

AGRICULTURA 6

VI SIMPOSIO NACIONAL DE AGRICULTURA



Se encuentra donde no quiere, quien no sabe por donde va

10 al 12 de noviembre / 2021

Título: VI Simposio Nacional de Agricultura: Se encuentra donde no quiere, quien no sabe por dónde va

Coordinación General: Esteban Hoffman

Editora: Adela Ribeiro

Comisión Organizadora:

- Esteban Hoffman
- Oswaldo Ernst
- Guillermo Siri-Prieto
- Sebastián Mazzilli
- Grisel Fernández
- Juana Villalba
- Maximiliano Verocay
- Cecilia López

Diseño de tapa y diagramación: 12 Letras Comunicación

Imagen de tapa: Gentileza Ing. Agr. Esteban Hoffman / UNICAMPO Uruguay

© 2023 Universidad de la República. Facultad de Agronomía

Reservados todos los derechos de la presente edición para todos los países. Esta publicación no se podrá reproducir total o parcialmente por ningún método gráfico, electrónico, mecánico o cualquier otro, incluyendo sistemas de fotocopia o duplicación, registro magnetofónico o de alimentación de datos, sin expreso consentimiento de los autores.

ISBN: 978-9974-0-2074-0

Contenido

LA NUTRICIÓN EN EL CENTRO DE LOS MODELOS RACIONALES DE GESTIÓN DE LOS NUTRIENTES

Coordinador técnico: Oswaldo Ernst

- Fijación biológica de nitrógeno en soja. ¿alcanza para los cultivos de altos rendimientos? 2
F. Salvagiotti
- Co limitación por nutrientes: un problema que crece con el rendimiento 8
G. Rizzo
- Productividad y ambiente: Eficiencia de uso del nitrógeno en *Brassica carinata* L 17
S. Mazzilli
- Sincronizando la oferta y la demanda de nitrógeno en cultivos de invierno. Respuesta y diagnóstico nutricional a Z33 en cebada cervecera 23
E. Hoffman, N. Fassana, M. Van den Dorpel, A. Akerman, O. Ernst
- Nutrición de cultivos de invierno: ¿el potencial condiciona la respuesta al nitrógeno en Z33? 34
N. Fassana, E. Hoffman, O. Ernst

CULTIVOS DE COBERTURA A CULTIVOS DE SERVICIOS: UN CAMBIO DE CONCEPTO. LA ESTRATEGIA Y LAS PROPIEDADES EMERGENTES EN CUANTO AL MANEJO DE MALEZAS E INSECTOS

Coordinador técnico: Grisel Fernández

- El rol de los cultivos de servicios en el manejo del enmalezamiento y algo más 44
G. Fernández, L. Rey, F. Rodríguez, L. Camelo
- Los rastrojos de cultivos de servicio, ¿pueden ser un problema en el manejo de los herbicidas? 53
J. Villalba, M. Collares
- Interacción rastrojos – actividad de herbicidas preemergentes 57
M. Collares, J. Villalba
- La secuencia de cultivos y sus efectos en el enmalezamiento. 63
L. Rey, G. Fernández, S. Mazzilli
- La inclusión de pasturas en el sistema y sus efectos en el enmalezamiento, las cargas herbicidas y la salud edáfica. 67
L. Sequeira, M. Cadenazzi, O. Ernst, G. Fernández
- Aspectos biológicos y de comportamiento de los bichos bolitas asociados a los sistemas agrícolas 80
A. Saluso

PRODUCTIVIDAD Y SOSTENIBILIDAD: UN DILEMA DE DIFÍCIL SOLUCIÓN

Coordinador técnico: Oswaldo Ernst

- Bases conceptuales para el manejo de agroecosistemas multifuncionales 90
G. Piñeiro
- Saturación de carbono en el suelo: oportunidades y limitaciones para el balance de carbono y nitrógeno en los sistemas agrícolas 102
M. V. Pravia

Emisiones de óxido nitroso en Uruguay: importancia y principales aportes desde nuestros sistemas agropecuarios	109
<i>V. S. Ciganda</i>	
La intensidad de uso del suelo define la emisión de gases con efecto invernadero en sistemas agrícolas	112
<i>L. Salvo</i>	
Secuencias de cultivos y sus efectos en el rendimiento de los cultivos siguientes	120
<i>S.R. Mazzilli, O. Ernst</i>	
Cuantificando el efecto de la diversidad del sistema de cultivo en kilos de soja	126
<i>S. Alvarez, O. Ernst</i>	
Intensificación sostenible en la agricultura de verano, una mirada desde la eco-fisiología y el manejo de cultivos	136
<i>L. Giménez</i>	
Agricultura para el 2050: Valorando el impacto del diseño de cultivos	142
<i>G. Siri-Prieto, O. Ernst, P. Arbeletche</i>	

Prólogo

Durante 2020 y 2021 la sociedad se acostumbró, primero a escuchar y después a valorar, los aportes de los programas de investigación e innovación anclados en la Udelar e institutos de investigación a la vida cotidiana y a la implementación de políticas públicas.

Los simposios de agricultura (reunión de especialistas en una materia para tratar y discutir sobre algo concreto relacionado con su especialidad), fueron pensados como un espacio para la difusión de resultados de investigación generados por el Grupo de Trabajo Interdisciplinario sobre agricultura (GTI agricultura), enmarcados en un tema (slogan) y “arropados” con la participación de expositores invitados de reconocida trayectoria. En todos ellos tratamos de devolver con información, opinión y trabajo para construir un “futuro elegido”, lo que recibimos desde la sociedad para el financiamiento de proyectos de investigación concursable. Se trata de derramar el desarrollo tecnológico generado para uno de los sectores relevantes de la economía del país. Y lo hicimos involucrándonos en la discusión de políticas públicas como los planes de uso, manejo y conservación de suelos; alertando sobre los cambios necesarios en el manejo de nutrientes generados por la intensificación agrícola; alertando y proponiendo cambios para la protección de cultivos individuales e integrados en sistemas de cultivos; poniendo “el sistema de producción bajo la lupa”, promoviendo la discusión de la agricultura bajo el paradigma de la intensificación sostenible; reconociendo que “al futuro, no alcanza con llegar”. Aceptamos el desafío de discutir y opinar sobre el rol de los cultivos transgénicos, sus aportes, oportunidades y amenazas; lo mismo para la posibilidad de incluir cultivos invernales de hoja ancha como colza, proponiendo criterios y recomendaciones para su

manejo dentro del sistema de producción; pusimos en el escenario el “aporte al sistema agrícola desde el programa de posgrado de Facultad de Agronomía”.

En este VI Simposio Nacional de Agricultura se propone discutir temas en módulos que aportan información y visiones enmarcados en dos políticas públicas: i) aportes para el cumplimiento de las disposiciones del Acuerdo de París, Iniciativa internacional «4 por 1000», del cual Uruguay es firmante; ii) desarrollo de tecnologías basadas en los principios básicos de la intensificación sostenible y conceptos de la agroecología.

El Plan Nacional para el Fomento de la Producción con Bases Agroecológicas (Ley 19.717) establece en su Artículo 2° que a los efectos de la presente ley, “se entenderá por Agroecología la aplicación de los conceptos y principios ecológicos al diseño, desarrollo y gestión de ecosistemas agrícolas sostenibles”. El Acuerdo de París establece que “las Partes presentarán cada 5 años Contribuciones Determinadas a Nivel Nacional (CDN), es decir, los esfuerzos que cada parte se plantea realizar en términos de mitigación y adaptación para alcanzar el objetivo a largo plazo de mantener el aumento de la temperatura media mundial por debajo de 2°C con respecto a los niveles preindustriales, reduciendo los riesgos y efectos adversos del cambio climático”.

La agricultura se ubica dentro de los objetivos específicos del “Sector Usos de la Tierra y Cambios de Usos de la Tierra”. El indicador es carbono orgánico, ya sea como biomasa (monte nativo y forestación) turberas, o carbono orgánico del suelo. El próximo informe a presentar es en el 2022. La agricultura impacta por competencia por el uso del suelo con otros rubros y por su propio resultado en el balance de

carbono. A la fecha, solo en el 32% de la superficie objetivo (1147000 ha) logra evitar emisiones de CO₂ desde el COS y se logró implementar sistemas de cultivos con capacidad de secuestrar CO₂ como COS en solo el 57% de la superficie objetivo (383000 ha).

El “Plan Nacional para el Fomento de la Producción con Bases Agroecológicas” tiene por objetivo regular y supervisar esta forma de producción de alimentos. En el caso de la agricultura extensiva, es necesario desarrollar y promover nuevos sistemas de cultivos y tecnologías, para lo cual se requiere poner foco en formas alternativas al esquema dominante de producir alimentos. En este sentido, el nuevo plan de estudios de la carrera de Ingeniería Agronómica (Plan 2020), establece como objetivo de la formación *“diagnosticar, analizar y proponer soluciones innovadoras e integrales para los agroecosistemas, que aseguren su sustentabilidad (...)”* y define el perfil de egreso del Ingeniero Agrónomo *“como el profesional universitario con principios éticos, preparado para comprender, manejar, mejorar, y transformar agroecosistemas, comprometido con el bienestar social y el desarrollo”*.

Para ello, la propuesta es visualizar a los sistemas agrícolas como “fábricas de producir alimentos” dispersas en el territorio, cuyo efecto individual acumulado genera impactos fuera del sitio en el que se toman las decisiones.

Estas fábricas utilizan energía (radiación) y CO₂ como insumos intangibles; agua sin costo (lluvia), nutrientes provistos desde el suelo y lo que definimos tradicionalmente como insumos agrícolas. Sus productos son distintas combinaciones de nutrientes “envasados” en diferentes granos, y cuyo valor depende de su composición. Pero como toda fábrica, en este caso sin chimeneas, también generan emisiones de gases y efluentes. Lo primeros tienen responsabilidad en el cambio climático, los segundos, sobre

la contaminación de aguas superficiales y profundas. Y como toda fábrica, ocupa personas directa e indirectamente y se relaciona con la sociedad en su conjunto generando en ellos, visiones e impactos positivos y negativos. El diseño del sistema de cultivos requiere una mirada holística, necesita tiempo para pensar, para implementarlos y para obtener resultados.

Los mercados siempre pagaron por el grano, no por como se produjeron. Bajo este escenario, el costo en degradación lo paga el productor (menor, rendimiento, mayor riesgo e insumos) y, localmente, se paga como polución.

Pero afortunadamente esto está cambiando y sería posible capitalizarlo, valorando la forma de producir. En un mundo donde el mensaje que recibimos a diario es que hay moda sostenible, perfumes producidos de manera amigable con el ambiente, cremas que permite embellecerte dando un poco de amor al planeta: ¿por qué no certificar los procesos de producción agrícola y demostrar que existen alternativas para mejorar la sostenibilidad de nuestras fábricas de producir alimento?

En el día a día, el futuro no está en el debate. En este simposio les proponemos dedicarle tres mañanas. El desafío de cada uno de nosotros es “contar” y analizar el aporte de nuestros trabajos para el logro de los objetivos de las mencionadas políticas públicas. Un simposio implica una reunión de expertos en la que se expone y desarrolla un tema en forma completa y detallada, enfocándolo desde diversos ángulos a través de intervenciones individuales breves, sintéticas y de sucesión continuada. Su traducción del griego implica banquete, durante el cual comiendo primero y bebiendo después, los griegos discutían, en serio primero y derivando a divertidas y diversas formas de reunión después. Lamentablemente la necesaria virtualidad impuesta por el COVID-19 dejará solo la parte seria de la discusión, sin ni siquiera la comida.

Oswaldo Ernst

Grupo de Trabajo Interdisciplinario en Agricultura

BLOQUE I

La nutrición en el centro de los modelos racionales de gestión de los nutrientes

Fernando Salvagiotti

Gonzalo Rizzo

Sebastián Bonansea

Esteban Hoffman

Nicolás Fassana

Coordinador técnico: Oswaldo Ernst



Fijación biológica de nitrógeno en soja

¿Alcanza para los cultivos de altos rendimientos?

F. Salvagiotti¹

LA CAPTURA DE RECURSOS EN CULTIVOS DE ALTO RENDIMIENTO

La acumulación de hidratos de carbono, aceite y proteínas definen el rendimiento en soja, por lo que la limitación a la expresión del máximo rendimiento estará definida principalmente por la acumulación de carbono (C) y nitrógeno (N). Altas tasas fotosintéticas requieren una alta acumulación de N en las hojas donde se encuentra el aparato fotosintético de los cultivos (Sinclair, 2004). La eficiencia en el uso de la radiación (EUR) es una medida indirecta de la actividad fotosintética de un cultivo, que indica la cantidad de biomasa producida por unidad de radiación interceptada en un tiempo determinado (Sinclair y Muchow, 1999). Algunos autores han mostrado en soja que la máxima EUR es alrededor de 1,2 g MJ⁻¹ y la máxima tasa de acumulación de N es de alrededor de 0,6 gramos de N m⁻² día⁻¹ (Sinclair, 1986; Sinclair et al., 2003).

En soja de alto rendimiento el déficit hídrico generalmente es reducido, existen evidencias de que consumos de agua por encima de 600 mm no necesariamente aumentan la producción. En consecuencia, en ambientes de alto rendimiento, otros factores además del agua pueden afectar el logro de esos altos rendimientos. La eficiencia máxima en el uso del agua, en soja, estaría entre 9 y 10 kg de grano por milímetro de agua evapotranspirada (Grassini et al., 2015). Es así que la captura de radiación y CO₂ definirá el logro de altos rendimientos y, en consecuencia, para alcanzar mejores resultados por unidad de superficie también es necesario que aumente la EUR. Mediciones realizadas en cultivos de soja que rindieron entre 6245 y 7112 kg ha⁻¹ mostraron mayores eficiencias en el uso de la radiación, entre 0,96 y 1,77 g MJ⁻¹ (Van Roekel y

Purcell, 2014).

Para que estos niveles eficiencia ocurran, el manejo de los nutrientes será la clave para que la captura de los recursos se mantenga a estas tasas. En consecuencia en escenarios de alta producción, para mantener las altas tasas de captura de recursos, la disponibilidad de nutrientes no puede ser limitante. Estudios en soja de alta producción en el sur de Santa Fe muestran que grupos de alto rendimiento (entre 5232 y 5898 kg ha⁻¹) tienen un consumo 356; 40; 185; 21; 75; 33; 0,78; 0,24 y 0,53 kg de N, P, K, S, Ca, Mg, B, Zn y Mn, respectivamente.

La fertilización química, el uso de cultivos de cobertura, la adición de abonos orgánicos o el uso de microorganismos asociados o simbióticos, son herramientas que contribuirán a sostener dicha demanda. Para un manejo eficiente de la fertilización en soja, se debe conocer no solo la eficiencia de uso de los fertilizantes, sino también la importancia relativa de cada nutriente en la generación del rendimiento y, además, las proporciones relativas de cada uno de ellos para maximizar el rendimiento en el cultivo. Esto implica un conocimiento profundo de las relaciones suelo-planta, involucrando la ecofisiología y nutrición del cultivo, la fertilidad química y la microbiología del suelo.

LA DEMANDA DE NUTRIENTES EN SOJA DE ALTO RENDIMIENTO

¿Cuál es el requerimiento de N en soja?

En promedio se requieren aproximadamente 80 kg de N para producir una tonelada de grano de soja, dentro de un rango de entre 53 y 156 kg de N por tonelada (inversa de las pendientes en la Figura 1A). En el primer caso (máxima dilución del N) la eficiencia en el

¹ Grupo de Manejo de cultivos, suelo y agua - EEA INTA Oliveros - Santa Fe. Investigador Independiente CONICET. Correo electrónico: salvagiotti.fernando@inta.gob.ar

uso de este nutriente es máxima y la disponibilidad de N podría estar limitando el rendimiento (límite superior en Figura 1A). En el segundo caso, por el contrario, existe la máxima acumulación de N (límite inferior en Figura 1) y el rendimiento está limitado por otros factores que no son la disponibilidad de N (Salvagiotti et al., 2008; Ciampitti y Salvagiotti, 2018). Entonces, por ejemplo, si el cultivo acumula en biomasa aérea 300 kg N ha⁻¹, se esperaría que el rendimiento fuese de 1500, 3600 o 5600 kg ha⁻¹ para las líneas de máxima acumulación, mediana y de máxima dilución, respectivamente (Figura 1A). Esto pone de manifiesto que la interacción entre manejo, genotipo y ambiente son factores que afectan la eficiencia interna en el uso del N en soja. Estos números no tienen en cuenta el aporte de N de raíces, nódulos y deposiciones.

El nitrógeno cumple con dos funciones esenciales en los cultivos: i) formar parte del sistema enzimático de las células, esencial para el funcionamiento del cultivo a lo largo del ciclo, y ii) formar parte de las proteínas de reserva de la semilla. En el primer caso, cobra un rol central la presencia del nitrógeno como parte de la enzima Rubisco y otras involucradas en el proceso de asimilación de CO₂, ocupando más del 60% del N en las hojas (Kumar et al., 2004). La relación positiva entre la cantidad de N absorbido por un cultivo de soja y el rendimiento (Salvagiotti et al., 2008) estaría explicada por el hecho de que la mayor parte del N en las hojas forma parte del aparato foto-

sintético.

Durante la etapa de llenado de grano, existe una gran demanda de N por el alto requerimiento de las semillas, sin embargo, las tasas de absorción desde la fijación biológica (FBN) o del suelo disminuyen relativamente durante este periodo (Salvagiotti et al., 2009). En este contexto, la movilización de N desde las hojas cobra una importancia relativa mayor. La removilización será una limitante para el rendimiento, ya que se reducirá el pool de N en las hojas acumulado como Rubisco. Estudios recientes han mostrado que la removilización puede representar en promedio el 60% del contenido de N de las semillas. En soja de mayor rendimiento la participación proporcional de esta fuente es menor, y cobra importancia adicional la captura de N durante el llenado de las semillas (vía suelo o a través de la FBN) (Ortez et al., 2019).

¿Cuál es el rol de la fijación simbiótica para sostener la demanda de nitrógeno?

La cantidad de N que fije el cultivo de soja está relacionada directamente con la producción. En general, se observa una fuerte asociación entre crecimiento, rendimiento y asimilación y fijación de N. En la Figura 1B se observa la relación entre el rendimiento de soja y el aporte de N de la FBN. En cultivos donde el aporte de la FBN es menor al 44% esta relación no es consistente y la absorción de N del cultivo dependerá

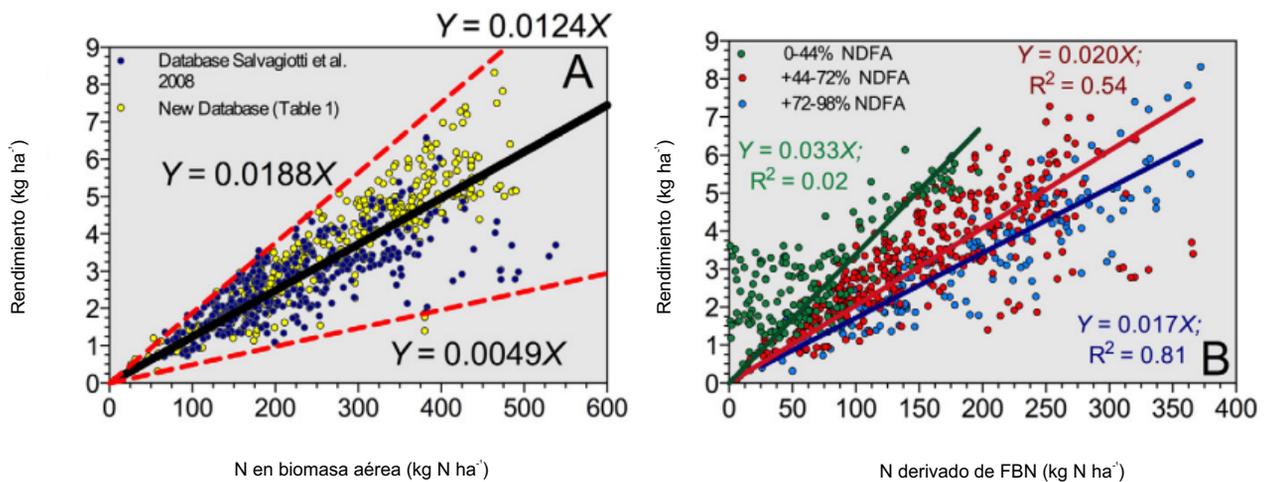


Figura 1. Relación entre el contenido de N en biomasa aérea y el rendimiento (A) y entre el N derivado de fijación biológica (FBN) y el rendimiento (B) en soja (Ciampitti y Salvagiotti, 2018).

más fuertemente del aporte del N del suelo (especialmente para los casos de alto rendimiento). Para los grupos de contribución intermedia (44-72 %) o alta de la FBN (>72%) como está definida en la Figura 1B la relación rendimiento – N derivado de la FBN es más fuerte, aportando respectivamente 50 y 59 kg de N fijado por tonelada de soja producida. Esto demuestra la importancia de la FBN en soja de alto rendimiento para satisfacer la demanda de este nutriente. En Argentina se ha estimado, a nivel nacional, un aporte promedio del 60% (con un rango intercuartil de entre 46 y 71%), donde los mayores aportes de la FBN se

observan en los ambientes de mayor rendimiento (Collino et al., 2015). Es importante destacar que además del potencial de rendimiento, la disponibilidad de P, el pH del suelo, la disponibilidad de agua y las temperaturas en el llenado de las semillas van a afectar la magnitud del aporte de la FBN. En la Cuadro 1 se resumen los resultados de un estudio (Santachiara et al., 2017) en donde claramente se observa que los cultivares del grupo de mayor absorción de N son los que tienen un mayor aporte de la FBN.

Cuadro 1. Rendimiento, N absorbido total, N derivado de la fijación biológica y del suelo en dos grupos de cultivares con alta y baja absorción de N (Adaptado de Santachiara et al., 2017). Cada grupo representa promedio de distintos cultivares.

Grupo de cultivares	Rendimiento	N absorbido total	N derivado de la FBN	N derivado del suelo	FBN
					%
	kg ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹			%
Alta absorción de N ^x	5834	407	290	116	71
Baja absorción de N ^{xx}	4674	332	224	109	67
	*	*	*	NS	*

Referencias: * Diferencias significativas al 5%; NS: sin diferencias significativas; ^x promedio de 9 cultivares; ^{xx} promedio de 5 cultivares. FBN = fijación biológica de nitrógeno.

¿Un cultivo de soja de alto rendimiento está limitado por la disponibilidad de nitrógeno? ¿Existe una brecha de nitrógeno no cubierta por la fijación biológica?

Teniendo en cuenta la competencia por N durante el llenado de granos, entre el aparato fotosintético y las semillas, existen evidencias que sugieren que existen limitaciones por N a altos niveles de rendimiento, por encima de los 6000 kg ha⁻¹ (Cafaro La Menza et al., 2017). Analizando la relación entre el contenido de N en el cultivo y el N derivado de la FBN, se evidencia la existencia de una brecha de aporte de N (brecha de N = N absorbido – N fijado) (Figura 2A). Los cultivos de soja que tienen un gran aporte de FBN

(mayor a 72%) son los que se acercan más a la línea 1:1 (aquella que indica que el 100% del N absorbido proviene de la FBN). Una relación cuadrática explica mejor la relación entre estas variables para este grupo, es decir que en la medida que aumenta la absorción de N, la contribución de la FBN es relativamente menor. La Figura 2B muestra esta brecha en función de la demanda de N. Para porcentajes de FBN superiores al 72% esta brecha es mínima a bajos niveles de demanda de N y se incrementa a aproximadamente 115 g N ha⁻¹ para absorciones de N superiores a los 400 kg N ha⁻¹ (que sería equivalente a una soja de 5000 kg ha⁻¹ de rendimiento).

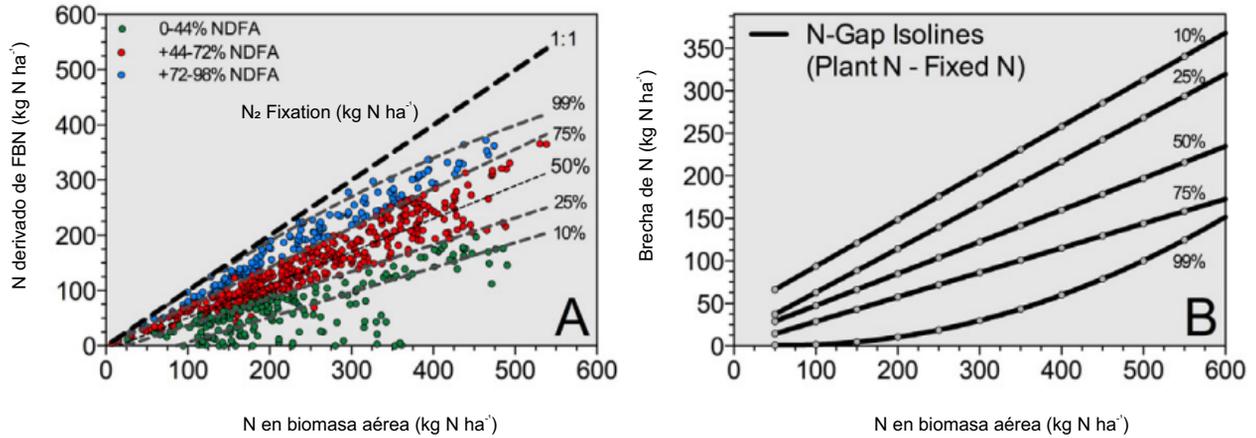


Figura 2. Relación entre el contenido de N en biomasa aérea y el N derivado de la fijación biológica (A) y la brecha de N (B) en soja (Ciampitti y Salvagiotti, 2018).

¿Hay que fertilizar con nitrógeno a los cultivos de soja de alto rendimiento?

La presencia de nitratos en el suelo ejerce un efecto represor sobre la fijación biológica de nitrógeno. En consecuencia, la magnitud del aporte de N a través de la FBN se verá seriamente afectado por la aplicación de fertilizantes nitrogenados, por el aporte de N a través de la mineralización de la materia orgánica, o en chacras que presentan fuerte intensidad de fertilización nitrogenada en cultivos antecesores que dejan altos contenidos residuales de nitratos. La FBN disminuye exponencialmente cuando se incrementa la dosis de fertilizante nitrogenado en el área de mayor desarrollo de los nódulos (Figura 3). Santachiara et al. (2017) mostraron que la FBN disminuye a razón de 1,4 kg de N por kg de N que el cultivo absorbe del suelo.

Los resultados de ensayos con fertilización nitrogenada, encontrados en la literatura, muestran resultados erráticos, con un fuerte predominio de estudios en donde no hay respuesta a la fertilización nitrogenada. En general, los cultivos de soja que han respondido positivamente a la fertilización nitrogenada se registraron cuando las condiciones fueron desfavorables para el normal funcionamiento de los nódulos (Salvagiotti et al., 2008). En ensayos realizados en la región pampeana, solo se encontraron aumentos en el rendimiento por el agregado de N en chacras con ningún o un solo cultivo previo de soja, donde se presume que no había una gran población de rizobios naturalizados en el suelo. En sitios con dos o más cultivos previos de soja la fertilización nitrogenada no

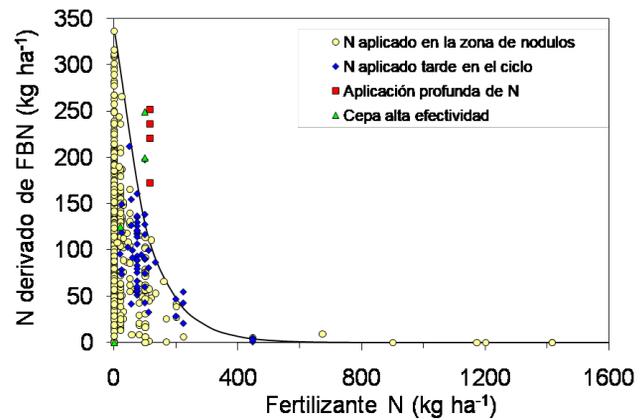


Figura 3. Relación entre el N derivado de la fijación biológica (FBN) y el N aplicado como fertilizante (Adaptado de Salvagiotti et al., 2008).

tuvo ningún efecto (Bodrero et al., 1985).

Teniendo en cuenta que sojas de alto rendimiento pueden estar limitadas por la disponibilidad de N, un estudio reciente evaluando genotipos de distinta época de liberación y potencial de producción mostró que la aplicación de dosis comerciales de N (cercano a 50 kg N ha⁻¹) en superficie no son capaces de poder satisfacer el N adicional necesario para superar las limitantes de N (Figura 4) (Ortez et al., 2018). Estudios realizados en soja con rendimientos superiores a los 5000 kg ha⁻¹, mostraron incrementos del 5% cuando el cultivo fue fertilizado con 180 kg N ha⁻¹ y sin afectar la FBN colocando un fertilizante de liberación lenta por debajo del área de mayor proliferación de nódulos (Salvagiotti et al., 2009).

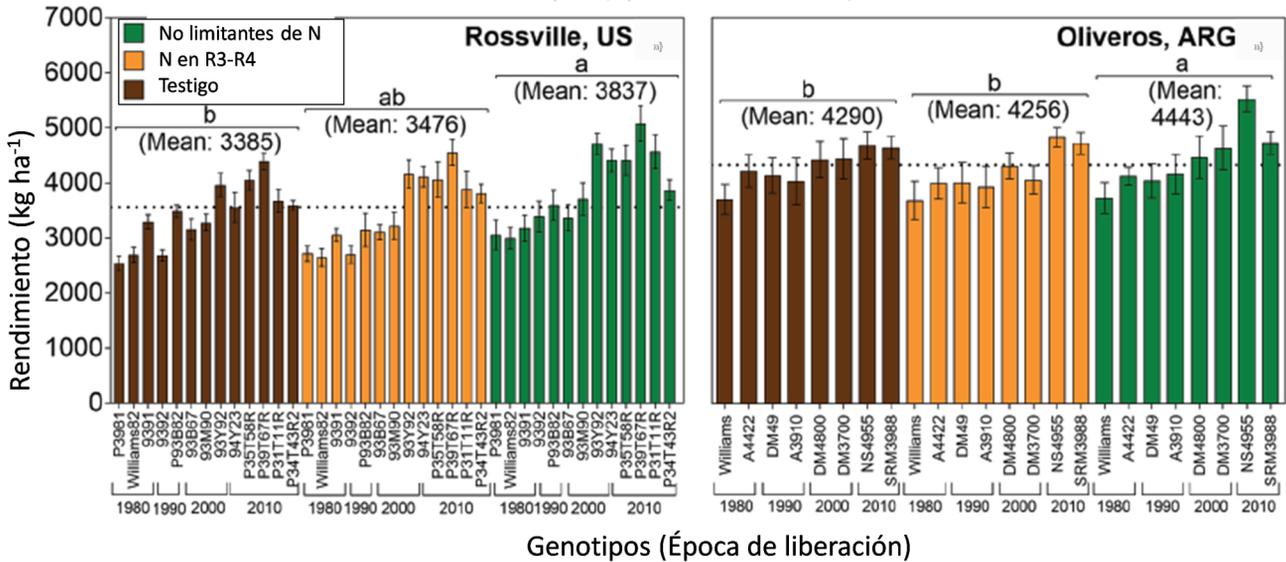


Figura 4. Rendimiento de cultivares de soja liberados en distintas épocas en función de tres tratamientos de nutrición nitrogenada: (i) Sin limitantes de N (aplicación de 500 kg N ha⁻¹ repartidos en tres momentos del ciclo (verde)); (ii) 50 kg N ha⁻¹ aplicado en R3-R4 (naranja) y (iii) Testigo sin fertilización (marrón) (Ortiz et al., 2018).

CONCLUSIONES

Para mantener las altas tasas de asimilación de C que impactará en la producción, la disponibilidad de N no debe ser limitante.

En soja, los altos requerimientos de N deben primordialmente ser satisfechos a través del aporte de la fijación biológica de N y la optimización de las prácticas de manejo que maximicen este aporte: La inoculación con cepas de alta efectividad y la utilización de productos que tengan calidad en cuanto al número de bacterias y las condiciones de conservación. El éxito de esta práctica se verá potenciada si las prácticas de manejo del cultivo y del suelo están dirigidas a optimizar el ambiente para la simbiosis rizobio-soja.

La reducción en la brecha nutricional en soja estará relacionada con la identificación de los nutrientes deficientes en el suelo y la definición del potencial de producción del ambiente. Las correcciones de estas deficiencias aumentaran la asimilación de N y el logro de altos rendimientos en soja.

El manejo de la nutrición en soja de alto rendimiento surge de la interacción de la ecofisiología del cultivo, de la dinámica de los nutrientes en el suelo y de la microbiología y la interacción rizobio-cultivo.

El éxito de una soja de alta producción es el reflejo del manejo del sistema de producción en la cual el

cultivo está incluido. De esta manera decisiones relacionadas con el manejo de las secuencias que afectan la disponibilidad de agua y nutrientes en el largo plazo aportan al logro de altos rendimientos en soja.

BIBLIOGRAFÍA

Bodrero ML, Martignone RA, Nakayama F, Macor L. 1985. Outlook on nitrogen fertilization in soybean crops. *Revista de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires*, 6: 39-44.

Cafaro La Menza N, Monzon JP, Specht JE, Grassini P 2017. Is soybean yield limited by nitrogen supply? *Field Crops Research*, 213: 204-212.

Ciampitti IA, Salvagiotti F. 2018. New insights into soybean biological nitrogen fixation. *Agronomy Journal*, 110(4): 1-12.

Collino DJ, Salvagiotti F, Peticari A, Piccinetti C, Ovando G, Urquiaga S, Racca RW. 2015. Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationships with crop, soil, and meteorological factors. *Plant Soil*, 392: 239-252.

Grassini P, Torrión JA, Yang HS, Rees J, Andersen D, Cassman KG, Specht JE, 2015. Soybean yield gaps and water productivity in the western U.S. Corn Belt. *Field Crops Research*, 179: 150-163.

- Kumar P, Parry M, Mitchell R, Ahmad A, Abrol Y. 2004. Photosynthesis and nitrogen-use efficiency. In: Photosynthetic Nitrogen Assimilation and Associated Carbon and Respiratory Metabolism. pp. 23-34.
- Ortez O, Tamagno S, Salvagiotti F, Vara Prasad PPV, Ciampitti I. 2019. Soybean nitrogen sources and demand during the seed filling period. *Agronomy Journal*, en prensa
- Ortez OA, Salvagiotti F, Enrico JM, Prasad PVV, Armstrong P, Ciampitti IA. 2018. Exploring nitrogen limitation for historical and modern soybean genotypes. *Agronomy Journal*, 110: 2080-2090.
- Salvagiotti F. 2014. Respuesta a la fertilización y requerimientos de micronutrientes en cultivos de la región pampeana. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACCS. Bahía Blanca. Mayo 2014.*
- Salvagiotti F, Gerster G, Bacigaluppo S, Castellarín JM, Galarza C, González N, Gudelj O, Novello OA, Pedrol HM, Vallone P. 2004. Efectos residuales y directos de fósforo y azufre en el rendimiento de soja de segunda. *Ciencia del suelo*, 22(2): 92-101.
- Salvagiotti F, Cassman KG, Specht JE, Walters DT, Weiss A, Dobermann A. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Research*, 108: 1-13.
- Salvagiotti F, Specht JE, Cassman KG, Walters DT, Weiss A, Dobermann A. 2009. Growth and nitrogen fixation in high-yielding soybean: Impact of nitrogen fertilization. *Agronomy Journal*, 101: 958-970.
- Salvagiotti F, Ferraris G, Quiroga A, Barraco M, Vivas H, Prystupa P, Echeverría HE, Gutierrez-Boem FH. 2012. Identifying sulfur deficient fields by using sulfur content; N:S ratio and nutrient stoichiometric relationships in soybean seeds. *Field Crops Research*, 135: 107-115.
- Santachiara G, Borrás L, Salvagiotti F, Gerde JA, Rotundo JL, 2017. Relative importance of biological nitrogen fixation and mineral uptake in high yielding soybean cultivars. *Plant and Soil*, 418 (1): 1-13.
- Sinclair TR. 1986. Water and nitrogen limitations in soybean grain production I. Model development. *Field Crops Research*, 15: 125-141.
- Sinclair T. 2004. Improved carbon and nitrogen assimilation for increased yield. In: Boerma HR, Specht JE. (Ed.). *Soybeans: improvement, production and uses. ASA-CSSA-ASSA*, pp. 537-568.
- Sinclair TR, Muchow RC. 1999. Radiation use efficiency. *Advances in Agronomy*, 65: 215-265.
- Sinclair TR, Farias JR, Neumaier N, Nepomuceno AL, 2003. Modeling nitrogen accumulation and use by soybean. *Field Crops Research*, 81: 149-158.
- Van Roekel RJ, Purcell LC. 2014. Soybean biomass and nitrogen accumulation rates and radiation use efficiency in a maximum yield environment. *Crop Science*, 54: 1189-1196.

Co limitación por potasio ¿un problema local o de relevancia global?

G. Rizzo¹

INTRODUCCIÓN

Históricamente los problemas de nutrientes en Uruguay estuvieron relacionados al nitrógeno (N) y al fósforo (P). Incluso la formación de los agrónomos en el país estuvo enfocada en capacitarlos y aportarles herramientas técnicas que les permitieran manejar estos nutrientes, mientras que se consideraba que no era necesario profundizar en el conocimiento sobre el potasio (K), ya que no se lo creía limitante para la producción de los cultivos.

A finales de la década de los 2000 comienzan a surgir evidencias que alertan acerca de los bajos niveles de K en los suelos agrícolas los cuales podrían llevar a limitaciones del rendimiento de los cultivos (Morón y Quincke, 2010). A su vez, Bordoli et al. (2013), a partir de un relevamiento de chacras de soja en estadio R1-R2 entre las zafas 2009 y 2012, donde muestrearon la concentración de K en las hojas recién expandidas, encontraron que un tercio de los cultivos de soja de primera y cerca de la mitad de los de segunda tenían una concentración de K en hojas por debajo de los niveles de suficiencia. Por otro lado, Ernst et al. (2012) en un trabajo realizado a partir de datos obtenidos de un estudio de largo plazo, comprando varias rotaciones de cultivos, encontraron que aquellos sistemas que extraían más K, producto de la cosecha, tenían a su vez una mayor reducción en el contenido de K en el suelo. Estos autores resaltaban la preocupación por los niveles de extracción de K que se estaban produciendo en el país y el bajo aporte de este nutriente como fertilizante, lo que estaría llevando a reducciones en su contenido en los suelos. Esto se debe a que al ser un nutriente con escasa movilidad en el suelo, funciona con un mecanismo de balance, en el cual cuando la extracción del nutriente supera al

aporte vía agregado de fertilizantes surge una situación de déficit y, por lo tanto, de reducción del contenido de K en el suelo.

En el presente artículo se pretende mostrar que la situación de Uruguay no es ajena a lo que está pasando en otras regiones del mundo, donde se cultiva una importante proporción de la producción global de granos. Se mostrará el caso de los sistemas de cultivo de arroz y maíz en Indonesia, principal país productor de estos cereales del sudeste asiático. Indonesia es el cuarto país más poblado del mundo, y dada su población y las proyecciones del incremento en la misma hace que haya una importante apuesta e incrementar la producción de los cultivos. A diferencia de Uruguay, este país se encuentra en una zona con clima tropical, que permite que se realicen comúnmente dos a tres cultivos por año. A su vez, los productores de arroz y maíz de este país normalmente queman la biomasa de los cultivos como una forma de facilitar la implantación de los cultivos subsecuentes y al mismo tiempo reducir la presión de enfermedades y plagas.

METODOLOGÍA

Selección de los sitios

Se consideraron las 10 provincias principales que representan la mayor parte del área cosechada de arroz y maíz en Indonesia: Sumatra del Norte (NSU), Sumatra del Sur (SSU), Lampung (LAM), Java Occidental (WJA), Java Central (CJA), Java Oriental (EJA), Kalimantan del Sur (SKA), Sulawesi del Sur (SUL), Gorontalo (GOR) y Nusa Tenggara Occidental (WNT) (Figura 1). Estas provincias concentran el 73 % y el 80% del área cosechada de arroz y maíz a nivel nacional, respectivamente (<https://www.bps.go.id/indicator/53/21/1/harvestedarea.html>).

¹ Departamento de Producción Vegetal, Universidad de la República, Facultad de Agronomía. Correo electrónico: gonrizzo@gmail.com

Para el análisis se tomó la información, tanto del arroz como del maíz, en seis de las diez provincias (NSU, LAM, CJA, EJA, SUL y WNT) porque el área sembrada con ambos cultivos es extensa (> 100000 ha). En tres de estas seis provincias, el arroz de tierras bajas se cultiva en rotación con maíz (CJA, EJA y WNT), mientras que en las otras tres provincias (NSU, LAM y SUL), el arroz y el maíz se cultivan en ambos ambientes (tierras altas y tierras bajas, respectiva-

mente). En las cuatro provincias restantes, se estudió solo arroz (SSU, WJA y SKA) o solo maíz (GOR). Por lo tanto, se seleccionaron un total de 16 combinaciones provincia-cultivo. La información detallada sobre el clima, los suelos y los sistemas de cultivo en Indonesia está disponible en trabajos previamente publicados (Agustiani et al., 2018; Agus et al., 2019).

Se utilizaron las áreas seleccionadas por Agustia-

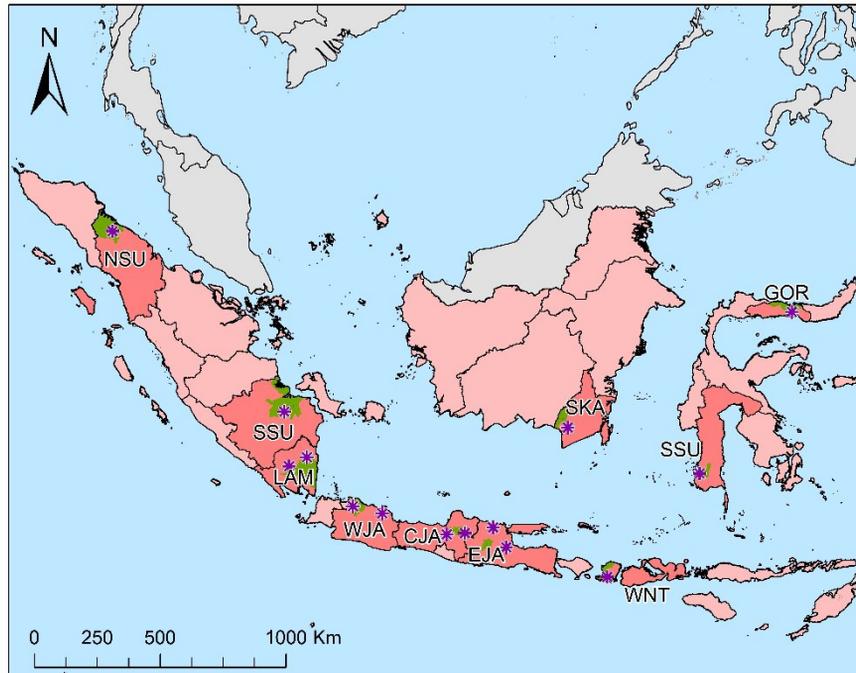


Figura 1. Provincias seleccionadas para evaluar las causas de las brechas de rendimiento en los sistemas arroz-maíz en Indonesia: Sumatra del Norte (NSU), Sumatra del Sur (SSU), Lampung (LAM), Java Occidental (WJA), Java Central (CJA), Java Oriental (EJA), Kalimantan del Sur (SKA), Sulawesi del Sur (SUL), Gorontalo (GOR) y Nusa Tenggara Occidental (WNT). Las provincias y regencias seleccionadas se muestran en rojo claro y oscuro, respectivamente. Los asteriscos muestran las estaciones meteorológicas utilizadas para simular el potencial de rendimiento.

ni et al. (2018) como punto de partida para identificar las áreas objetivo dentro de cada provincia. Estos autores siguieron los protocolos del Global Yield Gap Atlas (Grassini et al., 2015; van Bussel et al., 2015; www.yieldgap.org) para seleccionar las áreas productoras de arroz y maíz más representativas. Los sitios se seleccionaron en función de (i) una zona climática (CZ) delineada en función de la variación espacial en los grados día de crecimiento, la estacionalidad de la temperatura y el índice de aridez (van Wart et al., 2013), y (ii) la distribución del área cosechada para cada combinación de cultivo y régimen hídrico alrededor del año 2010 (<http://www.mapspam.info>). Primero, se seleccionaron las CZ que representaban >5% del área cosechada nacional total para cada régimen de agua de cultivo. Posteriormente, dentro de cada

CZ seleccionada, se crearon polígonos de 100 km de radio (de aquí en adelante llamada RWS) alrededor de las estaciones meteorológicas existentes. Las RWS fueron recortadas por los bordes de CZ para minimizar la variación climática dentro de las RWS. Para cada cultivo - régimen de hídrico, se seleccionaron RWS comenzando con la mayor parte del área cosechada del cultivo y continuando la selección hasta cubrir aproximadamente la mitad del área cosechada para cada combinación cultivo-régimen hídrico. A lo largo del proceso, solo se seleccionaron zonas de amortiguamiento que representaban >1 % del área cosechada de cultivos nacionales, evitando más de un 20% de superposición entre las RWS adyacentes, finalizando con un total de 31 y 24 RWS para arroz regado de tierras bajas regado y de seco y 11 y 29

RWS para maíz regado y de secano respectivamente. En el presente estudio, se seleccionaron las RWS con mayor área cosechada del cultivo objetivo para cada una de las 16 combinaciones de provincia y cultivo. Las zonas de amortiguamiento seleccionadas se ubicaron en CZ que representan en conjunto el 87% y el 79% del área cosechada nacional de arroz y maíz en Indonesia. Por lo tanto, la selección de sitios puede considerarse representativa de las principales áreas productoras de arroz y maíz del país.

En cada zona de amortiguamiento, el enfoque se centró en el sistema principal de cultivo de arroz y/o maíz. El sistema de cultivo se refiere a una combinación de ecosistema (tierras altas, tierras bajas, marea), régimen hídrico (regado, secano) y secuencia de cultivos (según lo determinado por la intensidad del cultivo). Debido a que el arroz y el maíz se siembran secuencialmente dentro del mismo sistema en tres zonas de influencia (CJ, EJ y WNT), el número de sistemas de cultivo seleccionados (13) fue menor que el número de combinaciones de cultivos y provincias (16). Los sistemas de cultivo seleccionados incluyeron arroz de regadío, arroz de tierras bajas de secano, maíz de regadío y maíz de secano tanto en ecosistemas de tierras bajas como de tierras altas.

La recolección de datos se realizó en una regencia dentro de cada provincia. Una regencia es una subdivisión administrativa a un nivel inferior a la unidad de la provincia. Las regencias se seleccionaron con base en los siguientes criterios: (i) debían representar una gran parte del área cosechada total dentro de cada RWS, (ii) debían seguir la secuencia de cultivo dominante en la RWS, (iii) debían incluir (o estar ubicadas cerca de) una estación meteorológica para la que se dispusiera de datos meteorológicos diarios, y (iv) debían ser representativa del suelo agrícola dominante en la RWS según lo determinado a partir de mapas de suelos de alta resolución proporcionados por expertos del Instituto de Investigación de Suelos de Indonesia (<https://www.litbang.pertanian.go.id/produk/67/>). Dentro de cada regencia se seleccionaron cinco aldeas, para cada uno de los 16 sistemas de cultivo y se ubicaron dentro de un radio de 25 km para reducir las fuentes de variación y facilitar el proceso de estudio. Se evitaron las aldeas que eran demasiado pequeñas, no representativas de la secuencia de cultivos dominante o ubicadas cerca de las grandes

ciudades.

Recolección de datos

El personal del Instituto de Evaluación de Tecnología Agropecuaria (AIAT, por su sigla en inglés) y los extensionistas locales fueron capacitados durante los talleres para garantizar la consistencia de los protocolos para la recopilación de datos. Los datos se recopilaron a través de entrevistas personales individuales con los agricultores. Se seleccionaron 20 agricultores por aldea para obtener un total de 100 agricultores encuestados por sistema de cultivo. Los agricultores fueron seleccionados por ser representativos del rango de condiciones socioeconómicas (por ejemplo, de tamaño de campo, bajo a alto, ingresos, edad, educación, etc.). No se entrevistaron los agricultores con campos (i) que incluyen otros cultivos además del maíz o el arroz, (ii) sembrados con variedades de arroz extremadamente raras, variedades de maíz de polinización abierta o cultivos intercalados, (iii) sembrados con múltiples variedades o con porciones sembradas en diferentes fechas (diferencia de más de 7 días), (iv) utilizado para ensayos experimentales o de demostración, (v) siguiendo prácticas de manejo muy obsoletas (por ejemplo, arado tirado por bueyes) y (vi) con pérdida casi total del cultivo debido a factores inmanejables como granizo, inundaciones, etc. Se tomó información de un campo por agricultor; para aquellos agricultores con más de un campo se seleccionó el campo más grande. La encuesta incluyó un cuestionario estructurado sobre los antecedentes socioeconómicos de los agricultores, rendimiento de granos y las prácticas agronómicas relacionadas con el campo objetivo. Se solicitó a los agricultores que proporcionaran los datos sobre cantidad de grano cosechado, los insumos aplicados y las prácticas agronómicas para cada ciclo de cultivo sembrado en el campo durante el último período de 12 meses. Para evitar errores debido a la incertidumbre en el tamaño del campo, se les solicitó a los agricultores que informaran la cantidad de grano cosechado y los insumos aplicados por campo en lugar de por hectárea. En el caso del grano cosechado, también se les solicitó que indicaran si se estimó antes o después del secado al aire. Para este último, se asumió el contenido estándar de humedad del grano de 13% (arroz) y 15,5% (maíz). Para aquellos casos en los que la cantidad de grano cosechado se estimó antes del secado al aire,

se solicitó a los extensionistas locales, que proporcionaran el contenido promedio de humedad del grano para cada ciclo de cultivo en la cosecha, para ajustar la cantidad de grano cosechado informado por el agricultor al contenido de humedad estándar para cada especie de cultivo.

Análisis estadístico

Siguiendo a Mourtzinis et al. (2018), se utilizaron árboles de inferencia condicional para identificar las causas de las brechas de rendimiento de arroz y maíz para cada uno de los 16 sistemas de cultivo. Este método estima una relación entre varias variables mediante la partición recursiva binaria en un marco de inferencia condicional utilizando las propiedades de distribución de las variables (Hothorn et al., 2006). El análisis de árboles de inferencia condicional no tiene suposiciones relativas a la distribución de datos, lo que hace que este método sea atractivo para el análisis de información obtenida por encuestas, ya que permite la selección automática de variables, la interpretabilidad de las interacciones entre variables y su capacidad para manejar datos faltantes (Hastie et al., 2001). Otras características que hacen que estos métodos sean interesantes es su capacidad para manejar variables explicativas continuas y categóricas sin suposiciones de distribución estadística y su robustez en presencia de valores atípicos, multicolinealidad y heteroscedasticidad. Los árboles de inferencia condicional se propusieron como una alternativa para superar los problemas de sesgo y sobreajuste de los árboles de regresión al utilizar las propiedades de distribución de los datos (Hothorn et al., 2006).

El análisis del árbol de inferencia condicional se realizó con el paquete *partykit* en R (Core and Team, 2020). Este algoritmo prueba la hipótesis nula de independencia entre la variable de respuesta (es decir, el rendimiento) y cualquiera de las variables de entrada (es decir, las variables de manejo y de campo) y selecciona la variable de entrada con la asociación más fuerte, medida por un valor p , con la variable de respuesta. Luego, se implementa una división binaria en la variable de entrada seleccionada (nodo) y todos los pasos se repiten recursivamente. El nodo terminal representa el subconjunto final de campos. Como resultado, este procedimiento genera un gráfico que se asemeja a un árbol. Los tamaños de los nodos

intermedios y terminales se definen de acuerdo con criterios preestablecidos. Para evitar el sobreajuste y mejorar la interpretabilidad, la profundidad máxima del árbol se estableció en 10 nodos. Este análisis se realizó por separado para cada una de las 16 combinaciones cultivo-provincia.

Para sintetizar la información proporcionada por el análisis de árboles de inferencia condicional para las 16 combinaciones de cultivos y RWS se calculó la frecuencia de aparición de cada factor. Con ese fin, las variables se agruparon en cinco categorías: nutrientes (cantidad, fraccionamiento y momento de aplicación), control de plagas (aplicación de herbicidas, fungicidas, insecticidas, molusquicidas, nematocidas y raticidas), clase de variedad (año de liberación y origen), establecimiento del cultivo (labranza, fecha de trasplante o siembra), y daño (ratas, déficit hídrico y/o exceso hídrico). Se estimó, además, la frecuencia de aparición de cada categoría en las 16 combinaciones de cultivos y provincias de la siguiente manera:

$$F_j = \frac{\sum_{i=1}^N I_{ij}}{N} \times 100 \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde F_j la frecuencia de aparición de la categoría j entre todos los árboles de inferencia condicional (expresada en %), I_{ij} igual a uno para el i -ésimo árbol de inferencia condicional si al menos una variable incluida en la j -ésima categoría está presente, y cero si ninguna de las variables de la j -ésima categoría aparece en el i -ésimo árbol de inferencia condicional, y N es el número total de árboles de inferencia condicional para un cultivo dado.

Validación de los resultados a campo

Con el fin de validar los resultados del análisis de la base de datos generada con encuestas a los productores, se realizaron muestras para determinar el estatus de nutrientes en planta. Para ello se utilizaron 30 chacras de arroz y de maíz a través de 6 provincias para arroz y 5 provincias para maíz. En cada una de estas chacras se tomaron 24 muestras de hoja bandera y 16 muestras de la hoja debajo de la espiga en arroz y maíz, respectivamente. El muestreo en arroz se realizó durante una ventana de siete días centrado en antesis, mientras que en maíz el muestreo fue realizado en una ventana de siete días centrado en R1.

En las muestras se midió la concentración de N, P y K (g kg^{-1}).

Experimentos de largo plazo

Se analizaron, también, resultados de un experimento de largo plazo que contaba con resultados de 25 años, ubicado en una de las provincias que formaron parte de este estudio (WJA). En este periodo se recolectaron datos de 38 cultivos de arroz consecutivos. El experimento contó con tres tratamientos con las siguientes dosis de nutrientes (N-P-K; en $\text{kg del elemento ha}^{-1}$): (i) Control (0-0-0); (ii) +NP (131-26-0); y (iii) +NPK (131-26-94). Se analizaron los rendimientos de estos cultivos a partir de los cuales se estimaron balances parciales para N, P y K.

RESULTADOS

Rendimiento promedio y brechas de rendimiento entre provincias y ciclos de cultivo

En todas las provincias, el rendimiento promedio

del arroz osciló entre 2,1 y 7,0 Mg ha^{-1} (Figura 2). Hubo un efecto estacional estadísticamente significativo en la mayoría de las provincias. Para aquellos sistemas que incluyeron más de un ciclo de arroz (todos menos SKA), los rendimientos fueron más altos y más bajos en las estaciones seca y húmeda tardía, respectivamente, con un rendimiento intermedio en la estación húmeda. Una excepción fue LAM, que exhibió un bajo rendimiento durante la estación seca debido a la limitación de agua. En el caso del maíz, el rendimiento promedio osciló entre 3,6 y 7,3 Mg ha^{-1} , con el valor más bajo en los sistemas de temporal de tierras altas ubicados en la isla Sulawesi (SUL y GOR) y los más altos en sistemas de riego de tierras bajas en EJA y WNT. El rendimiento del maíz tendió a ser más bajo en la estación húmeda tardía *versus* la estación húmeda para los sistemas de secano, incluidos los ciclos de un cultivo por año. La variación en el potencial de rendimiento a largo plazo simulado para cada sitio tendió a seguir la variación en el rendimiento promedio entre provincias y temporadas, aunque las diferencias fueron menos marcadas que las observadas para el ren-

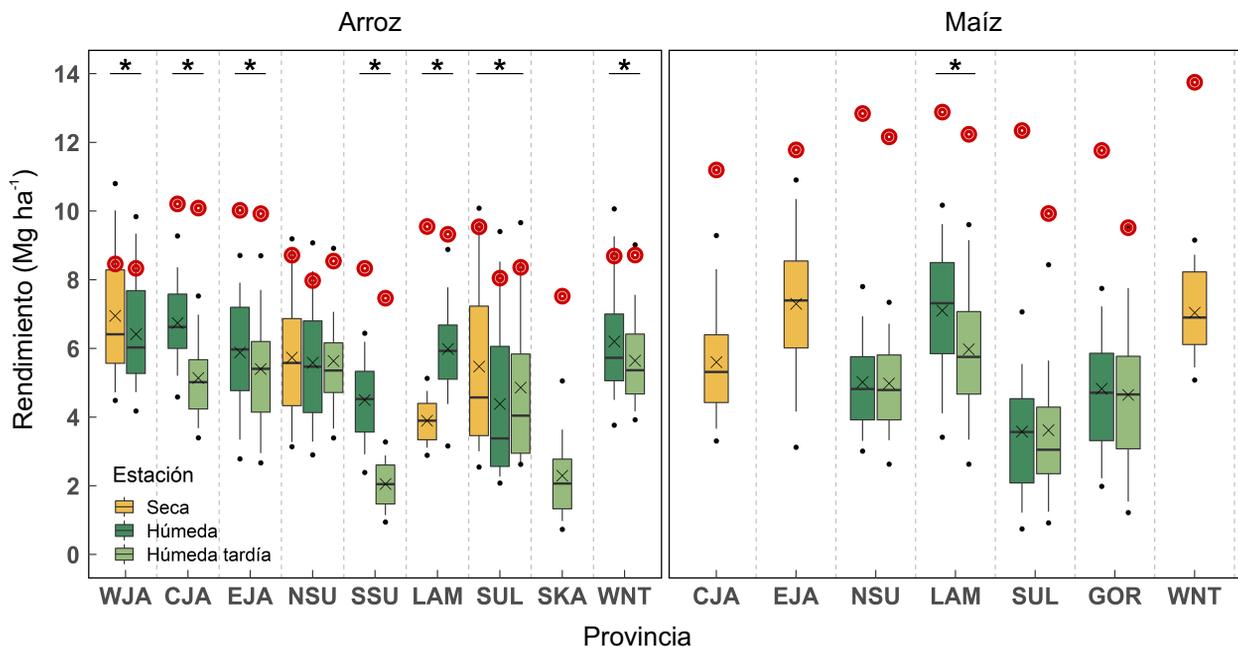


Figura 2. Rendimiento real y rendimiento potencial (Mg ha^{-1}) para cultivos de arroz y maíz en 10 provincias de Indonesia. Las cajas delimitan el primer y tercer cuartil. La línea continua dentro del cuadro indica la mediana, mientras que la cruz representa la media. Los extremos superior e inferior de las líneas verticales representan los percentiles 10 y 90 %. Los puntos superior e inferior representan los percentiles 5 y 95 %. Los círculos se refieren al potencial de rendimiento. Los asteriscos en la parte superior indican las provincias que mostraron diferencias estadísticas entre estaciones de cultivo.

dimiento promedio.

Resultados del análisis de datos de los productos

El análisis, para todas las provincias analizadas, reveló que la cantidad de nutrientes y su manejo (momento de la aplicación) explicaron la mayor parte de la variación del rendimiento tanto del arroz como del maíz en Indonesia (Figura 3). Por el contrario, el control de plagas apareció en el 33% y el 14% de los árboles de inferencia condicional para arroz y maíz, respectivamente, mientras que la influencia de la variedad y el daño solo fueron evidentes en menos de un 10% de las combinaciones provincia-cultivo. Las prácticas de establecimiento, incluyendo labranza, disposición de las plantas, densidad y fecha de establecimiento, fueron el segundo grupo más importante de variables para el maíz y el tercero para el arroz, debido a la mayor influencia de la fecha de siembra en el rendimiento del maíz, lo cual es consistente con las grandes diferencias en el potencial de rendimiento entre temporadas de este cultivo.

Para entender por qué los nutrientes fueron la principal variable en explicar la variabilidad en los rendimientos de los cultivos de arroz y maíz, se estimaron balances de nutrientes para cada cultivo y posteriormente se sumaron los balances para todos los culti-

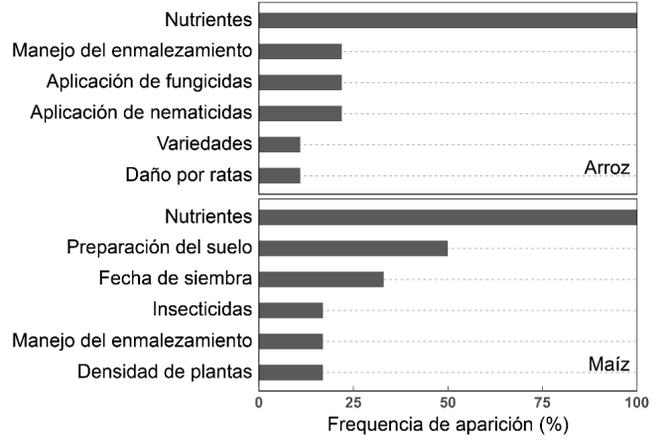


Figura 3. Frecuencia de aparición de los factores determinantes de la variabilidad del rendimiento de arroz y de maíz a través de todas las provincias de Indonesia analizadas.

vos de cada secuencia (Figura 4). Los balances de N fueron, en promedio, positivos para todas las secuencias de cultivos, con un rango de entre 40 y 210 kg N ha⁻¹ y⁻¹. Del mismo modo, se encontraron balances positivos para P, aunque con un rango más acotado para las medias de todas las provincias (entre 9 y 71 kg P ha⁻¹ y⁻¹). Sin embargo, los balances estimados para K resultaron muy negativos para todas las provincias, excepto para SKA (8 kg K ha⁻¹ y⁻¹), que es la

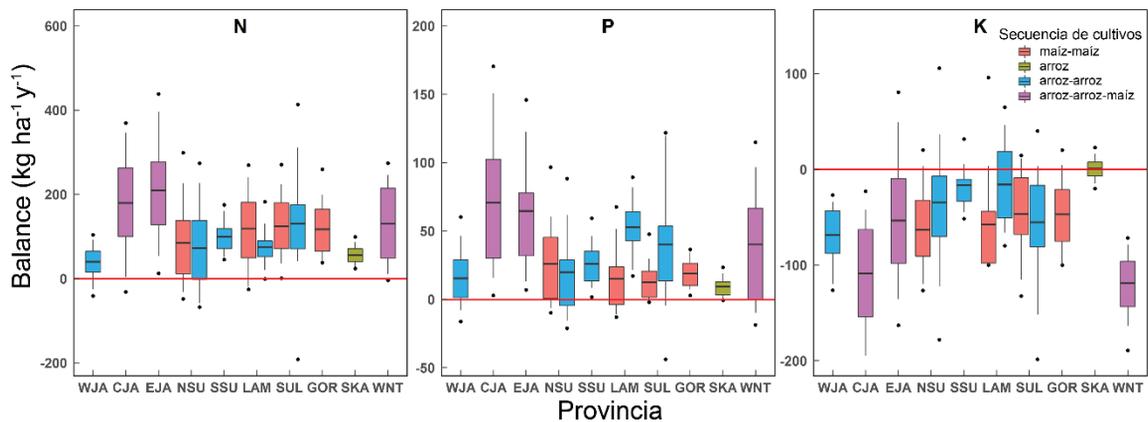


Figura 4. Balances de nutrientes (kg ha⁻¹ y⁻¹) para las secuencias de cultivos dominantes en las principales provincias productoras de arroz y maíz de Indonesia. Las cajas delimitan el primer y tercer cuartil. La línea continua dentro del cuadro indica la mediana, mientras que la cruz representa la media. Los extremos superior e inferior de las líneas verticales representan los percentiles 10 y 90 %. Los puntos superior e inferior representan los percentiles 5 y 95 %. La línea horizontal indica el balance neutro o cero.

provincia que presenta el sistema de cultivo con el menor rendimiento promedio de todo el país (2,3 Mg ha⁻¹).

Validación de los resultados a campo

Dada la importancia con que se presentaron los nutrientes en los resultados a partir del análisis de las encuestas a los productores y como los balances estimados mostraron situaciones claramente diferentes para cada uno de los nutrientes analizados, se contrastaron los resultados obtenidos en con la realidad de campo (Figura 5). Para ello, se determinaron los niveles de N, P y K foliares para los dos cultivos en las diferentes provincias, y se compararon con los datos

de los productores. Los resultados de los análisis foliares para arroz mostraron concordancia con los resultados de los balances, donde N se mostró dentro o por encima del rango de suficiencia para dicho nutriente, el P se encontró dentro del rango de suficiencia excepto para la provincia WNT que estuvo por debajo del mismo y, como era de esperar, el K se encontró muy por debajo del rango de suficiencia y con una menor variación entre las diferentes provincias. La situación encontrada fue diferente en el caso de maíz, donde se detectaron niveles de N en el límite inferior o por debajo del rango de suficiencia. El P por su parte, mostró niveles en torno al rango de suficiencia, mientras que el K se encontró por encima del rango de suficiencia publicado para este nutriente.

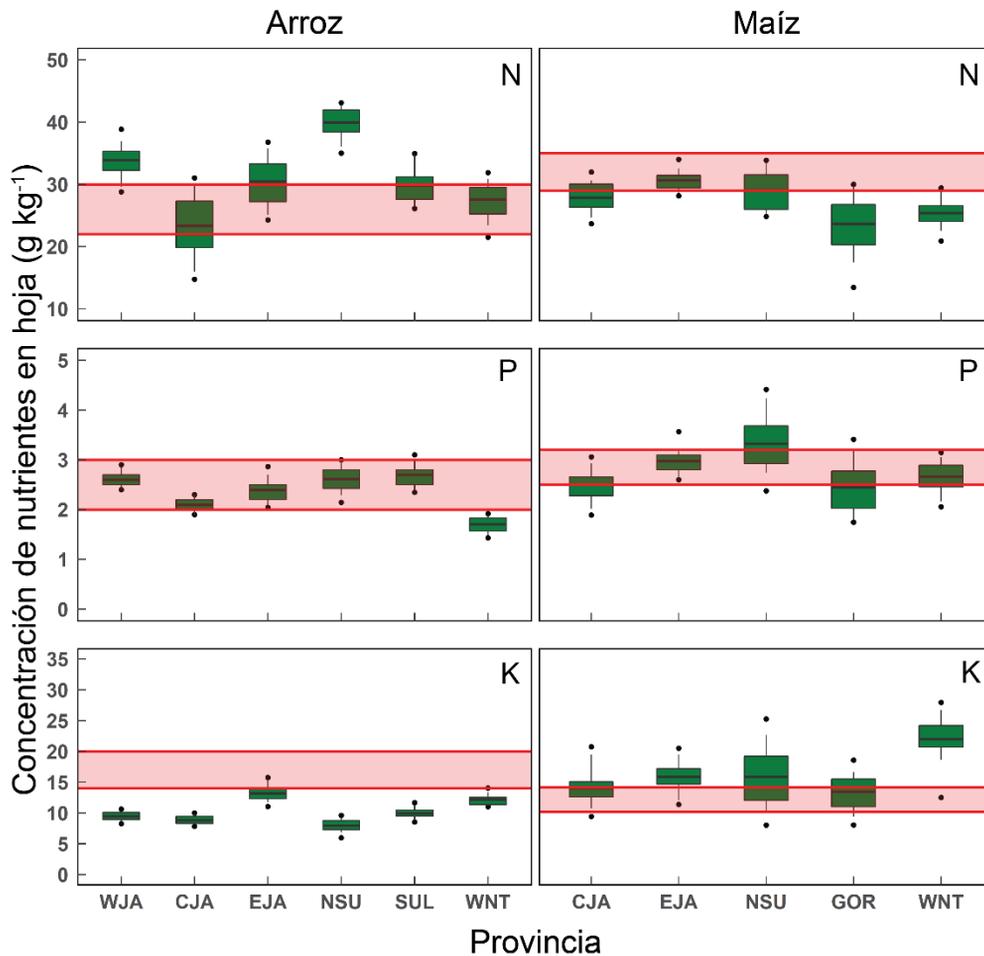


Figura 5. Concentración (en g kg⁻¹) de nitrógeno foliar (N, arriba), fósforo (P, medio) y potasio (K, abajo) en las provincias de Indonesia para arroz (paneles de la izquierda) y maíz (paneles de la derecha). Las cajas delimitan el primer y tercer cuartil. La línea continua dentro del cuadro indica la mediana, mientras que la cruz representa la media. Los extremos superior e inferior de las líneas verticales representan los percentiles 10 y 90 %. Los puntos superior e inferior representan el percentil 5 y 95%. El rango resaltado delimita los niveles de suficiencia previamente publicados en la literatura.

¿Qué nos dicen los experimentos de largo plazo?

Al analizar los resultados de un experimento de largo plazo en una de las provincias en las que se condujo el presente estudio (WJA), se encontró que el rendimiento acumulado de los 38 cultivos de arroz sucesivos del tratamiento +NP fue un 51% mayor que el rendimiento acumulado del tratamiento control, mientras que el tratamiento con fertilización completa (+NPK) logra un incremento del rendimiento acumula-

do de un 60% respecto del tratamiento control. Además, al comparar los tratamientos +NP versus el tratamiento +NPK se encontró que el aumento en rendimiento acumulado por el agregado de K empieza a incrementarse a partir del doceavo cultivo de arroz, lo que indicaría que la respuesta al K no sería inmediata (Figura 6). En base a los balances acumulados de nutrientes se encontró que fue necesaria una acumulación de 535 kg de K ha⁻¹, y el balance final estimado

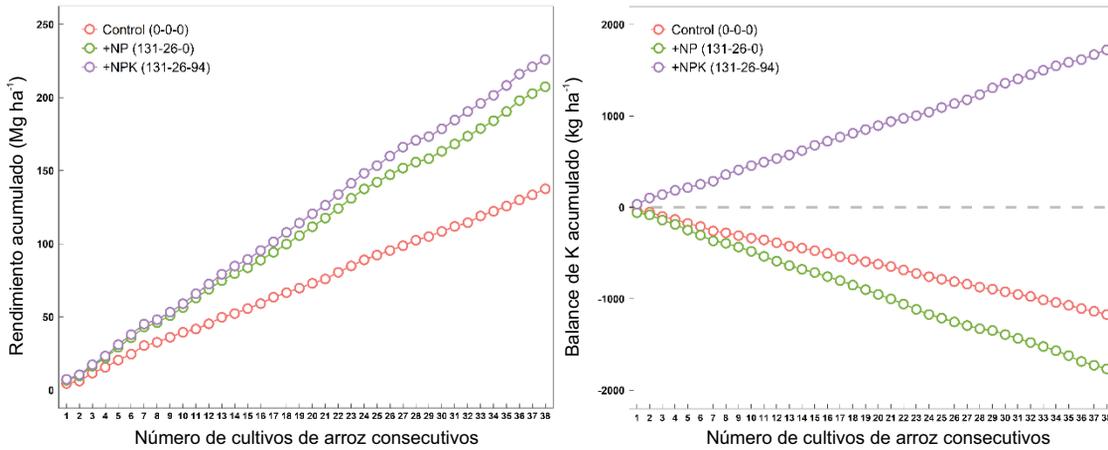


Figura 6. Rendimiento acumulado para tres tratamientos en cultivos de arroz consecutivos (Mg ha⁻¹; izquierda) y balances de potasio (K) acumulado (kg ha⁻¹; derecha) en experimentos de fertilización a largo plazo con 25 años de resultados en Java Occidental, Indonesia. Los tres tratamientos evaluados fueron: control (sin aplicaciones de fertilizantes), +NP (se agregaron N y P en una tasa promedio de 131 y 26 kg ha⁻¹, respectivamente) y +NPK (se agregaron N, P y K una tasa promedio de 131, 26 y 94 kg ha⁻¹, respectivamente).

para K luego de los 25 años del experimento fue de unos 1724 kg de K ha⁻¹.

COMENTARIOS GENERALES

En este estudio, usando como punto de partida un análisis de datos de productores recolectado a través de encuestas en las 10 provincias más importantes para la producción de arroz y maíz de Indonesia, se encontró que los nutrientes fueron la principal causa de la variabilidad en los rendimientos de estos cultivos. Este análisis resaltó la posible presencia de limitación de los rendimientos por la baja fertilización con K. Los resultados fueron validados con datos de campo donde se recolectaron muestras de hojas en las cuales se evaluó la concentración de N, P y K y se registraron muy bajos valores de concentración de K en hojas. Situaciones similares pueden estar ocurriendo en Uruguay en los sistemas que tienen una alta frecuencia de soja en sus rotaciones, o sistemas donde se cosechan altos volúmenes de biomasa (por

ejemplo, maíz para ensilaje) y no se fertiliza o se fertiliza muy poco con K.

Este estudio pone de relieve una serie de interrogantes que se tratarán de contestar en etapas subsiguientes del proyecto. Una de las preguntas emergentes de este trabajo es si los bajos niveles de K en los cultivos se deben a una excesiva extracción del nutriente con la cosecha, en combinación con una baja reposición a través de fertilización, o si en realidad, hay suficiente K en el suelo, pero la limitación es una consecuencia de que el nivel de intensidad al que están operando los sistemas de cultivo hoy en día, hace que la propia dinámica del K en suelo sea la limitante que no permite acompasar la demanda de los cultivos. Es decir, que el nivel de intensidad de los sistemas genera una alta demanda de K y esa alta demanda no puede ser provista por el suelo en el tiempo requerido por el cultivo anual. Otra hipótesis para seguir investigando es si se ha llevado la intensificación de los cultivos a un alto nivel, sin haber acompa-

sado esa intensificación, y los mayores rendimientos que de ella han resultado, con mejores prácticas de fertilización que permitan satisfacer las mayores demandas de nutrientes de estos sistemas. Aún falta mucha información por generar y queda mucho trabajo por hacer para lograr entender las causas de los problemas que estamos detectando en cuanto al K, y así poder aportar soluciones en el manejo de este nutriente que aparece como una limitante en sistemas de producción de alta intensidad.

En la medida en que el manejo se mantiene incambiado en el tiempo y aún más si hay un incremento en los rendimientos (dado que hoy contamos con mejores variedades y mayores dosis de otros nutrientes), comienzan a aparecer limitantes que antes no estaban, que son producto de la mayor extracción que hacen los sistemas de cultivo y que no está siendo repuesta. Por tal motivo, resulta importante evaluar nuestros sistemas para conocer mejor lo que se está haciendo y lograr entender sus efectos. Esto es clave para poder encontrar soluciones a problemas que quizá existen (y a menudo no se conocen) o corregir manejos inapropiados para prevenir situaciones no deseadas. Hace falta una mayor inversión en investigación en temas relacionados a la nutrición de los cultivos con K, para poder entender mejor su dinámica y posibilitar el desarrollo de soluciones técnicas que permitan llevar los rendimientos de los cultivos al próximo nivel.

BIBLIOGRAFÍA

- Agus F, Andrade JF, Rattalino Edreira JI, Deng N, Purwantomo DKG, Agustiani N, Aristya, VE, Batubara SF, Herniwati Hosang EY, Krisnadi LY, Makka A, Samijan Cenacchi, N Wiebe, K Grassini P. 2019. Yield gaps in intensive rice-maize cropping sequences in the humid tropics of Indonesia. *Field Crops Research*, 237: 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.04.006>
- Agustiani N, Deng N, Edreira JIR, Girsang SS, Syafruddin Sitaresmi T, Pasuquin JMC, Agus F, Grassini P. 2018. Simulating rice and maize yield potential in the humid tropical environment of Indonesia. *European Journal of Agronomy*, 101: 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.08.002>
- Bordoli JM, Barbazán MM, Rocha L. 2013. Relevamiento nutricional del cultivo de soja en Uruguay, En: Simposio “Potasio En Sistemas Agrícolas Del Uruguay, pp. 24–32.
- Ernst O, Siri S, Ackermann P, Gasparri N. 2012. Balance aparente de N, P y K en función de la intensidad de uso del suelo por la agricultura. *Cangüé*, 32: 9–15.
- Grassini P, van Bussel LGJ, Van Wart J, Wolf J, Claessens L, Yang H, Boogaard H, de Groot H, van Ittersum MK, Cassman KG. 2015. How good is good enough? Data requirements for reliable crop yield simulations and yield-gap analysis. *Field Crops Research*, 177: 49–63.
- Hastie T, Tibshirani R, Friedman J. 2001. *The elements of statistical learning data mining, inference and prediction*. New York. Springer. 745 p.
- Hothorn T, Hornik K, Zeileis A. 2006. Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15: 651–674. <https://doi.org/10.1198/106186006X133933>
- Morón A, Quincke A. 2010. Avances de resultados en el estudio de la calidad de los suelos en agricultura en el departamento de Soriano. *INIA Serie Actividades de Difusión*, 605: 5-10.
- Mourtzinis S, Rattalino Edreira JI, Grassini P, Roth AC, Casteel SN, Ciampitti IA, Kandel HJ, Kyveryga PM, Licht MA, Lindsey LE, Mueller DS, Nafziger ED, Naeve SL, Stanley J, Staton MJ, Conley SP. 2018. Sifting and winnowing: analysis of farmer field data for soybean in the US North-Central region. *Field Crops Research*, 221: 130–141. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.02.024>
- Core R, Team R. 2020. *Language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Van Bussel LGJ, Grassini P, Van Wart J, Wolf J, Claessens L, Yang H, Boogaard H, de Groot H, Saito K, Cassman KG, Van Ittersum MK. 2015. From field to atlas: Upscaling of location-specific yield gap estimates. *Field Crops Research*, 177: 98–108.
- Van Wart J, van Bussel LGJ, Wolf J, Licker R, Grassini P, Nelson A, Boogaard H, Gerber J, Mueller N, Claessens L, Van Ittersum MK, Cassman KG. 2013. Use of agro-climatic zones to upscale simulated crop yield potential. *Field Crops Research*, 143: 44–55.

Productividad y ambiente: Eficiencia de uso del nitrógeno en *Brassica carinata* L

S. Bonansea^{1 2}, F. Domínguez³, S. R. Mazzilli⁴

INTRODUCCIÓN

En la actualidad existe una demanda mundial alta y en aumento, de proteínas y aceites de origen vegetal para diversos usos, aunque esta demanda requiere de forma cada vez más frecuente que la producción se lleve adelante de forma sostenible (Hossain et al., 2018; Keating et al., 2014). Esto significa, que se consideren simultáneamente los impactos de los métodos de producción en el medio ambiente, la productividad y la calidad de los cultivos (Miner et al., 2020).

La producción de cultivos es una fuente importante de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), y en especial de óxido nitroso (N₂O), el cual tiene entre 265-315 mayor poder de calentamiento que el anhídrido carbónico (CO₂), sumado a que destruye el ozono ambiental (Crutzen et al., 2008; Crutzen, 1970). Aunque la agricultura no es la principal fuente de emisiones de GEI (15% del total de GEI) (Del Grosso et al., 2009, 2014), la práctica de fertilización, en especial la fertilización con nitrógeno (N), contribuye fuertemente (42 - 80%) a las emisiones totales de GEI en la producción de materias primas para biocombustibles (Adler et al., 2007). Por lo tanto, la eficiencia de uso del N (kg de grano / kg de nitrógeno aplicado) es un factor clave para que la estrategia de sustituir combustibles fósiles por biocombustibles tenga éxito y aporte un beneficio real al ambiente (Ogle et al., 2016). No obstante, existen herramientas de manejo disponibles, que pueden reducir las emisiones de GEI en casi un tercio (Del Grosso et al., 2014). Dentro del conjunto de buenas prácticas de manejo que se pueden implementar, se encuentra el cambio en la tecnología de producción de fertilizantes nitrogenados, lo que podrían ayudar a reducir dichas

emisiones en especial de las de N₂O (Ladha et al., 2005; Ogle et al., 2016). Los fertilizantes de liberación controlada y los fertilizantes con inhibidores de la nitrificación proporcionan un suministro gradual de N al cultivo, en sincronía con la demanda de N de la planta (Abalos et al., 2014). Cuando más sincronizada es la oferta y demanda de N, hay menos N disponible (sustrato) para convertirse en nitrógeno gaseoso (N₂ o N₂O) o perderse en profundidad por lavado (lixiviación) (Liquist et al., 2013).

El cultivo de *Brassica carinata* A. Braun (carinata) está siendo desarrollado como un biomaterial no alimenticio de baja intensidad de carbono, capaz de producir combustibles renovables avanzados, harinas ricas en proteínas y bioproductos, en diversas regiones del mundo (Cardone et al., 2003; Gesch et al., 2015). Uruguay integra ese grupo de regiones de desarrollo del cultivo, para lo cual se está avanzando en diversas áreas. Una de ellas, es el ajuste de modelos de fertilización y la cuantificación de su impacto productivo y ambiental, llevado a cabo a partir de un convenio de investigación entre la Facultad de Agronomía y la empresa UPM-Biofules. En este trabajo se presentan resultados asociados a la eficiencia de uso del N, de diferentes estrategias de fertilización variando la fuente y el momento de aplicación del nutriente.

SITIOS EXPERIMENTALES, TRATAMIENTOS Y CÁLCULOS DE EFICIENCIA

Los ensayos se llevaron adelante durante dos estaciones de cultivo (2019 y 2020) y cuatro sitios de estudio, ubicados en la zona agrícola del litoral norte (Paysandú y Río Negro). Los tratamientos fueron dife-

¹ Artículo enviado para su publicación en Cangüé 44.

² Ing. Agr. Estudiante de maestría, Departamento de Producción Vegetal - EEMAC- Ecofisiología y manejo de cultivos (sbonansea@fagro.edu.uy).

³ Técnico de proyecto, Departamento de Producción Vegetal - EEMAC- Ecofisiología y manejo de cultivos.

⁴ Ing. Agr. (Dr). Profesor Adjunto, Departamento de Producción Vegetal - EEMAC- Ecofisiología y manejo de cultivos (smazzilli@fagro.edu.uy).

rentes dosis, fuentes y momentos de aplicación para diferentes fertilizantes nitrogenados: (1) inhibidor de nitrificación (NI) disponible en el mercado y con bibliografía de respaldo (ENTEC 26 - DMPP) (2) fertilizante de liberación controlada (SR) a través de protección física aplicadas en cada granulo (SULFAMMO-NPRO) (3) manejo actual con urea azufrada. Las

dosis de N testeadas fueron 90 y 150 kg ha⁻¹ N y los momentos de aplicación fueron: B2-3 (roseta con 2-3 hojas) para las fuentes alternativas de N (ENTEC y SULFAMMO-NPRO) y B2-3 y C1 (inicio de elongación de entrenudos) para el manejo actual con urea azufrada (Cuadro 1).

Cuadro 1. Descripción de los tratamientos empleados

Nro	Tratamiento	kg N ha ⁻¹		
		N-B2	N-C1	N-Total
1	Testigo	0	0	0
2	Actual 90	70	20	90
3	Actual 150	70	80	150
4	Entec 90	90	0	90
5	Sulfammo 90	90	0	150
6	Entec 150	150	0	150
7	Sulfammo 150	150	0	150

Se evaluó el efecto de los tratamientos sobre los diferentes componentes de la eficiencia de uso de N: (1) Eficiencia agronómica del N aplicado ($EA_N = \text{Rendimiento con agregado de N} - \text{Rendimiento sin agregado de N (Testigo) / Dosis de N aplicada}$), (2) Uso aparente de N ($UA_{PaN} = \text{N absorbido en biomasa aérea con agregado de N} - \text{N absorbido en biomasa aérea sin agregado de N (Testigo) / Dosis de N aplicada}$) y (3) Eficiencia fisiológica del N ($EF_N = (\text{Rendimiento con agregado de N} - \text{Rendimiento sin agregado de N (Testigo)}) / (\text{N absorbido en biomasa aérea con agregado de N} - \text{N absorbido en biomasa aérea sin agregado de N (Testigo)})$) (Dobermann, 2005).

CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA DE LAS ESTACIONES DE CULTIVO 2019-2020

El potencial alcanzable en las estaciones de cultivo 2019 y 2020 fue muy diferente, debido principalmente a condiciones de estrés abiótico (heladas tardías) durante la etapa reproductiva (floración y llenado) durante la zafra 2020. Las heladas ocurridas principalmente en el mes de setiembre (2 días de persistencia 20/09-21/09) provocaron daños tanto en flores como en silicuas y granos los cuales se encontraban altamente susceptibles debido al alto contenido de agua en sus tejidos. Debido a lo anterior, los parámetros de eficiencia de uso del N presentaron una alta interac-

ción con el año ($P < 0,005$), por lo cual los resultados serán presentados por separado.

EFICIENCIAS DE USO DEL N

Eficiencia agronómica

Los valores de EA_N variaron entre 4 – 42 y 1 – 25 kilogramos de grano por kilogramo de nutriente aplicado para las zafras 2019 y 2020 respectivamente (Figura 1). En situaciones ideales de producción, las mejores EA_N se encontrarían entre 10-30 kg/kg (líneas horizontales, Figura 1) (Dobermann, 2005). Para esta situación, y en ausencia de heladas tardías (2019) el tratamiento con la fuente alternativa ENTEC a 90 kg ha⁻¹ N fue la que presentó mayor EA_N (26 kg/kg) y no se encontraron diferencias estadísticas entre tratamientos para la estación siguiente (2020). Estos resultados permiten concluir, que en ausencia de estrés abiótico que limite el rendimiento alcanzable, existió una tendencia a que el rango de EA_N explorado en nuestros ambientes sea mayor a los encontrados en otros ambientes (Canadá), los cuales presentan un rango que va de 14-26 kg/kg (Johnson et al., 2013).

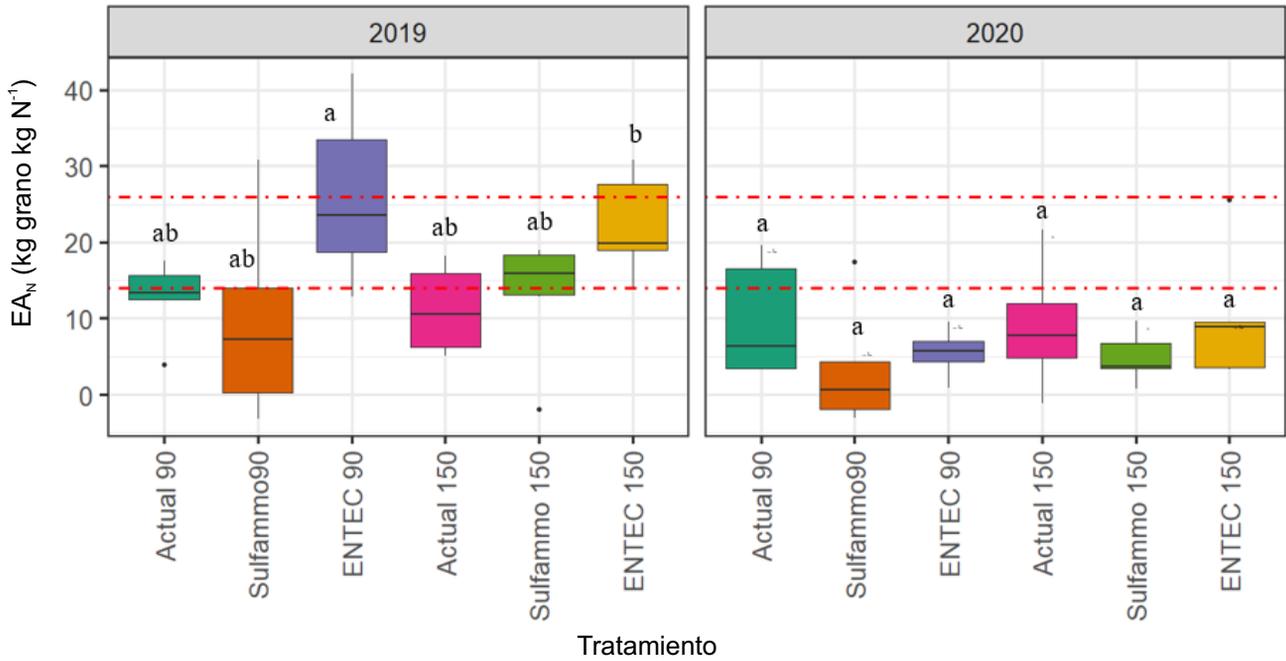


Figura 1. Relación entre dosis, fuente y momento de aplicación de N y la eficiencia agronómica (EA_N) para las diferentes estaciones de cultivo y situaciones ideales de producción (líneas horizontales). Medias con una letra en común dentro de cada momento de evaluación no son significativamente diferentes (P>0,05).

Eficiencia de recuperación

En términos generales, las ER_N son superiores o cercanas al rango considerado adecuado (líneas horizontales Figura 2) según Dobermann (2005), por lo tanto se puede inferir que carinata tiene alta capacidad de absorción de N mineral, tanto el aplicado como el mineralizado en el suelo. Esto es fundamental en una materia prima para biocombustibles, dado que el N que no es absorbido por la biomasa queda expuesto a pérdidas (desnitrificación y nitrificación, lixiviación de nitratos en profundidad), comprometiendo así su beneficio ambiental. Para el año sin heladas tardías (2019), la fuente alternativa ENTEC aplicada a la dosis de 90 kg ha⁻¹ N presentó una recuperación de N mayor a los

restantes tratamientos, con el adicional de que es aplicada en forma de dosis total a inicio del cultivo (B1-2), ahorrando una operación de aplicación sobre el cultivo. Es importante destacar que cuando carinata logró altos valores de rendimiento alcanzable (2019), la proporción de nutrientes removidos (kg ha⁻¹ N exportados en el grano) fueron proporcionalmente superiores (Max=2,45, Min=0,65, Media=1,40) (datos no mostrados) con respecto a la cantidad aplicada mediante fertilizante (Balance Primario de Nutriente), lo cual puede conducir a una situación de “minado” del suelo (Fixen et al., 2015). Sin embargo, los valores presentados aquí están limitados espacialmente a un ensayo parcelario y temporalmente a una estación de cultivo, por lo tanto será necesario integrarlos en el contexto de la rotación y manejo de los predios.

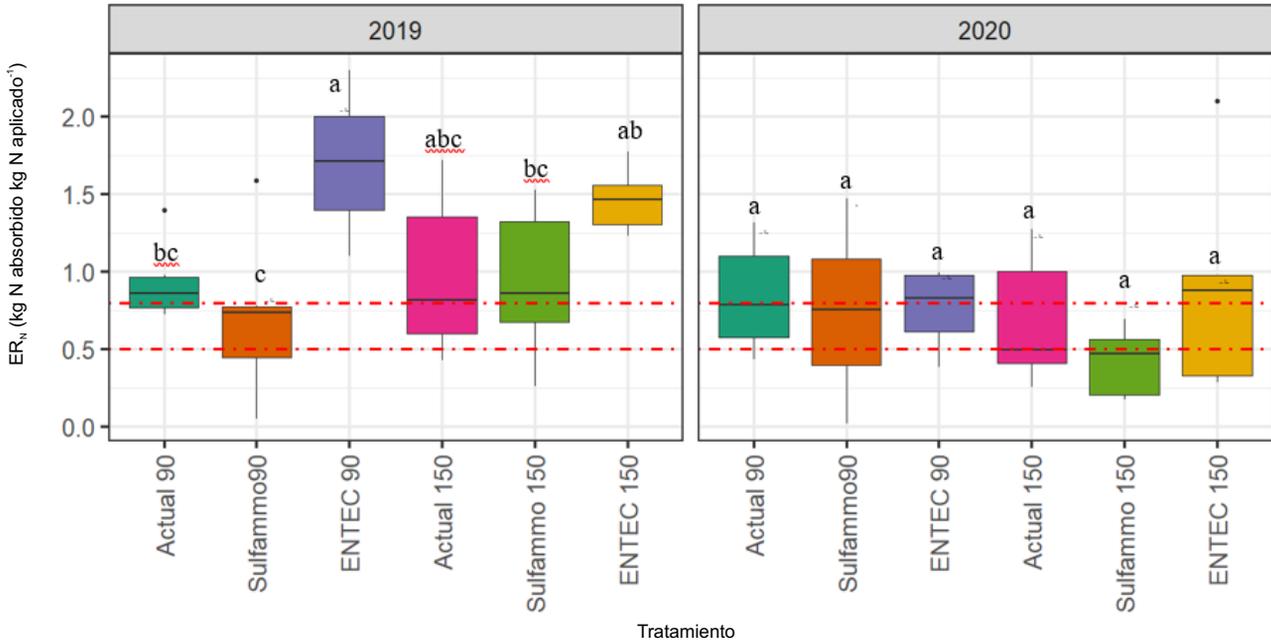


Figura 2. Relación entre dosis, fuente y momento de aplicación de N y la eficiencia de recuperación (ER_N) para las diferentes estaciones de cultivo y situaciones ideales de producción (líneas horizontales). Medias con una letra en común dentro de cada momento de evaluación no son significativamente diferentes (P>0,05).

Eficiencia fisiológica

La EF_N presentó valores esperados para este tipo de especie (Media-2019=15 kg kg⁻¹ y Media-2020=12 kg kg⁻¹) y con lo publicado para otras regiones del mundo (líneas horizontales, figura 3). Es importante destacar que la EF_N es un atributo gobernado tanto por factores genéticos (especies C3 vs C4) y de ambiente-manejo del cultivo. Un factor que ha sido determinante en el aumento de la EF_N es el índice de cosecha de los cultivos, dado que incrementos en el índice de cosecha se traducen en una mayor EF_N, asociado con una disminución en el porcentaje de proteína en grano, si el flujo de N a los granos no se mantiene constante (Andrade, n.d.; Gaju et al., 2011). Para ninguna

de las estaciones de cultivo (2019 y 2020) los tratamientos generaron diferencias estadísticas significativas en la EF_N (p>0,05) entre tratamientos. Las heladas tardías afectaron los valores de índice de cosecha (2019 = 0,24 vs 2020= 0,15; P<0,005). Esto generó una disminución en la EF_N (2019= 15 kg kg⁻¹, 2020= 12 kg) y un aumento en el porcentaje de N en el grano, dado que el estrés abiótico por heladas tardías afecta en mayor proporción el rendimiento (específicamente su componente principal: número de granos/unidad de superficie) que la absorción de nutrientes (N), aumentado así, la concentración de N en los granos (2019=25% y 2020=30% proteína en grano) (datos no mostrados).

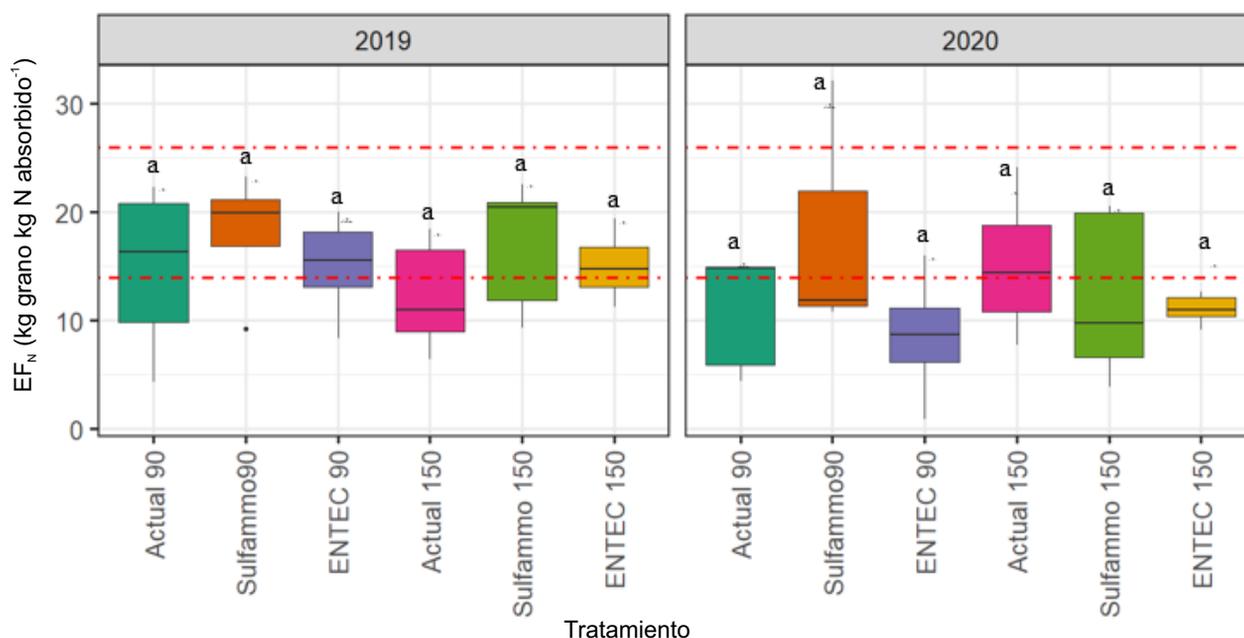


Figura 3. Relación entre dosis, fuente y momento de aplicación de N, con la eficiencia fisiológica (EF_N) para las diferentes estaciones de cultivo y situaciones ideales de producción de brassicas (líneas horizontales). Medias con una letra en común dentro de cada momento de evaluación no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

CONSIDERACIONES FINALES

Brassica carinata L. (carinata) en nuestra zona agroecológica tiene tanto rendimientos potenciales como rendimientos alcanzables mayores a los de otras zonas productoras del mundo, con la ventaja que las dosis de N aplicadas son similares o menores ($90-120 \text{ kg ha}^{-1}$ N aplicado), lo cual impacta positivamente sobre la eficiencia de uso del N en los sistemas de producción de carinata y coloca en una posición ventajosa a la región (alta EA_N y EF_N).

Los altos valores de ER_N incluso con valores de absorción de N mayores a los valores de N aplicado ($ER_N > 1$), confirman lo ya encontrado para otras regiones sobre la alta capacidad de absorción de N que tiene carinata, ganándose la fama de “scavenger of soil N” (barrendero del N del suelo). Este aspecto es de suma relevancia para un biomaterial, ya que esto determina que su huella de N sea baja.

Las fuentes alternativas de N, en especial ENTEC, parecen ser una alternativa promisoría para mejorar la productividad de carinata manteniendo altas EUN y reduciendo el número de operaciones sobre el cultivo, lo cual también contribuye a bajar la intensidad de emisión de C durante la fase de producción.

Nuevas investigaciones que incluyan mayor número de años, sitios y cultivares son necesarios para comprender mejor la variabilidad y los resultados obtenidos (interacción genotipo x ambiente). Sumado a ello, para que la adopción de fuentes alternativas de N por parte de los productores sea posible, son necesarios análisis económicos y cálculos de dosis económicamente óptima.

El modelo de cultivo de carinata representa un concepto donde el cuidado del medio ambiente y la productividad deben estar asociados y con igual importancia, dado que es un cultivo que requiere una certificación ambiental. Carinata debería utilizarse como modelo de desarrollo para comenzar a utilizar en otros cultivos agrícolas producidos en Uruguay.

BIBLIOGRAFÍA

Abalos D, Jeffery S, Sanz-Cobena A, Guardia G, Vallejo A. 2014. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 189: 136–144. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.036>

- Adler PR, Del Grosso SJ, Parton WJ. 2007. Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecological Applications* 17, 675–691. <https://doi.org/10.1890/05-2018>
- Andrade FH. n.d. Eficiencia de uso de los nutrientes y rol de la nutrición en la producción de los cultivos.
- Cardone M, Mazzoncini M, Menini S, Rocco V, Senatore A, Seggiani M, Vitolo S. 2003. *Brassica carinata* as an alternative oil crop for the production of biodiesel in Italy: Agronomic evaluation, fuel production by transesterification and characterization. *Biomass and Bioenergy*, 25: 623–636. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00058-8](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00058-8)
- Crutzen PJ. 1970. The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 96: 320–325. <https://doi.org/10.1002/qj.49709640815>
- Crutzen PJ, Mosier AR, Smith KA, Winiwarter W. 2008. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8: 389–395. <https://doi.org/10.5194/acp-8-389-2008>
- Del Grosso S, Smith P, Galdos M, Hastings A, Parton W. 2014. Sustainable energy crop production. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9: 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.07.007>
- Del Grosso SJ, Ojima DS, Parton WJ, Stehfest E, Heistermann M, DeAngelo B, Rose S. 2009. Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils. *Global and Planetary Change*, 67: 44–50. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.12.006>
- Dobermann AR. 2005. Nitrogen use efficiency – State of the Art. University of Nebraska 17.
- Fixen P, Brenturp F, Bruulsema TW, Garcia F, Norton R, Zingore S. 2015. Nutrient/ fertilizer use efficiency: measurement, current situation and trends. *Managing Water and Fertilizer for Sustainable Agriculture Intensification*, 3400: 8–38.
- Gaju O, Allard V, Martre P, Snape JW, Heumez E, LeGouis J, Morea D, Bogard M, Griffiths S, Orford S, Hubbart S, Foulkes MJ. 2011. Identification of traits to improve the nitrogen-use efficiency of wheat genotypes. *Field Crop Research*, 123: 139–152. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.05.010>
- Gesch RW, Isbell TA, Oblath EA, Allen BL, Archer DW, Brown J, Hatfield JL, Jabro JD, Kiniry JR, Long DS, Vigil MF. 2015. Comparison of several *Brassica* species in the North Central U.S. for potential jet fuel feedstock. *Industrial Crops and Products*, 75: 2–7. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.05.084>
- Hossain Z, Johnson EN, Blackshaw RE, Liu K, Kapi-niak A, Gampe C, Molnar L, Luan L, Poppy L, Gan Y. 2018. Agronomic responses of *Brassica carinata* to herbicide, seeding rate, and nitrogen on the Northern Great Plains. *Crop Science*, 58: 2633–2643. <https://doi.org/10.2135/cropsci2018.05.0312>
- Johnson EN, Malhi SS, Hall LM, Phelps S. 2013. Effects of nitrogen fertilizer application on seed yield, N uptake, N use efficiency, and seed quality of *Brassica carinata*. *Canadian Journal of Plant Science*. 93: 1073–1081. <https://doi.org/10.4141/CJPS2013-222>
- Keating BA, Herrero M, Carberry PS, Gardner J, Cole MB. 2014. Food wedges: Framing the global food demand and supply challenge towards 2050. *Global Food Security*, 3: 125–132. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.004>
- Ladha JK, Pathak H, Krupnik TJ, Six J, van Kessel C. 2005. Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospects. *Advances in Agronomy*, 87: 85–156. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)87003-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)87003-8)
- Linquist BA, Liu L, van Kessel C, van Groenigen KJ. 2013. Enhanced efficiency nitrogen fertilizers for rice systems: Meta-analysis of yield and nitrogen uptake. *Field Crop Research*, 154: 246–254. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.08.014>
- Miner GL, Delgado JA, Ippolito JA, Stewart CE, Manner DK, Del Grosso SJ, Floyd BA, D'Adamo RE. 2020. Assessing manure and inorganic nitrogen fertilization impacts on soil health, crop productivity, and crop quality in a continuous maize agroecosystem. *Journal of Soil Water Conservation*, 75: 481–498. <https://doi.org/10.2489/jswc.2020.00148>
- Ogle SM, McCarl BA, Baker J, Del Grosso SJ, Adler PR, Paustian K, Parton WJ. 2016. Managing the nitrogen cycle to reduce greenhouse gas emissions from crop production and biofuel expansion. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21: 1197–1212. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9645-0>

Sincronizando la oferta y la demanda de nitrógeno en cultivos de invierno. Respuesta y diagnóstico nutricional a Zadoks 33 en cebada cervecera

E. Hoffman, N. Fassana, M. Van den Dorpel, A. Akerman, O. Ernst¹

INTRODUCCIÓN

La generación de información local, enfocada a la gestión objetiva y ajuste de la relación oferta demanda de nitrógeno (N), para los cereales de invierno en Uruguay, tiene una vasta trayectoria y una amplia base experimental.

Este proceso, iniciado al principio de los noventa, bajo un esquema agrícola de cultivos anuales que rotaban con pasturas perennes, fue el inicio de una fase de investigación nacional donde el diagnóstico objetivo de las necesidades de N dejaba atrás una

larga etapa de generación abundante de información que permitía básicamente conocer la respuesta de los cultivos al nutriente. Sin embargo, hasta ese momento no se utilizaban a nivel de producción herramientas de pronóstico de la respuesta al N en forma precisa, particularmente para cultivos de mayor potencial y menos defectos agronómicos como los de la década de los noventa.

Actualmente, más de 330 experimentos en chacras de productores, la mayoría en redes experimentales, son la base de este proceso que lleva más de 25 años en Uruguay (Cuadro 1).

Cuadro 1. Resumen de la base experimental que sustenta los componentes del modelo de manejo de N para cereales de invierno en Uruguay.

Proyecto	Período de trabajo	Cultivo	Financiación	Nº de Experimentos
Red de N a Z30 – INIA	1989-1990	CC	FAO- PNOUD	10
Red de N (siembra- Z22- Z30) Facultad de Agronomía	1995-1999	CC	MNECC	123
Red N – Programa de validación (siembra- Z22- Z30). Facultad de Agronomía	1999-2000	T	MGAP- SA	26
Red de N (siembra- Z22-Z30)Facultad de Agronomía	2008-2009	CC	MNECC	23
Red N Z30. Facultad de Agronomía	2011-2012	T	Bunge - ASP	21
Brecha N. Facultad de Agronomía	2011-2016	T	--	43*
Red de N (Z30 – Z33) – Tramo I. Facultad de Agronomía	2016-2019	CC	MNECC	62
Red de N (Z30 – Z33) – Tramo II. Facultad de Agronomía	2020-2021	CC	MNECC	23

Referencias: * Datos de chacras de productores CREA (no se incluyen porque no son experimentos). CC: Cebada cervecera, T: Trigo, MNECC: Mesa Nacional de Entidades de Cebada Cervecera.

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Estación Experimental "Dr. M. A. Cassinoni". Correo electrónico: tato@fagro.edu.uy.

MANEJO OBJETIVO DEL NITRÓGENO EN CEREALES DE INVIERNO EN URUGUAY

El trabajo ininterrumpido durante tantos años, ha permitido contar con un modelo general objetivo para estimar las necesidades nitrogenadas, creado en primera instancia para el cultivo de cebada cervecera, y validado luego para el cultivo de trigo. En el 2001, este modelo general fue propuesto por la Facultad de Agronomía de la Universidad de la República de Uruguay (Fagro-Udelar), para tres estadios de diagnóstico (siembra, Zadoks 22 y Zadoks 30) (Zadoks, 1974) (Baethgen, 1992; Perdomo et al., 1999; Hoffman et al., 2001; Hoffman et al., 2010).

Los modelos específicos para Zadoks 30 de Baethgen (1992) y el de siembra (Perdomo et al., 1999) para cebada cervecera, no han sido alterados desde entonces. Sin embargo, considerando los cambios que se han registrado desde fines de los noventa a la actualidad, en cuanto al adelanto de la fecha de siembra, los cultivares de ciclos más largos, con menor vuelco, y la elevada proporción de chacras “viejas” con capacidad de aporte de N evidentemente disminuida (que llevaba a que los cultivos ingresaran al encañado con muy bajos niveles de N en planta), el modelo de Zadoks 22 (Perdomo et al., 1999) fue reajustado recientemente. De la red de experimentos de N, de la Mesa Nacional de Entidades de Cebada Cervecera (MNECC) durante 2009 y 2010, para chacras viejas, el nivel crítico (Nc) cambió de 13-14 a 15 ppm de $N-NO_3^{-1}$, y el equivalente fertilizante (EF), de 5,6 a 7 kg de N ppm^{-1} , por debajo del Nc (datos no publicados). Este modelo general de diagnóstico y dosificación del N (de tres momentos), ha permitido cubrir eficientemente las necesidades tempranas de N hasta la fecha e hizo posible detectar la disminución continua de la capacidad de aporte de este nutriente de los suelos bajo agricultura (Hoffman et al., 2017). En Uruguay es abundante la evidencia acerca de esta disminución de la capacidad de aporte de N de los suelos bajo agricultura (Morón y Quincke, 2010; Hoffman y Perdomo 2011; Hoffman et al., 2017). Y más allá de cuando podemos considerar que el sistema efectivamente dejó de rotar con pasturas y/o comenzaron a ser visibles las consecuencias de ello, desde fines de la primera década del siglo XXI a la fecha, tecnológicamente es muy evidente el incremento en las necesidades de N (Siri y Ernst, 2009; Hoffman et al., 2011; Hoffman y Perdomo 2011; Berger et al., 2014a; Ernst et al., 2016). Sin embargo, y a pesar del incremento en las dosis de N a nivel de producción, existe información suficiente que permite afirmar que

las cantidades agregadas en general son insuficientes, cuando se consideran en relación a las necesidades actuales de los cultivos (Hoffman et al., 2013; Berger et al., 2014a; Hoffman et al., 2014; Ernst et al., 2016).

Del relevamiento realizado por Fagro – Udelar, financiado por la MNECC en el año 2012, surgía evidencia del desajuste del N a nivel de producción, particularmente a Zadoks 30 (Hoffman et al., 2014). En este último estadio de ajuste, las dosis de N utilizadas en esos años, se aproximaban a las estimadas como necesarias, solo cuando las necesarias eran medias a bajas ($\leq 40 \text{ kg N ha}^{-1}$). Sin embargo, cuando las necesidades excedían estas dosis, se identificaba un desajuste progresivo del N, las dosis agregadas se alejaban en relación a las necesarias, incrementando la brecha por N. Específicamente para los cereales de invierno, las necesidades de agregado de N se han incrementado en los últimos 20 años a razón de 6 a 7 $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, explicada fundamentalmente por el significativo incremento en los últimos 10 años ($>12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Perdomo et al., 1999; Cha y Duran, 2001; Hoffman et al., 2011; Hoffman et al., 2015). Es por ello que, tanto para trigo como para cebada, con potenciales que oscilan entre las 10 y 11 toneladas a nivel experimental (Berger et al., 2018; Hoffman et al., 2018) y rendimientos a nivel de producción que desde el invierno 2015, comenzaban en las mejores chacras a superar los 6500 kg ha^{-1} (tanto en trigo como cebada) (datos de productores CREA, no mostrados), la oferta nitrogenada proveniente del suelo en chacras bajo agricultura continua, cubrían una porción muy baja de las necesidades de N. El diagrama propuesto Hoffman et al. (2017) acerca de la evolución de la oferta de N del suelo y la demanda de los cultivos, entre fin del siglo XX y la actualidad, muestra que se pasó de que un suelo cubriera el 70% de la demanda total de N de un cultivo de trigo o cebada, a tan solo el 20 - 25% en la actualidad.

Dos son los procesos que estarían explicando que las necesidades de agregado de N sean actualmente muy elevadas (por encima de lo que se estaría dispuesto a agregar con los modelos de recomendación generados en Uruguay a fines del siglo XX): i) muy reducido aporte de N por parte del suelo (Morón y Quincke, 2010; Hoffman et al., 2015; Fassana et al., 2019), y ii) fuerte incremento de la demanda, consecuencia del incremento del potencial de rendimiento de los nuevos cultivares en uso (Sadras et al., 2016; Hoffman et al., 2017; Berger et al., 2018). Este desajuste entre las necesidades y el agregado de N, se fue

ampliando en la medida en que aumentaba la edad de las chacras (número de años después de pasturas perennes), lo que explica la brecha de rendimiento, sobre todo cuando el ambiente permite concretar parte de los elevados potenciales de material genético en uso (Ernst et al., 2016). Por ello, actualmente es elevada la probabilidad de obtener baja concentración de N en grano, en años con bajo aporte de N efectivo por parte del suelo y elevado rendimiento en grano (Hoffman et al., 2017).

Con las cantidades promedio de N que están siendo utilizadas a nivel productivo (120 a 130 kg de N ha⁻¹) (Berger y Vásquez, 2021), cuando las condiciones climáticas como las de los años 2015 y 2016, permiten que se concreten rendimientos iguales o mayores a los 6000 kg de grano ha⁻¹, la relación entre la oferta de N derivado del fertilizante y el rendimiento logrado, se ubica en valores muy bajos (≤ 20 kg de N agregado por tonelada de grano lograda). Cuando esta relación, que podemos tomar como un índice de oferta relativa de N (IONr), que cuantifica la oferta de N vía fertilización por cada tonelada de grano producida, es tan baja, se esperan bajos niveles de concentración de N en grano (Prystupa et al., 2016).

Este desajuste entre agregado y necesidades de nitrógeno es muy evidente, sobre todo durante el encañado y particularmente en las chacras “viejas” (Hoffman et al., 2011; Hoffman et al., 2013). Si se consideran los bajos valores de N en planta a Zadoks 30 observados en chacras de disminuida capacidad de aporte de N ($< 2,6\%$ N) (Hoffman et al., 2013; Hoffman et al., 2014), el diagnóstico nos enfrenta a la necesidad de agregar elevadas dosis de N. En estos ambientes, las dosis que surgen del diagnóstico en base al modelo de Baethgen (1992) para este estadio, son del orden de los 100 kg de N ha⁻¹. Los antecedentes nacionales, evidencian que en presencia de S (Hoffman et al., 2013), en estas chacras con muchos años de agricultura sin rotar con pasturas, existe respuesta a cantidades aún mayores a las que surgen del modelo de dosis de Baethgen (1992) (Centurión y Chinazo, 2012; Hoffman et al., 2013; Ernst et al., 2016) y que solo con estas dosis, sería posible evitar bajos valores de N en grano (Hoffman et al., 2013; Hoffman et al., 2015; Berger et al., 2017; Hoffman et al., 2018).

La respuesta a dosis mayores de N a las utilizadas (incluso superiores a las recomendadas), explican parte de la brecha de rendimiento en grano por N

(Ernst et al., 2016; Fassana et al., 2019) y posiblemente de la brecha de proteína cruda (PC) en grano, tanto para cebada como para trigo (Hoogmoed y Sadras, 2016). Es un hecho constatable a nivel de producción, que al menos hasta el 2016, la inseguridad y resistencia al uso de altas dosis de N (>150 kg ha⁻¹) era un hecho, a pesar de lo consistente de los antecedentes, en cuanto a la necesidades mayores que las agregadas, tanto en cebada como trigo, en una porción no menor de chacras (Hoffman et al., 2013; Fernández y Sierra, 2015; Bergeret et al., 2017; Guerisoli y Verme, 2017)

Frente a esta realidad, que ya se hacía evidente hacia fines de la primer década del siglo XXI, para las chacras viejas, se consideró reevaluar el modelo conjunto de dosis del sistema de diagnóstico y recomendación de N, sobre todo considerando los hechos en cuanto a la baja concentración de N en grano (tanto en cebada cervecera, como en trigo), lograda en años climáticamente favorables (tanto a nivel de producción como experimental). Hoffman et al. (2018) mostraban para cebada cervecera, salvo en algunos ambientes excepcionales, que en la medida que se incrementaba el potencial concretado, la PC en grano se reducía a razón de 0,5% por cada tonelada de grano adicional, y que el nuevo material genético de origen europeo, se ubicaba en los menores valores de PC en grano.

El material genético de origen europeo que comenzó a utilizarse recientemente, suma presión adicional

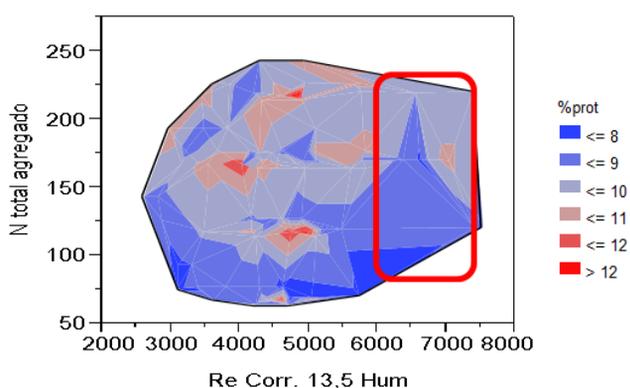


Figura 1. Variación de la proteína cruda (PC) en grano de nuevos cultivares de cebada cervecera (de baja PC) en función de rendimiento y cantidad total de N agregada. Red N cebada cervecera- MNECC. Re Corr. = Rendimiento corregido a 13,5 % de humedad en grano.

a la problemática de la baja PC en grano, por la fuerte dilución del N en grano por su elevado potencial de rendimiento y porque, además, a igual rendimiento concretado, el nivel de PC en grano es inferior (Hoffman et al., 2017). Para este tipo de cultivares, los resultados para el primer año de la red de N de cebada (2016), revelaban que cuando el potencial logrado era muy elevado, la PC en grano podía ser inferior a 9,5% aún con 150 kg ha⁻¹ de N total agregado. En estas chacras (mayormente “viejas”), fueron necesarias dosis de 200 kg de N ha⁻¹, para alcanzar un valor de PC por encima de 10,5% (Figura 1).

El uso de dosis tan elevadas de N en aras de alcanzar los niveles de proteína en grano exigidos por la

industria, lleva a que también debamos contemplar el impacto sobre la eficiencia de uso del nitrógeno (EUN). Por tanto, cuando las dosis óptimas de N son de 180 a 200 kg de N ha⁻¹ o superiores (tanto en cebada como trigo) (Fernández y Sierra, 2015) y tomando en cuenta que seguir elevando las cantidades máximas a siembra y Z 22, no son aparentemente el camino para disminuir la brecha por N (Guerisolli y Verme, 2017), se debería pensar que habría que lograr que el incremento de la dosis de N total a agregar, se concentrara proporcionalmente más hacia el encañado.

En el diagrama conceptual de distribución del N absorbido durante el ciclo de un cereal de invierno de elevado potencial de producción, se ejemplifica que

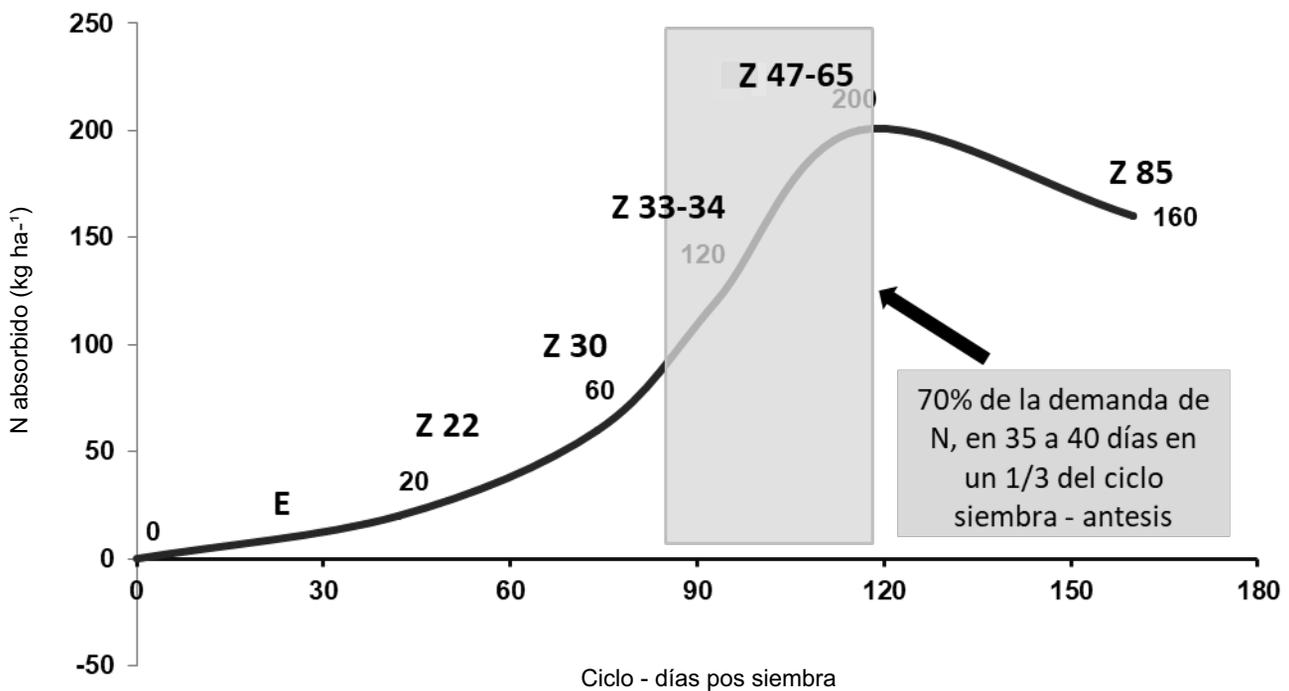


Figura 2. Diagrama tipo de curva de absorción de N, para cereales de invierno en Uruguay, que permiten lograr potenciales iguales o mayores a 6,5 Mg de grano ha⁻¹, con el nivel de PC que exige la industria.

una proporción mayor a los 2/3 del N total absorbido (del máximo a Zadoks 65), se absorbería en tan solo 1/3 del ciclo, concentrado en los 35 a 40 días durante el encañado (Figura 2). Es por ello que, inicialmente para el trigo, Fagro – Udelar, se planteó a partir del 2011 la necesidad de estudiar la respuesta al fraccionamiento de parte del N a un estadio posterior a Zadoks 30. Este trabajo en trigo fue financiado por empresas del sector productivo (BUNGE y ASP).

El trabajo propuesto también para la cebada cervecera a partir del 2016, fue orientado a evaluar la respuesta del fraccionamiento de parte del N durante el encañado, en un estadio posterior a Zadoks 30. Tanto para la cebada cervecera como para el trigo, se sugirió, entonces, que ese estadio fuese Zadoks 33-34, considerando que el cultivo ya cursó la primera mitad del encañado y está iniciándose el período crítico (20 días prefloración), antecediendo al momento de máxima tasa de crecimiento y demanda de N (Fisher,

1985).

LA RESPUESTA AL NITRÓGENO DURANTE EL ENCAÑADO, MÁS ALLÁ DE ZADOKS 30

El trabajo de Fassana et al. (2019) para el cultivo de trigo en Uruguay, permite incorporar el concepto de curva de dilución de nitrógeno (CDN) (Lemaire y Salette, 1984; Greenwood et al., 1990; Justes et al., 1994), y abordar el diagnóstico de la condición nitrogenada durante el encañado de una forma dinámica. En concreto la CDN ofrece múltiples niveles críticos, que son función de la biomasa acumulada. En el trabajo de Fassana et al. (2019), se plantearon tres grandes objetivos: i) cuantificar la existencia de respuesta al N en Zadoks 33, ii) ajustar una curva de dilución de N (CDN) bajo condiciones de agua limitante y iii) generar un índice de nutrición nitrogenada (INN) en base a la CDN como predictor de la respuesta al agregado de N en Zadoks 33, en el cultivo de trigo en Uruguay. Los resultados principales dan evidencia de la respuesta al N a Zadoks 33, y hoy se dispone de una CDN ajustada, con la cual poder generar índices de nutrición nitrogenada (INN).

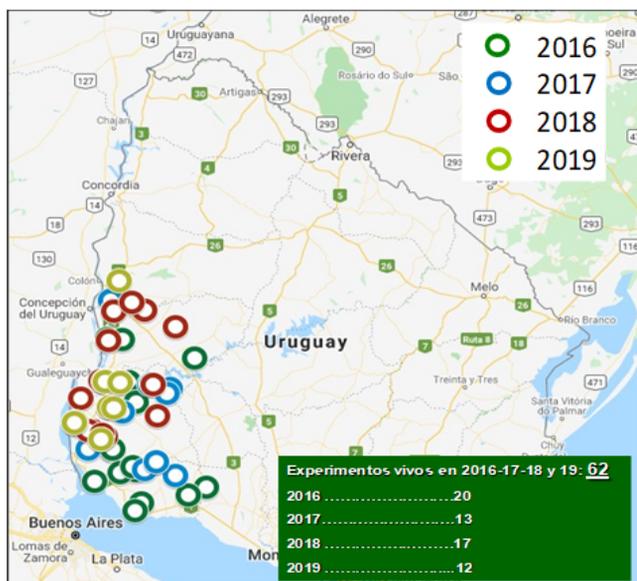
En el proyecto de la red de N en cebada cervecera (RNCc), financiado por la MNECC, los grandes objetivos para el primer tramo del proyecto a partir de 2016 (Cuadro 1), fueron básicamente: (i) estudiar la respuesta en rendimiento y proteína en grano al agregado de N a Zadoks 30 y 33, (ii) contribuir al desarrollo y fortalecimiento de indicadores que permitan predecir

la respuesta al N y que posibiliten, en primera instancia un diagnóstico preciso para los cultivos de elevado potencial y riesgo de baja PC en grano.

Con la información de respuesta al N a Zadoks 33, que fue producto del elevado número de experimentos de la red de N en cebada cervecera en éstos primeros cuatro años de trabajo, surgió adicionalmente a los objetivos planteados inicialmente, validar un INN construido a partir de la CDN del trigo (Fassana et al., 2019), en el cultivo de cebada cervecera. En este proyecto (RNCc), también se consideró como objetivo secundario evaluar la vigencia del modelo de Baethgen (1992) a Zadoks 30, en cuanto al diagnóstico en sí y al ajuste de las dosis de N propuesta por este modelo, para cultivos de cebada cervecera de elevado potencial.

En este primer tramo del proyecto, entre el 2016 y 2019, se concretaron 62 experimentos de agregado de N a Zadoks 30 y Zadoks 33, en chacras concentradas en el litoral oeste del país, desde Paysandú a Colonia (Figura 3).

En los primeros dos años de trabajo (2016 y 2017), los tratamientos apuntaron a volver a estudiar la respuesta al N a Zadoks 30 (pensando en situaciones de elevado potencial), obtener nueva información para estos casos sobre cuáles son las cantidades óptimas de N y cuál es la respuesta en proteína en grano (PC), para situaciones de chacras que no rotan con pasturas y cuyos potenciales fuesen elevados ($\geq 5 \text{ Mg ha}^{-1}$).



- Tratamientos 2016-2017**
- T1 - 0N Z30 - 0N Z33
 - T2 - 50 N Z30 - 0N Z33
 - T3 - 100 N Z30 - 0N Z33
 - T4 - 50 N Z30 + 50 N Z33
 - T5 - 100 N Z30 + 50 N Z33

- Tratamientos 2018-2019**
- T1 - 0N Z30 - 0N Z33
 - T2 - 50 N Z30 - 0N Z33
 - T3 - 100 N Z30 - 0N Z33
 - T4 - 50 N Z30 + 50 N Z33
 - T5 - 100 N Z30 + 50 N Z33
 - T6 - 50 N Z30 + 100 N Z33
 - T7 - 0 N Z30 + 50 N Z33
 - T8 - 0 N Z30 + 100 N Z33

Figura 3. Ubicación geográfica de los sitios experimentales del tramo (I), de la Red de N en Cebada Cervecera (RNCc), de la Mesa Nacional de Entidades de Cebada Cervecera (MNECC), y descripción de los tratamientos de agregado de N a Zadoks 30 y Zadoks Z33, para los 4 años del primer tramo.

A su vez, frente al agregado de N a Zadoks 30, estudiar si existía respuesta en rendimiento en grano al agregado adicional de N a Zadoks 33, contemplando especialmente el impacto sobre la PC en grano.

Durante 2018 y 2019, se agregaron nuevos tratamientos, en particular aquellos que harían posible estudiar la respuesta al agregado de N a Zadoks 33, cuando no existió agregado de N a Zadoks 30 (Figura 5).

Los 4 años resultaron diferentes, no solo por la ubicación geográfica de los sitios experimentales (Figura 3), sino por el clima y la variación del rendimiento y PC en grano observados (datos no mostrados). También, como se puede apreciar en la figura 4a, los 4 años en promedio difirieron en cuanto a la estimación del aporte primario de N por parte del suelo (considerando una recuperación aparente del N máxima de 60%, sin considerar posibles pérdidas por lixiviación o desnitrificación).

Más allá de la exactitud del valor estimado del aporte

de N del suelo, las diferencias permiten caracterizar al año. Estas diferencias, en promedio, se asociaron estrechamente con el nivel medio de PC en grano de los testigos sin N durante el encañado, cuyos rendimientos en grano promedio fueron de: 4176, 2538, 3706 y 4414 kg ha⁻¹, para los años 2016, 2017, 2018 y 2019, respectivamente (Figura 4b).

Se destacan los años 2017 y 2018, el primero por el bajo aporte de N del suelo, bajo rendimiento y PC en grano (en parte asociado a las condiciones de exceso hídrico del año), y 2018 de muy elevado aporte de N del suelo, rendimiento en grano intermedio, pero con un valor medio de proteína en grano muy elevado, aun sin el agregado de N en el encañado.

De las condiciones contrastantes entre años (fundamentalmente el rendimiento en grano y al aporte estimado de N del suelo), surge que la relación entre el N aportado por el suelo y el rendimiento medio alcanzado fue de: 14,6; 6,7; 34,8 y 20,8 kg de N aportado por el suelo por cada tonelada de grano concretada, para los años 2016, 2017, 2018 y 2019, respecti-

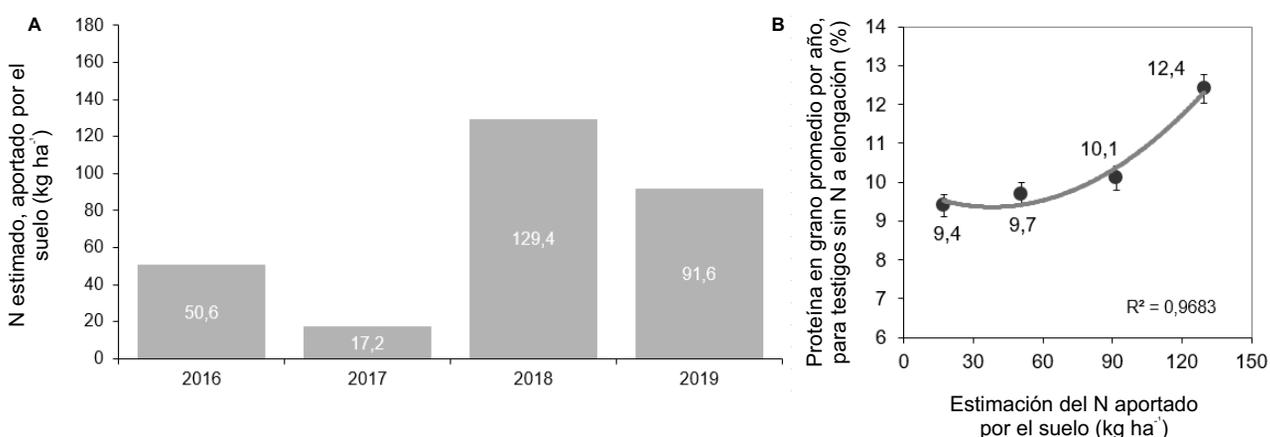


Figura 4. Nitrógeno promedio estimado aportado por el suelo en los testigos (sin agregado de N a elongación) (izquierda), y relación entre proteína en grano y aporte de N por el suelo (derecha) en cebada. Datos de 4 años de la Red de N en cebada (MNECC 2021) En todos los experimentos en los 4 años, el N a la siembra y a Zadoks 22, fueron manejados en base al modelo de N para Uruguay (Hoffman et al., 2010).

vamente. Para los años 2018 y 2019 en los que se registró la mayor oferta de N del suelo por tonelada de grano, se estudió la respuesta al N a Zadoks 33, dado que solo para estos dos años existen los tratamientos sin agregado de N a Zadoks 30.

De los 29 experimentos cosechados en el 2018 y 2019, se eliminó uno, por vuelco generalizado (inde-

pendientemente de los tratamientos de N, incluso a nivel de los testigos sin N) (Figura 5).

Estos primeros resultados, muestran que existe respuesta al agregado de N a Zadoks 33 (en promedio 20 días después de Zadoks 30). De Los 28 sitios experimentales en estos dos años, en el 46% de los casos se observó una respuesta mayor o igual al 10%, 21%

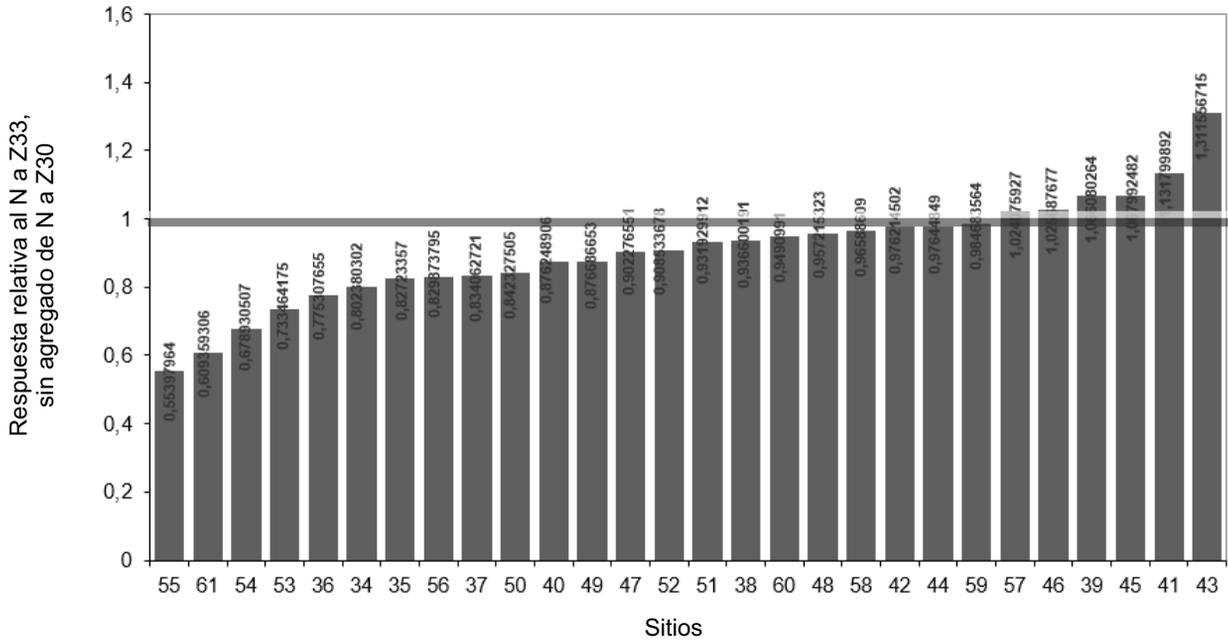


Figura 5. Respuesta relativa al agregado de N a Z33, sin agregado de N a Z30, ordenados de mayor a menor respuesta relativa al N, para todos los sitios, en los años 2018 y 2019.

respuesta nula o negativa y en el 33 % restante, la respuesta fue muy baja. Estos resultados se dieron en los dos años de mayor oferta de N relativa al potencial concretado. Respuestas de esta magnitud, en donde en el 21% de los sitios fue superior al 20%, en un estadio que hasta hace poco tiempo se podía considerar tardío, no solo coincide con la información recientemente generada para el trigo en Uruguay (para cultivos cuyo potencial fue $\geq 4,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Fassana et al., 2019), sino que permite confirmar que se abre una nueva ventana para el ajuste nutricional nitrogenado en el cultivo de cebada cervicera.

La información para estos mismos sitios experimentales considerando la relación entre la respuesta observada a Zadoks 33 y Zadoks 30, para cultivos de potencial $\geq 4,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 6), muestran que para ambientes de buen aporte de N por parte del suelo (como ocurrió en los años 2018 y 2019), los sitios con alta respuesta a Zadoks 30, mantenían esa respuesta a Zadoks 33. Podríamos estar en estos casos ante una situación de N intercambiable (si hay condiciones de respuesta en Zadoks 30, se mantiene la respuesta a Zadoks 33, y si se agrega N a Zadoks 30, es probable que no exista respuesta posterior a Zadoks 33), como ocurrió durante gran parte de finales de los 90 del siglo XX, entre Zadoks 22 y Zadoks 30 (Hoffman et al., 2001).

Para las condiciones de estos dos años, los sitios sin respuesta al N a Zadoks 30, tampoco respondieron al N, 20 días después a Zadoks 33. Los ambientes con respuesta al N a Zadoks 30, mantuvieron esta condición hasta Zadoks 33 (Figura 6). Para cultivos de más de 4 Mg ha^{-1} , estos resultados estarían ofreciendo una ventana amplia de corrección.

Durante más de 25 años, el objetivo fue siempre contribuir con herramientas precisas para el diagnóstico nutricional nitrogenado (DNN), que posibilitara

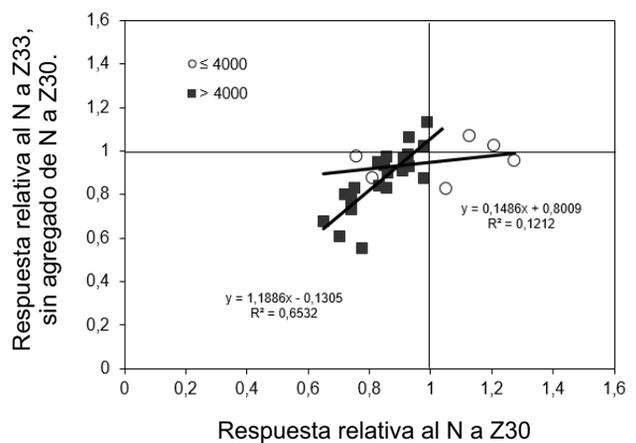


Figura 6. Respuesta en rendimiento al agregado de N a Z33, sin agregado de N a Z30, en relación a la respuesta al N a Z30, en 2018 y 2019.

mejorar la sincronía entre la oferta y la demanda de N. Específicamente en este trabajo para el inicio del PC en cebada (Zadoks 33), se consideró evaluar como estimador de respuesta al N, como propusieron para el trigo Fassana et al. (2019) en Uruguay, un índice de nutrición nitrogenada (INN) elaborado a partir de la curva de la CDN del trigo. La CDN ajustada recientemente por Fassana et al. (2019), para el trigo en Uruguay, sigue la metodología propuesta por Justes et al. (1994), aunque fue corregida ($CDN_{\text{corregida}}$) para maximizar la producción de grano.

$$N_{tc} = 4,17 * MS^{-0,31}$$

N_{tc} = nitrógeno total crítico; b (0,31) = coeficiente de dilución; a (4,17) = concentración de N en la MS; MS = biomasa total acumulada.

Los primeros resultados nacionales para el cultivo de cebada cervecera en Uruguay, en cuanto al potencial de uso de un INN construido a partir de la CDN del trigo antes mencionada, como estimador de la respuesta al N a Zadoks 33, son muy alentadores (Figura 7).

En primera instancia, los universos de respuesta y no respuesta al N a Zadoks 33, fueron precisamente identificados por la variación del INN, para los sitios de los años 2018 y 2019, los cuales no llevaron N a Zadoks 30. En 2016 y 2017, a diferencia del 2018 y 2019, la respuesta al N solo se pudo evaluar frente al agregado de 50 kg de N ha^{-1} a Zadoks 30 (Figura 8).

En el año 2017 (el año de menor aporte de N por parte del suelo) a pesar del agregado 50 kg de N ha^{-1} a Zadoks 30, existió respuesta adicional al N a Z33 (Figura 8). En cambio en 2016, no se obtuvo respuesta al N a Zadoks 33, aunque existieron valores inferiores a 1 de INN (posiblemente relacionado con la falta de agua entre Z30 y Z33 (datos no mostrados), que posiblemente llevaron a que parte del N del fertilizante no fuese absorbido antes de Z33 (llevando a que los valores INN fuesen bajos). En 2017 la respuesta al N a Zadoks 33, se asoció estrechamente con el INN construido a partir de la CDN del trigo, con un INN crítico inferior al observado para los años 2018 y 2019 (Figura 9).

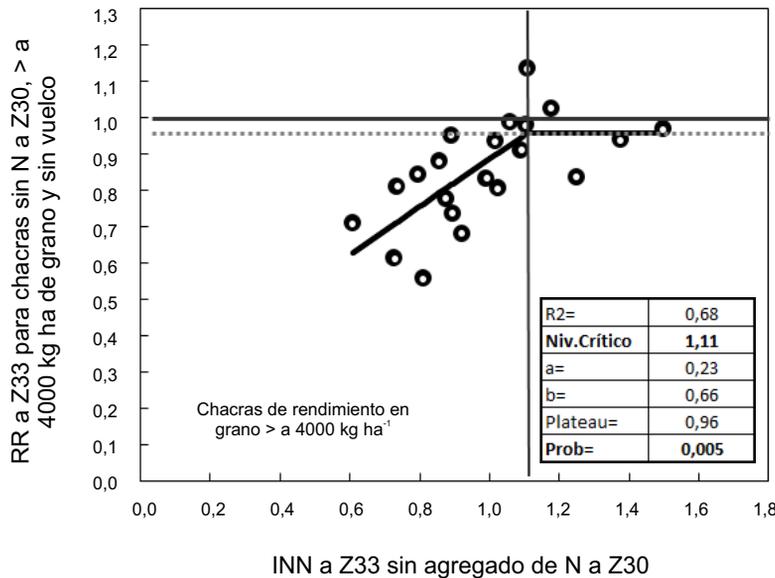


Figura 7. Respuesta relativa al agregado de N a Zadoks 33 en cebada cervecera, en función del INN a Zadoks 33, en base a la CDN de trigo (Fassana et al., 2019), para dos años de elevado aporte de N por parte del suelo (2018-2019), sin N a Zadoks 30.

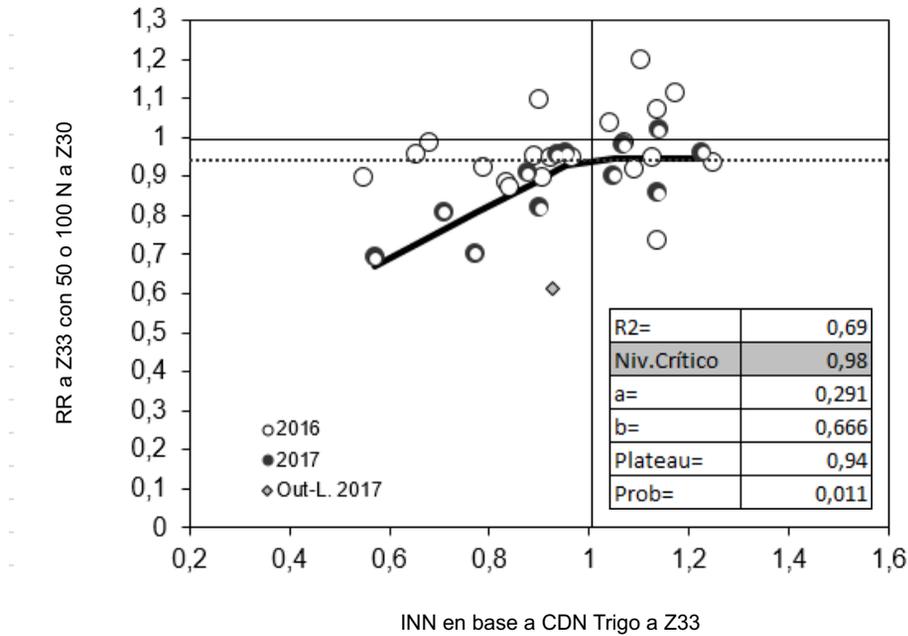


Figura 8. Respuesta relativa (RR) al N a Zadoks 33 en cebada cervecera en los años 2016 y 2017, con agregado de 50 N a Zadoks 30.

REFLEXIONES FINALES

Se cuenta con herramientas que permiten mantener elevada la eficiencia de uso del N, sin resignar rendimiento en grano y su calidad, en cebada cervecera. En ambientes de baja oferta de N, si el potencial no está condicionado, se necesitan altas cantidades de nitrógeno, en muchos casos superiores a los 150 kg de N ha⁻¹. Cuando las cantidades totales de N son tan elevadas, la correcta distribución y fraccionamiento durante el ciclo, es la que permite mantener elevada la EUN.

El incremento en los potenciales de producción del material genético en uso de cebada cervecera, y la necesidad de alcanzar los niveles mínimos de PC en grano que exige la industria maltera, ha elevado las dosis de N, incrementándose la necesidad N durante el encañado. Como dosis instantáneas de N muy elevadas conducen a una reducción de la EUN, se hace necesario fraccionar el nitrógeno durante el encañado.

Para el cultivo de cebada cervecera, no solo se identificó respuesta al N a Zadoks 33, como en el caso del trigo, sino que puede estar en juego más de 20% del potencial a concretar.

Se debe avanzar hacia el diagnóstico completo del

N durante el encañado (Zadoks 30 y Zadoks 33). Mediante la CDN construida recientemente para el trigo en Uruguay, para el cultivo de cebada cervecera dispondríamos de una opción para el diagnóstico nutricional nitrogenado dinámico durante todo el encañado.

BIBLIOGRAFÍA

Baethgen W. 1992. Fertilización nitrogenada de cebada cervecera en el litoral oeste del Uruguay. INIA La Estanzuela. Serie Técnica N° 24. ISBN: 9974-556-30-9.

Berger AG, Gaso D, Calistro R, Morales MX. 2014a. Limitantes ambientales y potencial de rendimiento de trigo en Uruguay. En: Seminario Internacional 1914-2014: Un siglo de mejoramiento de trigo en La Estanzuela. Un valioso legado para el futuro. 27-29 agosto 2014. INIA La Estanzuela, Colonia. Resúmenes. pp. 33.

Berger AG, Vázquez D, Calistro R, Morales X. 2014b. Acumulación de nitrógeno y determinación de la calidad panadera en trigos de alto rendimiento. Congreso uruguayo de suelos y VI encuentro de la SUCS. Colonia del Sacramento, 6-8 agosto 2014.

Berger AG, Hoffman EM, Fassana CN. 2017. Nuevas herramientas para el diagnóstico y gestión de la

- nutrición nitrogenada del cultivo de trigo. En: Ribeiro A, Silva H, (Eds). V Simposio Nacional de Agricultura. Al futuro, no alcanza con llegar. Montevideo: Hemisferio Sur. pp: 213-223.
- Berger A, Gaso D, Calistro R, Morales M. 2018. Limitantes ambientales y potencial de rendimiento de trigo en Uruguay. En: Germán S, Quincke M, Vázquez D, Castro M, Pereyra S, Silva P, García A, (Eds). Seminario internacional «1914-2014, un siglo de mejoramiento de trigo en La Estanzuela». Serie técnica No. 241. Colonia Uruguay.
- Berger A, Vázquez D. 2021. Rendimiento y proteína en cereales en la zafra 2020: las particularidades del año y cómo considerarlas en el futuro. En: I Jornada Nacional de cultivos de invierno en Uruguay. Abril 2021.
- Centurión AH, Chinazo MV. 2012. Rendimiento alcanzable en trigo en función de los años de agricultura. Relevamiento de chacras. Tesis para la obtención del título de Ingeniero Agrónomo. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Uruguay. 72p.
- Cha G, Durán J. 2001. Respuesta al agregado de N tardío (Z 30 y Z 47) en rendimiento y calidad de trigo (*Triticumaestivum*). Tesis Ing. Agr. Montevideo Uruguay. Facultad de Agronomía. 92p.
- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Cadenazzi M, Dogliotti S. 2016. Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-tillage agriculture suggest declining soil productivity. *Field Crops Research*, 186:107-116.
- Fassana N, Hoffman E, Berger A, Ernst O. 2019. Diagnóstico y predicción de respuesta nitrogenada en base al estado nutricional de trigo en Z. 33. En: Simposio de Fertilidad. Conocer más, crecer mejor. Asociación Fertilizar. Rosario Argentina. pp. 184-188.
- Fernández R, Sierra E. 2015. Estimación del potencial de rendimiento y respuesta a la re fertilización nitrogenada en el cultivo de trigo mediante sensores remotos activos. Tesis Ing. Agr. Facultad de Ciencias Agrarias – Universidad de la Empresa. 44p.
- Fischer RA. 1985. Number of kernels in wheat crops and the influence of solar radiation and temperature. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)*, 105:447-461.
- Greenwood D, Lemaire G, Gosse G, Cruz P, Draycott A, Neeteson J. 1990. Decline in percentage N of C3 and C4 crops with increasing plant mass. *Annals of Botany*. 66:425-436.
- Guerisoli S, Verme LD. 2017. Rendimiento y calidad de grano de cebada cervecera en respuesta al antecesor y manejo del nitrógeno y azufre en pos-emergencia. Tesis Ing. Agr. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Uruguay. 82p.
- Hoffman E, Perdomo C, Ernst O, Bordolli M, Pastorini M, Pons C, Borghi E. 2001. Propuesta de manejo de la fertilización nitrogenada para cultivos de invierno en Uruguay. En: Seminario Nacional de discusión técnica. Junio del 2001. Paysandú-Uruguay. EEMAC-Fagro-Udelar.
- Hoffman E, Perdomo C, Ernst O, Bordolli M, Pastorni M, Pons C, Borghi E. 2010. Propuesta de manejo de la fertilización nitrogenada para cultivos de invierno en Uruguay. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*. IPNI, 46: 13-18.
- Hoffman E, Perdomo C, Ernst O. 2011 Como enfocar el manejo de la fertilización nitrogenada en cereales de invierno, para la nueva realidad agrícola del Uruguay. In: Castro A, Hoffman E, Viega L (eds.). Limitaciones para la productividad de trigo y cebada. Ciencia y Tecnología para el desarrollo (CYTED). Departamento de publicaciones de la Facultad de Agronomía. pp. 83-93. ISBN 978-9974-0-0723-9.
- Hoffman E, Perdomo C. 2011. Manejo del nitrógeno en cereales de invierno, en un escenario de cambios del sistema agrícola uruguayo. En: Ribeiro A. (ed.). II Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. El abordaje necesario para que el proceso de expansión agrícola madure en Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. pp. 45-60.
- Hoffman E, Fassana CN, Perdomo C. 2013. Manejo de nitrógeno en cereales de invierno. ¿Agregando más nos estamos quedando cortos? En: Ribeiro A, Silva H. (eds.). III Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. pp. 51-62.
- Hoffman E, Arbelteche P, Fassana CN, Locatelli A, Gutierrez G, Viega L, Castro AJ. 2014. Estudio del

- posicionamiento tecnológico y estratégico de la cebada cervecera en Uruguay. Relevamiento de cultivos de invierno. Proyecto de la MNECC. Uruguay. 42p.
- Hoffman E, Fassana N, Mazzilli S, Berger A, Ernst, O. 2015 La productividad parcial de los nutrientes. La necesidad de incrementar la eficiencia de uso del nitrógeno. In: Ribeiro A, Barbazan M, editors. IV Simposio Nacional de Agricultura. VII Encuentro de la SUCS. I Encuentro Regional de Políticas de Conservación de Suelos. Buscando del camino para intensificación sostenible para la agricultura. Montevideo: Hemisferio Sur; p. 131-140.
- Hoffman EM, Perdomo C, Fassana CN, Ernst O, Berger A. 2017. Mitos y realidad en el manejo del nitrógeno en los cereales de invierno en Uruguay. Cangüé.38:23-29. http://www.eemac.edu.uy/cangue/joomdocs/cangue_38/Cangue38_NenC.pdf
- Hoffman EM, Locatelli A, Fassana CN, Viega L, Castro AJ. 2018. Evaluación de la evolución de la oferta varietal del trigo en Uruguay en el siglo XXI. En: Memorias de Seminario Internacional. 1914 – 2014, un Siglo de Mejoramiento de Trigo en LaEstanzuela. Agosto 2014. INIA La Estanzuela. Colonia Uruguay. Serie técnica No. 241, pp. 99-111. ISBN 978-9974-38-406-4.
- Hoogmoed M, Sadras VO. 2016. The importance of water-soluble carbohydrates in the theoretical framework for nitrogen dilution in shoot biomass of wheat. *Field Crops Res.*; 193:196-200.
- Justes E, Mary B, Meynard J, Machet J, Thelier-Huches L. 1994. Determination of a Critical Nitrogen Dilution Curve for Winter Wheat Crops. *Annals of Botany*; 74:397-407.
- Lemaire G, Salette J. 1984. Relationship between growth and nitrogen uptake in a pure grass stand. I. Environmental effects. (In French). *Agronomie*.4:423-430.
- Morón A, Quincke A. 2010. Avances de resultados en el estudio de la calidad de los suelos en agricultura en el departamento de Soriano. INIA. Uruguay. Jornada Técnica. El efecto de la agricultura en la calidad de los suelos y fertilización de cultivos. *Actividades de difusión* 605, 5-9.
- Perdomo C, Hoffman E, Pons C, Borghi E. 1999. Fertilización en cebada cervecera. *Boletín de Divulgación Facultad de Agronomía - Udelar - OIEA Gestión de la Nutrición de las Plantas, el Suelo y el Agua. Reunión final de coordinadores proyecto Gestión del suelo, las plantas y el agua: ARCAL XXII, 26-30 marzo 2001, Oaxaca, México.*
- Prystupa P, Ferraris G, Ventimiglia L, Loewy T, Couretot L, Bergh R, Gutiérrez-Boem FH. 2016. Fertilización nitrogenada y azufrada de cebada cervecera cv. Scarlett en la provincia de Buenos Aires I. Efectos sobre el rendimiento y el contenido proteico de los granos. *Informaciones Agronómicas. IPNI Cono Sur*. 21: 7-14.
- Sadras VO, Hayman PT, Rodriguez D, Monjardino M, Bielich M, Unkovich M, Mudge B, Wang E. 2016. Interactions between water and nitrogen in Australian cropping systems: physiological agronomic, economic, breeding and modelling perspectives. *Crop & Pasture Science*, 67: 1019 - 1053.
- Siri Prieto G, Ernst O. 2009. Cambios en el contenido de carbono y nitrógeno del suelo: ¿hacia dónde va el sistema? En: Hoffman E, Ribeiro A, Ernst O, García FO (Org.). Primer Simposio Nacional de Agricultura de secano. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. pp. 111-123.
- Zadoks J, Chang T, Konzak C. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*. 14:415-421.

Nutrición de cereales de invierno: ¿el potencial condiciona la respuesta al nitrógeno en Z 3.3?

N. Fassana, E. Hoffman, O. Ernst¹

MARCO CONCEPTUAL

Disponibilidad de nutrientes y oferta hídrica son factores que limitan el rendimiento alcanzable en un ambiente físico determinado (Van Ittersum et al., 2003), por lo que los trabajos de investigación se esfuerzan en reducir el impacto negativo de las deficiencias de estos factores. En cereales de invierno, la disponibilidad de nitrógeno (N) es la principal limitante nutricional (Ernst et al., 2016; Lollato et al., 2019), en consecuencia, se han propuesto diversos enfoques para la corrección de sus deficiencias. Los antecedentes concuerdan con que la respuesta en rendimiento al agregado de N en ambientes deficitarios, está definida por el nivel de desajuste en la relación oferta/demanda del nutriente (Angus, 2001; Stickse et al., 1999).

La demanda de N del cultivo se define por la interacción genotipo-ambiente (Ma et al., 2004), y se expresa en función de las decisiones técnicas asociadas al mejor ambiente que se le puede ofrecer al cultivar seleccionado, generalmente por características que no son la demanda de N. Por lo tanto, la demanda es una variable que no se decide modificar intencionalmente, pero se hace mediante el ajuste de variables agronómicas que interactúan con la producción de biomasa y la concentración del nutriente en la planta.

Por otro lado, la oferta de N está condicionada por la disponibilidad en suelo y el suministro vía fertilizante (Hoffman et al., 2017). La capacidad de aporte de N por parte del suelo varía en función de la cantidad, calidad y manejo previo de los residuos y factores de suelo y clima, que finalmente afectan la mineralización de la materia orgánica. En consecuencia, la posibilidad de modificar la capacidad de aporte está condicionada por las características del rastrojo y es el resultado de las decisiones técnicas aplicadas en él

o los cultivos anteriores. Por el contrario, el suministro de N mediante fertilización es casi exclusivamente modificado por decisiones que deberían apuntar al equilibrio de los principios del manejo de nutrientes (fuente, dosis, momento y lugar) (Bruulsema et al., 2008). Para definir la dosis de fertilizante, un enfoque que reduce la probabilidad de error es el que contempla la probabilidad de respuesta al N en base al diagnóstico mediante indicadores precisos.

Durante las primeras etapas del cultivo, los indicadores de disponibilidad de N en suelo, son los de mayor precisión para determinar la probabilidad y magnitud de la respuesta (Bundy y Andraski, 2004; Hoffman et al., 2010). A partir del inicio de la elongación del tallo, se maximiza la tasa de crecimiento y por tanto de absorción de N por el cultivo (Angus, 2001), generando imprecisión en los indicadores asociados a la disponibilidad del nutriente en suelo. Ante este cambio en la tasa de crecimiento del cultivo, los indicadores pasan a ser aquellos asociados a la absorción de N por las plantas (Baethgen, 1992).

En este sentido, se ha utilizado el concepto de dilución de la concentración de N ante incrementos en la biomasa aérea del cultivo (Greenwood et al., 1990) y se han ajustado curvas de dilución de N para distintos cultivos, que permiten identificar los requerimientos mínimos necesarios que no limitan el crecimiento (Justes et al., 1994). En base a estos modelos matemáticos, se propone estimar un índice de nutrición nitrogenada (INN) que otorga carácter objetivo al diagnóstico de condición nitrogenada del cultivo (Gastal y Lemaire, 2002). Este método de diagnóstico tiene la particularidad de evaluar indirectamente la oferta de N y relacionarla con la demanda del cultivo, además de ser flexible ante diferentes condiciones de crecimiento.

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Estación Experimental "Dr. M. A. Cassinoni". Correo electrónico: fassana@fagro.edu.uy

DIAGNÓSTICO DE LAS NECESIDADES DE NITRÓGENO EN CEREALES DE INVIERNO EN URUGUAY

Uruguay cuenta con un modelo para el manejo y ajuste de la nutrición nitrogenada en cereales de invierno, que contempla tres momentos de diagnóstico (Hoffman et al., 2010): i) la cantidad de N a la siembra se define en base a la concentración de nitrato (N-NO_3^-) disponible en los 20 cm del suelo ii) es necesario el agregado de N si el N-NO_3^- en la capa de 0-20 cm es menor a 15 ppm cuando el trigo o la cebada se encuentran en la etapa Z 2.2 de la escala de Zadoks (Zadoks et al., 1974); iii) el N adicional se define al inicio del encañado (Z 3.0), dependiendo de si la concentración de N en planta es inferior a 42 g kg^{-1} . Desde la creación de este modelo compuesto (2001), se observan progresivos incrementos en las dosis totales de N, explicado por el desajuste en la relación oferta/demanda. Por un lado el avance genético define variedades con mayor rendimiento, por lo tanto, incrementos en la demanda nutricional (Berger et al., 2018), y por otro, el cambio hacia sistemas de cultivo que dejaron de rotar con pasturas perennes lo que resulta en un menor aporte de N por parte del suelo (Hoffman et al., 2015; Morón y Quincke, 2010).

En Z 3.0 ocurre el punto de inflexión en la curva de acumulación de biomasa aérea (MS) y la máxima tasa de crecimiento y absorción de N ocurre a partir de 3-4 nudos (Z 3.3-3.4) (Angus, 2001). En esta etapa se inicia el período crítico de definición de rendimiento de grano (Fischer, 1985), por lo que las máximas pérdidas de rendimiento se dan en respuesta a deficiencias en el suministro de recursos. El diagnóstico y recomendación de dosis de N a partir de los indicadores que componen el modelo actual, implica que la cantidad de N a agregar a Z 3.0, podría no cubrir por completo el aumento de la demanda posterior a esa etapa. Existe evidencia de que la alternativa de agregar dosis mayores a las recomendadas generaría pulsos de N que el cultivo no puede absorber de inmediato (Hoffman et al., 2015), esto hace que aumente el riesgo de pérdida y contaminación ambiental (Cassman et al., 2003) y se reduzca la eficiencia de uso y la recuperación aparente de N (Martínez et al., 2015).

Por tanto, surgió la necesidad de sumar un momento de diagnóstico de condición nitrogenada posterior a Z 3.0, que evalúe la oferta contemplando la demanda del cultivo. El planteo de utilizar el concepto de curva de dilución de N, fue considerada por el equipo de Fagro-UdelaR como la mejor alternativa.

Existen curvas ajustadas para diversos cultivos, sin embargo, los antecedentes demuestran que los coeficientes del modelo que definen a la curva, dependen de la variación esperable dentro de especies (Justes et al., 1994), sitios experimentales, estadios fenológicos (Greenwood et al., 1990), regiones, genotipos y manejo (Hoogmoed y Sadras, 2016), lo cual justifica la necesidad del ajuste local.

El modelo que representa la curva de dilución de N en trigo para las condiciones de producción de Uruguay, es $N_c = 4,17 * MS - 0,311$ (Fassana, 2019). Además de estar ajustado para los factores locales que modifican el comportamiento de la curva, este modelo tiene la particularidad de contemplar los requerimientos de N para maximizar el rendimiento en grano. Para esto, se identificó un INN crítico que fue empleado como factor de corrección de la curva de dilución de N que no limita el crecimiento del cultivo.

En términos prácticos, si conocemos la cantidad de MS expresada en Mg ha^{-1} , podemos sustituirlo en el modelo y estimar la concentración de N mínima necesaria para no limitar la tasa de crecimiento posterior para esa MS dada. El valor obtenido, es el nivel crítico de referencia para la cantidad de biomasa que tiene el cultivo; si lo comparamos con la concentración de N medida a campo para esa biomasa, se obtendrá el INN mediante la relación $N_{\text{actual}}/N_{\text{crítico}}$. Valores menores a uno indican deficiencia de N y valores mayores a uno definen condiciones de suficiencia de N en el momento de diagnóstico.

BRECHA DE RENDIMIENTO POR DEFICIENCIA NITROGENADA

Las preguntas naturales que emergen ante condiciones nutricionales deficitarias en Z 3.3, son ¿cuál es la magnitud de la pérdida de rendimiento? y ¿es posible reducirla con el agregado de N en ese estadio?

Disponer del ajuste local de la curva de dilución de N en trigo, es un avance significativo en el manejo de la nutrición nitrogenada del cultivo. Sin embargo, para ser utilizada como herramienta en el diagnóstico de condición nitrogenada mediante INN, debe ser capaz de identificar, con precisión, el estado nutricional del cultivo ante diversos escenarios de oferta de N y tener relación con la pérdida de rendimiento en grano asociada a la deficiencia nitrogenada.

La figura 1a muestra la relación entre la brecha de rendimiento relativa (Brr), dada por nutrición nitrogenada, y el INN a Z 3.3, ante la variación provocada por

el ajuste previo de la oferta nitrogenada y ambientes diferentes en cuanto a la capacidad de aporte de N por parte del suelo. Los ambientes de alta y baja capacidad de aporte de N por el suelo (Nsuelo-Alto y Nsuelo-Bajo respectivamente) fueron definidos en base al rendimiento obtenido en los testigos sin fertilización con N, y están asociados a la cantidad de N absorbida por el cultivo. Las diferencias entre la capacidad de aporte de N del suelo se reflejan en la cantidad de fertilizante total agregado siguiendo la propuesta de

diagnóstico y recomendación de dosis de N en cereales de invierno (Cuadro 1).

En condiciones deficitarias de nitrógeno a Z 3.3 (INN<1), existe una relación lineal entre la BRr y el INN, independientemente de la capacidad del suelo y se observan incrementos en la BRr cuanto mayor es la deficiencia nitrogenada estimada en base a INN. Los resultados indican una elevada precisión del indicador para identificar pérdida de rendimiento en grano. Sin

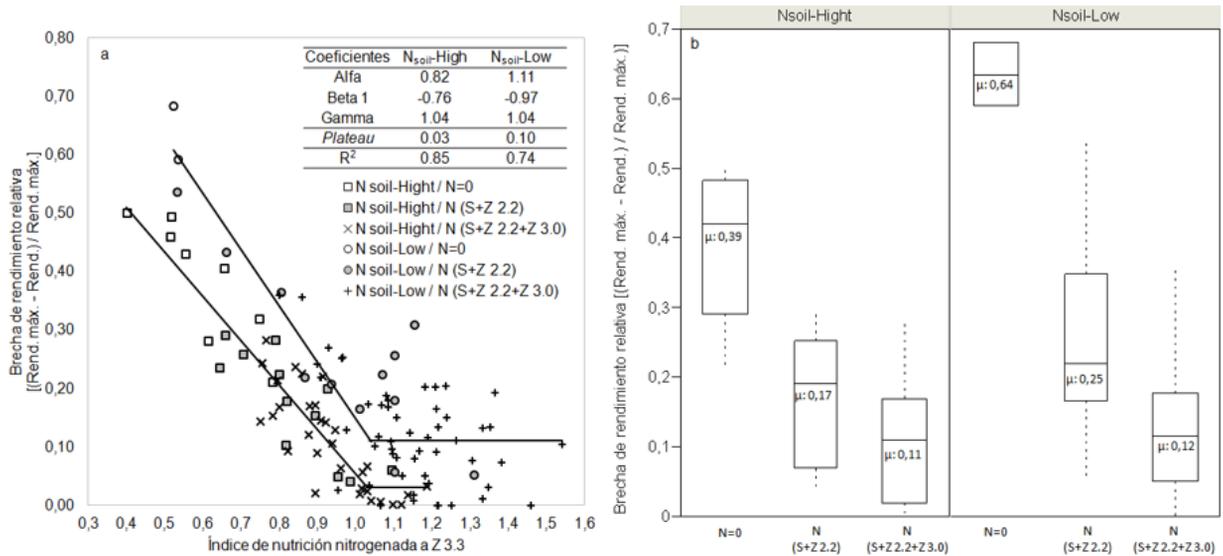


Figura 1. a) Brecha de rendimiento relativa dada por deficiencia nitrogenada a Z 3.3 según capacidad de aporte de N del suelo. N=0: sin fertilizante N, N (S+Z 2.2): fertilizante a siembra y Z 2.2, N (S+Z 2.2+Z 3.0): fertilizante a siembra, Z 2.2 y Z 3.0.

b) Diagrama de caja de brecha de rendimiento relativa por esquema de fertilización. La línea dentro de cada caja indica la mediana. Las barras de error, arriba y debajo de la caja indican los percentiles 90 y 10. μ - media.

Referencias: Alfa: intersección, Beta 1: pendiente de la fase lineal, Gamma: valor de INN.

embargo, ante un mismo valor de INN la pérdida de rendimiento es mayor en Nsuelo-Bajo que en Nsuelo-Alto, por lo tanto, un diagnóstico exitoso implica caracterizar la capacidad de aporte de N del suelo. Esto podría realizarse mediante potencial de mineralización de N (aunque los resultados nacionales no han sido concluyentes (Hoffman y Perdomo, 2011)) o evaluando la evolución de los diagnósticos previos (siembra, Z 2.2, Z 3.0), pero también podrían considerarse otras propiedades del suelo que puedan modificar el crecimiento del cultivo y por lo tanto la tasa de absorción de N (no basta con que el N esté disponible).

Ambos ambientes presentan la menor BRr cuando el INN es mayor que uno, sin embargo la BRr en el ambiente de menor capacidad de aporte de N (Nsuelo-Bajo), no tiende a cero a diferencia del ambiente de

mayor capacidad de aporte de N (Nsuelo-Alto). Esto podría indicar que en este tipo de ambientes, existen otras propiedades del suelo que están limitando el óptimo crecimiento del cultivo y, por tanto, aun en condiciones de suficiencia nitrogenada, el rendimiento se ve limitado. En la base de datos de donde surgen los resultados, no se dispone de otras variables asociadas al suelo o la cantidad y tipo de rastrojo previo al trigo, por lo que no se cuenta con información para formular otras hipótesis, sin embargo, en Nsuelo-Bajo probablemente las limitantes son similares las planteadas por Ernst et al. (2016) y Ernst et al. (2018).

La BRr se reduce conforme la fertilización incluye N a la siembra, Z 2.2 y Z 3.0 (N=0; N=S+Z 2.2; N=S+Z 2.2+Z 3.0) (Figura 1b), sin embargo, persiste una BRr residual y similar en ambos ambientes (0,11 y 0,12)

Cuadro 1. Nitrógeno promedio total agregado, rendimiento de referencia ($R_{\text{Máximo}}$), brecha de rendimiento relativo (BRr) y brecha de rendimiento (BR) por ambientes de capacidad de aporte de N del suelo. N=0: sin fertilizante N, N (S+Z 2.2): fertilizante a siembra y Z 2.2, N (S+Z 2.2+Z 3.0): fertilizante a siembra, Z 2.2 y Z 3.0, DE: desviación estándar.

	N total agregado±DE (kg ha ⁻¹)	$R_{\text{Máximo}}±\text{DE}$ (Mg ha ⁻¹)	BR±DE (Mg ha ⁻¹)	BRr±DE
N_{suelo}-Alto	99±58	6,43±0,63	1,04±0,78	0,17±0,13
N=0	0	6,06±0,50	2,34±0,57	0,39±0,10
N (S+Z 2.2)	86±23	6,61±0,66	1,10±0,51	0,17±0,09
N (S+Z 2.2+Z 3.0)	129±43	6,46±0,61	0,68±0,50	0,11±0,08
N_{suelo}-Bajo	131±57	6,56±0,88	1,10±1,02	0,16±0,14
N=0	0	7,30±0,38	4,67±0,58	0,64±0,05
N (S+Z 2.2)	76±30	6,81±0,85	1,74±1,03	0,25±0,14
N (S+Z 2.2+Z 3.0)	149±48	6,48±0,87	0,81±0,63	0,12±0,09
Promedio	117±60	6,50±0,78	1,07±0,92	0,16±0,13

aun con la corrección de la oferta nitrogenada en tres momentos. Estos resultados podrían estar evidenciando que las decisiones sobre fertilización nitrogenada, se toman siguiendo un esquema que no reflejaría las necesidades reales de N generadas por las nuevas variedades de trigo de alto rendimiento. Aunque la brecha de rendimiento se redujo aplicando fertilizante nitrogenado a la siembra, Z 2.2 y Z 3.0, se perdieron más de 0,6 Mg ha⁻¹ de rendimiento de trigo debido al déficit de N en Z 3.3 (Figura 1b y Cuadro 1). La brecha de rendimiento atribuida a un bajo INN en Z 3.3 (Figura 1a), respondería a los requisitos subestimados de N para lograr el rendimiento alcanzable de trigo.

Para las variedades de mayor rendimiento alcanzable actuales, se debería agregar un nuevo momento de diagnóstico al criterio actual de fertilización nitrogenada y el INN es el mejor indicador para hacerlo. Por esto surge la necesidad de conocer la respuesta al agregado de N a Z 3.3.

RESPUESTA AL AGREGADO DE N A Z 3.3

En experimentos de respuesta al agregado de N a Z 3.3 se comparó el testigo tecnológico (Tt), definido como el ajuste de la oferta nitrogenada mediante el criterio de diagnóstico a siembra, Z 2.2 y Z 3.0, contra el mismo ajuste más 50 kg N ha⁻¹ en Z 3.3 (Tt+50). En ambientes N_{suelo}-Alto, la respuesta media del Tt fue 1974 kg ha⁻¹ (rendimiento relativo RR=0,62 (Figura 2a) y 2011 kg ha⁻¹ en N_{suelo}-Bajo (RR=0,55, Figura 2a). La respuesta media al agregado de N a Z 3.3 (Tt+50)

fue 2436 kg ha⁻¹ (RR=0,57, Figura 2a) y 2214 kg ha⁻¹ (RR=0,53, Figura 2a) para N_{suelo}-Alto y N_{suelo}-Bajo respectivamente. Lo que representó una diferencia media entre respuesta de Tt y Tt+50 de 462 kg ha⁻¹ a favor de Tt+50 en N_{suelo}-Alto ($p < 0,0001$) y 203 kg ha⁻¹ a favor de Tt+50 en N_{suelo}-Bajo ($p = 0,0005$). La variabilidad de estas diferencias en cada ambiente se puede observar en la magnitud de las distancias de las líneas de probabilidad acumulada para RR del Tt (línea punteada) y RR del Tt+50 (línea continua). La distancia es menor en N_{suelo}-Bajo (Figura 2c) que en N_{suelo}-Alto (Figura 2b) y no existe solapamiento de las líneas en ambos ambientes.

El agregado de N siguiendo las recomendaciones del modelo actual (Hoffman et al., 2010), generó ganancias de rendimiento en grano del orden del 62% en ambiente de N_{suelo}-Alto y del 82% en ambiente de N_{suelo}-Bajo, respecto al testigo absoluto (Ta), aunque de similar magnitud absoluta (N_{suelo}-Alto: 1974 kg ha⁻¹ y N_{suelo}-Bajo: 2011 kg ha⁻¹) y, por lo tanto, se mantuvo una productividad parcial similar del N agregado. Estos resultados reafirman y se suman a la amplia disponibilidad de publicaciones sobre la importancia del manejo nitrogenado por diagnóstico objetivo en trigo para contribuir a la reducción de la brecha de rendimiento (Hoogmoed et al., 2018). Sin embargo, el rendimiento obtenido con el manejo actual fue menor que el alcanzable con oferta nitrogenada no deficitaria en estadios posteriores a Z 3.0 (Figura 2a). Los resultados muestran, que sincronizando oferta y demanda de N después de Z 3.0 es

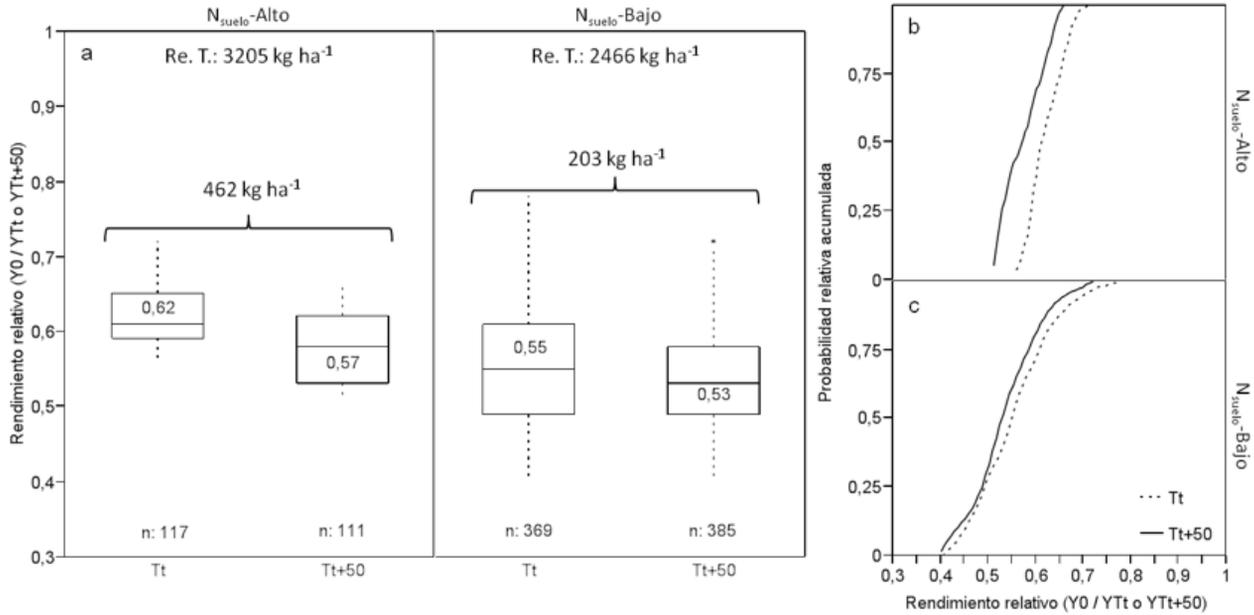


Figura 2. a) Respuesta al agregado de N expresado como rendimiento relativo al testigo tecnológico (Tt), diferenciado por ambiente de capacidad de aporte de N del suelo. Contraste de respuesta en grano entre testigo tecnológico y testigo tecnológico más 50 kg de N ha⁻¹ (Tt+50). b) Probabilidad relativa acumulada de la respuesta al agregado de N en Tt (línea discontinua) y Tt+50 (línea continua) para N en suelo alto. c) Probabilidad relativa acumulada de la respuesta al agregado de N en Tt (línea discontinua) y Tt+50 (línea continua) para N en suelo bajo.

posible reducir la brecha de rendimiento. La sospecha de que la oferta de N del suelo no acompaña la demanda del cultivo posterior a Z 3.0, se evidencia en la respuesta diferencial entre el agregado del nutriente en Z 3.3 y el Tt (Figura 2a). A pesar que las ganancias de rendimiento en grano en relación al Tt, fueron medias en N_{suelo}-Alto (462 kg ha⁻¹) a medias-bajas en N_{suelo}-Bajo (203 kg ha⁻¹), fueron significativas, indicando que existen condiciones deficitarias de N en Z 3.3 que, empleando el modelo actual de manejo nitrogenado, limitan el rendimiento en grano. La mayor respuesta en el ambiente de alto aporte de N del suelo (N_{suelo}-Alto), puede interpretarse como el ambiente donde la demanda del cultivo fue mayor. Bajo estas situaciones, otros atributos del suelo (disponibilidad de agua, oferta de nutrientes, condiciones físicas) ayudarían a mejorar la oferta de N para el cultivo y, por lo tanto, generarían condiciones de crecimiento que conllevan a aumentar el rendimiento alcanzable y, con ello, la demanda de N. Resultados similares fueron publicados por Kindred et al. (2014).

EL POTENCIAL CONDICIONA LA RESPUESTA AL NITRÓGENO AZ 3.3

La respuesta relativa al agregado de N en Z 3.3 se ubicó entre 0,77 y 1,19 (Figura 3) y se redujo la variabilidad a nivel de rangos de rendimiento alcanzable. Con un rendimiento alcanzable entre 4,0 y 4,5 Mg ha⁻¹ la respuesta fue nula (respuesta relativa = 1), sin embargo, si fue menor a 4,0 Mg ha⁻¹ se observaron respuestas negativas respecto al Tt (respuesta relativa >1) con tendencia a incrementarse conforme aumentó la magnitud del NDVI (por sus siglas en inglés, normal difference vegetation index). Cuando los rendimientos alcanzables fueron mayores a 4,5 Mg ha⁻¹, se registraron respuestas positivas respecto al Tt (respuesta relativa <1) y de mayor magnitud cuanto mayor fue el rendimiento alcanzable. En cada grupo de rendimiento alcanzable la respuesta tendió a reducirse en rangos de NDVI muy bajos (menores a 0,50) o muy altos (mayores a 0,75) (Figura 3). Las diferencias en la respuesta fueron significativas (p<0,05) entre niveles de rendimiento alcanzable dentro de cada rango de NDVI.

La mayor respuesta ante aumentos en el rendimiento alcanzable probablemente ocurra porque en ausencia de otros factores limitantes, se relaciona en forma directa con la demanda de N, la cual se incrementa al aumentar el rendimiento alcanzable (Baethgen, 1992; Sadras y Lawson, 2013; Sadras et al., 2016). En cada rango de rendimiento alcanzable, a

excepción del mayor a 5,0 Mg ha⁻¹, para el cual no se dispuso de suficientes datos, el comportamiento sigmoïdal de las curvas medias presentaron un punto de inflexión en el rango 0,55-0,60 de NDVI. Este rango presenta la máxima respuesta observada (Figura 3). Para valores de NDVI menores a 0,50; es probable

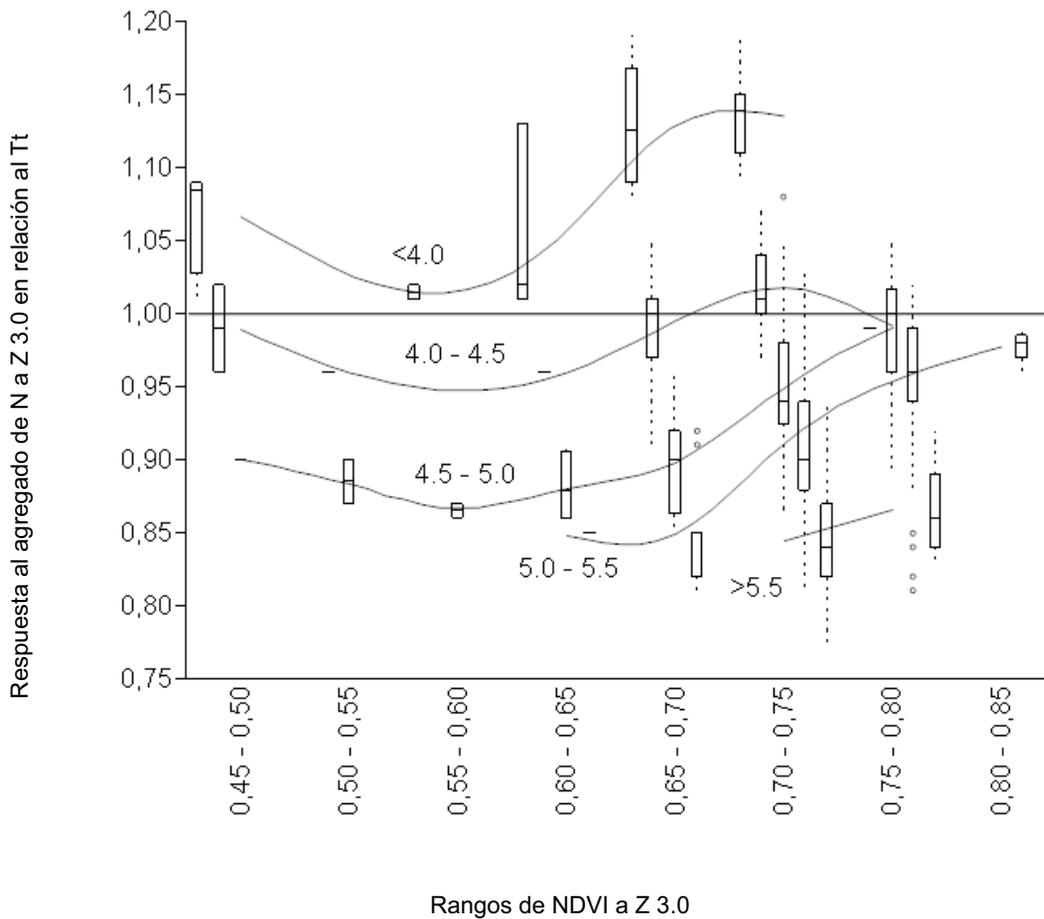


Figura 3. Resposta al agregado de N como complemento al modelo actual de manejo nitrogenado, según rangos de NDVI (por sus siglas en inglés, normal difference vegetation index) y rendimiento alcanzable. Rótulos indican el rendimiento alcanzable (Mg ha⁻¹). Tt: Testigo tecnológico.

que existieran otros factores limitantes o que la magnitud de la deficiencia nitrogenada ocurriera por un período de tiempo prolongado. Si bien existió respuesta al agregado de N, esta tendió a decrecer, por lo que las necesidades de fertilizante nitrogenado serían menores (Hoffman et al., 2011). Estos resultados coinciden con lo encontrado para trigo por Raun et al. (2005) y Povh et al. (2008) y para maíz por Holland y Schepers (2010).

La respuesta en rendimiento al agregado de N generalmente es de tipo cuadrática y define una dosis óptima de N a partir de la cual la respuesta comienza a decrecer (Baethgen, 1992; Barbieri et al., 2009). Como la dosis óptima y, por tanto, la respuesta al agregado de N en cereales depende del rendimiento alcanzable (Raun et al., 2005; Holland y Schepers, 2010), en el caso del rango de rendimiento alcanzable <4,0 Mg ha⁻¹, la dosis óptima podría ser la correspon-

diente a Tt, por lo que el agregado de N suplementario en Z 3.3 no sería necesario y conduciría a la reducción del rendimiento. Resultados similares fueron publicados por Bundy y Andraski (2004).

EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO

Finalmente, a partir de los resultados anteriores se puede generar un esquema del comportamiento de la eficiencia de uso del nitrógeno (EUN). La EUN del agregado de 50 kg N ha⁻¹ en Z 3.3 como complemento al modelo actual (Tt+50), depende de la condición nitrogenada del cultivo, pero también del rendimiento alcanzable (Figura 4). Siguiendo el comportamiento de la respuesta al agregado de N en Z 3.3, la EUN es máxima en condiciones nitrogenadas intermedias y disminuye hacia los extremos.

La reducción de la EUN ante incrementos en la condición nitrogenada es ampliamente conocido (Dobermann, 2007); lo novedoso es la reducción ante condiciones nitrogenadas muy desfavorables. Ante estas condiciones probablemente estén actuando otros factores limitantes y/o reductores del crecimiento (Ernst et al., 2018), lo que hace ineficiente el agregado de N. Por otro lado, se debe tener precaución en ambientes de limitado rendimiento alcanzable (<4,0 Mg ha⁻¹), donde los resultados muestran que puede existir pérdida de rendimiento por agregado de N y, por lo tanto, eficiencias de uso negativas. Por último, no es coincidencia que no existan los rangos de rendimiento alcanzable más altos (> 5,0 Mg ha⁻¹), en condiciones nitrogenadas muy deficitarias. Esto indica que a pesar de que el agregado de N en

elongación reduce la brecha de rendimiento, maximizar el rendimiento alcanzable implica una correcta nutrición nitrogenada desde la siembra del cultivo, lo que permitiría alcanzar condiciones aceptables en estadios más avanzados.

Los cambios observados en la respuesta y EUN ante diferentes rendimientos alcanzables, probablemente se deban a una co-limitación de factores, concepto que está adquiriendo importancia en los últimos años (Cossani y Sadras, 2018; Lemaire et al., 2021). Para mejorar el manejo nitrogenado, se debería aplicar este concepto en el diagnóstico y recomendación de dosis a aplicar.

COMENTARIOS FINALES

El incremento de los niveles productivos de cereales de invierno, resultado del progreso genético y el ajuste de tecnologías de producción, lleva a un incremento de la demanda de nitrógeno que, por lo general, no es cubierta por la oferta del nutriente por parte del suelo, que como consecuencia de los cambios en el sistema productivo se ha visto progresivamente reducida. En este contexto es necesario incrementar el agregado de N. Por el aumento del nitrógeno reactivo y la reducción de recuperación aparente de N, la vía es el fraccionamiento que sincronice oferta y demanda y reduzca las ineficiencias. La eficacia del proceso depende de la capacidad de diagnóstico y para esto se dispone de un conjunto de herramientas, que combinadas incrementan la probabilidad de éxito.

En este escenario, es poco razonable realizar un manejo nutricional ajustado sin un diagnóstico preciso. Esto no significa que en los cuatro momentos de diagnóstico propuestos, sea necesario el agregado de N, ya que por la dinámica del nutriente pueden ocurrir procesos en determinadas condiciones climáticas y de funcionalidad del sistema productivo donde la oferta satisfaga la demanda y, por lo tanto, la recomendación de agregado de N sea cero. Esto se puede lograr únicamente con el correcto diagnóstico de la condición nitrogenada del cultivo.

Dando un paso más en el manejo nutricional, se podrían aplicar los conceptos de diagnóstico mediante INN, capacidad de aporte de N por parte del suelo y rendimiento alcanzable, en zonas de diagnóstico intra-chacra con el fin de hacer un uso más eficiente del fertilizante agregado y hasta una reducción de los costos asociados. Este procedimiento recomendaría mayores dosis de N en zonas de la chacra con alto

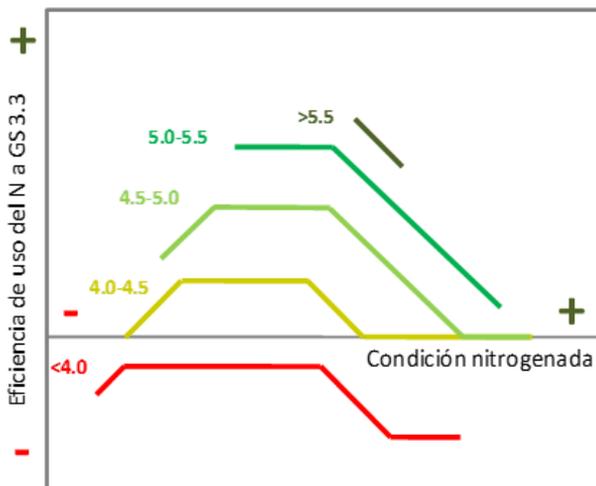


Figura 4. Diagrama conceptual de eficiencia de uso de nitrógeno para una dosis fija de N a Z 3.3. Los rótulos indican el rango de rendimiento alcanzable.

rendimiento alcanzable y una reducción en áreas con menor rendimiento alcanzable.

BIBLIOGRAFÍA

- Angus JF. 2001. Nitrogen supply and demand in Australian agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41: 277-288.
- Baethgen W. 1992. Fertilización nitrogenada de cebada cervecera en el litoral oeste del Uruguay. INIA La Estanzuela. Serie Técnica N° 24.
- Barbieri P, Echeverría H, Sainz Rozas H. 2009. Dosis óptima económica de nitrógeno en trigo según momento de fertilización en el sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo (Argentina)*, 27: 115-125.
- Berger A, Gaso D, Calistro R, Morales M. 2018. Limitantes ambientales y potencial de rendimiento de trigo en Uruguay. In: Germán S, Quincke M, Vázquez D, Castro M, Pereyra S, Silva P, García A. (eds). Seminario internacional "1914-2014, un siglo de mejoramiento de trigo en La Estanzuela". Colonia: INIA La Estanzuela. Serie Técnica No. 241: 112-123.
- Bruulsema T, Witt C, García F, Li S, Rao NR, Chen F, Ivanova S. 2008. A global framework for fertilizer BMPs. *Better Crops*, 92(2): 13-15.
- Bundy LG, Andraski TW. 2004. Diagnostic tests for site-specific nitrogen recommendations for Winter wheat. *Agronomy Journal*, 96: 608-614.
- Cassman KG, Dobermann AR, Walters DT, Yang H. 2003. Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 315-358.
- Cossani CM, Sadras VO. 2018. Water-Nitrogen colimitation in grain crops. *Advances in Agronomy*, 150: 231-274.
- Dobermann A. 2007. Nutrient use efficiency - measurement and management. Fertilizer best management practices general principles, strategy for their adoption and voluntary initiatives vs regulations. IFA International Workshop on Fertilizer Best Management Practices 7-9 March 2007, Brussels, Belgium. 28p.
- Ernst OR, Dogliotti S, Cadenazzi M, Kemanian AR. 2018. Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield. *Field Crops Research*, 217: 180-187.
- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Cadenazzi M, Dogliotti S. 2016. Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity. *Field Crops Research*, 186: 107-116.
- Fassana CN. 2019. Diagnóstico y predicción de respuesta nitrogenada en base al estado nutricional de trigo en Z 33. [Tesis de maestría]. Montevideo: Facultad de Agronomía, Udelar. 62p.
- Fischer RA. 1985. Number of kernels in wheat crops and the influence of solar radiation and temperature. *Journal of Agricultural Science*, 105: 447-461.
- Gastal F, Lemaire GN. 2002. Uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *Journal of Experimental Botany*, 53: 789-799.
- Greenwood D, Lemaire G, Gosse G, Cruz P, Draycott A, Neeteson J. 1990. Decline in percentage N of C3 and C4 crops with increasing plant mass. *Annals of Botany*, 66: 425-436.
- Hoffman E, Fassana N, Mazzilli S, Berger A, Ernst O. 2015. La productividad parcial de los nutrientes. La necesidad de incrementar la eficiencia de uso del nitrógeno. In: Ribeiro A, Barbazan M (eds.) IV Simposio Nacional de Agricultura. VII Encuentro de la SUCS. I Encuentro Regional de Políticas de Conservación de Suelos. Buscando del camino para intensificación sostenible para la agricultura. Montevideo: Hemisferio Sur. pp. 131-140.
- Hoffman E, Perdomo C. 2011. Manejo de nitrógeno en cereales de invierno en un escenario de cambios del sistema agrícola uruguayo. In: Ribeiro A (ed.) II Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. El abordaje necesario para que el proceso de expansión agrícola madure en Uruguay. Montevideo: Hemisferio Sur. pp. 45-60.
- Hoffman E, Perdomo C, Ernst O. 2011. Como enfocar el manejo de la fertilización nitrogenada en cereales de invierno, para la nueva realidad agrícola del Uruguay. In: Castro A, Hoffman E, Viega L. (eds.) Limitaciones para la productividad de trigo y cebada. Ciencia y Tecnología para el desarrollo (CYTED). Departamento de publicaciones de la Facultad de Agronomía. pp. 83-93.
- Hoffman E, Perdomo C, Ernst O, Bordolli M, Pastorni M, Pons C, Borghi E. 2010. Propuesta de manejo de la fertilización nitrogenada para cultivos de invierno en Uruguay. *Informaciones Agronómicas*

- del Cono Sur. IPNI, 46: 13-18.
- Hoffman EM, Perdomo C, Fassana CN, Ernst O, Berger A. 2017. Mitos y realidad en el manejo del nitrógeno en los cereales de invierno en Uruguay. *Cangué*, 38: 23-29. http://www.eemac.edu.uy/cangu/joomdocs/cangu_38/Cangu38_NenC.pdf
- Holland KH, Schepers JS. 2010. Derivation of a variable rate nitrogen application model for in-season fertilization of corn. *Agronomy Journal*, 102: 1415-1424.
- Hoogmoed M, Neuhaus A, Noack S, Sadras VO. 2018. Benchmarking wheat yield against crop nitrogen status. *Field Crops Research*, 222: 153-163.
- Hoogmoed M, Sadras VO. 2016. The importance of water-soluble carbohydrates in the theoretical framework for nitrogen dilution in shoot biomass of wheat. *Field Crops Research*, 193: 196-200.
- Justes E, Mary B, Meynard J, Machet J, Thelier-Huches L. 1994. Determination of a critical nitrogen dilution curve for winter wheat crops. *Annals of Botany*, 74: 397-407.
- Kindred DR, Milne AE, Webster R, Marchant BP, Sylvester-Bradley R. 2014. Exploring the spatial variation in the fertilizer-nitrogen requirement of wheat within fields. *The Journal of Agricultural Science*, 153: 25-41.
- Lemaire G, Tang L, Bélanger G, Zhu Y, Jeuffroy MH. 2021. Forward new paradigms for crop mineral nutrition and fertilization towards sustainable agriculture. *European Journal of Agronomy*, 125: 126248.
- Lollato RP, Figueiredo BM, Dhillon JS, Arnall DB, Raun WR. 2019. Wheat grain yield and grain-nitrogen relationships as affected by N, P, and K fertilization: A synthesis of long-term experiments. *Field Crops Research*, 236: 42-57.
- Ma BL, Yan W, Dwyer LM, Frégeau-Reid J, Voldeng HD, Dion Y, Nass H. 2004. Graphic analysis of genotype, environment, nitrogen fertilizer, and their interactions on spring wheat yield. *Agronomy Journal*, 96: 169-180.
- Martínez JM, Galantini JA, Landriscini MR. 2015. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de Buenos Aires (Argentina): efectos de la dosis y momento de aplicación. *Agriscientia*, 32: 15-27.
- Morón A, Quincke A. 2010. Avances de resultados en el estudio de la calidad de los suelos en agricultura en el departamento de Soriano. *Jornada Técnica: El efecto de la agricultura en la calidad de los suelos y fertilización de cultivos*. INIA Serie Actividades de Difusión, 605: 5-9.
- Povh FP, Molin JP, Gimenez LM, Pauletti V, Molin R, Salvi JV. 2008. Comportamento do NDVI obtido por sensor ótico ativo em cereais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43: 1075-1083.
- Raun WR, Solie JB, Stone ML, Martin KL, Freeman KW, Mullen RW, Zhang H, Schepers JS, Johnson GV. 2005. Optical sensor-based algorithm for crop nitrogen fertilization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36: 2759-2781.
- Sadras VO, Hayman PT, Rodriguez D, Monjardino M, Bielich M, Unkovich M, Mudge B, Wang E. 2016. Interactions between water and nitrogen in Australian cropping systems: physiological agronomic, economic, breeding and modelling perspectives. *Crop Pasture Science*, 67: 1019-1053.
- Sadras VO, Lawson C. 2013. Nitrogen and water-use efficiency of Australian wheat varieties released between 1958 and 2007. *European Journal of Agronomy*, 46: 34-41.
- Stickse E, Mairl FX, Retzer F, Fischbeck G. 1999. Nitrogen uptake and utilization in winter wheat under different fertilization regimes with particular reference to main stems and tillers. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 183: 47-52.
- Van Ittersum MK, Cassman KG, Grassini P, Wolf J, Tittone P, Hochman Z. 2013. Yield gap analysis with local to global relevance. A review. *Field Crops Research*, 143: 4-17.
- Zadoks JC, Chang TT, Konzak CF. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, 14: 415-421.

BLOQUE II

**Cultivos de cobertura a cultivos de servicios:
un cambio de concepto. La estrategia y las
propiedades emergentes en cuanto
al manejo de malezas e insectos**

*Grisel Fernández
Juana Villalba
Matías Collares
Luciana Rey
Leonardo Sequeira
Adriana Saluso*

Coordinador técnico: Grisel Fernández



El rol de los cultivos de servicio en el manejo de los enmalezamientos

G. Fernández¹, L. Rey¹, F. Rodríguez¹, L. Camelo²

INTRODUCCIÓN

El modelo productivo adoptado en los últimos años en el país, se caracteriza por una marcada intensificación agrícola combinando agricultura continua, cero laboreo y alto uso de insumos con un enfoque estrictamente productivista donde predominan justificaciones económicas. Al presente, la multiplicidad de evidencias sobre los riesgos que implican estos modelos, tanto para el logro de una productividad sostenible como para el ambiente, fundamenta el creciente reconocimiento de la necesidad de promover cambios en la forma de producir.

Muchas de las prácticas utilizadas para el incremento de la productividad en estos sistemas agrícolas intensivos, afectan importantes servicios ecosistémicos como son los relacionados con el ciclado de nutrientes, los servicios de polinización, la regulación de la disponibilidad hídrica y las dinámicas de insectos enfermedades y malezas. Entre otras consecuencias negativas, se ha promovido la evolución acelerada de resistencias a herbicidas (Power, 2010; Palm et al., 2014).

El incremento de las infestaciones de malezas resistentes a herbicidas hace que estas sean, al presente, el principal problema relacionado al manejo fitosanitario de los cultivos agrícolas a nivel mundial y se asocian con importantes pérdidas de productividad y también mayores costos de producción (Peterson et al., 2018). La situación en el país permite pronosticar similares problemas de no incorporarse medidas rápidamente.

La mitigación de los problemas de malezas resistentes difícilmente sea posible en sistemas de agricultura continua con manejos basados, exclusivamente, en el uso de más herbicidas (Norsworthy et al., 2012).

Por el contrario, solo agrega riesgos de mayores impactos ambientales y de evolución de nuevas resistencias.

La investigación en el tema ha sido concluyente sobre la necesidad y beneficios de adoptar manejos integrados de malezas combinando diversas tácticas de control. Entre otras prácticas, la inclusión de coberturas como las que proveen los cultivos de servicio en la rotación, ha demostrado constituir una muy valiosa herramienta. Con ellos es posible alcanzar significativas reducciones de los tamaños poblacionales de malezas sustituyendo el uso de herbicidas lo cual es fuerte sustento de la afirmación de Snapp et al. (2005) para quienes la supresión de malezas es uno de los más importantes servicios ofrecidos por estos cultivos.

Los efectos de supresión son, además, extendidos en el tiempo trascendiendo la etapa de cultivo. Durante la etapa de cultivo, cuando conviven cultivos y malezas, las elevadas y rápidas coberturas que normalmente desarrollan los cultivos de cobertura, reducen las emergencias de malezas fundamentalmente por sombreado y/o interacciones alelopáticas Fujii (2001). Asimismo, el desarrollo de las malezas que logran establecerse, se ve afectado y efectivamente enlentecido (Teasdale, 1998) por la mayor capacidad competitiva de los cultivos, asociadas a las altas densidades y tasas de crecimiento inicial (Fageria et al., 2005), que los benefician en la adquisición de los recursos disponibles.

Después que se interrumpe el crecimiento de las coberturas, los rastrojos remanentes en la superficie del suelo también suprimen malezas. Dependiendo de la cantidad de rastrojo y de la velocidad de su descomposición, son capaces de inhibir tanto la germinación como el posterior desarrollo de muchas especies

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Estación Experimental "Dr. Mario A. Cassinoni" (EEMAC). Correo electrónico: griselfe@gmail.com.

² Barraca ERRO.

de malezas. La supresión en estos casos ocurre a través de impedimentos físicos simples, modificaciones lumínicas, térmicas e hídricas en el microclima del suelo, competencia por recursos y también liberación de compuestos aleloquímicos desde los rastrojos (Creamer et al., 1996; Teasdale y Mohler, 1993b, 2000).

Los estudios de Fakhari et al. (2015) comprueban que la magnitud de los efectos está directamente asociada al grado de cobertura del suelo y esta se relaciona tanto con la biomasa que alcancen a producir las coberturas invernales como con la velocidad de descomposición de los residuos (Ormeño et al., 2001). La velocidad de descomposición de los residuos a su vez, está determinada fundamentalmente por la relación carbono/nitrógeno y por el tipo de hidratos de carbono que presenten en su constitución.

Por otra parte, la tecnología que se utilice para la desecación, influyendo en la velocidad de secado de la cobertura, también puede afectar el grado y/o extensión del período de supresión de los rastrojos. La sustitución de la clásica desecación con herbicidas por métodos mecánicos, como la utilización de rolos, permite, además, eliminar el tratamiento químico y se presenta como una alternativa más sostenible (Wayman et al., 2014).

En dos estudios que fueran tema de tesis de grado (Dávila y Elduayen, 2015; Ferber Rivera, 2016), realizados en un experimento de larga duración instalado en la EEMAC-FAgro, en el que se evalúan los efectos de distintas coberturas invernales en el rendimiento del maíz en sucesión, fue posible corroborar varios de los beneficios sobre el enmalezamiento, que la bibliografía cita como esperables con el uso de esta práctica. Las reducciones en las densidades de malezas, tanto en el invierno como en la etapa de barbecho, variaron ampliamente en su magnitud según el cultivo ensayado y la especie de maleza considerada. También se detectaron interesantes efectos a nivel del enmalezamiento en el maíz. La densidad total de malezas presentó la mayor reducción en el tratamiento proveniente de la cobertura invernal que produjo la mayor biomasa final. También en algunas especies, muy notorio en el caso de *Echinochloa colona*, se observaron enlentecimientos significativos en su desarrollo con los rastrojos de algunas especies de cultivos gramíneos, que no fueron explicados por las

cantidades o cobertura realizada por los mismos y señalaron la posibilidad de efectos alelopáticos.

Alentados por estos primeros resultados y buscando ampliar la información que permita optimizar el servicio de coberturas invernales, para nuestras condiciones agroecológicas y ajustadas a nuestra problemática de malezas, se plantearon nuevos estudios. Los objetivos en esta nueva etapa se enfocaron en la evaluación de distintas alternativas de especies de cultivos, en la evaluación del potencial aporte del complemento de herbicidas y en la evaluación de las potenciales diferencias entre desecación química con herbicidas y mecánica con rolo en el manejo del enmalezamiento así como de las consecuencias que pudieran derivarse.

Los estudios fueron conducidos durante 3 años en el marco de un acuerdo entre la Facultad de Agronomía y FAO dentro del Proyecto GCP/URU/031/GFF y generaron mucha y valiosa información. En el presente artículo se presentan los resultados más relevantes, particularmente aquellos que permiten dimensionar tanto los aportes como las limitaciones más destacadas de la adopción de cultivos de servicio en el manejo de malezas en nuestros sistemas.

METODOLOGÍA

La información que se presenta deriva fundamentalmente de una serie de experimentos conducidos a campo: dos en campos de productores en la zona de Dolores, Departamento de Soriano en el año 2017, uno en el campo experimental de la Estación Experimental "Dr. Mario A. Cassinoni" (EEMAC-FAgro) en el año 2018 y dos en el año 2019: uno en la EEMAC-FAgro y otro en el campo experimental de Barraca ERRO (Dolores-Soriano). Se condujeron además algunos ensayos complementarios en laboratorio, todos en el marco del Acuerdo FAO/Facultad de Agronomía que fue parte del Proyecto Plaguicidas GCP/031/URU/GFF.

En los experimentos de campo se evaluaron alternativas de especies de cultivos de servicio gramíneas, leguminosas y mezclas de gramíneas y leguminosas, los efectos de la aplicación de herbicidas durante la etapa de cultivo y dos manejos al momento de la desecación; rolado y aplicación de herbicidas. En los ensayos preliminares del año 2017 no se incorporó un testi-

go y solo se realizó desecación con herbicidas. En los años 2018 y 2019 se incorporó un tratamiento testigo de barbecho descubierto en el que también se evaluó el efecto de la aplicación de herbicidas realizada al mismo momento que en los cultivos de servicio. Las alternativas de especies evaluadas fueron: *Avena sativa* (avena Blanca), *Avena strigosa* (avena Negra) *Secale cereale* (centeno), mezcla de *Trifolium resupinatum* y *Trifolium vesiculosum* (tréboles persa y vesiculoso) y mezcla de *A. strigosa* con los mismos tréboles en los experimentos de 2017 y 2018 y *A. sativa*, *A. strigosa*, *S. cereale*, *Lolium multiflorum* y las mezclas de *A. strigosa* y de *S. cereale* con *Vicia villosa* en el año 2019.

En todos los experimentos se estudiaron los efectos sobre el enmalezamiento determinándose el nivel de infestación total, por especie y por grado de desarrollo en tres momentos durante la etapa de cultivo de servicio, en el barbecho y también en tres momentos en la etapa de cultivo de soja siguiente. Paralelamente, se estimó la cobertura lograda por los cultivos en distintos momentos a lo largo de la etapa invernal y la producción final de biomasa, la cobertura de suelo por rastrojos residual así como la implantación, desarrollo y rendimiento del cultivo de soja posterior.

APORTES Y LIMITACIONES DE LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE SERVICIO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS EN EL MANEJO DEL ENMALEZAMIENTO

Dado que los experimentos tuvieron, tal como se mencionó, algunas variantes tanto en las especies incluidas como en la incorporación del testigo y en las formas de desecación, a los efectos del análisis que se plantea en el presente artículo, los resultados se combinaron en forma variada para el tratamiento de

los aspectos de interés. En cada caso, se seleccionaron el o los experimentos que mejor revelaran los aportes o limitaciones que se pretendieron destacar.

Aportes y limitaciones en el manejo del enmalezamiento durante el periodo de cultivo de servicio en la etapa invernal

Se comprobó que las alternativas que incluían gramíneas como cultivo de servicio realizaron importantes aportes en el control de malezas durante la etapa del cultivo principal. Las reducciones a nivel del enmalezamiento total, estimadas en los experimentos del año 2018 y 2019 y aproximadamente unos 20 días antes de la desecación, alcanzaron promedios de control por encima del 79%, en comparación con el testigo de barbecho descubierto sin herbicidas (Cuadro 1). Las reducciones de los mismos tratamientos en comparación al testigo de barbecho descubierto que recibiera una aplicación de herbicidas aproximadamente en julio, fue igualmente importante variando del 73% al 77% en los experimentos en los que fue estimada.

La variabilidad en el comportamiento de control entre los distintos cultivos con gramíneas ensayados fue baja, tanto el experimento EEMAC 2018 (83% a 88%) como en el de ERRO 2019 (88% a 91%) y consecuentemente, no se detectaron diferencias estadísticas entre estos tratamientos. En el caso del experimento EEMAC 2019 existieron mayores diferencias entre tratamientos (70% a 87%) y las menores reducciones, del 70 y 71%, se estimaron en los tratamientos de centeno puro y centeno + vicia. En ese experimento ocurrieron importantes precipitaciones poco después de la siembra y las parcelas con centeno se vieron comparativamente más afectadas en la implantación, lo que podría explicar esos resultados.

Cuadro 1. Control del enmalezamiento 20 días antes de la desecación en cultivos de servicio con gramíneas (promedio y expresado como porcentaje de reducción de la cobertura de malezas en relación al testigo de barbecho descubierto con y sin tratamiento de herbicidas), en los experimentos EEMAC 2018, EEMAC 2019 y ERRO 2019.

Experimento	CONTROL (%) en relación a:	
	Barbecho descubierto S/H	Barbecho descubierto C/H
EEMAC 2018	86	77
EEMAC 2019	79	73
ERRO 2019	89	--

Referencias: S/H sin herbicidas, C/H con herbicidas

Los beneficios con la utilización de cultivos de servicio de leguminosas puras, que fueron estudiados solo en los años 2017 y 2018 utilizando la mezcla de tréboles antes mencionada, resultaron menores y plantearon alguna preocupación.

El enmalezamiento final en estos cultivos, sin especies gramíneas, fue más de 3 veces superior a la estimada en los cultivos con gramíneas (Figura 1) y se determinaron reducciones en relación al testigo que no superaron el 67%, con importantes variaciones según la especie de maleza.

El aspecto más preocupante tuvo relación con el efecto especie dependiente. En algunas malezas como *Bowlesia incana* (Figura 2) pero también en *Coronopus didymus* y *L. multiflorum* las infestaciones, estimadas dentro del cultivo de servicio con sólo leguminosas a mitad del periodo, previo a la opcional aplicación de un tratamiento herbicida, fueron similares a las estimadas en el barbecho descubierto.

Muy probablemente, en áreas con problemas de infestación de este tipo de malezas, de importante agresividad y emergencia muy temprana en el otoño, el lento crecimiento inicial de cultivos compuestos solo de leguminosas, demora la cobertura efectiva de suelo y por ende disminuye la competitividad frente a malezas, lo que no permite expresar ningún beneficio a nivel del manejo de estas especies (Figura 3).

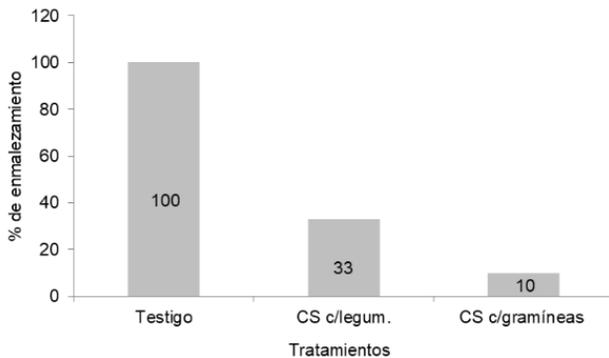


Figura 1. Nivel de infestación de malezas expresado como porcentaje en relación al testigo de barbecho descubierto sin herbicidas, para el promedio de los cultivos de servicio (CS) que incluyeron gramíneas y para los que incluyeron solo leguminosas. EEMAC, Paysandú, 2018. Referencias: CS cultivo de servicio.

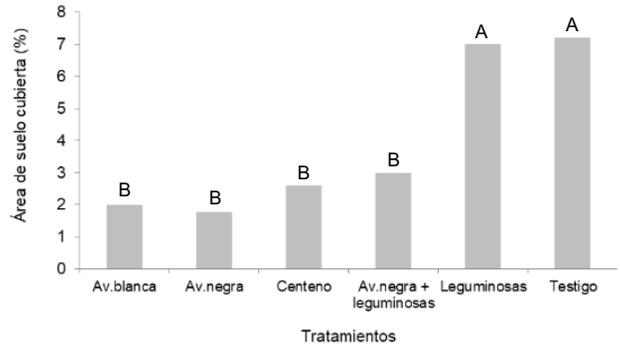


Figura 2. Cobertura (%) de *Bowlesia incana* el 13/06/2018 en los distintos cultivos de servicio y en el testigo de barbecho descubierto. EEMAC, Paysandú, 2018.

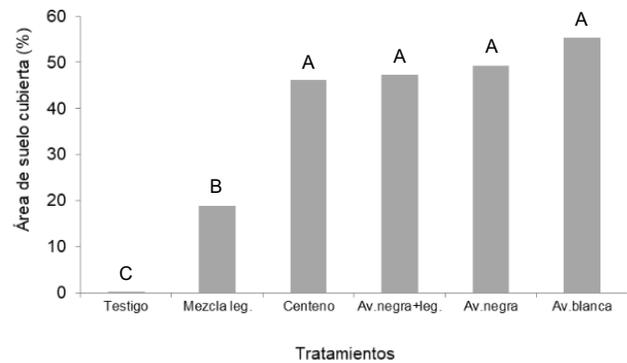


Figura 3. Área de suelo cubierta (%) por cultivos de servicio en los distintos tratamientos el 13/06/2018. EEMAC, Paysandú, 2018.

Esta constatación se ve agravada cuando se considera que, además, la baja competitividad inicial favorece el desarrollo acelerado de especies de malezas de aparición temprana y de esta forma, se incrementan las probabilidades de que alcancen las etapas reproductivas y la semillazón antes de la desecación, determinándose un riesgo de reinfestaciones en el sistema.

Los resultados del Experimento EMAC-2018 permitieron corroborar este riesgo y así destacar un aporte adicional de los cultivos gramíneos. La estimación de los porcentajes de coberturas de malezas diferenciando por grado de desarrollo (porcentajes en vegetativo y reproductivo) días antes de la desecación mostró que los cultivos con gramíneas resultan prácti-

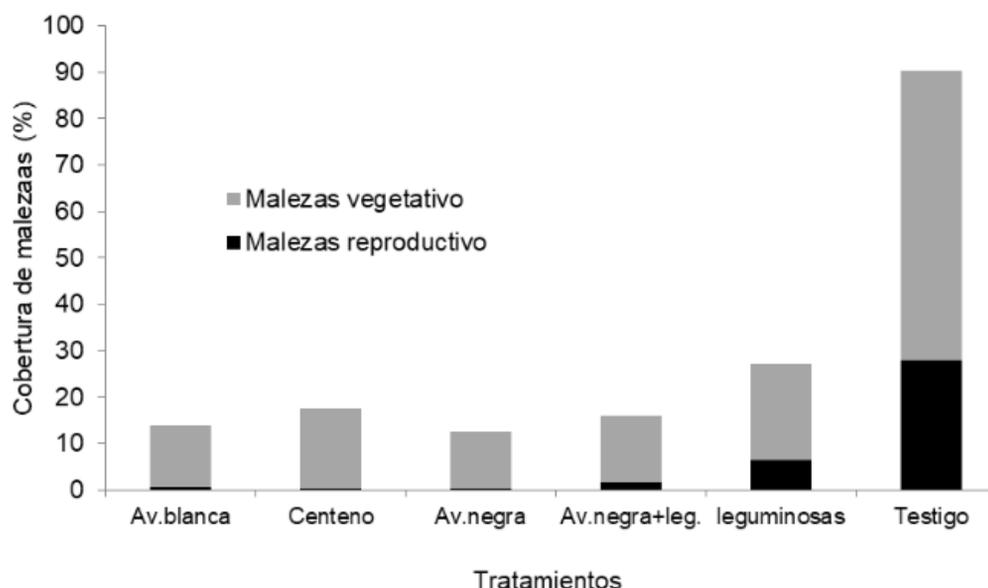


Figura 4. Cobertura (%) de malezas en estados vegetativo y reproductivo en los distintos cultivos de servicio y el testigo previo a la desecación. EEMAC, Paysandú, 2018.

camente 100% efectivos en evitar la reinfestación potencial de las malezas, las que se mantuvieron en desarrollo vegetativo hasta el final. Los cultivos con leguminosas, aún con valores significativamente menores (75%) que los evaluados en el testigo, presentaron riesgos de reinfestación potencial.

Aportes y limitaciones de los cultivos de servicio en el manejo del enmalezamiento durante la etapa de barbecho para cultivos de verano.

En este caso tanto los aportes como las limitaciones mostraron marcadas variaciones según especie de maleza y dependieron tanto de las especies incluidas en el cultivo de servicio como del método utilizado para la desecación.

Las determinaciones realizadas en los barbechos de los experimentos EEMAC y ERRO 2019, aproximadamente 20 días después de la desecación, mostraron respuestas muy similares y confirmaron las tendencias observadas en el experimento EEMAC 2018. En el caso del enmalezamiento gramíneo, que estuvo compuesto predominantemente por capín (*E. colona*), los efectos residuales asociados a la presencia de los rastrojos de los cultivos de servicio, se mostraron en general, muy efectivos en reducir las infestaciones, logrando sustantivos controles en relación al testigo (Cuadro 2).

Cuadro 2. Efecto del cultivo de servicio y método de desecación en la infestación de *Echinochloa colona* en el barbecho siguiente. EEMAC, Paysandú, 2018.

Cultivo de servicio	Método de desecación	Densidad de <i>E. colona</i> (plantas/m ²)
Av.negra + vicia	Rolado	0,00 A
Cent.+ vicia	Rolado	0,00 A
Av.blanca	Rolado	0,00 A
Av.negra	Rolado	0,00 A
Raigrás	C/herbicida	0,00 A
Raigrás	Rolado	0,89 A
Centeno	Rolado	1,89 A
Av.negra	C/herbicida	7,44 A
Av.blanca	C/herbicida	8,33 A
Av.negra + vicia	C/herbicida	9,22 A
Cent.+ vicia	C/herbicida	39,77 B
Centeno	C/herbicida	56,44 B
Testigo	C/herbicida	57,44 B

La excepción fueron los tratamientos con centeno desecados con herbicidas, en los que la densidad de capines resultó similar al testigo destacándolos como inefectivos. Muy probablemente, este comportamiento observado en centeno esté asociado con las menores coberturas de suelo que realiza en las etapas finales. La mayor incidencia de radiación previo a la desecación, aumentando la disponibilidad lumínica y promoviendo mayores temperaturas a nivel del suelo

debe haber incidido en el levantamiento de dormancias e inicio de las emergencias de gramíneas estivales en los tratamientos con este cultivo de servicio. También muy probablemente, cuando se utilizó el rolo, la inmediata cobertura de suelo pudo haber dificultado tanto el crecimiento de las plántulas establecidas como la expresión de las emergencias a partir de las semillas en las que ya se había interrumpido la dormancia.

En cuanto al manejo de malezas de hoja ancha, que fueron en todos los casos especies invernales, también se detectaron aportes diferenciales y fundamentalmente asociados a la tecnología de desecación. Las mayores limitaciones, como era de esperar, estuvieron asociadas al rolado observándose además, alguna interacción, según especie de cultivo (Cuadro 3).

Centeno y avena blanca presentaron infestaciones de hojas anchas mayores al testigo. En este experimento tanto centeno como avena llegaron con bajas coberturas efectivas al final del ciclo. Con centeno ocurrió en todos los experimentos, con avena blanca solo en este experimento EEMAC 2019 asociado a algunos problemas de implantación. Esto redundó en menor competitividad final permitiendo que prosperan malezas con emergencias más tardías como *Gamochaeta sp.*, *Ammi sp.* y carníceras de emergencia en el final del invierno inicios de la primavera. Cuando se

utilizaron herbicidas para la desecación (una mezcla de glifosato, 24D amina y cletodim), fueron controladas satisfactoriamente pero cuando se roló no se obtuvieron controles.

En el caso del experimento ERRO 2019, y muy similarmente en el EEMAC 2018, en los que hubo mayor presencia de carníceras que en el experimento de la EEMAC 2019, el efecto fue aún más marcado y en los tratamientos con centeno, que fueron los que presentaron el problema más grave, el cultivo de soja siguiente se vio afectado igual que el testigo. En el testigo, los controles resultaron deficientes debido al importante desarrollo de las carníceras al momento de la aplicación (Fotos 1 y 2).



EN BARBECHO. Centeno rolado c/carníceras

Cuadro 3. Efecto del tipo de cultivo de servicio y método de desecación en la infestación de malezas de hoja ancha en el barbecho siguiente, EEMAC, Paysandú, 2019.

Cultivo de servicio	Método de desecación	Densidad de malezas de hoja ancha (plantas/m ²)
Av.negra	C/herbicida	0,00 A
Av.negra + vicia	C/herbicida	0,00 AB
Raigrás	C/herbicida	0,00 AB
Cent. + vicia	C/herbicida	0,00 ABC
Av.blanca	C/herbicida	0,00 ABCD
Centeno	C/herbicida	0,89 ABCD
Av.negra	Rolado	1,89 ABCD
Raigrás	Rolado	7,44 ABCD
Av.negra + vicia	Rolado	8,33 BC
Testigo	C/herbicida	9,22 CD
Cent. + vicia	Rolado	39,77 D
Centeno	Rolado	56,44 E
Av.blanca	Rolado	57,44 E



EN BARBECHO. Rebrote de carníceras en testigo

Aportes y limitaciones en el manejo del enmalezamiento en el cultivo de soja siguiente

Tal como se menciona en la bibliografía sobre el tema y como pudimos comprobar desde los primeros estudios en este tema (Dávila y Elduayen, 2015; Ferber Rivera, 2016) los cultivos de servicio brindan aportes residuales de control por efecto de sus rastrojos en superficie inclusive en los cultivos de verano siguientes.

En todos los experimentos en que se evaluó este

efecto, existió una aplicación de herbicidas de reseteo al momento de la siembra del cultivo de verano por lo que lo relevado fueron los impactos en el establecimiento y desarrollo de emergencias nuevas. En el experimento de EEMAC 2019 fue posible detectar notorias disminuciones en la infestación de capín con variaciones en la magnitud del efecto en función del cultivo antecesor e independiente de la tecnología de desecación ensayada. La reducción máxima fue estimada en los tratamientos que tuvieron raigrás y alcanzó el 65% en relación al testigo (Figura 5).

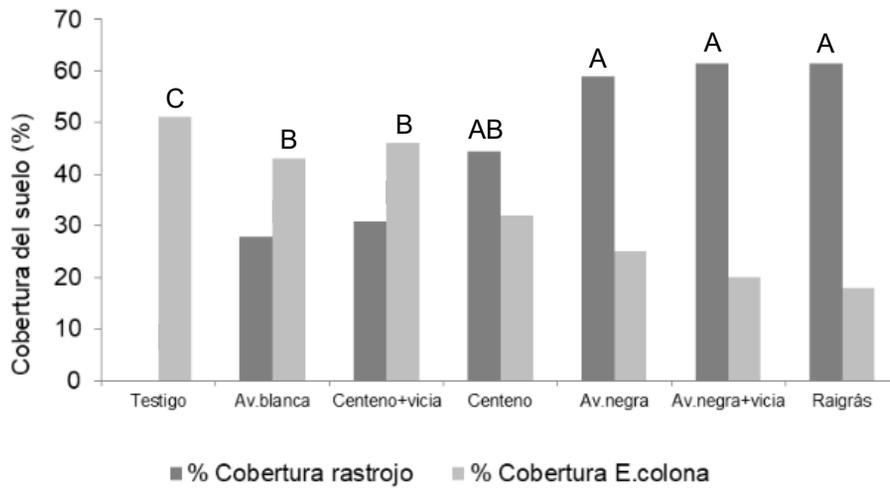


Figura 5. Cobertura de suelo por rastrojos (%) y por *Echinochloa colona*, estimada en V5 del cultivo de soja, EEMAC, Paysandú, 2019.

En el experimento al que se hace referencia y también en el experimento EEMAC 2018 y el de ERRO 2019, las reducciones en esta maleza mostraron estrecha relación con las coberturas logradas por los diferentes rastrojos, las que a su vez, guardaron relación con la biomasa alcanzada al momento de la desecación.

Estos efectos comprobados en capín, especie de maleza en la que se vienen sumando sospechas de resistencias, y en la que el control químico se ha complejizado en forma importante, resultan alentadores e introducen posibilidades de complementación de controles de mucho interés.

En cuanto al manejo de malezas de hoja ancha, la baja presencia de este tipo de especies en los experimentos que en todos los casos presentaron malezas estivales y predominantemente gramíneas, no permitió obtener información al respecto. Sin embargo y tal

como se adelantara al tratar el ítem de enmalezamientos en barbechos, se constataron problemas con carniceras que “pasaron” de la etapa de barbecho. En los experimentos EEMAC 2018 y ERRO 2019, pese a no constatarse nuevas emergencias de carnicera dentro de la soja (cero en los testigos) en las que podría haberse estimado algún efecto de los rastrojos de los cultivos de servicio ensayados, el rebrote de las plantas que no pudieron ser totalmente controladas en el barbecho, ni en el testigo ni en los tratamientos con centeno rolado, determinó una infestación apreciable desde el inicio del cultivo (Figura 6).

Los problemas con carniceras fueron aún más acentuados en el experimento ERRO 2019. En la estimación realizada a los 32 días post siembra de la soja la cobertura de carnicera resultó de 11%, 13% y 20% en el tratamiento testigo, en el de centeno+vicia rolado y en el de sólo centeno rolado, respectivamente.

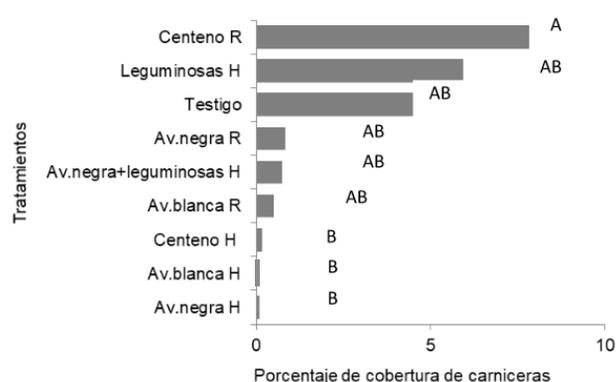


Figura 6. Cobertura de carniceras (%) estimada a los 20 días posteriores a la siembra de la soja, en los distintos tratamientos. EEMAC, Paysandú, 2018. Referencias: H herbicida. R rolo.

Las limitaciones observadas en el manejo de carniceras cuando se utiliza desecación con rolo están señalando los riesgos que pueden enfrentarse en casos de chacras con infestaciones importantes de esta maleza. En las evaluaciones realizadas en estos mismos experimentos, todos los cultivos gramíneos mostraron un muy efectivo manejo inicial de carniceras disminuyendo fuertemente tanto el total de emergencias como el desarrollo de las que lograron emerger. Sin embargo, cuando se determina una baja competitividad en las etapas finales limitando la cobertura final que ejerce el cultivo, las plantas emergidas en el otoño así como nuevas emergencias de finales del invierno o inicios de la primavera pueden realizar crecimientos acelerados, dificultando los manejos de control futuros. En estas situaciones la utilización del rolo es riesgosa y debería preverse la aplicación de herbicidas en el cultivo de servicio con suficiente residualidad.

Un interesante aporte asociado: la disminución en el uso de herbicidas

La sumatoria de los aportes en control mencionados se traduce en una interesante posibilidad de disminuir las cargas herbicidas utilizadas en sistemas agrícolas.

Los beneficios a los que se hizo referencia anteriormente se obtuvieron en todos los casos sin utilización de herbicidas en la etapa de cultivo de servicio y tampoco en la etapa de barbecho. Los experimentos

de EEMAC 2018 y EEMAC 2019 incluyeron la evaluación de la aplicación de herbicidas de amplio espectro y con residualidad, en la etapa de cultivo de servicio. No se detectaron diferencias ni a nivel del manejo del enmalezamiento ni respuestas en la biomasa final de los cultivos de servicio. La mayoría de los cultivos presentaban muy bajos enmalezamientos exceptuando la mezcla de leguminosas ensayada en los años 2017 y 2018 en la que el tratamiento herbicida aportó bajo control y además algo de fitotoxicidad, deteniendo por 15 días el crecimiento de las leguminosas.

Exceptuando las limitaciones que se presentaron en los casos de las leguminosas y del centeno rolo, se logró manejar efectivamente el enmalezamiento sin herbicidas desde la siembra en abril-mayo hasta el día de la siembra de la soja, cuando se utilizó el rolo. En igual período, un efectivo manejo del enmalezamiento, como el alcanzado en varios de los cultivos de servicio gramíneos, requeriría en barbechos descubiertos, un mínimo de dos y muy frecuentemente tres aplicaciones. Este último sería el caso en presencia de especies problemáticas con expresión de resistencias como carniceras, raigrás y/o capines.

En función de estas consideraciones existe un aporte destacable a la sustentabilidad de los sistemas agrícolas permitiendo disminuir los impactos ambientales. Inclusive, la reducción en las cargas herbicidas utilizadas permite contemplar dos de los aspectos de suma importancia al presente, como son los problemas asociados a los riesgos de creación de resistencias a herbicidas y los relacionados a los efectos de los residuos de herbicidas en suelo.

Respecto a este último punto y en consideración de algunas referencias bibliográficas se iniciaron en 2021 estudios con el objetivo de evaluar potenciales aportes en la fitorremediación de residuos de herbicidas en suelo con las especies de cultivo de servicio más utilizadas en el país. En un estudio preliminar que fue parte de una tesis de grado (Arrarte y Vilche, 2020) y en el que sólo se estudiaron 2 especies, un cultivar de avena negra y uno de cebada forrajera, se detectaron diferencias interesantes. Avena negra mostró potencial de fitorremediación de un mayor número de principios activos que cebada y, fue en general más efectiva aunque nada efectiva en uno de los principios activos en los que cebada fue muy eficaz.

Los avances que puedan realizarse en el tema permitirán diagnosticar la dimensión de este aporte adicional que pueden proveer los cultivos de servicio a la sustentabilidad de nuestros sistemas agrícolas.

CONSIDERACIONES FINALES

Los cultivos de servicios aportan al manejo de malezas en importantes vectores de sostenibilidad: control de malezas problemáticas, disminución de las cargas herbicidas y disminución de residuos de herbicidas en suelo.

La optimización de los resultados en manejo de malezas presenta fuerte asociación con los ajustes que aseguren el logro de efectivas y prolongadas coberturas del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Arrarte Cano N, Vilche Vila N. 2020. Avena negra (*Avena strigosa*) y cebada forrajera (*Hordeum vulgare*) como potenciales especies fitorremediadoras de herbicidas. Tesis de grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Agronomía.
- Creamer NG, Bennet MA, Stinner BR, Cardina J, Regnier, EE. 1996. Mechanisms of weed suppression in cover crop-based production system. *HortscienceJournal*. 31: 410-413.
- Dávila Malzoni E, Elduayen Rostan N. 2015. Efecto de diferentes coberturas de invierno antecesoras a la siembra de maíz en la dinámica del enmalezamiento. Tesis de grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Agronomía.
- Fageria NK, Baligar VC, Bailey BA. 2005. Role of cover crops in improving soil and raw crop productivity. *Journal of Communications on Soil Science and Plant Analysis*, 36: 2733-2757.
- Fakhari R, Khanzade H, Mammadova R, Tobeh A, Moharramnezhad S. 2015. Effects of inter seeding cover crops and split nitrogen application on weed suppression in forage maize. *Albanian Journal of Agricultural Sciences*, 14(3): 278-285.
- Ferber Rivera C. 2016. Efecto de distintas coberturas invernales en la dinámica del enmalezamiento. Tesis de grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Agronomía, 70 pp.
- Fujii Y. 2001. Screening and future exploitation of allelopathic plants as alternative herbicides with special reference to hairy vetch, *Journal of Crop Production*. 4(2): 257-275.
- Norsworthy JK, Ward, SM, Shaw DR, Llewellyn RS, Nichols RS, Webster TM, Bradley KW, Frisvold G, Powles SB, Burgos NR, Witt WW, Barrett M. 2012. Reducing the risks of herbicide resistance: best management practices and recommendation *Weed Science Special Issue*:31–62.
- Ormeño O, Quiroga A. 2001. Aspectos del manejo de coberturas en relación con la conservación de los suelos y el agua. INTA Aguil. *Boletín de Divulgación Técnica* no. 72. 32 p.
- Palm C, Blanco-Canqui H, DeClerck F, Gatere L, Grace P. 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agricultural ecosystem environment*, 187: 87–105.
- Peterson MA, Collavo A, Ovejero R, Shivrain V, Walsh MJ. 2018. The challenge of herbicide resistance around the world: a current summary. *Pest management science*, 74 (10): 2246-2259.
- Power AG. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies, *Philosophical Transactions of the Royal SocietyB: Biological Sciences*, 365(1554): 2959-2971.
- Snapp SS, Swinton SM, Labarta R, Mutch D, Black JR, Leep R, Nyiraneza J, O'Neil K. 2005. Evaluating cover crops for benefits, cost and performance within cropping systems niches. *Agronomy Journal*, 97:322-332.
- Teasdale JR. 1998. Influence of corn (*Zea mays*) population and row spacing on corn and velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) yield. *Weed Science Journal*, 46: 447-453.
- Teasdale JR, Mohler C. 1993b. Light transmittance, soil temperature, and soil moisture under residue of hairy vetch and rye. *Agronomy Journal*, 85: 673–680.
- Teasdale JR, Mohler C. 2000. The quantitative relationship between weed emergence and the physical properties of mulches. *Weed Science Journal*, 48: 385-392.
- Wayman S, Cogger C, Benedict C, Burke I, Collins D, Bary A. 2014. The influence of cover crop variety, termination timing and termination method on mulch, weed cover and soil nitrate in reduced tillage organic systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*,30(05): 450–460.

Los rastrojos de cultivos de servicio, ¿pueden ser un problema en el manejo de los herbicidas?

J. Villalba, M. Collares¹

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de servicio realizan un aporte relevante al manejo de malezas, y se han constatado niveles de supresión de emergencias así como reducción de crecimiento y desarrollo. Es así que el uso de las coberturas, más allá del planteo de obligatoriedad estipulado en el país, por parte del Plan de Uso y Manejo del Suelo para la protección contra la erosión, pueden tener un papel protagónico en este aspecto, en la agricultura actual.

Los beneficios que aportan las coberturas vegetales son denominados servicios ecológicos y contemplan aspectos ambientales y económicos dados por la disminución del enmalezamiento (Fageria et al., 2005; Teasdale et al., 2007; Mischler et al., 2010; Ferber, 2016). Según evidencian numerosas investigaciones, la utilización de coberturas previo a la siembra de cultivos de verano, puede permitir la disminución de la cantidad de herbicidas requeridos para el manejo del enmalezamiento invernal. Inclusive, dependiendo de la naturaleza de la cobertura utilizada también se constatan beneficios en el manejo de malezas a la siembra y primeras etapas del cultivo estival, que se asocian a la biomasa generada, con variaciones relacionadas a las especies que lo componen y a las especies de malezas del sistema.

Sin embargo, esa biomasa puede interferir con la acción de los herbicidas preemergentes aplicados (Locke et al., 2005; Cavenaghi et al., 2007; Monquero et al., 2009). Esto no es una problemática nueva, porque en la década del 90, con el auge de la siembra sin laboreo ya preocupaban las interacciones de herbicidas con rastrojos. Posteriormente, el problema quedó relegado por el uso casi exclusivo de herbicidas postemergentes.

En la actualidad, el aumento sostenido de especies con manifestaciones de resistencia, y, por lo tanto, la aparición de fallas en control con el uso de postemergentes, ha derivado en la necesidad de volver y/o ampliar el uso de los herbicidas de acción en suelo. Esto determina hoy, que la agricultura dependa de los preemergentes y, en consecuencia, nuevamente nos enfrentamos a la problemática de las interacciones de estos herbicidas con los rastrojos, en este caso generados por los cultivos de servicio.

La interposición que hacen los rastrojos se relaciona con el tipo y cantidad de material que dejan en la superficie y con su grado de descomposición (Alletto et al., 2010; Rueda Ayala et al., 2015; Ranaivoson et al., 2018).

La desecación de los cultivos de servicio es planificada en función de la fecha de siembra del cultivo de verano y puede ser realizada mecánicamente, usando un rolo, o químicamente, con herbicidas que aseguren la desecación total del cultivo y eventuales malezas que hayan crecido debajo. Esto implica que al momento de la aplicación de los herbicidas preemergentes para la siembra de cultivos de verano existe una gran variabilidad de situaciones en relación al grado de desecación y/o descomposición.

La relación entre degradación y retención de herbicidas, es explicada por varios factores y una de las causales son las alteraciones físicas del rastrojo. Esto puede estar condicionado por el tipo de desecación, lo que genera variaciones en el arreglo espacial del rastrojo sobre la superficie, pero, además, existen diferencias que dependen de la especie y de la composición de la misma. Rastrojos de vicia han presentado mayor retención de herbicidas, que rastrojos de centeno y trigo (Reddy et al., 1995; Gaston et al., 2001). El arreglo espacial y la superficie de adsorción son algu-

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Estación Experimental "Dr. Mario A. Cassinoni" (EEMAC). Correo electrónico: villalba@fagro.edu.uy

nos de los factores que podrían explicar esas diferencias. En este sentido, es frecuente encontrar que vicia se vuelca y que las gramíneas permanecen en pie (Figuras 1 y 2).

Esto se relaciona por una parte, con la interferencia que ocasiona el rastrojo y por otra parte, con la capacidad de degradación. Las tasas de degradación no solo dependen del material vegetal, sino también del contacto con el suelo y cuanto mayor sea éste, mayor será la tasa de degradación (Dao, 1991).

La magnitud de la adsorción de los herbicidas a restos vegetales se relaciona con la degradación o envejecimiento del rastrojo (Dao, 1991; Sigua et al., 1993). Durante el proceso de degradación, o evolución química del proceso de descomposición, aumenta la relación lignina/celulosa. Los aumentos en el contenido de lignina pueden variar entre el 30 y 190%,



Figura 1. Cobertura de vicia.



Figura 2. Cobertura de avena.

dependiendo de las especies (Correia et al., 2007). El contenido de lignina y su degradación es relevante para entender los procesos de adsorción porque para algunos herbicidas se ha demostrado que es este compuesto el responsable de la retención/ adsorción a los rastrojos. Esto fue comprobado por Riggle y Penner (1988) quienes demostraron que el agregado de lignina a metribuzin y alaclor, permitía una menor lixiviación, lo que indica que hay una mayor retención.

Por otra parte, el contenido de lignina influye en la tasas de degradación microbiana y, por lo tanto, la tasa de descomposición también se relaciona con la composición química del cultivo de servicio. Aunque es conocido que la degradación de la lignina puede ser mediada por bacterias y hongos y a pesar de que existen numerosos trabajos de investigación sobre la degradación fúngica de este compuesto, el conocimiento de las rutas catabólicas para su degradación es aún incompleto, dado que la lignina está formada por una mezcla compleja de elementos y por su resistencia a la descomposición. Algo importante es la variabilidad química y estructural de la lignina, que dependen de la especie de vegetal.

Más allá de la presencia de rastrojos de cultivos de servicio, los herbicidas suelo activos están sujetos a pérdidas luego de la aplicación que pueden estar influenciados por procesos de volatilización, fotodegradación y procesos de degradación antes y cuando está siendo absorbido por la maleza.

En el caso de la aplicación sobre rastrojos, cuanto mayor sea el tiempo que transcurre desde la aplicación hasta que el producto llegue al suelo, mayor será la exposición a los factores que producen las pérdidas. No obstante, la retención del rastrojo no depende solo de la naturaleza de los residuos de la cobertura sino, además, de las características del herbicida (Cassigneul et al., 2015). Elevado *k_{ow}* y baja solubilidad favorecen una mayor adsorción por el rastrojo. Esto determinará si las respuestas son de tipo antagónica o sinérgica.

También existe una fuerte interacción con las precipitaciones posteriores a la aplicación ya que el agua de lluvia permite la lixiviación del producto desde el rastrojo hacia el suelo, desde donde actuará. Este factor también está afectado por las características químicas mencionadas anteriormente. La trasposición de herbicida *s*- metolaclor desde un rastrojo de

avena presentó interacción con el momento en el que se produjo la precipitación (Villalba et al., s/p), pero no con la cantidad de rastrojo. La lixiviación del herbicida desde el rastrojo no se modificó para cantidades de 2500 y 5000 kg/ha de materia seca de avena. En ese trabajo, 20 mm de lluvia no fueron suficientes para traspasar al suelo todo el herbicida retenido en el rastrojo, independiente del momento en el que esta ocurriera. Para este herbicida, sin embargo, se encontraron evidencias de antagonismo y en otros casos respuesta sinérgica de su actividad en presencia de rastrojo (Ferri y Vidal, 2003; Teasdale et al., 2005), por lo que es necesario seguir profundizando en estudios de esas interacciones.

Otro herbicida para el cual se ha estudiado el comportamiento en relación a la presencia de rastrojo, es flumioxazin. Para este herbicida se constató reducción de la efectividad por efecto del rastrojo cuando no ocurrieron lluvias inmediatas a la aplicación, o el periodo sin lluvia fue superior a 30 días (Carbonari et al., 2009; Carbonari et al., 2010). Para metribuzin, también se obtuvieron pérdidas por retención del rastrojo que alcanzaron el 50%, aunque con variaciones por ocurrencia de lluvias (Rodrigues et al., 2000; Godoy et al., 2007) y por cantidad de rastrojo (Rossi et al., 2013). También se constataron pérdidas por periodos de permanencia sobre rastrojo sin lluvia en el caso de sulfentrazone, herbicida de interés por el aumento de su uso en el cultivo de soja, pero cuando estas ocurrían inmediatamente a la aplicación, 20mm fueron suficientes para liberar 77% del total aplicado (Carbonari et al., 2016). Sin embargo, Silva (2016) encontró que fueron necesarios 40 mm de lluvia para que el sulfentrazone traspasara el rastrojo hacia el suelo y esto fue independiente del manejo utilizado

Las interacciones mencionadas indican que el uso de herbicidas preemergentes no asegura los resultados esperados de disminuir las infestaciones estivales. Conocer el tipo de interacción es trascendente para un manejo racional y puede determinar que su uso sea indicado solo cuando se espera un efecto sinérgico, aditivo y significativo en el control de malezas.

Como es necesario integrar diferentes estrategias de control, para disminuir la interferencia de las malezas en los cultivos, es importante conocer y cuantificar los efectos negativos que puede tener el rastrojo del

cultivo de servicio sobre la acción de los diferentes preemergentes, de forma de asegurar esa complementariedad necesaria entre cultivo de servicio y herbicida.

Las interacciones son variadas y complejas de determinar, por lo tanto, conocer los efectos para cada herbicida y para las malezas de interés es trascendente para predecir el resultado de la aplicación. Esto sumará a un manejo racional y a la sustentabilidad de los sistemas de producción.

Estas razones impulsan el trabajo que viene llevando a cabo el grupo de Malherbología de la Facultad de Agronomía en esta línea, para generar información actualizada para nuestros sistemas de producción.

BIBLIOGRAFÍA

- Alletto L, Coquet Y, Benoit P, Heddadj D, Barriuso E. 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils - A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 367-400.
- Carbonari CA, Gomes GLGC, Velini ED. 2009. Efeitos de períodos de permanência do flumioxazin no solo e na palha de milho e aveia na eficácia de controle de plantas daninhas. *Revista Brasileira de Herbicidas*, 8(3): 85-95.
- Carbonari CA, Gomes GLGC y Velini ED. 2010. Efeitos de períodos sem a ocorrência de chuva na eficácia do flumioxazin aplicado no solo e na palha de cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Herbicidas*, 9(3): 81-88.
- Carbonari CA, Gomes GLGC, Trindade MLB, SilvaJRM y Velini ED. 2016. Dynamics of sulfentrazone applied to sugarcane crop residues. *Weed Science*, 64: 201-206.
- Cassigneul A, Alletto L, Benoit P, Bergheaud V, Etiévant V, Dumény V, Le Gaca AL, Chuettea D, Rumpelc C, Justesd E. 2015. Nature and decomposition degree of cover crops influence pesticide sorption: Quantification and modeling. *Chemosphere*, 119: 1007-1014.
- Cavenaghi AL, Rossi CVS, Negrisoni E, Costa EAD, Velini ED, Toledo REB. 2007. Dinâmica do herbicida amicarbazone (Dinamic) aplicado sobre palha de cana de açúcar (*Saccharum officinarum*). *Planta*

- Daninha, 25 (4): 831-837.
- Correia NM, Durigan JC, Melo WJ. 2007. Envelhecimento de resíduos vegetais sobre o solo e os reflexos na eficácia de herbicidas aplicados em pré-emergência. *Bragantia*, 66(1): 101-110.
- Dao TH. 1991. Field decay of wheat straw and its effects on metribuzin and s- ethyl metribuzin sorption and elution from crop residues. *Journal of Environmental Quality*, 20: 203-208.
- Fageria NK, Baligar VC, Bailey BA. 2005. Role of cover crops in improving soil and raw crop productivity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36: 2733-2757.
- Ferber C. 2016. Efecto de distintas coberturas invernales en la dinámica del enmalezamiento Tesis Ing. Agr. Universidad de la República - Facultad de Agronomía, Uruguay.
- Ferri MVW, Vidal RA. 2003. Controle de plantas daninhas com herbicidas cloroacetamidas em sistemas convencional e de semeadura direta. *Planta Daninha*, 21(1): 131-136.
- Gaston LA, Boquet DJ, Bosh MA. 2001. Fluometuron wash-off from cover crop residues and fate in a loessial soil. *Soil Science*, 166: 681-690.
- Godoy MC, Meschede DK, Carbonari CA, Correia MR, Velini ED. 2007. Efeito da cobertura morta de milheto (*Pennisetum americanum*) sobre a eficácia do herbicida metribuzin no controle de *Ipomoea grandifolia* e *Sida rhombifolia*. *Planta Daninha*, 25(1): 79-86.
- Locke MA, Zablotowicz RM, Bauer PJ, Steinriede RW, Gaston LA. 2005. Conservation cotton production in the southern United States: herbicide dissipation in soil and cover crops. *Weed Science*, 53(5): 717-727.
- Mischler RA, Duiker SW, Curran WS, Wilson D. 2010. Hairy vetch management for no-till organic corn production. *Agronomy Journal*, 102: 355-362.
- Monquero PA, Amaral LR, Da Silva AC, Binha DP, Da Silva PV. 2009. Eficácia de herbicidas em diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar no controle de *Ipomoea grandifolia*. *Bragantia*, 68(2): 367-372.
- Ranaivoson L, Naudin K, Ripoché A, Rabeharisoa L, Corbeels M. 2018. Is mulching an efficient way to control weeds? Effects of type and amount of crop residue in rainfed rice based cropping systems in Madagascar. *Field Crops Research*, 217: 20–31.
- Reddy KN, Zablotowicz RM, Locke MA. 1995. Chlorymuron adsorption, desorption and degradation in soils from conventional tillage and no-tillage systems. *Journal of Environmental Quality*, 24: 760-767.
- Riggle BD, Penner D. 1988. Controlled release of three herbicides with the kraft lignin PC940C. *Weed Science*, 36: 131-136.
- Rodrigues BN, De Lima J, Yada IF. 2000. Retenção pela palhada, de herbicidas aplicados em pré-emergência na cultura da soja, em plantio direto. *Revista Brasileira de Herbicidas*, 1(1): 67-72.
- Rossi CVS, Velini ED, Luchini LC, Negrisoli E, Correa MR, Pivetta JP, Costa AGF, Silva FML. 2013. Dinâmica do herbicida metribuzin aplicado sobre palha de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*). *Planta Daninha*, 31(1): 223-230.
- Rueda Ayala V, Jaeck O, Gerhards R. 2015. Investigation of biochemical and competitive effects of cover crops on crops and weeds. *Crop Protection*, 71: 79-87.
- Sigua GC, Isensee AR, Sadeghi AM. 1993. Influence of rainfall intensity and crop residue on leaching of atrazine through intact no till soil cores. *Soil Science*, 156: 225-232.
- Silva IPF. 2016. Comportamento dos herbicidas sulfentrazone e diclosulam em diferentes manejos de culturas de cobertura (Tesis doctoral). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu-SP.
- Teasdale JR, Pillai P, Collins RT. 2005. Synergism between cover crop residue and herbicide activity on emergence and early growth of weeds. *Weed Science*, 53(4):521-527.
- Teasdale JR, Brandseater LO, Clegari A, Skoraneito F. 2007. Cover crops and weed management. En: Upadhyaya, M K y Blackshaw, R E (eds.) *Nonchemical weed management (49-64)*, England: Oxfordshire.

Interacción rastrojos – actividad de herbicidas preemergentes

M. Collares, J. Villalba¹

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de servicio representan una tecnología que, entre otras cosas, tiene un impacto positivo en el manejo integrado de malezas. Sin embargo, sus rastrojos pueden afectar la efectividad de los herbicidas preemergentes. El uso de este tipo de herbicidas ha cobrado importancia en los últimos años, asociado al control de malezas resistentes a herbicidas postemergentes, principalmente a glifosato.

Son múltiples los factores que pueden afectar las interacciones que se dan entre la actividad de los herbicidas preemergentes y los residuos de los cultivos. En este trabajo, en función de la revisión bibliográfica realizada, se definió estudiar: el tipo y cantidad de rastrojos, y el momento de ocurrencia y magnitud de lluvias, como los factores más relevantes o de mayor interés.

El tipo de rastrojo depende básicamente del cultivo del que proviene. Cada cultivo va a dejar residuos que presentarán distintas características y ello afectará el tipo y la magnitud de las interacciones que se produzcan. Para este factor, lo principal son las interacciones químicas ya que el contenido de celulosa y principalmente el de lignina, pueden determinar que existan procesos de adsorción. En consecuencia, aquellos herbicidas más lipofílicos, serán más susceptibles a ser atraídas y adsorbidos por los tejidos que presenten mayor contenido de lignina y esto evita que estén bio-disponibles para ser absorbidos por las malezas.

La cantidad de rastrojo determina que, además del efecto anteriormente nombrado, se establezca una barrera física que impida que el herbicida llegue al suelo, exponiéndolo a condiciones ambientales que pueden provocar pérdidas por volatilización o fotodegradación.

Por otra parte, la biodisponibilidad de los preemergentes para la absorción por las malezas depende de la llegada del herbicida a la solución del suelo, para lo cual es necesario que ocurran lluvias pocos días después de la aplicación. Cuando esto ocurre, se disminuyen, además, las pérdidas por volatilización y fotodegradación. Cuanto más tiempo pase entre la aplicación y las lluvias, más herbicida se perderá y/será adsorbido.

Otro factor de importancia relacionado a las lluvias, es su magnitud, asociado a la cantidad requerida por los distintos herbicidas. Ello se debe a propiedades como la solubilidad en agua, cuanto más insoluble sea el herbicida, mayor cantidad de agua se necesitará para lograr traspasar el herbicida desde la barrera impuesta por los rastrojos hasta el suelo.

El aumento en el uso de los preemergentes se asocia a problemáticas complejas, como es el caso de *Amaranthus hybridus* y *Amaranthus palmeri*, reconocidas como unas de las principales malezas de los sistemas agrícolas uruguayos. En distintos lugares del mundo se ha registrado que pueden presentar resistencia múltiple a varios herbicidas con distintos mecanismos y sitios de acción. El género *Amaranthus* constituye una de las principales amenazas para la sostenibilidad de nuestros sistemas, principalmente en cultivos como la soja donde es menor el espectro de herbicidas disponibles para su control. Si bien se han aprobado nuevos eventos transgénicos, que permiten utilizar en la postemergencia del cultivo herbicidas como 2,4 - D o glufosinato de amonio, las características ecobiológicas de estas especies (alta producción de semillas, dormancia hasta por 6 años, alta variabilidad genética, etc.) exigen que se implemente un manejo integrado, y más precisamente para el control químico, que se alternen y combinen herbici-

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía, "Estación Experimental Dr. M. A. Cassinoni". Correo electrónico: mcollares@fagro.edu.uy

das con distinto modo y sitio de acción. El uso de herbicidas premergentes complementa a otros métodos de control actuando sobre cohortes de emergencias a inicios del ciclo de los cultivos y ha demostrado ser de la mayor importancia.

El objetivo de este trabajo fue determinar la interferencia de rastrojos de cultivos de servicio en la efectividad de los herbicidas premergentes: flumioxazin, metolaclor, metribuzin y sulfentrazone, en función de tipos de rastrojo, cantidades de rastrojo y niveles y momentos de ocurrencia de lluvias. Se enmarca dentro de la Maestría de Ciencias Agrarias y es parte de una línea de estudio que el grupo disciplinario de Malherbología, de la Facultad de Agronomía, está llevando a cabo buscando comprender cuáles son las interacciones que se pueden dar entre los herbicidas premergentes y los rastrojos de cultivos de servicio, que pueden afectar su eficiencia en el control de malezas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos se realizaron en la Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni” (32.379422, -58.054086), durante los meses de enero y febrero de 2021. Se realizaron utilizando macetas con 1 kg de tierra, en condiciones de invernáculo. Los rastrojos de *Vicia villosa* y *Avena strigosa* fueron recolectados en setiembre de 2019, en una chacra de la zona de Dolores – Soriano, poco antes de que fueran desecados. Se los secó y se cortaron en pequeños trozos de entre cinco y diez centímetros de largo.

Las semillas de *Amaranthus* spp. utilizadas fueron recolectadas en una chacra con infestación natural de *A. palmeri* y *A. hybridus*, en la zona de pueblo Porvenir (Departamento de Paysandú), en marzo de 2020. En cada maceta se sembraron 100 semillas y luego se colocaron los rastrojos simulando coberturas de 0,3500 y 7000 kg/ha.

Cada herbicida constituyó un experimento de diseño completo al azar con 5 repeticiones, donde se combinaron los factores cantidad de rastrojo y cantidad y momento de lluvia.

Los herbicidas estudiados fueron S-metolaclor, metribuzin, flumioxazin y sulfentrazone, aplicados a las dosis de campo recomendadas en la etiqueta (S-metolaclor(CE) 1,6 L/ha; metribuzin(SC), 1 L/ha; sulfentrazone (SC), 1 L/ha; y flumioxazin (SC), 150 ml/ha).

Las aplicaciones se realizaron con una pulveriza-

dora presurizada con CO₂, calibrada para un volumen de 120 L/ha.

Se simularon lluvias de 20 y 60 mm en 3 momentos distintos: 1, 7 y 14 días después de la aplicación. Hasta el momento de la lluvia, las macetas permanecieron secas y luego solo fueron regadas completando con agualas bandejas en las que se colocaron.

Las determinaciones realizadas en *Amaranthus* spp. consistieron en la evaluación periódica de los flujos de emergencia (cada 4 días), con un total de 10 determinaciones. Los resultados se presentan como porcentaje de control comparado con el testigo con herbicida y sin rastrojo.

El análisis estadístico fue realizado para cada herbicida con el fin de evaluar los factores principales y sus interacciones. En el caso de interacciones triples significativas, se dejó fijo un factor y se analizó la interacción doble de interés para dicho factor.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

S-metolaclor

En el control de *Amaranthus* spp. con el herbicida S-metolaclor se registró efecto del tipo y la cantidad de rastrojo. Los tratamientos con 3500 kg/ha de rastrojo fueron los que presentaron los menores controles, sin diferenciarse por tipo de rastrojo. Contrariamente a lo esperado, los tratamientos con 7000 kg/ha tuvieron controles superiores o iguales al testigo sin rastrojo y con herbicida. Los tratamientos con rastrojo de avena negra tuvieron los mejores controles, con diferencias significativas con el testigo (Figura 1).

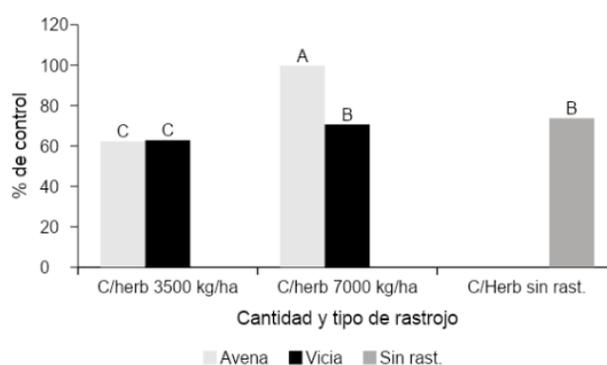


Figura 1. Efecto de tipo y cantidad de rastrojo sobre el porcentaje de control de *Amaranthus* spp. utilizando S-metolaclor. Distintas letras representan medias que difieren significativamente entre sí ($p < 0,05$).

El resultado obtenido para los tratamientos con 7000 kg/ha de rastrojo podría deberse a la interacción de factores cuyos efectos no fueron medidos en estos experimentos. Una posible explicación es que el rastrojo, en ese alto volumen, pudo estar controlado las emergencias de *Amaranthus* spp. a través de interferencias que pueden asociarse a efectos alelopáticos. En la literatura consultada, se cita a la *A. strigosa* como una especie con potencial alelopático cuyo momento de acción, como en una amplia cantidad de especies, se da justamente en los estados iniciales del desarrollo de las malezas (Sánchez – Moreira et al., 2003; Rueda – Ayala et al., 2015). Otra posible explicación, que podría estar actuando sola o conjuntamente con la anterior, es la del efecto físico del rastrojo en sí. Varios autores registraron que el rastrojo puede tener un efecto supresor sobre las emergencias de malezas, al interponer una barrera física que modifica las condiciones ambientales a las que son expuestas las semillas (humedad, luz, amplitud térmica, actividad microbiana), impidiendo su germinación.

En cuanto al tipo de rastrojo, Teasdale et al. (2003) registraron que el de *V. villosa* puede disminuir hasta 32% del control de *Amaranthus* spp. por el S – metolaclo, comparado con el control sin rastrojo.

Se encontró efecto para el momento de ocurrencia de las precipitaciones, según la cantidad de rastrojo (Figura 2). Los tratamientos que presentaron menor control fueron los de 3500 kg/ha de rastrojo, con la excepción de aquellos en que las precipitaciones ocurrieron 7 DPA. Una posible hipótesis para explicar este resultado podría ser que la ocurrencia de lluvias en el día 1 post aplicación, determinó pérdidas por lixiviación debido a la baja adsorción del herbicida en tan poco tiempo.

Cuando las precipitaciones ocurrieron 7 DPA, no hubo efectos de la cantidad de rastrojo. Sí lo hubo cuando las precipitaciones ocurrieron 14 DPA, donde los tratamientos con 7000 kg/ha de rastrojo en superficie no presentaron diferencias significativas con el control logrado en el testigo con herbicida y sin rastrojo.

No se registraron efectos significativos del tipo de rastrojo en función de la cantidad de lluvia. Solo hubo efectos en aquellos tratamientos sin rastrojo, en los cuales los tratamientos con precipitaciones de 60 mm presentaron menor control (Figura 3). Posiblemente la

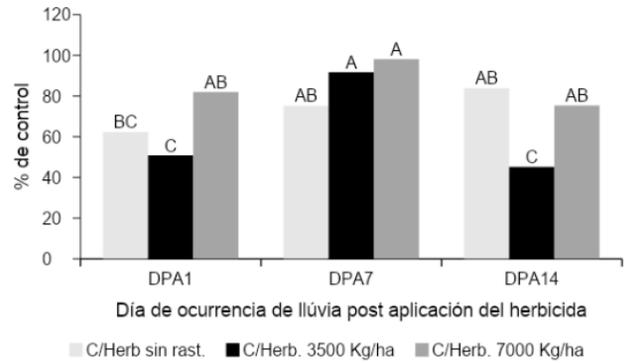


Figura 2. Efecto del momento de ocurrencia de precipitaciones y cantidad de rastrojo sobre el porcentaje de control de *Amaranthus* spp. utilizando S-metolaclo. Distintas letras representan medias que difieren significativamente entre sí ($p < 0,05$). (DPA = días postaplicación).

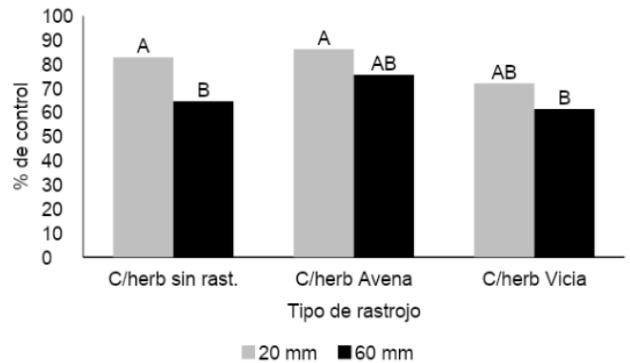


Figura 3. Efecto de la cantidad de lluvia y tipo de rastrojo sobre el porcentaje de control de *Amaranthus* spp. utilizando S-metolaclo. Distintas letras representan medias que difieren significativamente entre sí ($p < 0,05$).

alta solubilidad del herbicida en ausencia de rastrojo determinó pérdidas por lixiviación.

Metribuzin

En el caso de metribuzin, al analizar el efecto del tipo y la cantidad de rastrojo, se observaron resultados similares a los encontrados para S-metolaclo. Los tratamientos con el equivalente a 3500 kg/ha de rastrojo son los que presentan peor control de las emergencias de *Amaranthus* spp. Cuando se utilizó el equivalente a 7000 kg/ha de rastrojo, el único tratamiento que no presentó diferencias con el testigo fue el de rastrojo de *A. strigosa*. A diferencia del caso de

S-metolaclor, los tratamientos con 7000 kg de rastrojo de *V. villosa* presentaron controles menores que los del testigo, aunque sí fueron superiores a los de los tratamientos con este rastrojo y cantidades de 3500 kg/ha (Figura 4). Nuevamente se detecta un efecto del rastrojo, que no está dado por la interacción con el herbicida, sino por el efecto inhibitorio de esa cantidad de rastrojo sobre la emergencia de la maleza.

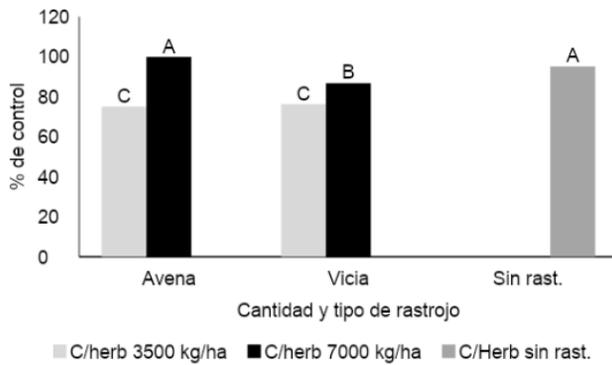


Figura 4. Efecto de tipo y cantidad de rastrojo sobre el porcentaje de control de *Amaranthus* spp. utilizando metribuzin. Distintas letras representan medias que difieren significativamente entre sí ($p < 0,05$).

Que no haya efecto de la cantidad de lluvia, coincide con lo publicado por Cavenaghi et al. (2007), quienes encontraron que 20 mm de lluvia eran suficientes para trasponer el 76% del herbicida aplicado sobre cantidades de 5 t/ha de rastrojos. Resultados similares fueron obtenidos por Rossi et al. (2013).

La interacción entre los factores día de ocurrencia de precipitaciones después de la aplicación y kilogramos de rastrojo por hectárea fue significativa. El control fue menor cuando las lluvias se simularon 14 días después de la aplicación, indicando que puede haber existido adsorción y/o pérdida del herbicida. Se sigue observando el efecto diferencial en el control, a favor de los tratamientos con 7000 kg/ha de rastrojo.

Resultados similares fueron registrados por Cavenaghi et al. (2007) quienes encontraron que no hubo efecto de las lluvias si ocurrían hasta 7 DPA, pero la cantidad del herbicida encontrado en suelo se reducía significativamente pasado ese tiempo. Se necesitaron lluvias de hasta 100 mm a los 28 DPA para lograr trasponer la misma cantidad de herbicida que con 20 mm entre los 0 y 7 DPA.

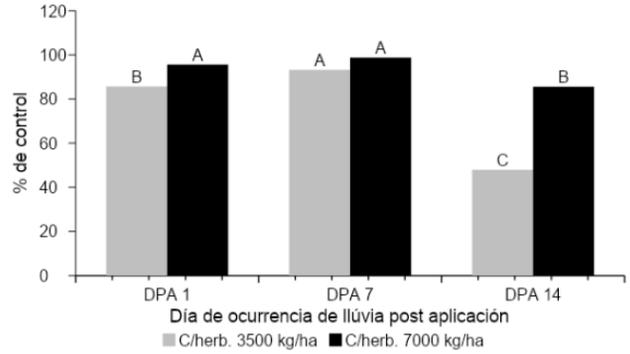


Figura 5. Efecto del momento de ocurrencia postaplicación de precipitaciones y cantidad de rastrojo sobre el porcentaje de control de *Amaranthus* spp. utilizando metribuzin. Distintas letras representan medias que difieren significativamente entre sí ($p < 0,05$). (DPA = días postaplicación).

Flumioxazin

En el caso del flumioxazin, el menor control cuando las precipitaciones ocurrieron el día 14, refuerza la hipótesis de que demoras en la ocurrencia de lluvias luego de la aplicación, determinan pérdidas del herbicida ya que este queda en el rastrojo.

Estos resultados coinciden con los obtenidos por Carbonari et al. (2009), quienes encontraron que 20 mm de lluvia fueron suficientes para que una cantidad adecuada del herbicida llegara al suelo y se obtuvieran un buen control. En cuanto al momento de ocurrencia de las lluvias, cuando sucedieron 15 días después de la aplicación del herbicida, los controles sobre algunas especies (*Ipomoea nil*, *Ipomoea grandiflora*, *Brachiaria decumbens* y *Digitaria* spp.) fueron menores en presencia de 6000 kg/ha de rastrojo de maíz.

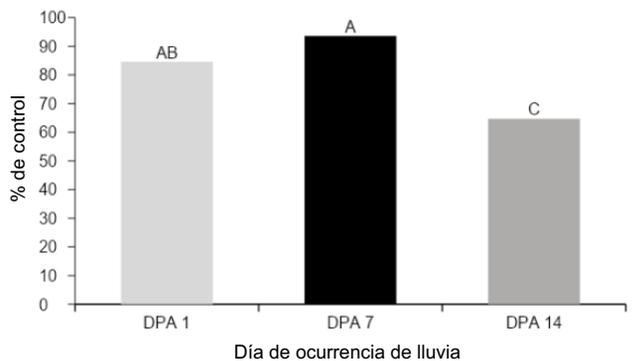


Figura 6. Efecto del momento de ocurrencia de precipitaciones sobre el porcentaje de control de *Amaranthus* spp. utilizando flumioxazin. Distintas letras representan medias que difieren significativamente entre sí ($p < 0,05$). (DPA = días postaplicación).

Para los datos de la evaluación aquí presentada (30 días después de ocurridas las precipitaciones), no hubo efectos significativos de los factores tipo y cantidad de rastrojo. Solo hubo una tendencia ($p=0,0535$) a que el control de *Amaranthus* spp. sea menor cuando las precipitaciones ocurrieron a los 14 DPA (Cuadro 1).

Carbonari et al. (2009) obtuvieron resultados simi-

lares para el control de *B. decumbens*, se registró efecto significativo de estos factores al hacer determinaciones a los 14 días después de ocurridas las lluvias, pero no así al hacerlas a los 28 días. Sin embargo, no observaron el mismo comportamiento al evaluar otras especies de malezas. Esto podría deberse a una diferencial sensibilidad de las especies de malezas al herbicida.

Cuadro 1. Porcentaje de control de *Amaranthus* spp., utilizando flumioxazin, según cantidad de rastrojo en superficie y día de ocurrencia de lluvia post aplicación del herbicida

Días de ocurrencia de lluvias postaplicación	% de control de <i>Amaranthus</i> spp	
	Cantidad de rastrojo (kg/ha)	
	3500	7000
1	85,21	84,01
7	89,71	97,40
14	69,04	60,27

Sulfentrazone

Para el caso de sulfentrazone, y para las condiciones de este estudio, ninguno de los factores evaluados afectó la eficiencia del herbicida, los controles fueron muy buenos y no se registraron diferencias con el testigo con herbicida y sin rastrojo.

Estos resultados coinciden con lo publicado por Carbonari et al. (2016), quienes estudiando un amplio rango de cantidades de rastrojos y lluvia, encontraron que 20 mm de lluvia eran suficientes para trasponer al herbicida y lograr excelentes controles.

Consideraciones finales

Los resultados presentados constituyen un nuevo avance en la línea de investigación en marcha y resulta información técnica prometedora para mejorarla toma de decisiones a nivel productivo.

Importa aclarar que los experimentos se realizaron en macetas, bajo condiciones controladas. Dado que en campo ocurre un gran número de interacciones con otros factores no contemplados en estos estudios y que, además, cada herbicida constituyó un experimento independiente, no es posible aun extrapolar estos resultados para tomar decisiones a nivel productivo y tampoco se pueden hacer comparaciones entre herbicidas.

A pesar de que muchos resultados indican que el rastrojo afecta a la eficiencia de control de algunos de los herbicidas, también muestran que una importante cantidad de rastrojo, permite contrarrestar esos efectos. Se refuerza así la idea de que es fundamental lograr cultivos de servicio que produzcan importantes cantidades de materia seca para capitalizar sus beneficios.

BIBLIOGRAFÍA

- Carbonari CA, Gomes GLGC, Velini ED. 2009. Efeitos de períodos de permanência do flumioxazin no solo e na palha de milho e aveia na eficácia de controle de plantas daninhas. *Revista Brasileira de Herbicidas*, 8(3): 85-95.
- Carbonari CA, Gomes GLGC, Trindade LB, Silva RM, Velini ED. 2016. Dynamics of sulfentrazone applied to sugarcane crop residues. *Weed Science*, 64(1): 201–206.
- Cavenaghi AL, Rossi CVS, Negrisoni E, Costa EAD, Velini ED, Toledo REB. 2007. Dinâmica do herbicida amicarbazone (Dinamic) aplicado sobre palha de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*). *Planta Daninha*, 25: 831-837.
- Rossi CVS, Velini ED, Luchini LC, Negrisoni E, Correa MR, Pivetta JP, Costa AGF, Silva FML. 2013. Dinâ-

- mica do herbicida metribuzin aplicado sobre palha de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*). *Planta Daninha*, 31(1): 223–230.
- Rueda-Ayala V, Jaeck O, Gerhards R. 2015. Investigation of biochemical and competitive effects of cover crops on crops and weeds. *Crop Protection*, 71: 79-87.
- Sánchez-Moreiras AM, Weiss OA, Reigosa-Roger MJ. 2003. Allelopathic evidence in the Poaceae. *The Botanical Review*, 69(3): 300-319.
- Teasdale JR, Shelton DR, Sadeghi AM, Isensee AR. 2003. Influence of hairy vetch residue on atrazine and metolachlor soil solution concentration and weed emergence. *WeedScience*, 51(4): 628–634.

La secuencia de cultivos y su efecto en el enmalezamiento

L. Rey, G. Fernández, S. Mazzilli¹

INTRODUCCIÓN

La agricultura actual enfrenta una creciente problemática de resistencia de malezas, actualmente existen 266 especies de malezas resistentes registradas en el mundo (Heap, 2021). Esta problemática ha traído como consecuencia una importante disminución en el número de herramientas herbicidas disponibles, lo que atenta contra un sistema productivo basado casi exclusivamente en el control químico.

La sostenibilidad de la actividad agrícola exige, hoy más que nunca, una mayor diversificación en las prácticas de manejo de malezas. Se debe seguir trabajando para lograr un manejo integrado, buscando nuevas acciones de control que operen a nivel de especie y de sistema.

El manejo integrado de malezas combina estrategias directas, como la aplicación racional de herbicidas y las prácticas mecánicas de extracción, con estrategias indirectas como la utilización de cultivos de mayor interferencia.

Los cultivos y las malezas que comparten un mismo espacio y un mismo tiempo interfieren entre ellos. Esta interferencia se basa en relaciones alelopáticas y en la competencia por recursos específicos como luz, agua, nutrientes y espacio, que inciden directamente sobre la tasa de crecimiento de las especies, afectando directamente su dinámica poblacional (Kruk, 2016). Si bien la consecuencia más conocida de esta interferencia es la pérdida de rendimiento de los cultivos de interés, existen evidencias que demuestran que la producción de ciertos cultivos, puede provocar importantes disminuciones en el establecimiento y el crecimiento de las malezas, afectando también su desarrollo y su capacidad de alcanzar estados reproductivos (Leguizamon, 2007).

Los efectos que los cultivos generan sobre las malezas dependen de las características morfo-fisiológicas de cada especie y de las tecnologías asociadas a los mismos: tecnología de siembra, prácticas de fertilización, tipo de cultivar y la utilización de herbicidas. Esta última es la que se considera como la tecnología de mayor impacto. Como los cultivos tienen distintos requerimientos en cuanto a selectividad de herbicidas, su aplicación puede influir no solo en la cobertura total de enmalezamiento sino en su composición.

Este punto permite pensar que la incorporación estratégica de algunos cultivos en la rotación agrícola, podría generar importantes cambios en el enmalezamiento a nivel de sistema. Frente a esta hipótesis, en los años 2019-2020, se condujo un trabajo en la Estación Experimental "Dr. Mario A. Cassinoni" en Paysandú, que tenía como objetivo evaluar el efecto de distintas secuencias agrícolas sobre el enmalezamiento. El trabajo se vio enmarcado en una investigación más amplia que pretendió estudiar la inclusión del cultivo de carinata a nuestros sistemas agrícolas, comparándolo con los cultivos invernales más comúnmente producidos en Uruguay: trigo, cebada y colza.

Los cuatro cultivos evaluados fueron conducidos utilizando la mejor tecnología disponible para cada especie en ambos años. Las evaluaciones de enmalezamiento (cobertura y composición) se realizaron en tres fechas: barbecho, implantación y pre cosecha de los cultivos invernales y se evaluó el resultado de la tecnología herbicida asociada a cada especie, así como el efecto cultural de cada cultivo sobre el enmalezamiento.

En el año 2019, se sembraron los cuatro cultivos invernales con el objetivo de estudiar, en primera instancia, el efecto de cada cultivo sobre el enmaleza-

¹ Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Estación Experimental "Dr. M. A. Cassinoni". Correo electrónico: lucianarey181@gmail.com

miento. Previo a la aplicación de herbicidas, el área donde fueron sembrados los cuatro cultivos invernales no presentaba un enmalezamiento severo (los mayores registros fueron de 25% de cobertura). Si bien se registró alguna variación entre cultivos de cereales y oleaginosas, muy probablemente relacionadas a las distintas capacidades de competencia inicial de estos cultivos con las malezas, las diferencias entre coberturas de enmalezamiento total entre los tratamientos no fueron significativas, cuando se compararon todas las especies a una misma situación inicial. Además, el enmalezamiento en el área del ensayo, presentó una mayor proporción de malezas

de hoja ancha con aproximadamente un 70% de estas especies y 30% de malezas gramíneas.

La evaluación de implantación permitió decidir los tratamientos herbicidas selectivos que iban a ser utilizados en un área mayormente dominada por malezas de hoja ancha. Se aplicó clethodim (144 g ha^{-1}) en colza y carinata con el objetivo de controlar principalmente raigrás y 25 g ha^{-1} de Paradigm (halauxifen + florasulam) en trigo y cebada.

Luego de finalizado el ciclo de los cultivos, los resultados de la evaluación en pre cosecha demostraron importantes diferencias a nivel de enmalezamiento bajo los cultivos cereales y oleaginosos (Figura 1).

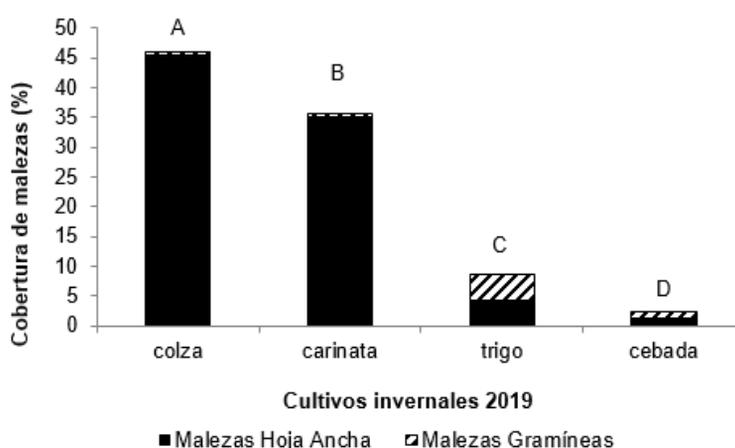


Figura 1. Cobertura total de malezas (%) en cada cultivo en la evaluación pre cosecha. Referencias: * Valores con igual letra no difieren significativamente ($P \leq 0,05$).

Además del efecto sobre la cobertura total de malezas (colza 45%, carinata 35%, trigo 9% y cebada 2%), las mayores diferencias se registraron en la composición del enmalezamiento ya que la mayor parte de malezas en colza y carinata eran latifoliadas, y en cereales eran gramíneas. Estos resultados se explican por la selectividad de los tratamientos herbicidas aplicados en cada cultivo.

Cuando se compararon cultivos que habían recibido la misma tecnología herbicida, la cobertura de raigrás no presentó diferencias entre cultivos donde había sido controlado exitosamente (colza y carinata), pero sí entre los cultivos de cebada y trigo, donde en cebada la reducción de esta maleza fue de 75% debido a un importante efecto cultural. En conclusión, los enmalezamientos al final del ciclo de todos los cultivos, fueron consecuencia de un efecto combinado de la especie de cultivo sembrada y la tecnología herbicida utilizada.

Por otra parte, todas las malezas evaluadas a esta fecha se encontraban en estado reproductivo, generando un problema de reinfestación potencial de semillas de las malezas sobrevivientes, trasladando un problema, que inicialmente se enmarcaba en una época de crecimiento, a todo el sistema.

A nivel de producción, otra de las dificultades que enfrenta el control de malezas, es la similitud morfofisiológica que adquieren las mismas con los cultivos. El fenómeno de mimetismo entre las malezas presentes en una chacra y los cultivos, son consecuencia de varios años de sembrar una misma especie (Leguizamón, 2007). Este efecto se reconoce a partir de la utilización de herbicidas selectivos, que permiten la sobrevivencia de malezas similares al cultivo, permitiéndoles alcanzar estados reproductivos y generar semillas viables. Estas situaciones son observadas principalmente en sistemas de colza infestada con crucíferas, donde no existen herramientas selectivas,

o en cultivos cereales con malezas gramíneas, donde las herramientas químicas disponibles son cada vez más escasas por causa de resistencia.

Es por esto, que además de estudiar el efecto especie, es de enorme interés conocer el efecto que la combinación que distintos cultivos pueden generar en los bancos de semilla de suelo, a mediano y largo plazo. Con este objetivo, el segundo año de evaluación, los cultivos oleaginosos fueron sembrados sobre antecesores invernales cereales y viceversa, estudiando el efecto antecesor de la rotación sobre el enmalezamiento.

Previo a la siembra se realizó una evaluación otoñal determinando si la reinfestación potencial obser-

vada a fines del invierno 2019 se manifestaba en una infestación real en el barbecho en el año 2020.

Aquellos tratamientos que tuvieron como antecesor trigo o cebada fueron los que presentaron la mayor cobertura de malezas gramíneas en contraposición con aquellos donde el antecesor había sido colza o carinata. En estos últimos predominan malezas de hoja ancha con una reducción en la cobertura de raigrás del 92%. A pesar de esto, la utilización de graminicida no fue la única herramienta supresora de esta maleza, ya que en el antecesor cebada se constó una disminución de la población de raigrás del 36%, en comparación al antecesor trigo, lo que demostró una continuidad del efecto cultural al siguiente año (Figura 2).

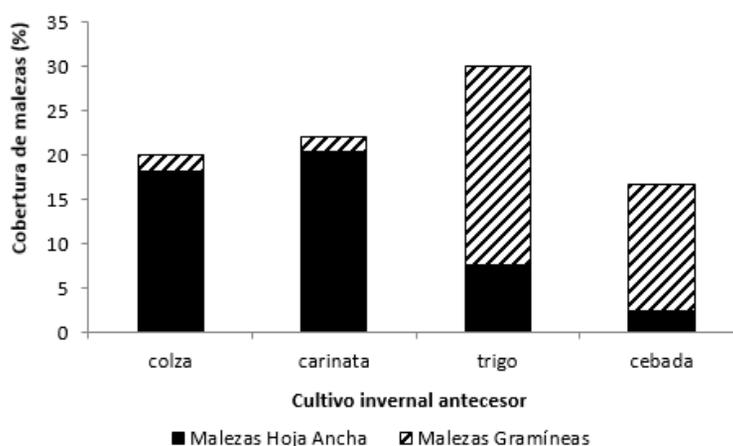


Figura 2. Cobertura de malezas gramíneas y hojas anchas según antecesor invernacional (2019) en evaluación barbecho otoñal 2020.

Una vez sembrados los cultivos en 2020, muchos de los efectos observados el año anterior se repitieron, en especial a nivel de composición de especies de malezas. Los cultivos de trigo y cebada sembrados sobre antecesores oleaginosos se enfrentaron a coberturas de raigrás mínimas y en algunos casos nulos sin haber recibido tratamientos herbicidas. Cultivos de colza y carinata, sembrados sobre antecesor cebada, se enfrentaron a una cobertura de raigrás significativamente menor que aquellos cultivos oleaginosos sembrados sobre trigo (Figura 3).

En las evaluaciones en pre cosecha, realizadas en 2020, se constató que el efecto supresor del cultivo antecesor oleaginoso (2019) sobre la infestación de raigrás solo se mantuvo cuando el cultivo sembrado fue cebada y no cuando se sembró trigo (Figura 4).

La alternancia de los cultivos en la rotación mostró un claro efecto directo sobre el tipo de enmalezamiento,

justificado por la inclusión de herbicidas selectivos en algunos cultivos. Esta fue la situación de los oleaginosos donde se pudo aplicar graminicidas. A pesar de esto, se registró un efecto cultural importante de algunos cultivos como cebada, que no solo fue detectado en la supresión de malezas propias a la estación de crecimiento del cultivo, sino que persistió en los años siguientes.

La falta de conocimientos específicos acerca del efecto de cada cultivo sobre las principales malezas de nuestro país, ha generado que el diseño de las rotaciones productivas no contemple el control de malezas como factor de decisión. Si bien esta decisión debe seguir siendo multifactorial, tomar conciencia de la problemática de resistencia y contar con la información necesaria para rediseñar la rotación podría permitir que la elección del cultivo a sembrar en cada época se considerara una estrategia interesante

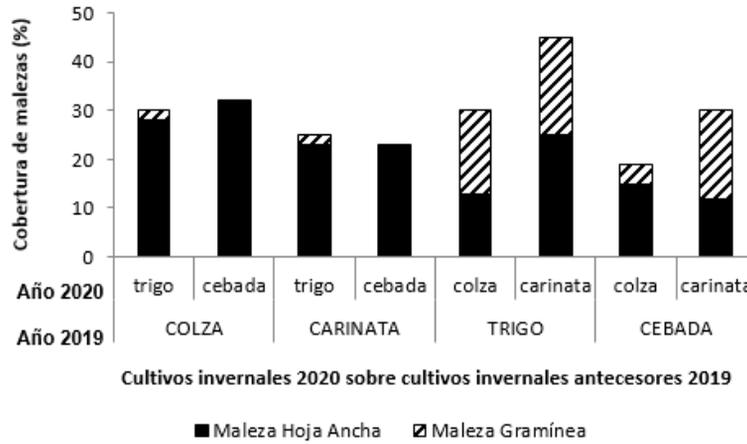


Figura 3. Cobertura de malezas gramíneas y de hoja ancha en cultivo invernale (2020) pre-aplicación de tratamientos herbicidas según cultivo antecesor invernale (2019).

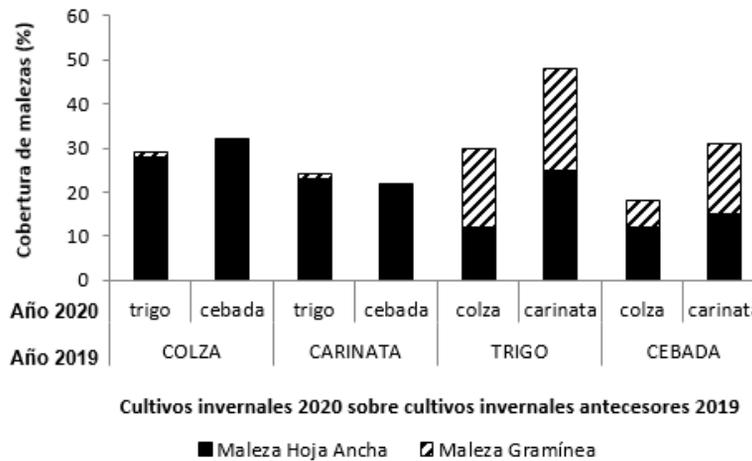


Figura 4. Cobertura de malezas gramíneas y hojas ancha en barbecho 2021 según cultivo antecesor invernale (2020) e invernale (2019) en evaluación pre-cosecha.

en el control de malezas.

Contar con las bases científicas que permitan la correcta elección de especies en cada etapa de la rotación, como medida cultural, no debería incluir un costo extra al período invernale, sino un uso más adaptado de estas herramientas según cada situación productiva (Satorre, 1998).

La invitación es a continuar pensando y estudiando las distintas estrategias de manejo integrado, no solo dentro de cada estación de crecimiento, sino a nivel de secuencia, buscando una mirada sistémica que nos permita lograr un manejo de malezas a largo plazo.

BIBLIOGRAFÍA

Heap, I. 2021. The International Herbicide-Resistant

Weed Database [En línea]. 17 de Febrero 2022. <http://www.weedscience.org>

Kruk B, Benech-Arnold R, Oreja F. 2016. Dinámica del problema de enmalezamiento. Distintos Enfoques y métodos de evaluación. En: Satorre E, Kruk B y de la Fuente E. (Eds.) Bases y herramientas para el manejo de malezas. Buenos Aires: Facultad de Agronomía. 71-89.

Leguizamón E. CONICET. 2007. Ecología y dinámica poblacional de malezas: bases para su manejo racional. Rosario, Argentina.

Satorre EH. 1998. Aumentando los rendimientos de manera sustentable en la pampa. Aspectos Generales. En: Solbrig OT, Vainemas L. (Eds.) Hacia una agricultura más productiva y sostenible en la Pampa Argentina. Buenos Aires. 72-98.

La inclusión de pasturas en la rotación y sus efectos sobre los enmalezamientos, las cargas herbicidas y la salud edáfica

L. Sequeira, M. Cadenazzi, O. Ernst, G. Fernandez¹

INTRODUCCIÓN

Los cambios ocurridos en la agricultura uruguaya a partir de la década del 90, asociados a la adopción de la siembra directa y a la “agriculturización”, impactaron de manera significativa en la dinámica de las poblaciones de malezas. En este nuevo escenario, con sistemas de agricultura continua dominados por el cultivo de soja resistente a glifosato, se experimentó una rápida intensificación en el uso de este herbicida que se utilizó casi como única táctica para el control de malezas (dado su bajo costo y alta efectividad) lo que dio como resultado sistemas con enmalezamientos poco diversos y la aparición de biotipos con mayor tolerancia y/o algún grado de resistencia a herbicidas (Fernández y Villalba, 2017; García et al., 2021).

Al presente se han registrado a nivel mundial, 266 especies de malezas con resistencia a más de 160 principios activos diferentes, de las cuales el 39% han presentado resistencia de tipo múltiple (Heap, 2021). La presencia de malezas resistentes es considerada hoy un importante factor que atenta contra la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

En nuestros sistemas, los esfuerzos para combatir malezas de difícil control, han estado orientados básicamente al mayor uso de herbicidas, dado por aumento de dosis, mezclas de principios activos y/o el uso de la técnica del doble golpe. Estas prácticas generan una constante presión de selección sobre las poblaciones de malezas, lo que incrementa el riesgo de aparición y evolución de resistencias y el surgimiento de serios problemas ambientales.

Este mayor uso de herbicidas y la persistencia de sus residuos en suelo representan en la actualidad un riesgo ecotoxicológico para la microbiota edáfica, así como también para el crecimiento y/o producción

vegetal de cultivos en sucesión. Como ha sido ampliamente estudiado, los microorganismos del suelo cumplen un rol central en mantener la fertilidad y funcionalidad del mismo, a través de la modulación de los ciclos biogeoquímicos, el control biológico de fitopatógenos, estructuración del suelo, nutrición vegetal, así como la degradación de xenobióticos tales como los herbicidas (Pereira et al., 2013; Montañez et al., 2019; Erktan et al., 2020). El deterioro de las funciones ecosistémicas del suelo causadas por los herbicidas puede tener un efecto duradero, representando una amenaza potencial a largo plazo sobre su salud y, por lo tanto, sobre su capacidad para sustentar la producción del agroecosistema (Sofo et al., 2012).

Los herbicidas aplicados al suelo pueden tener diversos impactos sobre las comunidades microbianas dependiendo de su naturaleza química, la dosis, frecuencia y momentos de aplicación (Kremer, 2014). En un estudio realizado por Wardle (1989), se encontraron efectos inhibitorios sobre la respiración basal del suelo durante los primeros 9 días después de la aplicación de herbicidas como glifosato, 2,4 D y picloram, a concentraciones de 200 μ moles/g de suelo (dosis alta). En otro trabajo, Sofo et al. (2012) evaluaron la toxicidad de distintos herbicidas de la familia de las sulfonilureas sobre la biomasa y respiración microbiana en un suelo alcalino y encontraron que para las dosis de etiqueta los efectos inhibitorios y su duración dependieron del principio activo, mientras que los efectos de la dosis de 10X, a los 30 días post aplicación, fueron significativos en todos los casos. Estos autores registraron una disminución de biomasa microbiana y un aumento considerable en la respiración. Similarmente Zabaloy y Gómez (2008) encontraron una depresión en la respiración del suelo a dosis bajas de metsulfuron-methyl (0,01 mg/kg suelo) en un

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni” (EEMAC). Correo electrónico: leoseq03@gmail.com

suelo alcalino, mientras que no hubo efectos en suelos ácidos, incluso a dosis mayores. En un estudio anterior Dumonet et al. (1993) indicaron que las sulfonilureas afectan negativamente a la microbiota edáfica y, por lo tanto, el indicador de carbono de la biomasa microbiana disminuye (CBM).

Otros trabajos estudiaron los efectos de herbicidas como alachlor (10 mg/kg), metolachlor (10 mg/kg), y butachlor (2,5 kg/ha) pero no encontraron efectos sobre la actividad de la enzima deshidrogenasa, indicadora de la actividad de los microorganismos (Dzantor and Felsot, 1991; Subhani et al., 2002).

Alvear et al. (2006), en trabajos de campo, hallaron que el C y el N de la biomasa fueron afectados negativamente por la aplicación de trifluralina y MCPA+metsulfuron-metil hasta los 15 días post aplicación. En la evaluación a los 150 días se encontró que los valores originales de CBM se reestablecieron para todos los tratamientos, pero con valores alrededor de 40% menores con respecto al testigo sin aplicaciones. En otro estudio a campo, Allegrini et al. (2017) evaluaron el impacto de glifosato sobre la estructura y abundancia de las bacterias oxidantes de amoníaco (grupo funcional clave en el ciclo de N) y encontraron que la abundancia aumentó luego de 3 aplicaciones repetidas a dosis de etiqueta en suelos sin historia de glifosato, mientras que, en aquellos con historia de glifosato, disminuyó en proporción similar. Además, se encontraron algunas diferencias en la estructura de la comunidad entre las aplicaciones repetidas del ingrediente activo o el formulado comercial.

La gran variabilidad existente y las inconsistencias entre los diferentes estudios, incluso sobre el mismo herbicida, implica que metodologías analíticas y variables específicas del sitio como tipo de suelo, su biología y el clima, influyen fuertemente en los hallazgos de cada estudio (Edwards y Pimentel, 1989; Rose et al., 2016). Dado que la mayoría de estos estudios se realizan a nivel de laboratorio y que aún se conoce muy poco sobre los impactos a largo plazo de los residuos de herbicidas (especialmente después de aplicaciones repetidas), parece importante incluir estudios a campo en sistemas de cultivos, donde la situación es más compleja dada la variabilidad de manejo que incluye el uso de mezclas de herbicidas, distintas formulaciones, dosis y frecuencias de aplicación.

En el actual contexto de intensificación agrícola, en

la búsqueda de desarrollar estrategias sustentables para el manejo de malezas, se han revalorizado los manejos tradicionalmente empleados en los sistemas de cultivos como los laboreos y uso de coberturas, entre otras prácticas culturales (Ríos et al., 2005), así como también la rotación de cultivos incluyendo pasturas plurianuales. La información local y regional muestra las ventajas de la rotación cultivos-pasturas cuando se evalúa su impacto sobre la calidad del suelo, la estabilidad económica y productiva, la emisión de gases de efecto invernadero y el uso de agroquímicos (García-Préchac et al., 2004; Ernst y Siri-Prieto, 2009; Mazzilli et al., 2014).

En este sentido, algunos trabajos como el de Siri-Prieto et al. (2009) indicaron, a partir de un experimento de 12 años de duración, que los sistemas de cultivos que rotan con pasturas utilizaron, en promedio, 40 a 50% menor cantidad de herbicidas como glifosato, metsulfuron-metil y s-metolachlor, en relación a los sistemas de agricultura continua.

Por otra parte, aunque las pasturas poseen gran potencial competitivo contra las malezas, es importante tomar en cuenta que la magnitud y el éxito de la supresión depende en gran medida de la duración de la fase de pastura y la biomasa producida por esta (Schuster et al., 2020).

El presente trabajo es parte de un estudio piloto que tiene como objetivo caracterizar y estudiar los patrones de asociación entre enmalezamientos, cargas herbicidas y salud edáfica en sistemas de cultivo con y sin rotación de pasturas. El mismo se enmarca dentro del proyecto "Evaluación y rediseño de sistemas agrícolas en base a indicadores de sostenibilidad" financiado por el fondo INNOVAGRO de ANII.

METODOLOGÍA

El trabajo combinó distintas etapas: a) determinaciones a campo en sitios de chacras previamente seleccionadas, b) el relevamiento de información sobre uso de suelo y manejo de chacras, c) la realización de bioensayos y determinaciones a nivel de laboratorio, d) la caracterización de los sistemas en base a indicadores obtenidos y estudio de patrones de asociación.

Las determinaciones se llevaron a cabo en chacras de predios agrícola- ganaderos del Litoral Oeste

de Uruguay pertenecientes a grupos CREA, a socios de AUSID, así como a otras empresas privadas.

Selección de sitios

Se seleccionaron 70 sitios en chacras que fueron sembradas con cultivo de soja en el verano 2020/21, y variaron fundamentalmente en el sistema de cultivo adoptado: rotación cultivos-pasturas vs. agricultura continua. Se eligió soja, como cultivo a estudiar, dado el interés que presenta en función de su alta frecuencia en los sistemas de cultivos de nuestro país, y porque ha sido relacionado, además, con riesgos de impacto ambiental por el alto uso de agroquímicos (Mazzilli et al., 2018).

Determinaciones a campo

Con el objetivo de caracterizar los enmalezamientos asociados a cultivos de soja se evaluó tamaño y composición de los mismos en pre siembra y en floración de la soja (R1).

Las evaluaciones se realizaron siguiendo un patrón en forma de X para cada sitio en cuadros de 0,5 x 0,5 m. El total de muestreos se calculó en función del área de cada sitio, tomando como criterio de muestreo representativo y aceptable, una evaluación por hectárea.

La evaluación de pre siembra se efectuó durante el mes de septiembre del 2020, previo a la cosecha de los cultivos de invierno o desecación de coberturas y pasturas, dependiendo del antecesor en cada sistema. La segunda evaluación en el estado R1, se realizó entre los meses de diciembre y enero. En pre siembra se estimó porcentaje de cobertura de suelo por malezas y en R1 se estimó densidad (plantas de malezas por m²).

Por otra parte, con el objetivo de llevar adelante bioensayos de toxicidad vegetal y determinar propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, se tomaron muestras de suelo en torno al estado V2 del cultivo de soja. El muestreo se realizó recorriendo el sitio en zig-zag tomando un número de 10-15 muestras simples (submuestras), a una profundidad de 0-10 cm. En algunos casos concretos la variabilidad topográfica dentro del sitio ameritó realizar un muestreo estratificado.

Bioensayos y análisis de laboratorio

Para detectar la presencia de residuos de herbicidas en suelo, se realizó un bioensayo de toxicidad vegetal siguiendo la metodología propuesta por Szmi-gielski (2008) con algunas adaptaciones. Los experimentos se llevaron a cabo en la cámara de crecimiento del laboratorio de Malherbología de la EEMAC, utilizando *Brassica juncea* como especie bioindicadora. El diseño utilizado consistió en un DCA con 4 repeticiones y todo el experimento fue repetido en dos oportunidades.

Con respecto a las propiedades biológicas de los suelos se seleccionó un set mínimo de indicadores de abundancia y actividad de las comunidades microbianas, altamente sensibles a cambios en el manejo y uso del suelo (Doran y Parkin, 1994; Benintende et al., 2017). Algunos de estos indicadores, además, son requeridos por EU (European Commission Health & Consumer Protection Directorate-general, 2002) en la evaluación de riesgos ecotoxicológicos para la aprobación y/o renovación de pesticidas. Las determinaciones fueron realizadas por el grupo de trabajo del Laboratorio de Ecología Microbiana del IIBCE, en Montevideo y fueron:

- Biomasa microbiana total (aún en proceso de determinación): estimada por el método de fumigación –extracción de carbono orgánico microbiano propuesto por Vance et al. (1987).
- Actividad microbiana: estimada mediante respirometría (Anderson, 1985).
- Abundancia de actinobacterias: estimado a partir de recuento en placa en diluciones seriadas (Leoni y Ghini, 2003),
- Potencial de mineralización de Nitrógeno (PMN): estimado a partir del método de Waringy y Bremner (1964).

Por otra parte, se realizaron análisis de propiedades físico-químicas de relevancia como estabilidad de agregados, textura del suelo, pH, CO y MO para el estudio de los patrones de asociación entre cargas herbicidas e indicadores microbiológicos y de toxicidad vegetal, ya que es conocida la implicancia de las condiciones y tipo de suelo sobre el comportamiento de los herbicidas y sobre la microbiota edáfica.

Algunas de estas determinaciones siguen en proceso por lo que no se incluyeron en el análisis de resultados.

Construcción de indicadores

Apartir de los resultados obtenidos en los análisis y la información de manejo de herbicidas de los siste-

mas, se confeccionaron una serie de indicadores que permitieran caracterizar los sitios.

Indicadores de enmalezamiento

Los indicadores de enmalezamiento principales obtenidos y considerados en los análisis primarios se presentan en el cuadro 1.

Cuadro 1. Principales indicadores de enmalezamiento elaborados para las dos evaluaciones realizadas.

Momento de evaluación	Estimación	Indicadores
Pre siembra de soja	Frecuencia de aparición de malezas en el sitio	Malezas problemáticas 1 ¹
		Malezas problemáticas 2 ²
	Porcentaje de cobertura de malezas promedio del sitio	Malezas totales
R1	Frecuencia de aparición de malezas en el sitio	Malezas problemáticas 1
		Otras malezas ³
	Número de malezas por metro cuadrado promedio del sitio	Malezas totales

Referencias. ¹Especies con alto riesgo de presentar resistencia a herbicidas: *Conyza* spp., *Lolium* spp., *Amaranthus* spp., *Echinochloa* spp. y familia Brassicaceae. ²Malezas con distintos grados de tolerancia a herbicidas: *Gamochaeta spicata*, *Poa annua*, *Borreira* spp., *Parietaria officinalis*. ³Especies de malezas que no pertenecen a los grupos anteriores.

Indicadores de manejo de herbicidas

Apartir de la información de manejo de las chacras relevadas se construyeron dos indicadores que proveen información acerca de las cargas de herbicidas en los sistemas en estudio.

Carga herbicida 1 (CH1): refleja el número de herbicidas utilizados y la diversidad en sus modos de acción. Se consideraron para su cálculo los herbicidas aplicados en un período de 4 años (2017-2020). A los herbicidas de distinto modo de acción se les adjudicó un valor de 1, y a aquellos con igual modo de acción en la misma aplicación llevaron un valor de 0,75. El cálculo se resume en la siguiente fórmula:

$$CH\ 1 = \sum_{i=1}^n 1 - \sum_{j=1}^s 0.25$$

donde i corresponde a cada herbicida aplicado, n al número total de herbicidas aplicados en el período, j a cada herbicida con igual modo de acción y s al número total de herbicidas con igual modo de acción.

Carga herbicida 2 (CH 2): refleja el riesgo de persistencia de los herbicidas en suelo y se consideró para su cálculo la vida media (DT50) de aquellos herbicidas aplicados en el año 2020. Los herbicidas aplicados en este último año no ameritaron considerar el riesgo de apilamiento en ningún caso.

Para la elaboración de la CH2 se asignó un valor entre 0,25 y 1 a los herbicidas aplicados según su vida media en suelo (ver cuadro 2) y el indicador tomó el valor del herbicida de mayor persistencia.

Cuadro 2. Valores asignados al indicador de carga herbicida 2 (CH2) según persistencia de herbicidas en suelo (Dt50).

Persistencia en suelo	DT50 (días)	CH2
No persistentes	< 15	0,25
Baja persistencia	15-30	0,50
Moderadamente persistentes	30-100	0,75
Muy persistentes	100-365	1,00

En aquellos casos donde los herbicidas aplicados fueron considerados como no persistentes y/o el tiempo entre la aplicación y el muestreo de suelos superó considerablemente la DT50, el CH2 tomó el valor de 0,25. Además no se tomaron en cuenta aquellos herbicidas con valores de Koc (constante de adsorción a carbono orgánico) superiores a 5000, como es el caso de paraquat, ya que se consideran herbicidas no móviles en suelo (Lewis et al. 2016) y por lo tanto no se encuentran biodisponibles.

$$AFP = 1 - \left(\frac{\text{Longitud de radícula tratamiento}}{\text{Longitud de radícula testigo}} \right) * 100$$

Para el caso de los indicadores microbiológicos y fisicoquímicos de salud del suelo, se utilizaron como indicadores los valores obtenidos de las variables analizadas hasta el momento.

Indicadores de salud del suelo

En base a los resultados obtenidos del bioensayo de toxicidad vegetal se calculó el índice de Actividad Fitotóxica Potencial (AFP) adaptado de Bertholdsson (2005), que se basa en la inhibición radicular de la especie bioindicadora con respecto a un testigo sin historia de herbicidas. El mismo se calculó de la siguiente manera:

RESULTADOS PRIMARIOS

Caracterización del enmalezamiento en pre siembra

En primera instancia se realizó un análisis descriptivo general de los enmalezamientos en base a los principales indicadores calculados. No se encontraron grandes diferencias en el enmalezamiento pre siembra entre sistemas de agricultura continua y aquellos que rotan con pasturas. Las medias y distribución de datos fueron similares, particularmente para la frecuencia y porcentaje de cobertura de malezas problemáticas 1 (Figura 1).

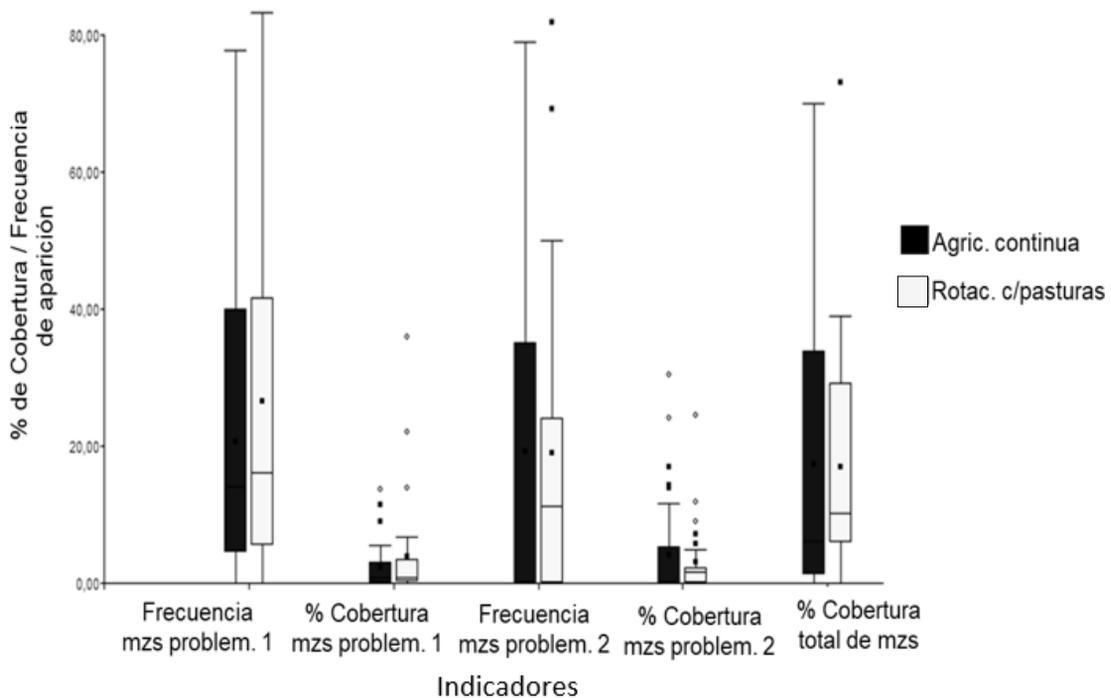


Figura 1. Caracterización del enmalezamiento en pre siembra de soja (primavera 2020) para sistemas que rotan con pasturas y sistemas de agricultura continua, en función de los principales indicadores calculados.

En el caso de los sistemas que rotan con pasturas, el enmalezamiento total (porcentaje de cobertura total de malezas) estuvo explicado en gran parte por el porcentaje de cobertura de otras malezas ($r^2=0,81$), mientras que para los sistemas de agricultura continua este indicador contribuyó en menor medida ($r^2=0,63$).

La frecuencia de aparición de malezas problemáticas 1 se asoció principalmente a la presencia de *Coryza* spp. en ambos sistemas de cultivos (con $r^2 = 0,78$ para los sitios que rotan con pasturas y $r^2 = 0,82$ para los sitios con agricultura continua). Esto explica que la cobertura estimada para este indicador haya sido baja en ambos sistemas (< 10%), dado que las plantas de *Coryza* spp. presentes en la gran mayoría de los casos eran plántulas o plantas pequeñas en sus primeras hojas. Aquellos valores que sobresalen de la caja (datos atípicos) corresponden a sitios con presencia de *Lolium* spp. y/o malezas crucíferas, que lograron mayores niveles de cobertura del suelo en esta evaluación debido al hábito de crecimiento de la especie y que se encontraban en etapas avanzadas de su ciclo de vida.

En relación a las malezas problemáticas 2, su frecuencia de aparición estuvo explicada principalmente por *Poa annua* ($r^2=0,79$) para los sistemas de pasturas, seguido por *Gamochaeta spicata*; mientras que en los sistemas de agricultura continua la principal maleza encontrada fue *G. spicata* ($r^2=0,83$). En ninguno de los sistemas se encontraron infestaciones altas de problemáticas 2, salvo pocas excepciones como se puede observar en el gráfico (puntos atípicos), que presentaban, además, importante infestación de *Borreria* spp.

El análisis de frecuencia de enmalezamientos arrojó los siguientes resultados: en pre siembra los enmalezamientos en general fueron bajos; más del 80% de los sitios presentaron coberturas entre 0 y 36%. Sin embargo, se registró un mayor número de sitios de agricultura continua con porcentajes de cobertura más altos, sobre todo en niveles de enmalezamiento intermedios (36-54%) (Figura 2). El porcentaje de cobertura de malezas problemáticas 1 (Figura 3) fue bajo, prácticamente sin diferencias entre los sistemas. El 9% de los sitios con pasturas que presentan niveles mayores a 14% de cobertura corresponden a sitios puntuales donde se encontró mayor presencia de raigrás y crucíferas, como se mencionó antes. Para el caso del indicador de malezas problemáticas 2 tampoco se encontraron diferencias signifi-

cativas para la distribución de frecuencias entre sistemas con o sin rotación de pasturas (Figura 4).

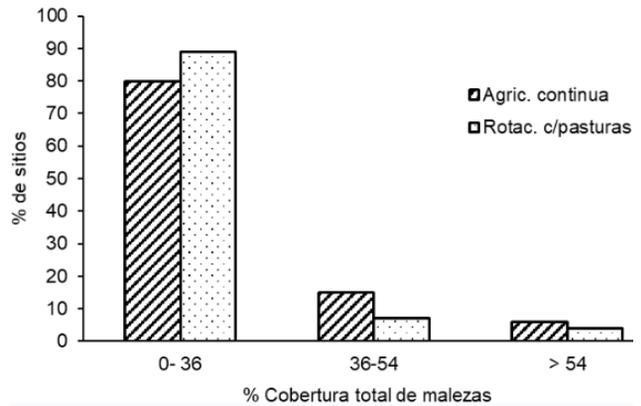


Figura 2. Distribución de sitios (%) en pre siembra de soja para sistemas que rotan con pasturas y sistemas de agricultura continua en función del porcentaje de cobertura total de malezas.

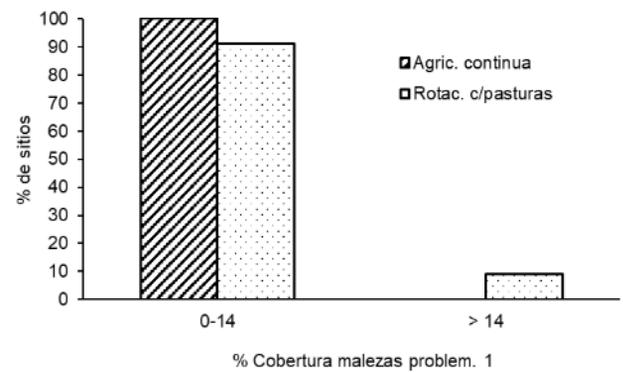


Figura 3. Distribución de sitios (%) en pre siembra de soja para sistemas que rotan con pasturas y sistemas de agricultura continua en función del porcentaje de cobertura de malezas problemáticas 1.

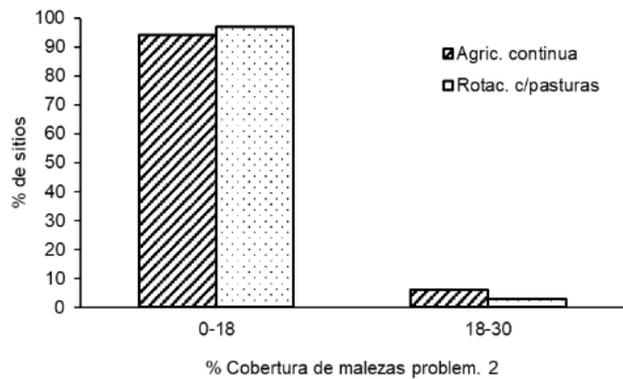


Figura 4. Distribución de sitios (%) en pre siembra de soja para sistemas que rotan con pasturas y sistemas de agricultura continua en función del porcentaje de cobertura de malezas problemáticas 2.

Caracterización del enmalezamiento en el cultivo de soja

Para el enmalezamiento de verano en el cultivo de soja (R1) se registraron diferencias más claras tanto en los valores promedios como en la distribución de los mismos, siendo ambos mayores en los sistemas que rotan con pasturas (Figura 5). Tanto para los sistemas de agricultura como los que rotan con pasturas la densidad de malezas problemáticas 1 estuvo explica-

da fundamentalmente por *Echinochloa* spp., con un r2 de 0,98 y 0,76 respectivamente. Los valores de densidad para esta maleza fueron superiores en los sistemas que rotan con pasturas. En relación a la frecuencia de aparición de problemáticas 1, *Echinochloa* spp. también resultó ser la especie de mayor relevancia en explicar los resultados, seguida por *Coryza* spp, para ambos sistemas.

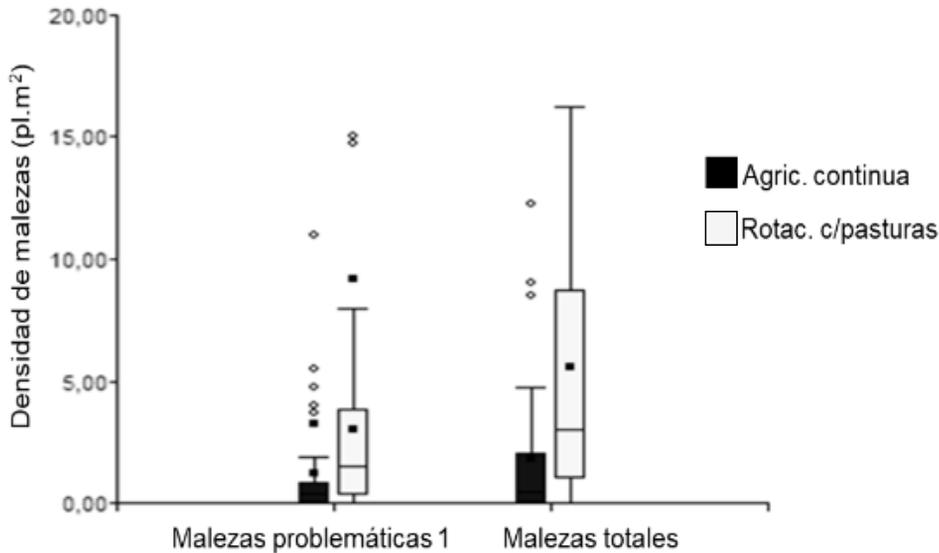


Figura 5. Caracterización del enmalezamiento en el cultivo de soja (verano 2020/21) para sistemas que rotan con pasturas y sistemas de agricultura continua en función de los principales indicadores calculados.

El indicador Otras Malezas tuvo prácticamente el mismo peso sobre el enmalezamiento total que las malezas problemáticas. En los sistemas con pasturas los mayores valores de este indicador estuvieron asociados a *Digitaria sanguinalis*, mientras que en sistemas de agricultura continua se asoció a la presencia de *Portulaca oleracea*.

La gran mayoría de los sitios, para ambos sistemas, se distribuyeron dentro del grupo de baja densidad de malezas. Casi el 100% de los sitios con agricultura continua presentaron bajos enmalezamientos, pero en el rango de enmalezamientos intermedios a altos se registró un mayor porcentaje de sitios con pasturas (16%) comparado con los sitios con agricultura (3%) (Figura 6). En los sitios con pasturas la frecuencia de aparición de malezas problemáticas 1 fue mayor que en los de agricultura (Figura 7).

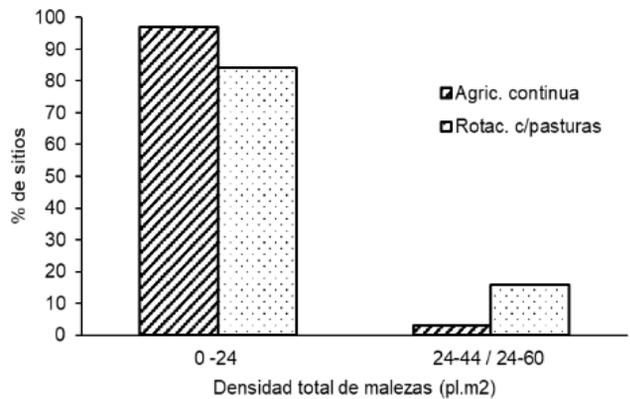


Figura 6. Distribución de sitios (%) en el cultivo de soja (R1) para sistemas que rotan con pasturas y sistemas de agricultura continua en función de la densidad de malezas totales.

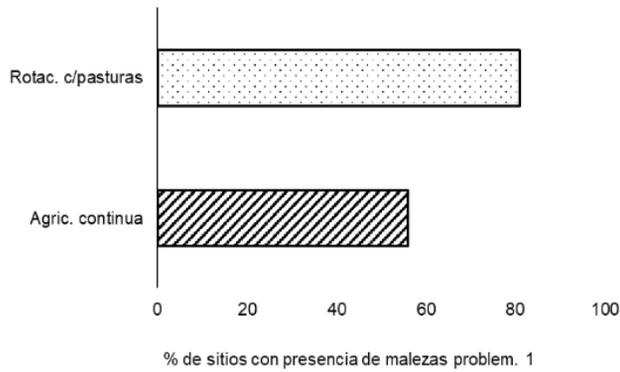


Figura 7. Distribución de sitios (%) en el cultivo de soja (R1), para sistemas que rotan con pasturas y sistemas de agricultura continua en función de la presencia de malezas problemáticas 1.

Asociaciones entre sistemas e indicadores estimados

Para estudiar las asociaciones entre los sistemas de cultivos y los indicadores de enmalezamiento y microbiológicos del suelo, se realizó en primera instancia un Análisis de Componentes Principales (ACP) como técnica de reducción de dimensión para obtener

un número menor de variables capaces de expresar la mayor variabilidad en los datos.

Los indicadores lograron explicar el 80,5% de la variación de los enmalezamientos en el total de los sitios. Se encontró que la cobertura de malezas problemáticas 1 y 2, y la cobertura total de malezas fueron los indicadores que más contribuyeron a la determinación del componente principal 1(CP1) el cual explicó 54,9 % la variabilidad encontrada, mientras que la densidad de malezas problemáticas 1 en el cultivo de soja contribuyó principalmente a la determinación del componente principal 2 (CP2), y este explicó un 25,6% de esta variabilidad total.

El análisis no logró discriminar entre sistemas de cultivos. Los sitios que se asociaron al indicador densidad de malezas problemáticas 1 correspondieron en su mayoría a sistemas que rotan con pasturas, mientras que los sitios asociados al indicador cobertura de malezas problemáticas 2, fueron sistemas de agricultura continua (Figura 8). Esto coincide con los resultados encontrados en los análisis descriptivos y de frecuencias.

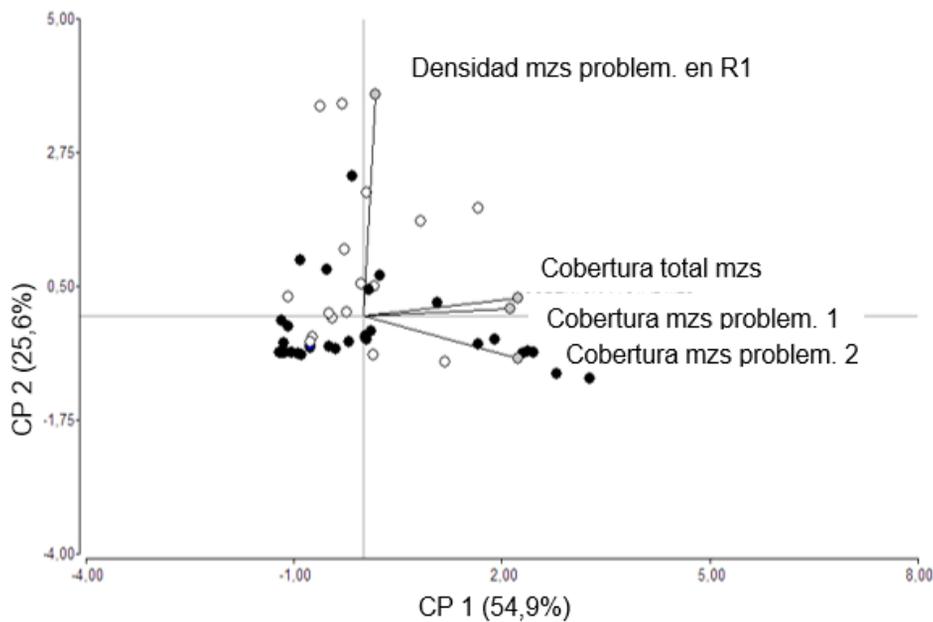


Figura 8. Biplot de Análisis de Componentes Principales (ACP) de sitios con agricultura continua (círculos negros) y sitios con rotación de pasturas (círculos blancos) utilizando los indicadores de enmalezamiento más relevantes.

En una segunda instancia se estudiaron las asociaciones entre los indicadores de enmalezamiento seleccionados y Carga Herbicida 1. No se encontraron patrones de asociación entre la Carga Herbicida 1 y el enmalezamiento de los sistemas, obteniéndose coeficientes de correlación muy bajos (Figura 9). Este mismo análisis permitió identificar algún grado de

asociación entre la carga herbicida y el sistema de cultivo adoptado, donde los sitios con agricultura continua presentaron las mayores cargas herbicidas en relación a los que rotan con pasturas. La Carga Herbicida 1 promedio para sistemas de agricultura continua y sistemas que incluyen pasturas en su rotación, fue de 25,8 y 10,5 respectivamente.

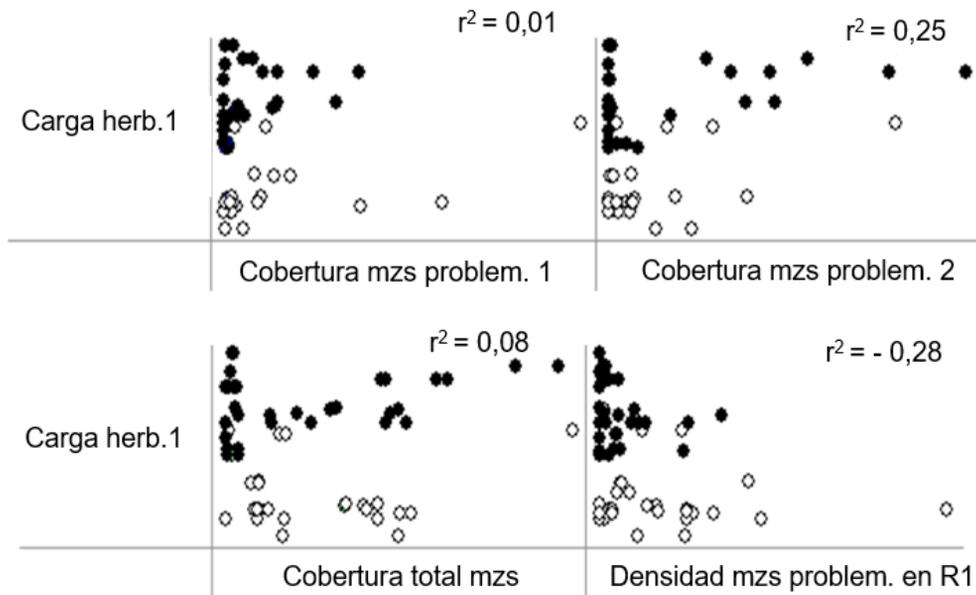


Figura 9. Relación entre el indicador Carga Herbicida 1 y los principales indicadores de enmalezamiento, para sitios con agricultura continua (círculos negros) y sitios que rotan con pasturas (círculos blancos).

En cuanto a los patrones de asociación entre los sistemas de cultivos y los indicadores microbiológicos obtenidos hasta el momento, la suma de CP1 y CP2 logró explicar el 70,8% de la variabilidad total de los indicadores microbiológicos (Figura 10). El recuento de heterótrofos (UFC/g suelo), recuento de actinobacterias (UFC/g suelo) y respiración (mg C-CO₂/kg sue-

lo) contribuyeron principalmente a la determinación del CP1, el cual explicó un 46,1% de la variación, mientras que el potencial de mineralización de nitrógeno (PMN) (mg/kg suelo) contribuyó a la determinación del CP2, que explicó en un 25,7% esta variabilidad de los datos.

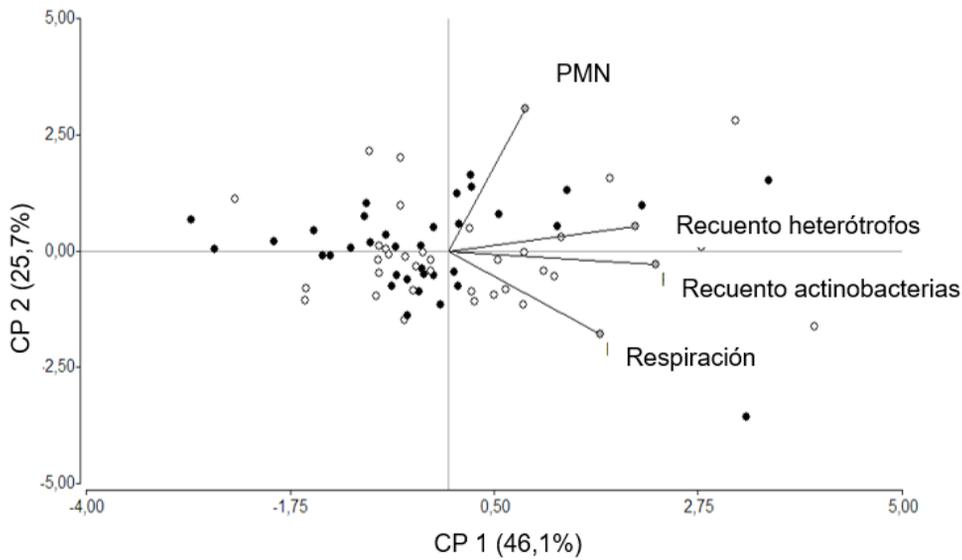


Figura 10. Biplot de **Á**nálisis de Componentes Principales (PCA) de sitios con agricultura continua (círculos negros) y sitios con rotación de pasturas (círculos blancos) utilizando el set de indicadores microbiológicos.

Al igual que en el análisis utilizando la carga herbicida, los indicadores microbiológicos tampoco lograron discriminar entre sistemas de cultivos. Se observa una muy leve tendencia a que los mayores valores de

respiración y recuento de actinobacterias se asocian a los sistemas que rotan con pasturas, así como los valores más altos de PMN se asocian a sistemas de agricultura continua (Figura 11).

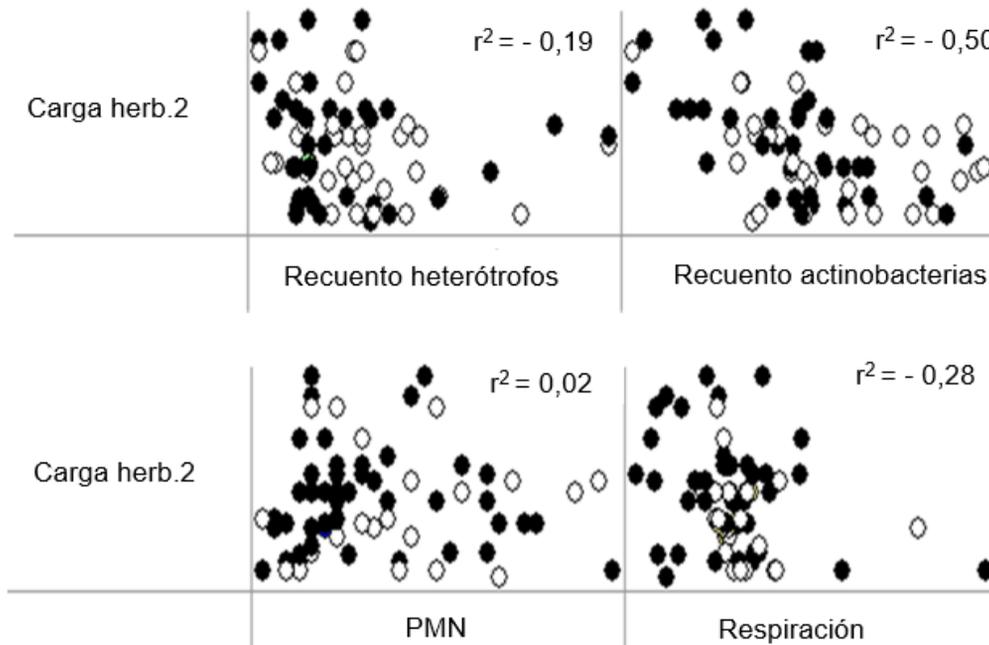


Figura 11. Relación entre el indicador Carga Herbicida 2 y los principales indicadores microbiológicos de suelo para sitios con agricultura continua (círculos negros) y sitios que rotan con pasturas (círculos blancos).

El estudio de las relaciones entre Carga Herbicida 2 y los indicadores biológicos de salud de suelo no arrojó asociaciones claras entre estas variables. Únicamente en el caso de las actinobacterias se encontró una débil relación con la Carga herbicida 2 ($r^2 = -0,50$).

El procesamiento estadístico de los resultados obtenidos del bioensayo de toxicidad vegetal mediante un ANAVA y la comparación de medias por Test de Tukey, permitió separar los sitios en dos grandes grupos al analizar el indicador de Actividad Fitotóxica Potencial (AFP) (Figura 12). El grupo con los mayores valores de AFP, presentó un promedio de longitud de radícula de 2,9 cm, mientras que el grupo con los menores AFP tuvo un promedio de 9,9 cm.

El grupo con las menores longitudes de radícula, en el que se estimaron las mayores actividades fitotó-

xicas potenciales (AFP), se conformó fundamentalmente por sitios con sistema de agricultura en rotación con pasturas. El 62% de estos sitios utilizaron en la desecación de sus pasturas - previo a la siembra de soja 2020/21-herbicidas residuales con alto riesgo de persistencia en suelo, principalmente los principios activos imazetapir y diclosulam. Los restantes sitios que conforman este grupo también utilizaron herbicidas pre emergentes con vidas medias (DT50) moderadas a largas que explican los valores de AFP encontrados.

Los resultados de los análisis físico-químicos del suelo, aún se encuentran en procesamiento y estudio. Se pretende con esta información ajustar la carga herbicida 2, y profundizar en el análisis del bioensayo vegetal, así como también en los indicadores microbiológicos de la salud de suelo.

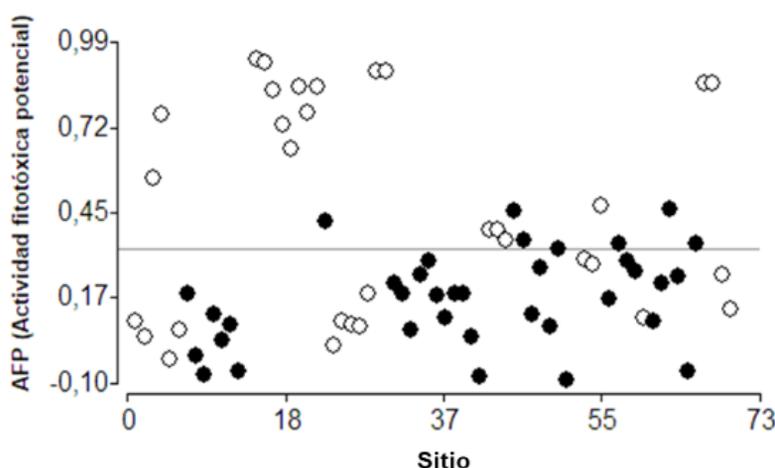


Figura 12. Actividad Fitotóxica Potencial (AFP) para sitios con agricultura continua (círculos negros) y sitios que rotan con pasturas (círculos blancos). Línea de corte en eje y divide los dos grupos de sitios estadísticamente diferentes.

CONSIDERACIONES FINALES

Con la información procesada hasta el momento, se encontró que la inclusión de pasturas de por sí no parece resolver la problemática asociada a las malezas resistentes, ya que los niveles de enmalezamiento no presentan diferencias con los sistemas de agricultura continua. No se consideró en este estudio el manejo de las pasturas, la duración y composición de las mismas.

Por otra parte, la inclusión de pasturas sí parece

constituir, como es obvio, una propuesta que permite disminuir fuertemente la carga herbicida utilizada en el sistema, lo que podría contribuir a retardar la aparición de resistencias.

En relación a los indicadores microbiológicos de salud de suelo no se encontraron patrones de asociación con el sistema ni con las cargas herbicidas. Esto planteó como interrogantes en primer lugar, si el número de sitios muestreados fue suficiente ya que algunos autores sostienen que el bajo número de sitios de

estudio sería una determinante en la falta de respuesta y, en segundo lugar, si los indicadores seleccionados tienen suficiente sensibilidad para detectar diferencias.

Los resultados del bioensayo vegetal arrojan la necesidad de analizar los manejos de herbicidas en la etapa final de la pastura en función de los riesgos de toxicidad vegetal detectados.

BIBLIOGRAFÍA

- Allegrini, M. 2017. Análisis del impacto de glifosato sobre comunidades microbianas de suelos de la región pampeana mediante un enfoque fisiológico y molecular [Tesis de doctorado]. Argentina; Universidad Nacional de Rosario.
- Alvear M, López R, Rosas A, Espinoza N. 2006. Efecto de la aplicación de herbicidas en condiciones de campo sobre algunas actividades biológicas. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 1: 64-76.
- Anderson JPE. 1985. Soil respiration. En: Page AL(Ed) *Methods of soil analysis*, part 2, 2nd edn. Soil Science society of America, Madison, Wis. pp 831-871.
- Benintende S, Benintende M, Sterren M, Saluzzio M, Barbagelata P. 2017. Indicadores biológicos: selección, determinación de niveles de referencia y utilización en la construcción de índices. *Ciencia del Suelo*, 35(1): 35-46.
- Bertholdsson NO. 2005. Early vigour and allelopathy - two useful traits for enhanced barley and wheat competitiveness against weeds. *Weed Research*, 45(2): 94-102.
- Doran JW, Parkin BT.1994. Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.267 p.
- Dumonet S, Perucci P, Scopa A, Ricciardi A. 1993. Sulfonylureas: Preliminary study on the effect on selected microbial strains and soil respiration. *Soil Science*, 1: 193-198
- Dzantor EK, Felsot AS.1991. Microbial responses to large concentrations of herbicides in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 649-655.
- Edwards A, Pimentel D.1989. Impact of herbicides on soil ecosystems. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 8(3): 221-257.
- Erktan A, Or D, Scheu S. 2020. The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry*, 148: 1-17.
- Ernst O, Siri-Prieto G., 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil Tillage Research*, 105 (2): 260-268.
- EU (European Commission Health & Consumer Protection Directorate-general). 2002. Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. 39 p.
- Fernández G, Villalba J. 2017. Aportes y riesgos del uso de cultivos genéticamente modificados para resistencia a herbicidas. En: V Simposio Nacional de Agricultura; 14-15 septiembre; 2017; Paysandú, Uruguay.
- García MA, Kaspary TE, Meneses LV. 2021. Weed problems in uruguayan agriculture: Evolution and current situation. *Outlooks on Pest Management*, 32(5): 203-207.
- García-Préchac, F, Ernst O, Siri-Prieto, G, Terra JA. 2004. Integrating no-till into crop and pasture rotations in Uruguay. *Soil Tillage Research*, 77: 1-13.
- Heap I. 2021. The international herbicide-resistant weed database. Consultado 9 feb.2022. Disponible en www.weedscience.org.
- Kremer, R. 2014. Environmental implications of herbicide resistance: Soil biology and ecology. *Weed Science*, 62 (2): 415-426.
- Leoni C., Ghini R. (2003). Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade in vitro a *Phytophthora nicotianae*. *Fitopatologia Brasileira*, 28: 67-75.
- Lewis KA., Tzilivakis J, Warner D, Green A. 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, 22(4):1050-1064.
- Mazzilli S, Kemanian A, Buffa I, Bugarín G, Ernst O. 2018. Sustentabilidad ambiental y económica en predios agrícola-ganaderos: un sistema de indicadores objetivos aplicable en el campo. Serie FPTA N° 65. Instituto Nacional de Investigación Agrope-

- cuaria.
- Mazzilli S, Kemanian A, Ernst O, Jackson RB, Piñeiro G. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology and Biochemistry*, 75 (27): 3- 281.
- Montañez A, Rigamonti N, Vico S, Silva C, Nuñez L, Zerbino S. 2019. Influence of aerobic treated manure application on the chemical and microbiological properties of soil. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 17 (4): 1-13.
- Pereira E, Silva M, Siimenov AV, Schmitt H, Van Elsas JD, Falcão J. 2013. Microbe-mediated processes as indicators to establish the normal operating range of soil functioning. *Soil Biology & Biochemistry*, 57: 995-1002.
- Ríos A, Fernández G, Collares L. 2005. Estudio de las comunidades de malezas asociadas a los sistemas de siembra directa en Uruguay. En: Seminario Taller-Iberoamericano Resistencia a Herbicidas y Cultivos Transgénicos; 2005, Colonia del Sacramento. Ponencias. Colonia, INIA.
- Rose M, Cavagnaro T, Scanlan A, Rose T, Vancov T, Kimber S. 2016. Impact of herbicides on soil biology and function. *Advances in Agronomy*, 136: 132-220.
- Schuster MZ, Gastal F, Doisy D, Charrier X, De Moraes A, Mediene S, Barbu SM. 2020. Weed regulation by crop and grassland competition: critical biomass level and persistence rate. *European Journal of Agronomy*; 113:1-9.
- Siri-Prieto G, Ernst O. 2009. Cambios en el contenido de carbono y nitrógeno del suelo: ¿Hacia dónde va el sistema? En: Primer Simposio Nacional de Agricultura de Secano. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. pp. 111-124.
- Sofa A, Escopa A, Dumontet S, Mazzatura A, Pasquale V. 2012. Toxic effects of four sulphonylureas herbicides on soil microbial biomass. *Journal of Environmental Science and Health. Part B*, 47(7): 653–659.
- Subhani, A, Liao M, Huang CY, Xie ZM. 2002. Alteration of certain soil microbiological and biochemical indices of a paddy soil under anthropogenic stress. *J. Journal of Zhejiang University-SCIENCE A*, 3: 467–474.
- Szmigielski A, Schoenau J, Irvine A, Schilling B. 2008. Evaluating a mustard root-length bioassay for predicting crop injury from soil residual flucarbazone. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39: 413–420.
- Wardle DA, Parkinson D. 1989. Effects of three herbicides on soil microbial biomass and activity. *Plant and Soil*, 122: 21-28.
- Waring SA, Bremner JM. 1964. Ammonium production in soil under water logged conditions as an index of nitrogen availability. *Natura (London)* 201: 951–952.
- Zabaloy MC, Garland JL, Gomez MA, 2008. An integrated approach to evaluate the impacts of the herbicides glyphosate, 2,4-D and metsulfuron-methyl on soil microbial communities in the Pampas region, Argentina. *Applied Soil Ecology*, 40: 1–12.

Aspectos biológicos y de comportamiento de los bichos bolita asociados a los sistemas agrícolas

A. Saluso¹

LOS ISÓPODOS TERRESTRES Y SU RELACIÓN CON LA AGRICULTURA

La necesidad creciente de lograr sistemas agrícolas ambientalmente sostenibles, económicamente viables y socialmente aceptables (Caviglia, 2007; Mousavi y Eskandari, 2011) confluye en la concepción de un nuevo paradigma productivo, el de intensificación sustentable. Este puede definirse como el proceso que utiliza los recursos ambientales (agua, radiación solar, nutrientes) más intensamente, manteniendo o incrementando el rendimiento del cultivo por unidad de área y utilizando insumos químicos de manera racional. Este concepto incluye las llamadas “prácticas sustentables” tales como fertilización balanceada, siembra directa (SD), cultivos de cobertura, terrazas para conservación del suelo y el manejo integrado de plagas, entre otras (Cavigliay Andrade, 2010).

Las labranzas reducidas y especialmente la ausencia de laboreo (p.ej. siembra directa) promueven el mantenimiento de rastrojo en superficie, ya que protegen a los suelos de la erosión hídrica, mejorando la acumulación de agua en el perfil edáfico, debido a la reducción en las pérdidas por evaporación y escurrimiento superficial (Taboada, 2017).

El método de preparación del suelo es la práctica de manejo que tiene mayor influencia en la distribución y abundancia de los organismos que lo habitan (Brown et al., 2001). En este sentido, estudios realizados en la campaña agrícola 2002-03, en el campo experimental de la FCA-UNER permitieron conocer que lotes sometidos a labranza convencional presentaron un 76% menos de invertebrados de suelo en comparación con campos agrícolas bajo siembra directa (Saluso et al., 2004). Asimismo, relevamientos de invertebrados de suelo, realizados por el Laboratorio de Entomología de la EEA Paraná, durante tres

años consecutivos (1998-2000) en ocho lotes comerciales, en presiembra o emergencia del trigo bajo SD, en el centro-oeste de la provincia de Entre Ríos, indicaron que los milpiés (Diplopoda, 64%) fueron los especímenes más abundantes, siguiéndoles en orden de importancia los insectos (Insecta, 26%) y el bicho bolita (Malacostraca, 10%) (Saluso, 2007).

Los isópodos terrestres pertenecen al grupo de la macrofauna del suelo (Swift et al., 1979) y cumplen con la función de incrementar la tasa de descomposición de la materia orgánica al exponer mayor superficie del recurso para ser atacado por los microorganismos (Anderson, 1988). Sutton (1980) menciona que los crustáceos terrestres son descomponedores primarios generalistas y otros autores sugieren que estos invertebrados, además de ingerir una amplia variedad de materia vegetal en descomposición también se alimentan de materia verde (Paris y Sikora, 1965), hongos (Ing, 1967) e inclusive de otros animales (Edney et al., 1974)

Los antecedentes publicados sobre la actividad de estos artrópodos como plaga de cultivos extensivos eran nulos hasta la campaña agrícola 1998, tanto en nuestro país como en el extranjero. Solo se mencionaba su importancia como plaga de cultivos hortícolas, ocasionando pérdidas del 40% en pimiento y del 70% en tomate (Mello García, 1999).

A pesar de su gran beneficio en la estructuración del suelo y en la descomposición del material vegetal, los “bichos bolita” son considerados plagas emergentes en SD (Gamundi y Molinari, 2002; Aragón, 2003), lo que motivó a llevar adelante una serie de trabajos de investigación con la finalidad de generar conocimientos científicos relacionados al su manejo, para disminuir y/o evitar pérdidas económicas, en diversos cultivos extensivos (Saluso, 2004; Villarino et al.,

¹ Laboratorio de Entomología Aplicada, INTA-EEA Paraná y Cátedras de Metodología de la Investigación y Zoología Agrícola de la F.C.A.- UNER. Argentina. Correo electrónico: saluso.adriana@inta.gob.ar

2012; Faberi et al., 2014).

ASPECTOS MORFOLÓGICOS, BIOLÓGICOS Y ETOLÓGICOS DE LOS BICHOS BOLITA

Morfología

El cuerpo de un bicho bolita está dividido en tres partes: céfalon (cabeza), pereion o tórax (es la parte más desarrollada de los isópodos) y pleon o abdomen (Figura 1). Presentan siete pares de patas caminadoras o pereiópodos similares entre ellas lo que le vale al orden el nombre de Isopoda (Iso: igual, podos: patas).

En el céfalon se ubican los ojos, dos pares de antenas y el aparato bucal masticador. El primer segmento del pereion se encuentra unido al céfalon por eso recibe el nombre de cefalotórax. El pereion está compuesto por siete segmentos libres o pereionitos, que llevan cada uno un par de pereiópodos (equivalente a las patas de los insectos). Estos últimos están conformados por siete segmentos. Finalmente, el pleon presenta seis segmentos, cinco de ellos libres y el último se encuentra soldado al telson, por eso se denomina pleotelson. Cada pleonito libre lleva un par de pleópodos los que funcionan como estructuras respiratorias aéreas, pseudotráqueas destinadas a la respiración del aire atmosférico. También presentan dos apéndices llamados urópodos, generalmente con forma de estilete (García y Campos, 2001; García, 2015).

La característica más sobresaliente es la presencia del marsupio o bolsa marsupial, en la faz ventral de las hembras, donde depositan los huevos.

La especie más abundante de bicho bolita en Entre Ríos es *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Armadillidae). Este isópodo es nativo del Mediterráneo, aun-

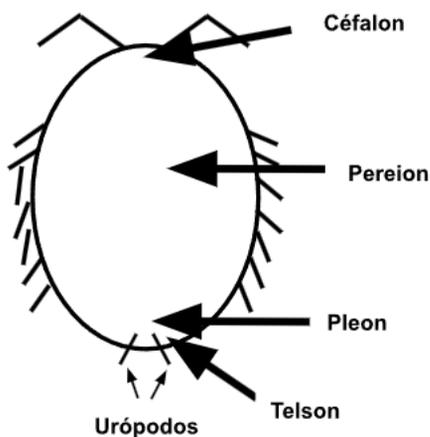


Figura 1. Esquema general de un isópodo terrestre.

que se ha distribuido por Europa, Asia y América como consecuencia de la actividad del hombre (Souty-Grosset et al., 1998). Tiene la capacidad de enrollarse, principalmente ante alguna señal de peligro, razón que justifica su nombre común "bicho bolita". El macho mide 13,6 mm de longitud y 6,4 mm de ancho, mientras que la hembra presenta un tamaño mayor (15,1 mm de longitud y 7,3 mm de ancho). Su coloración es castaño-ceniza, posee telson triangular con ápice truncado, antenas cortas, flagelo con dos artejos, cabeza cuadrangular y endópodos de los urópodos no visibles (Araújo et al., 1996).

Biología

A. vulgare tiene un ciclo máximo de vida de 41 meses (Saluso, 2004). El proceso de muda de su exoesqueleto lo realizan en dos secciones, primero la mitad posterior y aproximadamente 24 horas después, la mitad anterior, por esta razón es común encontrar individuos de dos colores (García y Campos, 2001). Esto es así por dos razones, una de ellas para reducir la vulnerabilidad a la predación y la otra para evitar la desecación. Si las condiciones bioclimáticas son óptimas pueden tener 2 generaciones al año (Saluso, 2004).

En el ciclo biológico de *A. vulgare* se distinguen las siguientes cinco etapas:

- **HUEVO:** 3-7 semanas. Mide aproximadamente 0,7 mm de diámetro y es de color blanco. Los huevos son incubados en el marsupio. Las hembras pueden llevar de 7 a 200 huevos. En el laboratorio de Entomología Aplicada de la EEA Paraná del INTA, de una hembra de "bicho bolita" emergieron 82 mancas juveniles.
- **MANCA MARSUPIAL:** 6-8 semanas. Luego de la eclosión de los huevos las mancas permanecen en el marsupio. Son de color blanco con los ojos negros saltones.
- **MANCA JUVENIL:** desde que salen del marsupio hasta la 2da muda. Recién en esta etapa son capaces de autoabastecerse. Las mancas juveniles tienen 1 mm de longitud, son de color blanco, con su característica típica de enrollarse. Luego de tres semanas de emergidas tienen una longitud de 2-3 mm. Las mancas juveniles no emergen del marsupio todas al mismo tiempo, sino que lo hacen por camadas.
- **JUVENIL:** luego de la 2da muda. Son similares

a los adultos, desde el punto de vista de su morfología, pero difieren en su tamaño.

- ADULTO: luego de los 25 meses. A partir de aquí son capaces de reproducirse.

Etología

Los suelos con abundante cobertura vegetal (ej. cultivos de servicio) o con rastrojo en superficie (ej. siembra directa) brindan un ambiente ideal, humedad y protección de los rayos solares, para la supervivencia de los crustáceos terrestres. Por esta razón frecuentemente estos artrópodos abandonan la cobertura vegetal durante la noche para buscar alimentos. (Saluso, 2004).

A los isópodos terrestres generalmente se los encuentran conformando grupos. Esto es debido a la secreción de feromonas de agregación, contenidas en las heces, las que son percibidas por estructuras sensoriales presentes en las antenas. Este comportamiento se agudiza en condiciones de escasa humedad ambiental, lo que demuestra una adaptación a la vida terrestre, limitando de esta manera, la pérdida de agua corporal (García y Campos, 2001).

Estos invertebrados carecen de la capa de cera en su tegumento, por lo que necesitan permanentemente ingerir agua del medio para evitar su desecación. Esto último lo pueden realizar por tres vías: 1. Con el alimento consumido; 2. Mediante sus piezas bucales; 3. Por capilaridad a través de los urópodos ubicados en la parte final de su cuerpo. Por otro lado, y en el caso específico de *A. vulgare*, esa capacidad "volvacional" (enrollarse) también reduce la pérdida de agua por evaporación (García y Campos, 2001).

DAÑOS

En soja, los isópodos terrestres ocasionan una reducción en el porcentaje de la emergencia de plántulas y daños en semillas, cotiledones y tallos. En las plántulas producen heridas que se concentran principalmente en el segmento inferior del tallo en forma transversal y longitudinal. En cuanto a las heridas transversales, generalmente ubicadas apenas a unos centímetros del suelo, provocan el quebrado de la planta espontáneamente o por efecto del viento. El período de máxima susceptibilidad de la soja a los

isópodos terrestres se extiende desde aproximadamente el día dos hasta el día doce después de la siembra (Trumpey Linares, 1999). En los cultivos de girasol y colza dañan semillas, cotiledones y producen heridas de diferente magnitud en el hipocótilo (Villariño et al., 2012; Faberi et al., 2014).

En la provincia de Entre Ríos, en la campaña 1999/2000 se registraron, por primera vez, varios lotes afectados por isópodos terrestres. La soja de segunda, es decir sembrada sobre rastrojo de trigo, fue el cultivo más dañado por estos artrópodos. También maíz, unos pocos lotes de pasturas perennes conformadas por las siguientes especies, *Medicago sativa*, *Trifolium repens*, *Bromus unioloides*, *Lotus corniculatus* y *Dactylis glomerata* y una pastura anual de *Avena sativa*. Cabe destacar que malezas tales como *Sorghum halepense*, *Stipa brachychaeta* y diversas crucíferas, actúan como refugio para los isópodos y en el caso particular de *Ammi visnaga* y *Rapistrum rugosum* se observó un consumo foliar leve (Saluso, 2001).

En algunos casos los daños se manifestaron por parches irregulares, mientras que en otros, la incidencia fue generalizada con tendencia a intensificarse en la pendiente media-baja y en zonas donde el volumen de rastrojo era mayor.

A diferencia de lo ocurrido en otras áreas del país, además de *A. vulgare* (Latreille), se encontraron otras dos especies de isópodos, *Balloniscus sellowii* (Brandt) y *Porcellio laevis* (Latreille) asociadas a los cultivos extensivos (Saluso, 2001).

Habida cuenta de las diferencias fisiológicas, demanda de nutrientes específicos, tasa de consumo, entre otros, aún entre especies estrechamente emparentadas, cabe esperar que especies plaga que afectan un mismo cultivo, lo hagan en diferentes niveles de severidad. Tomando el concepto de la teoría ecológica (Begon et al., 1990), cuando un grupo de dos o más especies plaga se presentan simultáneamente en un cultivo y ocasionan el mismo tipo de daño, se pueden definir como un gremio. Trasladando esto al escenario del manejo de plagas, surge la complicación de la toma de decisiones de control ante la incidencia de un gremio. Cuando se desarrolló originalmente el concepto de nivel de daño económico (NDE), éste contemplaba una única especie plaga, pero posteriormente y en virtud que varias especies o varios esta-

dios dentro de una misma especie no provocaban la misma respuesta fisiológica en el cultivo hospedante, se propuso el desarrollo de NDEs para múltiples especies. Pedigo et al. (1986) fueron los primeros en desarrollar esta idea que se plasmó en el concepto de Daño Equivalente. Luego, el concepto de equivalencia de daño permite expresar el daño causado por una categoría en términos del causado por otra categoría (Peterson, 2001) a través de los coeficientes de equivalencia (e). Estos coeficientes representan el impacto de las diferentes categorías definidas (ej. especies) en relación proporcional al impacto que ocasionan las categorías definidas como referencia, en términos de

daño ocasionado al cultivo. Por este motivo, y en virtud de las diferentes especies de isópodos terrestres presentes en los lotes de soja en siembra directa se propuso como objetivo determinar sus coeficientes de equivalencia para un mismo tamaño corporal. Los resultados de los experimentos permitieron conocer que las especies *P. laevis* y *B. sellowii* perjudicaron las plantas de soja en menor magnitud al compararlas con *A. vulgare* (Cuadro 1) (Saluso, 2004).

Cuadro 1. Coeficientes de equivalencia (e) para las tres especies de isópodos terrestres estudiadas.

Especies de isópodos	Coeficientes de Equivalencia (e)
<i>Armadillidium vulgare</i>	1,0
<i>Porcellio laevis</i>	0,6
<i>Balloniscussellowii</i>	0,5

MANEJO DE LOS ISÓPODOS TERRESTRES EN AGROECOSISTEMAS

El Manejo Integrado de Plagas (MIP) es un sistema de apoyo a la toma de decisiones para la selección y uso de tácticas, individuales o múltiples, para el control de plagas, las cuales se coordinan armoniosamente en una estrategia de manejo basada en un análisis de costos con relación a los beneficios, considerando los intereses e impactos sobre los productores, la sociedad y el ambiente (Kogan y Shenk, 2002). El MIP se sustenta en dos bases fundamentales: monitoreo y nivel de daño económico, herramientas esenciales para la toma de decisiones.

El NDE define la cantidad de perjuicio que puede ser tolerado y sus valores son específicos para cada plaga y para cada cultivo. Depende de la especie y cultivar de cultivo y de su estado fenológico y del daño potencial de la especie plaga, sus valores, para determinado cultivo, varían con el rendimiento esperado, el precio del producto y el costo de control. Sin embargo, existen a campo factores que pueden hacer que el daño potencial no se concrete, por ejemplo, la presencia de enemigos naturales o la posibilidad de recuperación del cultivo (prácticas culturales, clima). La decisión de tomar medidas de control (umbral de daño

económico UDE) debería depender del análisis de todos esos factores en conjunto (Willink, 1994; Greco et al., 2003). Un ejemplo de esto último es el reajuste del UDE para el complejo de chinches en soja, tanto en función de distintas especies que lo componen como de diferentes prácticas agronómicas (Iannone y Leiva, 1994; Gamundi et al., 2003).

Monitoreo

Previo a la siembra de los cultivos, 15 días antes preferentemente, se sugiere monitorear el lote para conocer la abundancia de “bichos bolita” por unidad de superficie.

Pasos a seguir:

- 1- Arrojar aleatoriamente un marco de hierro/alambre de 0,50 m x 0,50 m, no menos de 15 veces por lote, abarcando todas las situaciones topográficas (loma, media loma y bajo). Para cuadrantes más pequeños (p.ej. 0,25 m x 0,25 m) incrementar la cantidad de muestreos por superficie agrícola.
- 2- Retirar lentamente todo el rastrojo contenido en dicho marco.
- 3- Contar, durante 5 minutos, la cantidad de bichos bolita allí presentes.

Nivel de daño económico

Hasta 1998-99, en Argentina como así también en el resto del mundo, no se disponía de antecedentes en cuanto a la fitofagia de los isópodos terrestres y de su potencial de daño en el cultivo de soja. En consecuencia, las decisiones de control se basaban en criterios subjetivos, desembocando frecuentemente en la aplicación de insecticidas en elevadas dosis, aún ante niveles de abundancia aparentemente muy bajos.

Por esta razón, se condujeron varios experimentos en la EEA Paraná del INTA, con el objetivo de hallar la función de daño de *Armadillidium vulgare* en soja e identificar el nivel de daño económico (NDE) correspondiente a distintos niveles de eficiencia de insecticidas, costos de control y precios de la producción (Saluso, 2004).

En los lotes experimentales se ubicaron 25 marcos de chapa laminada en frío, doble decapada, de 0,55 mm de espesor. Cada marco cubrió una superficie de 1 m² y una altura de 0,30 m de los cuales 0,15 m quedaron enterrados. En cada unidad experimental se sembró, manualmente, semilla de soja de una variedad del grupo de madurez VI, resistente a glifosato. Se siguió un diseño completamente aleatorizado con 5 tratamientos y 5 réplicas. Los tratamientos consistieron en infestaciones artificiales con las siguientes densidades controladas de isópodos: 20 isópodos.m⁻² (T1); 40 isópodos.m⁻² (T2); 80 isópodos.m⁻² (T3) y 160 isópodos.m⁻² (T4); y un testigo sin isópodos (T0). A partir de la emergencia, las plántulas de soja se revisaron diariamente y se registraron los daños ocasionados por *A. vulgare*. En semillas, se registró si éstas habían sido consumidas o no por los isópodos. En plántulas, se consideraron los daños producidos en cotiledones, con las categorías 1 a 4 representando 25%, 50%, 75% y 100% de destrucción, respectivamente, mientras que los daños en hipocótilo se distinguieron en las categorías 1 a 3, representando, respectivamente, heridas superficiales, heridas con compromiso de la mitad del diámetro del hipocótilo e hipocótilo cortado. Para el análisis de los resultados se organizaron las categorías de daño de la siguiente manera:

- Daño Leve: herida superficial en hipocótilo.
- Daño Moderado: herida comprometiendo la mitad del diámetro del hipocótilo.

- Daño Severo: semilla consumida e hipocótilo cortado.
- Daño sólo en cotiledones: heridas a nivel de cotiledones sin comprometer el hipocótilo.

Los resultados de estos ensayos se analizaron a través de regresiones lineales entre densidad de isópodos y todas las categorías de daño y análisis de varianza, usando el procedimiento ANOVA, previa conversión a arcoseno $\sqrt{p/100}$, donde p es el porcentaje de daño de las respectivas categorías: leve, moderado, severo y en cotiledones, incluido en las rutinas del programa Statistical Analysis System (SAS) (SAS Institute Inc, V 6.12). Para el cálculo del NDE se utilizó el modelo de Pedigo et al. (1986):

$$NDE = C/VDIK$$

C: Costo de la técnica (\$·ha⁻¹)

V: valor de mercado (\$·Tn⁻¹)

I: unidad de perjuicio. isópodo⁻¹

D: daño. unidad de perjuicio⁻¹

K: reducción proporcional de la población de isópodos.

Además, las plantas de soja se siguieron hasta cosecha y las semillas de cada planta, fueron pesadas mediante una balanza de precisión. El rendimiento fue expresado como número de granos por metro cuadrado.

A continuación, se presentan parte de los resultados obtenidos de los ensayos descritos en los párrafos anteriores.

Los isópodos dañaron el 24,09% de las plantas de soja. El 88% de ese total correspondió al daño a nivel de hipocótilo, y el daño severo fue el de mayor importancia (13,59%). Los daños leve y moderado totalizaron el 7,6% mientras que el 2,89% de las plantas de soja presentaron sólo daño en sus cotiledones.

La relación lineal entre densidad de isópodos por unidad de superficie y las cuatro categorías de daño, expresadas en porcentaje, fue altamente significativa. El mejor nivel de ajuste correspondió a la relación porcentaje de daño severo y densidad de isópodos

($R^2 = 0,90$) (Cuadro 2). Las menores densidades de isópodos (T1 y T2) y el testigo (T0) no difirieron estadísticamente ($\alpha = 0,05$) entre ellos, pero sí con los tratamientos de 80 y 160 isópodos. m^{-2} , en lo que respecta a daño leve. En el caso del daño moderado la

densidad 160 isópodos. m^{-2} difirió significativamente ($\alpha = 0,05$) de los tratamientos restantes. Lo mismo ocurrió al analizar la variable daño en cotiledones. Para daño severo todos los tratamientos difirieron estadísticamente entre sí ($\alpha = 0,05$) (Cuadro 3).

Cuadro 2. Regresión lineal para cada una de las combinaciones de variables evaluadas (densidad de isópodos y categorías de daño).

Categorías de daño	Regresión Lineal			
	n	a	b	R ²
Daño leve (%)	25	-0,8106 ^{ns}	0,0551 ^{**}	0,8171 ^{**}
Daño moderado (%)	25	-1,0486 ^{ns}	0,1027 ^{**}	0,7211 ^{**}
Daño severo (%)	25	1,0322 ^{ns}	0,2121 ^{**}	0,9037 ^{**}
Daño en cotiledones (%)	25	-1.2297 ^{ns}	0,0686 ^{**}	0,4608 ^{**}

Referencias: n = Número de observaciones, a= Ordenada al origen, b= pendiente. R²: Coeficiente de Determinación. Ns valor crítico > 0,05. * valor crítico < 0,05 y > 0,01. ** valor crítico < 0,01.

Cuadro 3. Porcentaje promedio de cada categoría de daño de acuerdo a las densidades de isópodos consideradas.

Tratamiento	Daño Leve	Daño Moderado	Daño Severo	Daño Cotiledones
Testigo (T0)	0,00 c	0,00 c	0,00 e	0,00 b
20 isópodos. m^{-2} (T1)	0,00 c	0,61 c	2,99 d	0,59 b
40 isópodos. m^{-2} (T2)	0,61 c	3,60 b	9,50 c	0,61 b
80 isópodos. m^{-2} (T3)	3,66 b	4,95 b	22,64 b	2,39 b
160 isópodos. m^{-2} (T4)	8,20 a	16,40 a	32,83 a	10,86 a

Letras iguales indican diferencias no significativas según prueba Duncan al 5%. Diferencias significativas al 0,05 %.

El análisis de regresión entre rendimiento (granos. m^{-2}) y densidad de isópodos arrojó un buen nivel de ajuste ($Y = -9,8063x + 3700,8$; $p = 0,05$; $R^2 = 0,67$). En la Figura 2 se observa una clara disminución del rendimiento a medida que se incrementa la densidad de isópodos.

Para la variable rendimiento, el tratamiento 20 isópodos. m^{-2} y el testigo no difirieron significativamente ($\alpha = 0,05$). Los tratamientos T1, T2 y T3 no difirieron estadísticamente ($\alpha = 0,05$) entre sí. El rendimiento con la mayor densidad de isópodos (T4) difirió significativamente ($\alpha = 0,05$) del rendimiento de los restan-

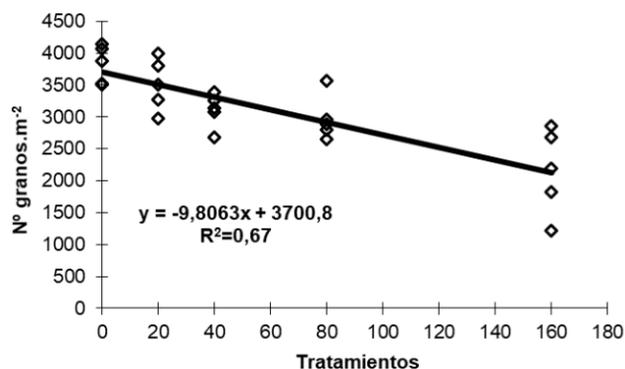


Figura 2. Relación entre densidad de isópodos y rendimiento (granos. m^{-2}).

tes tratamientos (Cuadro 4).

En lo que respecta a los NDEs, para la localidad de Paraná (Entre Ríos), los valores hallados se encontraron en un rango de entre 26 y 150 isópodos.m⁻², cuando se consideraron diferentes valores de reducción proporcional de la población de isópodos (K), costo de la técnica de control (C), densidad de plantas y rendi-

miento potencial del cultivo de soja (Saluso, 2004). De acuerdo a lo mencionado en párrafos anteriores, los NDEs requieren un ajuste permanente dado que las condiciones de mercado, los costos vinculados al control químico y los escenarios productivos cambian constantemente.

Cuadro 4. Rendimiento promedio de soja (granos.m⁻²) de acuerdo a la densidad de isópodos terrestres.m⁻².

Tratamiento	Rendimiento promedio (granos.m ⁻²)	
Testigo (T0)	3823,2	a
20 isópodos.m ⁻² (T1)	3506,6	ab
40 isópodos.m ⁻² (T2)	3107,3	b
80 isópodos.m ⁻² (T3)	2970,1	b
160 isópodos.m ⁻² (T4)	2155,0	c

Letras iguales indican diferencias no significativas según prueba Duncan al 5%. Diferencias significativas al 0,05 %.

CONSIDERACIONES FINALES

La incorporación de nuevas prácticas agronómicas, como lo fue en su momento la siembra directa, conllevó a cambios en el sistema productivo, lo que desembocó en la aparición de otras especies plaga, concretamente los isópodos terrestres. La ausencia de información sobre la cual articular criterios de decisión de manejo, motivó la formulación de diversos trabajos de investigación, los que permitieron conocer y categorizar los daños producidos por estos invertebrados edáficos, en el principal cultivo de Argentina.

AGRADECIMIENTO

Gran parte de la información presentada en este documento corresponde a mi tesis de Maestría por lo que manifiesto un agradecimiento especial a mi director, el Dr. Eduardo Trumper (INTA-EEAManfredi).

BIBLIOGRAFÍA

Anderson JM. 1988. Spatiotemporal effects of inverte-

brates on soil processes. *Biology and Fertility of Soils*, 6: 216-227.

Aragón J. 2003. Guía de reconocimiento y manejo de plagas tempranas relacionadas a la siembra directa. INTA Marcos Juárez. Centro Regional Córdoba. Agroediciones INTA, 60 p.

Araújo PB, Buckup L, Bond-Buckup G. 1996. Isópodos terrestres (Crustacea, Oniscidea) de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia Porto Alegre*, (81): 111-138.

Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1990. *Ecology, individuals, populations and communities*. Ed. Blackwell Science Cambridge. 2da. Ed. 945 p.

Brown GG, Pasini A, Benito NP, De Aquino AM, Correia MEF. 2001. Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian no tillage agroecosystems: A preliminary analysis. Report presented in the "International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems". Montreal, Canadá, 8-10 November, 2001. 20p.

Caviglia OP, Andrade FH. 2010. Sustainable intensifi-

- cation of agriculture in the argentinean pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology*, 3 (Special Issue 1): 1-8.
- Caviglia OP. 2007. Intensificación de la secuencia de cultivos en Entre Ríos: balance de carbono y aprovechamiento de recursos. En: Caviglia OP, Papparotti OF, Sasal MC. [Eds.]. *Agricultura sustentable en Entre Ríos*. pp. 149-158. Ediciones INTA. Buenos Aires.
- Edney EB, Allen W, McFarlane J. 1974. Predation by terrestrial isopods. *Ecology*, 55: 428-433.
- Faberi A, Clemente N, Manetti P, López AN. 2014. Nivel de daño económico de *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804) (Crustacea: Isopoda) en el cultivo de girasol. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 40(2): 182-188.
- Gamundi JC, Andrian M, Bacigaluppo D, Lago M, Lenzi L, Randazzo R, Brodero M. 2003. Incidencia del complejo de chinches en el cultivo de soja con diferentes espaciamientos entre líneas. Soja. Campaña 2002-2003. Para mejorar la producción N° 24. Ediciones INTA, EEA Oliveros, pp. 79-86.
- Gamundi JC, Molinari A. 2002. Plagas asociadas al sistema de siembra directa. Guía de campo. 26 de febrero, INTA - EEA Oliveros. Centro Regional Santa Fe. s. pag.
- García L. 2015. Orden Isopoda. *Revista IDE@ - SEA*, (78): 1-12
- García FRM, Campos JV. 2001. Biología e controle de artrópodos de importância fitossanitária (Diplopoda, Symphyla, Isopoda), pouco conhecidos no Brasil. *Divulgação Técnica. Biológico*, São Paulo, 63(1/2): 7-13.
- Greco NM, Sánchez NE, Pereyra PC. 2003. Principios de manejo de plagas en una agricultura sustentable. En: *Agroecología el camino hacia una agricultura sustentable*. E.C.A. pp. 251-274.
- Iannone N, Leiva P. 1994. Daños, toma de decisiones y control cultural de chinches en soja. INTA EEA Pergamino. *Carpeta de Producción Vegetal, Soja XIII*: 5 p.
- Ing B. 1967. Myxomycetes as food for other organisms. *Proceedings and transactions of the British Entomological and Natural History Society*, 1967: 18-23.
- Kogan M, Shenk M. 2002. Conceptualización del manejo integrado de plagas en escalas espaciales y niveles de integración más amplios. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica)*, 65: 34-42.
- MelloGarcía FR. 1999. *Zoología agrícola. Manejo ecológico de plagas*. Ed. Rígel. pp. 105-114.
- Mousavi SR, Eskandari H. 2011. A general overview on intercropping and its advantages in sustainable agriculture. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, 1(11): 482-486.
- Paris OH, Sikora A. 1965. Radiotracer demonstration of isopod herbivory. *Ecology*, 46: 729-934.
- Pedigo LP, Higley LG. 1996. *Introduction to Pest Management and Thresholds*. En: Higley LG, Pedigo LP. [Eds.]. *Economic Thresholds for Integrated Pest Management*, University of Nebraska Press, Lincoln. pp. 3-20.
- Pedigo LP, Hutchins SH, Higley LG. 1986. Economic injury levels in theory and practice. *Annual Review of Entomology*, 31: 341-368.
- Peterson RKD. 2001. Photosynthesis, yield loss, and injury guilds. En: Peterson RKD, Higley LG. [Eds.]. *Biotic Stress and Yield Loss*, CRC Press, Boca Raton, pp. 92-93.
- Saluso A. 2007. La siembra directa y su relación con los macroinvertebrados de suelo. En: *Agricultura sustentable en Entre Ríos*. Caviglia, O, Papparotti O, Sasal MC. (Ed.) INTA, pp. 81-88.
- Saluso A. 2004. Determinación del nivel de daño económico y plan de decisión secuencial para el manejo de *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804) (Crustacea: Isopoda) en soja. Tesis Maestría. Universidad Nacional de La Rioja. La Rioja, Argentina, 75 p.
- Saluso A, Ermácora O, Romero C, Debona C. 2004. Variación estacional de la abundancia y diversidad de la artropodofauna edáfica en dos agroecosistemas. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 22-25 de junio. Paraná. Libro de Resúmenes, p. 122
- Saluso A. 2001. Isópodos terrestres asociados al cultivo de soja en siembra directa. En: *Soja. Actualización Técnica. Serie Extensión N° 21*. INTA EEA -Paraná. Centro Regional Entre Ríos, pp 80-83.

- Sas institute inc. Software. 1996. Versión 6.12. by SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- Souty-Grosset C, Nasri K, Mocquard JP, Juchault P. 1998. Individual variation in the seasonal reproduction of the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare* Latr. (Crustacea, Oniscidea). *Acta Oecologica*, 19(4): 367-375.
- Suttoni. 1980. Woodlice. En: Hassall M, Rushton SP. [Eds.]. Feeding behaviour of terrestrial isopods in relation to plant defenses and microbial activity. *Symposia of the Zoological Society of London*, 53: 487-505.
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. University of California Press, Berkeley, 639 p.
- Taboada M. 2017. Agricultura conservacionista. En: Andrade F. [Ed.]. Los desafíos de la agricultura argentina: satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental. Compilado por Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Trumper E, Linares M. 1999. Bicho bolita. Nueva amenaza para la soja. *SuperCampo* (5), 59: 24-27.
- Villarino SV, Manetti PL, López AN, Clemente NL, Faberi AJ. 2012. Formulaciones con combinación de ingredientes activos para el control de *Armadillidium vulgare* (Crustacea: Isopoda), plaga en el cultivo de colza. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 38(1): 91-96.
- Willink E. 1994. Spodoptera Frugiperda: biología, hábitos, nivel de daño económico, enemigos naturales y manejo de la plaga. Facultad de Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de Entre Ríos – INTA EEA Paraná, 20 de octubre, 7 p.

BLOQUE III

Productividad y sostenibilidad: Un dilema de difícil solución

*Gervasio Piñeiro
Virginia Pravia
Verónica Ciganda
Lucía Salvo
Sebastián Mazzilli
Santiago Álvarez
Luis Giménez
Guillermo Siri-Prieto*

Coordinador técnico: Oswaldo Ernst



Bases conceptuales para el manejo de agroecosistemas multifuncionales¹

Gervasio Piñeiro²

En este artículo se intentará presentar la información conceptual que se consideró más relevante para comprender, analizar y diseñar los sistemas agropecuarios extensivos de nuestra región. Si bien el enfoque será sobre estos sistemas, los mismos conceptos son generalizables a sistemas agropecuarios en general. Algunas de las ideas que se desarrollarán tienen un alto grado de aceptación entre la comunidad científica, mientras que otras están aún en formulación y, por lo tanto, deben ser tomadas con cautela. Se realizará una breve reseña del marco actual de la producción agropecuaria, desde una perspectiva socio-ecosistémica, y luego se desarrollarán conceptos básicos de los agroecosistemas en donde producimos y sus productos, finalizando con el planteo de un nuevo paradigma agropecuario.

¿EN QUÉ MARCO PRODUCIMOS?

En los últimos años los sistemas de producción de alimentos han sido muy cuestionados por los consumidores y la sociedad en general. Esto ha provocado diversas reacciones, desde algunas más extremistas a otras más proactivas o conciliadoras, tanto en los productores/as como en el resto de la sociedad. Para poder desarrollar sistemas agroalimentarios que satisfagan todos los requerimientos reclamados por las sociedades es necesario comprender las interacciones entre los sistemas sociales y los sistemas ecológicos de producción de alimentos. Para ello es importante reconocer que producimos alimentos en ecosistemas que tienen ciertas propiedades (ver punto 3), y que los ecosistemas naturales también brindan una multiplicidad de servicios ecosistémicos a la humanidad (ver punto 2). Más allá de que al tratar estos temas surgen cuestiones políticas y filosóficas, que no se abordarán en este artículo, se hará centro en describir el marco teórico desarrollado en torno a

los sistemas Socio-Ecológicos que nos ayudan a entender nuestra relación con la naturaleza.

Los sistemas Socio-Ecológicos (también llamados Socio-Ecosistemas) incluyen a los ecosistemas o unidades biogeofísicas con las que se asocian uno o más sistemas sociales (Ostrom, 2009; Martín López et al., 2012) (Figura 1). La noción de que las sociedades humanas y el ambiente forman un único sistema resulta clave para entender el relacionamiento y la co-evolución entre ambos componentes, que han sido históricamente estudiados y analizados por separado. El análisis de estos sistemas complejos requiere una multiplicidad de miradas y disciplinas, y se basa en el estudio de las variables representativas de ambos componentes (ej. riqueza de especies o productividad primaria para los ecosistemas y nivel de ingresos o nivel educativo para las sociedades), pero también de las variables que describen las conexiones e interacciones entre ambos (ej. nivel de apropiación de servicios ecosistémicos).

La importancia de enmarcar a la producción agropecuaria en el marco teórico de los sistemas socio-ecológicos radica en la posibilidad de comprender como los ecosistemas nos brindan múltiples servicios ecosistémicos que aportan a nuestro bienestar (no solamente alimentos) y como, a su vez, las sociedades humanas toman decisiones y realizan diversas actividades que afectan a los ecosistemas (Figura 1). Estas actividades no siempre son realizadas con una visión del conjunto de todos los beneficios que brindan los ecosistemas y a veces las miradas parciales o estrechas provocan la disminución en la provisión de algunos servicios y la degradación de los ecosistemas. Es por ello, que son las mismas sociedades que advierten estos perjuicios, aunque a veces tarde, y por lo tanto desarrollan mecanismos y acciones para regularlos.

¹ Artículo tomado del libro: Piñeiro Gervasio, Bases conceptuales para el manejo de agroecosistemas multifuncionales. Capítulo 2. En: Sistemas productivos sostenibles. Coordinador, E. Satorre. Ediciones CREA. Argentina, 2020.

² Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires- IFEVA/CONICET y Facultad de Agronomía, Universidad de la Republica.

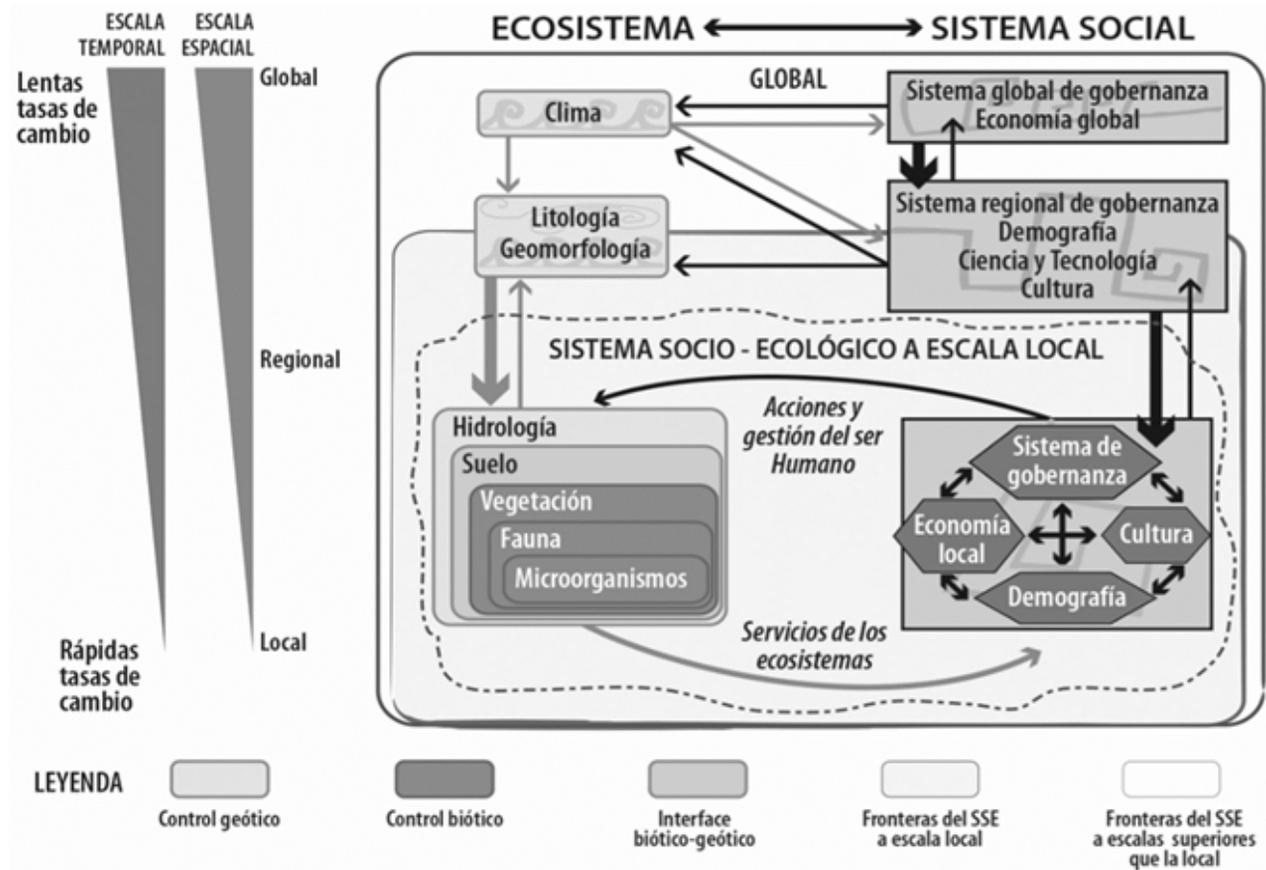


Figura 1. Modelo conceptual para la identificación y delimitación de los sistemas socio-ecológicos en función de la escala espacio-temporal. Los componentes de los ecosistemas interactúan con los componentes del sistema social a diferentes escalas espacio-temporales. Los procesos relacionados con escalas superiores influyen con tasas lentas de cambio sobre los componentes socio-ecológicos de escalas regionales, los cuales a su vez influyen (con tasas de cambio más aceleradas) en los componentes locales del sistema socio-ecológico. El ser humano responde a los cambios del sistema a través de mecanismos institucionales en distintos niveles organizativos, los cuales determinan el estado de los ecosistemas y, por ende, la capacidad de los mismos de suministrar servicios a la sociedad (Tomado de Martín López et al., 2012).

¿QUÉ PRODUCIMOS?

Muchos de ustedes y la sociedad en general, contestarían a esta pregunta: ¡alimentos!, es decir maíz, soja, carne, leche, verduras, frutas, etc. Algunos dirán también, fibras (ej. algodón) y otros también, tal vez, biocombustibles. Si bien estas respuestas son correctas, resultan insuficientes, ya que los sistemas agropecuarios producen, seamos conscientes o no, muchas más cosas que aquellas que se venden o consumen y fueron listadas arriba. Esta multiplicidad de beneficios que brindan los ecosistemas, tanto artificiales como naturales, se han dado a llamar servicios ecosistémicos o contribuciones de la naturaleza a las personas (Millenium Ecosystem Assessment, 2003; Díaz et al., 2018). El concepto de servicios ecosistémicos propuesto por Daily (1997) a cobrado mucha relevancia en los últimos años, ya que permite relacionar la estructura y el funcionamiento de

los ecosistemas con los beneficios que estos brindan y su valor (www.IPBES.net) (Figura 2). Los ecosistemas naturales y los agroecosistemas (u otros ecosistemas manejados por los seres humanos) brindan una multiplicidad de servicios ecosistémicos, generalmente distintos (Foley et al., 2005).

Los sistemas agropecuarios producen una multiplicidad de servicios ecosistémicos y no solo aquellos productos que vendemos. Sin embargo, al considerar los agroecosistemas muchas veces pensamos solamente en los servicios de provisión o abastecimiento (ej. carne, verduras, leche, agua, etc.) y desconocemos los servicios de regulación y soporte que estos brindan, probablemente porque los primeros tengan precio, aunque los segundos tengan mucho valor. Los servicios de regulación y soporte (Figura 2), son claves para mantener el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas y poder continuar con la produc-

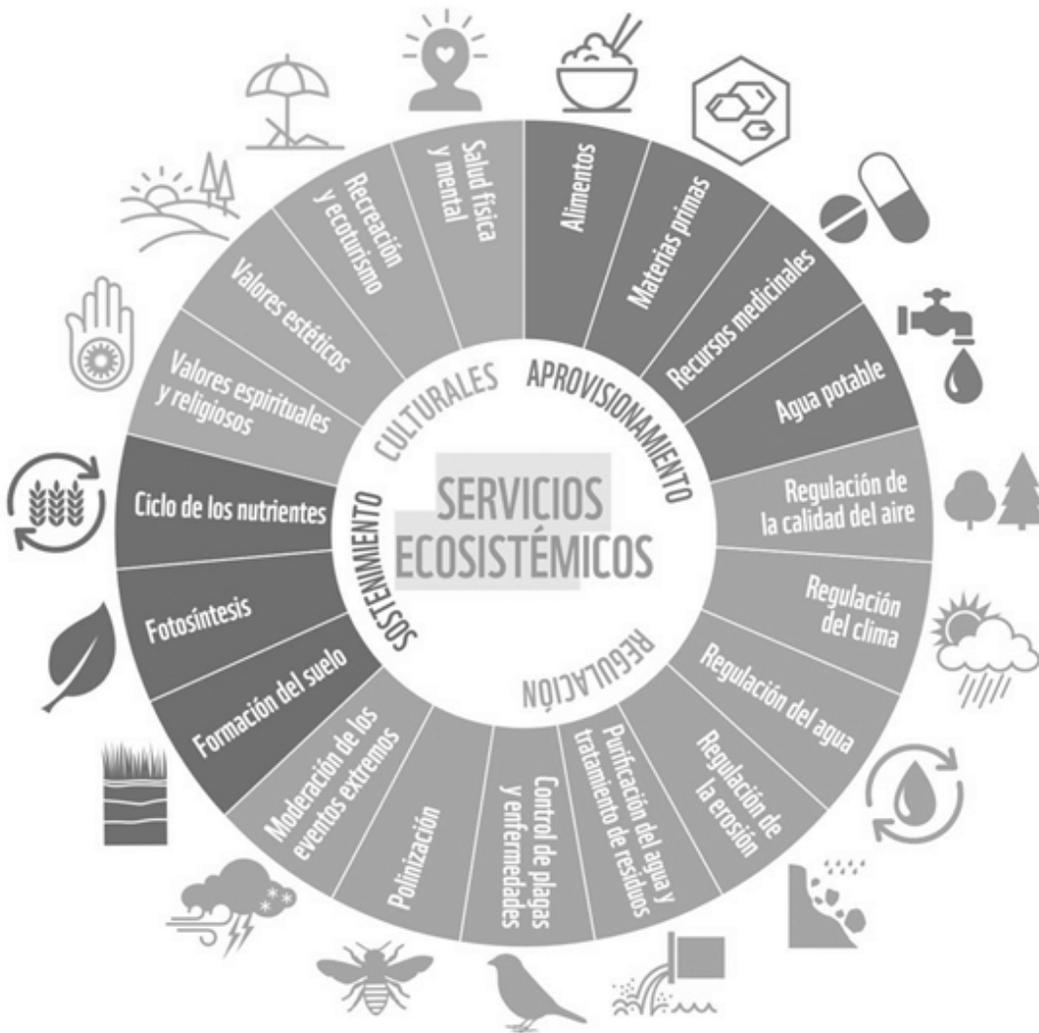


Figura 2. Representación esquemática de distintos servicios ecosistémicos, clasificados en cuatro categorías de servicios (Adaptado de www.fao.org.mx).

ción de alimentos, pero también para mantener a la biósfera en condiciones habitables para nosotros y para resto de los seres vivos. Los servicios de regulación y soporte se pueden clasificar en aquellos que tiene impactos locales, es decir que afectan directamente la producción agropecuaria, como la fertilidad del suelo, la estructura del suelo, la erosión, la retención de agua edáfica, el control de malezas, el control de plagas y enfermedades, la regulación de temperatura del suelo, la profundidad de napas, etc. (Figura 3). Por otro lado, están aquellos servicios ecosistémicos que afectan u operan a escala regional y por lo tanto afectan a las comunidades alrededor de los agroecosistemas y, a su vez, dependen de las acciones colectivas de los productores y las productoras de una región. Estos son por ejemplo el control de las inundaciones o la lixiviación de nitratos a las napas o acuíferos, o el vertido de agroquímicos o nutrientes a arro-

yos, lagos y lagunas. Finalmente están los servicios ecosistémicos de regulación y soporte que afectan a todo el planeta, a pesar de que son brindados por cada agroecosistema, como la emisión de gases de efecto invernadero o la conservación de la biodiversidad como valor intrínseco (Figura 3).

El diseño de los agroecosistemas buscando solamente la obtención de productos vendibles (alimentos, fibras, etc.) ha llevado, en muchos casos, a un deterioro de los servicios de regulación y soporte, y la degradación de los ecosistemas. Muchos de los servicios de regulación y soporte deteriorados impactan a escala local disminuyendo la propia producción de alimentos y a escalas regionales y globales, disminuyendo la provisión de otros servicios. Sin embargo, en décadas recientes, a pesar del deterioro creciente de los agroecosistemas y su consecuente disminución en la provisión de servicios ecosistémicos de regula-

Servicios ecosistémicos a escala:

Local: afectan directamente la producción agrícola (fertilidad del suelo, estructura del suelo; erosión, retención de agua disponible en el suelo, control de malezas, control de plagas y enfermedades, regulación de temperatura del suelo, profundidad de napas, etc.)

Afectan a la propia producción Agropecuaria

Regional (regulación de nitratos en napas, purificación de agua, reducción de contaminantes, control de inundaciones, etc)

Afectan a la comunidad

Global (gases de efecto invernadero, biodiversidad, etc).

Afectan a tod@s

Figura 3. Servicios ecosistémicos de regulación y soporte, clasificados según la escala espacial en la que proveen los servicios.

ción y soporte, el nivel de producción de alimentos de estos ha aumentado considerablemente en la mayoría de las regiones del planeta. Esto se debe a un aumento importante en el uso de insumos que han suplantado los servicios ecosistémicos de regulación y soporte perdidos. Es así como la pérdida de materia orgánica y nutrientes en el suelo ha sido suplida por el agregado de fertilizantes, o la disminución de los enemigos naturales por un aumento en el uso de insecticidas (Tilman et al., 2002). En otras palabras, la pérdida de procesos básicos del ecosistema ha disminuido la provisión de servicios de regulación y soporte que han sido suplidos con un aumento en el uso de insumos y por ende de los costos asociados a la producción. Por otro lado, la pérdida de servicios de regulación y soporte de los agroecosistemas, que impactan en las escalas regionales y globales, ha traído un sin número de problemas ambientales y un aumento en los costos públicos asociados a su remediación, así como una creciente opinión pública negativa sobre la producción de alimentos (Foley et al., 2005).

¿DÓNDE PRODUCIMOS?

La respuesta a esta pregunta es relativamente simple (en agroecosistemas) pero tiene implicancias que muchas veces desatendemos. Si bien la mayoría de los agrónomos/as o productores/as que gestionan el territorio saben que producen en agroecosistemas, muchas veces olvidamos las reglas que afectan el funcionamiento y la estructura de estos sistemas. Diversos ejemplos locales y globales muestran como hemos desatendido estas reglas o premisas ecológicas, con resultados negativos para nuestros sistemas de producción. El ejemplo de las malezas y la selección natural (Jasieniuk et al., 1996), o de la pérdida de materia orgánica y la ley de la conservación de las masas son algunos de los más conocidos (Vitousek et al., 2009). En los últimos años la intensificación con-

vencional de la producción agropecuaria ha descuidado el mantenimiento de la diversidad de los agroecosistemas, a pesar de que es bien sabido que la diversidad es uno de los pilares de la estabilidad de los ecosistemas y por ende también de los agroecosistemas (Tilman y Downing, 1994). Es muy improbable que construyamos agroecosistemas simples (con pocas especies) y que estos sean capaces de mantener su estabilidad (ej. resistencia y resiliencia) frente a los diversos estreses externos (Gaudin et al., 2015).

Para diseñar agroecosistemas estables que provean múltiples servicios ecosistémicos, es necesario considerar las principales reglas y conocimientos desarrollados por la ecología. Desde un punto de vista ecológico, los agroecosistemas son considerados ecosistemas inmaduros en contraposición a la mayoría de los ecosistemas naturales que se consideran en un estado maduro. Los ecosistemas inmaduros existen en la naturaleza generalmente luego de una perturbación (fuego, huracanes, etc.) que remueve biomasa y por lo tanto libera recursos (Chapin et al., 2012). Estos ecosistemas poseen por definición una alta productividad primaria, es decir acumulan biomasa en troncos, hojas o semillas en el tiempo. Es así como los seres humanos hemos remplazado mediante perturbaciones (ej. desmontes, herbicidas o labores) muchos ecosistemas naturales maduros (ej. bosques, pastizales, sabanas) por agroecosistemas inmaduros, en donde esta elevada productividad puede ser cosechada. Para mantener los agroecosistemas en un estado inmaduro es necesario realizar perturbaciones frecuentes utilizando energía proveniente de fuera del sistema, en general energía de combustibles fósiles (Odum, 1969). Sin embargo, todos los ecosistemas inmaduros (naturales o agroecosistemas) tienen otras propiedades ecológicas no deseables como una baja diversidad, pocas interacciones entre especies, baja resiliencia y ciclos de los nutrientes abiertos, entre otras (Chapin et al., 2012).

Debido a estas características de los ecosistemas inmaduros, los agroecosistemas dejan de proveer muchos servicios ecosistémicos de regulación y soporte, como se mencionaba anteriormente. Es por ello que resulta crucial el diseño de agroecosistemas que logren imitar algunas de las propiedades de los ecosistemas maduros, logrando proveer una mayor cantidad de servicios de regulación y soporte, para poder revertir el deterioro ambiental y mantener la producción en el largo plazo (Crews y Rumsey, 2017). Para ello es necesario analizar el ciclo de la materia, el flujo de la energía y el manejo de la biodiversidad (entendida como la información presente en el sistema) en los agroecosistemas. A partir de estos conocimientos y manejando la información presente, podremos lograr proveer una mayor cantidad de servicios ecosistémicos y evaluar mejor los compromisos entre estos.

El ciclo de la materia en los agroecosistemas

El ciclo de la materia es un aspecto clave del manejo de los agroecosistemas, que ha sido repetido incansablemente en diversos cursos y currículas de facultades de agronomía, pero sigue siendo escasamente considerado por los productores y productoras para el diseño de los agroecosistemas. En los agroecosiste-

mas, los ciclos de los nutrientes son abiertos porque intercambian mucha materia (nutrientes) con el exterior (Figura 4). Las salidas están dadas principalmente por las cosechas de los cultivos (flechas rayadas en Figura 4), pero también porque ocurren pérdidas de nutrientes provocadas por la desincronización temporal entre la oferta y la demanda de nutrientes (flechas grises en Figura 4) y la incapacidad del suelo de retenerlos. Esto es común para la mayoría de los nutrientes y por lo tanto, las reservas en el agroecosistema generalmente disminuyen con el tiempo. La pérdida de nutrientes de los agroecosistemas trae aparejado dos grandes problemas: por un lado, se disminuyen las reservas de nutrientes necesarios para seguir produciendo, y por otro lado, se provoca una acumulación de esos nutrientes en otros ecosistemas (generalmente acuáticos) generando serios problemas en su funcionamiento (Matson et al., 1997). La vía de reposición de los nutrientes perdidos en los agroecosistemas varían según nutriente, pero, por ejemplo, si consideramos el nitrógeno, se corresponden a las entradas por fertilización, fijación biológica o deposiciones atmosféricas (flechas punteadas en Figura 4). En nuestra región estas entradas son generalmente menores a las salidas, porque suelen responder a la demanda del cultivo y sólo se realizan para continuar produciendo cuando se agotan las reservas del suelo.

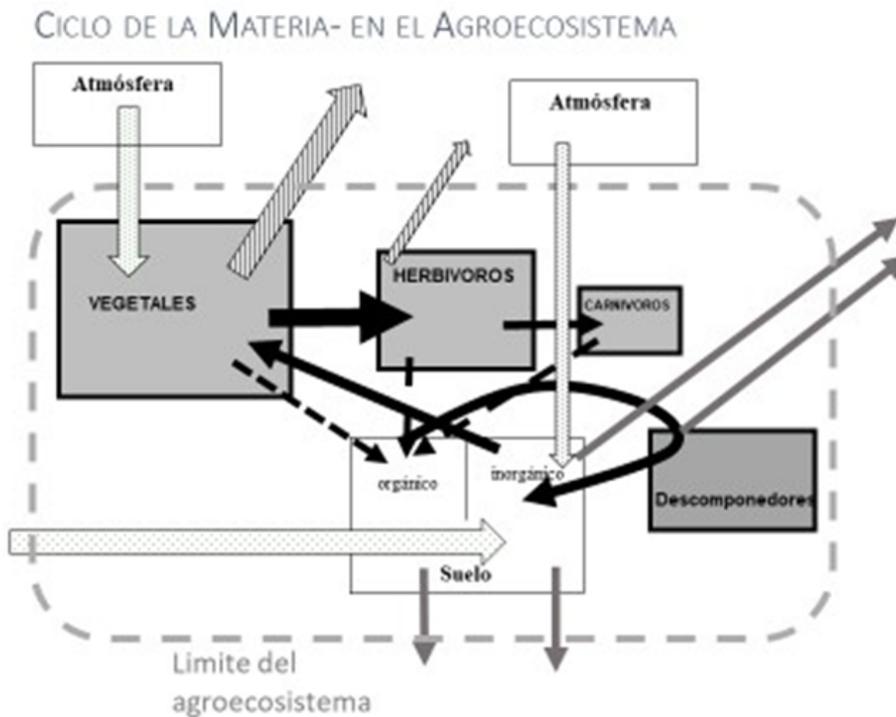


Figura 4. Esquema conceptual simplificado del ciclo de la materia (o de los nutrientes) en un agroecosistema, usando como ejemplo el ciclo del nitrógeno. Las flechas negras muestran el reciclado interno del agroecosistema, las flechas grises las pérdidas, las rayadas las extracciones por cosecha y las punteadas las entradas.

La única forma de reponer de manera sustentable las extracciones de nutrientes provocadas por las cosechas consiste en lograr que la materia cicle entre el campo y los puntos de consumo de los productos cosechados, que generalmente son las ciudades o los corrales de alimentación de animales (ej. feedlots, tambos) (Elser y Bennett, 2011). Para esto deberíamos capturar los nutrientes en los residuos sólidos y líquidos de los puntos de consumo para volverlos a utilizar como fertilizante en los campos agrícolas. Actualmente existen muchas tecnologías de reciclaje pero su aplicación suele ser muy limitada, principalmente por razones de gobernanza y económicas (Marald, 2002). Sin embargo, este reciclaje es el eje central de la economía circular y representa la única opción que permitirá mantener la producción agropecuaria a largo plazo y al mismo tiempo la provisión de diversos servicios ecosistémicos de regulación y soporte (Jurgilevich et al., 2016). Cualquier otra opción de fertilización es probable que cause un flujo de la materia y no un ciclo, con lo cual provocará disminuciones de los nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, etc.) en donde se extraen (ej. depósitos mineros) y contaminación o problemas ambientales en donde se depositan o acumulan esos nutrientes. Por lo tanto, aunque todavía pueda parecer difícil de lograr, deberíamos realizar nuestro máximo esfuerzo para intentar que la materia cicle y esto deberá incorporar en muchos casos las escalas de paisaje o continentales. La estrategia más adecuada para lograrlo dependerá del elemento considerado y de su biogeoquímica, ya que algunos elementos ciclarán fácilmente vía atmosférica (ej. carbono) pero otros deberán ser transportados artificialmente debido a su ciclo sedimentario (ej. fósforo).

Si bien las extracciones de materia por cosechas son inevitables, los agroecosistemas poseen también pérdidas de nutrientes (flechas grises en Figura 4) que pueden y deben ser evitadas. Estas pérdidas de nutrientes de los agroecosistemas, al igual que las cosechas, no solo disminuyen los contenidos de nutrientes disponibles para la producción agropecuaria, sino que, además, provocan contaminación en ambientes circundantes donde se acumulan; generalmente cursos de agua, lagos y océanos (Nixon et al., 1996). Para disminuir al mínimo estas pérdidas, y parecerse a los ecosistemas naturales, es necesario diseñar agroecosistemas que posean sincronizada la oferta y la demanda de nutrientes. Para ello, debería-

mos apartarnos del paradigma actual de la fertilización orientada a la planta y pensar en una fertilidad orientada al ecosistema, basada en la nutrición del suelo para mantener altas las reservas de nutrientes y la energía almacenada en la materia orgánica del suelo (Blanco-Canqui et al., 2015). De este modo se podría favorecer una liberación de nutrientes más acoplada con la demanda de los cultivos debido a los diversos mecanismos que regulan la mineralización de la materia orgánica. A su vez, la materia orgánica del suelo cumple un rol fundamental en la provisión de otros servicios ecosistémicos que soportan la producción de los cultivos (descompactación, aireación del suelo, retención de agua, etc.).

En el manejo de nuestros agroecosistemas, la presencia de un solo cultivo al año provoca que la oferta de nutrientes por descomposición de residuos y la demanda de nutrientes por los cultivos se encuentre totalmente desacoplada. Por ejemplo, a principios de otoño, durante la senescencia y la cosecha de los cultivos de verano, se produce una gran liberación de los nutrientes contenidos en los tejidos vegetales. Si bien parte de estos nutrientes pueden ingresar y ser almacenados en la materia orgánica del suelo, otra parte importante es perdida principalmente como formas inorgánicas (lixiviación de nitratos o desnitrificación, por ejemplo, en el caso del nitrógeno) (Caride et al., 2012). La cantidad de nutrientes que se pierden en ese momento del ecosistema depende de la calidad y cantidad de los residuos aportados y del estado de "salud" del suelo, que determinará su capacidad de retener o no esos nutrientes en la materia orgánica edáfica (asumiendo que no hay cultivos de invierno que puedan tomar esos nutrientes). Solo estos dos factores determinarán las pérdidas ya que en ese momento no existe demanda de nutrientes por otros cultivos (pero si podrían aparecer, y lo hacen habitualmente, malezas que absorban esos nutrientes). Durante el fin del otoño, el invierno y principio de la primavera, se produce la descomposición de los residuos aportados por los cultivos de verano, lo cual provoca que, en ausencia de malezas, se acumulen nutrientes en formas inorgánicas en el suelo (amonio, nitratos, fósforo, potasio, cloro, calcio, magnesio ¡y toda la tabla periódica!) que son altamente propensos a perderse del ecosistema, generando contaminación en los cursos de aguas. Sincronizar la oferta de nutrientes inorgánicos derivados de la descomposición de residuos vegetales, con la demanda de

nutrientes generadas por el crecimiento de otros cultivos, debería ser un objetivo clave del diseño de la fertilización y la rotación de cultivos. Para esto, la cantidad y calidad de los residuos aportados y la dinámica de la materia orgánica son aspectos centrales a comprender.

El flujo de la energía en los agroecosistemas

Así como la materia cicla en los ecosistemas, la energía del sol fluye a través de ellos, principalmente ingresando al ser absorbida por la vegetación y saliendo al disiparse como calor (Figura 5). Al realizar nuestras cosechas exportamos nutrientes, pero también energía del agroecosistema. Es por la energía contenida en los alimentos (además de sus nutrientes) que éstos adquieran valor. Por lo tanto, el diseño de agroecosistemas se ha centrado en la obtención de la mayor cantidad de energía en productos cosechables (además de su calidad nutricional por supuesto). Sin embargo, se ha descuidado la necesidad de energía que requiere el sistema para mantenerse funcionando. A modo de ejemplo, la excesiva cosecha de granos o biomasa puede llevar a una disminución importante en la cantidad de residuos aportados al suelo y, por ende, a una disminución de la materia orgánica y de las poblaciones de descomponedores, lo cual impactará en una disminución en el reciclado de nutrientes. Una menor producción de raíces por los cultivos, seleccionados principalmente para producir órganos cosechables aéreos, también provocará una

disminución en la cantidad de energía que va al suelo (Necromasa en Figura 5). De la misma manera, la eliminación total de los herbívoros (insectos, etc.) provocará la muerte de las poblaciones de carnívoros (enemigos naturales) ya que no les llegará energía (Figura 5) suficiente para su mantenimiento.

Es importante resaltar que nunca será deseable cosechar y extraer del agroecosistema toda la energía capturada mediante la fotosíntesis. Es indispensable que parte de esa energía permanezca en el agroecosistema para brindar las funciones vitales del mismo y lograr su mantenimiento (ej. los servicios de regulación soporte). Por ejemplo, para mantener el servicio de regulación y soporte de control de la erosión debemos destinar energía para generar biomasa viva o muerta que cubra y proteja al suelo de la lluvia. Para reponer el nitrógeno cosechado, debemos destinar energía para que las leguminosas fijen nitrógeno del aire y para formar materia orgánica debemos destinar energía para construirla y alimentar a los organismos descomponedores del suelo. Por todo esto, en el diseño de cualquier agroecosistema, no debemos ser “angurrientos” e intentar cosechar toda su productividad, sino que debemos dejar en el agroecosistema parte de la energía y canalizarla de la manera más eficiente para la provisión de los servicios de regulación y soporte. Sin embargo, existe una gran oportunidad para esto ya que en muchos agroecosistemas la captura de energía y nutrientes es muy ineficiente, principalmente debido a la inmadurez del agroecosis-

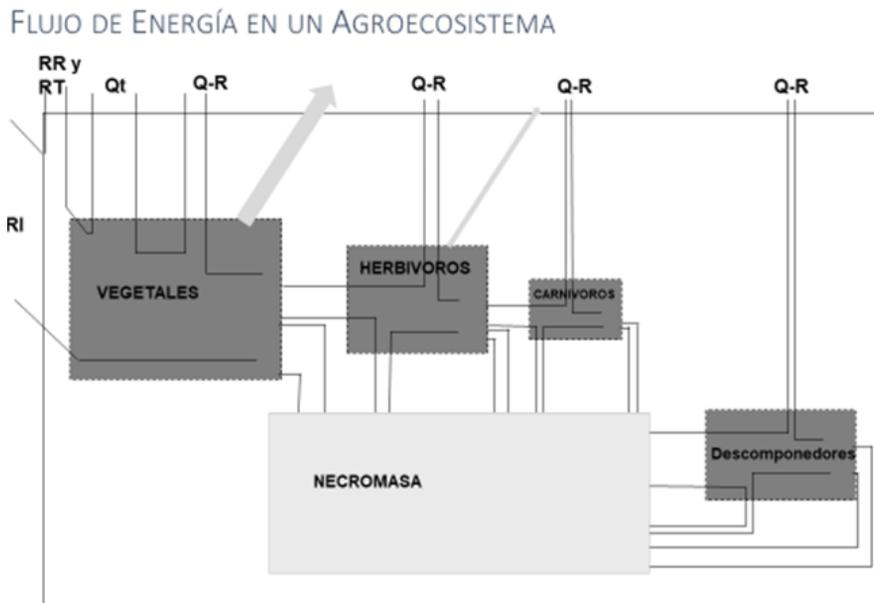


Figura 5. Diagrama del flujo de energía en un agroecosistema. RI= radiación incidente, RR y RT= radiación reflejada y transmitida, Qt= calor liberado por los vegetales antes de hacer fotosíntesis, Q-R= calor liberado durante la respiración de los vegetales, herbívoros, carnívoros o descomponedores, respectivamente. (Tomado de la guía de Ecología, Facultad de agronomía, Universidad de Buenos Aires).

tema y a la frecuencia de perturbaciones y por ello se desaprovecha la energía incidente y se pierden recursos. Mejorar estos problemas implica incorporar un enfoque de sistemas (complejos) para el diseño de los agroecosistemas, por ejemplo, con la inclusión de cultivos de servicios, especialmente pensados para capturar energía y destinarla a las funciones vitales de los agroecosistemas. De cualquier manera, es importante considerar que la cantidad de energía que se pueda cosechar y la que se deba dejar en el agroecosistema dependerá de las condiciones ambientales del mismo (suelos, clima, etc.), que deberán ser consideradas en su diseño.

Dentro del paradigma de la revolución verde, el agregado de subsidios de energía externos al sistema (como el laboreo, la fertilización, los herbicidas, etc.) ha sido pensado principalmente para maximizar la producción cosechable (Odum, 1969), pero debería ser repensado también para canalizar una porción de la energía hacia la provisión de servicios de regulación y soporte. Esto ayudará, en el largo plazo, a una reducción en el uso de subsidios o insumos, ya que muchas de las funciones del ecosistema se realizarán utilizando energía proveniente del sol y no mediante subsidios externos (ej. suministro de nutrientes por la materia orgánica del suelo, control de plagas por enemigos naturales). Es importante tener en cuenta que el funcionamiento de los ecosistemas requiere necesariamente consumir energía, como el metabolismo basal de cualquier sistema, y por lo tanto no será posible lograr su funcionamiento y sustentabilidad a largo plazo sin destinar energía a tal fin. El paradigma de la revolución verde está implícitamente centrado en que esta energía sea externa al sistema (subsidios de energía e insumos) pero debemos movernos hacia un paradigma en donde la energía solar capturada por el propio agroecosistema sea canalizada hacia estos servicios de regulación y soporte, que involucran el mantenimiento del propio agroecosistema, pero también, a escalas mayores, de los paisajes circundantes y finalmente de la biósfera. Para esto, y como describimos a continuación, será importante pensar en los procesos del agroecosistema y en el manejo de la información contenida en él.

La Información como clave para el manejo de agroecosistemas

La mayoría de los textos de ecología consideran al ciclo de la materia, al flujo de la energía y a la diversi-

dad como componentes centrales de los ecosistemas naturales. La diversidad entendida como la información capaz de realizar trabajo o funciones dentro del ecosistema (Odum, 1969; Chapin et al., 2002). Por ejemplo, la presencia de ciertas especies de leguminosas confiere al ecosistema la capacidad de fijar nitrógeno, si existen las especies de rizobios adecuadas. De no existir ambas especies, la información necesaria para la realización de este proceso no existirá en el ecosistema. Es así como la biodiversidad (información) contenida en el ecosistema pasa a ser clave para regular el ciclo de la materia y flujo de la energía, es decir la estructura y funcionamiento del ecosistema (Margalef, 1957; Jørgensen y Svirezhev, 2004). Ampliando este concepto, los ecosistemas también poseen información, además de en el ADN de las especies, por ejemplo, en la estructura del suelo, que fue generada durante la pedogénesis. Es así como la estructura o el arreglo espacial de la materia también puede ser considerado información, además de la biodiversidad, contenida en el ecosistema. Sin embargo, el marco teórico para la inclusión de la información como un componente central de los ecosistemas es aún incipiente y fragmentado. Incluir a la información como componente central de los agroecosistemas nos ayudará a comprender mejor su estructura y funcionamiento, y a repensar su diseño.

En los agroecosistemas, podría pensarse que la información está contenida en el ADN de las especies, en sus interacciones, en la estructura del suelo, pero también existe una cantidad de información nueva en insumos y procesos aportada por los seres humanos (Figura 6). De alguna manera es el productor o la productora quien decide qué información nueva se agrega al sistema (especies, moléculas, etc.) y que información se va del sistema (vegetación natural, microorganismos, etc.). Al agregar herbicidas o insecticidas, agregamos moléculas nuevas o información que no existía en el agroecosistema, la cual elimina información no deseada presente en el sistema (ej. malezas), con el objetivo de obtener más productos cosechables. De la misma manera el laboreo o el diseño de una rotación afectarán la información contenida en el agroecosistema y determinará muchos de sus procesos. Desde este punto de vista, el agregado de información a los ecosistemas ha estado centrado en la obtención de servicios de abastecimiento y no en mantener los servicios de regulación y soporte. El desafío actual del manejo de agroecosistemas con-

Para realizar este cambio de paradigma, es necesario diseñar desde “el vamos” a los agroecosistemas con sus múltiples objetivos. Para ello es necesario incorporar realmente la visión de sistema, tantas veces mencionada desde diversos ámbitos científicos. Será necesario conocer el funcionamiento de los ecosistemas naturales de la región, ya que es intentando simular sus procesos que se obtendrán muchos de los servicios de regulación y soporte (ej. similares tasas de evaporación, cantidad y calidad de materia orgánica del suelo, estacionalidad de la producción vegetal, etc.). La transición hacia este nuevo paradigma será difícil al comienzo, pero diversas experiencias muestran que luego los agroecosistemas mejoran notablemente. La complejidad de estos agroecosistemas no debe desalentarnos, ya que sabemos que los sistemas simples finalmente terminan siendo complicados en su manejo por su baja información y

gran inestabilidad. Debemos realizar su diseño, con una alta cantidad y complejidad de información, pero intentando que su manejo sea sencillo, algo que ha pasado constantemente en el desarrollo de las tecnologías (sistemas complejos de manejo sencillo). Deberíamos incentivar a la intensificación ecológica o sustentable, las buenas prácticas agrícolas, la agroecología o cualquier corriente que ayude a diseñar agroecosistemas que provean múltiples servicios ecosistémicos en base a un manejo de su información y sus procesos asociados, disminuyendo el uso de insumos. La incorporación de objetivos económicos y sociales es clave en este diseño, si bien no han sido tratados en profundidad en este artículo. Por ello, debemos aspirar a que nuestros socioecosistemas sean socialmente justos y equitativos, y tal vez así lograremos la tan ansiada aprobación de toda la sociedad.

El Paradigma Actual

- Objetivo único: Producción de alimentos
- Parches ambientales para disminuir externalidades
- Alto uso de insumos
- Visión reduccionista



El nuevo Paradigma

- Objetivos múltiples: Producción de servicios ecosistémicos de abastecimiento, culturales y de regulación y soporte.
- Bajo uso de insumos
- Alto uso de tecnologías de procesos
- Visión sistémica

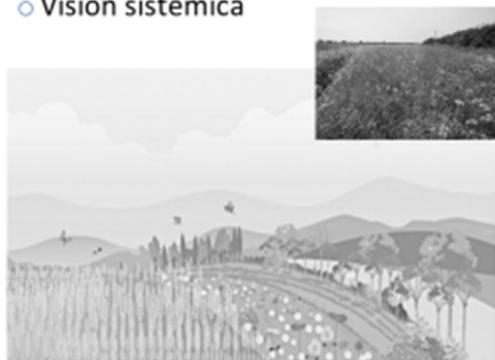


Figura 7. El paradigma actual y el nuevo paradigma de producción agropecuario.

Finalmente, para lograr este cambio de paradigma necesitamos establecer líneas de investigación en diseño de agroecosistemas multifuncionales, las cuales solo pueden ser realizadas mediante articulaciones de largo plazo entre instituciones públicas y privadas. Las instituciones públicas de investigación tienen un rol fundamental en la investigación sistémica y de tecnologías de procesos, por lo cual debería ser una prioridad para estas instituciones. Las instituciones

privadas de investigación, que desarrollan principalmente tecnología de insumos, deberían complementarse adecuadamente con las instituciones públicas para lograr la sustentabilidad de la producción. Las organizaciones de productores y los gobiernos deberían ayudar a compatibilizar ambos objetivos. Se agradece a AACREA sus iniciativas en este sentido, como el libro del cual se adaptó este artículo.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco-Canqui H, Shaver TM, Lindquist JL, Shapiro CA, Elmore RW, Francis CA, Hergert GW. 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107: 2449–2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- Caride C, Piñeiro G, Paruelo JM. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154: 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.031>
- Chapin FS, Matson PA, Mooney HA. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology, system. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
- Chapin FS, Matson PA, Vitousek PM. 2012. Principles of terrestrial ecosystem ecology. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
- Crews TE, Rumsey BE. 2017. What agriculture can learn from native ecosystems in building soil organic matter: A review. *Sustain*, 9: 1–18. <https://doi.org/10.3390/su9040578>
- Daily GC. 1997. Nature's services. *Daily GC. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (1997). The Future of Nature: Documents of Global Change*, edited by Libby Robin, Sverker Sörlin and Paul Warde, New Haven: Yale University Press, 2013, pp. 454–464. <https://doi.org/10.12987/9780300188479-039>.
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson RT, Molnár Z, Hill R, Chan KMA, Baste IA, Brauman KA, Polasky S, Church A, Lonsdale M, Larigauderie A, Leadley PW, van Oudenhoven APE, van der Plaats F, Schröter M, Lavorel S, Aumee-ruddy-Thomas Y, Bukvareva E, Davies K, Demissew S, Erpul G, Failler P, Guerra CA, Hewitt CL, Keune H, Lindley S, Shirayama Y. 2018. Assessing nature's contributions to people. 359 (6373): 270–272. DOI: 10.1126/science.aap8826.
- Elser J, Bennett, E. 2011. Phosphorus cycle: A broken biogeochemical cycle. *Nature*, 478: 29–31. <https://doi.org/10.1038/478029a>
- Foley JA, Defries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter, SR, Chapin, FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Gaudin ACM, Tolhurst TN, Ker AP, Janovicek K, Tortora C, Martin RC, Deen W. 2015. Increasing crop diversity mitigates weather variations and improves yield stability. *PLoS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113261>
- Jasieniuk M, Brûlé-Babel AL, Morrison IN 1996. The evolution and genetics of herbicide resistance in weeds. *Weed Science*, 44(1): 176–193.
- Jørgensen SE, Svirezhev YM. 2004. Towards a thermodynamic theory for ecological systems. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044166-5.X5000-9>
- Jurgilevich A, Birge T, Kentala-Lehtonen J, Korhonen-Kurki K, Pietikäinen J, Saikku L, Schösler H. 2016. Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability*, 8(1): 69. <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Marald E. 2002. Everything circulates: Agricultural chemistry and recycling theories in the second half of the nineteenth century. *Environment and History* 8(1):65–84 DOI:10.3197/096734002129342602
- Margalef DR. 1957. Information theory in ecology.
- Martín López B, González JA, Vilardy S, Martín-López B, González JA, Vilardy S. 2012. Ciencias de la sostenibilidad. Guía Docente, Formación avanzada en Ciencias de la Sostenibilidad: fortaleciendo las capacidades locales para gestionar el cambio global.
- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277: 504–509.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. Ecosystems and human well-being: A framework for assessment- summary. Isl. Press. Washington DC. <https://doi.org/>
- Nixon S, Ammerman J, Atkinson L, Berounsky V, Billen G, Boicourt W, Boynton W, Church T, Ditoro D, Elmgren R, Garber J, Giblin A, Jahnke R, Owens N, Pilson M, Seitzinger S. 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the

- North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry*, 35: 141–180. <https://doi.org/10.1007/bf02179826>
- Odum EP. 1969. The strategy of ecosystem development an understanding of ecological succession provides a basis for resolving man' s conflict with nature. *Advanced Science A*, 164: 262–270. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>
- Ostrom E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325 (5939): 419-422. DOI: 10.1126/science.1172133.
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Tilman D, Downing JA. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367(6461): 363-365 <https://doi.org/10.1038/367363a0>.
- Vitousek PM, Naylor R, Crews T. 2009. Nutrient imbalances in agricultural development. *Science*, 324 (5934): 1519-1520.

Saturación de carbono en el suelo: oportunidades y limitaciones para el balance de carbono y nitrógeno en los sistemas agrícolas

M. V. Pravia¹

BALANCE Y CICLADO DE CARBONO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS Y AGRÍCOLA-GANADEROS

El contenido de carbono orgánico del suelo resulta del balance entre las entradas de carbono agregados como residuos vegetales y animales, y de las pérdidas de carbono al ambiente (Figura 1). La biomasa de rastrojos y raíces, que constituyen las entradas de carbono como residuos vegetales están determina-

dos por la productividad de los cultivos y el índice de cosecha, que determina la cantidad de residuos que permanecen en el campo como aportes de carbono al suelo. Las pérdidas de carbono al ambiente ocurren por procesos de mineralización por respiración y descomposición. Los procesos de erosión significan una pérdida local de carbono y se traducen en la degradación y pérdida de productividad del suelo, pudiendo ocurrir una redistribución a otras áreas.

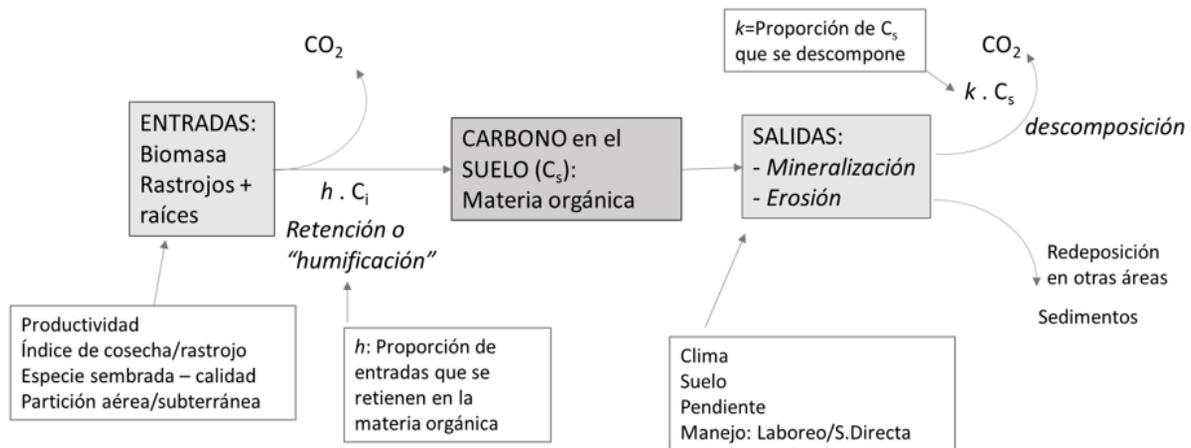


Figura 1. Esquema del balance de carbono en el suelo

Además de la cantidad de entradas y salidas, hay factores de manejo que afectan la dinámica de los procesos que ocurren en este balance. La especie sembrada determina la distribución de los residuos vegetales en el perfil del suelo, de acuerdo con la partición aérea/subterránea de la biomasa producida y su calidad. El proceso de descomposición de residuos se describe como un continuo que comienza con residuos vegetales y termina como materia orgánica estabilizada (Melillo et al., 1989). A través de este con-

tinuo, se pueden agrupar diferentes fracciones en base a propiedades físicas, químicas o cinéticas. La composición química de los residuos afecta el patrón y la tasa de descomposición. Sustancias solubles y residuos relativamente ricos en nitrógeno, así como compuestos solubles tienden a desaparecer rápidamente durante las primeras etapas de descomposición a través de la disolución y lavado, o por la acción de microorganismos que crecen rápidamente (ej. Melillo et al., 1984; Berg y McClaugherty, 2008). Carbohi-

¹ Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, INIA Treinta y Tres. Correo electrónico: vpravia@inia.org.uy

dratos solubles, celulosa y lignina, se descomponen más lentamente, en orden decreciente (Larsson y Steen, 1988).

A medida que los residuos aportados al suelo atraviesan un proceso de descomposición, una proporción (*h*) de su biomasa es retenida en el suelo en forma de materia orgánica. Esa retención se realiza mediante la asociación con partículas minerales y agregados que proveen protección física a la materia orgánica (Baldock y Skjemstad, 2020). El término “humificación” es aún utilizado para referirse a este proceso, a pesar del cambio de paradigma que ha ocurrido en las últimas décadas sobre la composición de la materia orgánica del suelo, ya que las técnicas modernas de investigación no han conseguido detectar moléculas de gran tamaño ni “sustancias húmicas” persistentes como mencionaba la literatura anterior, sino un continuo de compuestos orgánicos de estado progresivo de descomposición (Dungait et al., 2012; Lehmann y Kleber, 2015). La accesibilidad o exposición al ataque microbiano parece ser el factor más importante que determina la descomposición de materia orgánica en el suelo. Por lo tanto, cuando las pasturas son cultivadas y sustituidas por cultivos anuales, se observa una pérdida de carbono respecto a las condiciones iniciales, ya que los agregados del suelo se rompen y una fracción del carbono en la materia

orgánica previamente protegida en los agregados puede ser utilizada por los microorganismos.

La evolución del contenido de carbono orgánico en rotaciones integradas cultivo-pasturas ha sido estudiada en diferentes experimentos de larga duración en INIA La Estanzuela, INIA Treinta y Tres y en la Facultad de Agronomía (UdelaR). En este tipo de sistemas integrados como los que se utilizaron comúnmente en Uruguay durante décadas, las ganancias de carbono en la fase de pasturas permitían compensar en buena medida las pérdidas de la fase agrícola (Figura 2). Al sembrar especies perennes en rotación con cultivos, se reduce la frecuencia de las operaciones de laboreo, por lo tanto, se reducen las pérdidas por erosión, lo que resulta en un balance más favorable al secuestro de carbono que las secuencias de cultivos anuales continuos. Los sistemas de agricultura continua, en cambio, han mostrado tener pérdidas muy importantes de carbono en el suelo, particularmente cuando se realiza laboreo convencional. La integración de pasturas en rotación con cultivos anuales ha mostrado un aumento de la materia orgánica en el estrato superficial del suelo al culminar el cuarto año de la fase de pasturas (Díaz-Roselló, 1992), que permitía mantener los niveles de materia orgánica del sistema, compensando así las pérdidas de las fases agrícolas alternadas en este escenario de producción.

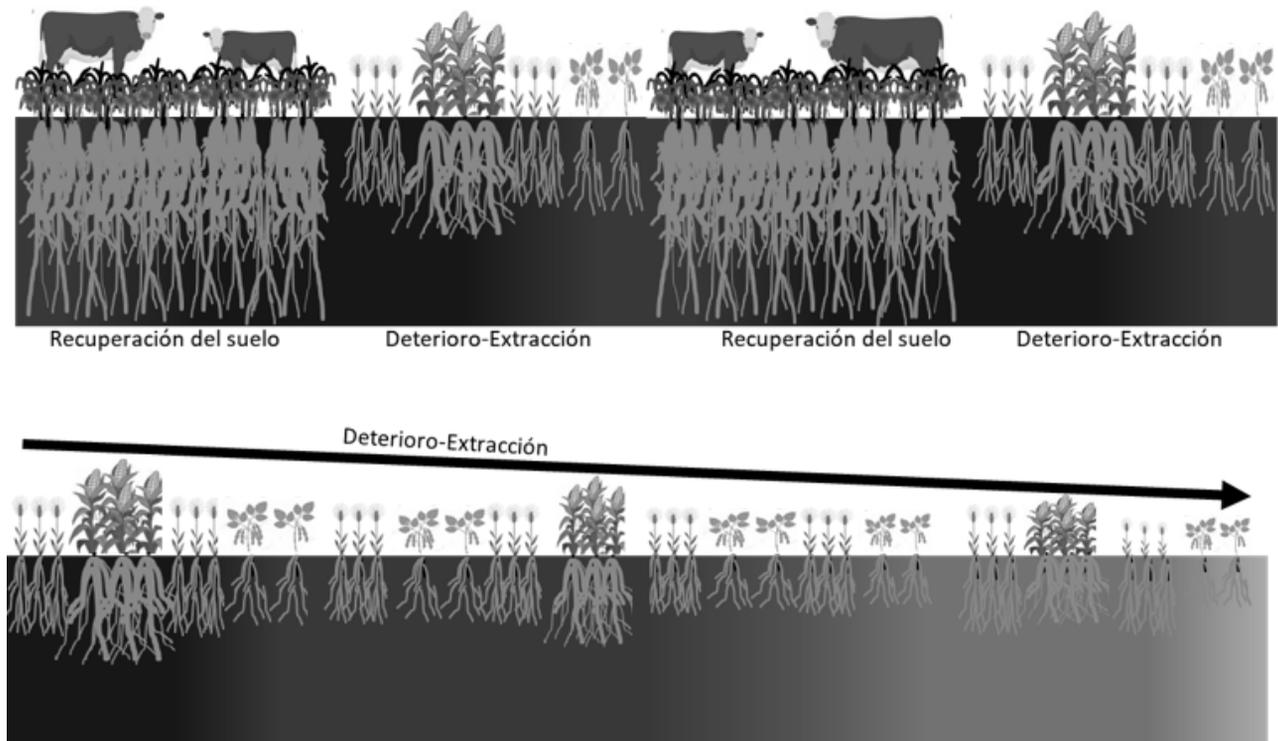


Figura 2. Esquema conceptual de alternancia de fases de deterioro y de recuperación de propiedades del suelo asociado a la alternancia de cultivos y pasturas perennes en rotaciones integradas, y del proceso de deterioro de propiedades del suelo que puede darse en condiciones de cultivo continuo.

Al adoptarse en forma importante la siembra sin laboreo, en muchos sistemas se ha reducido o incluso prescindido de la incorporación de una fase de pasturas perennes. Si bien la siembra directa ha demostrado reducir las pérdidas de suelo por erosión cuando se realiza en forma adecuada, a nivel de chacra aún se observa deterioro de propiedades físicas y químicas del suelo y reducciones en el nivel de productividad y su potencial alcanzable en sistemas de agricultura continua (Ernst et al., 2016).

Comienzan entonces a ser valorados otros aspectos de la inclusión de pasturas perennes en la rotación, además del rol tradicional de control de erosión, fijación biológica de nitrógeno, producción de forraje y producto animal. Estos aspectos inherentes a la provi-

sión de servicios ecosistémicos incluyen su rol en el ciclo de los nutrientes, la entrega de nitrógeno, y los aportes de carbono al suelo. En este sentido, es importante considerar que las especies perennes pueden aportar entre tres y siete veces más carbono y nitrógeno al suelo que las especies anuales (Mapfumo et al., 2002; Dupont et al., 2014). Además, por su mayor capacidad de exploración del perfil del suelo, realizan aportes en capas más profundas del suelo. Estas diferencias, en cuanto mayores entradas de carbono, en sistemas que integran pasturas perennes se aprecian en un mayor stock de carbono acumulado, no solo en la superficie del suelo sino también en capas más profundas (Figura 3).

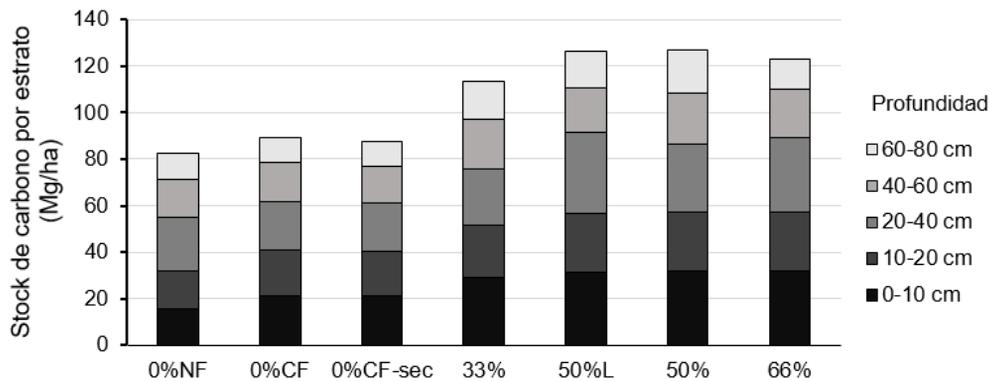


Figura 3. Stock de carbono en el suelo por estrato de profundidad luego de 45 años de rotaciones cultivo-pasturas, según proporción de pasturas en el experimento “Ing. Agr. José Lavalleja Castro” en INIA La Estanzuela. El stock se calculó por masa equivalente para cada profundidad, utilizando cubic splines. Elaborado en base a Quincke et al. (2013, no publicado) y Barro et al. (en preparación). Referencias: 0%: agricultura continua, NF: sin fertilizante, CF: con fertilizante, CF-sec: con fertilizante y variando en el orden de los cultivos en la secuencia, 33%: rotación integrada cultivo-pasturas donde la pastura ocupa el 33% del tiempo; 50%: rotación de 3 años de pasturas mezcla de gramíneas y leguminosas y 3 años de cultivos, 50%L: rotación integrada donde la pastura es *Lotus corniculatus* puro; 66%: rotación que incluye mayor tiempo de pasturas: 2 años de cultivos y 4 de pasturas integrados en la secuencia.

CONCEPTO DE SATURACIÓN DE CARBONO

Cuando se maximiza el aporte de biomasa de residuos, de acuerdo con la capacidad del suelo de retener carbono en forma estable en asociación con las partículas minerales, existe un nivel de equilibrio máximo en el contenido de carbono que podría alcanzarse (Hassink y Whitmore, 1997). Este concepto se conoce como “saturación de carbono”, y establece un límite superior en la capacidad de almacenar carbono orgánico en el suelo (Six et al., 2002; Stewart et al., 2008), que podría calcularse en base al contenido de arcilla (Hassink y Whitmore, 1997). El potencial de secuestro de carbono del suelo estaría entonces limitado por la capacidad de estabilización de carbono en las partículas minerales (Lal, 2018), ya que la fracción de la materia orgánica que no es estabilizada se encuentra

expuesta a sufrir descomposición microbiana. Este concepto tiene implicancias en la dinámica de retención y descomposición, ya que a medida que el contenido de carbono se aproxima este límite, la retención (h) disminuye y la descomposición (k) aumenta. Esto significa una aceleración del ciclo de la materia orgánica y un límite máximo en la capacidad de secuestro de carbono.

¿Cómo se manifiesta este mecanismo en suelos y sistemas de producción de Uruguay? Experimentos en sistemas locales: información de campo y laboratorio

Al estudiar el stock de carbono acumulado del experimento de largo plazo de INIA La Estanzuela (Figura 3) en función de las entradas de carbono acu-

muladas, estimadas a partir de la producción primaria neta de pasturas y residuos de cultivos y pasturas que componen las distintas rotaciones, Barro et al. (en preparación) encontraron que a medida que aumenta el aporte de carbono se observa un aumento en el stock de este elemento, que para los primeros centímetros de suelo presenta una curva no lineal, que se aproxima un nivel máximo. Es decir, mayores aportes de biomasa muestran aumentos en el stock de carbono cada vez menores hasta aproximarse a un valor que no consigue superarse. Por otra parte, en capas más profundas, mayores aportes de carbono aumentan el stock de carbono en forma lineal. Los sistemas que presentan los niveles más altos de aportes de biomasa son aquellos que contienen pasturas perennes, y que por lo tanto, tienen mayor capacidad de realizar aportes en capas profundas del suelo.

Esta información observada a nivel de stock de carbono encuentra soporte en estudios de la dinámica de carbono y nitrógeno realizados con modelos de simulación (Pravia et al., 2019) y en incubaciones de suelos donde se realizó el seguimiento de residuos vegetales marcados con ^{13}C (Pravia, 2017). La incubación de muestras de brunosoles y argisoles provenientes de distintas rotaciones en los experimentos de largo plazo de INIA La Estanzuela y de INIA Palo a Pique en Treinta y Tres, indicaron que la dinámica de saturación de C es un fenómeno observable en estos suelos del Uruguay.

Dinámica de descomposición y retención de carbono en el suelo

El seguimiento del C agregado en residuos marcados con ^{13}C y ^{15}N en suelos bajo diferentes rotaciones y profundidades del perfil en ambos experimentos mostraron que la tasa de descomposición (k) y la retención de C (h) son afectadas por la saturación de C del suelo (Figura 4). Al considerar suelos en un gradiente de contenidos de carbono (C_s) respecto del de saturación (C_x), la tasa de descomposición (k) fue mayor cuanto mayor el nivel de carbono en el suelo respecto de su nivel de saturación (C_s/C_x). Por otra parte, suelos con contenidos de C próximos al contenido teórico de saturación estabilizaron menos C que suelos con menor contenido de C cuando se incorporaron cantidades de residuos equivalentes a un rastrojo de sorgo o maíz (Pravia, 2017). En resumen, la eficiencia de retención se redujo al acercarse al contenido de saturación, y por lo tanto, para obtener una misma cantidad de carbono retenido sería necesario realizar mayores aportes de residuos, mientras aún haya capacidad de retención. La eficiencia de retención se redujo hasta hacerse cero en niveles muy próximos al de saturación de carbono, en el cual no fue posible aumentar en carbono del suelo. Lo contrario ocurrió cuando el suelo se encontraba lejos de su contenido máximo, donde la tasa de descomposición fue menor, y la ganancia de carbono mayor.

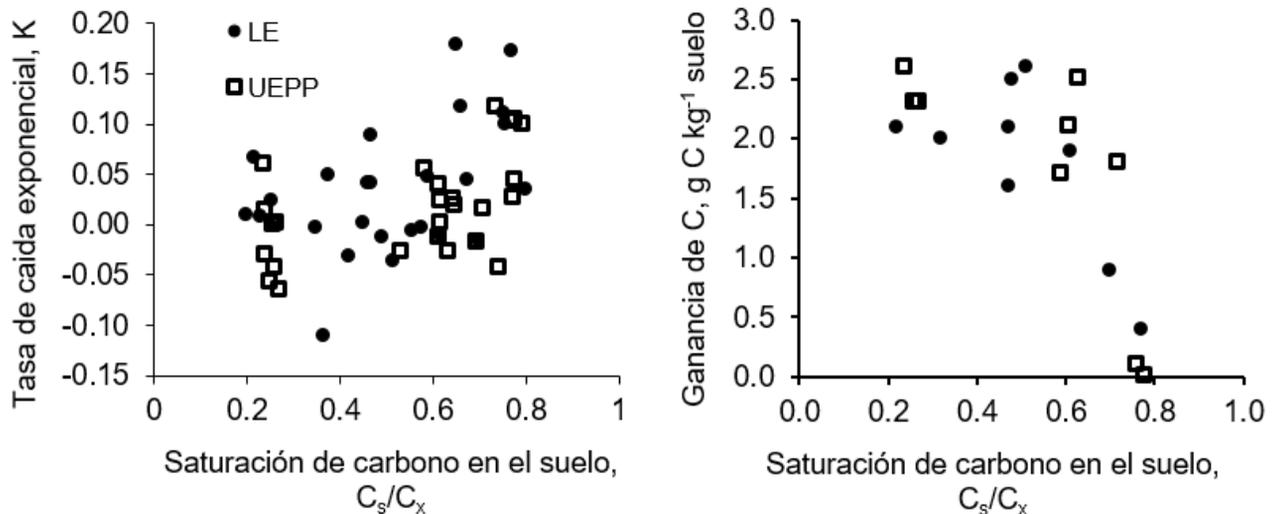


Figura 4. A) Tasa de caída exponencial (kg kg^{-1}) y B) promedio de ganancia neta de carbono en el suelo para suelos en un gradiente de saturación de carbono (kg kg^{-1}), luego de 120 días de incubación con agregado de restos vegetales como entradas de carbono al suelo tomado de los experimentos de rotaciones de INIA La Estanzuela (LE, círculos) y Palo a Pique (UEPP, cuadrados) (Pravia, 2017).

Estos resultados se explicaron por la retención de carbono observada en la fracción mineral del suelo (MAOM), al realizar fraccionamiento físico de las partículas de suelo por un tamiz de 53 μm , y estudiar su composición isotópica al final de la incubación. Suelos con niveles menores de saturación de carbono retuvieron en la fracción mineral mayores cantidades del carbono agregado como residuos vegetales. El

mismo comportamiento fue observado para nitrógeno, donde suelos menos saturados en carbono retuvieron hasta un 25% de nitrógeno agregado en la fracción mineral, mientras que suelos cercanos a su nivel de saturación mostraron niveles de retención en torno al 15-20% del nitrógeno agregado en forma orgánica (Figura 5).

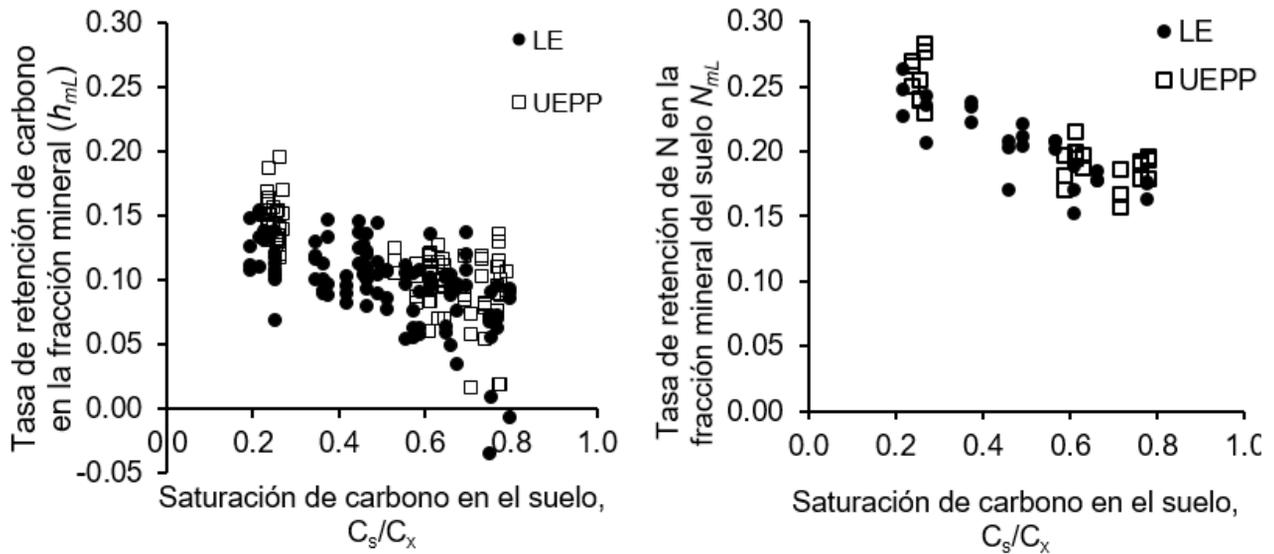


Figura 5. A) Tasa de retención de carbono (h_{mL}) en la fracción mineral ($<53\mu\text{m}$) (kg kg^{-1}) y B) tasa de retención de nitrógeno (N_{mL}) en la fracción mineral ($<53\mu\text{m}$) (kg kg^{-1}), para suelos en un gradiente de saturación de carbono (kg kg^{-1}) luego de 120 días de incubación con agregado de restos vegetales como entradas de carbono al suelo tomado de los experimentos de rotaciones de INIA La Estanzuela (LE, círculos) y Palo a Pique (UEPP, cuadrados) (Pravia, 2017).

Desafíos para el secuestro de carbono en los sistemas agrícola ante la dinámica de saturación

La retención de carbono en forma estable está limitada por la saturación de la fracción arcilla, siendo menos eficiente el agregado de residuos para estos fines cuanto más cerca de saturación de carbono se encuentre el suelo. La eficiencia de retención de carbono en las capas superficiales del suelo es naturalmente menor, por su mayor contenido de carbono. Este hecho imprime un desafío para el secuestro de carbono en esquemas de producción agrícola que mantienen una agricultura continua con sistemas anualizados. La concentración de las entradas de carbono como rastrojo en superficie y la baja exploración de las raíces que presentan las especies anuales tenderían a agregar carbono siempre en las primeras capas del perfil del suelo, que tenderían a una dinámica de saturación de carbono, y por lo tanto para aumentar el carbono del suelo se requerirían cada vez mayores retornos de residuos.

En sistemas de agricultura continua, que se encuentran anualizados, la reducción de las entradas de carbono en capas más profundas del perfil puede redundar en pérdidas de carbono en el suelo en las capas más profundas. Cuanto menos saturados en carbono estén los suelos, más lento será el ciclado de materia orgánica, redundando en una menor entrega de nitrógeno debido a un menor stock de nutrientes, y a una menor disponibilidad éste. La fracción mineral del suelo también retiene parte del nitrógeno que se agrega y es mayor esta retención en suelos menos saturados en carbono. Estas situaciones pueden llevar a una mayor necesidad de fertilizante para cubrir los requerimientos de los cultivos.

Oportunidades para el secuestro de carbono en sistemas agrícolas:

Considerando que la retención de carbono es mayor en suelos que están lejos de su nivel de saturación, la recuperación de campos que han sido degra-

dados por pérdidas de carbono tiene una alta eficiencia de retención de carbono. La retención de carbono en capas profundas del suelo es aún más eficiente debido a una menor saturación en estas capas. En estos casos la siembra de especies perennes para recuperar chacras degradadas es una estrategia de secuestro de carbono eficiente. Mientras se recupera la fertilidad del suelo, la valoración del carbono almacenado puede tener resultados promisorios ante nuevas alternativas de certificación de procesos. Cuantificar bien esta línea de base en chacras degradadas y las ganancias de carbono en estos casos puede convertirse en una estrategia ganar-ganar.

Por otra parte, la aceleración del ciclo del carbono y nitrógeno a través del mecanismo de saturación puede significar una oportunidad. Mantener los suelos cerca de la banda de saturación de carbono permitiría sostener el rendimiento de los cultivos con menos insumos externos y reducir las pérdidas al ambiente. La dinámica de saturación permite una entrega de nitrógeno más rápida a medida que el contenido de carbono se acerca a la saturación y, a la vez, admite una reducción de pérdidas por mayor inmovilización momentánea, dos atributos clave en los sistemas de producción. Contar con el mecanismo de saturación parece ser un pilar fundamental de la sostenibilidad de los sistemas de rotación cultivos y pasturas.

CONSIDERACIONES FINALES

- Los mecanismos que explican los ciclos del carbono y del nitrógeno en el suelo se encuentran dentro del marco teórico de saturación.
- La retención de carbono en forma estable en suelos del Uruguay, está limitada por la saturación de la fracción arcilla y es menos eficiente cuanto más cerca del nivel de saturación esté el suelo de cada chacra en cuestión.
- La aceleración del ciclo del carbono y nitrógeno a través del mecanismo de saturación parece ser un pilar fundamental de la sostenibilidad de los sistemas de rotación cultivo-pastura.
- En suelos que han perdido carbono, el enlentecimiento del ciclo del nitrógeno plantea desafíos para los sistemas agrícolas y pueden caer en un espiral negativo de menor productividad, menor retorno de biomasa al suelo, y mayores

necesidades de insumos.

- La fase de pasturas perennes en sistemas agrícolas integrados, permite aproximarse a la saturación de carbono y nitrógeno, sosteniendo el rendimiento de los cultivos con menos insumos externos.
- Mantener estos niveles de carbono en sistemas agrícolas puros implica enfrentar desafíos en el diseño del sistema para favorecer las entradas de carbono al suelo.
- La saturación de carbono debería considerarse en el diseño de sistemas para la intensificación sustentable de los sistemas de producción.

BIBLIOGRAFÍA

- Baldock JA, Skjemstad JO. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. In: *Organic Geochemistry*: 697–710.
- Berg B, McClaugherty C. 2008. Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2nd edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. ISBN: 978-3-540-74922-6 e-ISBN: 978-3-540-74923-3. 2008. 338 p.
- Díaz-Roselló R. 1992. Evolución de la materia orgánica en rotaciones de cultivos y pasturas. *Revista INIA Investigaciones Agronómicas*, 1(1):103-110.
- Dungait JAJ, Hopkins DW, Gregory AS, Whitmore AP. 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18:1781–1796. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x.
- DuPont ST, Beniston J, Glover JD, Hodson A, Culman SW, Lal R, Ferris H. 2014. Root traits and soil properties in harvested perennial grassland, annual wheat, and never-tilled annual wheat. *Plant Soil*, 381:405–420. doi: 10.1007/s11104-014-2145-2.
- Hassink J, Whitmore AP. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61:131–139.
- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Cadenazzi M, Dogliotti S, 2016. Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity. *Field Crops Research*, 186:107-116.

- Lal R. 2018. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, 24(8): 3285-3301. doi.org/10.1111/gcb.14054.
- Larsson K, Steen E. 1988. Changes in mass and chemical composition of grass roots during decomposition. *Grass and Forage Science*, 43: 173-177.
- Lehmann J, Kleber M. 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528:60-8. doi: 10.1038/nature16069.
- Mapfumo E, Naeth MA, Baron VS, Dick AC, Chanasyk DS. 2002. Grazing impacts on litter and roots: perennial versus annual grasses. *Rangeland Ecology and Management/Journal of Range Management Archives*, 55(1): 16-22. doi: 10.2307/4003258.
- Melillo JM, Naiman RJ, Aber JD, Linkins AE. 1984. Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. *Bulletin of Marine Science*, 35(3):341-356.
- Melillo J, Aber JD, Linkins AE, Ricca A, Fry B, Nadelhoffer KJ. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum. Plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil*, 115: 189-198.
- Pravia MV. 2017. Soil carbon and nitrogen saturation in crop-pasture agricultural systems [Tesis de doctorado]. Pennsylvania State University, University Park, Pennsylvania.
- Pravia MV, Kemanian AR, Terra JA, Shi Y, Macedo I, Goslee S. 2019. Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. *Agricultural Systems*, 171: 13-22. https://doi.org/10.1016/j.agry.2018.11.001.
- Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil*, 241:155-176.
- Stewart CE, Paustian K, Conant RT, Plante AF, Six J. 2008. Soil carbon saturation: evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7): 1741-1750. doi: 10.1016/j.soilbio.2008.02.014.

Emisiones de óxido nitroso en Uruguay: importancia y principales aportes desde nuestros sistemas agropecuarios

V. S. Ciganda¹

GASES EFECTO INVERNADERO Y EL SECTOR AGROPECUARIO

El cambio climático y el calentamiento global del planeta son fenómenos íntimamente relacionados causados por el incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que resultan de distintas actividades humanas. A partir del “Acuerdo Climático de París”, celebrado en diciembre de 2015, Uruguay (junto a otros 194 países) se comprometió a presentar periódicamente sus compromisos de reducción de emisiones y sus planes de adaptación al cambio climático. Además, este acuerdo remarca la importancia de conservar y aumentar los sumideros y reservorios de los gases de efecto invernadero.

En Uruguay, la actividad agropecuaria es el sector con mayor responsabilidad en la generación de emisiones ya que contribuye con más del 75% a las emisiones nacionales de GEI. Los principales gases emitidos por este sector (> 90%) son el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O). La fuente de emisión del CH₄ más importante es la derivada de la fermentación ruminal de bovinos y ovinos, y contribuye en más del 85% a las emisiones totales de CH₄ del Uruguay. Por otro lado, la principal fuente de emisión de N₂O en el Uruguay es la actividad agropecuaria y el 96,6 % de las emisiones de N₂O se originan en este sector (INGEI, 2019). La ganadería pastoril es el principal origen (>80%) de las mismas, producto de las deposiciones en el suelo del nitrógeno ureico contenido en la orina de los rumiantes. Es importante resaltar que el poder de calentamiento global del N₂O es 273 veces mayor que el CO₂ (IPCC, 2019). A nivel nacional, los vacunos de carne son la principal fuente de ambas emisiones como consecuencia de su elevada proporción e importancia

numérica dentro del stock ganadero nacional.

Por otro lado, los árboles, las pasturas y los suelos agrícolas del país tienen potencial de actuar como grandes sumideros de carbono (C), favoreciendo de esta forma al balance total de GEI de nuestros sistemas de producción agropecuaria. Sin embargo, según el concepto de saturación de C, la capacidad de secuestro de C en el suelo en forma estable se encuentra limitada por la capacidad de retención de C asociado a la fracción mineral. Resultados de recientes estudios utilizando residuos vegetales marcados con ¹³C en suelos del Uruguay son consistentes con esta dinámica de saturación (Pravia et al, 2019).

DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN EL SISTEMA DE PRODUCCIÓN: SUELO – PLANTA – ANIMAL

Las fuentes del N presentes en el suelo, en los sistemas de producción agropecuarios con rumiantes, son principalmente el N que se encuentra en la materia orgánica del suelo, el proveniente de la descomposición y mineralización de residuos orgánicos, el aportado por la aplicación de fertilizantes nitrogenados y el aportado por la excreción de orina y heces de los rumiantes.

El aporte de N por los animales dependerá principalmente del volumen de orina excretada y su concentración de N. A su vez, el contenido de N de la orina de los rumiantes varía en función del contenido de proteína cruda (PC) de la dieta ingerida, de las condiciones fisiológicas del animal, así como de la eficiencia en la retención del N en los productos animales, ya sea leche, carne o lana. Se ha encontrado que la eficiencia de retención de N por los rumiantes varía generalmente entre el 5 y 20% del N ingerido, mientras que

¹ INIA. Programa Nacional de Investigación en Producción y Sustentabilidad Ambiental.

el resto es excretado al suelo en altas concentraciones. En el caso de las vacas lecheras, el N proteico consumido proveniente de las pasturas, de los suplementos o de los concentrados, es también utilizado por el animal en una baja proporción. En este sentido, se ha registrado que del N total consumido, el 20% - 25% se deposita a en la leche (y músculos), mientras que el restante 75- 80% se excreta en la orina y heces en proporciones aproximadamente equivalentes (Santos, 2003 citado por Powell et al., 2014).

La concentración de N en la orina del ganado oscila entre 3 y 20 g/L. Dietas con elevados niveles de minerales aumentan el volumen de orina y conducen a una reducción de la concentración de N urinario, así como a una reducción de la concentración de urea en el plasma y la leche. En el ganado lechero lactante, por ejemplo, la variación en el volumen de orina afecta la relación entre la urea en la leche y la excreción urinaria de N, lo que dificulta el uso de la urea en la leche como un indicador preciso de la excreción urinaria de N (Dijkstra et al., 2013).

Las excreciones de orina se realizan en superficies reducidas (aproximadamente 0,32 m²) lo que determina cargas de N al suelo que pueden alcanzar valores de hasta 1000 kg N ha⁻¹, lo cual excede la capacidad de ser utilizado por las plantas y por lo tanto, se produce un remanente de N en el suelo.

Una vez en el suelo, la urea de la orina es rápidamente hidrolizada y dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del mismo, principalmente del contenido de humedad, temperatura, oxígeno y carbono, así como de su grado de acidez (pH), el NH₄⁺ se transforma, luego de pasar a nitrato, en N₂O o en N₂, como alguno de los productos finales. Se ha encontrado que el N₂O se produce principalmente a través de procesos biológicos (bacterias nitrificadoras o desnitrificadoras) y que las emisiones por nitrificación y desnitrificación producen hasta el 70% del N₂O anual emitido en todo el mundo (Butterbach-Bahl et al., 2013). Es importante tener en cuenta, que en un mismo suelo varios procesos pueden ocurrir simultáneamente en diferentes micrositos (Arah, 1997) debido a la generación de diferencias locales en los agregados del suelo. Por lo tanto, al mismo tiempo y desde un mismo suelo

pueden estar ocurriendo pérdidas de N como N₂O y de N₂.

INVENTARIOS NACIONALES: FACTORES DE EMISIÓN DEL IPCC VS PROPIOS

En general, nuestros inventarios nacionales calculan y publican las emisiones de los GEI del sector agropecuario según los factores de emisión (FE) establecidos por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), esto puede dar como resultado valores que sobreestiman las emisiones nacionales. Por lo tanto, es necesario conocer cuantitativamente las emisiones reales y elaborar FE locales específicos, así como también evaluar alternativas de manejo que permitan disminuir la intensidad de las emisiones.

A nivel nacional, se han llevado a cabo algunos estudios que han contribuido al desarrollo de factores de emisión propios. Esto es relevante, ya que el conocimiento de las pérdidas de N como N₂O para las condiciones locales permite independizarse del uso de factores de emisión por defecto propuestos internacionalmente por el IPCC, y así lograr cálculos de inventarios de gases ajustados a la realidad nacional.

La cuantificación de las emisiones de N₂O proveniente de la orina de bovinos bajo dietas de pasturas de calidad contrastante, y la elaboración de factores de emisión específicos para el país, han sido una parte importante de los objetivos de estudios nacionales. En general, las emisiones de N₂O han sido medidas utilizando la metodología manual de cámaras estáticas de flujo cerrado, siguiendo los protocolos de campo y laboratorio establecidos internacionalmente. Los FE encontrados para las emisiones de N₂O proveniente de la orina mostraron valores inferiores a los publicados por el IPCC, tanto en animales pastando forrajes de alto como de bajo contenido proteico, lo que estaría favoreciendo el reporte nacional de inventarios GEI.

Es necesario continuar y ampliar la investigación en esta línea para lograr factores de emisión de N₂O nacionales para todas las categorías animales utilizadas en los distintos sistemas de producción y generar, al mismo tiempo, estrategias de manejo animal y

forrajero que contribuyan a la mitigación de las emisiones de GEI.

MITIGACIÓN DE LAS EMISIONES

Las principales estrategias para la reducción de emisiones de N_2O provenientes de las excreciones de los bovinos han sido propuestas a través del manejo de la dieta animal. Éstas incluyen la reducción del contenido de N en la dieta o el aumento del contenido de energía, así como el aumento del contenido de minerales en la dieta para aumentar el volumen de orina y la dilución del N (Dijkstra et al., 2013). Esta medida está explicada por el hecho de que la ingesta de proteína cruda en exceso aumenta el contenido de N en la orina. Al mismo tiempo, es importante favorecer y facilitar el consumo de agua por los animales, ya que de esta forma se promueve el efecto dilución ayudando a disminuir la concentración de N en cada micción de orina.

Por otro lado, el adecuado manejo del pastoreo animal, maximizando el recorrido de los animales en las pasturas, así como también maximizando el tiempo de permanencia (principalmente en los rodeos lecheros) de los animales sobre la pastura, favorece la utilización por las plantas del N del suelo proveniente de las excreciones animales y disminuye la disponibilidad de N con potencial de pérdida como N_2O .

Existe aún la necesidad de continuar y profundizar en líneas de investigación que permitan conocer las emisiones (i.e. factores de emisión) y las alternativas de mitigación para una amplia gama de situaciones productivas, incluyendo la variabilidad de suelos y condiciones edáficas, la calidad de la pastura, la presencia de compuestos secundarios en la pastura (por ej. taninos), la categoría animal, así como la eficiencia de conversión del alimento por los rumiantes.

BIBLIOGRAFÍA

- Arah JRM. 1997. Apportioning nitrous oxide fluxes between nitrification and denitrification using gas-phase mass spectrometry. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 1295–1299.
- Butterbach-Bahl K, Baggs EM, Dannenmann M, Kiese R, Zechmeister-Boltenstern S. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20130122.
- Dijkstra J, Oenema O, van Groenigen JW, Spek JW, van Vuuren AM, Bannink A. 2013. Diet effects on urine composition of cattle and N_2O emissions. *Animal Journal*, 7 Suppl 2:292-302. doi: 10.1017/S1751731113000578. PMID: 23739471.
- IPCC. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Disponible en: <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
- Powell JM, Rotz CA, Wattiaux MA. 2014. Potential use of milk urea nitrogen to abate atmospheric nitrogen emissions from Wisconsin dairy farms. *Journal of Environmental Quality*, 43:1169–1175 doi:10.2134/jeq2013.09.0375
- Pravia MV, Kemanian A, Terra JA, Shi Y, Macedo I, Goslee S. 2019. Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. *Agricultural Systems*, 171: 13–22.
- Santos HB. 2003. Effects of forage source and dietary protein content on milk production and nitrogen utilization by lactating cows. Graduate thesis, Univ. of Wisconsin-Madison.

La intensidad de uso del suelo define la emisión de gases con efecto invernadero en sistemas agrícolas

L. Salvo¹

INTRODUCCIÓN

La población mundial ha crecido considerablemente desde mediados del siglo XVIII y se estima que en 2050 alcance los 9700 millones de personas. Este crecimiento estuvo acompañado por la producción de alimentos (Andrade, 2016), la cual depende directamente de los recursos naturales (biodiversidad, tierra, vegetación, precipitaciones y luz solar) que a su vez, están íntimamente relacionados con el clima y las condiciones meteorológicas (FAO, 2016).

La agricultura es una de las principales actividades humanas y como tal ha ejercido una gran presión sobre el medio ambiente, comprometiendo los recursos naturales. Hasta 1960 el crecimiento de la producción agrícola estuvo basado en la expansión del área, mientras que posteriormente el crecimiento se basó en el aumento de rendimientos por intensificación en el uso de los insumos externos. Este crecimiento generó procesos de degradación de suelos, pérdida de biodiversidad y contaminación por elevado uso de insumos, destacándose los fertilizantes, los plaguicidas y el uso de energía fósil (Andrade, 2016).

Por otro lado, el cambio climático generado por el rápido aumento en las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero (GEI) de origen antropogénico ha generado gran alarma en la humanidad. Se prevén aumentos en las temperaturas, cambios en las precipitaciones, mayor frecuencia de eventos climáticos extremos, deshielo y consecuentemente elevación del nivel del mar. Datos del 2004 indicaron que el 31% de las emisiones mundiales provenían de la agricultura y de la silvicultura, incluyendo la desforestación (IPCC, 2007).

La degradación ambiental y el cambio climático amenazan así la producción de alimentos futuros. Hasta el momento, la capacidad creativa e innovadora (Revolución industrial y Revolución verde) ha permitido que la oferta de la agricultura en términos generales haya superado los incrementos de la demanda (Andrade, 2016). Sin embargo, se ha desatendido un aspecto muy importante como ser los efectos en la degradación del planeta y ha habido un desfase en la percepción del problema, causando retrasos en la aplicación de medidas adecuadas (Meadows et al., 2012 citado por Andrade, 2016).

Actualmente, el gran desafío es continuar aumentando la producción, disminuyendo simultáneamente el impacto ambiental. Los mayores esfuerzos deben enfocarse en una intensificación sostenible. Esta comprende una intensificación del uso de la tierra, pero no basada en el mayor uso de insumos como eje principal, sino en el incremento de los rendimientos por hectárea utilizando tecnologías de insumos, pero fundamentalmente conocimiento de los procesos que conducen al uso eficiente de los recursos y disminuyen el impacto ambiental (Andrade, 2016).

GASES DE EFECTO INVERNADERO

El cambio climático es una amenaza para la humanidad y la producción de alimentos. Existen varias iniciativas internacionales, en particular el Acuerdo de París, donde los países firmantes como Uruguay se comprometieron a realizar esfuerzos para mitigar el calentamiento global dando cuenta de sus contribuciones en forma periódica. Esto refuerza la importancia de buscar sistemas de manejo que reduzcan las emisiones de GEI.

¹ Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Departamento de Suelos y Aguas. Correo electrónico: lsalvo@fagro.edu.uy

Si bien a nivel mundial el sector agrícola se comporta como emisor de GEI (IPCC, 2007), tiene un potencial único para actuar como sumidero de carbono, secuestrando el CO₂ atmosférico en el carbono de la biomasa y en la materia orgánica de los suelos (MOS), por medio de la silvicultura, la restauración de tierras y las buenas prácticas de manejo. Si se logra mejorar el stock de MOS además de mitigar el cambio climático se estará mejorando la calidad de los suelos agrícolas y por ende sus propiedades (Weil y Brady, 2017). Pero a su vez, el sector agrícola puede mitigar el cambio climático si consigue reducir sus emisiones por superficie (Smith et al., 2008; FAO, 2016), o la cantidad de emisiones por unidad de producto, y evita la pérdida de carbono ya almacenado en los bosques y los suelos (FAO, 2016), al evitar que nuevas tierras entren a un uso agrícola.

Según el IPCC (2007), el Potencial de Calentamiento Global (PCG) del N₂O y CH₄ es 298 y 25 veces mayor respectivamente, al del CO₂. Esto pone de manifiesto la importancia de contar con información nacional de la emisión y/o secuestro de estos tres gases en forma conjunta y que la misma sea de utilidad para las estimaciones de los inventarios de GEI.

En 2017 el 77,3% de los GEI emitidos por Uruguay (como CO₂ equivalente) provino del sector agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU) (MVOTMA, 2019). Pero también fue este sector, fundamentalmente a través de la forestación, el responsable de remover un 43,3% de las emisiones totales del país. Para ese mismo año, el CH₄ representó el 47,5% del total de emisiones del país, el CO₂ el 26,6% y el N₂O el 25,5%. Sin embargo, el 93,4% del CH₄ emitido y el 96,6% del N₂O emitido provienen del sector AFOLU, por lo que el mismo tiene mucho para hacer si el país pretende reducir sus emisiones.

Para pensar sistemas agrícolas que reduzcan las emisiones de GEI deben entenderse los procesos involucrados en la generación de las mismas.

CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Los suelos pueden emitir o secuestrar CO₂ atmosférico y eso dependerá del balance de C (entradas – salidas) que se genere en el sistema productivo que se lleve adelante. Si se logra un balance positivo, significa que el suelo está secuestrando C en su materia

orgánica. En cambio, un balance negativo indica una pérdida de MOS y por ende una emisión de CO₂ a la atmósfera. Para evaluar estos cambios el IPCC (2007) considera una profundidad de 0 a 30 cm de suelo.

Un balance positivo se logra maximizando las entradas de C a través del aporte de biomasa al suelo (parte aérea y raíz) y minimizando las salidas del sistema por oxidación de la MOS y por erosión. Cuando planificamos el objetivo de la rotación (agrícola o agrícola-ganadera), la secuencia de cultivos, el número de cultivos por año, los tiempos de barbecho y la fertilización, entre otros manejos, estamos afectando las entradas de C al suelo. Por otro lado, el tipo de preparación de suelo para la siembra (laboreo convencional o siembra directa), el porcentaje de suelo descubierto y el tiempo en que este queda descubierto, afectarán las salidas de C por los procesos de pérdida ya indicados.

Hay varios trabajos a nivel nacional llevados adelante por Fagro-Udelar e INIA, que han estudiado los cambios en el carbono del suelo bajo diferentes sistemas de rotaciones agrícolas de secano (Morón, 2003; Morón y Sawchik, 2003; Terra et al., 2006; Ernst et al., 2009; Salvo et al. 2010). El trabajo publicado por Baethgen (2003) muestra como después de 35 años de una secuencia de cultivos continuos (cebada-girasol-trigo-sorgo) con laboreo convencional (LC) se perdió el 25% del carbono original, lo que representa una tasa de pérdida promedio de aproximadamente 0,41 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Contrariamente, en el pasaje de LC a siembra directa (SD) generalmente se ha mostrado una acumulación de C, aunque las tasas de secuestro encontradas a nivel internacional varían desde 0 a 0,81 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, esta última tasa fue registrada en la zona subtropical de Brasil (Alvarez, 1999; Franzluebbbers et al., 2005; Bayer et al., 2006; Galantini et al. 2006). Las tasas de secuestro encontradas son muy variables porque no solo dependen del manejo del suelo, sino también de la textura y mineralogía del mismo, de las condiciones climáticas y de las cantidades de residuos y N aplicadas (Franzluebbbers, 2005; Bayer et al., 2006). Alvarez (2005), utilizando resultados de un gran número de sitios a nivel mundial estimó una tasa promedio de secuestro de 0,41 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Según este autor, 25 a 30 años después de la adopción del

sistema de SD las tasas de secuestro de C se reducen y los stocks del suelo tienden a una nueva “condición de equilibrio”.

Desde el punto de vista del COS, el uso de SD, secuencias complejas con alto aporte de C al suelo, inclusión de pasturas perennes y/o especies C4 y una aplicación adecuada de nutrientes, serían prácticas recomendadas para mantener o aumentar los stocks de COS. Sin embargo, el efecto de estas prácticas sobre los flujos de N₂O y CH₄ no siempre va en la dirección deseada de reducir las emisiones. Por lo cual estas prácticas realmente harán una verdadera mitigación si son capaces de reducir la potencia de calentamiento global (Six et al., 2004).

ÓXIDO NITROSO

En cuanto al N₂O, en términos generales el suelo se comporta como un emisor de este gas y está vinculado a los procesos de transformación de N mineral en el suelo por parte de los microorganismos (Figura 1) (Wrage et al., 2001). Aunque se han registrado varias vías metabólicas por las que se produce N₂O (Wrage et al., 2001; Butterbach-Bahl et al., 2013), las dos vías principales son: la nitrificación (proceso aeróbico) y la desnitrificación (proceso anaeróbico facultativo). La interacción de factores que regulan estos procesos es compleja. La disponibilidad de N como amonio y nitrato, la humedad y la temperatura son consideradas las variables más influyentes en el control del flujo de N₂O a partir del suelo (Goodroad et al., 1984; Laville et al., 2011; Butterbach-Bahl et al., 2013). Otros factores que pueden influir son la disponibilidad de C fácilmente metabolizable, la relación C/N de los restos, el pH, la aireación del suelo, textura y actividad microbiana

entre otros (Signor y Cerri, 2013).

Generalmente los mayores picos de emisión de N₂O se producen durante el proceso de desnitrificación (recuadrado en la figura 1). En este sentido, cuando el suelo tiene entre 60 a 80 % de los poros ocupados por agua es cuando se observan los mayores picos de emisión de este gas (Dobbie et al., 2001; Flechard et al., 2007, Salvo, 2014). Con un porcentaje de poros ocupados por agua mayor al 80 % generalmente las emisiones de N₂O disminuyen debido a que se produce una reducción completa a N₂ (Flechard et al., 2007).

Por lo tanto, la fertilización nitrogenada y el uso eficiente de dicho nutriente son fundamentales para el control de las emisiones de N₂O. Debe evitarse la acumulación de N mineral en el suelo, ya que el mismo queda sujeto a los procesos de pérdida, entre ellos la emisión de N₂O. Para lograr esto, es muy importante sincronizar la fertilización o aporte de N con la demanda del cultivo y por ende, es necesario tener en cuenta los momentos de aplicación y las cantidades aplicadas en cada fertilización. Esto pone de manifiesto la importancia de contar con test predictivos, calibrados a nivel nacional para los diferentes cultivos. Otro aspecto que puede afectar la cantidad de emisiones, es el tipo de fuente nitrogenada utilizada (Snyder et al., 2009; Signor y Cerri, 2013).

En Uruguay, se han medido emisiones de N₂O del suelo bajo diferentes sistemas agrícolas ganaderos y manejos de suelo (Perdomo et al., 2009; Salvo, 2014, Salvo y Bayer sin publicar), sobre experimentos de largo plazo en la EEMAC-Paysandú. Uno de los experimentos cuenta con 3 años de mediciones y el otro con dos. En estos experimentos las fertilizaciones nitrogenadas se realizan en base a análisis de suelos

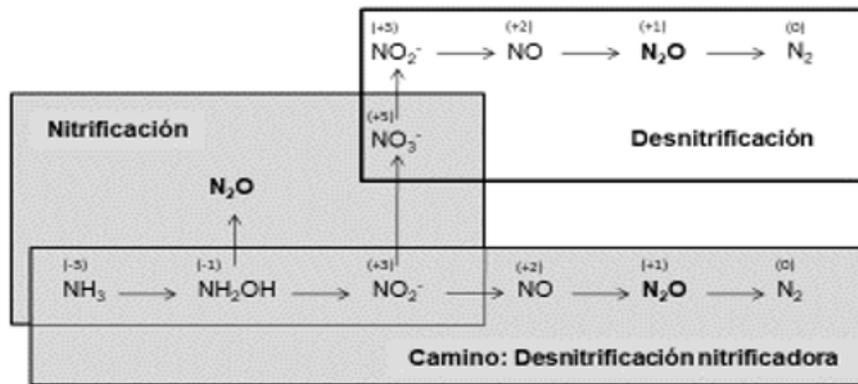


Figura 1. Transformaciones microbianas del N mineral en el suelo (extraído y adaptado de Wrage et al., 2001). **Nota:** Los números entre paréntesis indican el estado de oxidación del N en sus diferentes formas.

y de forma fraccionada en los cultivos de invierno. En promedio, las emisiones de N_2O , fueron de $2,8 \text{ kg N-N}_2O \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Si bien en cuanto a pérdida de N no es un proceso de importancia, cuando se considera el PCG de este gas, vemos que esa pequeña pérdida significa una emisión de $358 \text{ Kg Ceq ha año}^{-1}$. Es decir que para compensar esta emisión de N_2O , el sistema debería estar secuestrando esta misma cantidad de C en la materia orgánica del suelo.

En cuanto a la comparación de los sistemas de preparación del suelo (siembra directa contra laboreo convencional) en la emisión de N_2O , los resultados obtenidos a nivel internacional no son concluyentes. Algunos trabajos mencionan que la SD emite más que el LC (Ball et al., 2008; Halvorson et al., 2008), otros mencionan que emite menos (Mosier et al., 2006; Escobar, 2011) y otros que no existen diferencias entre manejos (Robertson et al., 2000; Parking et al., 2006). Aún emitiendo más N_2O , los trabajos mencionan que la SD es más favorable que el LC, por tener un PCG menor a este último, explicado por un mayor secuestro de C. En los trabajos realizados en Uruguay, durante 3 años, no se encontraron diferencias significativas entre estos manejos de suelo en las emisiones de N_2O (Perdomo et al., 2009; Salvo, 2014). Más allá de la estadística, en dos de los tres años evaluados, la SD tuvo menores magnitudes de emisión que el LC y en promedio emitió un 18% menos que este sistema.

Como ya se mencionó al inicio de este manuscrito, lo que se busca es encontrar alternativas de manejo que reduzcan las emisiones de N_2O . Un ejemplo de que esto es posible surge de los resultados del trabajo de Doctorado de Casanave (2020), llevado adelante en un experimento de largo plazo de INTA Balcarce, Provincia de Buenos Aires. En este, se comparó la

emisión promedio anual de N_2O de una secuencia agrícola de tres años con manejo de intensificación sostenible (MIS) y la misma secuencia con el manejo realizado por los productores de la zona (MP). En la figura 2 se presenta la rotación agrícola evaluada, con todos los cultivos sembrados con siembra directa en ambos manejos.

En el MIS, las prácticas agronómicas se decidieron sobre la base de los conocimientos previos y las investigaciones recientes, con el fin de aumentar la producción de granos junto con un aumento de la productividad de los recursos respecto al MP. En el MP, se utilizó un nivel medio de insumos, así como las prácticas de manejo más utilizadas, basadas en la opinión de agrónomos expertos que se dedican a asesorar a los agricultores. En el caso del MIS, el rendimiento objetivo se definió como el máximo rendimiento alcanzable en condiciones de secano para cada cultivo mientras que, en el caso del MP, fue el promedio del cuartil más alto de los rendimientos obtenidos por los agricultores de la región. En consecuencia, la dosis de aplicación o de fertilización con N en el MIS fue mayor que en MP.

En el cultivo de cebada la fertilización con N en el sistema de MIS se dividió en dos aplicaciones (macollaje temprano y tardío), mientras que en el MP solo se aplicó en macollaje temprano. En lo que respecta a la fertilización con N en el cultivo de maíz, tanto en el sistema de MIS como en el MP se aplicó fosfato diamónico a la siembra. En el MP al momento de la siembra también se aplicó urea en la superficie, y en el MIS la urea se aplicó en la etapa de crecimiento de seis hojas (V6) del maíz (momento de mayor demanda de N).

La mayor tasa de N utilizada en el MIS respecto al MP no generó una mayor emisión de N_2O , pero sí

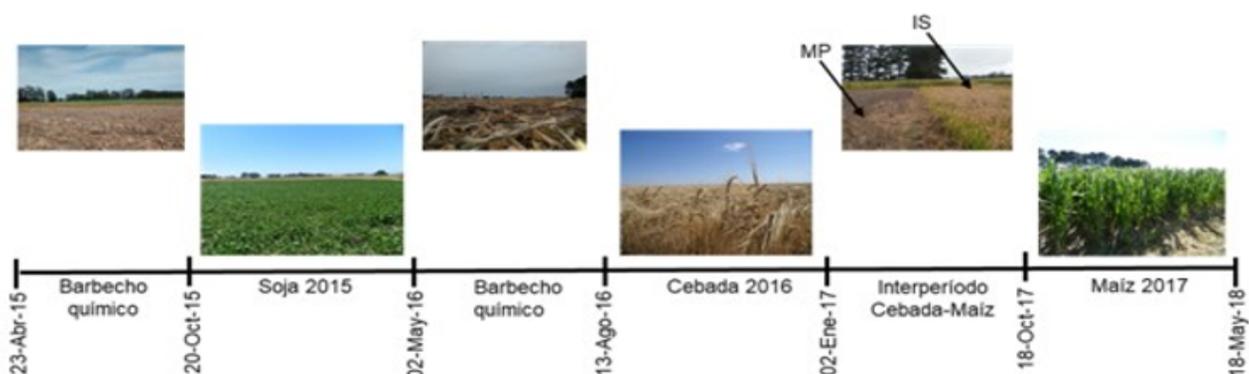


Figura 2. Secuencia de cultivos evaluada y período de evaluación de N_2O (extraído de la tesis de Doctorado de Casanave, 2020).

logró incrementar el rendimiento de todos los cultivos de la rotación en relación al MP. Para tener en cuenta, la fertilización con N de la cebada y el maíz en el MIS fue 42% y 25% más alta, respectivamente, que en el MP, sin embargo, las emisiones de N₂O para esos mismos cultivos fueron 14,5% y 20% más bajas que en el MP. Más allá de eso, la emisión promedio anual de N₂O de esta rotación no se diferenció significativamente entre los manejos evaluados y fue de aproximadamente 1,1 kg de N₂O-N ha⁻¹ año⁻¹.

Así, las diferentes estrategias de fertilización (dosis de acuerdo a rendimiento objetivo, momento y dosis dividida) acompañadas de otras prácticas de buen manejo de suelos y cultivos, permitió aumentar la dosis de N sin exceder las necesidades de N de los cultivos, conduciendo a una mejora en la eficiencia de utilización del N y evitando importantes pérdidas de N₂O (Casanave, 2020).

METANO

El suelo produce y oxida metano de forma simultánea y el efecto neto dependerá de cuál sea el proceso microbiano dominante. La metanogénesis es un proceso anaeróbico, generador de CH₄, mientras que la metanotrofia es el proceso encargado de la oxidación del mismo (proceso aeróbico). El contenido de agua en el suelo influye sobre los niveles de oxígeno, el cual es muy importante en la regulación de estos procesos (Topp et al., 1997).

En suelos agrícolas de secano, generalmente domina el proceso de oxidación de CH₄ (“captura”). Medidas realizadas durante tres años bajo sistemas agrícolas en Uruguay (experimentos de largo plazo-EEMAC) indican un promedio de oxidación anual de -0,61 (± 0,37) kg C-CH₄ ha⁻¹ año⁻¹. Cuando se calcula su potencial de calentamiento, esto se traduce en una “captura” por parte del suelo de -5,55 kg Ceq ha⁻¹ año⁻¹, por lo que tiene poca relevancia en el balance de GEI (Salvo, 2014, Salvo y Bayer sin publicar).

BALANCE DE GASES DE EFECTO INVERNADERO O POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL

Como se desprende de todo lo anterior, cada manejo que realizamos en el suelo afectará de manera diferente los procesos microbianos que ocurren en él y

por ende las emisiones de GEI. Así, el efecto final de los diferentes sistemas de producción en la emisión de GEI, dependerá del balance de los mismos. El PCG se expresa como CO₂ equivalente, y no solo considera el secuestro de C en la MOS, sino también del flujo de N₂O y CH₄ del suelo (Robertson et al. 2000), además de los costos de CO₂ de las diferentes prácticas e insumos agrícolas (Lal, 2004) (Ecuación 1).

$$\text{PCG (kg CO}_2\text{ equivalente ha}^{-1}\text{)} = [\Delta \text{C-CO}_2 + \text{N}_2\text{O} \times 298 + \text{CH}_4 \times 25] + \text{Costos-CO}_2 \quad \text{[Eq. 1]}$$

En el caso de rotaciones que incluyen pasturas con entradas de animales, debe sumarse el efecto de estos en las emisiones de gases, como la emisión de metano entérico y el N₂O emitido por las deyecciones. Obviamente las pasturas también tendrán su efecto en el balance de COS.

Snyder et al. (2009), citando un trabajo de Robertson et al. (2000), compararon el PCG de dos sistemas agrícolas (Cuadro 1). Debe prestarse atención, a que las emisiones y “capturas” de GEI están expresadas como CO₂ equivalente. En esta comparación, el sistema agrícola bajo SD, por más que emitió algo más de N₂O que el sistema bajo LC, tuvo un balance de gases más favorable (aprox. 8 veces menos de PCG) por un mayor secuestro de C en la MOS (aproximadamente 300 kg ha⁻¹ año⁻¹). A su vez, en este cuadro se presentan los rendimientos obtenidos y en función de esto la energía producida en cada sistema agrícola. Esto permite estimar la intensidad de emisión, que consiste en los kilogramos de GEI como CO₂ equivalente por unidad de producto o por unidad energía producida. Esta última forma de estimación, permite comparar sistemas con diferentes productos. Aquellos con menor intensidad de emisión serán más eficientes.

En este ejemplo, tanto las emisiones por hectárea como por unidad de producto, fueron menores en el sistema bajo SD. Sin embargo, hay sistemas agrícolas que emiten más CO₂ equivalente por hectárea que otros, pero también son capaces de producir más y eso hace que terminen emitiendo menos GEI por unidad de producto o energía. Esto puede ser una alternativa de reducción de GEI a nivel mundial si permite aumentar la producción de alimentos dentro de la

Cuadro 1. Comparación de sistemas agrícolas según su Potencial de Calentamiento Global Robertson et al (2000)-Michigan (9 años de estudio).

Sistemas de cultivos	PCG (CO ₂ eq (kg ha ⁻¹ año ⁻¹))							Prod. Energía (Gcal ha ⁻¹ año ⁻¹)	Rendimiento promedio (Mg ha ⁻¹)		
	COS	Fert. N	Cal	Combustible	N ₂ O	CH ₄	PCG		Maíz	Trigo	Soja
Maiz-soja-trigo											
LC	0	270	230	160	520	-40	1140	12	5,3	3,2	2,1
SD	-1100	270	340	120	560	-50	140	13	5,6	3,1	2,4

Referencias: PCG, potencial de calentamiento global; COS, carbono orgánico del suelo; LC, laboreo convencional; SD siembra directa.

superficie ya destinada a la agricultura, sin incorporar nuevas tierras al uso agrícola, lo que aumentaría mucho más las emisiones de GEI (Burney et al., 2010).

En resumen

- Es esperable que la producción de alimentos siga creciendo para acompañar el crecimiento poblacional, pero es necesario disminuir la degradación ambiental y dentro de este, la emisión de GEI responsables del calentamiento global. El cambio climático es una amenaza para la humanidad y la producción de alimentos.
- Es importante buscar e incorporar prácticas de manejo agrícolas que reduzcan las emisiones de GEI de nuestros sistemas.
- Para evaluar el efecto de mitigación en la emisión de GEI de una determinada práctica agrícola, no puede considerarse un único gas, sino el balance o PCG de los tres principales GEI (CO₂, N₂O y CH₄).
- El incremento de COS es uno de los principales mecanismo de secuestro de GEI. Hay varios manejos agrícolas recomendados para el logro de este objetivo. Sin embargo, una vez implementado el cambio en el manejo del suelo, la tasa de secuestro de C irá disminuyendo con el correr del tiempo hasta el logro de un nuevo “equilibrio aparente”, donde el stock de COS se mantendrá incambiado. Cuando no hay incrementos en el stock de COS, la emisión de GEI de un sistema dependerá fundamentalmente de su emisión de N₂O, además de los “costos”

de CO₂.

- En función de lo anterior, es importante implementar prácticas de manejo que mejoren la eficiencia del uso de N y de esta manera reducir las emisiones de N₂O.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21 (1): 38–52.
- Álvarez R. 1999. Balance de C en suelos cultivados de la Pampa Húmeda. En: Jornada técnica “Biología del suelo en siembra directa”. Buenos Aires, INTA-PROCISUR. pp.33-36.
- Andrade FH. 2016. Los desafíos de la agricultura. 1ª ed. International Plant Nutrition Institute. 136 p.
- Baethgen WE. 2003. Utilización del modelo Century para estudiar la dinámica de carbono y nitrógeno. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Colonia: INIA La Estanzuela, Serie Técnica, 134: 9–18.
- Ball BC, Crichton I, Horgan GW. 2008. Dynamics of upward and downward N₂O and CO₂ fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to waterfilled pore space, compaction and crop presence. *Soil & Tillage Research*, 101 (1-2): 20-30.
- Bayer C, Martin-Neto L, Mielniczuk J, Pavinato A, Dieckow J. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil and Tillage Research*, 86 (2): 237-245.
- Burney JA, Davis SJ, Lobella DB. 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (26): 12052–12057.

- Butterbach-Bahl K, Baggs EM, Dannenmann M, Kiese R, Zechmeister-Boltenstern S. 2013 Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Science*, 368 (1621): 1-13.
- Casanave, S. 2020. Emisiones de óxido nitroso en sistemas agrícolas con diferente nivel de intensificación en el sudeste pampeano. [Tesis de doctorado]. Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata. 87 p.
- Dobbie KE, Smith, KA. 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science*, 52: 667-673.
- Ernst O, Siri-Prieto G. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research*, 105: 260-268.
- Escobar LF. 2011. Mitigação das emissões de gases de efeito estufa por sistemas conservacionistas de manejo de solo. [Tesis de doctorado]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 89 p.
- FAO. 2016. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Cambio climático, agricultura y seguridad alimentaria. Roma: FAO. 191 p.
- Franzluebbers AJ. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential in agricultural regions of North America: introduction. *Soil and Tillage Research*, 83 (1): 1-8.
- Flechard CR, Ambus P, Skiba U, Rees RM, Hensen A, van Amstel A, van den Pol-van Dasselaar A, Sousana JF, Jones M, Clifton-Brown J, Raschi A, Horvath L, Neftel A, Jocher M, Ammann C, Leifeld J, Fuhrer J, Calanca P, Thalman E, Pilegaard K, Di Marco C, Campbell C, Nemitz E, Hargreaves KJ, Levy PEc, Ball BC, Jones SK, van de Bulk WCM, Groot T, Blom M, Domingues R, Kasper G, Allard V, Ceschia E, Cellier P, Laville P, Henault C, Bizouard F, Abdalla M, Williams M, Baronti S, Berretti F, Groszetz B. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121:135-152
- Galantini JA, Iglesias JO, Maneiro C, Santiago L, Cleine C. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste Bonaerense. Efecto de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, Buenos Aires, 35 (1): 15-30.
- Goodroad LL, Keeny DR. 1984. Nitrous oxide emissions from forest, Marsh, and Prairie ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 13 (3): 448-452.
- Halvorson AD, Del Grosso SJ, Reule CA. 2008. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems. *Journal of Environmental Quality*, 37 (4): 1337-1344.
- IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2007: the physical science basis. [En línea]. Consultado 1 Diciembre 2021. Disponible en: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/contents.html
- Lal R. 2004. Carbon emission from farm operations. *Environment International*, 30 (7): 981-990.
- Laville P, Lehuger S, Loubet B, Chaumartin F, Cellier P. 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151 (2): 228-240.
- Morón A. 2003. Principales contribuciones del experimento de rotaciones cultivos- pasturas de INIA La Estanzuela en el área de fertilidad de suelos (1963-2003). En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Colonia: INIA La Estanzuela, Serie técnica, 134: 1-7.
- Morón A, Sawchik J. 2003. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Colonia: INIA La Estanzuela, Serie Técnica, 134: 67-76.
- Mosier AR, Halvorson AD, Reule CA, Liu XJ. 2006. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in Northeastern Colorado. *Journal of Environmental Quality*, 35 (4): 1584-1598.
- MVOTMA. 2019. Inventario Nacional de gases de efecto invernadero 2017. MVOTMA, SNRCC. 399 p.
- Perdomo C, Irisarri P, Ernst O. 2009. Nitrous oxide

- emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84 (2): 119-128.
- Robertson GP, Paul EA, Harwood RR. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289 (5486): 1922-1925.
- Salvo L, Hernández J, Ernst O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research*, 109, (2): 116–122.
- Salvo L. 2014. Fluxos e balanço de gases de efeito estufa em solo do Uruguai afetado por sistemas de manejo. [Tesis de doctorado]. Porto Alegre: Universidade Federal de Rio Grande do Sul. 127 p.
- Signor D, Cerri CE. 2013. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a Review. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43 (3): 322-338.
- Six J, Ogle SM, Breidt FJ, Conant RT, Mosier AR, Paustian K. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10 (2): 155-160.
- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattebach M, Smith J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Science*, 363 (1942): 789-813.
- Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, Fixen PE. 2009. Review of greenhouse gas emission from crop production system and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 133 (3-4): 247-266.
- Terra JA, Garcia-Préchac F, Salvo L, Hernández J. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. *Advances in Geo Ecology*, 38: 233–241.
- Topp E, Pattey E. 1997. Soils as sources and sinks for atmospheric methane. *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (3): 167–178.
- Weil RR, Brady NC. 2017. Soil Organic Matter. Chapter 12. En: *The Nature and Properties of Soils*. Fifteenth Edition. Prentice Hall. 1104 p.
- Wrage N, Velthof GL, Van Beusichem ML, Oenema O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 33 (12-13): 1722-1732.

Secuencias de cultivos y sus efectos en el rendimiento de los cultivos siguientes

S.R. Mazzilli, O. Ernst¹

INTRODUCCIÓN

Es ampliamente conocida la necesidad de aumentar la producción de productos agropecuarios de forma de hacer frente al aumento de la demanda prevista para las próximas décadas (Van Ittersum et al., 2013). Este aumento deberá producirse en la superficie actualmente afectada a la producción de alimentos (Hall y Richards, 2013), por lo cual la intensificación de los sistemas parece ser el único camino posible para alcanzar ambos objetivos. Aunque existen alternativas de diseño de sistemas con mayor diversidad, que incluyan sistemas agrícolas ganaderos (Ernst et al., 2018; Franzluebbers et al., 2014), este trabajo se centra en la secuencia agrícola (Andrade et al., 2017).

Si bien es poco probable diseñar secuencias agrícolas, sostenibles en el tiempo, que incluyan sistemáticamente dos cultivos anuales, la proporción del año en que es utilizada para producir biomasa mejora la eficiencia de captura y uso de la radiación y el agua, al menos en la región en la cual nos encontramos (Andrade et al., 2017; Caviglia et al., 2004). No obstante, al diseñar sistemas más intensos en el uso del suelo, es más probable la ocurrencia de errores agronómicos en el manejo del sistema de cultivos. Uno de estos errores es repetir los mismos cultivos, transformado el sistema en dos monocultivos, uno de invierno y otro de verano. El problema ha sido ampliamente estudiado para el caso de los cereales de invierno. En nuestras condiciones, cuando se repite el cultivo de trigo, se genera una pérdida en la productividad del segundo cultivo en alrededor de 15%, aun aplicando algunas medidas como la selección de cultivares resistentes a enfermedades y el uso de fungicidas (lo que sube el costo) (Ernst et al., 2016; Mazzilli et al.,

2016). Efectos semejantes de pérdidas de rendimiento han sido indicados para *Brassicas*, pero para este caso la sugerencia es dejar al menos dos estaciones de crecimiento sin el cultivo para evitar pérdidas de rendimiento (Hegewald et al., 2018).

Otro aspecto de las secuencias, que es conocido localmente, es el impacto diferencial de los cultivos de invierno sobre el rendimiento de los cultivos de verano siguientes. Sin considerar cambios en la fecha de siembra, el cultivo de colza fue un mejor antecesor que trigo, tanto para el cultivo de maíz ($\approx 17\%$) como para el de soja ($\approx 11\%$), (Mazzilli y Ernst, 2019a). Por último, se ha demostrado que el cultivo de soja logra mayores rendimientos cuando es sembrado luego de un cultivo de maíz ($\approx 6\%$), especialmente maíz de segunda ($\approx 13\%$) que luego de un cultivo de soja anterior, independientemente de que se hubiera sembrado durante el invierno (Mazzilli y Ernst, 2019b).

La información existente permite, a partir de los coeficientes técnicos generados hasta el momento, diseñar estrategias que mejoren los rendimientos de toda la secuencia. No obstante, aún restan conocer algunos coeficientes que permitan incorporar de la mejor manera a las *Brassicas* dentro de secuencias en las que el cultivo de verano dominante es soja.

METODOLOGÍA

El experimento se instaló en el campo experimental de la Estación Experimental "Dr. Mario A. Cassinoni" de la Facultad de Agronomía – Universidad de la República, en el departamento de Paysandú-Uruguay. Los nutrientes fueron manejados de acuerdo con análisis de suelo y planta utilizando los modelos actualmente disponibles para cada cultivo. Las

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Departamento de Producción Vegetal. Correo electrónico: smazzilli@fagro.edu.uy

plagas y enfermedades fueron semanalmente monitoreadas y se aplicaron tratamientos diferenciales según la especie.

Los cultivos del primer invierno fueron sembrados el 17 de mayo del 2019 con un diseño experimental de bloques completos al azar con tres repeticiones. En cada bloque se sembraron 4 parcelas: trigo (Génesis 6.28), cebada (Danielle), colza (Rivette) y carinata (Avanza 641), de manera de que durante el segundo invierno las gramíneas (trigo y cebada) fueran sembradas, el 15 de mayo del 2020, sobre *Brassicas* (colza y carinata) y viceversa, utilizando los mismos cultivos. En el verano se sembró soja (DM 60i62 IPRO) en dos fechas por cultivo de invierno, uno inmediatamente luego de la cosecha de cada cultivo de invierno y otro a una fecha fija en donde se sembraron todas las parcelas independientemente del cultivo. Para la zafra 2019, la siembra luego de la cosecha fue igual para colza y cebada (19/11/2019) y para carinata y trigo (29/11/2019), y la segunda siembra se llevó a cabo el 23 de diciembre de 2019. Para la zafra 2020, la falta de humedad en suelo luego de la cosecha de todos los cultivos de invierno no permitió la siembra inmediatamente luego de la cosecha, por lo que la soja se sembró en dos fechas en todos los antecesores (24 de noviembre y 14 de diciembre). Cada parcela tenía 2 metros de ancho, que para los cultivos de invierno representó 9 surcos a 0,17 m de distancia entre filas y durante el verano 4 surcos a 0,42 m de distancia entre filas. El largo de parcelas en todos los casos fue de 7 m.

Se cuantificó semanalmente la fenología de los cultivos, de forma de identificar los momentos claves de definición del rendimiento. Para las gramíneas fue utilizada la escala de Zadoks (Zadoks et al., 1974), para las *Brassicas* la escala de BBCH (Meier, 1997) y para el cultivo de soja la escala de Fehr y Caviness (1977). A cosecha fue evaluado el rendimiento en grano, la biomasa total acumulada, y los componentes de rendimiento. Para este trabajo solo se incluye el rendimiento en grano (cosecha manual) que se obtuvo en un área de 0,68 m² y 1,6 m² para cultivos de invierno y verano respectivamente. Luego de la estimación del rendimiento, las parcelas fueron cosechadas mecánicamente de forma de simular una condición comercial y poder sembrar el cultivo posterior en la secuencia. Para el caso de colza, luego de la cosecha manual y previo a la cosecha mecanizada, se aplicaron 400 g ha⁻¹ de principio activo del producto

Diquat. Para el caso de carinata, durante el segundo año se aplicó el mismo tratamiento desecante que para colza, mientras que, en el año 2019, si bien estaba prevista la misma práctica, las condiciones climáticas (altas temperaturas y ausencia de precipitaciones) determinaron que el cultivo pudiera ser cosechado sin el uso de desecantes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización climática del periodo experimental

Las condiciones climáticas, al inicio de la primera estación invernal de cultivo, no fueron las más adecuadas debido al mayor volumen de precipitaciones ocurridas durante el periodo de implantación con relación a la media histórica (202 vs. 52 mm durante el mes de junio) y las altas temperaturas. Por otra parte, el periodo entre inicio de elongación y floración/espigazón, se mantuvo en valores de temperatura menores a los esperados, lo cual puede haber sido una ventaja para los cultivos, y las precipitaciones fueron menores a las de la serie histórica. No obstante, sobre el final de la estación de cultivo las precipitaciones y la temperatura volvieron a estar por encima de la media histórica (Figura 1), lo cual seguramente afectó de forma diferencial a los cultivos en crecimiento durante ese periodo.

Desde el punto de vista de las condiciones climáticas para los cultivos de soja de segunda durante el primer año, en general fueron de abundantes precipitaciones durante los meses iniciales (noviembre a diciembre), lo que generó excelentes condiciones de crecimiento, pero muy limitantes en los meses siguientes (enero y febrero), generando condiciones poco favorables para la mayor parte de las siembras durante el periodo crítico de determinación de rendimiento (Figura 1).

Durante el segundo año de experimentos de invierno, las temperaturas fueron más bajas que la media en la primera fase de los cultivos (mayo a julio), y sensiblemente menores durante el mes de setiembre (1° C menor que la media), lo que por una parte favoreció a los cultivos al tener un desarrollo más lento, pero por otro lado aumentó el riesgo de heladas. Sumado a este comportamiento, las precipitaciones fueron muy escasas en todo el periodo, lo que seguramente generó deficiencias hídricas y pudo magnificar el efecto heladas en floración (Figura 1).

Para el último verano en evaluación (2020/21), el régimen hídrico del periodo diciembre/abril fue de 25% menos precipitaciones (565 vs. 803), pero entre diciembre y febrero se registró solo el 44% de las precipitaciones medias, y diciembre y febrero fueron críticos ya que las lluvias alcanzaron sólo 55 y 39 mm respectivamente. Por tanto, al igual que el verano anterior, un ciclo de cultivos de verano ocurrió bajo importante déficit hídrico.

Primera zafra de invierno: sin efecto secuencia de cultivos.

Los cultivos sembrados en la zafra invernal 2019 no tenían ningún efecto del cultivo antecesor, ya que a

los efectos del ensayo iniciaron la secuencia de cultivos como cabeza de rotación luego de pastura. Las diferencias en rendimientos de los cultivos de invierno en esta zafra (Figura 2) fueron menores a las esperadas. En base a los antecedentes se esperaba que la colza tuviera un 50-60% del rendimiento de un cultivo de trigo (Mazzilli y Ernst, 2019a) y también que carinata superara a colza dentro del rango de fechas en que las que fueron sembrados (Mazzilli et al., 2020). Este comportamiento puede estar explicado por las condiciones climáticas particulares, con condiciones de exceso de agua y mayores temperaturas en los últimos meses de la estación, lo cual determinó que el cultivo de colza con ciclo más corto escapara a esos eventos (Figura 1).

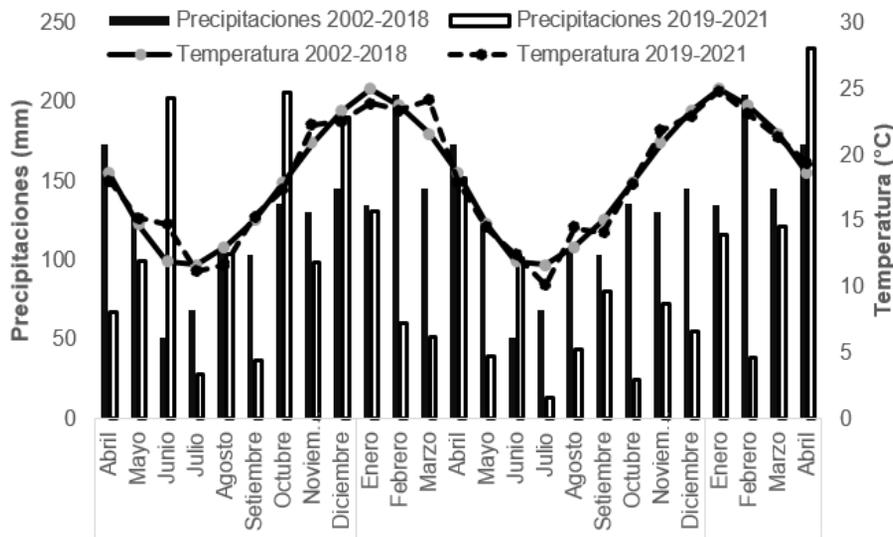


Figura 1. Precipitaciones y temperatura media durante el periodo experimental con relación a la media histórica para el sitio.

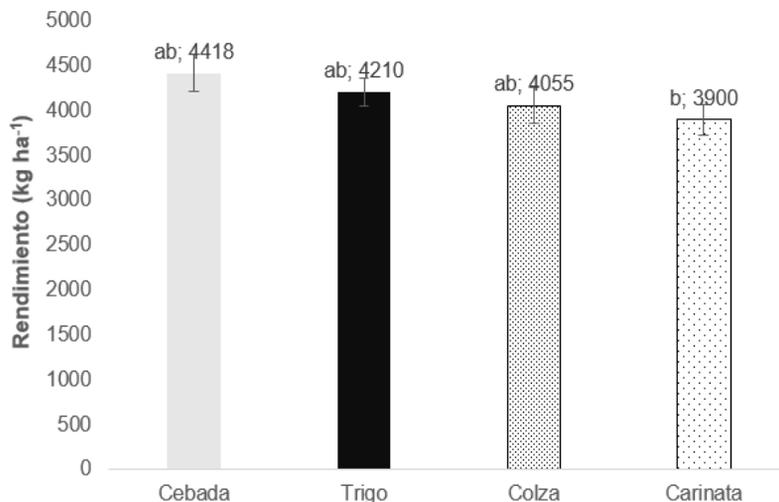


Figura 2. Rendimiento en grano según cultivo de invierno para la zafra 2019. Barras de error representan el error estándar. Medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

Primera zafra de verano: efecto antecesor de invierno y fecha de siembra

Los resultados para la primera zafra de verano, tampoco coincidieron con lo esperado en base a trabajos anteriores (Mazzilli y Ernst, 2019a), el cultivo de soja con antecesor colza tendría que haber sacado una ventaja. Sin embargo, en este caso fue el cultivo de cebada el que tendió a tener mayores rendimientos, lo cual posiblemente pueda explicarse por el adecuado uso de agua en ese antecesor durante un período de tan bajos aportes de precipitaciones (Figura 1). El cultivo de soja sembrado sobre cebada se implantó más lentamente que el resto de los antecesores, lo que le permitió llegar al periodo crítico con menor consumo de agua. Por otra parte carinata, sembrada inmediatamente luego de la cosecha, tuvo menor rendimiento que cuando se sembró 24 días después, lo que puede estar dando indicios de un efecto alelopático, tal como ha sido indicado por Rehman et al. (2019) para la especie.

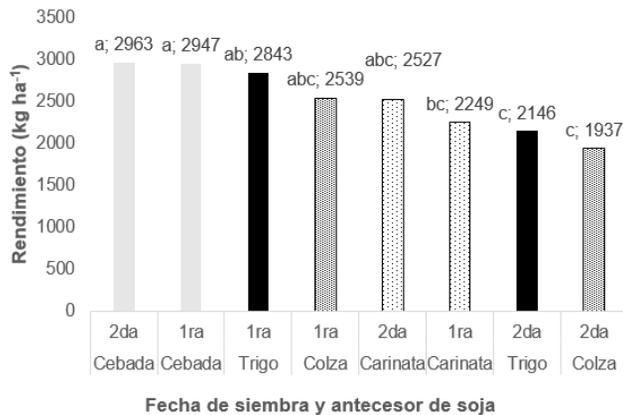


Figura 3. Rendimiento en grano de soja según cultivo de invierno y fecha de siembra (1ra: inmediatamente luego de la cosecha del cultivo de invierno y 2da: fecha fija al final de la estación de crecimiento de verano – 23 de diciembre) para la zafra 2019-2020. Medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

Segunda zafra de invierno, efecto de cultivo de invierno anterior.

Para la segunda zafra de invierno la relación entre el rendimiento de trigo y colza estuvo en el rango de lo publicado para la región (Mazzilli y Ernst, 2019a; Rondanini et al., 2012), el rendimiento de colza en términos medios fue un 60% del rendimiento de trigo (Figura 4). A su vez, en términos medios (sin considerar los

antecesores), el rendimiento de colza fue un 80% del rendimiento del cultivo de carinata (Figura 4). Independientemente de las relaciones generales comentadas, resulta interesante observar que los rendimientos de las gramíneas de invierno (trigo y cebada) fueron mayores cuando en el invierno anterior había sido sembrado carinata y no colza y el cultivo de trigo fue un mejor antecesor que cebada tanto para colza, como para carinata. Todo esto permite, dado el mismo grupo de cultivos disponibles para la siembra, ordenarlos de manera de maximizar los rendimientos.

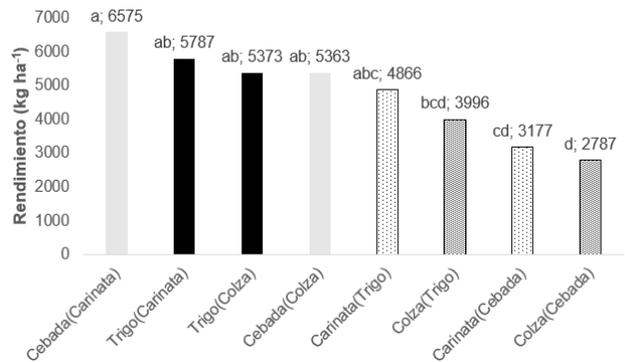


Figura 4. Rendimiento en grano de los distintos cultivos de invierno según cultivo de invierno anterior (entre paréntesis) para la zafra 2020. Medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

Segunda zafra de verano, efecto de cultivo de invierno anterior.

En lo que respecta a los rendimientos del segundo cultivo de soja, no fue posible detectar efectos acumulados, solo se detectaron cambios a consecuencia de la interacción entre el cultivo de invierno anterior y la fecha de siembra. En este sentido, y contrario a lo esperado en ausencia de limitantes hídricas mayores (Rizzo et al., 2021; Vitantonio-Mazzini et al., 2021), los rendimientos de soja sembrada de forma tardía tendieron a ser mayores que los sembrados en fechas tempranas (con excepción del cultivo de carinata) (Figura 5). Por otra parte, al comparar el promedio de rendimientos del cultivo de soja luego de colza y luego de trigo, sobre el primer antecesor el rendimiento fue un 14% superior que sobre el segundo, lo cual está en línea con trabajos previos (Mazzilli y Ernst, 2019a). Por último, se vuelve a registrar un menor rendimiento de soja sembrada luego de carinata, cuando fue sembrada inmediatamente luego de la cosecha, lo que

confirma los indicios de potenciales efectos alelopáticos negativos.

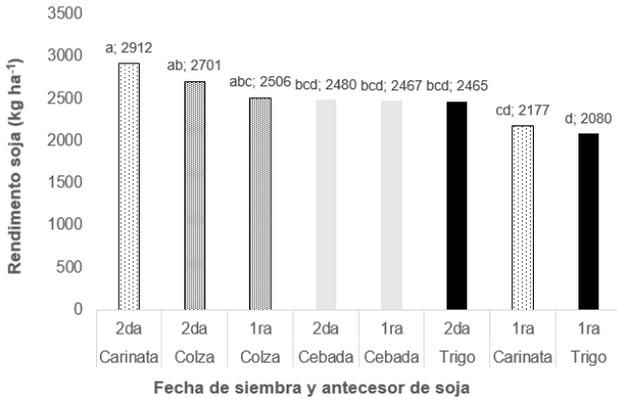


Figura 5. Rendimiento en grano de soja según cultivo de invierno y fecha de siembra (1ra: 24 de noviembre de 2001 y 2da: fecha fija al final de la estación de crecimiento de verano – 14 de diciembre de 2020) para la zafra 2019-2020. Medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

CONCLUSIONES

Las secuencias de cultivos tienen implicancias en la productividad del sistema. En ese marco hay información abundante respecto a secuencias de cultivos que limitan la productividad, como el caso repetir la siembra de trigo (cebada) en la misma unidad de manejo sin saltar al menos una estación de crecimiento. Este mismo efecto ha sido encontrado para *Brassicac*s, aunque en este caso la sugerencia es no sembrar por al menos 2 años en la misma unidad de manejo.

Así cómo hay efectos negativos, también han sido encontrados efectos positivos de las secuencias de cultivos, por ejemplo, el aumento de rendimiento de soja de primera cuando es sembrada sobre un cultivo de maíz (en especial maíz de segunda) respecto a otras alternativas que incluyen soja.

En todos los casos publicados anteriormente, la productividad aumentaba al no repetir el mismo cultivo por al menos un año. En este trabajo, logramos cuantificar efectos no encontrados hasta el momento que permitirían ordenar los cultivos en una secuencia en la cual se trasladen de la mejor manera los efectos positivos entre cultivos. Entre los efectos más destacables se encuentra el aumento de rendimiento en el cultivo de invierno siguiente a la siembra del cultivo de carinata, respecto a las otras alternativas invernales y

el efecto negativo de un doble cultivo trigo (cebada)/soja sobre el rendimiento de colza.

Se encontraron indicios de efectos negativos de la siembra de soja, inmediatamente luego de la cosecha de carinata, lo que debe ser confirmado en trabajos posteriores.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por UPM Biofuels. Para las actividades de campo fue indispensable el trabajo de Federico Domínguez.

BIBLIOGRAFÍA

Andrade JF, Poggio SL, Ermácora M, Satorre EH. 2017. Land use intensification in the Rolling Pampa, Argentina : Diversifying crop sequences to increase yields and resource use. *European Journal of Agronomy*, 82: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.013>

Caviglia OP, Sadras VO, Andrade FH. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas: I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-soybean. *Field Crop Research*, 87: 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2003.10.002>

Ernst OR, Dogliotti S, Cadenazzi M, Kemanian AR. 2018. Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield. *Field Crop Research*, 217: 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.014>

Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Cadenazzi M, Dogliotti S. 2016. Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity. *Field Crop Research*, 186: 107–116. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.005>

Fehr WR, Caviness CE. 1977. Stages of soybean development. Iowa State University. Special Report, 80: 1-12.

Franzluebbers AJ, Sawchik J, Taboada MA. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 18–26. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>

- Hall AJ, Richards RA. 2013. Prognosis for genetic improvement of yield potential and water-limited yield of major grain crops. *Field Crop Research*, 143: 18–33. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.05.014>
- Hegewald H, Wensch-Dorendorf M, Sieling K, Christen O. 2018. Impacts of break crops and crop rotations on oilseed rape productivity: A review. *European Journal of Agronomy*, 101: 63–77. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.08.003>
- Mazzilli SR, Ernst OR, de Mello VP, Pérez CA 2016. Yield losses on wheat crops associated to the previous winter crop: Impact of agronomic practices based on on-farm analysis. *European Journal of Agronomy*, 75: 99–104. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2016.01.007>
- Mazzilli SR, Ernst OR. 2019. Rapeseed-to-wheat yield ratio in different production environments and effects on subsequent summer crops yields. *Agrosystems, Geoscience and Environment*, 2(1): 1–7. <https://doi.org/10.2134/age2019.03.0017>
- Mazzilli SR, Ernst OR, 2019. Soybean yield increases when maize is included in the cropping system age *Agrosystems, Geoscience and Environment*, 2 (1): 1-6. <https://doi.org/10.2134/age2018.09.0033>
- Mazzilli SR, Schenck, G, Dominguez F, 2020. *Brassica carinata* L . como alternativa de cultivo invernal : fecha de siembra y arreglo espacial. *Cangüe* 43: 14–17.
- Meier U, 1997. Growth stages of mono-and dicotyledonous plants. Blackwell Wissenschafts-Verlag.
- Rehman S, Shahzad B, Bajwa AA, Hussain S, Rehman A, Cheema SA, Abbas T, Ali A, Shah L, Adkins S, Li P. 2019. Utilizing the allelopathic potential of brassica species for sustainable crop production: A Review. *Journal of Plant Growth Regulation*. 38: 343–356. <https://doi.org/10.1007/s00344-018-9798-7>
- Rizzo G, Monzon JP, Ernst O. 2021. Cropping system-imposed yield gap : Proof of concept on soybean cropping systems in Uruguay. *Field Crop Research* 260, 107944. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.10.7944>
- Rondanini DP, Gomez N V, Agosti MB, Miralles DJ. 2012. Global trends of rapeseed grain yield stability and rapeseed-to-wheat yield ratio in the last four decades. *European Journal of Agronomy*, 37: 56–65. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2011.10.005>
- Van Ittersum MK, Cassman KG, Grassini P, Wolf J, Tittonell P, Hochman Z. 2013. Yield gap analysis with local to global relevance-A review. *Field Crop Research*, 143: 4–17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.09.009>
- Vitantonio-Mazzini LN, Gómez D, Gambin BL, Di Mauro G, Iglesias R, Costanzi J, Jobbágy EG, Borrás L. 2021. Sowing date, genotype choice, and water environment control soybean yields in central Argentina. *Crop Science*, 61: 715–728. <https://doi.org/10.1002/csc2.20315>
- Zadoks JC, Chang TT, Konzak CF. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, 14: 415–421. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1974.tb01084.x>

Cuantificando el efecto de la diversidad del sistema de cultivo en kilos de soja

S. Alvarez¹, O. Ernst¹

INTRODUCCIÓN

Los Pastizales del Río de la Plata, uno de los biomas más extensos del mundo con más de 800.000 km², es una región con una de las mayores tasas de cambio en el uso del suelo en los últimos tiempos. La superficie agrícola aumentó un 23% durante el período 2000-2014, y la mayor parte de ese cambio se concentró en el área ubicada a ambos lados del río Uruguay (Baeza y Paruelo, 2020). Este proceso fue impulsado en gran medida por la producción de soja (*Glycine max*) sin laboreo, mayoritariamente bajo agricultura continua, con largos períodos de barbecho invernal (Rabinovich y Torres, 2004) y sustituyendo la rotación tradicional agrícola-ganadera compuesta por cultivos anuales rotando con pasturas perennes (Ernst y Siri-Prieto, 2009; Franzluebbers et al., 2014). Este cambio se sustentó en la idea de que, reemplazar la fase de pasturas de una rotación de pasturas-cultivos por sistemas de cultivos (SC) diversificados sin labranza no debería tener impactos negativos en la calidad del suelo ni en el rendimiento de los cultivos. Sin embargo, como el SC dominante en la región se caracterizó por tener una alta frecuencia de barbecho invernal-soja, se socavaron los principios fundamentales de intensificación sostenible de la agricultura (Cassman, 1999). Si la diversidad “doméstica” (planificada) es muy baja, los SC tienden a ser más susceptibles a la variabilidad climática, a problemas de malezas, plagas y enfermedades lo que provoca la generación de dependencia y la necesidad de mayores insumos (Nicholls et al., 2017). En contraposición, SC diversos logran mayor eficiencia de uso de nutrientes (nitrógeno y fósforo), radiación y agua, reduciendo impactos ambientales negativos (Foley et al., 2005), por lo que la diversidad planificada del SC es un elemento clave en la definición de su estabilidad y la

resiliencia.

La información local y regional, generada durante los últimos 20 años, apoya la hipótesis de que eliminar las pasturas perennes y disminuir la diversificación de la secuencia de cultivos de las rotaciones puede reducir gradualmente la calidad del suelo, limitando la productividad y generando impactos ambientales negativos (García-Préchac et al., 2004; Aparicio y Costa, 2007; Ernst y Siri-Prieto, 2009; Bacigaluppo et al., 2011; Díaz-Zorita et al., 2014; Mazzilli et al., 2015; Ernst et al., 2016, 2018, 2020; Beretta-Blanco et al., 2019; Mazzilli y Ernst, 2019). Sin embargo, a pesar del acuerdo general de que satisfacer la demanda de alimentos sin una mayor pérdida de ecosistemas naturales requiere transitar por un proceso de intensificación sostenible, hay poco diálogo sobre cómo llevarlo a cabo (Cassman y Grassini, 2020). La diversificación planificada de los SC incorporando pasturas y/o el mayor número de cultivos posibles puede generar un conflicto entre los objetivos que promueve la intensificación sostenible y el retorno económico neto que puede obtener el productor por disminuir el área del cultivo de mayor renta durante todo el ciclo de rotación (Garnett et al., 2013; Ernst et al., 2018). Para resolver esta aparente contradicción es necesario cuantificar el impacto que el diseño del SC tiene sobre el rendimiento alcanzable del cultivo dominante en la secuencia (soja) a nivel de producción.

En este artículo se resumen los resultados obtenidos en un trabajo que busca cuantificar el efecto del SC en la brecha de rendimiento de soja atribuible a eficiencia en el uso de recursos (YgEf), definida como la diferencia entre el rendimiento actual (Ya) obtenido bajo una condición específica de suelo, manejo y clima y el rendimiento alcanzable en tal condición, definido como el de máxima eficiencia técnica (YET).

¹ Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Departamento de Producción Vegetal.

A su vez, se cuantificó la brecha de rendimiento atribuible a diferencias en la disponibilidad y/o calidad de los recursos asignados a la producción (YgRec). Esta brecha se estimó como la diferencia entre el YET y el máximo nivel rendimiento alcanzable por los productores (YMax), concepto empírico que asume que el rendimiento máximo en campo se obtiene con la mejor combinación de recursos disponibles. Con la suma de ambas brechas de rendimiento, de eficiencia y recursos, se obtuvo la brecha de rendimiento alcanzable (YAlc) para el período y zona en estudio.

ESTRATEGIA DE INVESTIGACIÓN

Se ajustó una función de frontera estocástica de producción a una base de datos generada en 65 experimentos ubicados en chacras dentro de un radio de 60 km, entre las ciudades de Young y Dolores, una de las zonas de mayor importancia agrícola del país. Los sitios se ubicaron sobre suelos clasificados como Argiudolls Typic y Vertic (Soil Quality Institute, 1999), definidos como de alta o muy alta aptitud agrícola. Todos fueron sembrados con soja de primera y representan SC con distinto grado diversificación:

- 1. Sistemas cultivo-pastura (PC, 17 sitios), en los que la secuencia de cultivos rota con una fase de pasturas (al menos) cada cuatro años.
- 2. Sistemas de agricultura continua que incorporan cultivos con fotosíntesis C4 (maíz y sorgo) con una frecuencia de al menos una vez cada cuatro años (CC_maíz, 26 sitios).
- 3. Sistema de agricultura continua con alta frecuencia de soja (fotosíntesis C3) durante la fase agrícola de verano (CC_soja, 22 sitios).

Estos sistemas fueron identificados aplicando un análisis de componentes principales y agrupamientos a una base de datos compuesta por registros de productores integrantes de FUCREA, AUSID y empresas privadas del período 2014-2020.

En cada sitio se instaló un experimento evaluando 2 niveles de oferta de nutrientes: (i) "Limitado por nutrientes", donde la fertilización se ajustó siguiendo las "mejores prácticas de manejo actual" (García, 2005), que consideran la respuesta económica y el riesgo (Fischer y Edmeades, 2010); (ii) sin limitación de nutrientes ni pH", lo que se logró aplicando cantidades adicionales de fósforo (35 kg.ha⁻¹), potasio (50

kg.ha⁻¹), azufre (30 kg.ha⁻¹); calcio (260 kg.ha⁻¹ de CaO) y magnesio (130 kg.ha⁻¹ de MgO).

Cada sitio fue caracterizado por propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, aporte de agua (precipitaciones más riego) y oferta de radiación.

Todas las chacras se sembraron entorno al 12 de noviembre (315 ± 7 días julianos), dentro de la ventana de tiempo recomendada para esta región, lo que resultó en una fecha de inicio de floración similar (20 ± 6 días julianos). Diez de los experimentos se instalaron sobre sistemas bajo riego, de manera de disponer un amplio rango de disponibilidad hídrica dentro de una misma zafra.

Los cultivos se gestionaron para garantizar que no operaran factores reductores del rendimiento por malezas, enfermedades o plagas.

Frontera de rendimiento de soja

La frontera de producción estocástica relacionó el rendimiento obtenido en la chacra (Ya) con los factores que definen el rendimiento (radiación solar y temperatura) expresados como cosecha de radiación y temperatura media del período siembra-R8, lo que varía en función de la fecha de siembra y el grupo de madurez (GM) de soja sembrado. Como factores limitantes del rendimiento se incluyó la oferta hídrica, de nutrientes (tratamientos de fertilización) y un conjunto de propiedades físicas y químicas, seleccionadas a partir de un análisis de componentes principales, que resumieron la calidad del suelo de cada sitio.

La función de ineficiencia (η_i) incluyó la "aptitud agrícola" y variables asociadas al uso del suelo como:

- Antecesor de invierno.
- Intensidad de la fase agrícola.
- El indicador años de agricultura continua después de una pastura perenne (AAC) ponderado por la frecuencia de soja durante la fase de verano de la secuencia de cultivos (Frec_Soja) en el período 2011-2020.

Se agruparon categorías de sistemas de cultivo en base a antecedentes que indican que la rotación cada 4 años con pasturas (PC, rotación con pasturas) evita el deterioro del suelo y mejora el rendimiento de los cultivos (Ernst et al., 2018) y que en sistemas de más de 4 años de agricultura continua la incorporación de

maíz o sorgo (CC_maíz) mejora el desempeño de los cultivos (Díaz-Zorita et al., 2014; Mazzilli y Ernst, 2019), ambos en comparación a sistemas de agricultura continua con alta frecuencia de soja (CC_soja).

Brecha de rendimiento atribuible a la oferta de recursos

Para su estimación se siguió la metodología aplicada por Silva et al. (2017). La brecha de rendimiento de recursos (YgRec) cuantifica el aumento de rendimiento esperable en caso de que en todos los sistemas agrícolas evaluados se manejaran los mismos recursos que en los sistemas de mayor rendimiento de eficiencia técnica (YMáx), definidos como la media del percentil 90 de los rendimientos de máxima eficiencia técnica (YET). Además de YMáx, se cuantificó el rendimiento mínimo (YMin) (promedio del percentil 10 de los (YET) y el rendimiento medio (YX), (10% entorno al YET). La comparación de medias de estos distintos niveles de rendimiento y de la media de las variables cuantitativas asociadas se realizó por la prueba U

de Mann-Whitney. En tanto, para las variables categóricas se confeccionaron tablas de contingencia de dos factores (Chi2).

PRINCIPALES RESULTADOS

Oferta de recursos

La zona en la que se instalaron los experimentos es relativamente homogénea, por lo que tanto la variabilidad en la oferta de radiación y temperatura como el rango de fecha de siembra y los grupos de madurez utilizados por los productores fue escasa. En tanto, se logró una alta variabilidad en la oferta hídrica durante el período crítico de definición del rendimiento (Agua PC) lo que responde a la característica variación espacial de las precipitaciones y a la presencia de sitios con riego. Como resultado, se logró una alta variación en la cantidad de agua suministrada (C.V.= 45 %) durante este período. El rendimiento de soja (Ya) tuvo una distribución normal, con una media de 3,3 Mgha⁻¹ (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros estadísticos para los descriptores del período de estudio.

	Unidades	Media	D.E. ¹	Min	Máx	W* ²	P ³
Fecha de siembra	día juliano	315,0	7,0	297,0	334,0		
Inicio floración	día juliano	20,0	6,0	5,0	31,0		
Radiación solar	MJm ⁻² d ⁻¹	23,5	0,7	22,0	24,6		
Temperatura media	°Cd ⁻¹	22,8	0,4	21,9	23,3		
Agua _{PC}	mm	103,0	47,0	19,0	241,0		
Rendimiento	Mg ha ⁻¹	3,3	0,9	1,5	5,9	0,97	0,5

Referencias: ¹D.E.= Desvió estándar; ²W*= Prueba Shapiro-Wilks modificada para el rendimiento de soja determinado a campo; ³P= Probabilidad.

Rendimiento de máxima eficiencia técnica

Dada la escasa variabilidad en fecha de siembra y grupos de madurez de soja utilizados (GM), dos variables determinantes de la cosecha de radiación y temperatura (factores definitorios) dentro de una zona, estas variables no afectaron el rendimiento (P > 0,05). Con respecto a las variables que limitaron la frontera de rendimiento, el suministro de agua durante el período crítico de determinación del rendimiento (Agua PC) y la conductividad eléctrica del suelo (CE0-7,5) la incrementaron significativamente, mientras que la resistencia a la penetración (Rp7,5-15) y la conductividad eléctrica aparente del suelo (CEa10-

20) en el segundo estrato de suelo la redujeron significativamente (P ≤ 0,05). Estas variables fueron determinantes del rendimiento de eficiencia técnica (YET)(P ≤ 0,05). Se cuantificó una tendencia (P ≤ 0,1) a aumentar YET cuando el cultivo se desarrolló bajo condiciones "Sin limitación de nutrientes ni pH" y buena disponibilidad hídrica durante llenado de grano; con incrementos en la concentración de carbono orgánico en los primeros 15 cm del suelo y negativa para la disponibilidad de fósforo. Esto último fue el resultado del fósforo disponible en el estrato 7 a 15 cm (Cuadro 2).

Cuadro 2. Estimación de los parámetros del modelo de frontera estocástica del cultivo de soja estimado para los SC de litoral oeste del Uruguay.

Variables	Coefficiente		Error estándar
Frontera de producción			
Intercepto	11,19	***	1,76
Fecha de siembra	-0,03		0,04
Largo de ciclo	-0,06		0,25
Agua _{PC} ¹	0,19	***	0,04
Sin limitación de nutrientes ni pH ²	-3,08	+	2,06
Sin limitación de nutrientes ni pH ² * Agua _{PC}	0,60	+	0,38
Fósforo(0-15)	-0,08	+	0,06
Carbono orgánico del suelo (0-15)	0,14	+	0,17
Conductividad eléctrica (0-7,5)	0,16	*	0,08
Magnesio(0-7,5)	0,08		0,16
Potasio (0-15)	-0,03		0,07
Sodio(0-15)	0,08		0,16
Acidez titulable (0-15)	-0,02		0,07
Resistencia a la penetración (7,5-15)	-0,45	***	0,13
Conductividad eléctrica aparente (10-20)	-0,14	*	0,07
Efectos de ineficiencia			
Intercepto	-0,66		0,57
Intensidad fase agrícola	0,48		0,47
Años de agricultura continua*Frecuencia de Soja	0,45	*	0,23
Aptitud Agrícola media-alta ¹	0,22		0,19
Aptitud agrícola media ¹	-0,50		0,49
Cobertura Gramínea ¹	-0,17		0,25
Cobertura Leguminosa ¹	0,04		0,26
Evaluación del modelo			
σ^2	0,08	**	2,08
Γ	0,96	***	20,28
Razón de verosimilitud	29,40		
N	74,00		
Eficiencia media	0,80		

Referencias: Códigos de significancia: *** 0,5%; ** 2,5%; * 5%; + 10%. ¹Suministro de agua durante el período crítico de determinación del rendimiento; ²Variable categórica.

En la función de frontera los coeficientes estimados representan el cambio porcentual en la producción por el aumento porcentual en la disponibilidad del recurso o insumo. El parámetro gamma fue significativamente diferente de cero ($P \leq 0,05$), lo que indica que la eficiencia técnica afectó el rendimiento de soja. Las ineficiencias técnicas en el manejo de los recursos pudieron ser capturados a través del indicador AAC*Frec_Soja, que considera la interacción entre el largo de la fase de cultivos anuales después de una pastura perenne (AAC) y la frecuencia de soja en la fase agrícola de verano (Frec_Soja). Por lo tanto, al aumentar los años de agricultura continua con una alta frecuencia de soja, y por ende disminuir el grado de diversificación del sistema de cultivos, se incrementaron las ineficiencias de producción, lo que implica que aumentó la brecha de rendimiento entre el rendimiento de máxima eficiencia técnica (Y_{ET}) y el Ya

(se redujo la eficiencia técnica de producción).

Brecha de rendimiento de eficiencia técnica

El rendimiento actual (Y_a) promedio fue de $3,3 \pm 0,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ y el rendimiento de máxima eficiencia técnica (Y_{ET}) fue de $4,1 \pm 0,9 \text{ Mg ha}^{-1}$. Por lo tanto, la brecha de rendimiento de eficiencia (Yg^{Ef}) fue de $0,8 \text{ Mg ha}^{-1}$, y se redujo exponencialmente a medida que aumentó el Y_a (Figura 1a). Un 28% de los casos evaluados tuvieron una brecha superior al 30%, asociándose en todos los casos a valores de Y_a inferiores a $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$. En el otro extremo, un 35% de los sitios lograron una Yg^{Ef} menor al 10%, y en todos estos casos el Y_a fue superior a $2,9 \text{ Mg ha}^{-1}$. Esto sugiere que el "piso de producción" cuando los recursos disponibles son utilizados con la máxima eficiencia posible está en torno a $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ para la zona en estudio (Figura 1b).

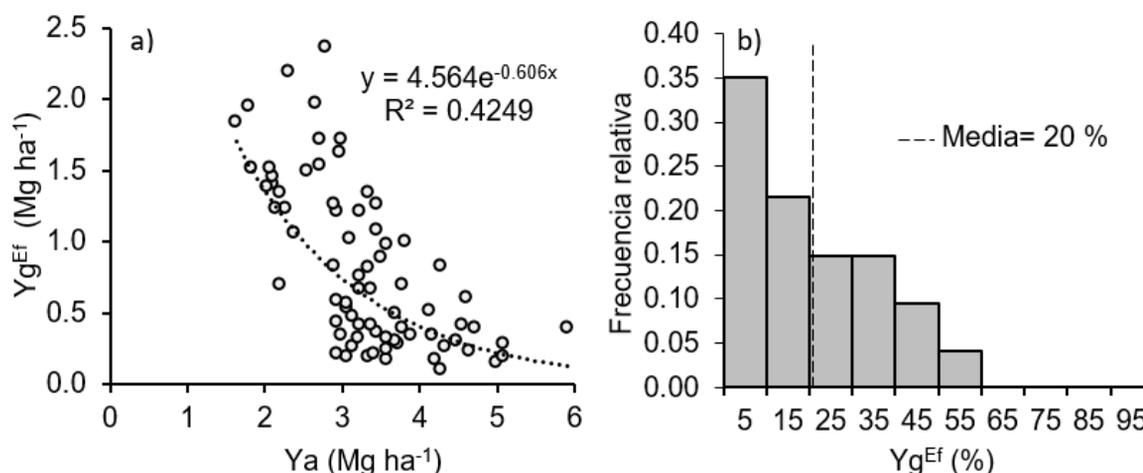


Figura 1. Brecha de rendimiento por eficiencia (Yg^{Ef}) de soja en sistemas agrícolas del litoral del Uruguay: (a) relación entre la Yg^{Ef} ($Mg\ ha^{-1}$) y el rendimiento actual (Ya) ($Mg\ ha^{-1}$) para cada muestra de rendimiento de soja analizada ($n = 74$). (b) histograma de frecuencias con la distribución de la Yg^{Ef} (%).

Valores bajos del indicador AAC*Frec_Soja consideran tanto la integración de pasturas perennes en el SC como el aumento de la frecuencia de maíz y sorgo como cultivos de verano (o de la frecuencia de soja). Su impacto se cuantificó reduciendo la Yg^{Ef} , principalmente a través de la reducción del Ya partir de 7 años de agricultura continua (AAC*Frec_Soja). Los resultados muestran que el efecto se marcó en chacras con 8 a 10 años de agricultura continua con una frecuencia

de soja en verano superior a 0,9 (9 cultivos de soja cada 10 años de fase agrícola) (Figura 2a). El Y_{ET} logrado en soja sembrada luego de una fase de pasturas perennes (AAC=1), fue $4,9\ Mg\ ha^{-1}$, reduciéndose linealmente a una tasa de $0,12\ Mg\ ha^{-1} / AAC*Frec_Soja$. La tasa en la reducción de Ya fue similar hasta 7 AAC*Frec_Soja. A partir de este valor, la reducción fue más acentuada, lo que se traduce en mayores pérdidas por ineficiencias ($P \leq 0,05$).

Cuadro 3. Componentes de la brecha de rendimiento de eficiencia por sistema de cultivo y variables de entrada que fueron significativas ($P \leq 0,05$) en el modelo de frontera estocástica. Letras distintas dentro de columnas indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$).

Variables	Unidades	PC	CC_maíz	CC_soja
Componentes de Y^{Ef} por sistema de cultivo				
Rendimiento actual	$Mg\ ha^{-1}$	3,5 a	3,5 a	2,8 b
Rendimiento de máxima eficiencia técnica	$Mg\ ha^{-1}$	4,1 a	4,2 a	4,1 a
Brecha de rendimiento de eficiencia	$Mg\ ha^{-1}$	0,6 a	0,7 a	1,2 b
Indicadores de uso del suelo				
Años de agricultura continua pos-pastura	#	3,9 a	9,0 c	7,0 c
Frecuencia de soja en verano		0,9 b	0,6 c	1,0 a
Variables significativas en el análisis de frontera estocástica ($p \leq 0,05$)				
Agua durante período crítico (R4-R6)	mm	111,0 ab	130,0 a	93,0 b
Conductividad eléctrica (0-7,5)	dsm^{-1}	1,4 a	1,3 a	1,0 b
Resistencia a la penetración (7,5-15)	kPa	1289,0 a	1223,0 a	1116,0 a
Conductividad Eléctrica aparente (10-20)	$mScm^{-1}$	782,0 a	843,0 a	995,0 a

Existió un “efecto rotación” (Russelle et al., 1987), cuantificado por los SC identificados previamente (PC, CC_maíz y CC_soja) (Figura 2b). La eficiencia en el uso de los recursos fue significativamente mayor en los SC más diversificados, ya sea por rotar con pasturas como por integrar cultivos de maíz y sorgo en la secuencia agrícola (PC y los CC_maíz respectivamente). Al aumentar los años de agricultura continua (AAC > 4) en condiciones de baja frecuencia de maíz

y/o sorgo (Frec_Soja > 0,8) se incrementó significativamente la Yg^{Ef} . Chacras donde se implementaron SC con una alta frecuencia de soja (CC_soja) duplicaron en promedio las pérdidas por ineficiencias comparándolos con sistemas que rotaron cada 4 años con pasturas o que, eliminando la fase de pasturas, incluyeron un cultivo maíz y sorgo una vez cada 3 años ($P \leq 0,05$). Esta pérdida de rendimiento resultó de la disminución del Ya , sin afectar el rendimiento alcanzable de soja

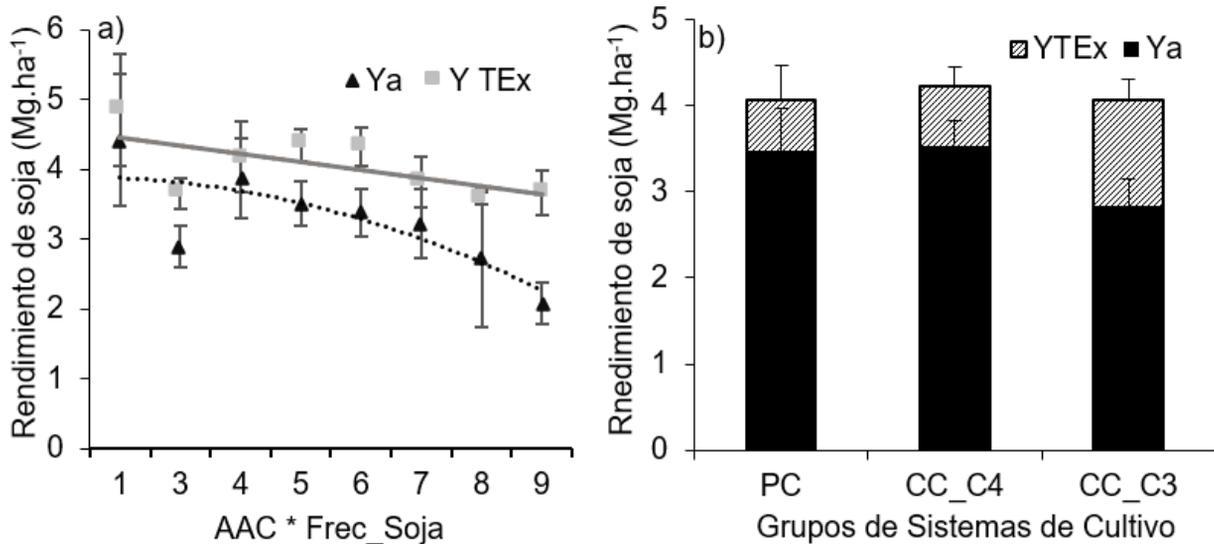


Figura 2. (a) Rendimiento medio actual (triángulos negros) y rendimiento medio de eficiencia técnica (cuadrados grises) en función del número de años de agricultura continua después de una pastura perenne (AAC) ponderado por la frecuencia de soja en la fase agrícola de verano (Frec_Soja). (b) Rendimiento actual (Ya) y brecha de rendimiento por eficiencia (Yg^{Ef}) en función de los grupos de Sistemas de Cultivo.
 Referencias: (a) Barras de error indican nivel de confianza ($\alpha = 0,05$). Las líneas: funciones ajustadas: $Y_a = 3,88 - 0,03(AAC * Frec_Soja) + 0,02(AAC * Frec_Soja)$ ($R^2 = 0,6454$); $Y_{TEx} = 4,58 - 0,12(AAC * Frec_Soja)$ ($R^2 = 0,4084$). (b) Sistemas de cultivo PC = rotación con pasturas, CC = agricultura continua: maíz = incorporan maíz y/o sorgo, soja = con alta frecuencia de soja.

(Figura 2b). Por ende, el sistema de cultivo, además de alterar la fertilidad del suelo, afectó la eficiencia en el uso de los recursos (Cuadro 3).

Brecha de rendimiento de recursos

El máximo rendimiento alcanzable (Y_{Max}) fue de 5,3

Mg ha⁻¹, siendo la brecha de rendimiento alcanzable (Yg^{Alc}) promedio de soja de 2,1 Mg ha⁻¹, atribuible en un 60% ($Yg^{Rec} = 1,2$ Mg ha⁻¹) a la disponibilidad de recursos o insumos. La diferencia cuantificada en rendimiento entre Y_{Max} y Y_{Min} fue de 2,1 Mg ha⁻¹ ($P \leq 0,05$) y existió un escalón de productividad entre los rendimientos inferiores y superiores (Figura 3).

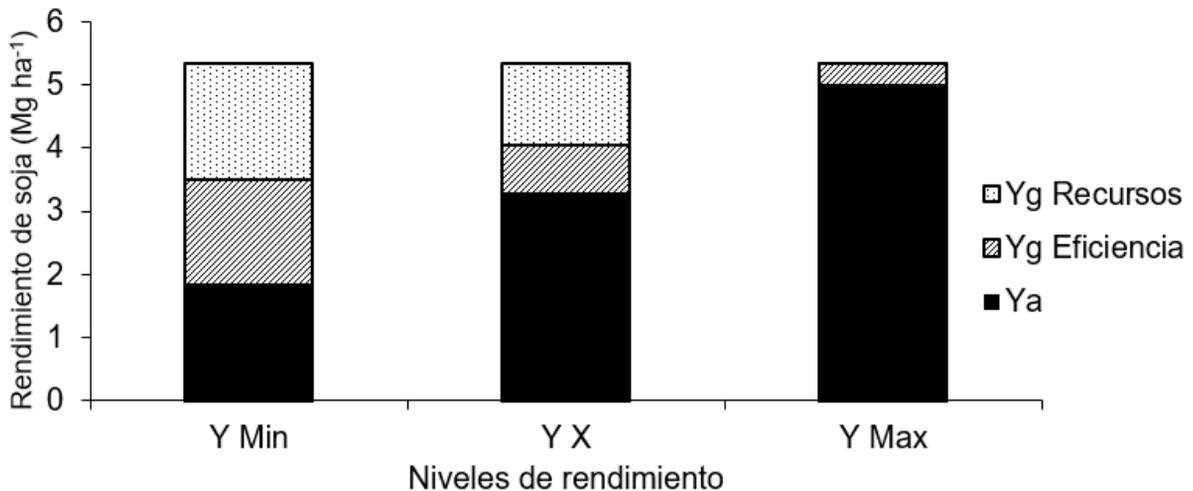


Figura 3. Brecha de rendimiento alcanzable en soja (Yg^{Alc}) agrupada por nivel de producción y desagregada en brecha de rendimiento por recursos (Yg^{Rec}) y brecha de rendimiento por eficiencia (Yg^{Ef}). Y_{Max} : Rendimiento máximo alcanzable de eficiencia técnica (Percentil 90), YX: Media del rendimiento de eficiencia técnica. Y_{Min} : Rendimiento mínimo alcanzable (Percentil 10).

La caracterización de los distintos niveles de producción permitió identificar los principales factores que definieron la brecha de rendimiento de recursos (Yg^{Rec}). Los rendimientos del estrato superior de producción se relacionaron con el suministro de agua

durante el llenado de grano del cultivo y la disponibilidad de fósforo, siempre bajo condiciones sin limitantes en cuanto a las propiedades físicas ($Rp_{7,5-15}$) y la fertilidad del suelo ($CE_{0-7,5}$). Esta última característica se asoció a la diversificación de los SC (Cuadro 4).

Cuadro 4. Componentes de la brecha de rendimiento alcanzable (Yg^{Alc}) y factores que describen la Yg^{Rec} por nivel de producción. El análisis se realizó sobre aquellas variables relacionadas con la frontera de producción. Se muestran los resultados significativos. Códigos de significancia: *** 5% entre Y_{Max} y Y_{Min} ; **** 5% entre Y_x y Y_{Min} .

Variable	Unidades	Y_{Max}	Y_x	Y_{Min}
Componentes de Yg por nivel de producción				
Rendimiento actual	Mg ha ⁻¹	4,7*	3,2**	2,5
Rendimiento de máxima eficiencia técnica	Mg ha ⁻¹	5,3*	4,1**	3,3
Brecha de rendimiento de eficiencia	Mg ha ⁻¹	0,6	0,9	0,8
Brecha de rendimiento de recursos	Mg ha ⁻¹	0,0*	1,2**	2,1
Brecha de rendimiento alcanzable	Mg ha ⁻¹	0,6*	2,1**	2,9
Recurso "Calidad del suelo"				
Resistencia a la penetración (7,5-15)	kPa	1069*	1200**	1658
Conductividad eléctrica (0-7,5)	dsm ⁻¹	1,5*	1,2	1
Recurso "Mejoras tecnológicas"				
Sistemas bajo riego ¹	%	75*	25	0
Agua P_C	mm	188*	119**	86
P agregado	kg Pha ⁻¹	48*	23	26

¹Variable categórica

El suministro de agua durante el período crítico de definición del rendimiento (lluvia más riego) y la compactación subsuperficial del suelo ($Rp_{7,5-15}$), variable que impacta tanto en la capacidad de almacenar agua útil en el suelo como en la absorción de agua por las plantas (Beulter y Centurion, 2004; Bacigaluppo et al., 2011), fueron los factores que mejor representaron la transición en cuanto a la disponibilidad y calidad de recursos y su impacto en la frontera de producción (Figura 4). Los problemas asociados a la compactación de los primeros estratos de suelo han sido indicados como un síntoma de degradación del suelo en distintos trabajos sobre sistemas agrícolas con cero laboreo, lo que sugiere la necesidad de establecer estrategias de manejo para control y/o mitigar este proceso de degradación (Botta et al., 2007; Hamza y Anderson, 2005).

COMENTARIOS FINALES

El rendimiento máximo alcanzable (Y_{Max} : 5,3 Mg ha⁻¹) estimado en nuestro análisis es comparable al rendimiento potencial estimado por Rizzo et al. (2021) para la zona agroclimática en estudio bajo condicio-

nes hídricas no limitantes. El rendimiento actual (Y_a : 3,3 Mg ha⁻¹) estuvo dentro del rango de rendimientos publicados por González (2013) para ambientes definidos en el país como de alta aptitud agrícola. La brecha de rendimiento alcanzable fue de 2,0 Mg ha⁻¹ para la zona en estudio, siendo explicada en un 60% por disponibilidad y calidad de los recursos e insumos (Yg^{Rec} : 1,2 Mg ha⁻¹) y en un 40% por la eficiencia con la que estos fueron utilizados (Yg^{Ef} : 0,8 Mg ha⁻¹).

Al igual que lo encontrado por distintos autores para la región (Bacigaluppo et al., 2011; Di Mauro et al., 2018; Rizzo et al., 2021), la disponibilidad hídrica durante el período crítico de determinación de los principales componentes numéricos del rendimiento fue el principal recurso limitante del rendimiento de soja. Mientras que la fertilidad del suelo (afectada por el diseño de CS) y la compactación (subyacente a todos los sistemas) también desempeñaron un papel importante en la conformación de la brecha de rendimiento de recursos. Este estudio reveló la importancia de la calidad del suelo en determinar el rendimiento alcanzable de soja. Los resultados indicaron que el nivel de rendimiento inferior (Y_{Min} : 3,3 Mg ha⁻¹), estuvo determinado por condiciones hídricas limitantes

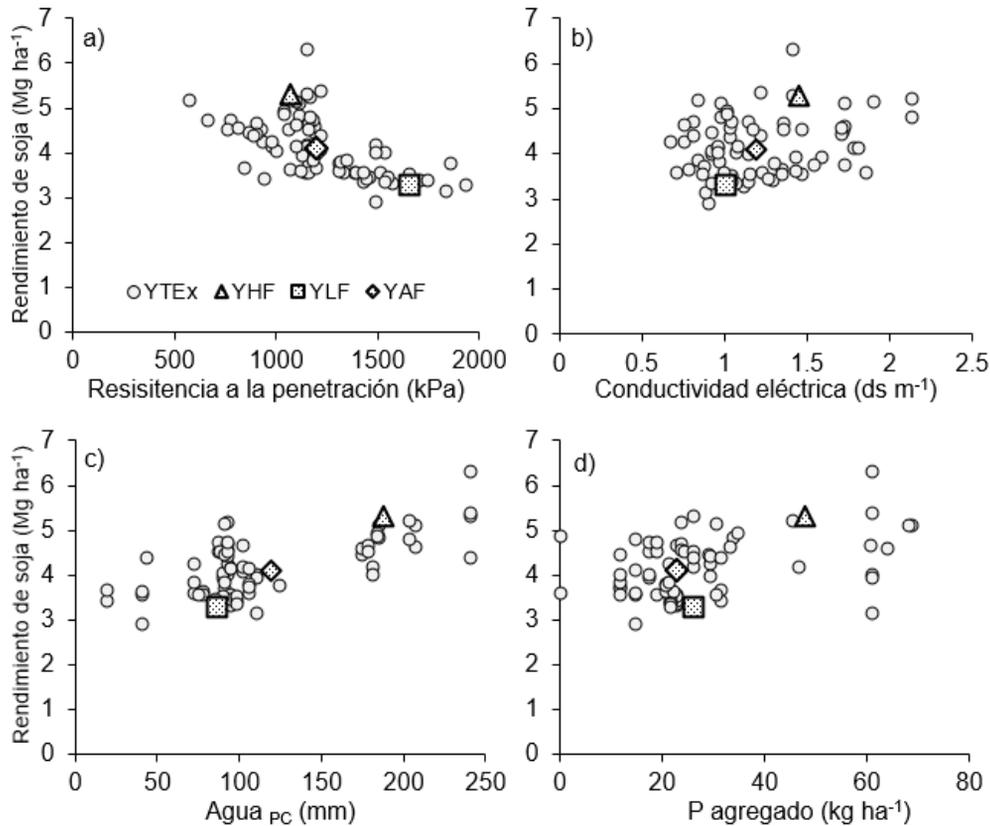


Figura 4. Relación entre el rendimiento de máxima eficiencia técnica (Y_{ET}) de soja ($Mg\ ha^{-1}$) y: (a) la resistencia a la penetración en 7,5-15 cm de suelo (kPa) (b) la conductividad eléctrica de 0-7,5 ($ds\ m^{-1}$), (c) el suministro de agua durante el período de determinación de rendimiento del cultivo (mm) y (d) el P agregado como fertilizante ($kg\ ha^{-1}$) de cada una de las muestras evaluadas.

(Agua PC= 85 mm) y por suelos con problemas de compactación ($R_{p_{7,5-15}} = 1658\ kPa$). Dado que esto uno de los síntomas de degradación de los sistemas agrícolas, se requieren alternativas de re-diseño de los sistemas de cultivo que la eviten. Los rendimientos máximos alcanzables ($Y_{Max}: 5,3\ Mg\ ha^{-1}$), si bien se lograron bajo condiciones hídricas no limitantes (Agua PC= 188 mm), en el 75% de los casos fue por la incorporación de sistemas de riego suplementario. Bajo este escenario, existió una tendencia positiva a incrementar el rendimiento cuando se incrementó la oferta de nutrientes (K, P y S) y se corrigió el pH del suelo. Como menciona Bacigaluppo et al. (2011), mantener una buena calidad de suelo, tanto desde el punto de vista de su condición física como de su fertilidad, resultó trascendental para obtener rendimientos que superaran los 4,5 a 5,0 $Mg\ ha^{-1}$, definidos por Salvagioti et al. (2008) como ambientes de alto rendimiento. Lograrlos requiere implementar mejoras tecnológicas (riego), ajustar la fertilización y establecer un sistema de cultivo diversificado que mantenga la fertilidad del suelo.

Bajo condiciones de secano, el criterio actual de fertilización (García, 2005) no limitó el rendimiento alcanzable de soja, los principales factores en limitar el rendimiento fueron el agua suministrada por las precipitaciones y la capacidad para almacenarla en el suelo.

El sistema de cultivo además de alterar la fertilidad del suelo afectó la eficiencia en el uso de los recursos. La Yg^{Ef} estuvo explicada ($P \leq 0,05$) por el largo de la fase agrícola (AAC) y la incorporación de maíz y sorgo en la secuencia de cultivos anuales (Frec_Soja). Cuando ambos componentes (pasturas y/ maíz o sorgoC4) se eliminan del SC (SC poco diversificado), se limitó el rendimiento actual, generando un aumento en la brecha de rendimiento de eficiencia técnica. Chacras sobre sistemas CC_Soja registraron en promedio pérdidas por ineficiencias de más de 0,65 $Mg\ ha^{-1}$ con respecto a sistemas que rotaron cada 4 años con pasturas o que, eliminando la fase de pasturas de la rotación, incluyeron un cereal de verano una vez cada 3 años ($P \leq 0,05$). Este punto toma una mayor relevancia cuando se considera que ninguno de los

sitios utilizados representa un SC con graves deficiencias agronómicas en el manejo, y todos fueron ubicados en situaciones calificadas como suelos aptos para agricultura, con una intensidad de uso del suelo alta y bajo labranza cero. Por ende, cabe suponer que sería posible un impacto mayor en zonas marginales con manejos con una menor incorporación de buenas prácticas agrícolas.

El diseño de los SC no solo permitió mantener la calidad de los recursos en el tiempo, sino que también fue posible cuantificar su impacto en el rendimiento de soja. Los SC diversificados lograron 0,7 Mg ha⁻¹ más que aquellos bajo agricultura continua con alta frecuencia de soja durante 7 o más años (Figura 4). Como la reducción del Ya se generó a partir de 4 años de soja consecutivos, seguir sembrando soja sin rotar con maíz, sorgo o pradera, implicó una tasa anual de pérdida de Ya de aproximadamente 0,1 Mg ha⁻¹. Si se acumulara esta pérdida anual, quien sembró 10 cultivos consecutivos de soja habría perdido un total de 2,1 Mg ha⁻¹. Se podría decir que sembró 10 cultivos, pero cosechó 9.

BIBLIOGRAFÍA

- Aparicio V, Costa JL. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research*, 96(1–2): 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.05.006>
- Bacigaluppo S, Bodrero ML, Balzarini M, Gerster GR, Andriani JM, Enrico JM, Dardanelli JL. 2011. Main edaphic and climatic variables explaining soybean yield in Argiudolls under no-tilled systems. *European Journal of Agronomy*, 35(4): 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.07.001>
- Baeza S, Paruelo JM. 2020. Land use/land cover change (2000–2014) in the Río de la Plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing*, 12(3): 1–22. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>
- Beretta-Blanco A, Pérez O, Carrasco-Letelier L. (2019). Soil quality decrease over 13 years of agricultural production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 3. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09990-3>
- Beulter AN, Centurion JF. 2004. Effect of soil compaction in root development and in soybean yield. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 39(6): 581–588. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2004000600010>
- Botta GF, Pozzolo O, Bomben M, Rosatto H, Rivero D, Ressia M, Tourn M, Soza E, Vazquez J. 2007. Traffic alternatives for harvesting soybean (*Glycine max L.*): Effect on yields and soil under a direct sowing system. *Soil and Tillage Research*, 96(1–2): 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.05.003>
- Cassman KG. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(11): 5952–5959. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.11.5952>
- Cassman KG, Grassini P. 2020. A global perspective on sustainable intensification research. *Nature Sustainability*, 3(4): 262–268. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0507-8>
- Di Mauro G, Cipriotti PA, Gallo S, Rotundo JL. 2018. Environmental and management variables explain soybean yield gap variability in Central Argentina. *European Journal of Agronomy*, 99: 186–194. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.04.012>
- Díaz-Zorita M, Trasmonte D, Barraco M. 2014. ¿Rotaciones o monocultivos En La Pampa Arenosa? INTA EEA General Villegas. Memoria Técnica 2013-2014. pp.64–67.
- Ernst O, Siri-Prieto G. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research*, 105(2): 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.08.001>
- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli SR, Cadenazzi M, Dogliotti S. 2016. Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity. *Field Crops Research*, 186: 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.005>
- Ernst OR, Dogliotti S, Cadenazzi M, Kemanian AR. 2018. Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield. *Field Crops Research*, 217(November 2017): 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.014>

- Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli S, Siri-Prieto G, Dogliotti S. 2020. The dos and don'ts of no-till continuous cropping: Evidence from wheat yield and nitrogen use efficiency. *Field Crops Research*, 257: 107934. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107934>
- Fischer RA, Edmeades GO. 2010. Breeding and cereal yield progress. *Crop Science*, 50(April): S85-S98. <https://doi.org/10.2135/cropsci2009.10.0564>
- Foley JA, DeFries R, Asner, GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski, JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734): 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Franzluebbers AJ, Sawchik J, Taboada MA. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190: 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>
- García FO. 2005. Soja : Criterios para la fertilización del cultivo. *Informaciones Agronómica Del Cono Sur INPOFOS*, 27: 1-13. http://agro.unc.edu.ar/~ceryol/documentos/soja/Criterios_fertilizacion.pdf
- García-Préchac F, Ernst O, Siri-Prieto G, Terra JA. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil and tillage research*, 77(1): 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.002>
- Garnett T, Appleby MC, Balmford A, Bateman IJ, Benton TG, Bloomer P, Burlingame B, Dawkins, M, Dolan L, Fraser D, Herrero M, Hoffmann I, Smith P, Thornton PK, Toulmin C, Vermeulen SJ, Godfray HCJ. 2013. Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. *Science*, 341(6141): 33-34. <https://doi.org/10.1126/science.1234485>
- González J. 2013. Análisis de las variables ambientales y de manejo vinculadas a las variaciones de rendimiento en grano en cultivos agrícolas de secano, a partir de datos de chacras de agricultores CREA. [Tesis para la obtención del título de Ingeniero Agrónomo]. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Uruguay. 386 p.
- Hamza MA, Anderson WK. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*, 82(2): 121-145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>
- Mazzilli SR, Kemanian AR, Ernst OR, Jackson RB, Piñeiro G. 2015. Greater humification of below-ground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biology and Biochemistry*, 85: 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.014>
- Mazzilli, SR, Ernst OR. 2019. Soybean yield increases when maize is included in the cropping system. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 2(1): 1-6. <https://doi.org/10.2134/age2018.09.0033>
- Nicholls CI, Altieri MA, Vazquez L. 2017. Agroecology: Principles for the Conversion and Redesign of Farming Systems. *Journal Ecosystems Ecograph S5*: 010. doi:10.4172/2157-7625.S5-010
- Rabinovich J, Torres F. 2004. Caracterización de los síndromes de sostenibilidad del desarrollo: El Caso Argentina. In United Nations, Santiago de Chile (p. 97).
- Rizzo G, Monzon JP, Ernst O. 2021. Cropping system-imposed yield gap: Proof of concept on soybean cropping systems in Uruguay. *Field Crops Research*, 260.107944. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107944>
- Russell MP, Hester man OB, Sheaffer CC, Heichel GH. 1987. Estimating nitrogen and rotation effects in legume-corn rotations. In: Power, J.F. (Ed.), *The Role of Legumes in Conservation Tillage Systems*. Soil Conservation Society, Washington. D.C, pp. 41 1987.
- Salvagiotti F, Cassman KG, Specht JE, Walters DT, Weiss A, Dobermann A. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Research*, 108(1): 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.03.001>
- Soil Quality Institute. 1999. *Soil Quality Test Kit Guide*. NRCS Soil Quality Inst. Auburn. AL. Soil Conservation Service. 1972. *Soil Survey Laboratory Methods Procedures for Collecting Soils and Samples*. Soil Surv Report 1. USDA Washington. EE. UU.

Intensificación sostenible en la agricultura de verano, una mirada desde la eco-fisiología y el manejo de cultivos

L. Giménez¹

INTRODUCCIÓN

El Departamento de Producción Vegetal de la Facultad de Agronomía elaboró colectivamente, hace algunos años, un paradigma a seguir en las actividades de investigación que se denominó *Intensificación sostenible de la agricultura*. Al autor le correspondió trabajar en una parte de la agricultura que posee una relevancia económica significativa para el país y la región, la agricultura de verano y los trabajos de investigación se desarrollaron principalmente en soja y maíz, ubicados mayoritariamente en el Litoral Oeste (Giménez, 2019).

La agricultura de verano realizada en secano presenta elevadas posibilidades de intensificación debido a que existen caminos tecnológicos para provocar efectos positivos en la productividad de maíz y soja. Además, es posible lograr estabilidad en los rendimientos, por tanto, no solo es probable incrementar la productividad en ambos cultivos sino hacerlo en forma estable. Esta posibilidad depende directamente de la modificación de la tecnología aplicada y de cambios en el ambiente de producción en el que se desarrollan los cultivos.

El objetivo de la línea de investigación fue identificar las limitantes ambientales principales de los cultivos de verano, realizar propuestas técnicas para levantarlas y de esa manera incrementar los rendimientos, sin aumentar la superficie cultivada y a su vez reducir los impactos ambientales negativos que provoca la agricultura. De esta forma, se entiende que es posible la intensificación sostenible de la agricultura de manera amplia, es decir, desde el punto de vista económico, ambiental y social (Rosas y Buonomo, 2016). En la producción de granos existe un ambiente circundante a cuidar, asimismo productores y trabajadores que viven de esta actividad, por tanto, la sostenibilidad de los sistemas productivos debe incluir la totalidad de estos aspectos.

El enfoque aplicado para intentar resolver la intensificación sostenible de la agricultura de verano tuvo como primera etapa entender los aspectos en los que se basa la producción de granos y para eso se analizaron los elementos eco-fisiológicos determinantes y de mayor jerarquía. El rendimiento en grano de los cultivos se puede analizar a través de un modelo simple que es el que propone que el rendimiento es el producto de la biomasa total producida por el índice de cosecha (IC) o sea, la proporción de materia seca de grano en relación a la materia seca total producida (Stöckle y Nelson, 2000). Por tanto, es básico comprender que para intensificar la producción de granos, hay que incrementar la producción de biomasa y lograr transformar la mayor proporción posible de esa biomasa producida en grano. Bajo estos conceptos, hay que priorizar el análisis en los factores que tienen mayor determinación en la producción de biomasa y estos son básicamente la disponibilidad hídrica, la disponibilidad de nutrientes y la disponibilidad de energía lumínica proveniente de la radiación solar fotosintéticamente activa.

Para la agricultura de verano realizada en secano en el país, el factor de producción más limitante es la disponibilidad hídrica (Sawchick et al., 2010). Esto es así debido a que la variación en la disponibilidad de agua, en los cultivos realizados en secano, provoca las mayores modificaciones en el rendimiento, superiores al resto de los factores de producción. El primer aspecto a analizar en la disponibilidad hídrica de los cultivos realizados en secano son las recargas de agua en los suelos y la única fuente de recargas importantes son las precipitaciones (PP). El país presenta un régimen de PP de tipo isohigro con un volu-

¹ Departamento Producción Vegetal Facultad de Agronomía. Correo electrónico: kapoexe@fagro.edu.uy

men anual promedio de 1000 a 1400 mm con cierta variación entre regiones, no obstante, el volumen anual de PP es relativamente estable.

En cambio, si se analizan las PP mensuales entre setiembre y marzo, meses en los se ubica el desarrollo del ciclo de los cultivos de verano, se observa, en las Figuras 1 y 2, que tanto en el sur (cuenca del río de la Plata) como en el norte (cuenca del río Uruguay) del

litoral oeste del país, se registran promedios mensuales que oscilan entre 85 y 140 mm con una variabilidad entre años, medida a través del desvío estándar, elevada que presenta valores del orden de 70 a 80% de las medias mensuales. Esto implica que la variabilidad interanual de las PP mensuales es alta durante los meses en los que se produce la etapa de crecimiento de los cultivos de verano en la región litoral oeste del país (Genta y Texeira, 2001).

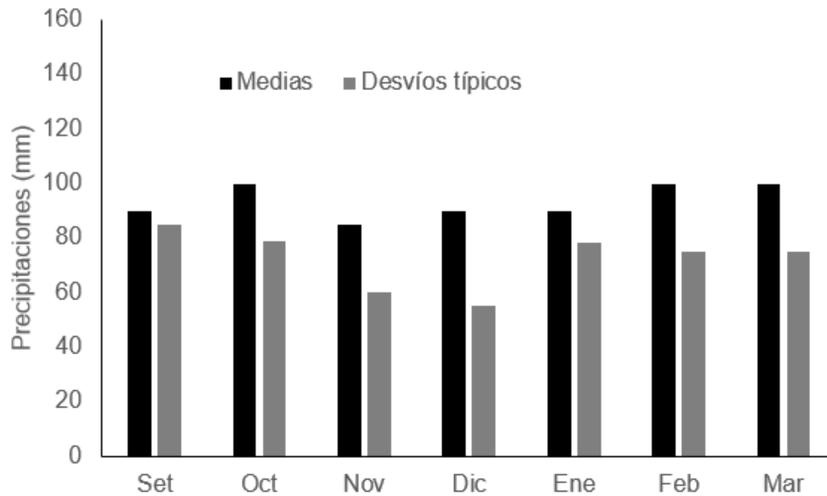


Figura 1. Precipitaciones (mm) en cuenca del Río de la Plata, medias y desvíos típicos mensuales.

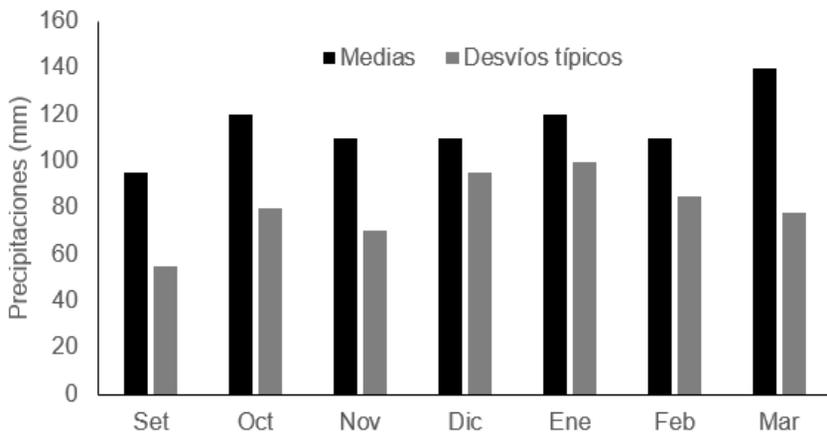


Figura 2. Precipitaciones (mm) en cuenca del Río Uruguay, medias y desvíos típicos mensuales.

Por otra parte, en el sur y norte del litoral las demandas evaporativas atmosféricas durante los meses de primavera verano, caracterizadas por el parámetro de mayor rigor para su estimación que es la evapotranspiración del cultivo de referencia (ET_o) son elevadas y de menor variabilidad que las PP. Entre setiembre y marzo, la ET_o acumulada promedio es

superior a las PP totales acumuladas tanto en el norte como en el sur del litoral. Además, las ET_o entre diciembre y febrero, en los que normalmente se ubican las etapas del ciclo de los cultivos de verano más importantes para la determinación del rendimiento, varían entre 120 y 180 mm por mes (Figuras 3 y 4).

Otro factor que interviene en la disponibilidad hídrica

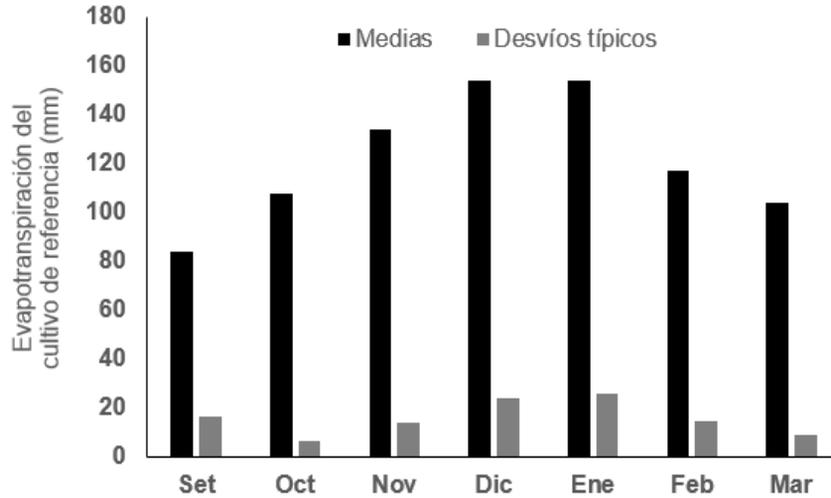


Figura 3. Evapotranspiración del cultivo de referencia (ET0) para Colonia, medias y desvíos típicos mensuales.

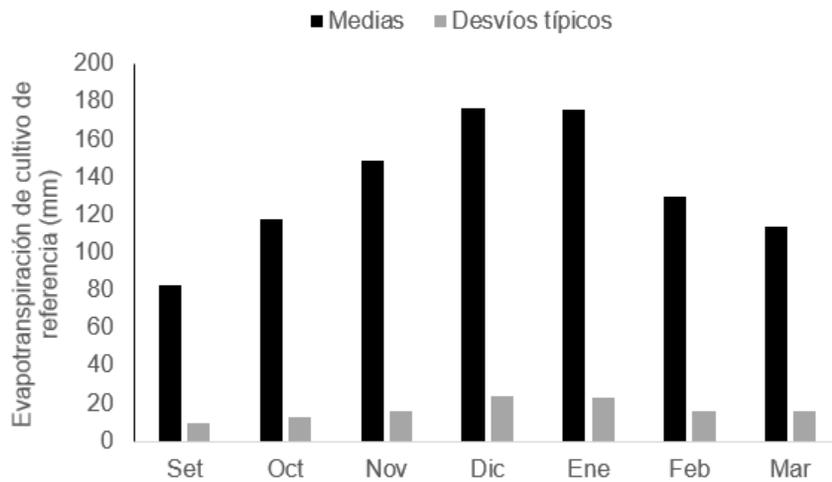


Figura 4. Evapotranspiración del cultivo de referencia (mm) para Salto, medias y desvíos típicos mensuales.

ca de los cultivos, es la capacidad de almacenamiento de agua disponible (CAAD) de los suelos. El agua disponible total en los suelos agrícolas varía entre 80 y 160 mm aproximadamente (Molfino y Califra 2001), este contenido implica, en forma aproximada, el 20% del consumo hídrico de los cultivos de maíz y soja. La CAAD de los suelos en los que desarrolla agricultura en el litoral es relativamente baja y en general está limitada por la profundidad. A esto se debe sumar que el agua fácilmente disponible para los cultivos es aproximadamente el 50% del agua disponible en el suelo, por debajo de ese contenido, el agua es retenida con mayor energía y es más compleja la extracción. Si se relacionan las demandas de agua diarias en los

meses de verano, que oscilan entre 5 y 6 mm, con el agua fácilmente disponible de un suelo promedio con 120 mm de CAAD, partiendo de un suelo completo de agua, en el caso de no recibir recargas en 10 días aproximadamente comienzan a presentarse problemas de disponibilidad hídrica en los cultivos. Este periodo sin PP ocurre normalmente en el país, en cualquier mes del año se pueden presentar más de 10 días sin la ocurrencia de PP.

Por tanto, la situación hídrica de los cultivos de verano indica que la normalidad es que se presenten deficiencias hídricas en la mayoría de los años. Las deficiencias hídricas varían con la etapa del ciclo en que ocurren y en la intensidad de las mismas, pero su

ocurrencia es la normalidad de nuestra producción estival de granos. Esto explica una parte importante de la brecha entre los rendimientos potenciales y los obtenidos en condiciones de secano en maíz y soja. En consecuencia, el incremento de la producción de biomasa y la transformación de la misma en grano, pasa por resolver la disponibilidad hídrica de los cultivos y la práctica de manejo que permite realizarlo es el riego suplementario. Este tema ha sido extensamente evaluado por la investigación nacional y validado a nivel comercial (Sebben et al., 2019).

En síntesis, los resultados indican que no hay posibilidades de intensificar la producción de cultivos de verano en forma estable, sin levantar la limitante ambiental de mayor importancia para la producción de granos, debido a que los factores que determinan esta limitante son prácticamente de tipo estructural. Es decir, la combinación de la capacidad de almacenar agua de los suelos, el régimen de PP y las demandas atmosféricas durante los meses de primavera y verano provocan que las deficiencias hídricas en estos cultivos ocurran en casi todos los años.

De todas maneras, es importante indicar que no es suficiente con regar los cultivos para intensificar la producción de granos de verano. Se requiere, además, manejar ajustadamente el riego suplementario, esto implica aportar el agua a los cultivos en las etapas requeridas y en el volumen necesario. Para accionar de esta manera existen herramientas, en principio se deben caracterizar hídricamente los suelos y utilizar balances hídricos para estimar la evolución del contenido de agua del suelo y de esta manera tomar decisiones ajustadas de riego, ya sea a través de modelos de simulación calibrados y validados o umbrales de riego validados en las diferentes etapas fenológicas del ciclo de los cultivos.

Por otra parte, se requiere manejar los cultivos para ambientes sin deficiencias hídricas. El manejo de cultivos regados es sustancialmente diferente al manejo de los cultivos en condiciones de secano. En secano, la estrategia debe ser defensiva debido a que no se controla la principal limitante ambiental que es la disponibilidad hídrica. El objetivo con la aplicación de las prácticas de manejo debe apuntar a que las deficiencias hídricas afecten el rendimiento físico y económico de los cultivos en la menor medida posible. En cambio, en ambientes sin deficiencias hídricas, la

estrategia debe ser ofensiva, esto implica que las prácticas de manejo deben asegurar que los diferentes factores de producción se encuentren disponibles en la cantidad y en la etapa del ciclo que los requieran los cultivos.

A continuación se analizarán los efectos de dos prácticas de manejo que se deben modificar en ambientes sin deficiencias hídricas: la fecha de siembra en soja y a la disponibilidad de nitrógeno en maíz. La fecha de siembra es un factor clave en cualquier cultivo debido a que su modificación implica cambiar la disponibilidad de radiación solar incidente y en cultivos sin limitantes hídricas importa interceptar la mayor cantidad de radiación incidente principalmente en las etapas de mayor importancia en la determinación del rendimiento. La radiación solar incidente viene dada por la latitud y las características climáticas de cada año, en estos factores no es posible influir, pero sí es posible intervenir en la etapa fenológica de los cultivos en la que se recibe. La etapa más importante del ciclo de los cultivos es el periodo crítico (PC) de determinación del rendimiento, en soja son las etapas fenológicas entre R4 y R6 (Fehr y Caviness, 1971). El criterio para seleccionar la fecha de siembra es lograr que las máximas demandas atmosféricas se ubiquen durante el período crítico, básicamente porque cuando el cultivo transpira se produce el intercambio gaseoso que permite fijar C atmosférico. En la medida que se maximice la cantidad de vapor de agua transpirado por el cultivo, mayor será la cantidad de C atmosférico que pueda ser absorbido y con ello el incremento de la biomasa total fijada, en la medida que no existan otras limitantes.

La radiación solar incidente mayor, en conjunto con las temperaturas máximas, ocurre aproximadamente desde la última década del mes de diciembre hasta las dos primeras décadas del mes de enero. En consecuencia, el criterio para seleccionar la mejor fecha de siembra en cultivos de verano, sin limitantes hídricas, es la que permita ubicar el período crítico de determinación del rendimiento en condiciones de radiación solar y temperaturas elevadas. Esto está comprobado en maíz que es una especie C4 que se comporta bien con radiación y temperaturas elevadas. En cambio, en soja que es una especie de tipo fotosintético C3, no era tan claro. Para estudiar este tema se evaluó el comportamiento productivo en tres

fechas de siembra ubicadas en las primeras décadas de octubre, noviembre y diciembre, respectivamente. Las siembras más tempranas en soja presentaron las radiaciones incidentes mayores durante las etapas reproductivas del cultivo. En cambio, en las fechas de noviembre las radiaciones mayores se ubicaron en la etapa vegetativa y las de diciembre recibieron una radiación solar total menor, tanto en la etapa vegetativa como en la reproductiva (Cuadro 1).

Cuadro 1. Radiación solar incidente en distintas etapas fenológicas para diferentes fechas de siembra en soja.

FS	Etapas fenológicas			total
	VE-R1	R1-R3	R4-R6	
Octubre	924	1079	683	3293
Noviembre	1244	856	522	3157
Diciembre	1091	626	518	2764

Referencias: FS: fechas de siembra

Se constató que los rendimientos superiores se lograron en las siembras más tempranas evaluadas del mes de octubre, las que ubicaron el período crítico de determinación del rendimiento principalmente durante enero con los valores mayores de radiación solar incidente y temperaturas (Paparcone y Silveira, 2022) (Cuadro 2).

En relación a la disponibilidad de nutrientes, importa señalar que la fertilización inorgánica de cultivos es un factor que probablemente haya generado problemas ambientales, tanto a nivel mundial como nacional, ya que se han detectado elevados contenidos de P y N en diferentes cursos superficiales de agua. La eutrofización de cursos de agua, es un problema mundial serio, este no es un problema ambiental causado solo por la agricultura, sin embargo, es altamente probable que la agricultura también participe en este tipo de contaminación ambiental. Si bien el agua es el factor clave para la intensificación de los cultivos de verano, el manejo ajustado de la fertilización es uno de los factores clave a considerar en la sostenibilidad de la agricultura en términos ambientales.

El primer concepto a considerar es que cuando se

trabaja para incrementar la producción de biomasa y rendimiento, en ambientes sin restricciones hídricas, es decir en cultivos con riego, se requiere aumentar la disponibilidad de nutrientes ya que en general los suelos no poseen el contenido suficiente y como consecuencia se debe incrementar la fertilización de los cultivos, esto claramente genera un alerta. En ese sentido, el incremento de la productividad de los cultivos para ser sostenible debe considerar enfáticamente las posibles afectaciones al ambiente. En maíz los requerimientos totales de N para producciones de biomasa del orden de 25 a 30 Mg ha⁻¹ y rendimientos de 15 Mg ha⁻¹ son de alrededor de 300 kg ha⁻¹ y, además, se requiere que absorba más de 60 kg ha⁻¹ de P. En soja, para lograr producciones de biomasa de 16 Mg ha⁻¹ y rendimientos de 6 Mg ha⁻¹ de grano, es necesario que el cultivo absorba entre 50 y 60 kg ha⁻¹ de P. Difícilmente los suelos agrícolas puedan aportar estas cantidades de nutrientes todos los años, sin un agregado significativo de fertilizantes inorgánicos.

Por ese motivo, ante las necesidades de nutrientes de los cultivos regados es necesario mejorar la eficiencia de uso de los nutrientes que permita disminuir las dosis a aportar. El manejo de nutrientes que permite estos objetivos en cultivos regados es aplicarlos a través de un fraccionamiento mayor de las dosis de fertilizantes que permita acompañar la curva de absorción de los nutrientes, disminuir las pérdidas del sistema y generar las condiciones para una absorción con mayor eficiencia. Por tanto, se elaboró una hipótesis de investigación que implicó que la aplicación de fertilizantes solubles en forma fraccionada por medio del fertirriego permite lograr elevadas producciones de biomasa y rendimiento con un uso más eficiente de los nutrientes.

Los resultados primarios de la práctica de fertirriego en maíz son alentadores. Se evaluaron dosis de 100 y 200 UN ha⁻¹, aplicadas a través de fertirriego y por medio de fertilización sólida. Los resultados indican que las aplicaciones de N con fertirriego en ambas

Cuadro 2. Efectos de la fecha de siembra sobre la biomasa, el rendimiento, índice de cosecha, número de granos por metro cuadrado y peso de mil granos en soja.

FS	Biomasa (Mg ha ⁻¹)	Rendimiento (Mg ha ⁻¹)	IC	NG m ⁻²	PMG (g)
Octubre	15,8	7,9	43	4478	176
Noviembre	15,7	5,6	31	3644	154
Diciembre	15,3	5,0	28	3481	144

Referencias: FS: fecha de siembra, IC: índice de cosecha, NG m⁻²: número de granos por metro cuadrado, PMG: peso de mil granos.

dosis presentaron diferencias significativas en relación a la fertilización sólida, tanto en producción de biomasa total como en rendimiento en grano (Cuadro 3).

Cuadro 3. Efectos de la dosis de fertilización nitrogenada y método de aplicación sobre la biomasa y el rendimiento en maíz.

	Biomasa (Mg ha ⁻¹)	Rendimiento (Mg ha ⁻¹)
Fertilización sólida 100 UN ha ⁻¹	22,3 c	11,2 c
Fertirriego 100 UN ha ⁻¹	24,3 b	13,7 b
Fertilización sólida 200 UN ha ⁻¹	25,9 b	14,4 b
Fertirriego 200 UN ha ⁻¹	28,5 a	15,5 a

En el Cuadro 4 se muestran los resultados de la aplicación de diferentes niveles de fraccionamientos: dos, cinco y ocho aplicaciones de la misma dosis de

200 UN ha⁻¹ distribuidas desde las etapas vegetativas hasta las reproductivas avanzadas. Los resultados mostraron que la mayor cantidad de fraccionamientos de N logró los mejores resultados en biomasa y rendimiento (Canzani, 2022).

Estos resultados permiten generar expectativas en la práctica de fertirriego en la agricultura extensiva y confianza creciente en lograr con este método la mejora de la eficiencia de uso de los nutrientes en cultivos regados. En el futuro se deberá confirmar estos resultados y, además, estudiar si la mejor eficiencia de absorción de los nutrientes por el método de fertirriego permite disminuir las dosis a aplicar, reducir las pérdidas de nutrientes del sistema y por tanto bajar y eliminarla afectación ambiental negativa de la agricultura con riego.

Cuadro 4. Efectos del fraccionamiento de 200 UN ha⁻¹ aplicadas por fertirriego sobre la biomasa, el rendimiento, número de granos por metro cuadrado (NG m⁻²) y peso de mil granos (PMG) en maíz.

	Biomasa (Mg ha ⁻¹)		Rendimiento (Mg ha ⁻¹)		NG m ⁻²	PMG (g)	
Dos fraccionamientos	23,2	b	12,8	b	4666	278	b
Cinco fraccionamientos	23,5	b	13,1	b	4411	286	b
Ocho fraccionamientos	25,9	a	15,1	a	4822	321	a

BIBLIOGRAFÍA

- Canzani F. 2022. Estudio del fraccionamiento de la fertilización nitrogenada en maíz con riego. Tesis Facultad de Agronomía. Universidad de la República.
- Fehr W, Caviness C. 1971. Stages of soybean development. Special Report 80. Iowa State University, Ames, Iowa. 11 p.
- Genta JL, Texeira L. 2001. Uruguay. Inundaciones y drenaje urbano. En: Tucci CEM, Bertoni JC (Eds.) Inundações urbanas na América do Sul. Porto Alegre, Brasil, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Giménez L. 2019. Rendimientos de maíz y soja un desafío que provoca. La información experimental y la producción comercial. Cangüé, 42: 7-12.
- Molfino J, Califra A. 2001. Agua disponible de las tierras del Uruguay. Segunda aproximación. División de Suelos y Aguas, MGAP. Montevideo, Uruguay.
- Paparcone S, Silveira F. 2022. Efecto de la fecha de siembra y la disponibilidad hídrica sobre el rendimiento del cultivo de soja. Tesis Facultad de Agronomía. Universidad de la República.
- Rosas F, Buonomo M. 2016. Marco conceptual para un desarrollo del sector agropecuario basado en la intensificación sostenible. Desafíos de la Intensificación sostenible para la política pública. Convenio INIA-OPYPA. MGAP. INIA Serie Técnica, 227: 33-49.
- Sawchick J, Mas C, Pérez Gomar E, Bermúdez R, Pravia V, Giorello D, Ayala W. 2010. Riego suplementario en pasturas; antecedentes de investigación nacional. In: Seminario Internacional de Riego en Cultivos y Pasturas (1º., 2010 Paysandú, Uruguay). Trabajos presentados. Montevideo, Uruguay, INIA. pp. 141-153.
- Sebben G, Masoller H, Arana S. 2019. Riego: La tecnología de mayor impacto en la producción agrícola. Cangüé, 42: 13-18.
- Stöckle C, Nelson R. 2000. Cropsyst user's manual (v. 3.0). Pullman, Washington State University. Biological Systems Engineering Department. 235 p.

Agricultura para el 2050: Valorando el impacto del diseño de cultivos

G. Siri-Prieto, O. Ernst ¹, P. Arbeletche²

INTRODUCCIÓN

En los últimos 20 años se ha registrado un proceso de intensificación agrícola determinado fundamentalmente por relaciones de precios favorables y una oferta de tecnología que la viabiliza. Los principales cambios tecnológicos asociados son la adopción del no laboreo y una agricultura basada en cultivos de verano, dominada por soja. Este sistema de monocultivo se vio amenazado por la comprobación de vulnerabilidades en su diseño y manejo que provocan pérdidas significativas de servicios ecosistémicos. Como resultado de eso, se constataron situaciones de erosión hídrica por encima de lo tolerable, balances negativos y pérdidas de carbono orgánico (COS) y de N total, disminución en el potencial de mineralización de N, descenso de bases totales, acidificación del suelo, así como deterioro de la porosidad, estabilidad de los agregados, densidad aparente y capacidad de infiltración y retención de agua (Rubio et al., 2018; Ernst et al., 2018; Beretta-Blanco et al., 2019). En este sentido, Rubio et al. (2021) mostraron que la duración de la fase pasturas y la proporción del tiempo que ocupan dentro del sistema de cultivos, son claves para mitigar la degradación física, química y biológica de los suelos, lo que se refleja en mejoras del contenido de C orgánico del suelo y que esto tiene correlación positiva con el rendimiento de los cultivos. Ernst y Siri (2013) encontraron que el rendimiento relativo de los cultivos en los sistemas integrados (pastura-cultivo) se fue incrementando con el tiempo respecto a los de agricultura continua, independientemente del sistema de labranza. El deterioro progresivo de la calidad del suelo, generado por el mal diseño de los sistemas de agricultura continua, provocan un aumento progresivo en la brecha de rendimiento de trigo, que en los primeros años luego de una pastura podría corregirse con

fertilización suplementaria, pero no después de 5 años, cuando las propiedades físicas del suelo se deterioran más allá de los umbrales que afectan el crecimiento del cultivo, la dinámica de agua y la eficiencia del uso de nutrientes (Ernst et al., 2020).

La idea de valorar tres diseños de cultivos fue con el objetivo de, además de cuantificar los impactos en el resultado económico de las mismas, valorar los costos en término de suelo perdido por erosión y balance de carbono. Este trabajo valora tres diseños de rotaciones con sus respectivos cultivos, podrían plantearse otras rotaciones y otros cultivos. Esto es solo un ejemplo para poder contrastar diseños de cultivos para la producción de grano y sus impactos en el ambiente.

LAS ROTACIONES USADAS Y SUPUESTOS CONSIDERADOS PARA VALORAR EL IMPACTO

Las rotaciones planteadas fueron tres:

A) Soja continua con cultivos de servicio invernal (CS).

B) Rotación de dos años compuesta de tres cultivos: Soja-Trigo-Maíz de segunda en agricultura continua.

C) La misma rotación planteada en B pero rotando con una pastura de 3 años compuesta por gramíneas perennes y leguminosas. Total de la rotación 5 años.

A partir de los datos de DIEA-MGAP publicados por OPYPA (2021), el cultivo de maíz es el que más ha aumentado el rendimiento en grano en el periodo 1990 al 2020, este aumento fue de 153 kg/ha/año (Figura 1). En el cultivo de trigo se registró un aumento de 56 kg/ha/año en el mismo periodo y el cultivo de soja, no ha tenido incremento de rendimiento en los

¹ Universidad de la República, Facultad de Agronomía. Departamento de Producción Vegetal

últimos 20 años analizados (2000-2020)

Para el análisis presentado, se tomó el promedio de los rendimientos en el Uruguay para el periodo 2010-2020 para los tres cultivos considerados. Por lo tanto, los rendimientos promedios fueron de 5,70; 3,20 y 2,30 Mg/ha para maíz, trigo y soja, respectivamente. Estos rendimientos promedios, fueron a su vez modificados según el diseño de rotaciones planteadas. Para el caso de la rotación de soja continua con un cultivo de servicio (CS) invernal, se usó el rendimiento de soja promedio descrito anteriormente (2,30 Mg/ha). Para el caso del maíz se trabajó con dos rendimientos según fuera el sistema de rotaciones planteado. Cuando este estuvo en la rotación B (Soja-Trigo-Maíz^{sda}), el rendimiento del maíz fue el descrito en la Figura 1 (5,70 Mg/ha). Pero cuando estuvo integrando la rotación C (dos años de cultivos y tres años de pasturas), el rendimiento utilizado fue un 18% superior (6,73 Mg/ha), justificado por la mejora de las propiedades físico químicas del suelo cuantificadas por el trabajo de Ernst y Siri-Prieto (2013). Del mismo modo, en el caso del trigo, el rendimiento utilizado en la rotación C fue un 30% superior (4,16 Mg/ha) (Ernst y Siri-Prieto, 2013).

El precio del trigo ha fluctuado entre US\$ 178 y 286 en el periodo 2010 a 2020 en el Uruguay. Del mismo modo, la soja tuvo precios de grano entre US\$ 310 y

547 y el maíz entre US\$154 y 311. Por lo tanto, para el análisis posterior que se realizó según los diseños de rotaciones planteadas, se tomaran el precio máximo y mínimo entre el periodo 2010-2020 para los tres culti-

Cuadro 1. Precios de máxima y mínima (US\$) de trigo, soja y maíz para el periodo 2010-2020 para el Uruguay (OPYPA, 2021).

	Máxima	Mínima
Trigo	286	178
Soja	547	310
Maíz	311	154

vos considerados.

Para el cálculo de los costos de los cultivos se tomaron los elaborados por la Sociedad de Fomento Rural Colonia Valdense (SOFOVAL) a octubre del 2021. Los valores utilizados fueron de US\$ 673 para la soja-CS (US\$ 573+100 respectivamente). Para la rotación B y C, los costos estimados fueron de US\$ 573, 730 y 950 para soja, trigo y maíz respectivamente. Todos los manejos de los tres cultivos se supusieron iguales (fertilizantes, fungicidas, insecticidas, herbicidas). Es de suponer que la oferta de nitrógeno en los sistemas de agricultura continua sea inferior (Rotación A y B), pero para no complejizar los cálculos los costos se mantuvieron iguales. La estimación de pérdida de suelos (expresada en Mg/ha/año) fue realizada con el

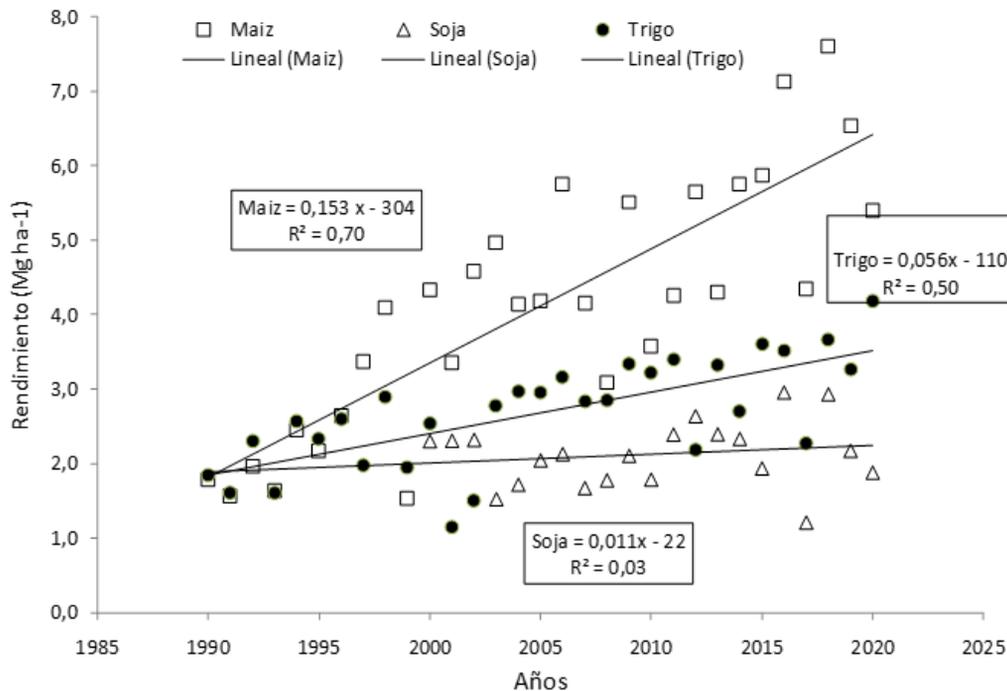


Figura 1. Evolución de los rendimientos de trigo, soja y maíz en el Uruguay (1990-2020) (OPYPA, 2021).

modelo USLE/RUSLE (Erosión 6.0 software) calibrado para el Uruguay (García-Préchac et al., 2013). La estimación del balance de carbono se realizó a partir del rendimiento de los cultivos de granos donde el ingreso de C fue la biomasa total menos el grano. El coeficiente de humificación de esos residuos (h) fue de 0,18 (Andriulo et al., 1999; Mazzilli et al., 2015). El coeficiente de mineralización (k) se estimó a partir de textura, profundidad y concentración de C del horizonte A (20 cm) de un suelo de la unidad San Manuel (10.9). Luego se ajustó el contenido de carbono a masa constante de suelo utilizando la densidad aparente del suelo (DAP) de ensayos que están ubicados en la EEMAC en la misma unidad de suelo (DAP=1,30 g/cm³).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando el precio máximo en el periodo 2010-2020 (US\$ 547), la rotación A (soja continua con CS) logró un margen bruto (MB/ha) de US\$ 585 (Cuadro 2). Por el contrario, cuando el precio usado fue el menor (US\$ 310) en ese periodo, el MB/ha fue apenas de US\$ 40. Para el caso de la Rotación B, usando los mejores precios de los granos para el periodo 2010-2020, el MB/ha para la soja y el maíz fue de US\$ 685 y US\$ 680, respectivamente, presentando el trigo MB/ha inferior (US\$ 265). Analizando los MB/ha con precios mínimos, el único cultivo que tuvo un MB negativo fue el trigo (US\$ -237). En resumen, el MB/ha de la rotación B (considerando los tres cultivos) fue de US\$ 475 y US\$ -49 para precios máximos y mínimos, respectivamente. Para el caso de la Rotación C, usando

los mejores precios de los granos para el periodo 2010-2020, el maíz fue el que obtuvo el MB/ha mayor (US\$974), siguiéndole la soja y el trigo (US\$ 685 y US\$ 564). Analizando con los precios mínimos, el MB/ha de la rotación C fue de US\$ 99, siendo superior en US\$ 59 y US\$ 148 a la rotación A y B, respectivamente. Esta mejora del margen económico que tiene la rotación C con respecto a la rotación A y B, es el resultado solamente de la mejora de los rendimientos del trigo (30%) y del maíz (18%) debido a las mejores condiciones edáficas que presenta dicha rotación con cultivos.

Cuando se analizó la productividad de los próximos 20 años (Cuadro 2), la rotación B presentó los valores más altos (112 Mg/ha), seguido de la rotación C con 52,7 Mg/ha y la rotación A con 46 Mg/ha. La diferencia en estos casos, es que las rotaciones A y B utilizan el 100% del tiempo en agricultura, en cambio, en la rotación C solo un 40 % del tiempo está bajo cultivos de grano (solo 8 en 20 años), ya que el 60 % del tiempo está produciendo pasto para uso animal.

Cuando se considera la erosión estimada por el Modelo Erosión 6.1, la rotación A presentó las mayores pérdidas de suelo (9,6 Mg/ha/año), debido fundamentalmente a que el cultivo de soja presenta los mayores valores del factor C (uso y manejo), ya que todos los otros factores de la ecuación fueron iguales para todas las rotaciones planteadas. Por lo tanto, la rotación C presenta una estimación de pérdida de suelos 72% y 55% inferior que las rotaciones A y B, respectivamente. Esta disminución en la erosión del suelo, es producto de dos factores, mayores niveles

Cuadro 2. Estimación de rendimientos (RE/ha), costos y margen bruto (MB/ha), productividad en 20 años según precios de los granos, cultivos y sistema de rotación.

Rotación	Cultivos	Precio (US\$/Mg)	RE (Mg/ha)	Costos (US\$/ha)	MB (US\$/ha)	MB Rotación (US\$/ha)	Productividad (Mg/ha 20 años)	Total
Rotación A Soja/CS	soja	547	2,30	673	585	585	46,0	46,0
		310	2,30	673	40	40		
	soja	547	2,30	573	685	475	23,0	
Rotación B Tr/M ^{sda} /Soja	trigo	311	3,20	730	265	-49	32,0	
		154	3,20	730	-237			
	maíz	286	5,70	950	680		57,0	112,0
		178	5,70	950	65			
Rotación C Tr/M ^{sda} /Soja con pastura 3 años	soja	547	2,30	573	685	1111	9,2	
		310	2,30	573	140			
	trigo	311	4,16	730	564	99	16,6	
		154	4,16	730	-89			
	maíz	286	6,73	950	974			
		178	6,73	950	247		26,9	52,7

Referencias: Tr: trigo, M^{sda}: maíz de segunda, CS: cultivo de servicio invernal

productivos del maíz y del trigo en esta rotación, y el efecto residual de las pasturas que se mantiene en el primer año de cultivos. El balance de carbono fue negativo para las rotaciones A y B (-198 y -137 kg/ha/año), contrastando con el balance positivo presentado en la rotación C (64 kg/ha/año). Este resultado es debido a que la pérdida de C por mineralización fue similar entre los tres sistemas de rotaciones, pero la gran diferencia se dio por la pérdida de C que se produce por erosión hídrica del suelo. En el caso de las rotaciones A y B la erosión hídrica fue la responsable del 25% del carbono perdido, mientras que en la rotación C representó solo el 9% del total.

Estos tres diseños de producción de grano se analizaron según cuatro eficiencias de producción: 1. Quilogramos de suelo perdido por kilogramo de grano producido; 2. Quilogramos de carbono emitidos y/o secuestrados por kilogramo de grano producido; 3. Margen bruto (MB) por tonelada de suelo perdido; 4. Emisión o secuestro de carbono por dólar obtenido por MB.

La peor rotación siempre fue la A (soja todos los años con CS invernal), con 4,2 kg de suelo perdido por kilogramo de grano producido. Este valor es muy alto y se explica por la poca productividad de la rotación (un solo cultivo por año, y más cuando este es soja) y la gran pérdida de suelo que presenta esta rotación según el modelo de la USLE/RUSLE como fuera mencionado anteriormente. Como es de esperar se observaron valores también muy ineficientes desde el punto

de la emisión de C/kg de grano producido, llegando a -86 kg de C para producir un kilogramo de grano. Por otro lado, desde el punto de vista de las eficiencias económicas, la rotación A obtuvo 60 US\$ por tonelada de suelo perdido y por dólar ganado emitió 338 kg de C a la atmósfera. Por el contrario, la rotación C, que rota dos años de cultivos con tres años de pastura, presentó valores de eficiencia de producción mucho mejores que las rotaciones A y B. Por cada kilogramo de grano que se produce, se secuestra carbono, muy diferente a las rotaciones A y B que para producir alimento (grano) emiten CO₂ a la atmósfera. Además, en las eficiencias económicas, se registran MB/ha altos por tonelada de suelo perdido (US\$ 412) en la rotación C, resultado bien distinto cuando se lo compara con el monocultivo de soja (Rotación A). Los resultados medidos como eficiencias de producción para la rotación B, como era de esperar, fueron intermedios entre las rotaciones A y C.

COMENTARIOS FINALES

Cada productor, empresa, técnico decidirá qué es lo mejor para su sistema de producción de granos, este trabajo es solo un ejemplo para contrastar diferentes estrategias de producción. En la medida en que los sistemas se simplifican, procurando a veces en el corto plazo obtener grandes ganancias de dinero, los sistemas se van desgastando y empeorando sus niveles de productividad, eficiencias y/o calidad ambiental. Estos aspectos son fundamentales para compren-

Cuadro 3. Estimación de la erosión y balance de carbono del suelo, producción de grano y sus eficiencias en tres diseños de rotaciones contrastantes.

	Unidad	Rotaciones		
		Soja/CS	Tr/M ^{2da} /Sj	Tr/M ^{2da} /Sj con Pastura
MB/año	US\$	585	475	1111
Erosión	Mg/ha/año	9,6	6,0	2,7
Balance C	kg/ha/año	-198	-137	64
Producción grano	Mg/ha/año	2,3	5,6	6,6
Eficiencias	kg suelo/kg grano	4,2	1,1	0,2
	kg C/kg grano	-86	-24	10
	MB US\$/Mg suelo perdido	61	79	412
	BC (g) US\$	-338	-288	58

Referencias: CS: cultivo de servicio invernal, Tr: trigo, M^{2da}: maíz de segunda, Sj: soja, MB: margen bruto, BC: balance de carbono.

der que en los sistemas que rotan con pasturas y/o cuando hay rotación de cultivos, los resultados en el mediano y largo plazo van siempre a ser mejores tanto en productividad como en el cuidado del medio ambiente que los sistemas de producción de granos sencillos (monocultivos). Es por ello que, en cualquier sistema de cultivo, el diseño debe contemplar la producción eficiente de grano, mejorando la calidad de suelo y disminuyendo los efectos ambientales adversos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo A, Mary B, Guerif, J. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19:365–377.
- Beretta-Blanco A, Pérez O, Carrasco-Letelier L. 2019. Soil quality decrease over 13 years of agricultural production. *Nutrient Cycle Agroecosystems*, 114:45–55.
- Ernst O, Kemanian A, Mazzilli S, Siri-Prieto G, Dogliotti S. 2020. The dos and don'ts of no-till continuous cropping: Evidence from wheat yield and nitrogen use efficiency. *Field Crops Research*: 257 (15): 0378-4290, 107934.
- Ernst O, Dogliotti S, Cadenazzi M, Kemanian A. 2018. Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield. *Field Crops Research*, 217:180-187.
- Ernst O, Siri-Prieto G. 2013. Pérdida de calidad del suelo como factor limitante del rendimiento en el largo plazo. En: III Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir: pensar en las causas y no solo medir las consecuencias, Paysandú, 2013: 157-166.
- García-Préchac F, Hill M, Clerici C. 2013. Erosión: modelo de estimación de erosión de suelos en Uruguay y región sur de la Cuenca del Plata (programa informático) erosion: estimation of soil erosion in Uruguay and the southern región of the Plata Drainagebasin (software). URL: <http://www.mgap.gub.uy/unidad-organizativa/direccion-general-de-recursos-naturales/suelos/planes-de-uso-y-manejo-de-suelos/herramientas/programa-erosion>.
- Mazzilli S, Kemanian A, Ernst O, Jackson R, Piñeiro G. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biology and Biochemistry*, 85:22–30.
- MGAP. OPYPA. 2021. Anuario. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2021/anuario-opypa-2021>
- Rubio V, Gama Roldán D, Pérez Bidegain M, Quincke A. 2018. Evaluation of the least limiting water range for a typic argiudoll under different intensities of agricultural use. *Agrociencia Uruguay*, 22(1): 107-115.
- Rubio V, Diaz-Rossello R, Quincke JA, van Es HM. 2021. Quantifying soil organic carbon's critical role in cereal productivity losses under annualized crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 321,107607.
- Sofoval 2021. Costos. <https://www.sofoval.com/costos-de-cultivos>.



VI SIMPOSIO NACIONAL DE AGRICULTURA



SPONSORS



INSTITUCIONES QUE NOS APOYAN



MEDIA PARTNERS



ISBN: 978-9974-0-2074-0



9 789974 020740