

VOLATILIZACIÓN DE AMONÍACO A PARTIR DEL USO DE PURINES DE TAMBO COMO FERTILIZANTE EN UN CULTIVO DE MAÍZ PARA SILO

Trabajo Final de Grado

del alumno

PONSA, JULIANA MILAGROS

Este trabajo ha sido presentado como requisito
para la obtención del título de

Ingeniero Agrónomo

Carrera

Ingeniería Agronómica

**Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales.
Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires.**

Pergamino, 11 de abril de 2024

**VOLATILIZACIÓN DE AMONÍACO A PARTIR DEL USO DE PURINES DE TAMBO
COMO FERTILIZANTE EN UN CULTIVO DE MAÍZ PARA SILO**

Trabajo Final de Grado

del alumno

PONSA, JULIANA MILAGROS

Aprobada por el Tribunal Evaluador

(Nombre y Apellido)
Evaluador

(Nombre y Apellido)
Evaluador

(Nombre y Apellido)
Evaluador

Jonatan Camarsa
Co-Director

Silvina Isabel Portela
Director

**Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales,
Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires**

Pergamino, 11 de abril de 2024

ÍNDICE

Contenido

Resumen.....	5
Palabras clave	5
Introducción.....	6
Hipótesis.....	11
Objetivos.....	11
Materiales y métodos.....	12
Sitio de estudio y descripción del experimento.....	12
Mediciones.....	14
Análisis estadístico.....	16
Resultados.....	18
Volatilización de NH ₃ medida a campo.....	18
Volatilización de NH ₃ estimada por el modelo logístico.....	20
Rendimiento de maíz.....	21
Discusión.....	22
Conclusión.....	25
Bibliografía.....	26

Figuras

Figura 1. Tambo de producción lechera y lagunas de almacenamiento de purín.....	8
Figura 2. Hipótesis de trabajo.....	11
Figura 3. Fotos de las trampas y cambio de esponjas en el experimento.....	15
Figura 4. Metodología de extracción de NH ₃ en laboratorio.....	16
Figura 5. Tasa de volatilización de NH ₃ luego de la aplicación de purín o urea a un cultivo de maíz y en el control.	18
Figura 6. Volatilización acumulada de NH ₃ durante el ciclo de maíz a partir de la aplicación de purín o urea y en el control.	19

Figura 7. Volatilización acumulada de NH₃ durante el ciclo de maíz a partir de la aplicación de purín o urea y en el control.21

Tablas

Tabla 1. Características físico-químicas del purín utilizado como fuente fertilizante en el experimento.....12

Tabla 2. Medias de alfa y beta según tratamiento (± error estándar).....20

Tabla 3. Medianas de MDL según tratamiento (rango intercuartílico).....20

RESUMEN

El vaciado de las lagunas de almacenamiento de purines en tambos puede tener beneficios ambientales y económicos. No obstante, la alta concentración de nitrógeno (N) del purín estimula la volatilización del amoníaco (NH_3) y la emisión indirecta de óxido nitroso (N_2O). Para abordar este tema, se llevó a cabo un experimento con el objetivo de medir la volatilización de NH_3 en un cultivo de maíz para silaje fertilizado con purín de tambo o urea, ajustando la cantidad de N aplicado por el método del balance. El flujo se cuantificó utilizando un sistema estático y las mediciones se realizaron frecuentemente durante los primeros días luego de la fertilización (días 1, 2, 3, 4, 5, 9, 16, 23) y al final del ciclo del cultivo (día 84). Inicialmente, la tasa de volatilización de NH_3 fue mayor con purín que con urea ($2,7 \pm 0,25$ vs $1,1 \pm 0,25$ kg N- NH_3 ha⁻¹ día⁻¹) ($p < 0,05$). Sin embargo, durante los días siguientes la tasa de volatilización de las parcelas fertilizadas con purín disminuyó de forma gradual y, a partir del día 4, la tasa de volatilización fue mayor con urea que con purín ($P < 0,05$). Por otro lado, el 50% de las pérdidas se produjeron en menor cantidad en las parcelas fertilizadas con purín que en las fertilizadas con urea ($2,30 \pm 0,82$ y $5,90 \pm 0,76$ kg N- NH_3 ha⁻¹ día⁻¹) ($P < 0,05$), aunque la volatilización de NH_3 acumulada máxima fue mayor para urea que para purín ($12,66 \pm 0,63$ y $6,43 \pm 0,65$ kg N- NH_3 ha⁻¹) ($P < 0,05$). Con respecto a la emisión indirecta de N_2O calculada a partir de la volatilización acumulada de cada tratamiento, fue mayor en las parcelas fertilizadas con urea ($0,14 \pm 0,01$ kg N- N_2O ha⁻¹) que en las fertilizadas con purín ($0,06 \pm 0,01$ kg N- N_2O ha⁻¹) y que en las parcelas control ($0,03 \pm 0,001$ kg N- N_2O ha⁻¹) ($P < 0,05$). Al momento del corte, la biomasa aérea de maíz promedio fue $19 \pm 0,7$ t MS ha⁻¹ y el contenido de N en biomasa aérea promedio fue de 228 ± 11 kg N ha⁻¹, y similares entre tratamientos fertilizados y el control. Las salidas gaseosas netas totales (descontando las emitidas por el control sin fertilización) fueron mayores con urea que con purín, expresadas por unidad de superficie ($10,58 \pm 2,09$ y $2,92 \pm 1,20$ kg N ha⁻¹) o de producción de biomasa ($0,52 \pm 0,10$ y $0,17 \pm 0,07$ kg N t MS⁻¹). Estos resultados demuestran que la fertilización con purines es una práctica prometedora para reducir el impacto ambiental de los tambos de la región.

Palabras clave: uso agronómico de purines, urea, emisión indirecta de óxido nitroso, reciclaje de nitrógeno, Región Pampeana.

INTRODUCCIÓN

La producción lechera es una actividad económica fundamental en muchos países del mundo, ya que la leche y sus derivados son alimentos esenciales para la nutrición humana. Los sistemas de producción de Argentina han sufrido un acelerado proceso de intensificación desde hace décadas. Esto implica, en esencia, la concentración de animales (mayor carga animal por unidad de superficie) y el aumento en el uso de insumos como fertilizantes, agroquímicos y alimentos concentrados. Esto ocurrió de la mano de la reducción en el número de tambos (de 30.131 a 10.197 entre 1988 y 2023) (OCLA, 2023) y produjo un marcado incremento en la producción total de leche a nivel país (de 6.500 a 11.557 millones de litros por año entre 1990 y 2022) (OCLA, 2022). Esto generó un aumento en la producción de forraje y granos, principal fuente de alimento de los animales. La producción de leche puede realizarse en sistemas extensivos con base pastoril y suplementación a campo o en sistemas intensivos. En ambos casos, se genera una gran cantidad de efluentes o purines (las excretas mezcladas con el agua utilizada en las instalaciones de ordeño). Estos purines a menudo son considerados un desecho cuyo descarte representa un problema para el productor.

El uso de maíz para forraje (como planta en pie o ensilado) es una práctica común en los sistemas extensivos de producción lechera. Contribuye a resolver el problema que surge de la estacionalidad de la producción forrajera, frente a requerimientos animales de relativa constancia. Este cultivo se adapta para la conservación y posterior alimentación del ganado debido a tres causas principales: alto volumen de producción en un sólo corte, alto contenido de hidratos de carbono fácilmente aprovechables y relativa amplitud del período de cosecha (Hereford, 2010). Es así que, la superficie sembrada con maíz para silaje aumentó de manera significativa en la Región Pampeana desde mediados de la década del 90, a la par de la creciente intensificación de los sistemas ganaderos (Carrete & Scheneiter, 2012). Sin embargo, esto tuvo como consecuencia que en los últimos años, se redujeran los contenidos de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno y fósforo, principalmente) del suelo, ya que cuando el maíz se destina a silaje, se extrae casi la totalidad de la biomasa aérea sin dejar residuos, atentando contra la sustentabilidad productiva y ambiental (Echeverría & Sainz Rozas, 2006). Dicha problemática puede contrarrestarse con prácticas de fertilización, por lo cual el manejo de la nutrición de este cultivo se vuelve un aspecto clave.

El vertido de purines crudos (sin tratar) o deficientemente tratados a cursos de agua en forma directa o indirecta es frecuente (Nosetti et al., 2002) y resulta en situaciones contaminantes ya sea por acumulación o transferencia de nutrientes. Una encuesta realizada a 122 productores lecheros de AACREA reveló que los cuerpos o cursos de agua abiertos (lagunas artificiales, bajos o arroyos) constituyen el destino final de los purines en el 81% de los tambos de Argentina (Fariña et al., 2013). Este dato es especialmente preocupante considerando que ~50% de los tambos encuestados se encuentran a <15 km de centros urbanos. La encuesta también reveló que sólo el 53% de los productores realiza alguna práctica de manejo con relación a los purines. De ellos, la mitad los distribuye crudos en el campo y la tercera parte realiza separación de sólidos mediante decantador o laguna de estabilización (tratamiento primario). Por último, solamente 6 productores de 122 afirmaron realizar distribución de los purines luego de la separación de sólidos. Es necesario destacar la importancia del tratamiento adecuado de los purines generados en la producción lechera. En este sentido, uno de los métodos comunes utilizados para el tratamiento de los purines es el sistema de lagunas en tándem. Éstas consisten en un sistema secuencial de dos o tres lagunas interconectadas. Cada laguna cumple una función específica en el proceso de tratamiento de los purines con el fin de obtener un producto final con menor contenido de materia orgánica y mayor disponibilidad de nutrientes.



Figura 1. Tambo de producción lechera y lagunas de almacenamiento de purín.

La disposición actual de purines no está motivada por conceptos agronómicos como el aumento de rendimiento de los cultivos o el aporte y reciclado de materia orgánica en el suelo, sino por la necesidad de vaciar las lagunas de almacenamiento (Herrero, 2009). Sin embargo, la sustitución parcial o total de los fertilizantes inorgánicos por purines puede ofrecer beneficios ambientales (reciclado de nutrientes en el sistema suelo-planta) y económicos (menor uso de fertilizantes externos). A pesar de ello, la presencia de formas orgánicas de N en el purín requiere de su transformación a formas inorgánicas para poder ser absorbidas por las plantas, lo que le otorga a los purines un comportamiento menos predecible que los fertilizantes inorgánicos comerciales (Schils et al., 2020).

La provincia de Buenos Aires es, junto a Córdoba y Santa Fe, una de las principales productoras de leche del país. Cuenta con 416.507 vacas lecheras, 1.789 tambos (Senasa, 2021) y una producción diaria estimada en 8 millones de litros, aportando, aproximadamente, el 25% de la producción nacional. Teniendo en cuenta que se generan entre 4 y 11 litros de purín por litro de leche (Nennich et al., 2005), se estima que en 2017 se generaron en el ámbito provincial más de 15.000 millones de litros de purines. Estos datos demuestran la necesidad de, por un lado, reducir la generación de purín (reduciendo

la duración del ordeño y realizando un uso eficiente del agua para limpieza) y, por otro, de estimular su reutilización responsable (Cañada et al., 2018). Además de los problemas generados en el ambiente, el mal manejo de los purines constituye una barrera para la comercialización. Es así que, en junio de 2015 se firmó un convenio entre el Ministerio de Asuntos Agrarios, la Autoridad del Agua y las entidades representativas de la cadena láctea (producción e industria), con el objetivo de desarrollar un marco jurídico simple y claro para el uso agronómico de purines (Cañada et al., 2018). Desde septiembre de 2018, la provincia de Buenos Aires cuenta con una regulación sobre la Gestión de Purines en Tambo (Resol. ADA 737/18 – 2220/19 – 267/20) apoyada por una Guía de Buenas Prácticas que establece los lineamientos generales para el buen uso agronómico del purín, valorizando su contenido de nutrientes y materia orgánica como fertilizantes y haciendo foco en el cuidado del medio ambiente, sin descuidar la economía del productor (Cañada et al., 2018).

La composición de los purines de tambo es muy variable en el tiempo (aún en un mismo tambo) y entre tambos, ya que depende del tipo y manejo del rodeo, sistema de captación y tratamiento de los purines, calidad y cantidad de agua utilizada en las instalaciones de ordeño, etc. (Cañada et al., 2018). Por ello, para una correcta utilización de los mismos como fertilizantes es necesario conocer su composición. Para maximizar los beneficios y minimizar la contaminación por nutrientes de los sistemas adyacentes al suelo receptor de los purines, se sugiere utilizar un balance de nitrógeno (N) que sincronice cuantitativa y temporalmente el requerimiento del cultivo a fertilizar y la oferta del suelo y del purín. Cuando no se evalúa su composición, la tasa de aplicación sólo se puede estimar a partir de valores orientativos, y esto puede producir sobre o sub aplicación de nutrientes, con consecuencias desfavorables para la producción y el ambiente. Aún evaluando la misma antes de la aplicación de purín, es habitual que la dosis de N efectivamente aplicada difiera de la dosis objetivo (Maris et al., 2021).

Cuando se fertiliza con purines cobra especial importancia el proceso de volatilización de amoníaco (NH_3), lo cual es una desventaja. El NH_3 volatilizado constituye, además de una salida de N que deja de estar disponible para el cultivo, una amenaza para la salud humana porque reacciona con compuestos ácidos de la atmósfera formando partículas ($\text{PM}_{2.5}$) que dañan los pulmones (Sommer et al., 2019). A su vez, el NH_3 volatilizado puede re-depositarse y causar eutrofización de aguas o constituir una fuente de emisión indirecta de óxido nitroso (N_2O) con consecuencias directas sobre el calentamiento global (Nevison,

2002). El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) propone utilizar un factor de emisión para calcular la emisión indirecta de N_2O mediante la volatilización de NH_3 (Nevison, 2002).

Al verter los purines en el campo, las pérdidas por volatilización usualmente rondan entre el 3 y 30% del N aplicado (Álvarez et al., 2007; Palma et al., 1998; Wang et al., 2004). Muchos factores regulan las pérdidas de NH_3 por volatilización, de los cuales la concentración de N amoniacal del fertilizante, la temperatura, el pH, la humedad y la capacidad de intercambio catiónico del suelo son los más importantes (Álvarez et al., 2007). El amonio (NH_4^+) introducido como fertilizante es rápidamente transformado en nitrato (NO_3^-) por las bacterias nitrificadoras del suelo, por lo que la volatilización ocurre principalmente en los días siguientes a la fertilización con una fuente amoniacal (Cai et al., 2002; Wang et al., 2004). Las pérdidas iniciales pueden deberse al aumento de la concentración de NH_4^+ en la solución del suelo y al incremento del pH del suelo. Si el pH del suelo es >7 y la temperatura $>20^\circ\text{C}$, el NH_4^+ puede transformarse en NH_3 y perderse hacia la atmósfera por volatilización (Peoples et al., 1995). Por otro lado, según los resultados obtenidos por Álvarez et al. (2007), las pérdidas de NH_3 por volatilización son mayores cuando el maíz se encuentra en un estadio más avanzado (V6) que a la siembra, debido a que las temperaturas son más altas en el primer caso. La profundidad a la que se produce la fertilización también genera una respuesta diferente en cuanto a la volatilización, siendo menor a mayor profundidad, porque el NH_4^+ derivado del fertilizante se adsorbe a las partículas de suelo y el NH_3 encuentra resistencia a la difusión hacia la atmósfera (Rochette et al., 2013). En este sentido, la dosificación del N con agua en el caso de los purines permitiría su infiltración en el suelo y podría reducir la volatilización con relación a una aplicación por voleo de un fertilizante inorgánico sólido como urea.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar las salidas gaseosas de N- NH_3 en un cultivo de maíz para silo fertilizado con purín de tambo o urea aplicados superficialmente, ajustando la dosis aplicada a partir del método del balance para evitar la sobrefertilización y considerando la volatilización de base sin el agregado de fertilizantes. Nuestra hipótesis de trabajo es que, a igual incorporación de N a partir de los fertilizantes evaluados (purín y urea) la aplicación de purín reduce la volatilización de NH_3 y la emisión indirecta de N_2O en relación a la fertilización con urea debido a que el agua del purín posibilita su infiltración al suelo, mientras que la aplicación de urea no implica agregado de agua (Figura 1). Para

evaluar esta hipótesis realizamos un experimento a campo en un tambo de la Región Pampeana Húmeda, donde se fertilizó un cultivo de maíz para silaje con purín de la última laguna de tratamiento, de un sistema de tres lagunas, o con urea, y se dejó un control sin fertilizante.

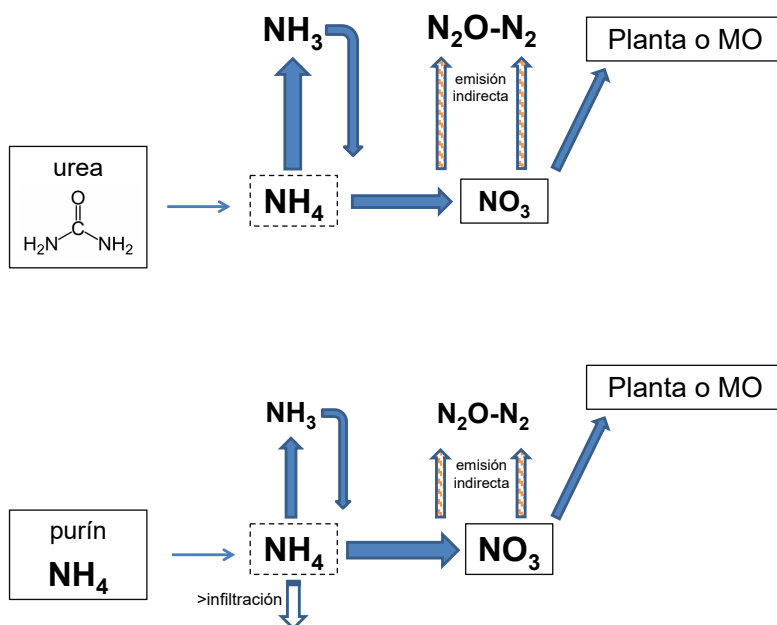


Figura 2. Hipótesis de trabajo.

OBJETIVO GENERAL

Cuantificar las salidas gaseosas de N a partir de la volatilización de NH_3 en un cultivo de maíz para silaje fertilizado con purín de tambo o urea aplicados superficialmente.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Definir, a partir del método del balance, la dosis de fertilizante nitrogenado necesaria para alcanzar un rendimiento objetivo de maíz, y calcular el equivalente de dosis en masa de urea y volumen de purín.
2. Cuantificar la volatilización de NH_3 a lo largo del cultivo de maíz.
3. Calcular la emisión indirecta de N_2O a partir de la volatilización de NH_3 .
4. Evaluar la producción de biomasa de maíz en los tratamientos fertilizados y el testigo sin fertilizar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y descripción del experimento

El ensayo se llevó a cabo en el Tambo Fundación ubicado en la localidad de Acevedo, al noroeste de la provincia de Buenos Aires. El mismo cuenta con 114 has y tiene ~300 vacas en ordeño. El sistema productivo está basado en el aprovechamiento del pasto en forma directa con suplementación a campo y se busca la parición estacionada con un rodeo Frisio-Jersey de genética neozelandesa. Las instalaciones y modalidad de ordeño están diseñadas como para durar menos de 2,5 horas lo cual es fundamental para minimizar la generación de purines. Los purines provenientes de las operaciones de ordeño (limpieza de corrales, sala y máquina de ordeño e higiene de pezones) son conducidos a una laguna artificial de estabilización que permite la sedimentación de los sólidos en suspensión y descomposición parcial de la materia orgánica (tratamiento primario). Los purines que salen de la laguna de estabilización pasan por dos lagunas más donde continua la descomposición del material orgánico y hay remoción parcial de nutrientes (tratamiento secundario). La Tabla 1 presenta las características del purín de la tercera laguna de tratamiento utilizada como fuente de purín para el experimento.

Tabla 1. Características físico-químicas del purín utilizado como fertilizante en el experimento.

Variable	Valor	Unidad
pH	7,8	
Conductividad eléctrica	4,38	dS/m
Sólidos totales	2876	mg/L
Sólidos disueltos totales	2500	mg/L
Fósforo total	59	mg/L
Fósforo reactivo soluble	20	mg/L
Nitrógeno total	346	mg/L
N-NH ₄ ⁺	230	mg/L
N-NO ₃ ⁻	2,6	mg/L

El clima es templado húmedo sin estación seca, con temperatura media de 9,2 y 23,5 °C durante el mes más frío y más cálido, respectivamente (Hall et al., 1992). La precipitación media anual para el período 1910-2018 fue de 988 mm (Red Agroclimática, INTA). El suelo es un Argiudol vértico de la Serie Ramallo (fase bien drenada) (INTA, 1973). Es un suelo fértil, de textura franco arcillo limosa hasta los 25-30 cm y luego presenta una transición

gradual hacia un horizonte B2t de textura arcillosa pesada y gran espesor (desde los 40 hasta los 130 cm). La capacidad de uso del suelo es clase I-2 y es apta para cualquier cultivo de la zona.

El experimento se realizó en un cultivo de maíz (*Zea mays*) implantado bajo siembra directa luego de un verdeo de invierno. El 15 de septiembre de 2020 se sembró un híbrido de maíz para silaje adaptado a la zona (Stine 120-29 BTRG) en parcelas experimentales de 5 m de ancho x 10 m de largo, en surcos distanciados a 52 cm. Se aplicaron dos tratamientos de fertilización, uno con purín de la tercera laguna de tratamiento (P) y otro con un fertilizante inorgánico a base de urea (U), y se mantuvo un control sin fertilizar (C). Se utilizó un diseño en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. La fertilización se realizó manualmente en el estadio V6 según la escala de Ritchie y Hanway (1986), utilizando regaderas de jardín en el caso del purín y por voleo en el caso de la urea. Para lograr una aplicación de fertilizante homogénea y precisa dentro de las trampas utilizadas para medir volatilización, la cantidad de purín y urea correspondiente a la superficie de las mismas se aplicó separadamente del resto de la parcela experimental.

La dosis de urea (N_{urea}) se calculó a partir del método del balance, asumiendo una demanda (N_{abs}) de 309 kg N ha⁻¹ para lograr un rendimiento objetivo de 13 t grano ha⁻¹, una oferta de N del suelo de 267 kg N ha⁻¹ [proveniente del contenido inicial de N-NO₃⁻ y de la mineralización del N orgánico (N_{min}) en la profundidad 0-60 cm durante el ciclo de cultivo] y una eficiencia de utilización del N del fertilizante de 0,75 (Ecuación 1). Para estimar la oferta de N, antes de la siembra de maíz se extrajeron muestras de suelo a 0-20, 20-40 y 40-60 cm de profundidad (una por parcela experimental). Se midió N-NO₃⁻ por el método del fenol disulfónico (Mulvaney, 1996) y N orgánico por el método de Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982).

$$N_{urea} = \frac{[N-NO_3^- + N_{min} 0-60\text{ cm}] - N_{abs}}{0.75} \quad (1)$$

Este cálculo determinó que se debían aplicar 54 kg N ha⁻¹, es decir 118 kg urea ha⁻¹. Por otro lado, teniendo en cuenta la concentración de N total (NT) del purín medida un mes antes de la aplicación (8 octubre 2020), se calculó el volumen de purín que se debía aplicar para lograr la misma dosis de N que con urea. El resultado fue que se debían aplicar 156 m³ purín ha⁻¹. El día de la aplicación se midió nuevamente la concentración de NT del purín

utilizado para conocer la cantidad de N efectivamente aplicada. La concentración de NT del purín varió de 346 mg L⁻¹ en el muestreo inicial del 8 octubre 2020 a 200 mg L⁻¹ el día de la aplicación (8 noviembre 2020). Esto tuvo como consecuencia que las parcelas fertilizadas con urea recibieron la dosis calculada a partir del método del balance (54 kg N ha⁻¹) y las fertilizadas con purín una dosis menor (31 kg N ha⁻¹).

Mediciones

La volatilización de NH₃ se cuantificó a partir del momento de la fertilización y hasta la cosecha de maíz empleando un sistema semiabierto estático adaptado del propuesto por Nömmik (1973). Luego de la siembra de maíz, se colocaron dos trampas por parcela entre los surcos de siembra. Cada trampa estaba compuesta por un tubo de PVC de 50 cm de altura y 16 cm de diámetro que se enterró 10 cm aproximadamente. Inmediatamente después de la fertilización se colocó en el interior del tubo dos esponjas de poliuretano de 16 cm de diámetro y 2,5 cm de espesor embebidas con 12 ml de una solución de 1M H₂SO₄ y glicerol (2:1 V:V), de modo que la primera quedara a 10 cm y la segunda a 25 cm del suelo, aproximadamente. Finalmente, cada tubo se tapó con un sombrerito de PVC con ventilación. La esponja inferior se cambió por una nueva, también embebida en la solución de ácido y glicerol, los días 1, 2, 3, 4, 5, 9, 16 y 23 después la fertilización. El cambio de esponjas fue más frecuente los días inmediatamente siguientes a la fertilización que los días más alejados de la misma porque se esperaban mayores tasas de volatilización en el primer período (Alvarez et al., 2007). Al final del ciclo del cultivo, antes del corte, se extrajeron las dos esponjas (inferior y superior) de cada trampa.



Figura 3. Fotos de las trampas y cambio de esponjas en el experimento.

El NH_3 volatilizado y retenido en las esponjas como NH_4^+ , se extrajo con 250 ml de una solución de 2M KCl y luego se cuantificó por destilación con MgO y aleación de Devarda (Mulvaney, 1996) y titulación del NH_3 emanado con 0,02 N NaOH. La volatilización se expresó en $\text{kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$. La volatilización de N- NH_3 acumulada durante todo el período de cultivo se calculó como la sumatoria de los flujos parciales.

El factor de partición (FRACGAS por sus siglas en inglés) es la fracción volatilizada del N de la urea o purín y se calculó como la diferencia de N- NH_3 volatilizado con urea o purín y el control, relativo al NT aplicado en cada tratamiento (Nevison, 2002) (Ecuación 2):

$$FRACGAS \text{ U/P} = \frac{(N\text{-NH}_3 \text{ volatilizado con U o P} - N\text{-NH}_3 \text{ volatilizado por C})}{NT_{U \text{ o } P}} \quad (2)$$

Además, se estimó la a emisión indirecta de N_2O multiplicando el N volatilizado por un factor de emisión de 0,01 propuesto por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), que representa la proporción del N- NH_3 depositado que se pierde como N_2O (Nevison, 2002). Al final del ciclo de maíz (entre R3 y R4 según la escala de Ritchie y Hanway (1982)) se determinó la productividad de cada

parcela experimental a partir de la cosecha de la biomasa aérea de dos submuestras de un metro cuadrado cada una. El material cosechado se secó en estufa a 65 °C hasta peso constante y luego se pesó. Además, se determinó el contenido total de N de la biomasa cosechada por el método de Kjeldhal (Mulvaney, 1996).



Figura 4. Metodología de extracción de NH_4^+ en laboratorio.

Análisis estadístico

La tasa de volatilización de NH_3 ($\text{kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$) se analizó para el período 1-84 días post fertilización. Se utilizó el método de modelos lineales mixtos, donde el tipo de fertilización y los días transcurridos fueron considerados como efectos fijos y las trampas utilizadas para medir NH_3 (sitios específicos de muestreo) fueron consideradas como efecto aleatorio. La correlación temporal entre mediciones fue considerada al ajustar la matriz de

varianza covarianza de los errores con la función varident del paquete nlme del software estadístico R, implementado desde Infostat Versión 2020 (Di Rienzo et al., 2020; Pinheiro et al., 2022). El efecto de los tratamientos de fertilización sobre la volatilización de NH_3 acumulada, el rendimiento, la concentración y el contenido de N de la biomasa de maíz se analizó mediante un análisis de la varianza. En todos los análisis descriptos, cuando el efecto de los factores evaluados resultó significativo, se realizaron las comparaciones múltiples mediante la prueba de Fisher ($P < 0,05$).

Por otro lado, la volatilización de NH_3 acumulada se modeló en función del tiempo (días desde la fertilización) ajustando un modelo no lineal mixto. Se eligió el modelo logístico según lo sugerido por Silva et al. (2017) y Minato et al. (2019) el cual está representado por la siguiente ecuación (3) descripta por Seber y Wild (2003):

$$Y = \frac{\alpha}{1 + \exp[-(t - \beta)/\gamma]} \quad (3)$$

donde:

Y: volatilización acumulada de N- NH_3 en el momento t (kg ha^{-1}).

α : es la volatilización acumulada máxima, es la asíntota cuando $t \rightarrow \infty$

Indica el valor de estabilización de la volatilización acumulada en relación con el tiempo.

β : es el momento en que la volatilización acumulada alcanza la mitad de su valor máximo (α), es correspondiente al punto de inflexión de la curva.

γ : es un parámetro utilizado para calcular la volatilización diaria máxima de N- NH_3 (MDL: Maximun Daily Loss) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$), como se muestra en la Ecuación 4.

$$MDL = \frac{\alpha}{4\gamma} \quad (4)$$

Se corrió dicho modelo de manera independiente para cada submuestra (trampa de NH_3), resultando en 18 corridas (3 tratamientos x 3 repeticiones x 2 submuestras). El efecto de los tratamientos de fertilización sobre los parámetros del modelo (α , β y MDL) se analizó mediante un análisis de la varianza. Los valores medios de los parámetros α y β , se compararon mediante la prueba de Fisher ($P < 0,05$). Para los valores de MDL, se decidió realizar las comparaciones múltiples de las medianas mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($P < 0,10$). La misma se utiliza cuando no se cumplen los supuestos del ANOVA, como sucede en este caso (normalidad). Dicha prueba no supone normalidad ni homogeneidad de varianzas. Al ser no paramétrica, no asume que los datos provienen de

una distribución particular. El software utilizado para dichos análisis fue Infostat Versión 2020 (Di Rienzo et al., 2020; Pinheiro et al., 2022).

RESULTADOS

Volatilización de NH_3 medida a campo

Durante las 24 horas siguientes a la aplicación, la tasa de volatilización de NH_3 promedio con purín fue mayor que la obtenida con urea y el control ($2,7 \pm 0,25$, $1,1 \pm 0,25$ y $0,6 \pm 0,25$ kg N-NH_3 ha^{-1} día^{-1} para purín, urea y control, respectivamente) ($P < 0,05$) (Figura 5). Durante los días siguientes, la tasa de volatilización de las parcelas fertilizadas con purín disminuyó de forma gradual ($P < 0,05$). El patrón fue diferente para las parcelas fertilizadas con urea, que mantuvieron una tasa de volatilización similar durante los 5 días siguientes a la aplicación, que promedió $1,24 \pm 0,12$ kg N-NH_3 ha^{-1} día^{-1} , y luego disminuyó. La tasa de volatilización fue mayor con urea que con purín a partir del día 4 ($P < 0,05$). Transcurridos 9 días de la aplicación, las parcelas fertilizadas con purín y urea habían perdido 77 y 73% del total volatilizado durante todo el ciclo de maíz, respectivamente. En el caso del control, la tasa de volatilización fue similar durante los 9 días siguientes a la aplicación (en promedio $0,32 \pm 0,04$ kg N-NH_3 ha^{-1} día^{-1}) y disminuyó hacia el final del ciclo de maíz [la tasa de los días 23 y 84 ($0,02 \pm 0,01$ kg N-NH_3 ha^{-1} día^{-1}) fue menor que la de los días 1 y 2 ($0,52 \pm 0,07$ kg N-NH_3 ha^{-1} día^{-1}) ($P < 0,05$)].

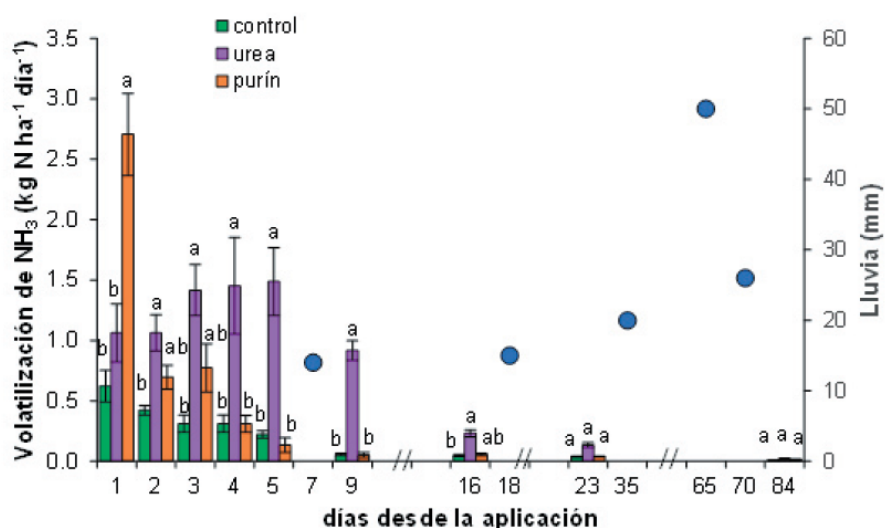


Figura 5. Tasa de volatilización de NH_3 luego de la aplicación de purín o urea a un cultivo de maíz y en el control. Cada barra representa el valor promedio $\pm$ error estándar. También se muestran los eventos de lluvia (círculos azules) ocurridos durante el experimento. Como

hubo interacción entre tratamientos de fertilización y días desde la aplicación ($P<0,01$), letras diferentes dentro de cada día indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización ($P<0,05$).

La volatilización de NH_3 acumulada promedio fue mayor en las parcelas fertilizadas con urea ($13,9\pm1,0 \text{ kg N ha}^{-1}$) que en las fertilizadas con purín ($6,3\pm0,6 \text{ kg N ha}^{-1}$) y que en las parcelas control ($3,3\pm0,1 \text{ kg N ha}^{-1}$) ($P<0,05$) (Figura 6). El factor de partición fue 20 y 10% para urea y purín, respectivamente.

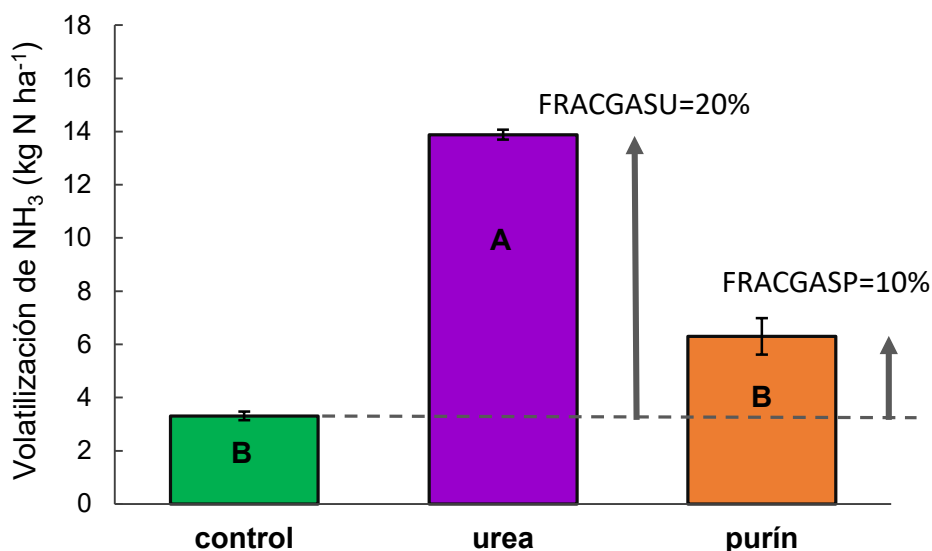


Figura 6. Volatilización acumulada de NH_3 durante el ciclo de maíz a partir de la aplicación de purín o urea y en el control. Cada barra representa el valor promedio $\pm$ error estándar. La línea punteada indica la volatilización sin fertilización (línea base) y FRACGASU/P es el factor de partición y representa la fracción volatilizada del N de la urea o purín, respectivamente. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($P<0,05$).

La emisión indirecta de N_2O calculada a partir de la volatilización acumulada de cada tratamiento, fue mayor en las parcelas fertilizadas con urea ($0,14\pm0,01 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) que en las fertilizadas con purín ($0,06\pm0,01 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) y que en las parcelas control ($0,03\pm0,001 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) ($P<0,05$).

Volatilización de NH₃ estimada por el modelo logístico

La volatilización de NH₃ acumulada máxima (α) explicada por el modelo logístico ajustado fue mayor para las parcelas fertilizadas con urea que para las fertilizadas con purín y el control (12,66±0,63, 6,43±0,65 y 2,95±0,08 kg N-NH₃ ha⁻¹ para urea, purín y control, respectivamente) (P<0,05) (Tabla 2 y Figura 7). Los días desde la fertilización transcurridos hasta el momento en que se produjo el 50% de las pérdidas totales (β) fue menor en las parcelas con purín que en las de urea (2,30±0,82 y 5,90±0,76 días) y el control presentó un valor β intermedio (4,18±0,40 días desde fertilización) (P<0,05). La volatilización diaria máxima (MDL) fue mayor en el tratamiento con purín (8,33 N-NH₃ ha⁻¹) que con urea (7,43 kg N ha⁻¹) y que en las parcelas control (2,12 kg N ha⁻¹) (P<0,10) (Tabla 3 y Figura 7).

Tabla 2. Medias de alfa y beta según tratamiento ($\pm$ error estándar). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0,5).

	α (kg N-NH ₃ ha ⁻¹)	β (días)
Urea	12,66 ^A ±0,63	5,90 ^A ±0,76
Purín	6,43 ^B ±0,65	2,30 ^B ±0,82
Control	2,95 ^C ±0,08	4,18 ^{AB} ±0,40
P valor	<0,0218	<0,0218

Tabla 3. Medianas de MDL según tratamiento (rango intercuartílico). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0,5).

	MDL (kg N-NH ₃ ha ⁻¹)
Urea	7,43 ^B (2,54)
Purín	8,33 ^B (10,56)
Control	2,12 ^A (6,17)
P valor	<0,951

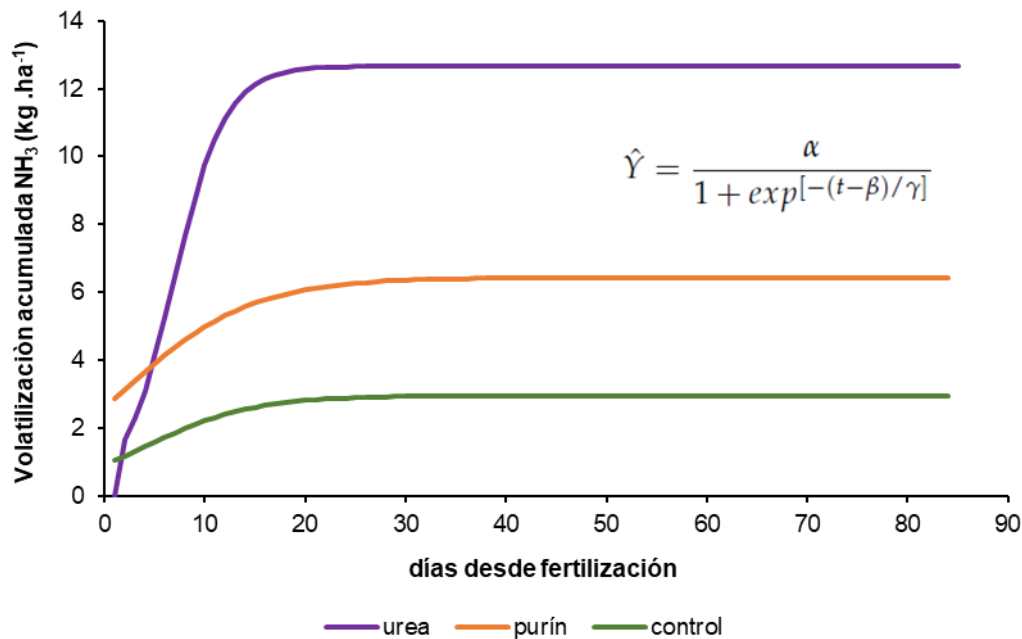


Figura 7. Volatilización de NH_3 acumulada durante el ciclo de maíz a partir de la aplicación de purín o urea y en el control, según el modelo logístico. Cada curva representa la respuesta del modelo logístico ajustado para todos los días desde la fertilización.

Rendimiento de maíz

Al momento del corte, la biomasa aérea de maíz promedio fue $19,0 \pm 0,7 \text{ t MS ha}^{-1}$ y la absorción de N en biomasa aérea promedio fue $228 \pm 11 \text{ kg N ha}^{-1}$, y similar en las parcelas fertilizadas y el control. Teniendo en cuenta que el contenido de N de la biomasa aérea de maíz constituye ~80% de total absorbido (Salmerón-Miranda et al., 2007), la absorción total de N (en biomasa aérea y subterránea) fue 323 ± 10 , 273 ± 31 y $261 \pm 25 \text{ kg N ha}^{-1}$ para los tratamientos fertilizados con urea, purín y el control, respectivamente. Si bien estos promedios no difieren estadísticamente ($P=0,14$), probablemente por la variabilidad intra-tratamiento, la diferencia de absorción de N entre las parcelas fertilizadas con urea y las parcelas sin fertilizar ($323-261=62 \text{ kg N ha}^{-1}$) demuestra que la dosis de fertilización aplicada (54 kg N ha^{-1}) fue adecuada. Por otro lado, la concentración de N de la biomasa cosechada fue mayor en las parcelas fertilizadas que en las parcelas control ($12,6 \pm 1,0$, $12,8 \pm 0,5$ y $10,7 \pm 0,4 \text{ g N kg}^{-1}$ para purín, urea y control, respectivamente, $P<0,05$). La volatilización de NH_3 + emisión indirecta de N_2O inducidas por la fertilización (o sea descontando la volatilización y la emisión de base del control) fueron mayores cuando se fertilizó con urea

que con purín, tanto al expresarlas por unidad de superficie ($10,58 \pm 2,09$ y $2,92 \pm 1,20$ kg N ha⁻¹) o de producción de biomasa ($0,52 \pm 0,10$ y $0,17 \pm 0,07$ kg N t MS⁻¹) ($P < 0,05$)

DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo revelan que el primer día post fertilización la aplicación de purín estimuló la volatilización de NH₃ en mayor medida que la urea. Sommer y Hutching (2001) también observaron que la mayor tasa de pérdida de NH₃ ocurre inmediatamente luego de la aplicación de purines y explican que se debe a la mayor concentración inicial de N amoniacal en la solución del suelo en ese momento y a un aumento del pH que favorece la formación de NH₃ a partir de NH₄⁺. En los días siguientes a la aplicación, la tasa de volatilización de las parcelas fertilizadas con purín disminuyó de forma gradual, mientras que las parcelas fertilizadas con urea mantuvieron una tasa similar durante 5 días. La volatilización de NH₃ de las parcelas con purín fue menor que con urea recién a partir del día 4. Las diferencias encontradas entre los tratamientos pudieron deberse a la composición de cada fertilizante. Los purines de tambo contienen N-NH₄⁺, que proviene principalmente de la urea de la orina, como producto de degradación del metabolismo proteico de las vacas (Vertès et al., 2019). Es por ello que, un suelo fertilizado con purín recibe >60% del N en forma amoniacal, mientras que uno fertilizado con urea recibe una molécula orgánica que debe hidrolizarse para producir NH₄⁺. Esta diferencia, sumada a que el experimento se desarrolló en meses de extrema sequía, explicaría la dinámica de volatilización de NH₃ observada. En línea con esto, Rochette et al. (2013) reportaron menor volatilización de NH₃ cuando la urea se aplicó en superficie que en bandas subsuperficiales, y lo atribuyeron a que la falta de humedad en la superficie del suelo habría limitado la hidrólisis de la urea. Por lo tanto, podríamos adjudicar la respuesta de las parcelas fertilizadas con urea a la sequía de la campaña y a su aplicación superficial. Por otro lado, también sería lógico pensar que la lluvia ocurrida a los 7 días de la fertilización podría haber activado la hidrólisis de la urea y con ello la volatilización, aunque también pudo suceder que esa precipitación haya incorporado la urea al suelo y, de este modo, reducido la volatilización posterior. Los datos obtenidos en este experimento son mejor explicados por la segunda opción.

En este trabajo utilizamos un modelo no lineal logístico para simular la evolución de la volatilización acumulada a partir de los datos de campo. Al comparar los parámetros de la modelización con los valores equivalentes obtenidos a campo observamos que los valores

de los parámetros α y β son similares entre ambas aproximaciones. El 50% de las pérdidas de NH_3 se produjo primero en las parcelas tratadas con purín (a los 2 días de la aplicación aproximadamente) y luego en las tratadas con urea (a los 6 días aproximadamente). Los resultados del tratamiento con urea concuerdan con los de Cantarella et al. (2018) quienes describen que el 50% del total de NH_3 volatilizado ocurre aproximadamente a los 5 días. En concordancia con dichos resultados, Álvarez et al. (2007) explican que las mayores pérdidas de volatilización de NH_3 (más del 75% del total volatilizado) ocurren durante los primeros 10 días luego de la fertilización. La volatilización máxima acumulada obtenida a partir de las mediciones a campo también fue similar a la obtenida por modelización (valor α) y se mantuvieron las diferencias entre tratamientos. Sin embargo, cuando comparamos los valores de volatilización diaria máxima a campo y su estimación con el modelo (MDL), no observamos un buen ajuste de los datos ya que los resultados difieren mucho entre sí. Soares et al. (2012), Vale et al. (2014) y Silva et al. (2017) mostraron que los modelos no lineales son herramientas importantes que proveen un ajuste adecuado de los datos y también ofrecen parámetros que ayudan a entender el comportamiento de la volatilización del nitrógeno en forma de NH_3 a través del tiempo. Cabe destacar nuevamente que a pesar de obtener un buen ajuste de los datos para dos de los parámetros α y β en nuestro experimento, no resultó así para el caso de los valores de MDL, dejándonos como desafío la exploración de otros modelos diferentes al propuesto por la bibliografía para estudios de volatilización de NH_3 .

El factor de partición (FRACGAS por sus siglas en inglés), que es la fracción de N volatilizada relativa al NT aplicado en cada tratamiento, en nuestro trabajo fue de 20 y 10% para urea y purín, respectivamente. En general se asume que ~10% del N de un fertilizante sintético de base amoniacal se pierde por volatilización y que este porcentaje varía entre 10 y 40 cuando se aplica urea en superficie (Peoples et al., 1995). En línea con esto, Álvarez et al. (2007), Palma et al. (1998) y Wang et al. (2004) reportaron que las pérdidas por volatilización del nitrógeno aplicado como urea varían usualmente entre 3 y 30%. Para excretas de ganado vacuno se asume una partición de 20%, poniendo foco en su contenido amoniacal (Nevison, 2002). El contenido de agua del purín aplicado, permitió que infiltre en el suelo, de modo tal que el NH_3 producido subsuperficialmente a partir del NH_4^+ del purín pudo quedar retenido a lo largo de su recorrido hacia la superficie del suelo, reduciendo la cantidad de NH_3 efectivamente emitida hacia la atmósfera (Davidson & Mosier, 2004). Sin

embargo, al no haber podido cumplir con el objetivo de incorporar igual cantidad de N en los dos tratamientos de fertilización, la dosis aplicada en cada caso pudo haber influido sobre estos resultados. La composición de los purines de tambo es muy variable en el tiempo (aún en un mismo tambo) y entre tambos (Cañada et al., 2018, Estellés Barber & Martinez, 2022). Por este motivo aún evaluando su composición antes de la aplicación, es habitual que la dosis de N efectivamente aplicada difiera de la dosis objetivo (Maris et al., 2021).

La emisión indirecta de N_2O proveniente del NH_3 volatilizado y redepositado fue mayor en las parcelas fertilizadas con urea ($0,14 \pm 0,01 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) que en las fertilizadas con purín ($0,06 \pm 0,01 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) y que en las parcelas control ($0,03 \pm 0,001 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$). Este comportamiento se debe a que la emisión indirecta de N_2O se estimó multiplicando el N volatilizado por un factor de emisión de $0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N por kg N volatilizado}$ propuesto por el IPCC.

Con respecto al rendimiento del cultivo, al momento del corte, la biomasa aérea de maíz promedio fue $19,0 \pm 0,7 \text{ t MS ha}^{-1}$ no habiendo diferencias entre las parcelas fertilizadas y el control. Esto podría atribuirse a que las condiciones de suelo en el área de estudio fueron buenas en términos de disponibilidad de nutrientes, ya que partimos de un suelo fértil, lo que pudo haber limitado el impacto de la fertilización en el rendimiento del cultivo. Además, en términos de disponibilidad hídrica fue una campaña seca, y eso pudo haber enmascarado la respuesta a la fertilización. Este tipo de resultados son esperables ya que con una menor disponibilidad de agua se impacta de manera negativa tanto en la tasa de crecimiento del cultivo, en la disponibilidad de nutrientes y posterior mejora en la absorción de nutrientes por el cultivo (Pedrol et al., 2008). En concordancia con un experimento realizado en La Pampa, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos testigo y purín (dosis comparable con la utilizada en nuestro trabajo) como fertilizante, en donde se alcanzó una producción de biomasa promedio de $13,5 \text{ t ha}^{-1}$ (Diez, 2016). La fertilización con purines promueve mejoras en la fertilidad del suelo con respecto a los macronutrientes, especialmente N, llevando a una mejora en el crecimiento de las plantas y rendimiento de los cultivos (Beauchamp, 1986; Sutton et al., 1986; Kaffka & Kanneganti, 1996; Charlón et al., 2004; Rasool et al., 2007; Lithourgidis et al., 2007; Diez et al., 2010; Fontanetto, et al., 2010; Sosa et al., 2010). Sin embargo, como se mencionó anteriormente, nuestros resultados no mostraron diferencias de rendimiento ni de absorción de N en la

biomasa de maíz entre las parcelas fertilizadas y el control. Sin embargo, la concentración de N de la biomasa cosechada fue mayor en las parcelas fertilizadas que en las parcelas control ($12,6 \pm 1,0$, $12,8 \pm 0,5$ y $10,7 \pm 0,4$ g N kg⁻¹ para purín, urea y control, respectivamente) y esto representa una mejora en la calidad de la biomasa como alimento para las vacas. En conjunto, estos resultados señalan que la fertilización con purines es una práctica prometedora para reducir el impacto ambiental de los tambos en la región. A pesar de una mayor estimulación inicial de la volatilización de NH₃ con purín en relación a urea, la aplicación de urea generó mayores valores de volatilización acumulada. Esta información puede ser relevante para la toma de decisiones en la gestión de fertilizantes en sistemas de producción de leche, considerando tanto la eficiencia en la utilización de N como el impacto ambiental.

CONCLUSIÓN

Los resultados de este trabajo demuestran que la utilización de purines de tambo como fertilizante de maíz es una práctica prometedora, ya que reduce la volatilización de NH₃ y la consecuente emisión indirecta de N₂O, al tiempo que permite obtener similar producción de biomasa que la urea. Es una buena alternativa en términos ambientales y productivos, porque no sólo permite vaciar las lagunas de almacenamiento, sino que también es una fuente de nutrientes que reduce las pérdidas y promueve un crecimiento más eficiente del cultivo. A pesar de que la variabilidad natural de la composición de los purines representó un impedimento para lograr aplicar igual dosis de N que con urea, esta dificultad debe ser tomada en cuenta a la hora de planificar el uso de purines como fertilizantes ya que forma parte de la realidad de campo de esta práctica. Entonces, aceptamos la hipótesis planteada al comienzo de la tesis, se afirma que la aplicación de purín reduce la volatilización de NH₃ y la emisión indirecta de N₂O en relación a la fertilización con urea debido a que el agua del purín posibilita su infiltración al suelo, mientras que la aplicación de urea no implica agregado de agua.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, C. R., Rimski-Korsakov, H., Prystupa, P., Lavado, R. S. (2007). Nitrogen dynamics and losses in direct-drilled maize systems. *Communications in soil science and plant analysis*, 38(15-16), 2045-2059. <https://doi.org/10.1080/00103620701548712>

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF). (1989). *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (17ª ed.). S.A. Díaz de Santos.

Beauchamp, E. G. (1986). Availability of nitrogen from three manure to corn in the field. *Canadian Journal of Soil Science*, 66(4), 713-720.

Bremner, J. M. & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-total. En A. L. Page, R. H. Miller, & D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties* (pp. 595-624). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy.

Cai, G., Chen, D., White, R. E., Fan, X. H., Pacholski, A., Zhu, Z. L., & Ding, H. (2002). Gaseous nitrogen losses from urea applied to maize on a calcareous fluvo-aquic soil in the North China Plain. *Australian Journal of Soil Research*, 40, 737-748.

Cantarella, H., Otto, R., Soares, J. R., & de Brito Silva, A. G. (2018). Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: A review. *Journal of Advanced Research*, 13, 19-27.

Cañada, P., Herrero, M. A., Dejtár, A., & Vankeirsbilck, M. I. (2018). Guía de buenas prácticas para el manejo de purines en tambo. Autoridad del Agua y Ministerio de Agroindustria de la Provincia de Buenos Aires.

Carrete, J. R. & Scheneiter, O. (2012). Maíz para silaje. En G. H. Eyherabide (Ed.), *Bases para el manejo del cultivo de Maíz* (pp. 987-679-1471-0). Ediciones INTA.

Charlon, V., Taverna, M., Walter, E., & Manzi, F. (2004). Riego por aspersión: un posible destino de los efluentes del tambo. Recuperado de http://rafaela.inta.gov.ar/info/documentos/art_divulgacion/ad_0008.htm

Davidson, E., & Mosier, A. (2004). Controlling losses to air. En D. Hatch, D. Chadwick, S. Jarvis y J. Roker (Eds.), *Controlling nitrogen flows and losses* (pp. 251-259). Wageningen Academic Publishers.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., et al. (2020). *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Diez, M. (2016). Alternativas de uso de efluentes de tambo: efectos sobre la producción de cultivos y propiedades de molisoles y entisoles de la Región Semiárida Pampeana (Tesis doctoral, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa).

- Diez, M., Frasier, I., Sardiña, C., & Quiroga, A. (2010). Efluentes de tambos en maíces establecidos sobre Entisoles y Molisoles de la Planicie medanosa. En XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario (pp. 146). Trabajo completo publicado en CD.
- Echeverría, H. E., & Sainz Rozas, H. (2006). En H. E. Echeverría y F. O. García (Eds.), *Fertilidad de los suelos y fertilización de los cultivos* (pp. 255-282). INTA.
- Estellés Barber, F., & Martínez, P. (2022). Código de Buenas Prácticas. Estrategia Carbono Neutral 2050. ProVacuno, Madrid, España.
- Fariña, S., Herrero, M. A., Aranguren, R., Morín, S., Palacios, J. M., et al. (2013). Relevamiento de prácticas relacionadas al manejo de efluentes en sistemas lecheros de Argentina – Proyecto Manejo de Efluentes de Tambo. CREA.
- Hall, A. J., Rebella, C. M., Ghera, C. M., & Culot, J. P. (1992). Field-crop systems of the pampas. En C. J. Pearson (Ed.), *Field crop ecosystems* (pp. 413-450). Elsevier.
- Hereford, B. S. (2010). Maíz para ensilaje. *Artículo sitio argentino de producción animal*, 75(650), 80-83.
- Herrero, M. A. (2009). Uso del agua, manejo de efluentes e impacto ambiental. *III Jornadas Internacionales de Calidad de Leche*. Vicente López, Buenos Aires.
- INTA. (1973). *Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3360-33 Pérez Millán*. Instituto Salesiano de Artes Gráficas.
- Kaffka, S. R., & Kanneganti, V. R. (1996). Orchardgrass response to different types, rates and application patterns of dairy manure. *Field crops research*, 47(1), 43-52.
- Maris, S. C., Abalos, D., Capra, F., Moscatelli, G., Scaglia, F., et al. (2021). Strong potential of slurry application timing and method to reduce N losses in a permanent grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 311, 107329. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107329>
- Minato, E. A., Besen, M. R., Cassim, B. M. A. R., Mazzi, F. L., Inoue, T. T., & Batista, M. A. (2019). Modeling of nitrogen losses through ammonia volatilization in second-season corn. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 50, 2733–2741.
- Mulvaney, R. L. (1996). Nitrogen-Inorganic Forms. En D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour et al. (Eds.), *Methods of soil analysis: Chemical methods. Part 3* (pp. 1123-1184). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy.
- Nennich, T. D., Harrison, J. H., VanWieringen, L. M., Meyer, D., Heinrichs, A. J., et al. (2005). Prediction of manure and nutrient excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 88(10), 3721-3733. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)73058-7](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)73058-7)

Nevison, C. (2002). Indirect N₂O emissions from agriculture. En I.P.o.C.C.N.G.G.I.P. (Ed.), *Background Papers – IPCC expert meetings on good practice guidance and uncertainty management in National Greenhouse Gas Inventories* (pp. 361-380).

Nõmmik, H. (1973). Assessment of volatilization loss of ammonia from surface-applied urea on forest soil by N₁₅ recovery. *Plant and Soil*, 38(3), 589–603. <https://doi.org/10.1007/BF00010699>

Nosetti, L., Herrero, M. A., Pol, M., Maldonado May, V., Korol, S., et al. (2002). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento. *Revista Investigación Veterinaria*, 4(1), 45-54.

Observatorio de la Cadena Láctea Argentina (OCLA). (2022). [Producción Nacional de leche -en millones de litros de leche-]. Recuperado de <https://www.ocla.org.ar/portafolio/12/#cbp=/grafico/10015020>. Fuente: elaborado por el OCLA en base a datos de la DNL-MAGyP.

Observatorio de la Cadena Láctea Argentina (OCLA). (2023). [Unidades Productivas: cantidad de tambos]. Recuperado de <https://www.ocla.org.ar/portafolio/17/#cbp=/grafico/10022024>. Fuente: elaborado por el OCLA en base a datos de SENASA (informes a marzo de cada año) y reconstrucción de datos de otras fuentes.

Palma, R. M., Saubidet, M. I., Rimolo, M., & Utsumi, J. (1998). Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampas. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29, 2865–2879.

Pedrol, H. M., Castellarín, J. M., Ferraguti, F., & Rosso, O. (2008). Respuesta a la fertilización nitrogenada y eficiencia en el uso del agua en el cultivo de maíz según nivel hídrico. *Información Agronómica del ConoSur*, (40), 17-20.

Peoples, M. B., Freney, J. R., & Mosier, A. R. (1995). Minimizing gaseous losses of nitrogen. En P. E. Bacon (Ed.), *Nitrogen fertilization in the environment* (pp. 565-602). Marcel Dekker.

Pinheiro, J., Bates, D., & R Core Team. (2022). Nlme: linear and nonlinear mixed effects models. Recuperado de svn.r-project.org/R-packages/trunk/nlme

Rasool, R., Kukal, S. S., & Hira, G. S. (2007). Soil physical fertility and crop performance as affected by long term application of FYM and inorganic fertilizers in rice-wheat system. *Soil & Tillage Research*, 96, 64-72.

Ritchie, S. W., Hanway, J. J., & Benson, G. O. (1986). How a corn plant develops. *Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service*.

- Rochette, P., Angers, D. A., Chantigny, M. H., Gasser, M. O., MacDonald, J. D., et al. (2013). Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? *Journal of Environmental Quality*, 42(6), 1635-1642. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.05.0192>
- Salmerón-Miranda, F., Båth, B., Eckersten, H., Forkman, J., & Wivstad, M. (2007). Aboveground nitrogen in relation to estimated total plant uptake in maize and bean. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79, 125-139. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9102-x>
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) (2021). Caracterización de tambos bovinos [PDF]. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/87caracterizacion_tambos_bovinos_diciembre_2021.pdf
- Schils, R., Schröder, J., & Velthof, G. (2020). Fertilizer replacement value. En *Biorefinery of Inorganics* (pp. 189-214).
- Seber, G.A., & Wild, C.J. (2003). Nonlinear regression (Vol. 62, p. 1238). Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Silva, T. R. D., Cazetta, J. O., Carlin, S. D., & Telles, B. R. (2017). Drought-induced alterations in the uptake of nitrogen, phosphorus and potassium, and the relation with drought tolerance in sugar cane. *Ciência e Agrotecnologia*, 41, 117–127.
- Soares, J. R., Cantarella, H., & Menegale, M. L. C. (2012). Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. *Soil Biology and Biochemistry*, 52, 82–89. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.019>
- Sommer, S. G., Webb, J., & Hutchings, N. D. (2019). New emission factors for calculation of Ammonia Volatilization from european livestock manure management systems. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3(101). <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00101>
- Sommer, S., & Hutchings, N. (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15, 1-15.
- Sosa, N., Gambaudo, S., Fontanetto, H., & Keller, O. (2010). Aplicación de enmienda orgánica en un cultivo de maíz. En Información técnica cultivos de verano, campaña 2010. Publicación Miscelánea N° 118.
- Vale, M. L. C., Sousa, R. O., & Scivittaro, W. B. (2014). Evaluation of ammonia volatilization losses by adjusted parameters of a logistic function. *Revista Brasileira De Ciência Do Solo*, 38(1), 223–231. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000100022>
- Vertès, F., Delaby, L., Klumpp, K., & Bloor, J. (2019). C-N-P uncoupling in grazed grasslands and environmental implications of management intensification. En G. Lemaire, P. C. S. D. F. Carvalho, S. Kronberg, y S. Recous (Eds.), *Agroecosystem diversity. Reconciling contemporary agriculture and environmental quality* (pp. 15-34).

Wang, Z. H., Liu, X. J., Ju, X. T., Zhang, F. S., & Malhi, S. S. (2004). Ammonia volatilization loss from surface-broadcast urea: comparison of vented- and closed-chamber methods and loss in winter wheat–summer maize rotation in North China Plain. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35, 2917–2939.