



Coeficiente Nitrógeno/Fósforo y pérdidas de N

Los autores presentan las variaciones en el coeficiente Nitrógeno/Fósforo (N/P) como indicador indirecto de las pérdidas irreversibles de N en dos sistemas de alojamiento de vacas lecheras

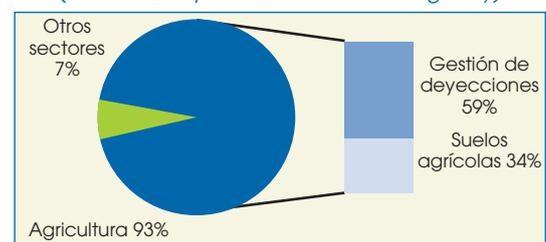
Introducción

En la actualidad existe una creciente preocupación por la emisión de amoníaco (NH_3) por su repercusión en la calidad del aire, al ser tóxico para la salud, y además afectar al medio ambiente. En la atmósfera tiene diversos efectos nocivos; el NH_3 reacciona con óxidos de azufre y nitrógeno dando lugar a la formación de partículas ($<2,5 \mu\text{m}$) que aumentan el riesgo de enfermedades cardiovasculares y respiratorias. Puede reaccionar además con vapor de agua formando ácido nítrico, que al precipitar, origina el fenómeno conocido como lluvia ácida, con un importante impacto sobre la vegetación y la acidificación del suelo. El NH_3 es el principal precursor de la síntesis de óxido nítrico (N_2O), el cual es un potente gas de efecto invernadero con una capacidad radiactiva 298 veces superior a la del CO_2 (Myhre *et al.*, 2013). Asimismo, la deposición en su forma protonada (ion amonio, NH_4^+) conduce a la eutrofización de suelos y acuíferos (Moreira *et al.*, 2006).

La emisión de NH_3 tiene una fuerte relación con el sector agrario, siendo la gestión de deyecciones ganaderas su principal fuente de emisión (en torno al 60% de las emisiones absolutas, Gráfica 1). En

consecuencia, la ganadería está sometida a una presión creciente para reducir las emisiones de NH_3 .

Gráfica 1. Emisiones NH_3 , EU-28, 2013
(Fuente: European Environmental Agency)



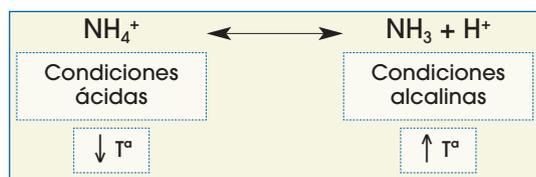
En el sector del vacuno lechero sólo entre un 20 y un 30% del N ingerido es retenido en la leche (Balcells *et al.*, 2020). El resto es excretado, mayoritariamente en forma de urea urinaria, que es hidrolizada rápidamente a NH_3 mediante la acción de ureasas microbianas. Una parte de este N se mantendrá en el estiércol (en forma de ion amonio NH_4^+) y como tal se aplicará a los cultivos, pero el resto, en una cantidad variable, se emitirá de forma irreversible a la atmósfera.

La gestión del estiércol ha demostrado ser crucial a la hora de determinar las pérdidas irreversibles de N, y ello es así en la medida en que dichas pérdidas están condicionadas por factores tales como los tiempos de almacenamiento del estiércol, su ai-

Esperanza Fuertes, Jordi Maynegre, Ahmad Reza Seradj, Daniel Villalba, Gabriel de la Fuente y Joaquim Balcells
Dep. Ciencia Animal, Universitat de Lleida

reacción, temperatura o pH, entre otros (Blanes-Vidal *et al.*, 2008, Figura 1). Estos factores son dependientes del tipo de sistema de alojamiento empleado y de la gestión del estiércol.

Figura 1. Equilibrio entre ion amonio y amoníaco y su consecuente volatilización.



En España predominan dos tipos de alojamiento para vacas lecheras: los sistemas de cubículos, y los sistemas de cama compostante, conocidos comúnmente como sistema israelita. Ambos sistemas muestran gestiones del estiércol y pérdidas irreversibles de N muy diferentes (Balcells *et al.*, 2020).

Coefficiente Nitrógeno: Fósforo

Determinar las pérdidas irreversibles de N no es tarea fácil, y muchos de los datos que actualmente disponemos se basan en procedimientos de balance de N, que equivalen a la cuantificación de todas las entradas (alimentos) y las salidas de N (N recuperado en los productos -leche- o excretado en las deyecciones) obteniendo las pérdidas irreversibles, o volatilización, por la diferencia entre las entradas y salidas de N del sistema. El sistema es complejo, tedioso y cualquier error metodológico se reflejará como pérdidas irreversibles.

La utilización del coeficiente Nitrógeno:Fósforo (N:P) podría constituir una alternativa. Esta metodología se basa en el hecho de que el N en su forma amoniacal es altamente inestable (i.e. volátil), mientras que el fósforo, no (Atzori *et al.*, 2016). Por lo tanto, la reducción en el coeficiente N:P que se observa al comparar muestras frescas con muestras almacenadas o "envejecidas" debe de estar relacionada con la volatilización de N-NH₃ (Todd *et al.*, 2006).

El método N:P puede ser aplicable para operaciones ganaderas donde el estiércol esté en condiciones estancas evitándose la pérdida de P por escorrentía o lixiviación. Es cierto que la técnica no distingue entre formas gaseosas de N volatilizado; por lo tanto, las estimaciones derivadas de este pro-

cedimiento deben considerarse como una estimación máxima de la pérdida de NH₃-N.

Caso de estudio

Se realizó un balance de masa de N en 6 explotaciones diferentes ubicadas en el valle del Ebro, en la zona de la plana de Lleida; tres de ellas dotadas de sistemas de alojamiento en cubículos (CUB), con un sistema de recogida de deyecciones mediante arrobaderas y almacenamiento en una fosa externa, y en las otras tres restantes las deyecciones eran depositadas en la cama compostante (CC) o en el pasillo de alimentación, donde eran recogidas diariamente (Balcells *et al.*, 2020). En ambos sistemas de alojamiento se muestrearon, de forma simultánea, tanto las deyecciones frescas (CC: en el pasillo de alimentación; CUB: en el canal de drenaje) como las almacenadas (Ver detalles en Balcells *et al.*, 2020). Estos muestreos se llevaron a cabo en dos periodos estacionales diferentes (temperatura creciente (↑Tº) entre Febrero-Mayo y decreciente (↓Tº) Agosto-Noviembre), para contrastar el efecto ambiental en el balance y pérdidas irreversibles de N.

Los contenidos de P fueron analizados mediante espectrofotometría de emisión atómica, siguiendo el método propuesto por Porta *et al.* (1982). Por otra parte, la concentración de N en heces fue determinada mediante el método Kjeldahl, y el NH₃-N mediante destilación directa con Na₂B₄O₇.

Las pérdidas irreversibles (PI) o volatilización de N fueron calculadas a partir del coeficiente propuesto por Moreira *et al.* (2006):

$$PI \text{ de N} = \left(1 - \frac{N:P_{\text{Excretas almacenadas}}}{N:P_{\text{Excretas frescas}}} \right) * 100$$

Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos en ambos sistemas de alojamiento analizados se presentan en la tabla 1.

El estiércol almacenado en CC presentó mayor contenido medio en MS que en CUB (379 vs. 97 g/kg MF; ES=32; p<0.05). La concentración de N en deyecciones frescas fue ligeramente superior en CUB respecto a CC, sin embargo, en el estiércol almacenado las concentraciones medias de N fueron significativamente inferiores en CC en comparación con CUB (30 vs. 41 g/kg MS; ES = 2; p<0.05). Asimismo, en el caso del ratio N:P se pudo apreciar la misma relación en las muestras almacenadas, pre-

Tabla 1. Composición del purín y estiércol (muestras frescas y muestras almacenadas en explotaciones de vacuno de leche sometidas a dos tipos de gestión de las deyecciones (CUB o CC) durante dos periodos de muestreo (↑Tº, ↓Tº).

| | CUB | | CC | | ES | | p valor | |
|---|-------------|------|-------------|------|---------|-------|---------|------|
| | ↑Tº | ↓Tº | ↑Tº | ↓Tº | Sistema | Tº | Sistema | Tº |
| Muestras frescas | | | | | | | | |
| ² MS (g/kg MF) | 133 | 133 | 169 | 169 | 9,99 | 11,01 | <0,05 | 0,44 |
| ³ N (g/kg MS) | 38 | 36 | 34 | 35 | 1,01 | 1,53 | 0,06 | 0,12 |
| ⁴ P (g/kg MS) | 6,5 | 6,2 | 6,8 | 7,0 | 1,89 | 0,42 | 0,51 | 0,38 |
| N/P | 5,58 | 5,51 | 5,23 | 5,00 | 0,32 | 0,38 | 0,55 | 0,23 |
| Muestras almacenadas | | | | | | | | |
| MS (g/kg MF) | 102 | 94 | 342 | 416 | 32,8 | 32,42 | <0,05 | 0,19 |
| N (g/kg MS) | 39 | 41 | 31 | 30 | 2,31 | 3,08 | <0,05 | 0,47 |
| P (g/kg MS) | 7,3 | 6,7 | 7,6 | 8,8 | 0,738 | 0,86 | 0,33 | 0,42 |
| N/P | 5,41 | 5,02 | 3,64 | 3,40 | 0,41 | 0,42 | <0,05 | 0,31 |
| Pérdidas N (%) (Moreira <i>et al.</i> , 2006) | 3,0 | 8,9 | 30,4 | 32,0 | 7,61 | 8,20 | <0,05 | 0,45 |
| | 6,0 | | 31,2 | | | | | |
| Pérdidas N (%) ⁵ (balance) | 8,2 | 13,9 | 37,9 | 43,0 | 4,85 | 4,02 | <0,05 | 0,10 |
| | 11,1 | | 40,5 | | | | | |

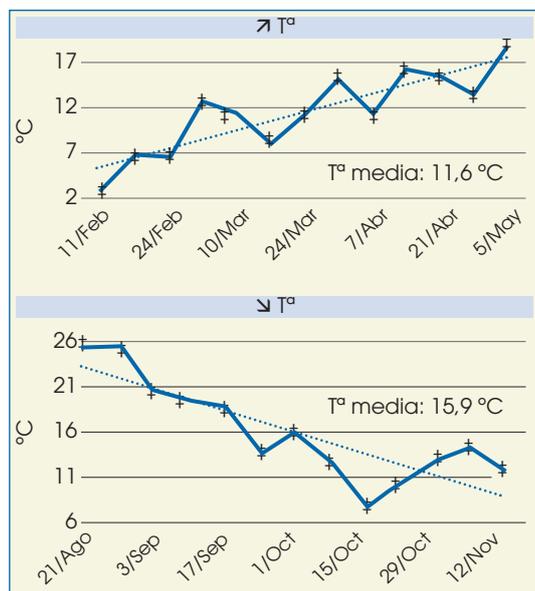
¹ Error estándar; ² Materia Seca; ³ Nitrógeno; ⁴ Fósforo; ⁵ Tasas de pérdidas de N irreversibles basadas en Balcells *et al.* (2020)

sentando un ratio inferior en sistemas de CC (3,52 vs. 5,21 g/kg MS; ES=1,07; $p < 0.05$).

Al contrastar entre purín fresco y almacenado dentro de cada sistema de alojamiento, el ratio N:P en sistemas de CUB apenas sufrió variaciones en ambos periodos de muestreo ($\uparrow T^{\circ}$: 5,58 vs. 5,41 g/kg MS; $\downarrow T^{\circ}$: 5,51 vs. 5,02 g/kg MS), mientras que en el caso de CC se pudo observar una reducción en el ratio de muestras almacenadas en ambos periodos de muestreo ($\uparrow T^{\circ}$: 5,23 vs. 3,64 g/kg MS; $\downarrow T^{\circ}$: 5,00 vs. 3,40 g/kg MS), lo cual significaría que en deyecciones procedentes de CC, una vez realizada su gestión, se produce una mayor pérdida de N en forma de volatilización, dando como resultado una reducción en los valores de concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ y N total en estiércol.

Las pérdidas de N basadas en el coeficiente propuesto por Moreira *et al.*, 2006 se muestran en la tabla 1, así como los valores obtenidos mediante el procedimiento de balance de N (Balcells *et al.*, 2020). Con independencia del método de cálculo, la temperatura no modificó la volatilización de N. En este sentido hay que resaltar que en la literatura existente aparece una relación positiva entre T° y volatilización; sin embargo, hay que señalar que, aunque la situación cinética (creciente vs. decreciente) difirió entre periodos, la temperatura media registrada fue similar (11,6°C vs. 15,9°C, ES = 0,55 para $\uparrow T^{\circ}$ y 0,42 para $\downarrow T^{\circ}$; ver figura 2).

Figura 2. Evolución de la temperatura durante el periodo de temperaturas crecientes ($\uparrow T^{\circ}$) y decrecientes ($\downarrow T^{\circ}$) de muestreo.



La volatilización de N difirió entre sistemas de alojamiento cuando se determinó a partir de la tasa N:P (6 vs. 31,2 % para CUB y CC respectivamente) o indirectamente a partir del balance de N (11,1 vs. 40,5 % para CUB y CC respectivamente). Ambos sistemas de estimación mostraron un perfil similar, aunque los valores de pérdidas irreversibles estimadas a partir del método de balance fueron superiores (42,3%) que al emplear la tasa N:P (31,2%). Del mismo modo, la variación residual registrada en este último procedimiento fue más elevada (8,2 vs. 4,02), lo que indica una mayor variabilidad en las estimaciones derivadas de la tasa N:P. En este sentido, es importante señalar que las estimaciones derivadas del ratio N:P deben ser tratadas con precaución. El P es principalmente excretado en las heces en forma insoluble, mientras que el N es ex-

cretado en forma soluble en la orina. Por lo tanto, la falta de homogeneidad en la distribución entre orina y heces (como la distribución de la excreta entre el pasillo de alimentación y el lecho en cama compostante) o la pérdida por escorrentía durante el muestreo de purín fresco puede causar una distorsión en la relación N:P. Según Balcells *et al.*, 2020, no parece que el potasio (K), cuya estabilidad en el purín y el estiércol se ha demostrado de forma indiscutible, pueda constituir un estándar más consistente, ya que a pesar de encontrarse tanto en heces como en orina, igual que el N (Gustafson *et al.*, 2004) su excreción en orina solo ocurre cuando la ingesta excede los requerimientos de K (Underwood *et al.*, 2001). Así pues, las incertezas en torno al P no son completamente compensadas cuando se usa K como marcador interno.

Conclusión

La metodología N:P proporciona una alternativa a las mediciones directas del aire sobre la pérdida de N volátil dentro de las granjas de vacuno lechero.

Las pérdidas irreversibles de N obtenidas a partir del ratio N:P confirman los valores registrados con el balance de masa de N y, con ello, que el tipo de alojamiento condiciona el balance entre la recuperación de N en las deyecciones o su volatilización.

Según nuestros cálculos, la gestión de deyecciones en el sistema de lecho compostante (sistema israelita) implica una mayor emisión de N a la atmósfera (4 veces superior) y, por tanto, una menor retención de N en las deyecciones. Por ello, este tipo de explotaciones requeriría una menor superficie (SAU) para gestionar el mismo número animales, aunque su emisión de NH_3 a la atmósfera sea muy superior.

Referencias

- Atzori, A. S., Boe, R., Carta, P., Fenu, A., Spanu, G., Helena, A., Francesconi, D., Cannas, A., Stanislao, A., Boe, R., Carta, P., Fenu, A., Spanu, G., Helena, A., Francesconi, D., Cannas, A., Atzori, A. S., Boe, R., Carta, P., Cannas, A. (2016). Estimation of nitrogen volatilisation in the bedded-pack of dairy cow barns. *Estimation of nitrogen volatilisation in the bedded-pack of dairy cow barns*. *Ital.J.Anim.Sci*, 8, 253-255. <https://doi.org/10.4081/ijas.2009.s2.253>
- Balcells, J., Fuertes, E., Serrad, A., Maynegre, J., Villalba, D., & de la Fuente, G. (2020). Study of nitrogen fluxes across conventional solid floor cubicle and compost-bedded pack housing systems in dairy cattle barns located in the Mediterranean area: Effects of seasonal variation. *Journal of Dairy Science*, 103(11), 10882-10897. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17555>
- Blanes-Vidal, V., Hansen, M. N., Pedersen, S., & Rom, H. B. (2008). Emissions of ammonia, methane and nitrous oxide from pig houses and slurry: Effects of rooting material, animal activity and ventilation flow. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 124(3-4), 237-244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.002>
- Gustafson, G. M. Olsson, I. (Department. (2004). Partitioning of Nutrient and Trace Elements in Feed Between Body Retention, Faeces and Urine by Growing Dairy-breed Steers. *Animal Sci.*, 54, 10-19. <https://doi.org/10.1080/09064700410024346>
- Moreira, V. R., & Satter, L. D. (2006). Effect of scraping frequency in a freestall barn on volatile nitrogen loss from dairy manure. *Journal of Dairy Science*, 89(7), 2579-2587. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72334-7](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72334-7)
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., Zhang, H., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., ... Midgley, P. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I*.
- Porta, J., M. López-Acevedo, and R. R. (1982). Técnicas y experimentos en edafología. Ed. Universitat de Lleida, Lleida, Spain.
- Powell, J. M., Jackson-Smith, D. B., McCrory, D. F., Saam, H., & Mariola, M. (2006). Validation of feed and manure data collected on Wisconsin dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 89(6), 2268-2278. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72298-6](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72298-6)
- Todd, R. W., Cole, N. A., & Clark, R. N. (2006). Reducing Crude Protein in Beef Cattle Diet Reduces Ammonia Emissions from Artificial Feedyard Surfaces. *J. Environ. Qual.*, 35, 404-411. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0045>
- Underwood, E. J., and N. F. S. (2001). *The Mineral Nutrition of Livestock*. 3rd ed. Commonwealth Agricultural Bureaux, Wallingford, UK.