

PRÁCTICAS DE MANEJO DE NITRÓGENO PARA INCREMENTAR SU EFICIENCIA DE USO Y REDUCIR LAS PÉRDIDAS GASEOSAS EN MAÍZ

Iglesias, P.^{1*}; N. Wyngaard^{1,2}; Sainz Rozas, H.^{1,2,3}; Lewczuck, N.³; Reussi Calvo, N.^{1,2}

¹ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata.

² CONICET

³ EEA INTA Balcarce.

*E-mail: pauliiglesias11@gmail.com

INTRODUCCIÓN

En la Región Pampeana se ha determinado una brecha de rendimiento (rendimiento promedio del productor respecto al potencial en secano) para maíz (*Zea mays* L.) del 40%, siendo la fertilización nitrogenada una práctica que permitiría reducirla (Aramburu Merlos *et al.*, 2015). Sin embargo, la recuperación del nitrógeno (N) del fertilizante por parte de los cultivos durante la estación de crecimiento no supera el 50% (Herrera *et al.*, 2016). La baja recuperación del N del fertilizante se debe en parte a procesos de pérdidas gaseosas de N, dentro de los que se destaca la volatilización de amoníaco (NH₃) y la emisión de óxido nitroso (N₂O), que resultan en una disminución de la eficiencia de uso del N (EUN) en maíz (Sainz Rozas *et al.*, 2004; Bonelli *et al.*, 2017). Por lo tanto, surge la necesidad de aplicar las mejores prácticas de manejo de la fertilización, como la selección de la fuente y momento correctos con el objetivo de aumentar la productividad y reducir el impacto ambiental.

La utilización de inhibidores de la actividad ureásica y de la nitrificación se ha propuesto como una alternativa para mejorar la sincronización entre el momento de mayor oferta y demanda de N, aumentando el rendimiento (Drury *et al.*, 2017), la EUN y limitando la emisión de gases (Wang *et al.*, 2020). Según Abalos *et al.* (2014), la eficiencia de los inhibidores de la actividad ureásica y de la nitrificación es afectada por factores del suelo (ej. textura, pH), de manejo (ej. dosis, riego, método de fertilización) y del cultivo. Además, estos autores, demostraron una mayor respuesta en el rendimiento en grano con el empleo de estos inhibidores en condiciones de riego respecto a secano, sin diferencias en la EUN. Por otra parte, Liu *et al.* (2019) reportaron que la aplicación de urea con inhibidor de la actividad ureásica redujo las pérdidas por volatilización e incrementó el rendimiento en grano y la EUN. Sin embargo, la información existente respecto al efecto de dichos inhibidores sobre la emisión de N₂O es contradictoria. Thapa *et al.* (2016) hacen referencia a una posible reducción debido a la

disminución de la disponibilidad de NH₄⁺ (sustrato de la nitrificación). En cambio, otros autores indican que al demorarse la hidrólisis de la urea, se potencia la difusión del N lejos de la zona de aplicación, disminuyendo la concentración del N del fertilizante en el suelo y favoreciendo la acción de los microorganismos nitrificadores. De esta manera, se produce un incremento en el contenido de NH₄⁺ y posteriormente de NO₃⁻ en el suelo ocasionando un leve aumento en las emisiones de N₂O respecto a la urea sin inhibidor (Smith *et al.*, 2012; Martins *et al.*, 2017). Por otra parte, los inhibidores de la nitrificación retrasan la oxidación de NH₄⁺ a nitrito (NO₂⁻) al inhibir la actividad de los nitrificadores presentes en el suelo; por lo que el NH₄⁺ permanece más tiempo en el suelo aumentando las pérdidas por volatilización (Sanz-Cobena *et al.*, 2012) y disminuyendo las pérdidas por nitrificación y desnitrificación (Kim *et al.*, 2012).

En cuanto al momento de fertilización, los híbridos modernos de maíz absorben durante la etapa post-floración hasta un 40% del total del N requerido a madurez fisiológica (R₆, Ritchie y Hanway, 1982), lo cual amplía la ventana de aplicación de dicho nutriente en ambientes sin restricciones hídricas (Fernández *et al.*, 2020). Por lo tanto, es de interés conocer si la aplicación fraccionada de N, aún en estados avanzados del cultivo, combinado con diferentes fuentes de N reduciría las pérdidas gaseosas por volatilización y emisión de N₂O. No obstante, no existen trabajos en la Región Pampeana que evalúen de manera integrada, en condiciones de riego y secano, el efecto de la fuente y fraccionamiento de N sobre las pérdidas gaseosas de N y su impacto en rendimiento y EUN.

Como se mencionó, las pérdidas por volatilización y desnitrificación son los procesos responsables de las emisiones indirectas y directas de N₂O, respectivamente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable [MAyDS], 2022). Por lo tanto, contar con dicha información permitiría incluir en el cálculo de factores de emisión (FE) de gases de efecto invernadero aspectos de manejo (fuente y fraccionamiento), condiciones

edafoclimáticas locales y diferencias metodológicas de medición o diseño de los ensayos, que no son considerados por el IPCC (Said *et al.*, 2023). Asimismo, esta información contribuiría con el cálculo de FE locales (Tier 2) para la Región Pampeana, mejorando el inventario de gases de efecto invernadero de Argentina y la estimación de la huella de carbono para los diferentes fertilizantes. Los objetivos de este trabajo fueron evaluar el efecto del fraccionamiento de la dosis combinado con diferentes fuentes de N [Urea, Urea-Limus (inhibidor de la actividad ureásica), Urea-DMPP (inhibidor de la nitrificación) y CAN (nitrato de amonio calcáreo)] bajo condiciones de riego y secano sobre: a) las pérdidas de N por volatilización, b) la emisión de N₂O, c) el rendimiento en grano, d) la EUN y e) la huella de carbono del fertilizante.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la campaña 2022/2023 se realizaron dos ensayos bajo siembra directa en la localidad de Balcarce, uno en

Tabla 1. Variables edáficas del sitio experimental. MO: materia orgánica, Nan: nitrógeno mineralizado en incubación anaeróbica, Zn: zinc.

Sitio	pH	MO (%)	0-20 cm			N-NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)
			Nan (ppm)	P-Bray (ppm)	Zn-DTPA (ppm)	
Secano	5,6	4,3	40,1	71	1,2	92,3
Riego	5,5	4,5	40,4	62	1,6	101,3

La determinación de la volatilización de N-NH₃ se realizó diariamente utilizando un sistema estático semiabierto (Miola *et al.*, 2015). Las mediciones se iniciaron en el momento de la aplicación del fertilizante, luego de V₄ en todos los tratamientos y luego de R₁ en los tratamientos testigo y de dosis fraccionada. A partir de la suma de los valores obtenidos de emisiones de N-NH₃ diarias, se calculó la volatilización de N-NH₃ acumulada. Adicionalmente, se calculó la volatilización acumulada neta (proveniente del fertilizante) como la diferencia entre la volatilización acumulada del tratamiento fertilizado y el testigo.

En cada unidad experimental se determinó también la emisión de N₂O mediante un total de 14 mediciones, con una frecuencia de 4, 7 y 15 días entre mediciones según el estadio del cultivo. La recolección de muestras de N₂O se realizó con cámaras rectangulares y cilíndricas (~13 L) móviles. Las bases de las cámaras se colocaron el día previo del inicio de los muestreos insertándolas a 0,1 m de profundidad en el suelo. Los muestreos de N₂O se realizaron entre las 10:00 y 13:00 h para minimizar la variación diurna en las tasas de flujo. La determinación de la concentración de N₂O se realizó mediante un cromatógrafo de gases. Se cuantificó la tasa de emisión

condiciones de secano (precipitaciones = 564 mm) y otro bajo riego (precipitaciones + riego = 841 mm). El híbrido de maíz empleado fue Pioneer 1815 y la fecha de siembra fue el 24 de octubre. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. En ambos experimentos se evaluó un testigo (0 kg N ha⁻¹), una dosis de 200 kg N ha⁻¹ aplicada en el estado de cuatro hojas desarrolladas (V₄) y la misma dosis de N fraccionada entre V₄ y floración (R₁) (120 y 80 kg N ha⁻¹, respectivamente); combinadas con cuatro fuentes de N [Urea, Urea-Limus, Urea-DMPP (46-0-0) y CAN (27-0-0)]. Se trabajó sin limitaciones de fósforo (P) y azufre (S) para lo cual se aplicó a la siembra 20 kg P ha⁻¹ y 20 kg S ha⁻¹, respectivamente. A la siembra del cultivo se realizó un muestreo de suelo en superficie (0-20 cm) para determinar pH, materia orgánica, nitrógeno mineralizado en incubación anaeróbica, P-Bray y zinc; y en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm) para N-nitrato (Tabla 1).

de N₂O y se compararon los flujos acumulados de emisión para cada tratamiento. Posteriormente, al igual que para las pérdidas por volatilización, se calculó la emisión acumulada neta. Además, en los momentos de muestreo de N₂O, se determinó el contenido de humedad como el porcentaje de poros llenos de agua (%PLA), la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ y la temperatura del suelo a 10 cm.

A madurez fisiológica (R₆), se determinó el rendimiento del cultivo en cada unidad experimental mediante la cosecha manual de espigas sobre los dos surcos centrales (6 m) y se midió el contenido de humedad en grano. El rendimiento se expresó al 14,5% de humedad. Por último, se calculó la EUN como el cociente entre la diferencia del rendimiento del tratamiento fertilizado con N y el testigo, y el N aplicado.

Se realizó la estimación de la huella de carbono desde la producción hasta el uso de los fertilizantes considerando las directrices del IPCC (2007). Las emisiones se expresaron en CO₂-eq ha⁻¹ considerando que 1 kg N₂O = 310 kg CO₂-eq. Para ello, se emplearon los factores de emisión (FE) directa e indirecta definidos por defecto por el IPCC y, por otra parte, los FE determinados en el presente estudio para cada fuente de N. Los FE fueron

determinados según Piccinetti *et al.* (2021), donde la emisión acumulada de N₂O (kg N-N₂O ha⁻¹) o la volatilización acumulada de NH₃ (kg N-NH₃ ha⁻¹) fueron divididos por el total de N aplicado (kg N ha⁻¹). Luego el resultado fue multiplicado por 100 para su expresión en porcentaje (%).

Se evaluó el efecto del fraccionamiento combinado con diferentes fuentes de N mediante el Análisis de Varianza empleando el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2008). Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el Test Tukey ($\alpha=0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Volatilización de NH₃

Las pérdidas netas por volatilización representaron entre el 0,6 y 25 % de la dosis aplicada según tratamiento (Figura 1). No se observaron diferencias significativas en las pérdidas de N-NH₃ entre riego y secano, lo cual sugiere que las lluvias registradas en los días previos a la aplicación del fertilizante no limitaron la hidrólisis de la urea (datos no mostrados). No obstante, para ambas condiciones hídricas se determinó interacción significativa entre la fuente y el fraccionamiento. Si bien el CAN presentó los menores valores de pérdidas de N por volatilización, el uso de inhibidores de la actividad

ureásica y de la nitrificación redujeron las pérdidas, respecto a la urea sin inhibidor, en un 11,8 y 3,5% para la aplicación fraccionada de N y en un 17 y 1,4% para la aplicación completa en V₄, respectivamente (Figura 1). No obstante, no se detectaron diferencias significativas en las pérdidas por volatilización entre Urea y Urea-DMPP para la aplicación completa de N en V₄ en secano, al igual que entre Urea-Limus y CAN cuando se fraccionó la dosis en el ensayo de riego. Por lo tanto, el uso de inhibidores de la actividad ureásica y de la nitrificación redujeron las pérdidas de N-NH₃ al igual que lo reportado por Drury *et al.* (2017), Liu *et al.* (2019) y Wang *et al.* (2020).

A su vez, se determinó un efecto positivo del fraccionamiento de N sobre la reducción de las pérdidas de N-NH₃ tanto en riego como en secano para todas las fuentes, excepto para CAN. La disminución promedio de riego y secano fue del 7,3, 9,5 y 2,3% para Urea, Urea-DMPP y Urea-Limus, respectivamente. Esto indicaría que demorar la corrección de N hasta estados avanzados del cultivo no incrementa las pérdidas por volatilización, lo cual favorece el monitoreo y la intervención durante el ciclo del cultivo. Cabe destacar que la dosis de N aplicada en R₁ supera en un 15-20% a las medias empleadas en maíz en la Región Pampeana, no obstante, las pérdidas en dicho estadio fueron menores al 7% del N aplicado.

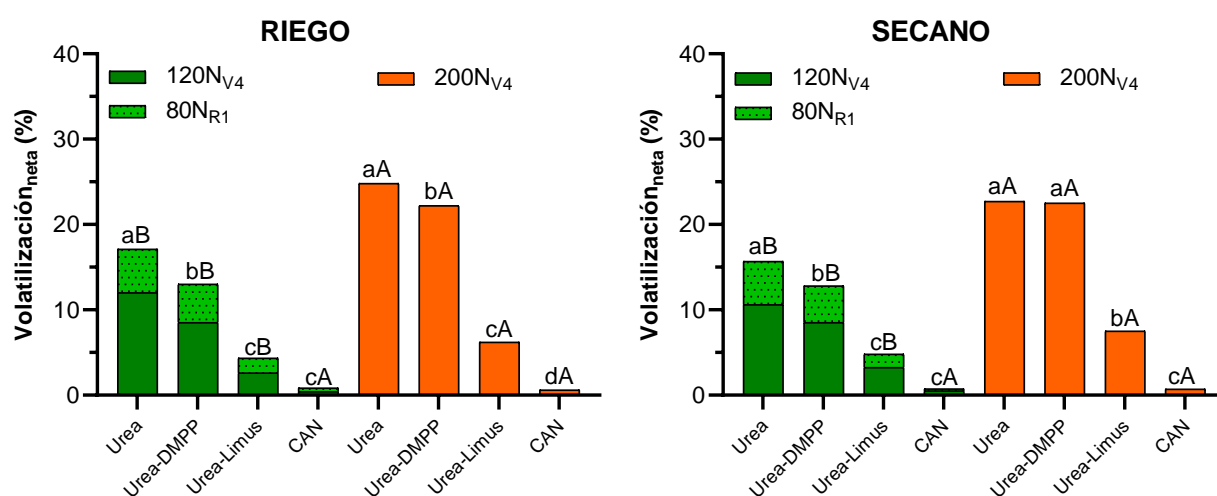


Figura 1. Volatilización neta acumulada (%) para diferentes estrategias de fertilización (aplicación en V₄ vs V₄+R₁) y fuentes de N (Urea, Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN), en riego y secano. Para una determinada condición hídrica y estrategia de fertilización, letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre fuentes, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias entre estrategias de fertilización para cada fuente.

Emisión de N₂O

Los valores promedio de emisión neta acumulada variaron entre 0 y 147 g N-N₂O ha⁻¹ para riego y entre 0 y 182 g N₂O ha⁻¹ para secano, según estrategia de fertilización y fuente de N. En los tratamientos testigos se registró en promedio una emisión acumulada de 121 y

141 g N-N₂O ha⁻¹ en riego y secano, respectivamente. No se observaron diferencias significativas en la emisión acumulada neta por efecto de la condición hídrica (Figura

2). Sin embargo, se observó como tendencia ($p < 0,10$) una mayor pérdida en condiciones de secano (204 g N-N₂O ha⁻¹) respecto a riego (156 g N-N₂O ha⁻¹), debido a

una mayor disponibilidad de N (+ 27% de amonio y + 47% de nitrato) y temperatura media del suelo (+ 2°C) en secano respecto a riego (datos no mostrados). Esto se explicaría por una menor demanda de N por parte del cultivo y menor contenido agua en el suelo. Graham *et al.* (2018) reportaron que en sistemas de secano la reducción en las pérdidas de N₂O es más variable que en condiciones de riego debido a los cambios en el contenido de humedad del suelo y temperatura. Si bien la estrategia de fertilización no afectó la emisión neta acumulada, se

observó como tendencia que la misma fue mayor para el tratamiento fraccionado respecto al completo (+ 54% en riego y + 58% en secano). La emisión posterior a R₁ representó en promedio el 20,4% y el 50,9% de la emisión acumulada para el tratamiento con dosis completa y fraccionada, respectivamente. Por último, no se observaron diferencias significativas en la emisión acumulada entre fuentes de N, siendo en promedio de 199, 210, 191 y 215 g N₂O ha⁻¹ para Urea, Urea-Limus, Urea-DMPP y CAN, respectivamente.

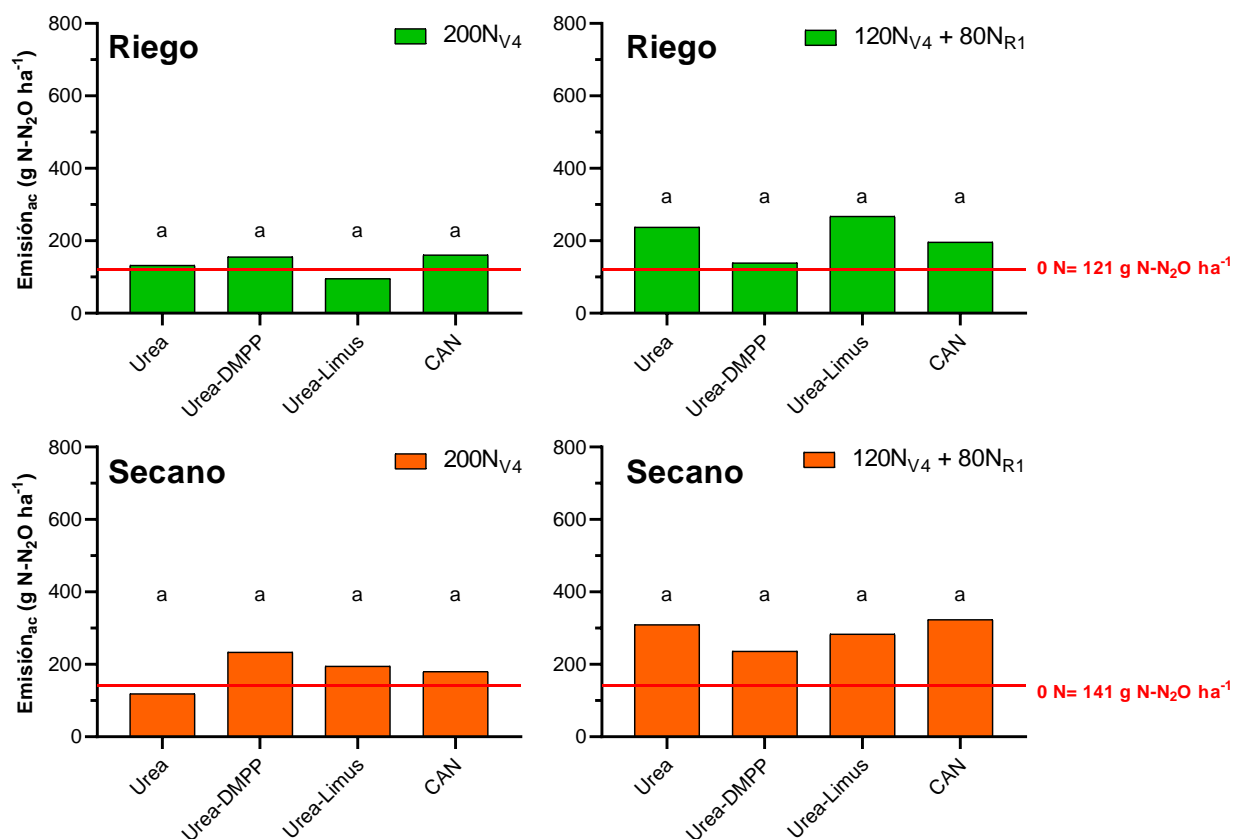


Figura 2. Emisión acumulada (g N-N₂O ha⁻¹) para diferentes estrategias de fertilización (aplicación en V₄ vs V₄+R₁) y fuentes de N (Urea, Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN), para riego y secano. La línea roja indica la emisión acumulada del tratamiento testigo (0 kg N ha⁻¹). Para una determinada condición hídrica y estrategia de fertilización, letras distintas indican diferencias estadísticas significativas entre fuentes.

Rendimiento y eficiencia de uso del nitrógeno

El rendimiento para la condición de riego varió desde 14953 hasta 20064 kg ha⁻¹, mientras que en secano desde 7230 hasta 14402 kg ha⁻¹, según tratamiento (Figura 3). No se detectaron diferencias significativas en rendimiento por efecto de la fuente y fraccionamiento, independientemente de la condición hídrica. La respuesta promedio al agregado de N fue de 2428 y 2589 kg ha⁻¹ en riego y secano, respectivamente. La alta respuesta al agregado de N se explicaría por el bajo potencial de mineralización de los suelos (Tabla 1). Trabajos recientes, han observado respuesta al fraccionamiento sólo en

ambientes donde la respuesta a N fue superior a los 3107 kg ha⁻¹ (Maltese *et al.*, 2024). Varios autores han determinado un efecto positivo de la fuente sobre el rendimiento (Abalos *et al.*, 2014; Drury *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2019). No obstante, para el sudeste bonaerense, Bonelli *et al.* (2017) no han observado efecto de la fuente o momento de aplicación de N al igual que los resultados obtenidos en este trabajo. Esto indica que la utilización de urea, urea con inhibidor (actividad ureásica o nitrificación) o fuentes de N a base de nitrato combinado con la aplicación de N en estados avanzados del cultivo no implicaría penalidades en el rendimiento.

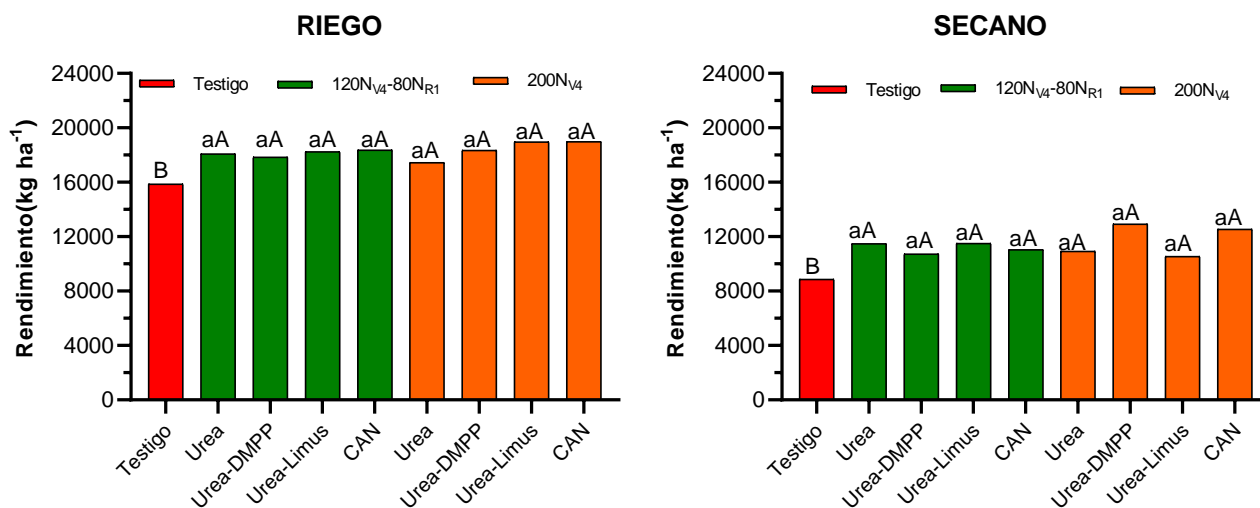


Figura 3. Rendimiento del cultivo de maíz para las diferentes estrategias de fertilización (aplicación en V₄ vs V₄+R₁) y fuentes de N (Urea, Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN), en riego y secano. Para una determinada condición hídrica y estrategia de fertilización, letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre fuentes, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias entre estrategias de fertilización para cada fuente.

En cuanto a la EUN, no se observaron diferencias significativas por efecto de la condición hídrica, fuente o fraccionamiento de N. Cuando se aplicó el N de manera fraccionada, la EUN fue en promedio de 12,1, 9,6, 12,6 y 11,7 kg grano kg N⁻¹ para Urea, Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN, respectivamente. Por su parte, en la dosis completa de N, la EUN fue de 9,1, 16,4, 11,8 y 17 kg grano kg N⁻¹ para Urea, Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN. La ausencia de efecto de fuentes y fraccionamiento coincide con lo reportado por Abalos *et al.* (2014).

Estimación de la Huella de Carbono

Se estimó la huella de carbono según 1) las directrices del IPCC y, como alternativa, 2) utilizando los datos generados en estos ensayos de emisiones directas N₂O e indirectas vía NH₃. En todos los casos, los valores de emisión directa fueron inferiores al 1% del N aplicado propuesto por el IPCC. En general, las estimaciones del IPCC sobreestiman las emisiones de CO₂-eq ha⁻¹ en ~ 106%, lo cual se explicaría por el empleo de FE no ajustados localmente. Se determinaron diferencias significativas en la emisión de CO₂-eq ha⁻¹ entre fuentes (p < 0,05), siendo en promedio de 1437, 1396, 1247 y 1197 kg CO₂-eq ha⁻¹ para Urea, Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN, respectivamente (**Figura 4**). Tomando como referencia la Urea, el empleo de Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN redujeron las emisiones totales en un 3%, 15% y 20%, respectivamente. Estas diferencias entre fuentes serían explicadas en mayor medida por las comúnmente llamadas emisiones indirectas de N₂O del N del

fertilizante que ha sido primero emitido al aire a través de la volatilización del NH₃ y luego depositado

CONCLUSIONES

La aplicación de urea con inhibidores principalmente de la actividad ureásica y/o de la nitrificación o fuentes de N a base de nitrato combinada con el fraccionamiento de la dosis de N disminuyen las pérdidas por volatilización bajo condiciones de riego y secano, sin ocasionar modificaciones en el rendimiento de maíz ni en la eficiencia de uso de N. Además, estas estrategias de manejo permitirían también reducir la huella de carbono que se genera durante la producción y uso de fertilizantes. Sin embargo, no existe suficiente evidencia sobre la reducción de la emisión directa de N₂O. Por consiguiente, si bien la selección de la fuente y el fraccionamiento de la dosis de N serían estrategias promisorias de manejo de N con el objetivo de reducir las emisiones gaseosas sin afectar el rendimiento del cultivo, se plantea la necesidad de profundizar la investigación con el objetivo de producir información local sobre la temática.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la empresa Profertil S.A por el financiamiento de la investigación, además de los proyectos PICT 2020- 0605 y AGR 704/23.

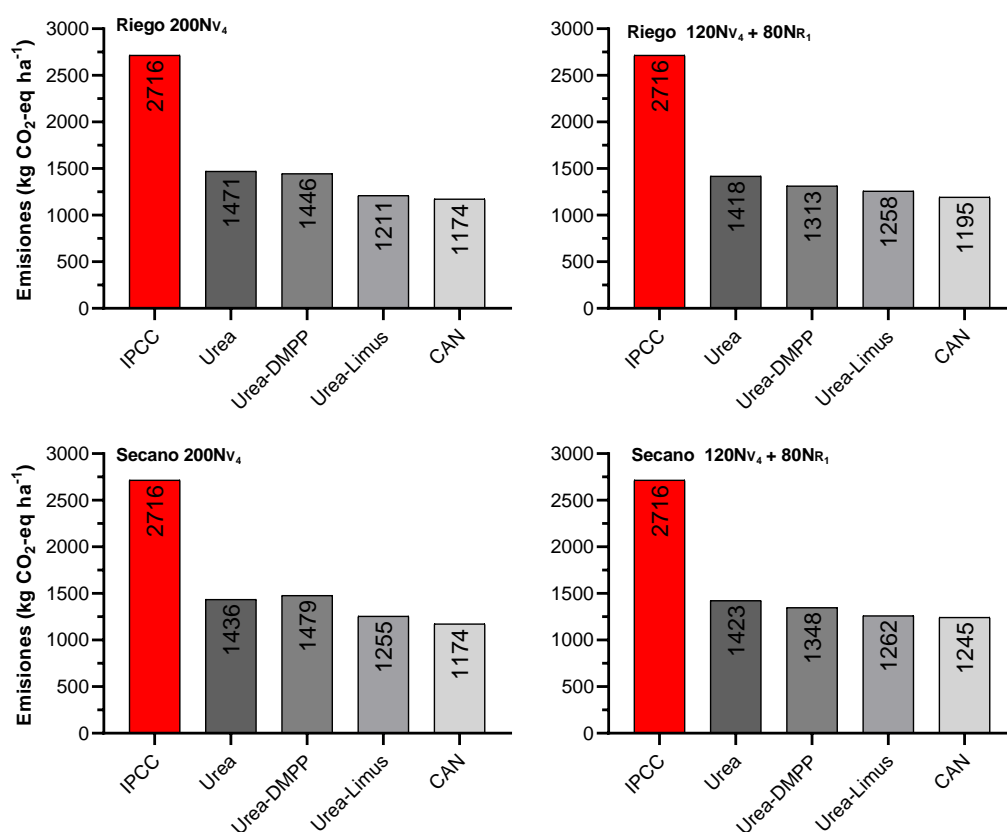


Figura 4. Huella de carbono (kg CO₂-eq ha⁻¹) para diferentes estrategias de fertilización (aplicación en V₄ vs V₄+R₁) y fuentes de N (Urea, Urea-DMPP, Urea-Limus y CAN), para riego y secano y comparación con la estimación según factores de emisión propuestos por IPCC.

BIBLIOGRAFÍA

- Abalos, D.; S. Jeffery; A. Sanz- Cobena; G. Guardia; A. Vallejo. 2014. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume 189:136-144. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.036>.
- Aramburu Merlos, F.; J. P. Monzon; J. L. Mercau; M. Taboada; P. Grassini. 2015. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. *Fields Crops Research*. 184:145-154. DOI: 10.1016/j.fcr.2015.10.001.
- Bonelli, L. E., Sainz Rozas, H., Echeverría, H. y Barbieri, P. (2017). Fuente y momento de aplicación de nitrógeno en maíz bajo siembra directa en Balcarce. *Ciencia del Suelo*, 36 (1): 88-98.
- Di Rienzo J.A.; Casanoves, F.; Balzarini, M.G.; Gonzalez, L.; Tablada, M.; Robledo, C.W. 2008. InfoStat, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Drury, C. F., Yang, X., Reynolds, W. D., Calder, W., Oloya, T. O., Woodley, A. L. 2017. Combining urease and nitrification inhibitors with incorporation reduces ammonia and nitrous oxide emissions and increases corn yields. *Journal of Environmental Quality*, 46(5), 939-949. DOI:10.2134/jeq2017.03.0106.
- Fernandez, J.A., J. DeBruin, C.D. Messina, y I.A. Ciampitti. 2020. Late-season nitrogen fertilization on maize yield: A meta-analysis. *F. Crop. Res.* 247(February): 107586.
- Graham, R. F.; Greer, K. D.; Villamil, M. B.; Nafziger, E. D.; Pittelkow, C. M. 2018. Enhanced- efficiency fertilizer impacts on yield-scaled nitrous oxide emissions in maize. *Soil Science Society of America Journal*. 82 (6): 1469–1481. DOI:10.2136/sssaj2018.05.0196.
- Herrera, J. M., Rubio, G., Häner, L. L., Delgado, J. A., Lucho-Constantino, C. A., Islas-Valdez, S., Pellet, D. 2016. Emerging and established technologies to increase nitrogen use efficiency of cereals. *Agronomy*, 6(2), 25.
- Kim, D.-G.; Saggarr, S.; Roudier, P. 2012. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 93: 51–64. DOI 10.1007/s10705-012-9498-9.
- Liu, S.; X. Wang; X. Yin; H. J. Savoy; A. McClure y M. E. Essington. 2019. Ammonia volatilization loss and corn nitrogen nutrition and productivity with efficiency enhanced UAN and urea under no-tillage. *Sci Rep* 9, 6610. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42912-5>.

- Maltese, N.E.; Carciocchi, W.D.; Caviglia, O.P.; Sainz Rozas, H.R.; García, M.; Lapaz, A.O.; Ciampitti, I.A.; Reussi Calvo, N.I. 2024. Assessing the effect of split and additional late N fertilisation on N economy of maize. *Field Crops Research*, 308 (March): 109279. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2024.109279>
- Martins, M. R.; Sant'Anna, S. A. C.; Zaman, M.; Santos, R. C.; Monteiro, R.C.; Alves, B. J. R.; Jantalia, C. P.; Urquiaga, S. 2017. Strategies for the use of urease and nitrification inhibitors with urea: impact on N₂O and NH₃ emissions, fertilizer 15N recovery and maize yield in a tropical soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 247: 54-62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.021>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2022. Informe del Inventario Nacional del Cuarto Informe Bienal de Actualización de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC), <https://unfccc.int/documents/461141>.
- Miola, E. C.; Aita, C.; Rochette, P.; Chantigny, M. H.; Angers, D. A.; Bertrand, N.; Gasser, M. O. 2015. Static chamber measurements of ammonia volatilization from manured soils: impact of deployment duration and manure characteristics. *Soil Science Society of America Journal*. 79(1): 305-313. DOI: 10.2136/sssaj2014.07.0305.
- Orcellet, J. M.; Reussi Calvo, N. I.; Sainz Rosas, H. E.; Wyngaard, N. y Echeverría, H. E. 2017. Anaerobically incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in corn, *Agronomy Journal*, 109:1-8. DOI:10.2134/agronj2016.02.0115.
- Piccinetti, C. F.; Bacigaluppo, S.; Di Ciocco, C. A.; De Tellería, J. M.; Salvagiotti, F. 2021. Soybean in rotation with cereals attenuates nitrous oxide emissions as compared with soybean monoculture in the Pampas región. *Geoderma*. 402: 115-192.
- Ritchie, S.W. y J.J. Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service, Iowa, EEUU. Special Report N°48. pp. 24.
- Said, A., Posse, G., Vangeli, S. Y Popper, A. (2023). ¿Podemos mejorar las estimaciones de las emisiones de N₂O en Argentina? *Ciencia del Suelo*, 41(1), 99-115.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E. y Barbieri, P. A. 2004. Nitrogen Balance as Affected by Application Time and Nitrogen Fertilizer Rate in Irrigated No-Tillage Maize. *Agronomy Journal*, 96:1622-1631. DOI: 10.2134/agronj2004.1622
- Sainz Rosas, H.; H. E. Echeverría y H. P. Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del Suelo*. 29 (1): 29-37.
- Sanz-Cobena, A.; Sánchez-Martín, L.; García-Torres, L.; Vallejo, A. 2012. Gaseous emissions of N₂O and NO and NO₃⁻ leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 149: 64-73. DOI:10.1016/j.agee.2011.12.016.
- Smith, K. A.; Dobbie, K. E.; Thorman, R.; Watson, C. J.; Chadwick, D. R.; Yamulki, S.; Ball, B. C. 2012. The effect of N fertilizer forms on nitrous oxide emissions from UK arable land and grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 93(2): 127-149. DOI 10.1007/s10705-012-9505-1.
- Thapa, R.; Chatterjee, A.; Awale, R.; McGRanahan, D. A.; Daigh, A. 2016. Effect of enhanced efficiency fertilizers on nitrous oxide emissions and crop yields: a meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal*. 80(5): 1121-1134. DOI:10.2136/sssaj2016.06.0179.
- Wang, H., Köbke, S., Dittert, K. 2020. Use of urease and nitrification inhibitors to reduce gaseous nitrogen emissions from fertilizers containing ammonium nitrate and urea. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00933. DOI: 10.1016/j.gecco.2020.e00933.