dichos individuos fueron traídos de la Estación Experimental de INTA Paraná, dándole sus respectivos cuidados como humedad, temperatura y alimentación.



2. Plaguicidas Empleados

El glifosato utilizado, equivalente ácido 48%, (Sal dimetilamina de N-fosfonometilglicina): es un herbicida para el control post-emergente de la mayoría de las malezas anuales y perennes. De acción sistémica, es absorbido por hojas y tallos tiernos y se trasloca hacia las raíces y partes subterráneas de los vegetales, ocasionando la muerte de las plantas emergidas.

3. Bioensayos de Exposición

3.1 Exposición en papel

Se desarrolló una metodología por adaptación de la Norma OECD 207 (1984). Se estudiaron cinco concentraciones y un control (Tabla 1), donde cada uno estuvo representado por 10 recipientes de plástico de 250 cc, con papel de filtro de 40 cm². En cada uno se colocó un ejemplar adulto clitelado de *E. fetida* durante 72 horas de exposición, colocándose una tapa previamente agujereada, de modo tal que permita el intercambio de oxígeno. En paralelo se realizó el control, con papel de filtro humedecido con agua.

Se utilizó para las diluciones y blancos agua destilada en equipo de osmosis inversa.

Para hacer más exacta la preparación de las dosis y la aplicación de las mismas se utilizó una micropipeta, preparando en una concentración equivalente a 100 litros de caldo por hectárea.

Las concentraciones fueron preparadas en cantidades equivalentes a litros por hectárea, simulando lo que aplicaría una pulverizadora terrestre. En tabla 1 se encuentran las dosis empleadas en el ensayo con papel.

Tabla 1: Concentraciones de glifosato para aplicación con micropipeta en papel filtro.

Concentraciones preparadas (lt/ha)
Testigo (0) – 3 – 4,5 – 6 – 7,5 – 9

3.2 Exposición en suelo

Se extrajeron muestras pertenecientes al área natural protegida de la Escuela Normal Rural Juan Bautista Alberdi, de la localidad de Oro Verde Entre Ríos (Tabla 2). El suelo fue clasificado como Argiudol ácuico (Serie Oro Verde) (Plan Mapa de Suelos).

Las muestras de suelo, fueron secadas y posteriormente molidas con mortero y pasadas por un tamiz de 2 mm. Se distribuyeron en 60 recipientes de 40cm² a razón de 50 g de suelo por contenedor. Luego se agregó agua destilada, de forma tal de obtener el valor de humedad de suelo a capacidad de campo, de acuerdo a los valores obtenidos con la olla de Richards a 0,3 atm.

Se siguió la metodología adaptada a las normas OECD que han sido redactadas para la evaluación de sustancias químicas en lombrices *E. fetida* / *E. andrei* (OECD 1984 y OECD 2004) que han sido desarrolladas para países de climas templados, reemplazando el sustrato artificial por el suelo testigo.

Las lombrices se dispusieron en los recipientes según las diferentes concentraciones de glifosato que se aplicaron a la muestra de suelo (Tabla 3), en un período de exposición de 14 días.

Al momento de iniciar el ensayo, el contenido de humedad se ajustó al 60 % de capacidad de campo. El contenido de humedad del suelo se mantuvo constante mediante el agregado de agua destilada. Las lombrices seleccionadas adultas y cliteladas, se aclimataron previo al ensayo, durante 3 días en el suelo testigo.



Tabla 2: Análisis de suelo (Laboratorio de Suelo FCA UNER) utilizado en el bioensayo

Determinación	Resultados	Valoración agronómica
ph en agua (1:2,5) – Potenciometría	6,45	Adecuado
Carbono Orgánico (Walkley y Black)	2,79 %	Muy Bien provisto
Materia Orgánica	4,81 %	Muy Bien provisto
Nitrógeno Total (Kjeldahl)	0,277 %	Muy Bien provisto
Relación Carbono:Nitrógeno	10,1	Normal
Fósforo disponible (Bray y Kurtz I)	73,5 mg/kg	Muy Bien provisto
Capacidad Intercambio Catiónico (CIC) (Acetato amonio 1 N ph:7)	30,4 cmol(+)/kg	Alta
Potasio Intercambiable (Fotometría Llama)	1,543 cmol(+)/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Potasio disponible	603,22 mg/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Saturación Potásica	5,1 %	Adecuada
Calcio Intercambiable (Complejometría)	18,7 cmol(+)/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Calcio disponible	3747,5 mg/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Saturación Cálcica	61,4 %	Baja
Magnesio Intercambiable (Complejometría)	4,1 cmol(+)/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Magnesio disponible	498,6 mg/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Saturación Magnésica	13,5 %	Adecuada
Sodio Intercambiable (Fotometría Llama)	0,653 cmol(+)/kg	Baja
Saturación Sódica (PSI)	2,1 %	Baja
Saturación Básica	82,1 %	Optima
Relación K/Mg	0,4	Normal
Relación Ca/Mg	4,56	Normal

La clase textural para este suelo se determinó como franco-arcillo-limoso, con un contenido de 27,6% de Arcilla, 67,9% de Limo y 4,5% de Arena.

Se realizaron dos ensayos de exposición en suelo con dosis crecientes (tabla 3) utilizando micropipeta para la aplicación y llevando la dosis a un equivalente a 100 litros que es lo que actualmente se utiliza en lotes agrícolas de la zona, con pulverización terrestre. Se realiza un blanco utilizando sólo agua destilada (Testigo).

Tabla 3: Concentraciones utilizadas para el ensayo en suelo

Concentraciones preparadas (lt/ha)	
Primer ensayo (Dosis Bajas)	0 (Testigo) – 7,5 – 9 – 10,5 – 12 – 13,5
Segundo ensayo (Dosis Altas)	0 (Testigo) – 15 – 25 – 35 – 45 – 55

4. Procesamiento de datos

El procesamiento de datos se utilizó el programa Infostat versión estudiantil. La variable diferencia de peso se analizó a través de un análisis de la varianza de una vía (DCA), previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad de errores. Para el análisis de la varianza se utilizó el test LSD de Fisher y también se realizó una regresión lineal de los datos obtenidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se observa en la tabla 4, el efecto de letalidad sólo se cuantificó en un individuo, presentando el resto una pérdida de peso (figura 1), la diferencia de peso (peso final – peso inicial) al aumentar la dosis fue mayor.

Tabla 4: Pérdida de peso y letalidad ante diferentes dosis en papel filtro

Dosis (lt/ha)	Medias pérdida de peso (mgr)	Medias pérdidas de peso (%)	Efecto de letalidad sobre las lombrices (% de lombrices muertas)	n	E.E.	
4,5	-157,15	- 36,39	-	10	15,35	A
6	-135,65	- 32,44	-	10	15,35	AB
7,5	-96,74	- 28,80	-	10	15,35	BC
9	-95,71	- 24,96	10%	10	15,35	BC
3	-93,64	- 22,01	-	10	15,35	BC
0	-72,5	- 15,24	-	10	15,35	C

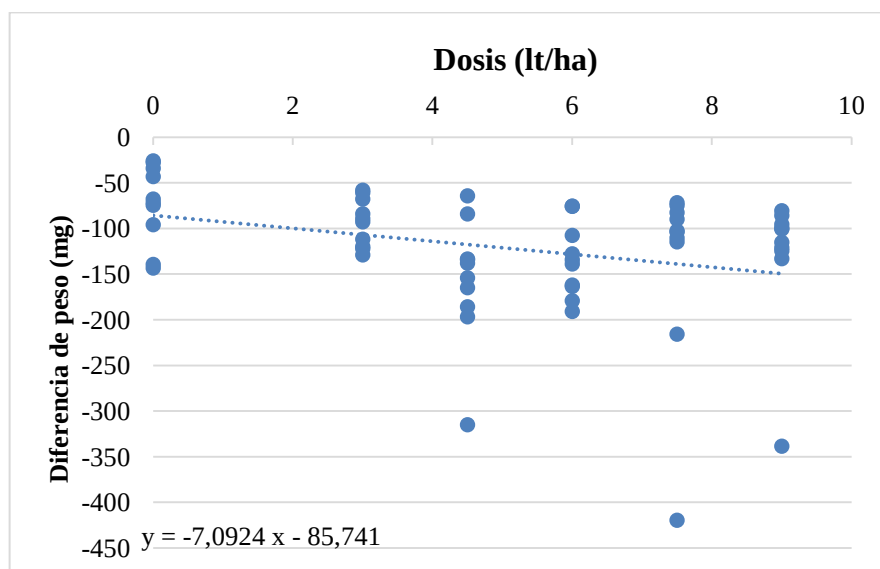


Figura 1: Diferencia de peso (mg) según dosis en papel filtro

En cuanto a los ensayos de toxicidad aguda en lombrices empleando suelo para evaluar posibles indicadores de toxicidad ante diferentes dosis de glifosato. Se expusieron lombrices a suelo, impregnado con diferentes concentraciones de glifosato de uso agrícola, según lo descrito en Materiales y Métodos, donde se evaluó el porcentaje de mortalidad y la pérdida de peso para cada concentración. En la tabla 5 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 5: Análisis estadísticos de efectos de pérdida de peso con diferentes dosis de glifosato en suelo

Dosis (lt/ha)	Medias de pérdida de peso (mg)	n	E.E.	
10,50	30,03	10	9,44	A
12,00	34,26	10	9,44	A
13,50	37,34	10	9,44	A
0,00	37,95	10	9,44	A
9,00	38,30	10	9,44	A
7,50	56,02	10	9,44	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

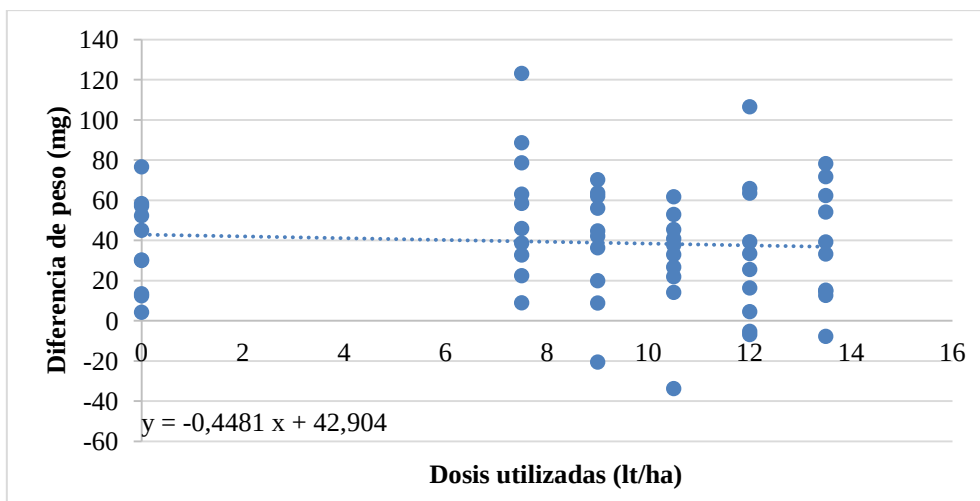


Figura 2: Diferencia de peso (mg) según dosis en suelo

Al observar un efecto de pérdida de peso significativo ni muerte en las lombrices con dosis bajas, se utilizaron dosis más elevadas en el ensayo en suelo.

Tabla 6: Análisis estadísticos de efectos de pérdida de peso con diferentes dosis de glifosato en suelo

Dosis (lt/ha)	Medias de pérdida de peso (mg)	n	E.E.	
45,00	71,33	10	9,22	A
15,00	73,52	10	9,22	A
35,00	73,57	10	9,22	A
0,00	75,33	10	9,22	A
55,00	80,62	10	9,22	A
25,00	81,43	10	9,22	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

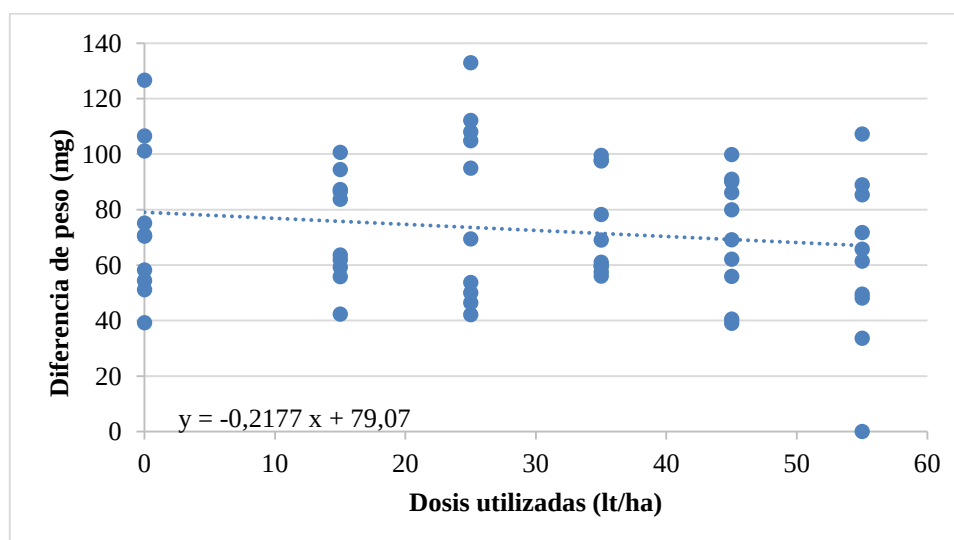


Figura 3: Diferencia de peso (mg) según dosis en suelo



CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en papel, con exposición directa, manifiestan el efecto subletal del glifosato, reflejándose en una pérdida de peso de los ejemplares al incrementarse las dosis de glifosato utilizadas.

En cuanto a la exposición de *Eisenia fetida* en suelo, no se identifican diferencias significativas en cuanto al crecimiento de los ejemplares expuestos a altas dosis de glifosato. Observándose un efecto buffer del suelo sobre la toxicidad del herbicida sobre los individuos. El suelo utilizado, de acuerdo a los análisis, posee un alto valor de Capacidad de Intercambio Catiónico, lo que puede favorecer la adsorción de la molécula del herbicida, sumado a los altos contenido de arcilla.

AGRADECIMIENTOS

Zamero, M.; Befani, R.; Schenfeld, M. del laboratorio de suelo de la Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. Masin, C. de INTEC, Santa Fe.

BIBLIOGRAFÍA

- Anglada, M.M.; Cerana, J.A; Elizalde, J.H.I; Hernández, J.P.; Masin, C.E; Lallana, M. del C.; Rodríguez, A.R; Maidana, A; Foti, N; Toledo, C.E.R.; Panario, M.; Riffel, M.F.; Tortul, P.; Pezzini, F. 2017. Bioensayos para la detección de plaguicidas como agentes contaminantes en los componentes del sistema soja: suelo-rastrero. Un enfoque interdisciplinario. Ciencia, Docencia y Tecnología. Suplemento. Vol 7. N° 7.
- Bozzo, A. 2010. Persistencia del glifosato y efecto de sucesivas aplicaciones en el cultivo de soja en agricultura continua en siembra directa sobre parámetros biológicos del suelo. Tesis de Magister en ciencias ambientales. Universidad de la República Facultad de Ciencias, Maestría en Ciencias Ambientales, Montevideo, Uruguay.
- Maitre, M.; Lorenzatti, E.; Lenardón, A.; Enrique, S. 2008. Adsorción-desorción de glifosato en dos suelos argentinos. Natura Neotropicales. 39. 1y2.
- Masin, C.; Rodríguez, A; Maitre, M.; Cerana, J.; Hernández, J.; Anglada, M.; Elizalde, J.; Lallana, M. 2015. Riqueza de lombrices de tierra en un argiudol bajo cultivo de soja (Colonia Ensayo, Entre Ríos). Revista Científica Agropecuaria. 19(1-2):39-50.
- Piola, L. 2011. Ensayos ecotoxicológicos para la evaluación del impacto de plaguicidas en suelos agrícolas de Argentina. Tesis doctoral de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área de Química Biológica.
- Satorre, E. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Ciencia Hoy. Vol 15. N° 87
- Yolmar Ríos, S. 2012. Importancia de las lombrices en la agricultura. Sistemas integrados de producción con no rumiantes. 47-52.



C6P35. CARACTERIZACIÓN DE ÁREAS DE APOORTE EN UNA CUENCA HIDROGRÁFICA PARA EL MONITOREO DE PLAGUICIDAS EN AGUA SUPERFICIAL

Van Opstal, Natalia V.¹; Galizzi, Flavio²; Sasal, María C.¹; Gagneten, Ana M.³; Wilson, Marcelo G.¹; Gabioud, Emmanuel A.¹ y Seehaus, Mariela S.¹

¹INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. ²Bolsa de Cereales de Entre Ríos. ³UNL Facultad de Humanidades y Ciencias. vanpostal.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN

La incorporación de tierras a la agricultura produce procesos de degradación de recursos naturales e incremento de riesgos ambientales, siendo los plaguicidas potenciales fuentes de contaminación de agua superficial. Objetivo: caracterizar diferentes áreas de aporte de plaguicidas dentro de una cuenca hidrográfica, para seleccionar áreas de monitoreo de calidad de agua superficial y su efecto sobre comunidades acuáticas. Sitio de estudio: cuenca del arroyo Estacas, en el norte de Entre Ríos, que en los últimos años ha experimentado una reducción de la superficie cubierta por bosques nativos e implementación de manejos agrícolas, con mayor uso de plaguicidas. Se sistematizó información antecedente a partir de mapas de suelo, erosión hídrica, cobertura, relieve y catastrales de la cuenca. Se analizó información satelital de las últimas 5 campañas de superficie ocupada con diferentes cultivos y sistematizada para control de erosión, que permitirán estimar carga de plaguicidas utilizados anualmente. Se identificaron tres áreas con características edáficas y uso del suelo diferentes, que pueden condicionar el aporte y presentar diferencias en cuanto al transporte de plaguicidas (cuenca alta, media y baja). Las tres áreas tienen características contrastantes; cuenca alta presenta menor superficie agrícola, y cuenca baja mayor superficie agrícola. La superficie sistematizada en la cuenca alta (12,3%) y baja (17,6%), son las de mayor superficie sistematizada. La evolución de la superficie ocupada por cultivos denota incremento del área total cultivada con soja, acompañada por trigo. La superficie ocupada con maíz y sorgo disminuyó. Se seleccionaron sitios en las distintas áreas, se ubicaron 9 puntos de muestreo, para el monitoreo de la calidad de agua través de parámetros fisicoquímicos, composición cuali y cuantitativa del zooplancton como comunidad indicadora de calidad ambiental y carga de plaguicidas. La información generada permite identificar áreas de intervención para la conservación del suelo, el agua y los servicios ecosistémicos.

Palabras claves: Esguerrimiento, agroquímicos, calidad del agua.

INTRODUCCIÓN

El área de bosques nativos de Entre Ríos ha experimentado en los últimos años un fenómeno de cambio en el uso de la tierra a través de la conversión de ecosistemas naturales a cultivados y la simplificación de los esquemas de rotaciones agrícolas, con tendencias al monocultivo de soja que comprometen la sustentabilidad de los sistemas de producción actuales y afectan los servicios ecosistémicos de los que depende.

La frontera agrícola ha avanzado en distintas zonas de Argentina. Se estima que desde 1935 se ha perdido cerca del 70% de los bosques nativos, con una tasa de deforestación de 250.000 ha por año (UMSEF, 2007). En la provincia de Entre Ríos de las 2,5 millones de hectáreas de bosques nativos que poseía a principios del Siglo XX, sólo se verificaron 1,4 millones de hectáreas en el año 2005 (Muñoz *et al.*, 2005). En general, la incorporación de tierras a la agricultura se realiza sin planificación previa del uso y manejo del suelo. En consecuencia, se producen procesos de degradación de los recursos naturales con incremento de riesgos ambientales, comprometiendo además la sustentabilidad de los sistemas productivos de la región (Wilson *et al.*, 2007).

Los plaguicidas representan potenciales fuentes de contaminación ambiental. Distintos impactos sobre la calidad del agua derivan fundamentalmente del aporte difuso de fugas de plaguicidas por deriva, esguerrimiento o erosión. En el caso particular de la provincia de Entre Ríos, las características naturales de topografía ondulada así como la baja capacidad de infiltración de sus suelos y las precipitaciones intensas en primavera-verano-otoño, incrementan el riesgo de contaminación de los cursos de agua superficiales por esguerrimiento desde agroecosistemas (Vera *et al.*, 2012; Primost *et al.*, 2015). En tal sentido, los ambientes acuáticos son sistemas de significativa vulnerabilidad, debido a que constituyen los receptores naturales de los formulados comerciales utilizados en las actividades agrícolas (Manahan, 2007).

Los bosques nativos en Entre Ríos se localizan en la región centro-norte de la provincia en las cuencas de ríos importantes. Particularmente, el arroyo Estacas está ubicado en el norte de Entre Ríos es afluente del arroyo Feliciano y

éste del río Paraná (Figura 1). La cuenca ha experimentado una reducción de la superficie cubierta por bosques nativos, siendo de 19,3% en el período de estudio 1991-2011, con una tasa anual de deforestación de 1,12% en decenio 1991-2001 y de 0,91% en el segundo decenio (Sabattini *et al.*, 2016). Estos cambios con implementación de manejos agrícolas, predominantemente bajo siembra directa, conlleva el uso creciente de plaguicidas.

El objetivo del presente trabajo es caracterizar diferentes áreas de aporte dentro de la cuenca hidrográfica del A° Estacas, representativa del cambio en el uso de la tierra por avance de la frontera agrícola, para seleccionar áreas de monitoreo de calidad de agua superficial por la carga de plaguicidas y su efecto sobre el zooplancton, con el fin de identificar áreas de intervención para conservación del suelo y del agua dulce superficial.



Figura 1: Delimitación de la Cuenca de estudio y distribución de la red hídrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca del arroyo Estacas (30°41'4,13"S 59°20'13,39" O) está ubicada en el norte del Departamento La Paz (Entre Ríos), abarca una superficie de 754 km², con una longitud de 54 km y una pendiente media de 2,09 %. Dado que desde 2013 constituye un Sitio Piloto del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación (ONDTyD) se ha relevado información que será utilizada para la caracterización de áreas de aporte y definir puntos de monitoreo fisicoquímico, biológico y de plaguicidas.

Se analizaron mapas de suelo, erosión hídrica, cobertura, relieve y catastrales de la cuenca en estudio. A partir de esta información y utilizando el sistema de información SIG de la Bolsa de Cereales de Entre Ríos (SIBER) y sensores remotos, se obtuvo un mapa temático. Las imágenes de mayor resolución cuentan con tamaños de pixel que van de los cincuenta centímetros al metro, que permiten corroborar el uso y estado actual del área en estudio. Se analizó información satelital de las últimas 5 campañas (2012-2013 a 2016-2017) de superficie agrícola, superficie ocupada con diferentes cultivos y superficie sistematizada, que permitirán luego estimar la carga de plaguicidas utilizados anualmente. La descripción de las distintas campañas agrícolas se elaboró con la participación de la Red de Colaboradores de la Bolsa de Cereales que brindan información de campo, ubicación de lotes y estado fenológico de los cultivos, quienes georreferenciaron los lotes para verificar la clasificación realizada a través de las imágenes.

Para el procesamiento de imágenes se utilizaron distintos satélites: Landsat 7 ETM, MODIS Terra, Sentinel 2, Landsat 8 OLI y LISS 3, cuya utilización se fundamenta principalmente en imágenes libres de nubes y fechas que permitan visualizar el ciclo del cultivo (barbecho, cultivo cerrado es decir máxima cobertura del suelo). Respecto a la definición de los lotes sistematizados, se tomaron imágenes del Sentinel 2, fechas del 8 de agosto, 28 de noviembre y 18

de diciembre de 2017, utilizando las bandas 3, 4 y 8 cuya resolución de pixel es de 10 m, permitiendo en base al año en curso, verificar y cuantificar dicha superficie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2 muestra los suelos de la cuenca. Predominantemente son Alfisoles, Vertisoles y Molisoles (39%, 38% y 12%, respectivamente), según la información relevada por el Plan Mapa de Suelos (1990). En la Figura 3 muestra el MDT.

Figura 2: Series de suelos predominantes en la cuenca del royo Estacas. Referencias: CT: Colonia Trece (Ocracualfe vértico); Sau: Saucesito (Ocracualfe vértico); Ba: Banderas (Argiudol vértico); SG: San Gustavo (Peluderte árgico); SG.h1: San Gustavo, fase levemente erosionada (Peluderte árgico); Ra: Ramblones (Peluderte argiudólico); Da: Damasio (Argiudol vértico); Est: Estacas (Ocracualfes típicos); LMu: Las Mulas (Argiudoles vérticos); Ma: Malambo (Argiudoles ácuicos). INTA Paraná

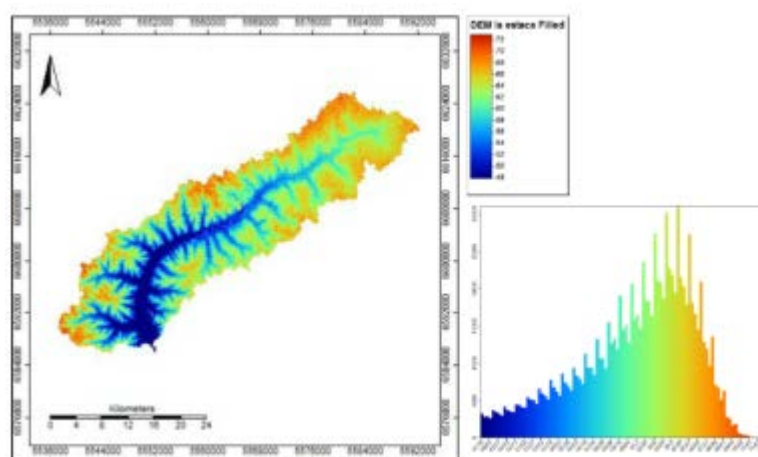


Figura 3: Modelo Digital de Terreno del Sitio Piloto Cuenca Arroyo Estacas (C. Brieva INTA Rama Caída)

En la Figura 4, se presenta el mapa de integración de los factores que inciden en la pérdida de suelo por erosión hídrica (Ecuación Universal de pérdida de Suelo -USLE-). Se observa que el área de mayor riesgo se encuentra ubicada en la parte alta de la Cuenca (al NO próximos a la Ruta 1), áreas con pérdidas de cobertura boscosa que han sido desmontadas. En la parte baja de la Cuenca, próximo a la desembocadura del Arroyo Estacas en el Arroyo Feliciano, se registra un alto factor LS (longitud y gradiente de la pendiente) y lotes pequeños con larga historia de uso agrícola.

A partir del análisis de estos mapas, se identificaron tres áreas con características edáficas y de uso de los suelos diferentes que pueden condicionar el aporte de agua superficial y por lo tanto transportar plaguicidas hacia cursos de agua dulce superficial. Siguiendo esta clasificación se dividió a la cuenca en alta, media y baja. Dada la complejidad del relieve y las distintas pendientes que rigen el sentido del flujo superficial y, a efectos de realizar el análisis de las imágenes y cuantificar superficies de cultivos, se establecieron como límites geográficos las rutas. Las áreas alta y media quedaron delimitadas por la Ruta provincial N° 50 y las áreas media y baja por la ruta s/n (Figura 5).

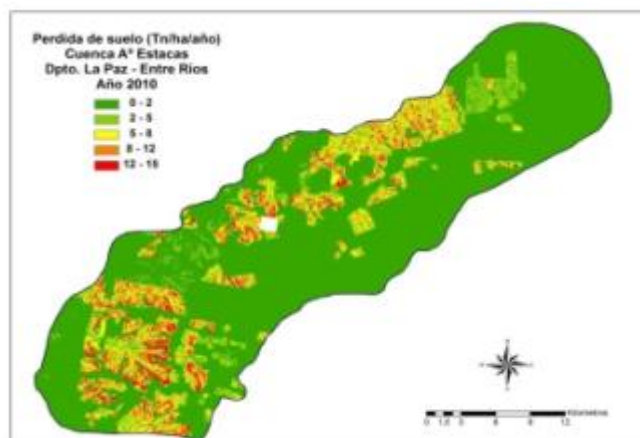


Figura 4: Mapa de pérdida de suelos en la Cuenca del Arroyo Estacas a partir del procesamiento e integración en ArcGIS de los factores intervinientes en la USLE. INTA Paraná.

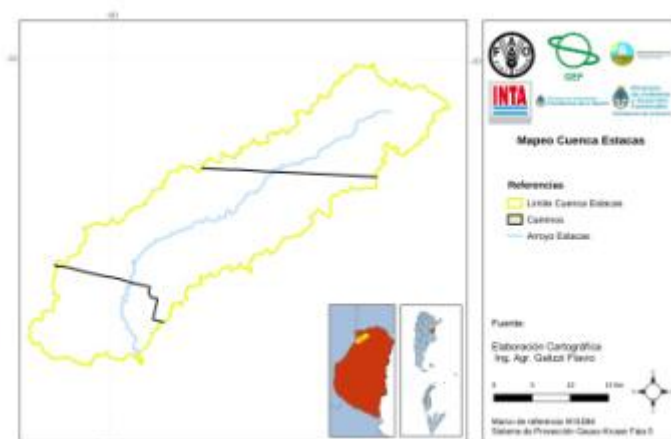


Figura 5: Subdivisión de la Cuenca del Arroyo Estacas en: alta, media y baja, para el monitoreo de la calidad del agua.

La Tabla 1 muestra la superficie que representa cada área de la Cuenca, la superficie ocupada por cultivos (relativo a cada área) y a la Cuenca del Arroyo Estacas en su conjunto. Puede observarse que las tres áreas mencionadas tienen características contrastantes; la cuenca alta es la que presenta menor superficie agrícola respecto al total y en el último año ha presentado un incremento considerable en el desmonte. La cuenca media tiene más acentuada la diferencia entre ambas laderas del Arroyo Estacas, siendo el lado oeste el de mayor superficie de cultivos, y actividad humana. Por otra parte, la cuenca baja es la de mayor superficie agrícola, pero con lotes agrícolas que están más lejos del cauce del arroyo, es decir que el patrón de distribución es distinto que en las otras zonas.

Tabla 1: Superficies de las áreas de monitoreo en la Cuenca del Arroyo Estacas y su relación con los cultivos

	Superficie de cada área		Sup. ocupada por cultivos relativo al área	Sup. ocupada por cultivos relativo al total de la Cuenca
	(ha)	%		
Cuenca Alta	22688	30,08	33,12	9,96
Cuenca Media	37448	49,66	32,12	15,95
Cuenca Baja	15279	20,26	48,40	9,81

Del total de la superficie de la Cuenca, la Cuenca baja comprende sólo un 20,2% de la superficie, siendo la cuenca media la que abarca casi el 50% de la superficie total de la cuenca. La Cuenca baja a su vez, presenta su mayor superficie con cultivos agrícolas, siendo de 48,4% de la misma. No obstante, si se considera la superficie total de la



Cuenca del Arroyo Estacas, los cultivos ocupan el 9,81% de la superficie. Las Cuencas alta y media, presentan 33% y 32% de sus superficies con cultivo, respectivamente. Un dato interesante a destacar es la superficie sistematizada para el control de la erosión hídrica, a través de la construcción de terrazas de evacuación de excedentes hídricos. Las Cuencas alta (12,3%) y baja (17,6%) presentan mayor superficie sistematizada con respecto a la Cuenca media (8,4%). En general, la adopción de tecnología agrícola es muy baja, especialmente en las Cuencas baja y media.

La Tabla 2 muestra la evolución de la superficie ocupada por los cultivos predominantes (soja, trigo, maíz y sorgo) para el período 2012-2017. Se observa un incremento del área total de la Cuenca cultivada con soja, acompañada por el trigo. En contraposición, la superficie ocupada por maíz y sorgo disminuye. Para la campaña 2016-17 el cultivo de soja representa el 74%, de la superficie ocupada por cultivos. Se observa a su vez, que el cultivo de soja se presenta mayormente en las áreas media y baja de la Cuenca.

Tabla 2: Evolución del área sembrada por los cultivos más relevantes en la Cuenca del Arroyo Estacas

Campaña	Sup. de Trigo (ha)				Campaña	Sup. de Soja (ha)			
	C. Alta	C. Media	C. Baja	Total		C. Alta	C. Media	C. Baja	Total
2012-13	354	326	198	878	2012-13	3.244	5.266	2.210	10.720
2013-14	293	599	730	1.622	2013-14	3.606	4.887	4.186	12.679
2014-15	169	560	1.190	1.919	2014-15	2.118	5.123	4.186	11.427
2015-16	390	1.320	719	2.429	2015-16	3.508	4.982	3.279	11.769
2016-17	524	1.805	700	3.029	2016-17	3.587	6.327	4.702	14.616

Campaña	Sup. de Maíz (ha)				Campaña	Sup. de Sorgo (ha)			
	C. Alta	C. Media	C. Baja	Total		C. Alta	C. Media	C. Baja	Total
2012-13	919	226	413	1.558	2012-13	288	984	858	2.130
2013-14	889	533	340	1.762	2013-14	331	814	329	1.474
2014-15	573	208	199	980	2014-15	355	625	276	1.256
2015-16	525	507	301	1.333	2015-16	242	988	502	1.732
2016-17	159	590	176	925	2016-17	372	652	145	1.169

Para realizar el monitoreo de la calidad de agua y la evaluación de la carga de plaguicidas, se analizaron y se seleccionaron sitios en las distintas áreas que tuvieran acceso desde caminos públicos (Figura 6). En tal sentido, se ubicaron 9 puntos de muestreo (PM). En el área alta se ubicó PM1 sobre la traza del Arroyo Estacas y PM6 que capta agua de un curso de primer orden en un área de bosque nativo. En el área media, se ubicaron 2 puntos sobre la traza del Arroyo Estacas (PM2 y PM3) y uno en un curso de primer orden correspondiente a un área de alta intervención (PM5), en el área baja se situaron 2 puntos en la traza del arroyo (PM4 y PM7). Para completar el esquema de muestreo se situaron 2 puntos sobre el Arroyo Feliciano: PM8 aguas arriba y PM9 luego de la desembocadura del A° Estacas.

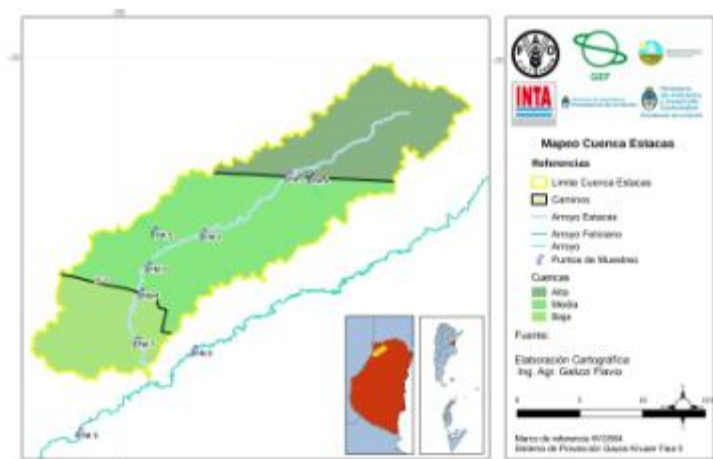


Figura 6: Ubicación de puntos de monitoreo de calidad de agua superficial, destacando las tres áreas en la Cuenca del Arroyo Estacas

CONCLUSIONES

Se caracterizaron tres áreas de aporte diferentes dentro de la Cuenca hidrográfica del A° Estacas y se seleccionaron puntos de monitoreo de calidad de agua superficial para el análisis de variables fisicoquímicas, estructura del zooplancton y carga de plaguicidas, con el objeto de detectar posibles correlaciones entre los tres aspectos considerados. Para tal fin, la cuenca se dividió en cuenca alta, media y baja, estableciendo como límites perimetrales los naturales de la cuenca y dos rutas que la atraviesan en sentido este-oeste.

Se observó que las tres áreas tienen características contrastantes; la cuenca alta es la que presenta menor superficie agrícola respecto al total y la cuenca baja, la de menor superficie agrícola. La cuenca media tiene más acentuada la diferencia entre ambas laderas del Arroyo Estacas, siendo el lado oeste el de mayor superficie de cultivos y evidencia de actividades antrópicas.

El análisis de imágenes satelitales de 5 campañas indicó un incremento del área total de la cuenca cultivada con soja, acompañada por trigo. En contraposición, la superficie ocupada por maíz y sorgo disminuyó. Considerando las tres áreas, se observa que el cultivo de soja se presenta mayormente en las áreas media y baja de la cuenca.

Este trabajo pone el foco en la utilización de información preexistente, encuestas, mapas, imágenes, para dar sustento a la elección de sitios de muestreo. Los observatorios y puntos para monitoreo de calidad ambiental asociados a cambios en el uso de la tierra adquieren valor en el largo plazo, cuando se pueden analizar grandes bases de datos. Por esto, reviste importancia estratégica la elección de los sitios donde realizar los muestreos con el fin de contar con información adecuada y representativa para poder identificar estrategias de intervención para conservación del suelo, el agua dulce superficial y la biota de la cuenca estudiada.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná y del Laboratorio de Ecotoxicología de la Facultad de Humanidades y Ciencias -UNL. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023 y CAI+D 2016 PI 50120150100001LI. Constituye parte de la tesis doctoral de la primera autora. El SP Cuenca A° Estacas pertenece al Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación, liderado por Min. Ambiente de la Nación, CONICET, INTA y FAUBA y Proyecto FAO *Soporte de Decisiones para la Ampliación e Integración del Manejo Sustentable de Tierras (MST)*.

BIBLIOGRAFÍA

- Manahan, S. 2007. Introducción a la Química Ambiental. Ed. Reverté. Barcelona, España. 725 p.
- Muñoz, J de D; S Milera; C Romero & AB Brizuela. 2005. Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II INSUGEO, Miscelánea, 14:169–182.



- Plan Mapa de suelos de la provincia de Entre Ríos. Acuerdo complementario del convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. 1990. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento La Paz, Provincia de Entre Ríos. Tomo I. Serie Relevamiento de Recursos Naturales (7) INTA-EEA Paraná. Entre Ríos. 146 p.
- Primost, J; D Marino; V Aparicio; J Costa; A Ronco & P Carriquiriborde. 2015. Comportamiento ambiental del glifosato en una microcuenca de Entre Ríos. Congreso SETAC LA. Buenos Aires.
- UMSEF (Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal). 2007. Monitoreo de Bosque Nativo, Período 1998-2002 y Período 2002-2006. SAYDS & UMSEF. Argentina. 11 p.
- Vera, MS; E Di Fiori; L Lagomarsino; R Sinistro; R Escaray; MM Iummato; A Juárez; M del Carmen Ríos de Molina; G Tell & H Pizarro. 2012. Direct and indirect effects of the glyphosate formulation GlifosatoAtanor® on freshwater microbial communities. *Ecotoxicology*.21:1805–1816.
- Wilson, MG. 2007. Uso de la Tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad de la Coruña, España. 277 p.
- Sabattini, R A; SMJ Sione; SG Ledesma; J Sabattini & MG Wilson. 2016. Estimación de la pérdida de superficie de bosques nativos y tasa de deforestación en la cuenca del arroyo Estacas (Entre Ríos, Argentina). *Revista Científica Agropecuaria* 20(1-2): 45-56.



C6P36. NITRÓGENO Y FOSFORO EN AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA EN SECUENCIA MAÍZ-TRIGO/SOJA A ESCALA DE MICROCUENCA

Van Opstal, Natalia V.¹; Seehaus, Mariela S.¹; Gabioud, Emmanuel A.¹; Oszust, José D.²; Wilson, Marcelo G.¹ y Sasal, Maria C.¹.

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Ruta Prov. 11 km. 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. ²Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos Ruta Prov. 11 km. 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. vanopstal.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN

La utilización de fertilizantes en la agricultura es una práctica en aumento en las últimas décadas. En Argentina, los agroquímicos de mayor volumen de uso son los fertilizantes nitrogenados y fosforados. Si bien su uso apunta a aumentar el rendimiento y calidad nutricional de los cultivos, también pueden generarse impactos ambientales asociados a la acumulación de N y P en aguas superficiales y subterráneas. El objetivo fue analizar cambios en la concentración de N y P del agua de un embalse y de una napa freática en una secuencia agrícola maíz-trigo/soja a escala de microcuenca (29 ha). El sitio de estudio está en la EEA INTA Paraná, Entre Ríos, con suelo Argiudol ácuico. La unidad de monitoreo consta de 9 pozos en una napa colgante cercana a la superficie. El período de muestreo abarcó entre mayo de 2015 y diciembre de 2017. Las concentraciones de N tanto en el agua freática como superficial fueron inferiores al nivel guía para agua de bebida, aunque se detectaron pulsos con niveles que superaron el doble del umbral de 10 mgNl⁻¹. Estos se asociaron al momento de fertilización nitrogenada en un período de sequía con grietas en el perfil de suelo. Las concentraciones de P en el agua freática fueron bajas y en el agua superficial presentaron valores superiores al nivel guía de eutrofización. Hubo asociación entre las concentraciones de P y períodos con altos volúmenes de precipitaciones, atribuidos al aporte de sedimentos vía erosión hídrica. Los resultados permiten cuantificar el aporte de la producción agrícola como fuente no puntual de contaminación de cuerpos de agua y analizar el destino de N y P provenientes de agrosistemas. El trabajo pone en valor la importancia del monitoreo de largo plazo en la detección de impactos que puede generar la producción agropecuaria sobre el medio ambiente.

Palabras clave: agrosistema, napa freática, embalse artificial

INTRODUCCIÓN

La acumulación de las distintas formas de N y P en los diferentes componentes ambientales genera efectos significativos en los ecosistemas y en la sociedad. Entre los efectos positivos podemos mencionar el aumento en la productividad de ecosistemas naturales y en el rendimiento y calidad nutricional de los cultivos, en tanto que la eutrofización, la pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas constituyen ejemplos de efectos no deseados sobre los ecosistemas. El principal destino de muchos de los nutrientes que se pierden de los sistemas de cultivo es el agua, tanto superficial como subterránea (Adriano *et al.*, 1994; Lake *et al.*, 2003).

En diversas zonas agrícolas del mundo, la utilización de fertilizantes y enmiendas orgánicas (compost, estiércol) constituyen causas de acumulación de nutrientes en aguas superficiales y subterráneas (Andriulo *et al.*, 2000). Si bien en Argentina los agroquímicos de mayor volumen de uso son los fertilizantes nitrogenados y fosforados, su utilización no es suficiente para reponer al suelo el N y P exportados en los productos cosechados (Álvarez & Steinbach, 2006). En efecto, este balance negativo de nutrientes constituye uno de los problemas de degradación de suelos más relevantes en el país. Por esto, cobra relevancia el monitoreo de nutrientes en el agua y el análisis integral tanto de la dinámica y flujos de agua y de nutrientes en el agrosistema como de la sincronía entre aporte vía fertilización y demanda por parte de los cultivos. Esto último permite mejorar la eficiencia de uso por parte de los cultivos y reducir las pérdidas hacia aguas superficiales y subterráneas (Rimski-Korsakov *et al.*, 2009).

El estudio de los cambios en la calidad de agua en agrosistemas, así como la definición de medidas de mitigación integralmente viables, requieren la comprensión de los flujos de agua y nutrientes. Se visualizan dos vías de aporte difuso de agroquímicos desde agrosistemas hacia aguas: lixiviación y escurrimiento. El objetivo de este trabajo fue analizar cambios en la concentración de N y P del agua de un embalse y de una napa freática en una secuencia agrícola maíz-trigo/soja bajo siembra directa a escala de microcuenca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de estudio fue una microcuenca de 29 ha situada en la EEA INTA Paraná, Entre Ríos, Argentina. La región tiene clima subhúmedo (lluvia anual ≈ 1000 mm) templado (temperatura anual $\approx 18,3^{\circ}\text{C}$). Las temperaturas del invierno raramente son inferiores a 0°C . El suelo predominante es Argiudol ácuico fino, illítico, térmico (US Soil Taxonomy) de la Serie Tezanos Pinto (Luvic Phaeozem, WRB). El lote agrícola allí presente (16 ha) tiene dos laderas con pendientes de 4% (oeste) y 8% (este) que desaguan a un canal central conectado con el embalse artificial con terraplén de 1 ha.

En diciembre de 2008 se instaló una unidad de monitoreo de calidad de agua (Figura 1). Se realizaron 8 pozos (3 alrededor del embalse –P1, P2, P3-, 3 en posiciones medias de ambas laderas –P4, P5, P7- y 2 en la posición alta del lote –P6, P9-) perforados para monitoreo del nivel freático de una napa colgante cercana a la superficie (flujo local). También se colocó una regla para medir el nivel de agua superficial en el embalse. Las precipitaciones fueron registradas en el Observatorio Agrometeorológico situado a 200 m de la microcuenca. En el mismo sitio se ubicó un pozo de referencia –P8- alejado del lote bajo estudio. Para el análisis se consideraron las lluvias diarias que superaron los 23 mm ya que para las condiciones edafoclimáticas del sitio de estudio, estos eventos generan escurrimiento (Sasal, 2012a).



Figura 1: Localización de freatímetros en microcuenca de la EEA Paraná.

La secuencia de cultivos en el lote bajo estudio es maíz-trigo/soja de segunda siembra bajo siembra directa continua. El período de muestreo abarcó entre mayo de 2015 y noviembre de 2017, incluyendo ambas fases de la rotación. En la Tabla 1 se presentan los cultivos y las fechas y dosis de fertilización.

Se registró el nivel freático y del embalse y se realizaron muestreos de agua subterránea y superficial con frecuencia aproximada mensual. Se determinó nitrógeno (N) de nitrato y fósforo disuelto reactivo (P) en las muestras de agua por el método de fenol disulfónico y colorimetría del ácido ascórbico, respectivamente.

Tabla 1: Cultivos y fertilizaciones en el lote de estudio

Cultivo	Fecha de siembra	Fecha Fertilización	Fertilización	Dosis N (kg/ha)	Dosis P (kg/ha)
Maíz AX 7822	12-09-15	12-sep	70 kg/ha PDA + 120 kg/ha urea	12,6+55	14
Trigo KLEIN LIEBRE	14-07-16	14-jul	90 Kg/ha PDA	16	18
		10-ago	130 KG/HA DE UREA AL VOLEO	60	
Soja 5909	12-01-2017	-	-	-	-
Maiz 2310	15-09-17	15-sep	100 kg PDA en la línea de siembra + 96 kg de urea incorporados en banda	18+44	20
		19-sep	120 kg de urea voleo	55	

Se realizaron correlaciones entre concentraciones de N y P y profundidad freática y cota del embalse.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones en los tres años de estudio superaron el promedio anual (≈ 1095 mm), siendo de 1.174,1 mm (2015), 1.305,5 mm (2016) y 1.156,5 mm (2017).

El nivel del embalse osciló entre las cotas 96,4 y 96,8 msnm durante los años de estudio (niveles superiores no son posibles debido a la presencia de un canal aliviador que permite no comprometer el terraplén). La profundidad de la napa freática también osciló según la posición de los pozos en el paisaje durante el período de estudio, entre 0 (Pozo 1) y -6,71 m (Pozo 9); y el punto de referencia (Pozo 8) entre -1,96 y -4,31 m. En la Figura 2 se presentan los valores de precipitaciones diarias, el nivel freático de cada pozo y la altura del embalse durante el período de estudio. Puede observarse que los pozos 1 y 2, que están en posiciones bajas de la microcuenca y con niveles freáticos muy cercanos a la superficie, se mantienen en un nivel constante. El resto de los pozos, incluyendo el pozo 8 de referencia, tienen variaciones asociadas a las precipitaciones, es decir se producen ascensos y descensos equiparables en períodos de mayor o menor frecuencia de precipitaciones, respectivamente. Esto confirma que la recarga de esta napa colgante cercana a la superficie es actual. El nivel del embalse también tiene una variación similar a la que registra el agua subterránea. Esto puede deberse al escurrimiento generado en las épocas de mayor frecuencia y volumen de precipitaciones y a que el embalse es un área de descarga de la capa freática.

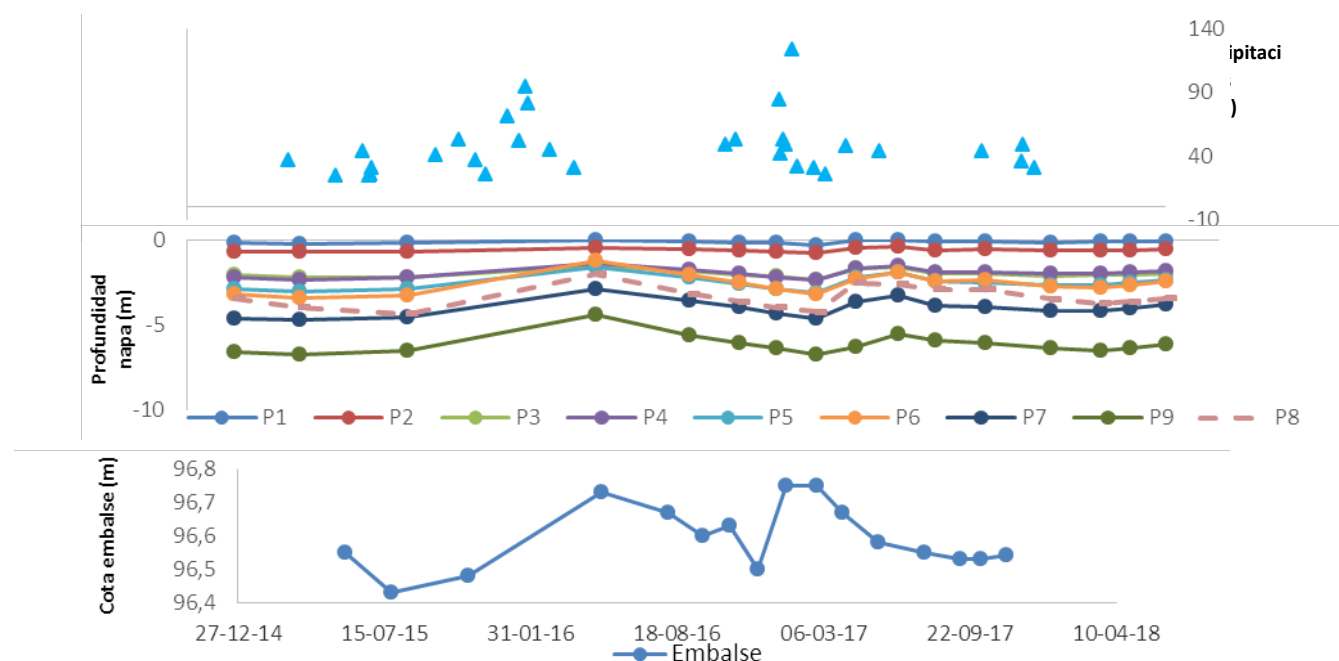


Figura 2: Precipitaciones, profundidad de napa freática y cota de embalse en microcuenca de estudio.

Concentración de Nitrógeno

Las concentraciones de N en el agua freática se presentan en la Figura 3 (a y b). En general, los registros durante los tres años fueron inferiores al nivel guía para agua de bebida de 10 mgNI^{-1} (EPA, 2012). Trabajos anteriores en esta unidad de monitoreo presentan valores similares (Sasal *et al.*, 2010; Sasal *et al.*, 2012b). Sin embargo, a partir de septiembre de 2017, algunos pozos registraron valores superiores al nivel guía. El 6 de octubre los pozos 2 y 5 registraron valores de $16,8$ y $20,4 \text{ mgNI}^{-1}$, respectivamente. En la siguiente fecha de muestreo, 10 de noviembre de 2017, estos pozos registraron valores elevados pero inferiores ($13,8$ y $10,3 \text{ mgNI}^{-1}$, respectivamente) y los pozos 4 y 6 presentaron picos de $22,8$ y $17,6 \text{ mgNI}^{-1}$, respectivamente. Para todas las fechas no hubo valores que sobrepasaran el límite de 30 mgNI^{-1} , valor umbral para la evaluación de riesgos de eutrofización de aguas superficiales (Marchetti & Verna, 1992; Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003).

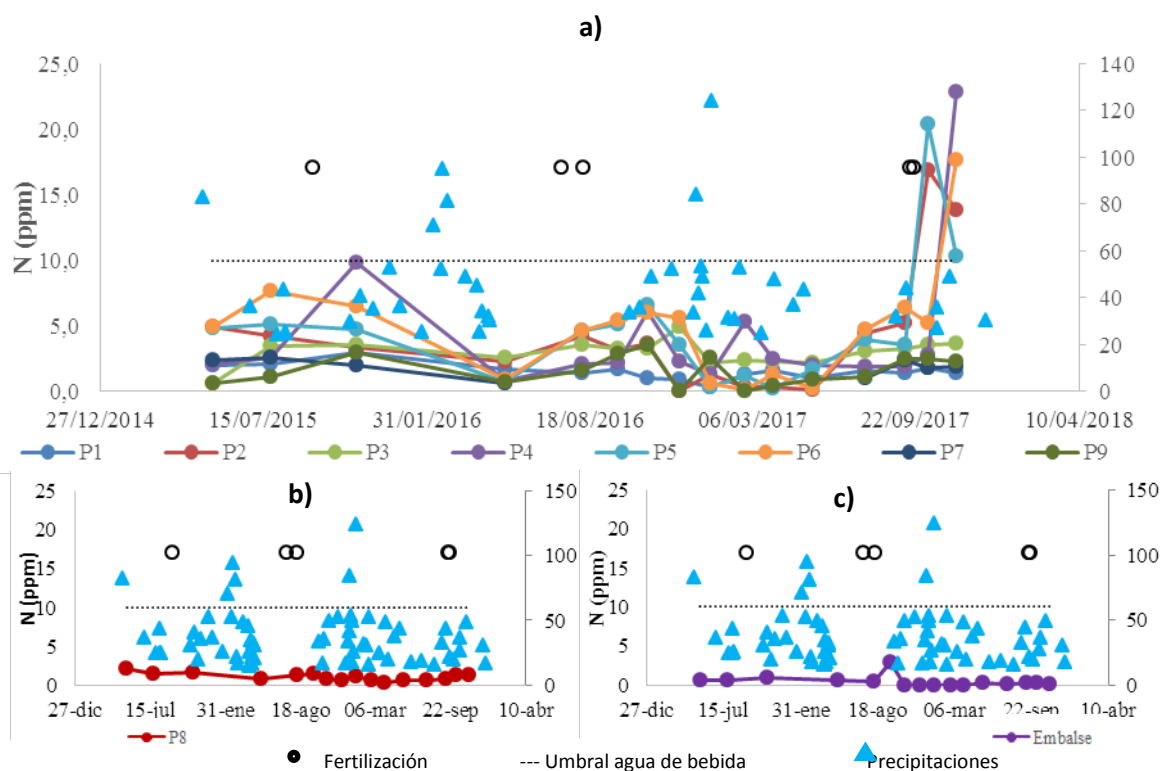


Figura 3: Concentraciones de N (mgN l^{-1}) en agua de napa freática (a,b) y embalse (c).

No se observó una correlación significativa entre nivel freático y concentración de N. En este sentido, los aumentos en las concentraciones de N del agua en octubre y noviembre de 2017 se atribuyeron a pérdidas de N por lixiviación debidas a una alta dosis de fertilización a la siembra del cultivo de maíz (dosis media: 117 kg ha^{-1}). Esta fertilización se realizó tres semanas antes del muestreo en un período de sequía con formación de grietas en el perfil de suelo que pudo generar pérdidas via flujo preferencial de N. Andriulo *et al.* (2004) reportaron que del total de N perdido por drenaje durante el ciclo de un cultivo de maíz, aproximadamente el 80% se produjo entre siembra y cuarta hoja. En el Pozo de referencia (P8), alejado del lote bajo producción agrícola, puede observarse que no hubo picos ni cambios en la concentración de N durante todo el período de estudio (Figura 3b) y los valores oscilaron entre $0,3$ y $2,14 \text{ mgN l}^{-1}$.

En el embalse las concentraciones de N oscilaron entre 0 y $2,86 \text{ mgN l}^{-1}$ (Fig. 3c). En este caso tampoco hubo correlación entre la altura del embalse y las concentraciones de N. El valor máximo de concentración se registró en un muestreo posterior a dos fertilizaciones nitrogenadas de 16 y 60 kgNha^{-1} en invierno con precipitaciones de muy bajo volumen y frecuencia.

Concentración de Fósforo

Las concentraciones de P en el agua freática oscilaron entre 0 y $3,38 \text{ mgP l}^{-1}$ (Figura 4a) mientras que en el pozo de referencia las concentraciones fueron inferiores a $0,42 \text{ mgP l}^{-1}$ (Fig. 4b); todas ellas inferiores al umbral para agua de bebida de 10 mgN l^{-1} (EPA, 2012). Lo anteriormente expuesto es un indicador de que el P puede alcanzar la napa freática. En este aspecto, debido a la baja movilidad de este nutriente en los suelos, algunos autores consideran insignificantes las pérdidas por lixiviación (Fixen, 2003; Withers & Hodgkinson, 2009), sin embargo, Heckrath *et al.* (1995) identificaron pérdidas de P por lixiviación desde sitios con altos niveles de P y con vías de flujo preferencial (Zhang *et al.*, 2003).

Si bien no se observan picos asociados a los momentos de fertilización fosforada, a diferencia del comportamiento del N, en algunos pozos hubo correlación negativa entre la profundidad freática y la concentración de P. Particularmente, los pozos 3, 4, 5, 6 y 9 presentaron menores concentraciones de P asociadas significativamente al descenso del nivel freático. No se disponen de datos para establecer si esta relación se debe al aumento de la lixiviación en períodos más húmedos o a la solubilización de P del perfil cuando asciende la napa. Independientemente de esto, se observa una tendencia de incremento en las concentraciones de P asociadas a períodos con altos volúmenes de precipitaciones.

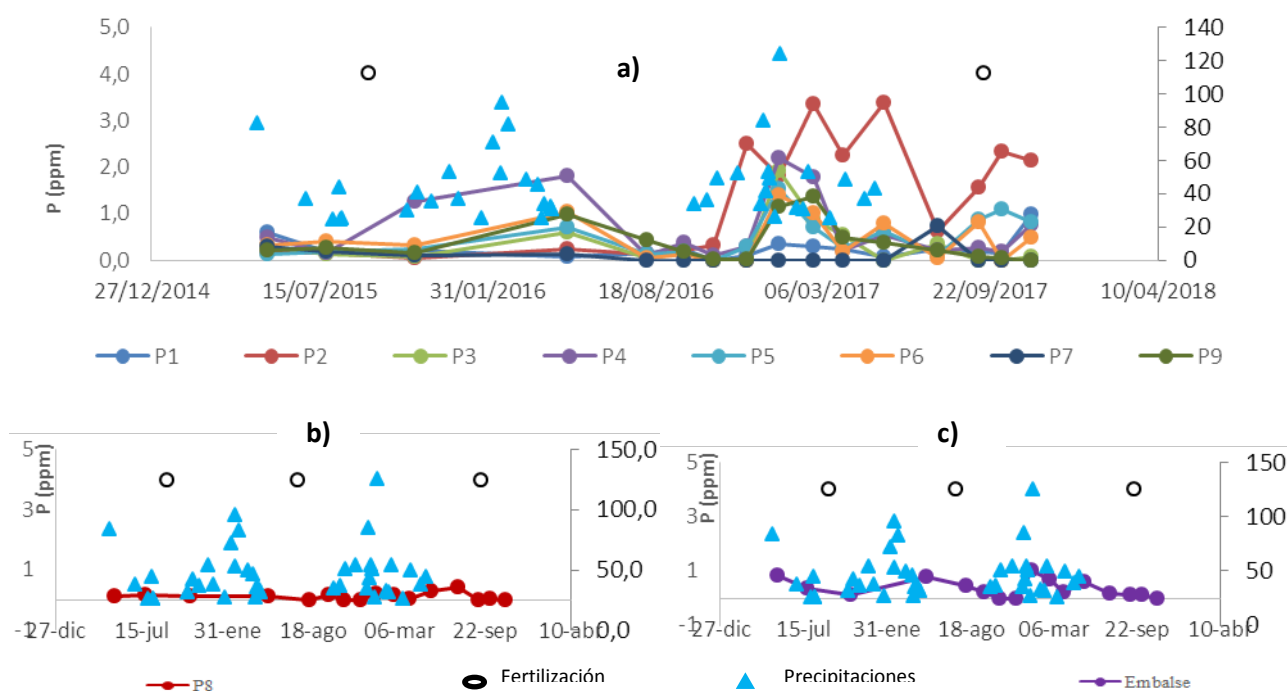


Figura 4: Concentraciones de P (mgNI⁻¹) en agua de napa freática (a,b) y embalse (c)

En el embalse, las concentraciones de P oscilaron entre 0 y 1,02 mgPI⁻¹ (Figura 4c), superando en algunas fechas los umbrales establecidos para eutrofización de 0,075 mgPI⁻¹ (Marchetti & Verna, 1992, Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003). No se observó relación entre momentos de fertilización y cambios en la concentración. Sin embargo, se encontró correlación entre la concentración de P y el nivel del embalse ($r = 0,6$). Este dato coincide con lo registrado en Sasal *et al.* (2010) quienes en el mismo sitio relacionaron incrementos de concentraciones de P debido a la pérdida de suelo por erosión hídrica. También, Chagas *et al.* (1999) y Castiglioni (2006) afirman que las pérdidas se dan mayormente por escurrimiento superficial o por erosión de partículas de suelo con fósforo adsorbido.

CONCLUSIONES

Se analizaron los cambios en la concentración de N y P del agua de un embalse y de una napa freática en una secuencia agrícola maíz-trigo/soja bajo siembra directa a escala de microcuenca. Los resultados obtenidos permiten cuantificar el aporte de la producción agrícola como fuente no puntual de contaminación de cuerpos de agua y particularmente analizar el destino de N y P provenientes de agrosistemas.

Si bien en general las concentraciones de N registradas durante los años de estudio tanto en el agua freática como en el agua superficial fueron inferiores al nivel guía para agua de bebida, se detectaron pulsos con niveles que superaron el doble del umbral de 10 mgNI⁻¹. Estas altas concentraciones asociadas a la cercanía al momento de fertilización nitrogenada en un período de sequía con formación de grietas en el perfil de suelo indican la importancia del flujo preferencial de N bajo las condiciones edafoclimáticas de la región. Además plantea la necesidad de revisión de las prácticas agronómicas utilizadas. Las concentraciones de P en el agua freática fueron inferiores al umbral de agua de bebida y en el agua superficial presentaron valores superiores al nivel guía de eutrofización. Se observó una asociación entre las concentraciones de P y períodos con altos volúmenes de precipitaciones, atribuidos al aporte de sedimentos vía erosión hídrica.

Debido a que los resultados encontrados indican que hubo pulsos de pérdidas fuera del sistema suelo-planta, cobran importancia aspectos como la revisión del diagnóstico de necesidades del cultivo o el momento o forma de aplicación. El trabajo pone en valor la importancia del monitoreo de largo plazo en la detección de impactos que puede generar la producción agropecuaria sobre el medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo en el marco de los Proyectos PNNAT 1128041, PNNAT 1128043, PNSUELO 1134023 y PRET ERIO 102. Agradecemos la colaboración al personal técnico y de apoyo del Grupo de Recursos Naturales de la EEA Paraná INTA y al personal del campo experimental de la EEA Paraná.

BIBLIOGRAFÍA

- Adriano, DC; AK Iskandar & IP Murarka (Eds). 1994. Contamination of groundwaters: Advances in Environmental Science. Science Reviews. Northwood, UK. Section 2:303-410.
- Álvarez, R & HS Steinbach. 2006. Factores climáticos y edáficos reguladores del nivel de materia orgánica. En R Alvarez (Ed). *Materia Orgánica «Valor Agronómico y Dinámica en Suelos Pampeanos»*. Pp. 31-40. Editorial: Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Andriulo, A; C Ferreira; MC Sasal; ML Galetto; F Abrego; M Bueno; F Rimatori; MA De la Cruz; M Venancio & R Giacosa. 2000. Nitratos en el Agua subterránea del Partido de Pergamino: efecto a largo plazo de la agricultura continua y a corto plazo de la producción intensiva de granos. Taller Internacional sobre Contaminación de Suelos y Aguas por Agroquímicos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, 11 al 14 de abril.
- Andriulo, A.; S Portela; MC Sasal & F Rimatori. 2004. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de solutos en lisímetros. I. Nitratos. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, 22 al 25 de junio.
- Castiglioni, MG; CI Chagas; MJ Massobrio; OJ Santanatoglia & A Buján. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. *Ciencia del suelo* 24(2): 169-176.
- Chagas, CI; RS Lavado; CA Revila & GJ Macias. 1999. Movimiento superficial de fósforo en la pampa ondulada. *Ciencia del Suelo* 17 (2): 46-53.
- EPA (822-S-12-001). 2012. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. Environmental Protection Agency. Office of Water U.S Washington.
- Fixen, P. 2003. Dinámica del fósforo en el suelo y en el cultivo en relación al manejo de los fertilizantes fosfatados. https://www.researchgate.net/publication/228551560_Dinamica_del_fosforo_en_el_suelo_y_en_el_cultivo_en_relacion_al_manejo_de_los_fertilizantes_fosfatados (consultado Marzo/2018).
- Heckrath, G; PC Brookes; PR Poulton & KWT Goulding. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 24: 904-910.
- Lake, I; A Lovett; K Hiscock; M Betson; A Foley; G Sünnerberg; S Evers & S. Fletcher. 2003. Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potencial GIS. *J. Environ. Manage.* 68: 315-328.
- Marchetti, R & N Verna. 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy): A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. Intern. Confer. on Marine Coastal Eutrophication. Bologna, 21-24 Marzo 1990. *Sci. Total Environ. Suppl.*: 315-336.
- Rimski-Korsakov, H.; G Rubio & RS. Lavado. 2009. Effect of Water Stress in Maize Crop Production and Nitrogen Fertilizer Fate. *Journal of Plant Nutrition* 32: 565-578.
- Sasal, MC; MG Wilson; A Guezengar &. 2010. Efecto de la aplicación de agroquímicos al cultivo de maíz sobre el agua superficial y subterránea de una microcuenca. IV Congreso sobre Uso y Manejo del Suelo (UMS 10). Coruña (España) 14-16 de julio.
- Sasal, MC; MG Wilson; JD Oszust; MG Castiglioni. & AE Andriulo. 2012a. Destino de fugas de N, P y glifosato del sistema agrícola. Congreso Argentina y Ambiente. Mar del Plata, 28 al 31 de junio.
- Sasal, MC. 2012b. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis de Doctorado en Agronomía. Escuela para Graduados Alberto Soriano, Universidad de Buenos Aires. 130 pp.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. 24p
- Withers, PJA & RA Hodgkinson. 2009. The effect of farming practices on phosphorus transfer to a headwater stream in England. *Agric. Ecosyst. Environ.* 131: 347-355.
- Zhang, HC; ZN Cao; QR Shen & MH Wong. 2003. Effect of phosphate fertilizer application on phosphorus (P) losses from paddy soils in Taihu lake region. I: Effect of phosphate fertilizer rate on P losses from paddy soil. *Chemosphere* 50, 695-701.



C6P37. ¿CÓMO AFECTAN LOS CULTIVOS DE COBERTURA LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO DEL CULTIVO POSTERIOR?

Vangeli, Sebastián¹²³; Restovich, Silvina⁴; Azich, Pablo⁴ y Posse, Gabriela¹

¹INTA, Instituto de Clima y Agua. CIRN, CNIA, INTA Castelar; ²CONICET; ³UBA, Facultad de Agronomía, Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos; ⁴INTA, EEA Pergamino, Grupo Gestión Ambiental. vangeli.sebastian@inta.gob.ar

RESUMEN

La inclusión de cultivos de cobertura (CC) durante el barbecho invernal genera una serie de beneficios agronómicos y ambientales. Uno de ellos podría ser la mitigación del cambio climático, debido a un aumento en la intercepción de carbono y en la eficiencia en el uso de nitrógeno. Sin embargo, algunos trabajos internacionales reportan aumentos en la emisión de óxido nitroso (N_2O), principal gas de efecto invernadero emitido en sistemas agrícolas, debido al aporte de nitrógeno al sistema de los residuos del CC (especialmente cuando este fuera una leguminosa). Por el momento, la información disponible en Argentina es muy escasa. El objetivo de este trabajo es cuantificar el efecto de incluir CC sobre la emisión de N_2O en suelos agrícolas de la Región Pampeana. Para ello se trabajó sobre un ensayo de larga duración ubicado en la EEA Pergamino (INTA), evaluando rotaciones con y sin CC. Se incluyeron 4 tratamientos: i) Vicia, ii) Avena y iii) Testigo (estos 3 con maíz fertilizado con 32 kg N ha^{-1} entre V_5 - V_6) y iv) Vicia sin fertilización nitrogenada en el cultivo comercial. Se midió la emisión de N_2O en 5 fechas durante las primeras etapas de crecimiento del cultivo comercial (maíz) posterior al secado de los CC. Los resultados indican que las emisiones de N_2O aumentan en las primeras etapas del cultivo comercial en los tratamientos con Vicia como CC (independientemente de la fertilización). No hubo diferencias significativas entre Avena y Testigo. Hubo diferencias significativas para la emisión de N_2O entre fechas, las cuales pudieron ser asociadas al nivel de humedad del suelo. También hubo una correlación positiva entre las emisiones de N_2O y la concentración de nitratos en el suelo.

Palabras clave: cambio climático, mitigación, rotaciones

INTRODUCCIÓN

La inclusión de cultivos de cobertura (CC) genera beneficios agronómicos y ambientales (Alvarez *et al.*, 2017) sin afectar sensiblemente los rendimientos de los cultivos comerciales (Pinto *et al.*, 2017). Distintos trabajos reportaron mejoras en algunas propiedades físicas (Restovich *et al.*, 2011; Castiglioni *et al.*, 2016), químicas (Luo *et al.*, 2010; Duval *et al.*, 2016) y biológicas (Chavarría *et al.*, 2016) del suelo debido a la incorporación de CC en las rotaciones. La provisión de algunos servicios ecosistémicos tales como la protección del suelo a la erosión (Blanco-Canqui *et al.*, 2013), la disminución de la contaminación de la capa freática por lixiviación de nitrógeno (Portela *et al.*, 2016) y el control de malezas, especialmente en estadios tempranos del cultivo comercial (Teasdale, 1996) se incrementó al incluir CC.

Un servicio ecosistémico global importante en el contexto actual es la mitigación del cambio climático. Si bien es esperable que la incorporación de CC mejore la captura de carbono y optimice el uso de recursos disminuyendo la emisión de gases con efecto invernadero (GEI) (Delgado *et al.*, 2011), la evidencia disponible hasta el momento no permite afirmar esto con claridad. Por el contrario, algunos trabajos reportaron que las emisiones de óxido nitroso (N_2O), principal GEI emitido por el suelo en sistemas agrícolas, no se afectaron o incluso aumentaron debido a la inclusión de CC, especialmente cuando estos fuesen leguminosas (Basche *et al.*, 2014; Sanz-Cobena *et al.*, 2014). Sin embargo, la información disponible hasta el momento para la Región Pampeana es muy escasa.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar el efecto de incluir CC sobre la emisión de N_2O en suelos agrícolas de la Región Pampeana, durante la fase de crecimiento del cultivo comercial posterior. Para ello, se monitorearon las emisiones de N_2O durante las primeras fases de crecimiento del maíz en un ensayo de larga duración ubicado en la EEA Pergamino, en parcelas que incluyen gramíneas (avena) y leguminosas (vicia) como CC, y un testigo sin CC. Se presentan resultados parciales del primer año de experimento.



MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Se trabajó sobre un ensayo de larga duración ubicado en la EEA INTA Pergamino. Dicho experimento tiene un diseño en parcelas divididas con 3 bloques. El sistema de labranza del ensayo es siembra directa y los cultivos de verano son alternadamente maíz y soja, separados por barbechos que incluyen o no CC. También hay dos niveles de fertilización nitrogenada durante el crecimiento del cultivo comercial: 0 y 32 kg N/ha aplicados en el entresurco al voleo (urea). El ensayo, que presenta 8 CC distintos, se instaló en 2005 sobre un suelo Argiudol típico serie Pergamino, de textura franco-limosa. Para este trabajo se seleccionaron 2 especies como CC: una gramínea (*Avena sativa* L.) y una leguminosa (*Vicia sativa* L.). Los tratamientos fueron 4: Vicia (ViciaF) y no fertilizada (ViciaNF), avena fertilizada (Avena) y testigo fertilizado (Testigo). En todos los casos la fertilización hace referencia a la efectuada durante el crecimiento del maíz. Se realizaron mediciones en esos 4 tratamientos, en los 3 bloques. Debido a la elevada variación espacial de las emisiones de N_2O , se realizaron 2 sub-réplicas dentro de cada parcela (10x30m), las cuales fueron promediadas. Los CC Avena y Vicia fueron sembrados en línea con una densidad de 80 y 20 kg semilla ha^{-1} , respectivamente. La vicia se inoculó con *Rhizobium leguminosarum* biovar *viceae*. El maíz (*Zea mays* L.), DK 747, se sembró en líneas separadas a 0,70 m y con 0,20 m entre plantas (aproximadamente 75.000 plantas ha^{-1}). A la siembra se realizó una fertilización de base con 32 kg P_2O_5 ha^{-1} . En los tratamientos fertilizados, se realizó una aplicación en V5-6 de 32 kg N ha^{-1} aplicado al voleo en el entresurco (urea).

Medición y estimación de la tasa de emisión de N_2O

Se realizaron mediciones de N_2O luego de la siembra de maíz (fecha de siembra: 06/10/17) y de la fertilización nitrogenada (fecha de fertilización: 22/11/17). Se presentan los datos de 5 fechas: 2 posteriores a la siembra de maíz (17/10 con suelo seco y 20/10 con suelo húmedo), y 3 luego de la fertilización nitrogenada (29/11 con suelo muy seco, 04/12 con suelo muy húmedo y 06/12 con humedad intermedia). En cada fecha, se tomaron muestras compuestas en cada parcela para determinaciones de nitratos, amonio y humedad (a partir del cual se calculó el porcentaje de poros llenos de agua, conocido como WFPS). También se cuantificó, de manera adyacente a cada cámara, la temperatura del suelo (T_{suelo}).

Las emisiones de N_2O se estimaron mediante el método de cámaras cerradas con ventilación (Livingston & Hutchinson, 1995). La concentración de las muestras gaseosas se estimó por cromatografía gaseosa en un cromatógrafo de captura de electrones marca AGILENT (Agilent Technologies 6890N) con inyección automática de la Cátedra de Bioquímica de la Facultad de Agronomía (UBA). Las cámaras tienen un tamaño de 37 cm de largo, 25,5 de ancho y 14 de altura. Las mediciones se realizaron incluyendo la vegetación. En el caso en que esta superara la altura de la cámara, la vegetación fue cortada a una altura de aproximadamente 10 cm, unos minutos antes de comenzar las mediciones. En cada medición, se tomaron tres muestras de aire de 10 mL a intervalos de 15 minutos entre las 9 y las 12 AM. La tasa de emisión de N_2O fue calculada por el método de regresión lineal (Venterea, 2010).

Análisis estadístico

Se aplicó un modelo lineal mixto con medidas repetidas en el tiempo, con la fecha, el tratamiento y su interacción (Fecha*Tratamiento) como efectos fijos y el bloque como efecto aleatorio. Se utilizó una estructura de correlación temporal autoregresiva continua de orden 1, que se utiliza cuando los tiempos entre mediciones no son equidistantes (como en este caso). Debido a que no se cumplían los supuestos de normalidad y homoscedasticidad, se realizó una transformación logarítmica en base 10 de la tasa de emisión de N_2O y se trabajó con heteroscedasticidad en la combinación Fecha*Tratamiento. Las correlaciones entre la emisión de N_2O y las variables edáficas fueron determinadas a través del método de Spearman.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La emisión de óxido nitroso presentó diferencias significativas entre tratamientos y entre fechas ($p < 0,001$). También fue significativa la interacción Tratamiento*Fecha ($p = 0,002$). Los tratamientos con Vicia presentaron mayores emisiones de N_2O , independientemente del nivel de fertilización (Figura 1a). La avena no presentó diferencias significativas respecto del testigo. La fecha en la que se registraron mayores emisiones de N_2O fue el 20/10 (posterior a la siembra con suelo húmedo), mientras que la fecha con menor nivel de emisión fue el 29/11 (luego de la fertilización, pero con suelo muy seco). En aquellas fechas en las que hubo mayores emisiones de N_2O , la diferencia entre los tratamientos



con CC y el testigo aumentaron, mientras que, en fechas con bajas tasas de emisión, no se encontraron diferencias entre tratamientos (Figura 2).

a)

Figura 1: Emisión de N_2O (microgramos de nitrógeno en forma de óxido nitroso) promedio para: a) los distintos cultivos de cobertura del ensayo y b) las fechas de medición. Letras distintas indican diferencias significativas entre niveles de los factores. Las barras de error expresan el error estándar.

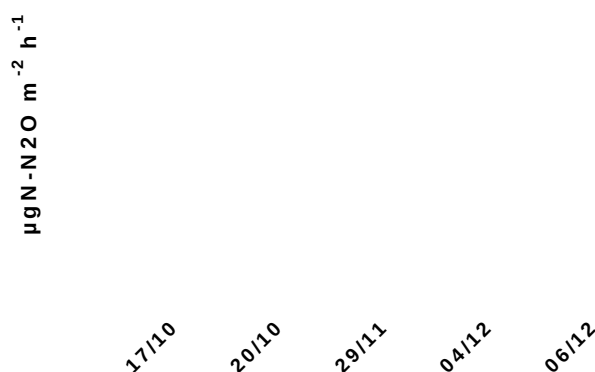


Figura 2: Emisión de N_2O (microgramos de nitrógeno en forma de óxido nitroso) por tratamiento para todas las fechas estudiadas.

La tasa de emisión de N_2O correlacionó positivamente con el WFPS y el contenido NO_3^- , y negativamente con T_{suelo} , mientras que no hubo correlación significativa con el contenido de NH_4^+ (Figura 3). De esos factores, el más importante en el periodo bajo estudio resultó la humedad. La relación entre la temperatura del suelo y las emisiones es contraria a la esperada según la bibliografía. La emisión de N_2O es el resultado de procesos microbiológicos que ocurren en el suelo, y aumentando su tasa junto con la temperatura. En este trabajo, la relación T_{suelo} -emisión de N_2O es negativa, lo cual podría deberse a la correlación, también inversa, existente entre T_{suelo} y WFPS en el periodo bajo estudio ($r=-0,7$; $p<0,001$). Además, el rango de temperatura de suelo en el periodo bajo estudio no presentó temperaturas muy bajas (fueron $>15^{\circ}C$ en todos los casos), lo cual no limitaría la ocurrencia de los procesos biológicos que resultan en emisiones de N_2O .



a)

Figura 3: Logaritmo en base 10 de la emisión de nitrógeno en forma de óxido nitroso ($\log \text{mg N-N}_2\text{O}$) en función de: a) nitrógeno en forma de nitratos, b) porcentaje de poros del suelo ocupados por agua, c) nitrógeno en forma de amonio y d) temperatura del suelo.

CONCLUSIONES

Estos resultados preliminares indican que la incorporación de leguminosas como CC a las rotaciones podría tener efectos negativos sobre la mitigación del cambio climático, al menos en las primeras etapas de crecimiento del cultivo comercial posterior a los CC. Es necesario realizar mediciones a lo largo de toda la campaña (incluyendo el periodo de crecimiento de los CC) y durante varios años para tener resultados concluyentes. En el periodo bajo estudio la humedad fue el principal factor que reguló las emisiones.

AGRADECIMIENTOS

El financiamiento de este trabajo proviene del INTA, PNNAT 1128023: Emisiones de gases con efecto invernadero y del Proyecto de promoción científica Exp. 2343/2017: Impacto del uso de cultivos de invierno con leguminosas sobre las emisiones de GEIs, UNNOBA. Vangeli tiene una beca doctoral INTA-CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R; HS Steinbach & JL De Paepe. 2017. Cover crops effects on soils and subsequent crops in the pampas: a meta-analysis. Soil. Till. Res 170, 53-65.
- Basche, A; FE Miguez; T Kaspar & MJ Castellano. 2014. Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. J. Soil Water Conserv 69, 471-482.
- Blanco-Canqui, H; JD Holman; AJ Schlegel; J Tatarko & T Shaver. 2013. Replacing fallow with cover crops in a semiarid soil: Effects on soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 77: 1026-1034
- Castiglioni, MG; RA Navarro Padilla; M Eiza; R Romaniuk; M Beltran & F Mouselgne. 2016. Respuesta en el corto plazo de algunas propiedades físicas a la introducción de cultivos de cobertura. Ci del Suelo 34, 263-278.



- Chavarría, DN; RA Verdenelli, DL Serri, SB Restovich, AE Andriulo, JM Meriles & S Vargas-Gil. 2016. Effect of cover crops on microbial community structure and related enzyme activities and macronutrient availability. *Eur. J. Soil Biol* 76, 74–82
- Delgado, JA; PM Groffman; MA Nearing; T Goddard; D Reicosky & R Lal. 2011. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. *J. of Soil and Water Cons* 66, 118A-129A.
- Duval, M; JA Galantini; JE Capurro & JM Martínez. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil Till. Res.* 161, 95-105
- Livingston, GP & GL Hutchinson. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. En: PA Matson & RC Harriss (eds). *Methods in Ecology. Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions From Soil and Water*. Blackwell Sci., Malden, Mass. 14–51.
- Luo, Z; Wang E & Sun OJ. 2010. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. *Geoderma* 155: 211-223.
- Pinto, P; ME Fernandez-Long & G. Piñeiro. 2017. *Ag. Ecosystems & Env* 248, 48-57.
- Portela, SI; SB Restovich; HM Gonzalez & MJ Torti. 2016. Reducción del drenaje profundo y la lixiviación de nitrógeno en rotaciones agrícolas con cultivos de cobertura. *Ecología Austral*. 26, 212-220.
- Venterea, RT. 2010. Simplified method for quantifying theoretical underestimation of chamber-based trace gas fluxes. *J. Environ. Qual.* 39:126–135.
- Restovich SB; AE Andriulo & C Amendola. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ci del Suelo*. 29, 61-73.
- Sanz-Cobena, A; S. García-Marco; M. Quemada; JL Gabriel; P Almendros & A Vallejo. 2014. Do cover crops enhance N₂O, CO₂ or CH₄ emissions from soil in Mediterranean arable systems? *Sci. Total Environ* 466–467, 164–174.
- Teasdale, J.R. 1996. Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. *J. Prod. Agr.* 9:475–479.



C6P38. PANORAMA ACTUAL DEL USO DE RELLENOS SANITARIOS EN ETAPA POST-CLAUSURA Y ALTERNATIVAS DE INNOVACIÓN

Zubillaga, Marta Susana; García Serra, Julieta; Zubillaga, M. Mercedes y Branzini, Agustina

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía (FAUBA). Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Av. San Martín 4453, CABA, Argentina. Email: zubillag@agro.uba.ar

RESUMEN

El modelo actual de gestión de residuos en diferentes lugares del mundo tiene como principal destino controlado, la disposición final en rellenos sanitarios. En Argentina, la mayor proporción de residuos sólidos urbanos (RSU) es generada por el área metropolitana de Buenos Aires y gestionada por la Coordinación Ecológica del Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE). Los rellenos sanitarios atraviesan distintas etapas desde su habilitación: emplazamiento, funcionamiento, cierre y post-clausura. Esta etapa final es compleja y sensible, y su gestión debe garantizar los procesos de monitoreo de gases y lixiviados y mantenimiento del predio. La implementación de actividades que permitan un uso sustentable del sitio, resulta un desafío. Este trabajo tiene como objetivo recopilar información a nivel mundial sobre los distintos destinos dados a las áreas de rellenos sanitarios en su etapa post-clausura. Se pretende mostrar la diversidad de alternativas con la posibilidad de extrapolar experiencias a los rellenos próximos que entran en la etapa post-clausura. Se plantean factores críticos de las diferentes situaciones analizando además las oportunidades que ofrecen. Se observó que la mayoría de las actividades que se realizan en rellenos post-clausura son de tipo recreativo y social, conservación de flora y fauna y de generación de energía. Como riesgo general a la no planificación es la intrusión, con consecuencias directas en la salud de los pobladores asentados, así como la no obtención de los beneficios que su uso sustentable proporcionaría. Se destaca la experiencia FAUBA-CEAMSE un caso innovador en Argentina de uso del área de relleno post-clausura para la producción de cultivos biomásicos como fuente bioenergética de segunda generación.

Palabras clave: bioeconomía de residuos, clausura de rellenos

INTRODUCCIÓN

Los modelos de consumo creciente instalados a nivel mundial, han llevado a un importante aumento en la generación de residuos cuyo principal destino aceptado como disposición final son los rellenos sanitarios (Ye *et al.*, 2015). En los últimos años en los países desarrollados han logrado implementarse sistemas de gestión de residuos que disminuyen la disposición final y por ende la cantidad de rellenos sanitarios (USEPA, 2009). En cambio, los países en desarrollo, la implementación de rellenos sanitarios es la alternativa más utilizada para disminuir el contacto de los residuos con el ambiente (Chemlal *et al.*, 2013).

Todas las etapas implícitas en el relleno sanitario, desde la decisión de la puesta en funcionamiento hasta la etapa de post-clausura implican un constante desafío tecnológico, de innovación y financiero. En vista de la localización, cantidad, superficie y volumen de rellenos que atravesaran en un tiempo determinado la etapa post-clausura, es necesario conocer alternativas que hacen a la gestión sostenible de los sitios, y buscar metodologías innovadoras. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, de las siglas en inglés), estableció que todo uso del terreno durante el período post-clausura no debe perturbar el funcionamiento de los sistemas de contención de residuos o de los sistemas de control de lixiviados y gases. En la normativa Argentina, se destaca la resolución N° 1143/02 de la provincia de Buenos Aires que establece pautas de clausura y mantenimiento post-clausura, donde indican un plazo de 30 años de mantenimiento del relleno, monitoreo ambiental, sin indicar actividades que pudieran desarrollarse en el sitio.

En Argentina, la mayor proporción de RSU del país (40%) es generada en el área metropolitana de Buenos Aires donde funciona la CEAMSE responsable de su tratamiento y disposición. Su gestión abarca una superficie de 8.800 km² y reciben más de 16.000 toneladas diarias de RSU y otros residuos tratados (Zubillaga, 2013). El Complejo Ambiental Villa Domínico de la CEAMSE es el mayor relleno sanitario en Argentina que se encuentra en etapa post-clausura. Su etapa activa se mantuvo durante 26 años (1978-2004), habiéndose dispuesto diferentes tipos de residuos como RSU, residuos patogénicos tratados, cenizas de incineración de diferentes orígenes, totalizando 48 millones de toneladas.

La correcta gestión, más allá de la diversidad de alternativas, debe contemplarse desde la visión de la bioeconomía, que implica la búsqueda del desarrollo basado en el aprovechamiento de recursos biológicos e innovaciones tecnológicas. El concepto bioeconomía es relativamente nuevo para muchos países de Latinoamérica, por lo que las

políticas y normativas existentes en relación a él están en etapa inicial de desarrollo. Se destacan Brasil, Chile y Argentina, que empezaron a desarrollar políticas y regulaciones hace por lo menos dos décadas. Promover el enfoque bioeconómico en la gestión del sitio, implica contemplar y accionar sobre problemas globales apremiantes como el cambio climático, seguridad alimentaria, pérdida de biodiversidad, seguridad energética, inequidad social y pobreza persistente.

Este trabajo tiene como objetivo recopilar información sobre los destinos dados a áreas de rellenos sanitarios en su etapa post-clausura. Se pretende mostrar la diversidad de alternativas y la posibilidad de extrapolar experiencias a rellenos sanitarios próximos a implementarse la etapa de post-clausura. Se plantean factores críticos que pueden ser para realizar una matriz de análisis. Esto permitirá diagnosticar situaciones y facilitará de herramientas innovadoras a los tomadores de decisiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un relevamiento de los usos post-clausura de rellenos sanitarios en el mundo, y se seleccionaron 30 casos por estar publicadas sus actividades. Se agruparon en 6 categorías según el uso predominante post-clausura: áreas naturales (AN), recreación (R), uso urbano (U), energía solar (ES), energía eólica (EE) y como categoría innovadora, producción de biomasa para uso energético (PB). Para las 6 categorías establecidas se determinaron factores críticos que hacen a su establecimiento y funcionamiento. Se presentan en la Tabla 1 los casos seleccionados y categorizados en función de las actividades e instalaciones.

Tabla 1. Rellenos en etapa post-clausura, ubicación y categoría de uso (C.U): Área natural (AN), Energía solar (ES), Energía Eólica (EE) Producción de Biomasa para uso energético (PB) y Recreación (R).

C.U	Nombre, País	Actividades	Link
	Leesbrok, Reino Unido	Área natural, Caminatas, ciclismo, cabalgatas.	http://www.pennineedgeforest.org.uk/file_download/9/
	Thurrock Thameside, Reino Unido	Área natural. Observación de aves. Centro de visitantes.	http://www.essexwt.org.uk/reserves/thurrock-thameside
	Valdemingomez, España	Parque Forestal	http://oa.upm.es/38531/9/ISRAEL_ALBA_RAMIS_03.pdf
	Millenium Park, EEUU	Área natural con campos de deportes, parques infantiles, aula al aire libre y anfiteatro, senderos para caminar y para bicicleta.	http://www.newtonconservators.org/34millennium.htm
	Cesar Chávez Park, EEUU	Área natural multipropósito, áreas de picnic, senderismo (senderos habilitados para sillas de ruedas).	http://www.ci.berkeley.ca.us/Parks_Rec_Waterfront/
	Reserva Natural Tifft, EEUU	Área natural con espacio para actividades educativas.	http://www.tifft.org/tifft/
	Childwall Woods, UK	Bosque implantado, especies nativas.	http://www.rspb.org.uk/groups/
	Villa Domínico, Argentina	Paisajismo, forestación, laboratorio biotecnológico, vivero, Producción de biomasa para uso energético (experimental)	http://www.ceamse.gov.ar/
	Shwen Wan, China	Campo de golf	http://www.epd.gov.hk/
	Sai Tso Wan, China	Canchas de fútbol y béisbol	http://www.lcsd.gov.hk/
R	Gin Drinkers Bay, China	Circuito BMX y pista de ciclismo.	http://www.epd.gov.hk/
	La Feria, Chile	Parque Urbano del Parque Metropolitano	http://www.revistascca.unam.mx/rca/index.php/rca/article/viewFile/RICA.2016.32.05.09/46677
	Jordan Valley, China	Circuito de carreras de automóviles a control remoto, centro de educación hortícola, jardín comunitario, juegos infantiles, rincón de ejercicios.	http://www.lcsd.gov.hk/
	Hiriya, Mountain, Israel	Parques infantiles, parque de patinaje y rampas. Senderos. Espacios de picnic. Canchas de vóleibol.	http://www.hiriya.co.il/len/apage/



	Roger Park, EEUU	Campo de golf	http://www.rogersparkgolf.net/
	Mable Davis, EEUU	Canchas de baloncesto - muelles de pesca - espacios de picnic - mesas de picnic - parques de juegos - campos de softbol – senderos para caminatas.	https://www.austinparks.org/parks/
	Shoreline Park, EEUU	Senderos para ciclismo y caminatas, canchas de golf y anfiteatro.	http://www.rhorii.com/MVShoreline/
	Lakeside, EEUU	Comercios	http://www.naproperties.com/
	Jersey garden, EEUU	Comercios	http://www.jerseygarden.net/
	Seaboard Point, EEUU	zona residencial	http://www.nj.gov/dep/newsrel/releases/
U	Borgata Casino, EEUU	Casino y hotel	http://www.psands.com/borgata/
	Emmerson Street, EEUU	Uso comercial y escuela secundaria	http://www.cityofrochester.gov/article.aspx?id=8589936796
	Tessman Road, EEUU	Paneles solares	http://www.hdrinc.com/portfolio/
	Pennsauken, EEUU	Paneles solares	http://www.pfisterenergy.com/
	Rutland, EEUU	Paneles solares	http://www.greenmountainpower.com/
ES	Malagrotta, Italia	Paneles solares	http://www.uni-solar.com/2010/05/
	Bellingham, EEUU	Paneles solares	http://www.kearsargeenergy.com/
	Lawrence, Gales	Turbinas eólicas	http://www.windenergydirect.ie/
	Carnaby, UK	Turbinas eólicas	http://www.fcc.es/en/-/fcc
	Georgswerder, Alemania	Paneles solares y turbinas eólicas	http://www.iba-hamburg.de/en/projects/energieberg-georgswerder/
PB	Prelići, Serbia	Producción de cultivos biomásicos (Experimental)	http://vspep.edu.rs/_

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se destacan los factores positivos, negativos y oportunidades por categoría de uso post-clausura (Tabla 2). Los aspectos técnicos, económicos y políticos son los que determinan el uso post-clausura. Como riesgo general de la no planificación se presenta la posibilidad de ocupación no autorizada del área, con consecuencias directas sobre la salud de los pobladores asentados. La falta de planificación limita las posibilidades del uso sustentable e impide la obtención de un retorno económico. La planificación del uso debe contemplar la continuidad de las tareas de recolección de lixiviados y gases, así como el mantenimiento de la cobertura vegetal (Sampson, 2009). Además, las alternativas que involucran acceso al público deben garantizar la seguridad para los visitantes, así como la facilidad de acceso al área, incluyendo transporte público. Como oportunidades, que surgen de la planificación adecuada, se destacan la implementación de tecnologías innovadoras y el surgimiento de nuevos negocios asociados a alternativas sustentables. Estas oportunidades resultan fundamentales para lograr la transición hacia energías renovables y afrontar el desafío de adaptación a la bioeconomía. Una oportunidad común es el aprovechamiento energético del biogás (Bolan et al. 2013).

Aspectos técnicos, económicos y políticos son los que determinan el uso post-clausura. Mientras que las alternativas energéticas presentan elevados costos de inversión inicial, la creación de áreas naturales y parques recreativos muchas veces obtienen una baja ponderación en la toma de decisiones ya que sus beneficios son sociales y no económicos. La alternativa urbana presenta riesgos asociados a la construcción.

Las áreas naturales constituyen refugios para la biodiversidad e involucran actividades en contacto con la naturaleza, generan oportunidades para la restauración de servicios ecosistémicos y contribuyen a que las ciudades sean más saludables elevando su calidad ambiental y mejorando la belleza estética (Madurapperuma & Kurupparachchi, 2016). Se destaca la conservación de especies nativas y su valorización, como ser la educación ambiental.



Tabla 2. Factores positivos, negativos y oportunidades por categoría de uso post- clausura.

Categoría	Factores positivos	Factores negativos	Oportunidades
AN	Conservación de especies de plantas y animales. Restauración de servicios ecosistémicos en áreas urbanas. Integración social. Educación Ambiental. Remediación del sitio.	Contaminación del sitio (suelo y agua).	Acercamiento a la naturaleza en espacios de áreas urbanas.
R	Integración social Uso deportivo, cultural y educativo.	Limitaciones constructivas	Fomento de Actividades deportivas con instalaciones específicas (BMX, golf, etc.,) - Innovación Tecnológica.
U	Uso comercial del espacio	Limitaciones constructivas	Creación de vivienda Empleo Desarrollo económico
ES	Aprovechamiento recursos energéticos locales. Beneficios ambientales (Reducción GEI). Aprovechamiento espacio abierto. Facilidad de acceso a red eléctrica. Beneficios económicos	Dificultades técnicas para la colocación de paneles Restricciones geográficas Aspectos técnicos del relleno (tiempo desde el cierre, dimensiones, entre otros) Elevada inversión inicial	Innovación Tecnológica. Diversificación de la matriz energética Formación de recursos humanos. Generación de empleo local.
EE	Aprovechamiento de los recursos energéticos locales. Beneficios ambientales Aprovechamiento del espacio abierto. Facilidad de acceso a la red eléctrica. Beneficios económicos.	Dificultades técnicas para la colocación de turbinas eólicas. Restricciones geográficas Elevada variabilidad debida a cambios en los vientos. Aspectos técnicos del relleno (tiempo desde el cierre, dimensiones, entre otros).	Innovación Tecnológica. Diversificación de la matriz energética Formación de recursos humanos. Empleo local.
PB	Especies con pocos requerimientos Beneficios ambientales (mejora de la calidad del suelo) Fitorremediación	Dificultades de transformación energética. Dificultades para el manejo de especies exóticas (estudios a largo plazo).	Innovación Tecnológica Diversificación de la matriz energética Formación de recursos humanos Empleo local

Se visualiza como debilidad, las situaciones de contaminación del área generada por la propia actividad del relleno, con afectación directa en los servicios ecosistémicos (De Soto *et al.*, 2012; Regadío *et al.*, 2012). Se plantea como estrategia la implementación de prácticas remediadoras. Las áreas de recreación involucran gran diversidad de actividades (deportivas, picnic; actividades artísticas; eventos culturales, etc.), que fomentan la integración social. Permiten oportunidades de deportivas que requieren de instalaciones específicas (como canchas de golf o pistas de ciclismo), incluso actividades deportivas para minusválidos. Entre las debilidades, existen dificultades para establecer construcciones de grandes dimensiones debido a las características del terreno, implicando un desafío en innovación tecnológica. En ocasiones, han ocurrido incendios debido a las dificultades en el manejo de los gases, poniendo en peligro a los visitantes (Harnik *et al.*, 2006). El uso sustentable, podría verse amenazado por el escaso retorno económico. El uso urbano incluye: la instalación de un centro comercial con pequeñas tiendas y estacionamiento o el uso como pista para aterrizaje de helicópteros. Las debilidades están relacionadas a los desafíos estructurales de construcciones en terrenos frágiles. Los factores críticos involucran el peligro de incendios debido a escape de gases, las alternativas se relacionan con la colocación de sistemas innovadores de extracción y quema del gas recolectado. Si bien existen opciones que permiten mejoras en la seguridad de la construcción, como las estructuras sobre pilotes de hormigón sobre la que luego pueden articularse rampas de acceso, los peligros de deterioro son los principales riesgos. Existe evidencia de peligros a causa construcciones sobre rellenos post-clausura, como el caso de un supermercado en Cleveland EE.UU. (The Wall Street Journal, sept. 2008).



El uso del área para la generación de energía solar, es una práctica relativamente creciente e innovadora (Sampson, 2009). La localización de instalaciones solares en las grandes extensiones que ofrecen los rellenos permite el aprovechamiento del espacio sin perjudicar sustancialmente el bajo aspecto paisajístico del área. La implementación de esta alternativa podría aliviar el estrés (por ejemplo, desmonte) que sufren las áreas naturales para instalaciones de energía renovable. Entre las dificultades se presenta la factibilidad propia del desarrollo tecnológico y depende de la ubicación geográfica, de las condiciones del relleno (edad, composición de los residuos, tipo de plan de mantenimiento, etc.) y de las capacidades técnicas y económicas para su desarrollo (Michaud *et al.*, 2013).

La generación de energía eólica en rellenos es una práctica reciente que ha comenzado a desarrollarse principalmente en Europa. Entre los beneficios se destaca la generación energética a partir de un recurso renovable que, de la misma manera que para los proyectos solares, cuenta con fácil acceso a la red eléctrica debido a la ubicación estratégica de los rellenos. A su vez permite la obtención de beneficios económicos considerando que el costo de implementación actualmente resulta competitivo en comparación con otras fuentes de nueva generación (Constanti & Beltorne, 2006). Los aspectos técnicos son un obstáculo que se debe sortear para la construcción de grandes estructuras. También resulta condicionante la ubicación geográfica ya que la velocidad del viento disponible en la región será el determinante en la viabilidad del empleo del recurso eólico con fines energéticos (Mastrángelo *et al.*, 2004).

Actualmente, la producción de biomasa para uso energético se encuentra en etapas experimentales. En el relleno sanitario de la CEAMSE, Villa Domínico, Buenos Aires, se encuentra un proyecto de producción de cultivos energéticos en el marco de un convenio de con la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA). En este relleno post-clausura, se ha avanzado con la implantación de parcelas con cultivos biomásicos para la generación de energía (Zubillaga & Ratto, 2012). Los datos obtenidos de este proyecto son alentadores, con rendimientos comparables a rendimientos obtenidos en suelos agrícolas. Los cultivos biomásicos son especies de gramíneas C4 con bajo requerimiento de nutrientes (Iqbal *et al.*, 2015), que pueden proporcionar beneficios ambientales tales como la reducción de gases de efecto invernadero, la mitigación de la erosión y la mejora de la fertilidad del suelo (Zegada-Lizarazu *et al.*, 2010). La principal debilidad de esta alternativa es que presenta elevados costos iniciales de implantación, que se realiza a partir de rizomas. Es necesaria la correcta selección del tratamiento posterior a la obtención de la biomasa. Algunas alternativas, como la producción de bioetanol, son procesos complejos desde el punto de vista técnico y podrían resultar en costos elevados.

Para la situación de Argentina, todas las alternativas energéticas consideradas en este estudio son una oportunidad en el contexto de la Ley 27.191/2016 que establece como objetivo lograr una contribución de las fuentes renovables de energía hasta alcanzar el 20% del consumo de energía eléctrica nacional, al 31 de diciembre de 2025. También son una oportunidad de generación de empleo local y capacitación en el área de energías renovables. Finalmente, los proyectos contemplados en estas opciones son una oportunidad de afrontar los desafíos de la bioeconomía, ya que apuntan a un aumento de las energías renovables contribuyendo a la diversificación de la matriz energética y a sus beneficios ambientales.

CONCLUSIONES

La mayoría de las actividades que se realizan en rellenos post-clausura se asocian al uso como áreas naturales o recreativas, resultando un desafío toda actividad que involucre instalaciones. En ningún caso se han observado actividades agrícolas con fines alimenticios. Se destaca la experiencia FAUBA-CEAMSE como único caso de actividades post-clausura para la producción de cultivos biomásicos como fuente de bioenergía. La diversidad de alternativas presentadas puede ser de utilidad para los tomadores de decisiones al momento de establecer el uso post-clausura de rellenos y se considera que las opciones de gestión basadas en el marco de la bioeconomía, permite desarrollar estrategias que contemplan nuevos paradigmas tecno-productivos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación a la Universidad de Buenos Aires (UBACyT BA 2014-17 20020130100227BA.).



BIBLIOGRAFÍA

- Alba Ramis, I. 2015. Tesis doctoral. Los paisajes del desecho. Reactivación de los Lugares del deterioro. Universidad Politécnica de Madrid. España.
- Bolan, NS; R Thangarajan; B Seddhari; U Jena; CK Das; H Wang & R Naidu. 2013. Landfills as a bio refinery to produce biomass and capture biogas. *Bioresour Technol.* 135: 578-87
- Chemlal, R.; N Abdi, N; N Drouiche; NH Louici; A Pauss & N Mameri. 2013. Rehabilitation of Oued Smar Landfill into a recreation park: Treatment of the contaminated waters. *Ecol. Eng.* 51: 244-248.
- Constanti, M & Beltorne. P. 2006. Wind Energy Guide for County Commissioners. National Renewable Energy Laboratory Wind Powering America National Association of Counties. U.S. Department of Energy by the National Renewable Energy Laboratory, USA. Pag 28.
- De Soto, IS; M Ruiz; C Ayora; R García; M Regadío & J Cuevas. 2012. Diffusion of land- fill leachate through compacted natural clays containing small amounts of carbonates and sulfates. *Appl. Geochem.* 27:1202-1213.
- Harnik, P; M Taylor & B Welle. 2006. From Dumps to Destinations: The Conversion of Landfills to Parks. *Forum. Placer* 18: 83-88.
- Iqbal, Y; M Gauder; W Claupein; S Graeff-Hönniger & I Lewandowski. 2015. Yield and quality development comparison between *Miscanthus* and *Switchgrass* over a period of 10 years. *Energy* 89: 268-276.
- Lobo García de Cortázar A; M Szantó Narea & S Llamas. 2016. Cierre, sellado y reinserción de antiguos vertederos. *Experiencias en Iberoamérica. Rev. Int. Contam. Ambie.* 32 (Especial Residuos Sólidos) 123-139.
- Madurapperuma, BD & KA Kuruppuarachchi. 2016. Rehabilitating a landfill site of lowland tropical landscape into an urban green space: A case study from the Open University of Sri Lanka International. *J. Sustain. Built. Environ.* 5: 400-410.
- Mastrángelo, S; R Iannini & J González. 2004. Energía Eólica Teoría y Características de Instalaciones. *Boletín Energético CNEA* 13: 1-56.
- Michaud, W; Kiantreungwattana, K; Mosey, G & Brown, K. 2013. Technical report. Best Practices for Siting Solar Photovoltaics on MSW Landfills. National Renewable Energy Laboratory (NREL)/TP-7A3052615. US. Environmental Protection Agency (USEPA). Pag 52.
- Regadío, M; De Soto, IS; Ruiz AI; Rodríguez Rastrero M; Sánchez N; Gismera, M; PD Sevilla; J Rodríguez & Cuevas J. 2012. *Waste Manag.* 32: 482-497.
- Sampson, G. 2009. Solar Power Installations on Closed Landfills: Technical and Regulatory Considerations. U.S. Environmental Protection Agency. Pag 36.
- The Wall Street Journal. 2008. Wall-Mart Closes Store Built on Landfill. Sitio web: www.wsj.com/articles/SB122148759964036367. 12/2017.
- Ye, Z; H Zhang; L Yang; Y Wu; J Qian; Geng & M Chen. 2016. Effect of solar Fered-Fenton system using recirculation reactor on biologically treated landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* 319:51-60.
- Zegada-Lizarazu, W; H Wolter Elbersen; SL Cosentino; A Zatta; E Alexopoulou & Monti, A. 2010. Agronomic aspects of future energy crops in Europe. *Biofuels Bioprod. Bioref.* 4:674-691.
- Zubillaga, M S & S Ratto. 2012. Alternativas para el tratamiento de residuos. *Encrucijadas UBA* 54: 45-49.
- Zubillaga, M S. 2013. El destino de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Buenos Aires. Breve diagnóstico y algunas alternativas. *Rev. FAUBA* 33:79-89.