



XXIX CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

C A T A M A R C A 2 0 2 4

SUELOS... HUELLAS DEL PASADO, DESAFÍOS DEL FUTURO

LIBRO DE ACTAS



ISBN 978-631-90070-3-9





XXIX CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Suelos... Huellas del pasado, desafíos del futuro”

RESÚMENES Y TRABAJOS EXPANDIDOS

Coordinador

Sixto Viale (FCA - UNCA)

21 al 24 de mayo de 2024
Catamarca – Argentina

ORGANIZADO POR



Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

Libro de Actas del XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: resúmenes y trabajos expandidos / 1a ed ilustrada. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo - AACS, 2024.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: online

ISBN 978-631-90070-3-9

1. Actas de Congresos. I, Título.

CDD 631.4071

ISBN 978-631-90070-3-9



9 786319 007039



XXIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo

Suelos... Huellas del pasado, desafíos del futuro

San Fernando del Valle de Catamarca,
Prov. de Catamarca, Argentina
21 al 24 de mayo de 2024



PERDIDAS DE NH₃ Y N₂O AL APLICAR GUANO DE AVE Y SU DIGERIDO EN PASTURAS

Otero Estrada, E.¹, Martinek, N.², Romaniuk, R.¹, Mortola, N.³, Butti, M.⁴, Cosentino, V. R. N.^{1,5}

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro de Investigación de Recursos Naturales, Instituto de Suelos, De los Reseros y Nicolás Repetto, Hurlingham, Buenos Aires, Argentina. oteroestrada.edit@inta.gob.ar

² Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina.

⁴ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

⁵ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN: En la Argentina se genera una considerable cantidad de residuos avícolas, especialmente guano de ave (GA), el cual puede ser aprovechado para la producción de gas metano mediante el uso de biodigestores. El uso del GA genera una fuente renovable de energía y un subproducto del proceso denominado digerido de guano de ave (DGA). Tanto el GA como el DGA, ricos en nutrientes, por lo que han despertado un gran interés para su uso en la producción agrícola. No obstante, ambos residuos presentan riesgos de pérdidas de nitrógeno (N) al ambiente, tales como óxido nitroso (N₂O) y/o amoníaco (NH₃). El presente estudio evaluó las pérdidas en formas N por volatilización de NH₃ y emisión de N₂O al aplicar estos dos residuos en el suelo de una pastura mixta, comparando GA y DGA entre sí, y con un testigo. La dosis de N aplicada fue de 120 kg. ha⁻¹. Durante el estudio, se monitorearon simultáneamente la emisión de N₂O, la volatilización de NH₃, la humedad del suelo y las temperaturas del suelo y aire. La emisión acumulada durante los 49 días después de aplicación (DDA) fue de 1,28 Kg N-N₂O.ha⁻¹ para DGA, 0,43 Kg N-N₂O.ha⁻¹ para GA y de 0,20 Kg N₂O-N.ha⁻¹ para T. Las pérdidas acumuladas de N-NH₃ en los 9 DDA fueron, 1,00 Kg de N-NH₃.ha⁻¹ para T, 4,15 Kg de N-NH₃.ha⁻¹ para GA y 6,48 Kg de N-NH₃.ha⁻¹ para DGA. Siendo el tratamiento con aplicación de DGA el que presentó una mayor emisión de N₂O y una mayor volatilización de NH₃ en comparación con el tratamiento GA.

PALABRAS CLAVE: Gases de efecto invernadero, abonos orgánicos, nitrógeno.

INTRODUCCION

La intensificación de la producción avícola en Argentina ha generado una cantidad considerable de subproductos, especialmente guano de ave (GA). En Argentina, se producen anualmente aproximadamente 1,4 millones de toneladas de este residuo avícola (Maisonave, Lamelas, & Mair, 2015), cuya alternativa de uso sostenible es su empleo como materia prima en la producción de gas metano a través de biodigestores. Esto genera una fuente renovable de energía y un subproducto del proceso denominado digerido de guano de ave (DGA). Tanto el GA como el DGA son ricos en nutrientes y por lo tanto poseen potencial uso como fertilizantes en la producción agrícola. Sin embargo, tanto el GA como el DGA son susceptibles a pérdidas significativas de nitrógeno (N) debido a su composición. Entre las



principales formas de pérdida de N, tenemos en primer lugar, la volatilización de amoníaco (NH_3), y en menor cantidad, las emisiones de óxido nitroso (N_2O). Aunque este último posee un impacto ambiental significativo al ser un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 273 veces mayor al dióxido de carbono (CO_2). Con el objetivo de valorizar el uso sustentable del DGA, se evaluaron las pérdidas de N por volatilización de NH_3 y emisión de N_2O al aplicar al suelo GA y DGA; estos resultados se compararon con un suelo testigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo un ensayo a campo en una pastura mixta de trébol blanco, alfalfa, festuca y cebadilla, implantada en 2016 en la Estación Experimental Agropecuaria de Buenos Aires. Se establecieron parcelas de 25 m² en un suelo Argiudol típico. El estudio duró 49 días, desde el 28 de mayo hasta el 15 de julio, y se organizó en tres bloques de tres parcelas cada uno, con un diseño completamente aleatorizado. Se probaron tres tratamientos: guano de ave (GA), guano de ave biodigerido (DGA) y un suelo testigo (T, sin agregado de N). Para el cálculo de la dosis se fijó un objetivo de 120 kg N ha⁻¹. Previamente a su aplicación, se caracterizaron ambos residuos GA y DGA (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización de GA (CE [dS.m⁻¹]; MO [%]; N [mg. Kg⁻¹]; NT [%]) y DGA (CE [dS. m⁻¹]; MO [mg. L⁻¹]; N [mg.L⁻¹]; NT [g.L⁻¹])

Analítica	GA	DGA
pH	6,7	8,4
CE	4,99	17,75
MO	71	1,87
N-NO ³⁻	152	6,7
N-NH ₄ ⁺	667	2,0
NT	5,1	2,01

Estimación de la volatilización de Amoniaco

Para medir la volatilización de NH_3 , se utilizó un sistema de absorción semiabierto estático, siguiendo el método de Nommik (1973) y su modificación por Videla (1994). Este sistema consta de cilindros de 20 cm de diámetro y 80 cm de altura con dos rejillas internas donde se colocaron planchas de poliuretano expandido de 1,5 cm de espesor, embebidas en ácido sulfúrico 0,5 M. En cada muestreo, la plancha de la rejilla inferior fue lavada, y la solución resultante se almaceno para análisis por Microdestilación y posterior titulación (Bremner, 1965), calculándose luego la cantidad de N - NH_3 capturado el según la ecuación 1.

$$Nc \text{ capturado en el cilindro} = (V_a - V_b) \times \left(\frac{N_{ac}}{V_m} \times m \times 500 \right) \quad (1)$$

Donde: V_a es el Volumen de ác. Sulfúrico gastados por Muestra [cm³], V_b es el Volumen de ác. Sulfúrico gastados por Blanco [cm³], N_{ac} es la Normalidad del Ácido Sulfúrico [meq/cm³], V_m es el Volumen de muestra [cm³] y m es peso del meq de N.

El N perdido por volatilización de N- NH_3 por hectárea se calculó según la ecuación 2.

$$N \text{ volatilizado} = Nc \times \frac{10000}{S_c} \quad (2)$$

Donde: N_c es el nitrógeno del NH_3 capturado por el cilindro, 10000 es el área de una hectárea en [m²], y S_c es el área de cobertura del cilindro em [m²].

Estimación de las emisiones de N₂O

Se determinaron las emisiones de N₂O utilizando cámaras estáticas cerradas no ventiladas de 0,13 m² de capacidad y una altura de 0,125 m (Rochette and Eriksen-Hamel, 2008), las cuales se ubicaron sobre una base de hierro previamente insertada a 0,05 m de profundidad de manera aleatoria en el suelo dentro de las parcelas de cada tratamiento. Las muestras de N₂O se obtuvieron a intervalos de tiempo de acumulación de gas de 0, 15 y 30 minutos. El análisis de N₂O se realizó por cromatografía gaseosa, en un cromatógrafo gaseoso Agilent 6890 del Laboratorio de Servicios Analíticos Especiales de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.

El flujo de N₂O (f) fue calculado según la ecuación 3

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{V_m} \quad (3)$$

donde: ΔC es el cambio en el contenido de N₂O a lo largo del tiempo de acumulación del gas (Δt), dentro de una cámara de 16,7 dm³ de volumen (V) y un área de 0,13 m² (A); m es la masa molecular de N₂O; y V_m es el volumen molar de N₂O. El cambio en el contenido de N₂O durante el tiempo de acumulación, es la tasa de emisión.

Variables reguladoras de la emisión de N₂O

Simultáneamente al muestreo de gases, se midieron la temperatura del aire y la temperatura del suelo. Se tomaron muestras compuestas de suelo a una profundidad de 0-0,2 m, para determinar el contenido de nitrato (Cataldo et al., 1975) y la humedad del suelo. La densidad aparente (D_{ap}) se calculó utilizando el método del cilindro, que involucra un volumen de 100 cm³ y un diámetro de 0,05 m (Blake, 1965). El porcentaje de espacio poroso saturado de agua (%ESPA), fue calculado según la ecuación (5).

$$\%ESPA = \frac{(\text{Textura del suelo} \times D_{ap} \times 100)}{1 - \left(\frac{D_{ap}}{2,65}\right)} \quad (5)$$

RESULTADOS Y DISCUSION

Durante los 49 días del ensayo, se registró una precipitación total de 1028,6 mm. Las precipitaciones más intensas ocurrieron de manera consecutiva entre los días 16 y 28 DDA, alcanzando un máximo de 70 mm durante los días 20 y 21, lo que provocó un incremento en el %EPSA hasta aproximadamente el 80% (Figura 1b). La temperatura media del aire fue de 13 °C, mientras que la del suelo se mantuvo en 12 °C. En cuanto a la concentración inicial de NO₃ en el suelo, fue más alta en el tratamiento con DGA con un valor de 15,21 mg/Kg seguido por el GA con 11 mg/Kg, y disminuyendo en ambos tratamientos (DGA y GA) a valores cercanos al del testigo en cercanías a 1,91 mg/Kg hacia el final del estudio, en el día 49.

Desde el comienzo del ensayo el tratamiento con DGA tuvo las mayores tasas de emisión de N₂O, seguidas de la emisión de GA y T (sin diferencias significativas entre ambas). A partir de 18 DDA se observó un aumento de los valores de emisión en todos los tratamientos, con un pico máximo el día 21, en concordancia con los valores de %EPSA superiores al 60% (Figuras 1a y 1b), descrito como el porcentaje mínimo óptimo para la emisión de N₂O (Metivier et al., 2009; Rafique et al., 2011). La temperatura registrada durante el pico de emisión observado en el 21 DDA fue de 17°C (Figura 1c), en coincidencia con Cosentino et al. (2013), que observó un aumento en la emisión de N₂O desde el suelo partir de los 14°C.

El DGA contiene altas cantidades de macro y micronutrientes que están inmediatamente disponibles tanto para las plantas como para los microorganismos desnitrificadores (Warnars et al., 2014; Carhuancho, Ramírez, Guerrero, 2015). En contraste, el GA aporta N al suelo principalmente en forma orgánica debido al contenido de altos niveles de proteínas y aminoácidos (He y Zhang, 2014). Por esta razón, en la aplicación de guano de ave al suelo, el N orgánico necesita pasar por un proceso de mineralización antes de estar disponible

(Kacprzak et al., 2022). La reducida emisión de N_2O tras su aplicación puede ser resultado de que las plantas en crecimiento absorbieron el N disponible, evitando así la acumulación de N mineral en el suelo (Gregorich et al., 2005).

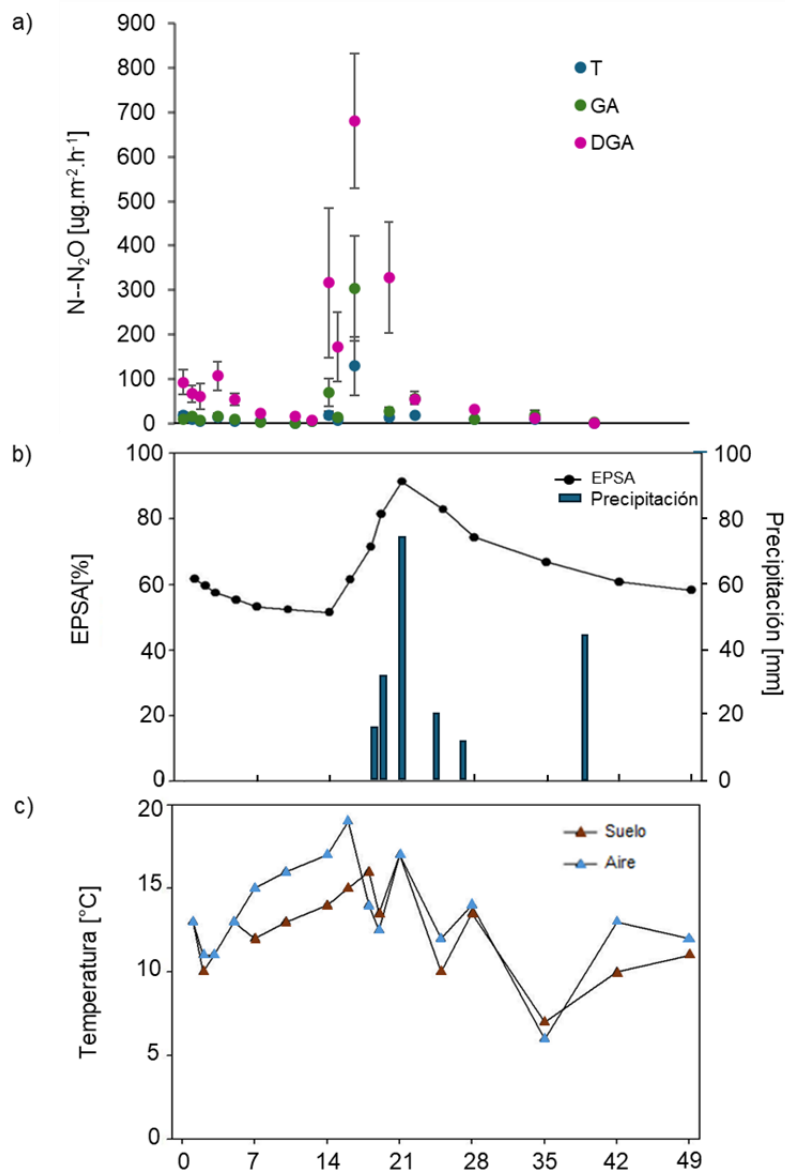


Figura 1. Progresión de la (a) emisión de N_2O en el suelo de Testigo (T) y luego de la aplicación de guano de ave (GA) y digerido de guano de ave (DGA); (b) espacio poroso saturado de agua (%EPSA) y precipitaciones diarias, y (c) temperatura del suelo y del aire. Las barras indican el error estándar. Las diferentes letras sobre las barras indican las diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos para cada día de medición.

La volatilización de NH_3 acumulada en el periodo medido presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) para todos los tratamientos, siendo el DGA el de mayor volatilización, seguido por el GA y finalmente el T (Figura 2a). Esto concuerda con el mayor contenido inicial de NH_4^+ en el DGA; sumado al pH alcalino (8,4), el cual desplaza el equilibrio del NH_4^+ hacia NH_3 , favoreciendo la volatilización de este a la atmósfera (Dari, Rogers, & Walsh, 2019). Por otro lado, el GA presentó un pH ligeramente ácido (6,7) (Tabla 1), el cual favorece la retención en forma de NH_4^+ en la solución del suelo, dejándolo disponible para ser asimilado por la pastura. Las pérdidas acumuladas de $N-NH_3$ en los 9 días después de la aplicación (DDA) fueron, 1,00 Kg de $N-NH_3 \cdot ha^{-1}$ para T, 4,15 Kg de $N-NH_3 \cdot ha^{-1}$ para GA y 6,48 Kg de $N-NH_3 \cdot ha^{-1}$ para DGA.

La emisión acumulada de N_2O a los 49 DDA fue de 1,28 Kg $N-N_2O \cdot ha^{-1}$ para DGA, 0,43 Kg $N-N_2O \cdot ha^{-1}$ para GA y de 0,20 Kg $N-N_2O \cdot ha^{-1}$ para T. El tratamiento DGA presentó los mayores valores con diferencia significativa ($p < 0,05$) con el GA y T, mientras que el GA y el T no presentaron diferencias significativas entre sí (Figura 2b). El suelo con aplicación de GA emitió 2,2 veces más que el testigo, mientras que el DGA emitió 6,5 veces más. La baja emisión del tratamiento con GA difiere en parte de otros estudios que observaron que, durante la mineralización del N orgánico contenido en este tipo de residuos, se libera NH_4^+ , con procesos subsiguientes de nitrificación NO_3^- que conducen a una alta producción de N_2O (Charles et al., 2017; Monsalve Camacho et al., 2017).

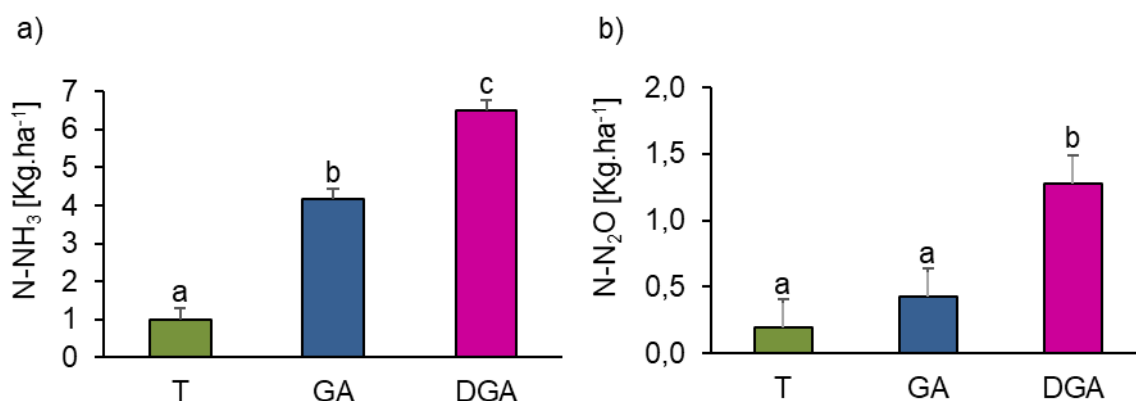


Figura 2. Pérdidas acumuladas de N durante el período de estudio para los dos residuos aplicados (DGA y GA) y el testigo (T). (a) Volatilización acumulada de NH_3 [Kg. ha⁻¹] a los 9 DDA; (b) emisión de N_2O acumulada a los [Kg. ha⁻¹] 49 DDA. Las barras corresponden al error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

CONCLUSIONES

En las condiciones del presente trabajo el tratamiento con aplicación de DGA presentó mayor emisión de N_2O y volatilización de NH_3 que el GA. Por lo tanto, desde el punto de vista de las pérdidas de N al ambiente el GA demostró ser un residuo más adecuado para su uso como fertilizante. Sin embargo, dado que el DGA es un subproducto de la fabricación de biogas (para continuar el aprovechamiento del DGA en la cadena de valor) sería interesante realizar futuros ensayos como la aplicación de mitigadores de emisión de N_2O y volatilización de NH_3 .

BIBLIOGRAFIA

- Charles, A.; Rochette, P.; Whalen, J. K.; Angers, D. A.; Chantigny, M. H.; y Bertrand, N. (2017). Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.021>
- Cosentino, V. R. N.; Figueiro Aureggi, S. A.; y Taboada, M. A. (2013). Hierarchy of factors driving N_2O emissions in non-tilled soils under different crops. *European Journal of Soil Science*, 64(5), 550–557. <https://doi.org/10.1111/ejss.12080>
- Dari, B., Rogers, C. W., & Walsh, O. S. (2019). Understanding factors controlling ammonia volatilization from fertilizer nitrogen applications. *Univ. Ida. Ext. Bul*, 926, 1-4. <https://www.uidaho.edu/-/media/UIDaho-Responsive/Files/Extension/publications/>
- Carhuanchó, L. F., Ramírez, C. J., Guerrero, B. J. (2015). Gestión ambiental de residuos avícolas mediante digestión anaerobia para la producción de fertilizantes orgánicos líquidos. doi: <https://doi.org/10.21704/ac.v76i1.773>
- Gregorich, E.; Rochette, P.; Vandenbygaart, A.; y Angers, D. (2005). Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 83(1), 53–72. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.009>

- Metivier, K. A., Pattey, E., & Grant, R. F. (2009). Using the ecosys mathematical model to simulate temporal variability of nitrous oxide emissions from a fertilized agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(12), 2370-2386. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.007>
- He, Z.; Zhang, H. (2014). *Applied manure and nutrient chemistry for sustainable agriculture and environment*. Springer Science+Business Media Dordrecht, New Orleans, USA. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-8807-6>.
- Kacprzak, M.; Malińska, K.; Grosser, A.; Sobik-Szołtysek, J.; Wystalska, K.; Drózdź, D.; Jasińska, A.; y Meers, E. (2022). Cycles of carbon, nitrogen and phosphorus in poultry manure management technologies – environmental aspects. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1–25. <https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2096983>
- Maisonnave, R., Lamelas, K., & Mair, G. (2015). Buenas prácticas de manejo y utilización de cama de pollo y guano. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, 44. https://magyp.gob.ar/sitio/areas/aves/informes/otros/_archivos/
- Monsalve Camacho, O. I.; Gutiérrez D., J. S.; y Cardona, W. A. (2017). Factores que intervienen en el proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas al suelo. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 11(1), 200–209. <https://doi.org/10.17584/rcch.2017v11i1.5663>
- Rafique, R., Hennessy, D., Kiely, G.,. (2011). Nitrous Oxide Emission from Grazed Grassland Under Different Management Systems. *Ecosystems*, doi: 10.1007/S10021-011-9434-X
- Rochette P, Eriksen-Hamel NS. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: Are absolute values reliable? *Soil Sci Soc Am J*. 2008;72:331-42. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0215>
- Videla, C. (1994). La volatilización de amoníaco: una vía de pérdida de nitrógeno en sistemas agropecuarios. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Balcarce.
- Warnars, L.; y Oppenoorth, H. (2014). El biol: el fertilizante supremo. Estudio sobre el biol, 318 sus usos y resultados.